



Modellerad kvävetransport, retention och källfördelning för södra Sverige

Berit Arheimer, Maja Brandt, Gun Grahn, Elisabet Roos och Allan Sjöö

Modellerad kvävetransport, retention och källfördelning för södra Sverige

Berit Arheimer, Maja Brandt, Gun Grahm, Elisabet Roos och Allan Sjöo

Omslagsbild: Bräcketjärnet, Edsleskog, Dalsland. Maj 1995. Foto: Maja Brandt

© SMHI

Citera oss gärna och använd materialet, men glöm inte att ange källan

Tryckeri: CA-Tryck AB Norrköping 1997

ISSN 0283-1104

Report Summary / Rapportsammanfattning

Issuing Agency/Utgivare Swedish Meteorological and Hydrological Institute S-601 76 NORRKÖPING Sweden		Report number/Publikation RH No. 13	
		Report date/Utgivningsdatum May 1997	
Author (s)/Författare Arheimer, B., Brandt, M., Grahn, G., Roos, E. and Sjöö, A.			
Title (and Subtitle)/Titel Modelled nitrogen transport, retention and source apportionment for the south of Sweden Modellerad kvävetransport, retention och källfördelning för södra Sverige			
Abstract/Sammandrag Calculations of yearly averages regarding nitrogen leaching, reduction in rivers and lakes, net transport to the sea and source apportionment for the south of Sweden are presented for the period 1985-1994. The calculation are based on daily catchment modelling in 3 725 subbasins with the conceptual HBV-N model that has been calibrated in 722 sites against measured time-series. Two input data sets have been used: one with the land use and leaching concentrations related to year 1985-87 and another with the values for 1994. Some conclusions from the study: • The nitrogen reduction from the source to the sea is about 61 000 ton a year (45 % of the gross load) (1985-94), which leaves about 75 000 ton to the annual mean net transport to the sea. • The annual reduction varies spatially from 0-100 % in the area studied and it varied in time up to 30 % between different years in single basins. Most of the the reduction occurred in lakes. Consequently, the highest reduction was found for areas upstreams large lake systems and the lowest reduction near the coast where there are few lakes. • The source apportionment showed that the contribution from arable land dominated (45 %), but contribution from sewage treatment plants are important (21 %) as well as the forest leakage (8-14 %) and the atmospheric deposition on lake surfaces (11 %). • The simulation of the total net nitrogen transport to the sea showed a reduction of 7 % between 1985 and 1994 due to changes in the agricultural sector.			
Key words/sök-, nyckelord Catchment modelling, gross nitrogen load, net nitrogen load, nitrogen reduction, south of Sweden			
Supplementary notes/Tillägg		Number of pages/Antal sidor 85	Language/Språk Swedish/Svenska
ISSN and title/ISSN och titel ISSN 0283-1104			
Report available from/Rapporten kan köpas från: SMHI S-601 76 NORRKÖPING Sweden			



Förord

Det arbete som redovisas i denna rapport har till stor del utförts på uppdrag av Naturvårdsverket under hösten 1995 till våren 1997. Det är en del i ett regeringsuppdrag som syftar till att utreda hur långt Sverige nått för att reducera kvävebelastningen till våra omgivande hav och föreslå åtgärder för att ytterligare minska denna. SMHI har fått i uppdrag att beräkna retentionen av kvävet på väg till havet från källorna. Arbetet har finansierats av Naturvårdsverket och SMHI.

Följande personer vid SMHI har deltagit i arbetet:

Maja Brandt	projektledare, kalibrering, granskning, bearbetning och analys, rapportskrivning;
Berit Arheimer	modellutveckling, indataspecificering, programmering, kalibrering, granskning, bearbetning och analys, rapportskrivning;
Gun Grahn	modellering av vattenföring i alla delavrinningsområden, indata-redigering, programmering, kalibrering;
Elisabet Roos	bearbetning och grafisk framställning (t. ex. alla kartor i rapporten);
Allan Sjöö	systemhantering av indata och resultat, programmering;
Gunilla Walger	redigering av recipientdata;
Hans Bertil Wittgren	initiativtagare.

Indata till modellarbetet har levererats av följande myndigheter/institutioner:

Naturvårdsverket, Sveriges Lantbruksuniversitet och de 16 berörda länsstyrelserna. Ett varmt tack till Kjell Olsson på Naturvårdsverket samt Holger Johnsson och Markus Hoffman på Sveriges Lantbruksuniversitet för allt arbete med dataleveranser till SMHI.

Omfattningen av projektet underskattades vid starten, indataleveranserna blev kraftigt försenade och arbetet med modellutveckling och kalibrering blev avsevärt mer tidskrävande än planerat. Det har varit ett mycket arbetsamt, tidsmässigt tufft men spännande och lärorikt arbete.

Jörgen Nilsson, chef för affärsområde Samhälle vid SMHI, har varit ett stort stöd. Förutom ovan namngivna personer har åtskilliga kollegor vid SMHI bidragit på olika sätt. Tack för alla insatser och uppmuntran under projektets gång!

Norrköping april 1997

Författarna

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. Sammanfattning	1
2. Inledning	3
3. Modellbeskrivning av HBV-N	4
3.1 Mark-, yt- och grundvatten	6
3.2 Åfåran	8
3.3 Sjöar	8
3.4 Kalibrering och känslighetsanalys	11
3.5 Retention och källfördelning	14
4. Indata	15
4.1 Vattenmodellen	15
4.2 Kväve modellen	19
5. Metodik och generaliseringar	23
5.1 Vattenföring	23
5.2 Kvävekalibrering	23
6. Resultat	25
6.1 Retention	25
6.2 Brutto- och nettotransport för läckage i södra Sverige	31
6.3 Kvävetransporten till olika havsbassänger	36
6.4 Källfördelning	39
6.5 Scenario - 1994 års markanvändning jämfört med 1985 års	41
7. Validering och osäkerheter	43
7.1 Vattenföring	43
7.2 Retention och kvävekoncentration	43
7.3 Kvävetransport	50
7.4 Felkällor	51
8. Diskussion och jämförelse med tidigare beräkningar	52
8.1 Modellansatsen	52
8.2 Retentionen	52
8.3 Kvävetransporten	54
8.4 Källfördelning och transportförändring 1985-1994	56
8.5 Avslutande kommentar	57
9. Slutsatser	58
10. Referenser	59
Bilaga 1. Indata rörande jordbruket, skogen och övrig mark till HBV-N modellen	65

1. SAMMANFATTNING

Enligt internationella överenskommelser skall länderna runt Nordsjön och Östersjön minska tillförseln av kväve till haven. Regeringen gav Naturvårdsverket (NV) i uppdrag 1994/95 att följa upp reduktionen mellan 1985 och 1994 samt ge förslag på ytterligare åtgärder för få en 50 % reduktion av den antropogent betingade kvävetillförseln till havet. Naturvårdsverkets arbete har bedrivits i samarbete med Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), SCB, Jordbruksverket och SMHI.

SMHIs del i arbetet var att beräkna den retention (avskiljning) som sker av kvävebelastningen i samband med vattentransporten från källorna till havet. Detta har gjorts med hjälp av en vatten- och kvävemodell (HBV-N) som använts för att beräkna bruttotransporten och simulera ett antal biogeokemiska processer i utströmningsområden, vattendrag och sjöar. Modellen tar hänsyn till markläckage från åker, skog, bete och övrig mark, atmosfärisk deposition på vattenytor och utsläpp från avloppsreningsverk och industri. I modellen beräknas daglig retention för delområden samt alla källors nettotransport till havet. Modellen är begreppsmässig och kalibreras mot recipientdata. Fördelen med angreppssättet är att modellen är dynamisk och tar hänsyn till att retentionen är beroende av belastning, omsättningstid och klimat, och följaktligen varierar både i tiden och i rummet. Dessutom kontrolleras modellen mot mätdata.

För att beräkna vattenföringen krävs dagliga observationer av nederbörds- och lufttemperatur, månadsvis evapotranspiration, uppgifter om delavrinningsområdenas arealer, hydrologisk koppling samt andel sjö, öppen mark och skog. Indata till kvävemodellen är mer omfattande. I detta arbete har kväveberäkningarna i HBV-N utgått från vattnets kvävekoncentration i rotzonen vid olika markanvändningar. Kvävekoncentration i vatten från åkermark med olika grödor och betesmark, i olika regioner och med olika gödslingsregimer för tre olika jordarter har erhållits från SLU efter beräkningar med SOIL-N modellen. För skog och övrig mark har kvävekoncentrationer från diverse mätprogram använts och atmosfäriskt nedfall över sjöar har beräknats med MATCH-modellen vid SMHI. Uppgifter om markanvändning och punktutsläpp erhöles från NV för 3 725 delavrinningsområden i södra Sverige. Mätserier av totalkväve-, nitrat- och ammonium-koncentrationer i vattendrag erhöles från nationella övervakningsprogram, länsstyrelser och vissa vattenvårdsförbund. Till vattenmodelleringen användes generella parametrar enligt QiLän-programmet. I kvävemodellen kalibrerades oorganiskt och organiskt kväve separat i 722 mätplatser med totalt över 38 000 mätningar av vardera fraktion. Modellen kalibrerades för perioden 1985-1994 med 1985-1987 års markanvändning, läckagekoncentrationer och punktutsläpp. Dessa ändrades sedan till 1994 års förhållanden och transporten simulerades återigen för tioårsperioden. Resultaten av arbetet sammanfattas i nedanstående slutsatser.

Modellansatsen visar att:

- Det finns ett behov av mer detaljerade markdatabaser för studier av regional ämnestransport.
- Läckagekoncentrationer för åkermark borde inkludera realistiska växtföljder och gödslingsstrategier. Skogens läckage måste kartläggas och mätas mer systematiskt.
- Provtagningsprogram av vattenkvalitet borde utformas för att bättre passa modelleringsarbete, och vara mindre inriktat på kontroll av punktkällor.
- Ytterligare modellutveckling krävs för mer preciserade scenarier, som även inkluderar samspelet med andra ämnen och tidsaspekten vad beträffar markpoolens förändring.

Retentionsberäkningarna visar att:

- Den totala retentionen är ca 61 000 ton per år i genomsnitt för perioden 1985-1994, vilket motsvarar 45 % som medelvärde för hela regionen.
- I södra Sverige finns både områden som helt saknar retention och områden från vilka allt kväveläckage förbrukas på sin väg till havet. Retentionen till havet är beroende av karaktären på nedströms områden (främst sjöarealen).
- Den procentuella årsretentionen för ett område kan variera i tiden med 30 % mellan olika år.
- Ett områdes retention är främst beroende av belastningen, väder/klimat, sjöarnas andel av total arean och deras geografiska placering inom området.
- Retentionen är låg i kustnära områden utan sjöar. Denna zon har dock varierande bredd och når långt upp i de avrinningsområden som är sjöfattiga i sina nedströms liggande delar.

Transportberäkningarna och källfördelningen visar att:

- Den beräknade bruttotransporten från södra Sverige är ca 136 000 ton per år och nettotransporten ca 75 000 ton per år i genomsnitt för åren 1985-1994 (med 1985-87 års läckage).
- Markläckaget är högre för västkusten än för ostkusten, vilket delvis förklaras av den högre avrinningen och en lägre retention betingad av få sjöar i det kustnära zonen på västkusten.
- Åkermarkens bidrag av transporten till havet är i genomsnitt 45 % och avloppsreningsverkens 21 %. Bidraget från skog, betesmark, övrig mark samt från området uppströms norra Vänern utgör tillsammans 19 %, atmosfärsdeposition på vattenytor 11 % och industriutsläpp samt glesbygdsutsläpp vardera 1-2 %.
- Av åkermarkens läckage kring Mälaren är det bara ca 25 % som når havet, medan ca 80 % av sydvästra Skånes åkermarksläckage når havet.
- För exakt källfördelning är det viktigt att ta hänsyn till retentionen och dess variation mellan olika delar i avrinningsområdet.

Jämförelsen när simuleringar med 1985-87 års markanvändning, markläckage och punktkällor byttes ut mot 1994 års visar att:

- Bruttotransporten av kväve från åkermark minskar med ca 20 %. I nettotransport motsvarar denna minskning ca 16 % av åkermarkens kvävebidrag till havet. Minskningen berodde till övervägande del på ändrad kvävetransport från åkermark på grund av förändrad grödosammansättning, ökade skördar och nedläggning av åkermark.
- Nettotransporten av kväve från land till hav minskar totalt 7 %. Studien tar dock inte hänsyn till tidsfördröjningen innan dessa belastningsförändringar får effekt på transporten.
- För att minska den totala transporten till havet så effektivt som möjligt bör man inrikta sig på områden nedströms större sjösystem. Källorna där utgör en större del av nettotransporten och dessutom utnyttjas den naturliga kväveavskiljningen i vattendragen maximalt.

2. INLEDNING

Tillförseln av kväve till våra kuster och omgivande hav sker via nedfall från atmosfären, via floder och genom direkta utsläpp vid kusten. Är näringstillförseln av kväve och fosfor för stor (övergödning eller eutrofiering) kan den orsaka att växter och alger ökar i omfattning och artsammansättningen blir en annan än den vi är vana vid. När det organiska materialet sedan dör och sjunker till botten, bryts det ned under syreförbrukning, vilket kan leda till syrebrist (Naturvårdsverket 1994). Haven runt Sverige har ursprungligen varit näringsfattiga, men från slutet av 1970-talet har halterna av kväve och fosfor ökat. Belastningen på Östersjön av kväve antas ha ökat ca 4 gånger och av fosfor ca 8 gånger jämfört med sekelskiftet, varav hälften av ökningen bedöms ha skett efter 1950 (Larsson m. fl. 1985).

Sverige har åtagit sig genom internationella konventioner att reducera den antropogent betingade kvävetransporten till Östersjön och Nordsjön med 50 % på 10 år mellan 1985 och 1995. Regeringen gav Naturvårdsverket (NV) ett uppdrag 1994/95, som bl. a. innebär att NV skall utröna till vilken grad 50 %-målet uppfyllts. Dessutom skall mer effektrelaterade miljömål utvecklas och kostnadseffektiva åtgärder utformas för havs- och vattenfrågor. Detta ska utmynna i förslag på åtgärder så att 50 % reduktionsmålet för utsläpp av kväve till havet kan uppfyllas.

För att så effektivt som möjligt reducera kvävetillförseln till havet behöver man ha kunskap om utsläppskällor, transportvägar och förändringar av läckaget under transporten (retention). Vet man detta kan man i olika scenarier simulera vilka effekter olika åtgärder får på transporten. Kväveläckaget varierar dock både i rummet och tiden bl. a. beroende på fysioGRAFiska faktorer, markanvändning och vädermässiga variationer. Utifrån enbart mätningar är det resurskrävande och svårt att få en heltäckande bild av läckage, retention och olika källors bidrag till belastningen. Därför måste någon form av modell av verkligheten tillämpas.

Ett stort antal regionala undersökningar av bruttobelastning och källfördelning finns utförda kopplade till provtagningsprogram i vattendrag (t. ex. Länsstyrelsen i Östergötland 1988, Länsstyrelsen i Kristianstads län, i Malmöhus län och Nordvästra Skånes Kommunalförbund 1990, Åtgärdsgrupp Vänern 1994). Till dessa beräkningar finns ibland en enklare retentionsuppskattning (t. ex. Larsson och Johansson 1988, Fleischer m. fl. 1989). På sistone har även mer avancerade matematiska modeller tagits fram för att beskriva kvävetransporten. Grimvall och Stålnacke har utvecklat en statistisk modell för att fördela årstransporten i mynningen på olika uppströms belägna källor, som bl. a. applicerats på Lagan (Grimvall och Stålnacke 1996) och Lidan. Kvarnäs har utvecklat en begreppsmässig kvävemodell för beräkning av retention och källfördelning för bl. a. Fyrisån (1996) och Vätterns tillflöden. Vid SMHI har tre samverkande dynamiska modeller utvecklats för att simulera kvävetransport i luft (Langner m. fl. 1996), i vattendrag (Brandt 1990b, Arheimer och Wittgren 1994) och i kustzonen (Marmefeldt 1997).

De senaste försöken att på nationell nivå beräkna kvävebelastningen från Sverige till havet och upprätta åtgärdsförslag gjordes inom Miljö93 (Naturvårdsverket 1993a), och Hav'90 (Naturvårdsverket 1990). Metodiken för retentionsberäkningarna i dessa har varit att summera kvävebidragen från olika verksamheter i större regioner och sedan jämföra dessa med mätningar vid flodmynningarna. Ambitionen i regeringsuppdraget 1994/95 krävde dock mer detaljerad och samtidigt heltäckande information om retention och kvävetransport i södra Sverige samt möjlighet att simulera effekten av utförda åtgärder mellan 1985 och 1994. Därför har NV tillsammans med Sveriges Lantbruksuniversitetet (SLU), Jordbruksverket,

Statistiska Centralbyrån (SCB) och SMHI tagit fram indata till ett utvärderingsverktyg för att kunna göra det beslutsunderlag som regeringen efterfrågar. SMHIs del i projektet har varit att beräkna retentionen. Detta har gjorts med en kvävemodell (HBV-N) kopplad till en hydrologisk modell. För att beräkna retentionen i området har kvävetransportens dynamik simulerats i 3 725 delområden. 1985-1987 års markanvändning, läckageförhållanden och punktutsläpp har använts för 10 års simulering av daglig transport för att vädermässiga variationer ska kunna urskiljas. Ett årsmedelvärde per delområde har sedan levererats till NVs utvärderingsverktyg.

Målsättningen med SMHIs arbete och utvecklingen av HBV-N är att modellen ska kunna användas för beräkningar av vattendragstransporterat kväve vad beträffar bruttobelastning, retention, nettotransport samt källfördelning. Dessutom skall modellen vara ett hjälpmedel för att urskilja mänsklig påverkan från naturliga variationer samt för att utvärdera effekten av olika åtgärdsförslag i scenarier.

I den här rapporten beskrivs HBV-N och modelleringen av retention och kvävetransport till havet från södra Sverige. Årsmedelvärden för perioden redovisas, liksom den geografiska variationen och vädermässig påverkan inom och mellan år. Markläckaget är beräknat per ytenhet för varje delområde och belastningen till havet redovisas för enskilda havsbassänger. Transport och retention är dessutom fördelad på olika källor, både för hela området och för tillförseln till enskilda havsbassänger. För att urskilja förändringen av kvävetransporten till havet orsakad av mänskliga aktiviteter mellan 1985 och 1994 har modellsimuleringarna även utförts med 1994 års markanvändning, läckageförhållanden och punktutsläpp. Den största skillnaden i indata mellan dessa år är minskat markläckage från jordbruket på grund av förändrad grödosammansättning, ökade skördar och nedläggning av åkermark. I rapporten diskuteras även osäkerheter och eventuella felkällor i beräkningarna och resultaten jämförs med mätningar och tidigare studier.

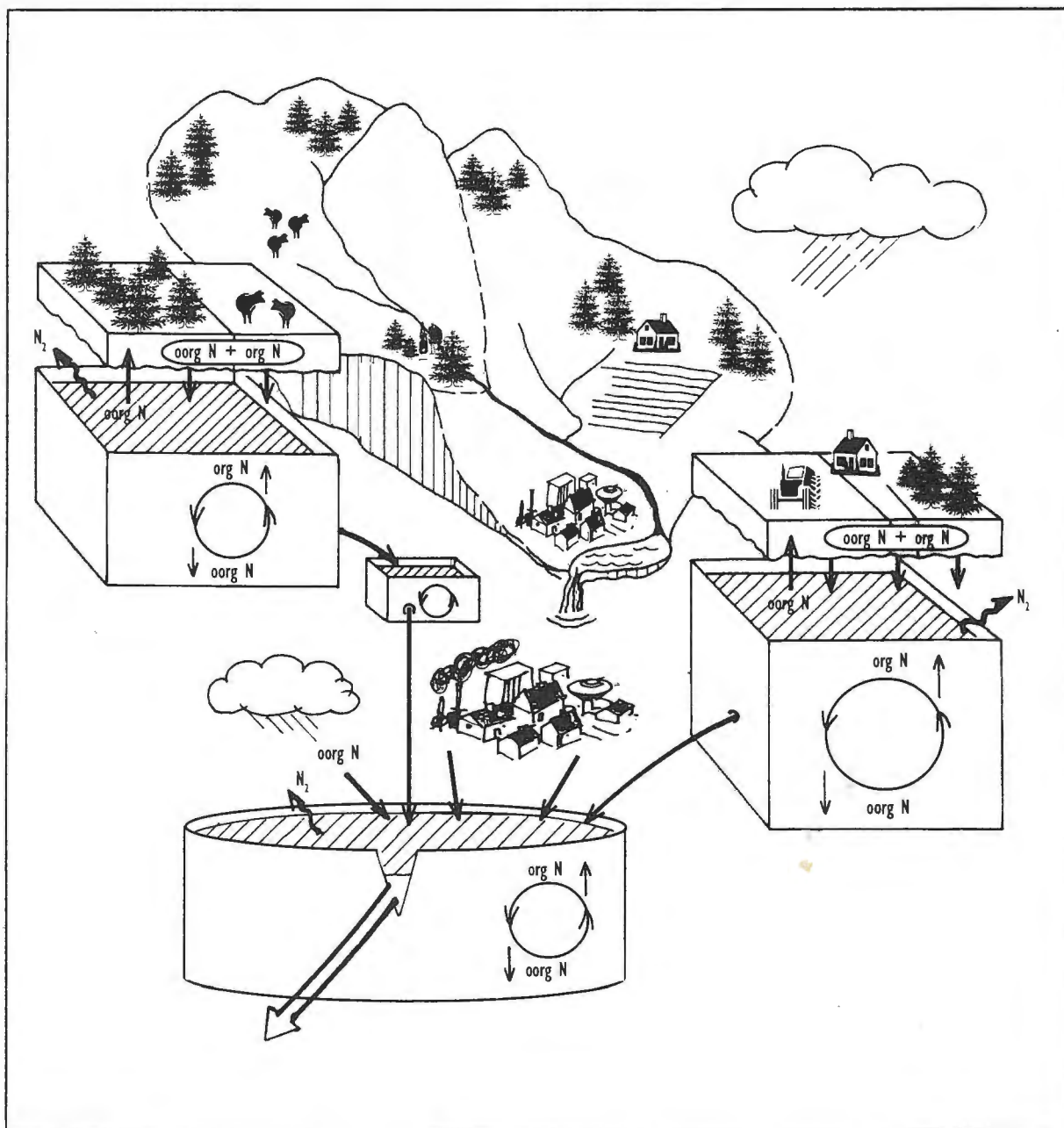
3. MODELLBESKRIVNING AV HBV-N

Successivt har en modell för beräkningar av kvävetransport i vattendrag utvecklats vid SMHI. Tidigare versioner har bl. a. testats för två åkerfält i Skåne och Halland (Bergström m. fl. 1987), för delar av Nyköpingsån (Brandt 1990a), i Ringsjöområdet (Brandt 1990b), för delar av Motala Ström (Göransson m. fl. 1991) samt i Söderköpingsån (Arheimer och Wittgren 1994).

Kvävemodellen är kopplad till den hydrologiska modellen HBV, som är en väl beprövad begreppsmässig vattenbalansmodell. HBV drivs av dagliga observerade nederbörds- och lufttemperaturdata och månadsvis evapotranspiration för det aktuella området. Ett antal parametrar styr nederbörds- och snöfallskorrektion, snö-ackumulation och smältning, avdunstning och markfuktighet, grundvatten- och avrinningsbildning i marken samt transformering och dämpning i vattendrag och i sjöar (Bergström 1992, Bergström 1995, Lindström m. fl. 1996). HBV har ett antal fria parametrar som kalibreras mot uppmätt vattenföring. För södra Sverige finns generella (länsvisa) parameteruppsättningar som tagits fram för beräkningar i omätta platser (Johansson 1992).

För att göra modellberäkningarna delas landskapet in i huvudavrinningsområden som i sin tur delas in i mindre delavrinningsområden. Eftersom Sverige har ett relativt tunnt jordtäck, antas grundvattendelaren följa ytvattendelaren. Beräkningarna görs separat för varje

delområde och transporten ut från respektive område adderas till delområdet närmast nedströms. Modellen tar hänsyn till markläckage från åker, skog, bete och övrig mark, atmosfärisk deposition på vattenytor och utsläpp från avloppsreningsverk och industri. Beskrivningen av kvävetransporten baseras på den omblandning av olika vattenmassor med skilda koncentrationer som sker i delområdets mark-, yt- och grundvatten, i huvudåfåran och i sjöar (figur 1). Dessutom tar kvävemodellen hänsyn till ett antal biologiska, kemiska och fysikaliska processer som påverkar koncentrationsdynamiken i anslutning till vattendrag.



Figur 1. Schematisk figur över vatten- och kvävemodellen, HBV-N. Landskapet i bakgrunden visar kopplingen mellan två delavrinningsområden, medan boxarna i förgrunden illustrerar kvävet passage och transformering i delområdets lokala mark-, grund- och ytvatten, i huvudåfåran samt i sjöar.

Processerna beskrivs begreppsmässigt i modellen och beräkningarna (som delvis redovisas nedan) sker för varje dygn i separata rutiner för oorganiskt ($\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$) respektive organiskt bundet kväve. Uttrycken är baserade på samband från litteraturen och tidserieanalys under utvecklingsarbetets gång. Flertalet uttryck beskriver kvävemängder och innehåller därför storheter som area eller vattenvolym för att vara generella för delområden av olika storlek. Medelvärde av de senaste tio dagarnas lufttemperatur användes genomgående som ett mått på vattentemperaturen. Modellen innehåller ett antal fria parametrar som kalibreras mot uppmätta koncentrationer. Tre parametrar kalibreras mot mätserier av organiskt kväve och totalt sju parametrar mot mätserier av oorganiskt kväve. Kalibreringen sker dock stegvis så att modellen aldrig har mer än tre fria parametrar samtidigt (se Kalibrering).

3.1 Mark-, yt- och grundvatten

Till det vatten som lämnar rotzonen i det aktuella delområdet (beräknat med HBV) ansätts läckagekoncentrationer som är beroende av markanvändningen. Kväveomsättning i marken och läckagekoncentrationer från åkerns olika grödor och bete har beräknats med SLU's markprofilmodell SOIL-N (Johnsson 1990). Motsvarande läckagekoncentrationer från skog och övrig mark har hämtats från försök i små homogena områden (se Indata). Den lokala tillrinningen från rotzonen blandas med utsläpp från glesbygdsbefolkning och atmosfäriskt nedfall på små perifert belägna vattenytor i avrinningsområdet (figur 2). Total omblandning förutsätts varje dag, förutom vid flödesökning under höglödesperioder. En högre andel av det avrinnande vattnet kan då ha kortare uppehållstid och högre koncentration av kväve p. g. a. ändrad sammansättning av vatten med skilda flödesvägar och ändrade hydrauliska förhållanden (Roberts m. fl. 1984, Probst 1985, Arheimer m. fl. 1993). Denna uttvättning av oorganiskt kväve och dominans av ytligt vatten med höga koncentrationer förekommer främst i mer näringsrika områden och kan t. ex. inte skönjas i näringsfattiga skogar med låga läckagekoncentrationer (Arheimer m. fl. 1996). I modellen beskrivs uttvättningen genom att kvävetillskottet in i systemet anrikas i ett mindre övre magasin som därmed får relativt höga koncentrationer. Kvävemängden i detta magasin tappas följaktligen av när grundvattenvattenståndet är högt och uttransporten ökar när avrinningen från området ökar om området är tillräckligt näringsrikt (se nedan). Fördelningen mellan avrinningen från det övre och det undre magasinet bestäms av följande uttryck;

$$ibfact = K1 \cdot [qi \text{ lim}] \cdot [qfact] \cdot [cistat]$$

där:

- ibfact = fördelning i avrinningen mellan övre och undre magasinet (dimensionslös)
- K1 = fri parameter som kalibreras
- qilim = mått på höglöde; andel av total lokal vattenvolym (rotzonsavrinning, ytvatten och grundvatten) som överstiger volymen av det nedre grundvattenmagasinet (ilim (K2), figur 2) (nedre gräns: qilim = 0)
- qfact = mått på flödesökning; andel av medelavrinningen de senaste tre dagarna som överstiger föregående tre dagars medelavrinning (nedre gränsvärde: qfact = 0.5)
- cistat = mått på områdets näringsstatus; andel av koncentration vid viktning av delområdets läckagekoncentrationer som överstiger läckagekoncentrationen för skog av bonitet < 9.25 m³ skog ha⁻¹ (nedre gränsvärde: cistat = 0)

I grundvattnets utströmningsområden samt i öppna diken och vattendrag kan biologiska och kemiska processer förändra vattnets koncentrationer av oorganiskt och organiskt kväve. Exempel på sådana processer är denitrifikation (bakteriell omvandling av nitrat till icke biologiskt tillgänglig kvävgas), växtupptag, algproduktion och mineralisering (nedbrytning av organiskt material till oorganiska beståndsdelar). I modellen beskrivs lokal retention och

mineralisering (*Lret*, figur 2) som kan påverka den oorganiska kvävekoncentrationen, enligt följande uttryck;

$$Lret = K3 \cdot [cibas] \cdot [tmean10] \cdot [ivbas]$$

där:

<i>Lret</i>	=	nettoförändring av oorganiskt kväve efter lokal retention och mineralisering (kg)
<i>K3</i>	=	fri parameter som kalibreras
<i>cibas</i>	=	koncentration av oorganiskt kväve i lokalt mark-, yt- och grundvatten (mg/l)
<i>tmean10</i>	=	medelvärde av de senaste 10 dagarnas lufttemperatur (nedre gränsvärde: <i>tmean10</i> = 0) (°C)
<i>ivbas</i>	=	vattenvolymen i lokalt mark-, yt- och grundvatten (m ³)

Lret beräknas varje dag som en negativ kvävemängd (kg) och dras bort från den kvävepool som finns i områdets mark-, yt- och grundvattenmagasin. Uttrycket beskriver begreppsmässigt denitrifikation genom att vara beroende av koncentration och temperatur, som är avgörande för denitrifikationshastigheten (Howard-Williams 1985, Jansson m. fl. 1986, Seitzinger 1988, Vinther 1991). Temperaturen är även avgörande för växtupptaget och för mineraliseringen. Uttrycket ska ses som en algoritm för alla dessa processer.

Säsongsdynamiken hos den oorganiska kvävekoncentrationen i vatten som avrinner från små sjölösa områden har uppmärksamats både från skogsklädda (Arheimer m. fl. 1996) och åkerdominerade områden. Däremot visade sig den lokala biologiska produktionen i och kring vattendrag, som kan avspelas i förhöjda organiska kvävekoncentrationer under sommar och höst (Grip 1982, Arheimer m. fl. 1996), främst gälla för skogsområden. Dynamiken i mätserier av organiskt kväve från åkerdominerade områden verkade styras av andra processer, som antagligen är mer kopplade till aktiviteter inom jordbruket. De oorganiska kvävefraktionerna dominerar jordbruksläckaget (Hoffman och Wall Ellström 1993), medan andelen av organiskt kväve är större för skogsområden (Lepistö m. fl. 1995). Eftersom målet med projektet var att simulera den totala kvävetransporten, inriktades därför beskrivningen av den organiska kvävekoncentrationen på skogsläckagets säsongsdynamik genom simulering av den biologiska produktionens påverkan, enligt följande uttryck:

$$Lprod = K4 \cdot [tmean10] \cdot [atmean10] \cdot [ciorg] \cdot area$$

där:

<i>Lprod</i>	=	lokal biologisk produktion av organiskt kväve (kg)
<i>K4</i>	=	fri parameter som kalibreras
<i>tmean10</i>	=	medelvärde av de senaste 10 dagarnas lufttemperatur (nedre gränsvärde: <i>tmean10</i> = 0) (°C)
<i>atmean10</i>	=	mått på temperaturökning; andel av ökningen för de senaste tio dagarnas medeltemperatur i förhållande till föregående tio dagars medel (nedre gränsvärde: <i>atmean10</i> = 0)
<i>ciorg</i>	=	mått på delområdets näringsstatus; viktad oorganisk läckagekoncentration beroende av markanvändningen i delområdet (mg/l)
<i>area</i>	=	delområdets areal (km ²)

Lprod (figur 2) beräknas varje dag i kg, och beskriver den biologiska produktionen vid en ökning av de senaste tio dagarnas medeltemperatur i förhållande till föregående tio dagars medel. Vid avtagande temperatur sker ingen biologisk produktion i modellen, och beroende av systemets tröghet fås de högsta organiska koncentrationerna under sensommar och höst när biota blir till dött organiskt material som spolas ut. Enligt ekvationen är den biologiska produktionen dessutom beroende av vattnets oorganiska kvävekoncentration, eftersom denna kan förmodas avspela områdets näringsstatus och fertilitet (Vitousek m. fl. 1979). I ett näringsrikt område antas den biologiska produktionen följaktligen vara högre än i ett näringsfattigt.

3.2 Åfåran

Åtskilliga undersökningar visar att en förändring av kvävekoncentrationen sker i åfåran genom denitrifikation, växtupptag, algproduktion och mineralisering, men i regel är den liten under svenska förhållanden (Jansson m. fl. 1990, Lindén m. fl. 1993, Jansson m. fl. 1994). I HBV-N modellen simuleras dessa processer genom att koncentrationen i inflödet från ovanliggande delområden kan förändras innan det blandas med vattnet i det aktuella delområdet (figur 3). För den oorganiska koncentrationen sker denna förändring genom att mängden (kg) inkommande kväve ändras, enligt följande beräkning:

$$\dot{A}_{ret} = K5 \cdot [ciriver] \cdot [tmean10] \cdot [sumq]$$

där:

- $\dot{A}_{ret}$ = nettoförändring av oorganiskt kväve efter retention och mineralisering i åfåran (kg)
- K5 = fri parameter som kalibreras
- ciriver = viktad oorganisk koncentration i vatten från samtliga uppströms liggande delområden (mg/l)
- tmean10 = medelvärde av de senaste 10 dagarnas lufttemperatur (nedre gränsvärde: tmean10 = 0) (°C)
- sumq = totalt vatteninflöde från samtliga ovanförliggande delområden (m³)

En ny koncentration beräknas i det inkommande vattnet efter att hänsyn tagits till retentionen i åfåran. Biologisk produktion kan påverka koncentrationen i åfåran enligt samma resonemang som för det lokala mark-, yt- och grundvattnet (ekv. *Lprod*). Den organiska koncentrationen förändras då genom att $\dot{A}_{prod}$ (kg) läggs till den organiska kvävemängden i inflödet från ovanförliggande delområden. $\dot{A}_{prod}$ beräknas enligt följande uttryck:

$$\dot{A}_{prod} = K6 \cdot [tmean10] \cdot [atmean10] \cdot [iriv] \cdot [sumq]$$

där:

- $\dot{A}_{prod}$ = biologisk produktion av organiskt kväve i åfåran (kg)
- K6 = fri parameter som kalibreras
- tmean10 = medelvärde av de senaste 10 dagarnas lufttemperatur (nedre gränsvärde: tmean10 = 0) (°C)
- atmean10 = mått på temperaturökning; andel av ökningen för de senaste tio dagarnas medeltemperatur i förhållande till föregående tio dagars medel (nedre gränsvärde: atmean10 = 0)
- iriv = mått på tillgängligt oorganiskt kväve i åfåran; viktad startkoncentration beroende av avrinning och markanvändning i respektive tillflöde (mg/l)
- sumq = summerad vattenvolym från ovanförliggande delområden (m³)

3.3 Sjöar

Avrinningen från marken i det aktuella delavrinningsområdet blandas med inflöde från uppströms liggande delområden samt med vatten i sjöar och dammar (figur 3). Atmosfäriskt nedfall på sjöytor och punktutsläpp från avloppsreningsverk och industrier adderas till kvävemängden i sjön, och därefter sker total omblandning varje dag. Om det finns sjöar och dammar i huvudåfåran eller i delområdets utlopp, kan biologiska, kemiska och fysiska processer i dessa påverka kvävekoncentrationen (Pettersson och Boström 1990, Jenssen m. fl. 1992, Ahlgren m. fl. 1994, Windolf m. fl. 1996), innan vattnet slutligen lämnar delområdet.

För simulering av hydrologiskt betingad korttidsvariation av oorganisk kvävekoncentration delas sjömagasinet in i en stor aktiv och en liten passiv del. I figur 3 illustreras den passiva delen som det övre magasinet och den aktiva som det undre. I den lilla passiva delen passerar kvävet snabbt utan att blandas med den stora vattenmassan eller påverkas av några

biogeokemiska processer. Detta sker främst vid högflöden. Fördelningen mellan avrinningen från det övre och det undre magasinet (*ilfact*, figur 3) bestäms av följande uttryck;

$$ilfact = K8 \cdot [qilake]$$

där:

ilfact = fördelningen mellan avrinningen från det övre och det undre magasinet (dimensionslös)
K8 = fri parameter som kalibreras
qilake = mått på högflöde; andel av total sjövolym (lokal tillrinning, inflöde från ovanliggande områden, sjövolym) som överstiger volymen av det undre sjömagasinet (*vlake* (*K7*), figur 3)
 (nedre gränsvärde: *qilake* = 0)

I det nedre sjömagasinet påverkas den oorganiska kvävekoncentrationen av denitrifikation, växtupptag, algproduktion och mineralisering. Summan av alla dessa processer beskrivs genom att mängden (kg) oorganiskt kväve som avskiljs från vattenfasen (*Sret*, figur 3) beräknas för varje dag, enligt:

$$Sret = K9 \cdot [cilake] \cdot [tmean10] \cdot sjöarea$$

där:

Sret = nettoförändring av oorganiskt kväve efter retention och mineralisering i sjöar och dammar (kg)
K9 = fri parameter som kalibreras
cilake = koncentration av oorganiskt kväve i vattenmassan (mg/l)
tmean10 = medelvärde av de senaste 10 dagarnas lufttemperatur (nedre gränsvärde: *tmean10* = 0) (°C)
sjöarea = total area för samtliga sjöar och dammar i huvudåfåran (km²)

Uttrycket för *Sret* påminner om det för *Lret* och är baserat på samma antaganden om beroenden för de inblandade biokemiska processerna. Däremot är uttrycket kopplat till sjöarnas area istället för volym. Detta beror på att större delen av kväveavskiljningen antas vara ett resultat av denitrifikation, som främst sker i sjöarnas bottensediment (Seitzinger 1988, Leonardson 1993). Modelleringen innebär att sjöar med lång uppehållstid kommer att vara effektiva kvävefällor eftersom avskiljningen får verka under en lång tidsrymd på tillförd kvävemängd. I sjöar med kortare uppehållstid påverkas kvävetransporten mindre, något som också stöds av resultaten från empiriska studier (Wennberg 1991, Jenssen m. fl. 1992, Ahlgren m. fl. 1994, Fleischer m. fl. 1994, Windolf m. fl. 1996).

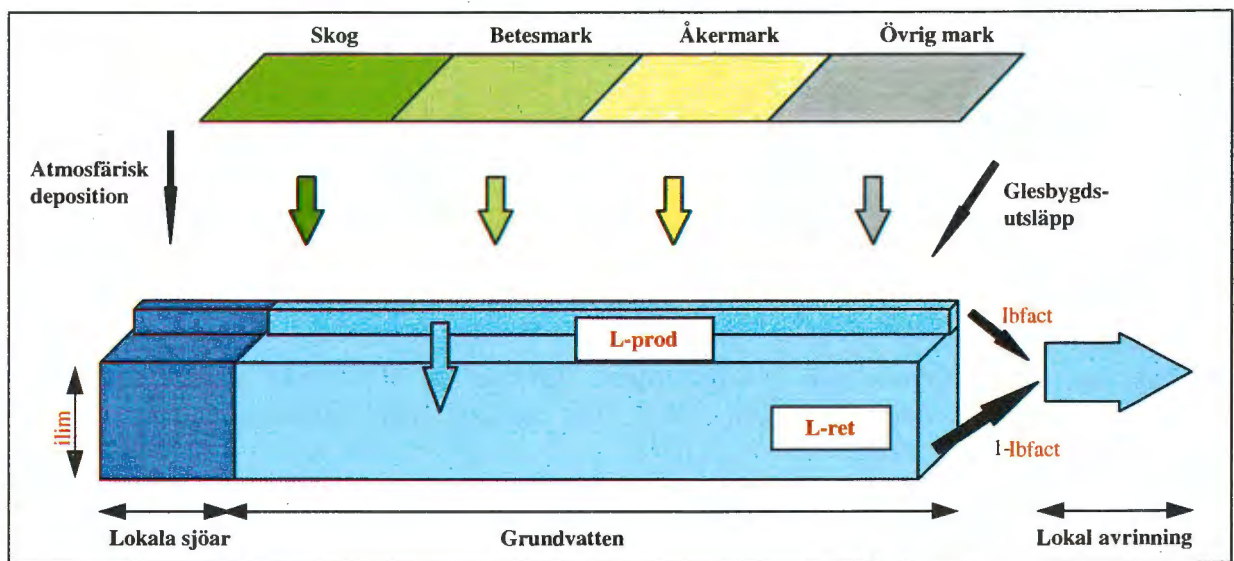
Den organiska kvävekoncentrationen ökar i vissa sjöar under sommar och höst (Brandt 1990b, Jenssen m. fl. 1992, Ahlgren m. fl. 1994). Detta beror främst på kopplingen till den biologiska produktionen i sjön, som är beroende av sjöns temperatur och näringsstatus (Jenssen m. fl. 1992, Ahlgren m. fl. 1994). I modellen beskrivs förändringen av sjöns organiska kvävemängd (*Sprod*, figur 3) med uttrycket:

$$Sprod = K10 \cdot [tmean10] \cdot [cilake] \cdot vlake$$

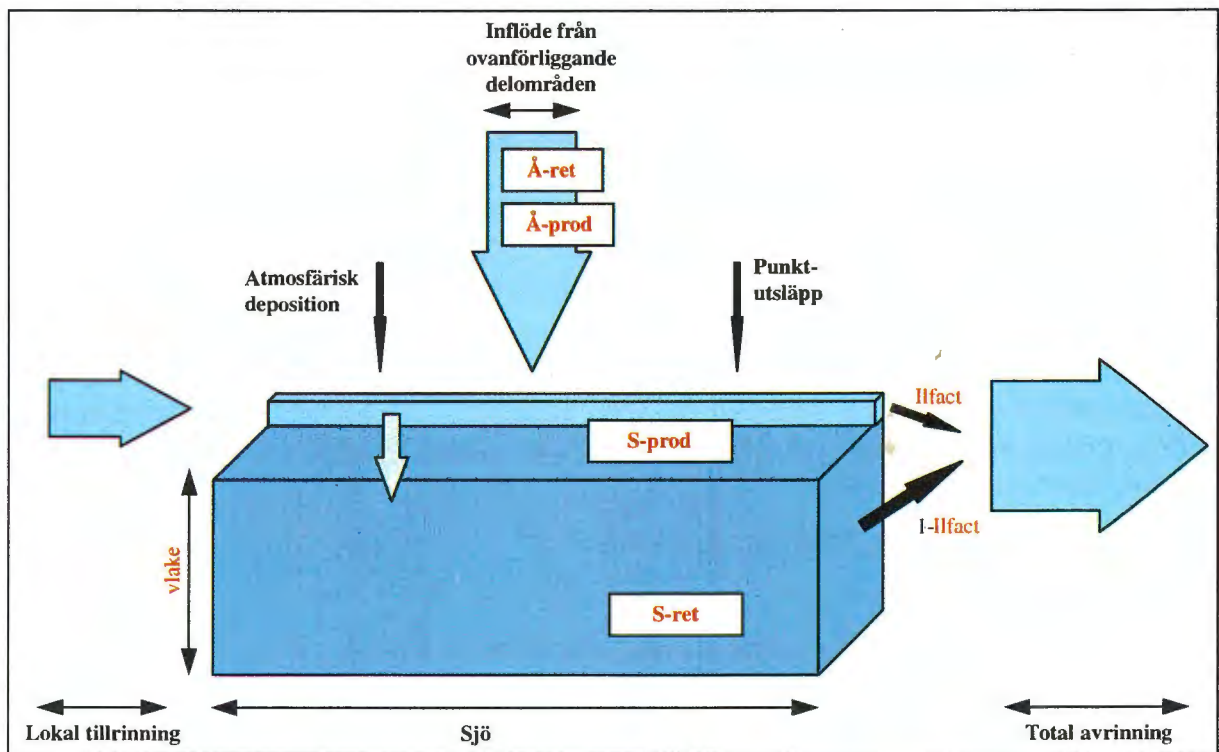
där:

Sprod = biologisk produktion av organiskt kväve i sjöar och dammar (kg)
K10 = fri parameter som kalibreras
tmean10 = medelvärde av de senaste 10 dagarnas lufttemperatur (nedre gränsvärde: *tmean10* = 0) (°C)
cilake = koncentration av oorganiskt kväve i vattenmassan (mg/l)
vlake = total sjövolym (lokal tillrinning, inflöde från ovanliggande områden, sjövolym) (m³)

Sprod beräknas i kg, och beskriver en nettoproduktion av organiskt material genom att uttrycket är positivt vid en ökning av de senaste tio dagarnas medeltemperatur i förhållande till förgående tio dagars medel. Uttrycket beskriver en nettoreduktion av organiskt material genom att det är negativt vid motsvarande temperaturavtagande, dvs. när effekten av sedimentering och mineralisering överstiger den biologiska produktionen.



Figur 2. Schematisk figur över kväverutinen för lokalt mark-, yt- och grundvatten. Fria parametrar är markerade med röd text. Figuren beskrivs i texten.



Figur 3. Schematisk figur över kväverutinen för åfåran och sjön. Fria parametrar är markerade med röd text. Figuren beskrivs i texten.

3.4 Kalibrering och känslighetsanalys

Om det finns mätdata i delavrinningsområdets utlopp jämförs modellresultaten med uppmätta värden. Modellens fria parametrar antas vara specifika för huvudavrinningsområden eller regioner. De optimeras för att ge bästa överensstämmelse mellan simulering och mätningar. Modellen antas ha en veckas precision i simuleringen, så vid optimering jämförs uppmätta värden med det bäst överensstämmande modellvärdet i intervallet tre dagar före och tre dagar efter den aktuella mät dagen. Modellparametrarna kan ändras inom givna intervall enligt en automatisk kalibreringsrutin (Brent 1973). Precisionen i simuleringarna beräknades statistiskt med hjälp av R^2 enligt Nash och Sutcliffe (1970):

$$R^2 = \frac{\sum (\overline{T_{obs}} - T_{obs})^2 - \sum (T_{mod} - T_{obs})^2}{\sum (\overline{T_{obs}} - T_{obs})^2}$$

där:

T_{obs} = uppmätta värden

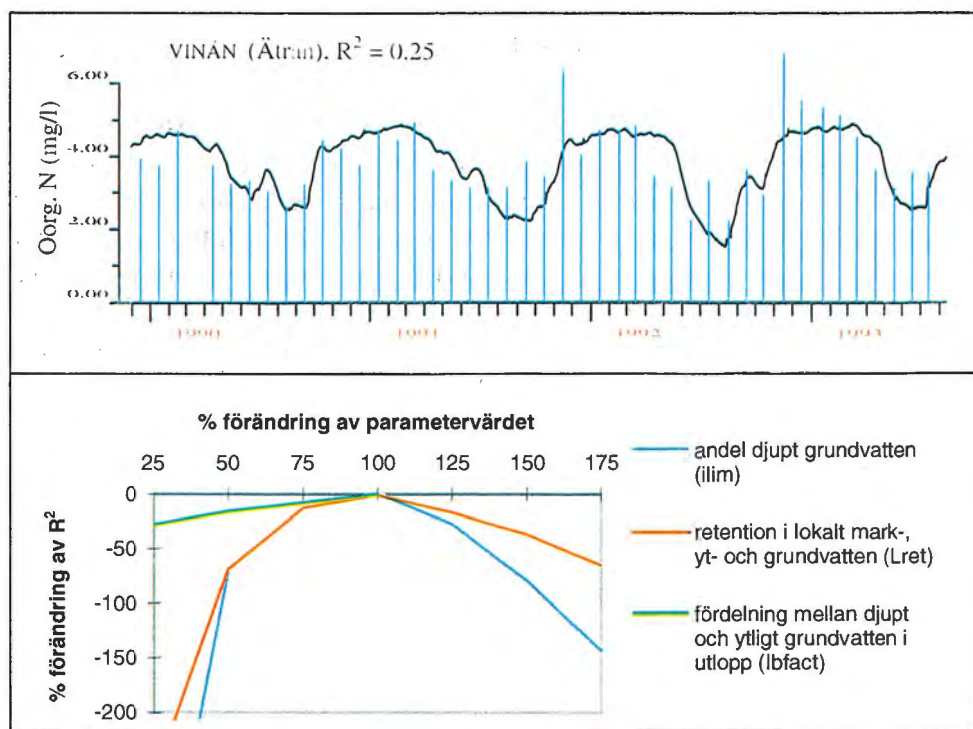
$\overline{T_{obs}}$ = medel av uppmätta värden

T_{mod} = modellerade värden

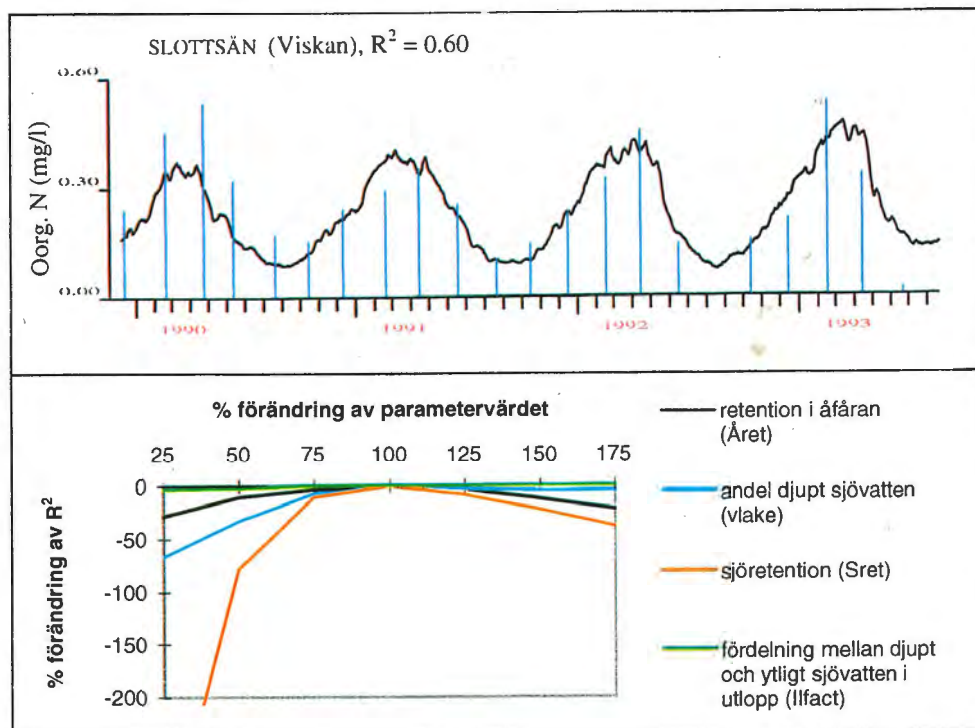
Vid ett R^2 -värde på 1.0 överensstämmer modelleringen exakt med uppmätta värden, medan ett R^2 -värde på 0 innebär att modellen inte ger bättre resultat än medelvärdet av uppmätta data. Negativa värden kan orsakas av dålig modellbeskrivning, dåliga indata eller fel i mätdata. R^2 -beräkningar görs dels för koncentrationer i samband med kalibreringen, dels för den totala kvävetransporten i de mätpunkter där det finns täta mätningar av både kvävekoncentration och vattenföring.

Den oorganiska och den organiska kväverutinen kalibreras var för sig mot mätningar av respektive kvävefraktion. Kalibreringen sker stegvis för att undvika att parametrarna kompenserar varandra. I princip anpassas först den lokala kvävedynamiken mot mätningar i sjölösa områden utan ovanförliggande delområden. Därefter kalibreras kvävetransformationen i åfåran. Slutligen kalibreras sjörutinen för enskilda huvudavrinningsområden. Den stegvisa kalibreringen innebär att modellen aldrig har mer än tre fria parametrar samtidigt.

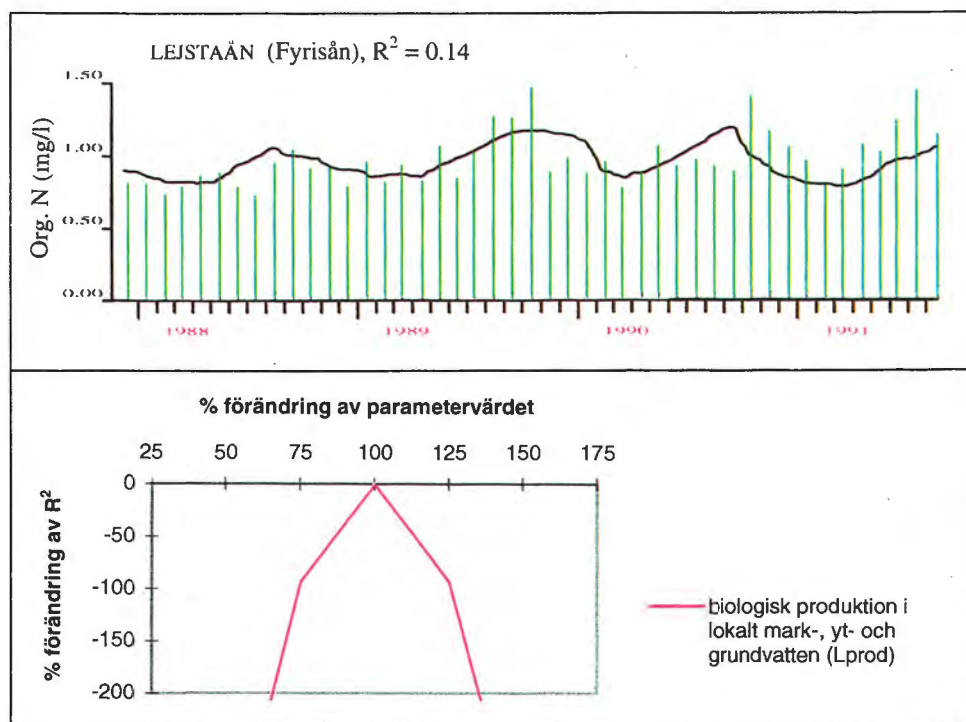
Figureerna 4-7 är exempel på känslighetsanalyser som utförts för de olika kalibreringsstegen i respektive kväverutin. Effekten av ändrade parametervärden för den oorganiska kväverutinen visas för två områden på södra västkusten (figurer 4 och 5). Av dessa framgår att retentionsparametern för lokalt mark-, yt- och grundvatten (L_{ret}) och sjörutinen (S_{ret}) är känsligast, tillsammans med parametern för den nedre grundvattenboxen ($ilim$). Ändringar av parametrarna i den organiska kväverutinen visas för två områden norr om Mälaren (figurer 6 och 7). I den organiska kväverutinen är parametern för biologisk produktion i lokalt mark-, yt- och grundvatten (L_{prod}) känslig (figur 7). Kvävetransformationen i åfåran är en tämligen okänslig parameter i båda rutinerna (figurer 5 och 7). Genomgående fångar modellen dynamiken bättre vad beträffar oorganisk kvävekoncentration än organisk, vilket också syns i figurerna. Samverkan mellan parametrarna har inte analyserats närmare.



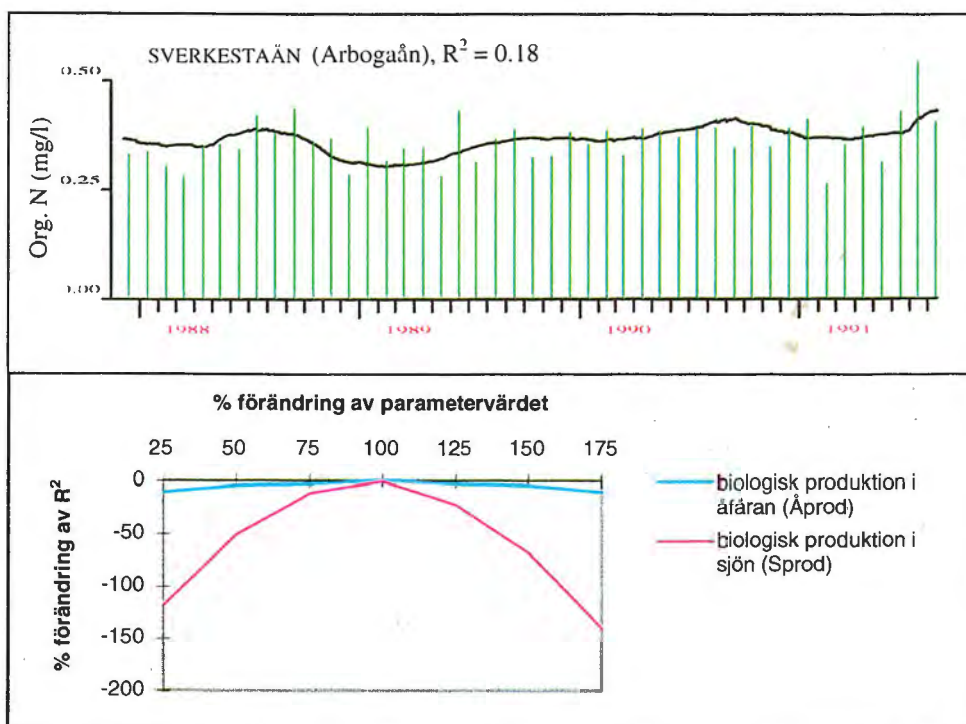
Figur 4. Känslighetsanalys av den oorganiska kväverutinen för lokalt mark-, yt- och grundvatten. Det översta diagrammet visar koncentrationskurvan vid en bästa kalibrering för ett själöst delområde (4 av 10 år), staplarna anger uppmätta värden. Det nedre diagrammet visar förändringen i R^2 -värde, när en parameter i taget ändras i intervallet 25-175%. (- 100 % förändring av R^2 innebär att $R^2=0$.)



Figur 5. Känslighetsanalys av den oorganiska kväverutinen för åfåran och sjöar. Det översta diagrammet visar koncentrationskurvan vid en bästa kalibrering för ett sjörikt vattendrag bestående av ett antal delområden (4 av 10 år), staplarna anger uppmätta värden. Det nedre diagrammet visar förändringen i R^2 -värde, när en parameter i taget ändras i intervallet 25-175%. (- 100 % förändring av R^2 innebär att $R^2=0$.)



Figur 6. Känslighetsanalys av den organiska kväverutinen för lokalt mark-, yt- och grundvatten. Det översta diagrammet visar koncentrationskurvan vid en bästa kalibrering för ett sjölost delområde (4 av 10 år), staplarna anger uppmätta värden. Det nedre diagrammet visar förändringen i R^2 -värde, när parametern som påverkar den biologiska produktionen ändras i intervallet 25-175%. (- 100 % förändring av R^2 innebär att $R^2=0$.)



Figur 7. Känslighetsanalys av den organiska kväverutinen för åfåran och sjöar. Det översta diagrammet visar koncentrationskurvan vid en bästa kalibrering för ett sjörikt vattendrag bestående av ett antal delområden (4 av 10 år), staplarna anger uppmätta värden. Det nedre diagrammet visar förändringen i R^2 -värde, när en parameter i taget ändras i intervallet 25-175%. (- 100 % förändring av R^2 innebär att $R^2=0$.)

3.5 Retention och källfördelning

Retention är ett begrepp som ofta används vid beräkningar av kväveflöden och pooler, för att beteckna den skillnad mellan bruttoläckage och nettotransport av kväve som kan noteras vid en summering av alla utsläpp längs ett vattendrag. Retention innefattar egentligen samtliga de processer som påverkar variationen i kvävekoncentration, såsom denitrifikation, biologisk produktion, fastläggning, sedimentering och mineralisering. Denitrifikation innebär en definitiv avskiljning av kväve, medan de andra processerna kan medföra antingen en temporär eller en definitiv förändring av transporten. Summan av alla processer innebär oftast att årstransporten av kväve minskar i förhållande till bruttoläckaget.

Den modellerade transporten används för att beräkna hur stor andel av ett utsläpp eller markläckage som når havet efter att ha påverkats av retention i lokalt mark-, yt- och grundvatten, åfåror och sjöar. Retentionen antas vara jämt fördelad på samtliga kvävekällor och beräknas på årsbasis för varje delavrinningsområde (Wittgren och Arheimer 1996). Andelen kväve som transporteras vidare efter påverkan i öppna vattendrag mellan delavrinningsområdet och havet beräknas enligt:

$$TH = \frac{U_1}{I_1} \cdot \frac{U_2}{I_2} \cdot \frac{U_3}{I_3} \cdot \dots \cdot \frac{U_n}{I_n}$$

där:

- TH = del av transporten från delområdet som når havet efter påverkan i samtliga nedströms delområden (%)
- $U_{(n)}$ = kvävetransport ut från åsegment eller sjö (kg)
- $I_{(n)}$ = kvävetransport in i åsegment eller sjö (kg)
- n = antal åsegment och/eller sjöar nedströms delområdet

Därefter beräknas nettobidraget till havet från de källor som påverkas av retention i lokalt mark-, yt- och grundvatten (dvs. de olika markläckagen, glesbygdsutsläpp och atmosfäriskt nedfall på perifert belägna vattenytor i området, figur 2) enligt:

$$NTL_n = BTL_n \cdot \frac{LU}{LI} \cdot \frac{SU}{SI} \cdot TH$$

där:

- NTL = nettotransport till havet för en kvävekälla som påverkas i lokalt mark-, yt- och grundvatten (kg)
- BTL = bruttotransport till havet för en kvävekälla som påverkas i lokalt mark-, yt- och grundvatten (kg)
- LI = total kvävetransport till lokalt mark-, yt- och grundvatten (kg)
- LU = total kvävetransport från lokalt mark-, yt- och grundvatten (kg)
- SI = total kvävetransport till delområdets sjöar (kg)
- SU = total kvävetransport från delområdets sjöar (kg)
- TH = del av transporten från delområdet som når havet efter påverkan i samtliga nedströms delområden (%)
- n = antal olika typer av kvävekällor som påverkas i lokalt mark-, yt- och grundvatten

Nettobidraget till havet för kvävekällor som lokalt enbart påverkas av sjöretention (dvs. utsläpp från industri och avloppsreningsverk samt atmosfärisk deposition på sjöytor, figur 3) beräknas enligt:

$$NTS_n = BTS_n \cdot \frac{SU}{SI} \cdot TH$$

där:

- NTS = nettotransport till havet för en kvävekälla som enbart påverkas av sjöretention (kg)
- BTS = bruttotransport till havet för en kvävekälla som enbart påverkas av sjöretention (kg)
- SI = total kvävetransport till delområdets sjöar (kg)
- SU = total kvävetransport från delområdets sjöar (kg)
- TH = del av transporten från delområdet som når havet efter påverkan i samtliga nedströms delområden (%)
- n = antal olika typer av kvävekällor som enbart påverkas av sjöretention

Den totala retentionen för ett visst område är skillnaden mellan bruttobelastning från samtliga källor och nettotransporten ut ur området. Summan från samtliga nettobidrag inom ett avrinningsområde är lika med belastningen på havet.

Beräkningar av olika utsläppskällors bidrag till den totala transporten brukar kallas för källfördelning. Det finns statistiska metoder för att fördela årstransporten i mynningen på olika uppströms källor, där både retention och de olika bruttoläckagen optimeras mot mätdata (Grimvall och Stålnacke 1996). I den modellansats som beskrivits ovan är däremot bruttoläckagenivån bestämd av indata, eftersom effekten av olika förändringar i utsläpp och läckage ska kunna beräknas. Modellen är främst inriktad på att beskriva transportdynamiken och de processer som sker i och kring vattendragen.

4. INDATA

4.1 Vattenmodellen

Beräkningar har gjorts i ett område som begränsas i norr av Bohuslän, Vänerns norra strand och Mälarens avrinningsområde (figur 8 och tabell 1). Området är ca 130 000 km² och indelat i 63 huvudavrinningsområden (större än 200 km²) med kustkilar emellan. Huvudavrinningsområdena har vidare delats in i totalt 3 725 delavrinningsområden med en genomsnittlig area av 40 km². Vattentillförseln från området norr om Väner (area ca 30 000 km²) har erhållits från mätserier av vattenföring, proportionaliserats till omäta områden och lagts in vid modellsimuleringen av Väner.

Uppgifter om vattendelare, hydrologisk koppling samt andel sjö, öppen mark och skog i de olika delavrinningsområdena har hämtats från Svenskt Vattenarkiv (SVAR) på SMHI. I SVAR är vattendelarna baserade på den topografiska kartan (skala 1:50 000) med 10 meters ekvidistans, medan uppdelningen i skog och öppen mark bygger på LMVs 500 x 500 m digitalisering av Sverige.

Indata till avrinningsmodellen är daglig nederbörd och temperatur från klimatstationer. I detta arbete har urvalet av klimatsstationer begränsats till de som tidigare utnyttjats för området vid beräkningen av avrinningen i Sverige för perioden 1961-1990 (Brandt m. fl. 1994) (figur 9). Till varje delavrinningsområde beräknas den areella nederbörden utifrån de fyra närmaste nederbördsstationerna (upp till ett avstånd av 60 km), vars uppmätta värden viktas samman efter avståndet till området (inverterade avståndet i kvadrat mellan stationen och mynningspunkten för området). Daglig lufttemperatur från den närmaste klimatstationen används för att fastställa om nederbörden faller som regn eller snö samt för ackumulation/smältning av snö. Medelhöjd för varje delavrinningsområde fås från SVAR och har använts för att korrigera nederbörden och lufttemperaturen för höjdskillnader mellan området och använda klimatstationer. Beräknad potentiell evapotranspiration, som används för att styra avdunstningen i modellen, har hämtats från Erikssons beräkningar (1981).

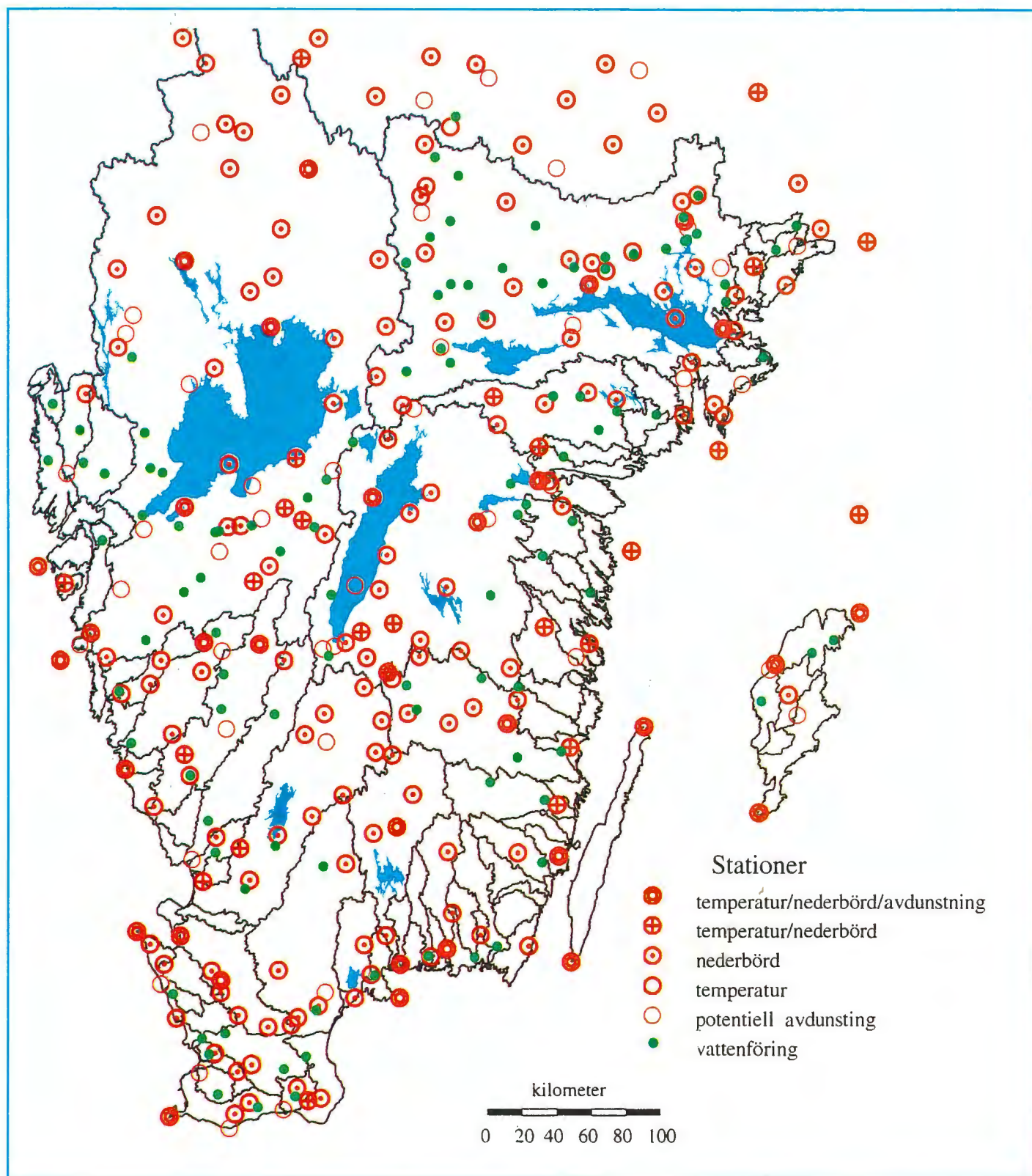


Figur 8: Huvudavrinningsområden i södra Sverige. Gränsen för det studerade området inkluderar Broströmmen (58), går norr om Norrström-Mälaren (61), skär norr om Vänern (i 108) och inkluderar Enningsdalsälven (112). Tabell 1 redovisar namn och arealer för avrinningsområdena.

Tabell 1. Nummer (SMHI standard), namn och arealer för södra Sveriges huvudavrinningsområden som inkluderats i studien. För geografisk placering, se figur 8.

Nr	Namn	Areal (km ²)	Nr	Namn	Areal (km ²)	Nr	Namn	Areal (km ²)
58	Broströmmen	227	79	Bruatorpsån	431	100	Fylleån	394
59	Norrtäljeån	352	80	Lyckebyån	810	101	Nissan	2686
60	Åkersström	396	81	Nättrabyån	444	102	Suseån	450
61	Norrström	22639	82	Ronnebyån	1113	103	Ätran	3342
62	Tyresån	251	83	Vierysån	165	104	Himleån	201
63	Trosaån	572	84	Bräkneån	462	105	Viskan	2202
64	Svärtaån	372	85	Mieån	284	106	Rolfsån	694
65	Nyköpingsån	3632	86	Mörrumsån	3369	107	Kungsbackaån	302
66	Kilaån	432	87	Skräbeån	1006	108	Göta älv	50132
67	Motala ström	15480	88	Helge å	4749	109	Bäveån	301
68	Söderköpingsån	882	89	Nybroån	316	110	Örekilsälven	1340
69	Vindån	304	90	Sege å	334	111	Strömsån	256
70	Storån	522	91	Höje å	316	112	Enningdalsälven	782
71	Botorpsströmmen	999	92	Kävlingeån	1204			
72	Marströmmen	496	93	Saxån	360	117	Gothemån	480
73	Virån	588	94	Råån	193	118	Snoderån	183
74	Emån	4472	95	Vege å	488	119	(Öland)	
75	Alsterån	1525	96	Rönne å	1897			
76	Snärjebäcken	285	97	Stensån	285			
77	Ljungbyån	758	98	Lagan	6452			
78	Hagbyån	468	99	Genevadsån	224			

Till modellens fria parametrar har använts värden enligt de generella (länsvisa) parameteruppsättningar som tagits fram för beräkningar i omätta platser inom det s. k. QiLän programmet (Johansson 1992). Södra Sverige är indelat i 16 län med olika parameteruppsättningar baserade på kontinuerliga mätningar i totalt 109 vattenföringsstationer (figur 9). Följaktligen har dagliga nederbörds- och temperaturdata samt länsvisa parameterar legat till grund för simulering av daglig avrinning i varje delområde och i alla vattendragen för åren 1985-1994.



Figur 9. Klimatstationer, som använts som databas för att välja ut nederbörds- och temperaturstationer till respektive delavrinningsområde. Vattenföringsstationerna har nyttjats för framtagning av länsvisa parameteruppsättningar för vattenmodellen inom det s.k. QiLän-programmet.

4.2 Kvävemodellen

Indata till kvävemodellen har hämtats från ett antal databaser och sammanställningar utförda av ett antal myndigheter/institutioner (tabell 2). Modellsimuleringarna har utförts dels med en indatauppsättning för förhållandena som rådde 1985-87 och dels med en indatauppsättning för 1994 års mark- och läckageförhållanden.

Tabell 2. Indata till HBV-N för simulering av kvävetransporten i södra Sverige. Uppgifter om markanvändning, rotzonläckage, glesbygds- och punktutsläpp finns i två uppsättningar, baserade på 1985-87 års förhållanden respektivet 1994 års förhållanden.

INDATA	Antal per delområde:	Antal i södra Sverige:	BAKGRUNDSDATA*
Delavrinningsområden		3 725	SVAR- vattendelare (SMHI)
Markanvändning (km ²): åkermark	max 18	486	9 produktionsområden (SLU/NV), 3 jordarter (SNA/NV), 9 grödor (SCB/NV), 2 gödselregimer (SLU/NV)
skogsmark	1	4	skogstäckning (UNIP/GRID Arendal), bonitetsklassning (SLU/NV)
betesmark	1	27	9 produktionsområden (SLU/NV), 3 jordarter (SNA/NV)
övrig mark	1	2	restpost (total area - skog, åker, bete, sjö)
sjöytor	max 4	14 398	SVAR-sjöregister (SMHI)
Rotzonsläckage (mg/l): åkermark	max 18	486	SOIL-N modellresultat (SLU)
skogsmark	1	4	mätdata från små homogena områden (SMHI, div. undersökningsomr.)
betesmark	1	27	SOIL-N modellresultat (SLU)
övrig mark	1	2	tidigare erfarenheter (SMHI)
Glesbygdsutsläpp (kg)	1	1	befolkningsstatistik (SCB/NV), schablonutsläpp/pers (NV)
Atmosfärisk deposition på vattenytor (kg)	max 4	14 398	MATCH modellresultat (SMHI) i ca 400 gridrutor (20x20 km ²), SVAR-sjöregister (SMHI)
Sjödjup (m)	max 4	3 518	SVAR-sjödjupskartor (SMHI), regressionssamband (SMHI)
Punktutsläpp (kg)	max 2	ca 700	Schabloner och mätdata för utsläpp från avloppsreningsverk och industri (NV)
Koncentrationsmätningar (mg/l) total kväve, nitrat, nitrit, ammonium	max 1-2 ggr per månad 1985-1994	722 stationer, ca 38 300 provtagningstillfällen	Nationella och regionala övervakningsprogram (PMK, JRK, Vattenvårdsförbund, Länsstyrelser)

* Förkortningar:

SLU = Sveriges lantbruksuniversitet

NV = Naturvårdsverket

SCB = Statistiska centralbyrån

SMHI = Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut

SNA = Sveriges Nationalatlas

SVAR = Svenskt Vattenarkiv

UNIP/GRID = United Nations Environment Program/Global Resource Information Database

PMK = Programmet för miljökontroll (nationell miljöövervakning)

JRK = Jordbrukets receptkontroll (nationell miljöövervakning)

Kväveläcketaget från rotzonen varierar för olika markanvändningar och därför behövs noggrannare bestämning av olika marktyper och arealer än för avrinningsmodellen. Marken i varje delområde är klassad som sjö, skog, betesmark, 18 åkertyper och övrig mark. Dessutom

är delområdet klassat med avseende på dominerande jordart och utlakningszon för åkermarken, gödselregimens andel av totalarean samt bonitet för skogen (bilaga 1). Uppgifter för klassning och läckagekoncentrationer beskrivs närmare nedan. Kvävekoncentrationer i avrinningen från området norr om Vänern linjärinterpolerades och extrapolerades till omätta områden med liknande naturgeografiska karaktär.

Areor och djup för utloppsjöar samt för sjöar i delområdets huvudåfåra (totalt 1 650 st.) och uppströms små sjöar och tjärnar (14 000 st.) hämtades från sjöregistret i SVAR. Sjödjup baserades på regressions samband när sjömätningar saknades.

Uppdelningen av skog i kvävesimuleringen har baserats på en marktäckningsklassning av NOAA-data, gjord av ESA och förbättrad av GRID och Beijerinstitutet (majoritetsklassad i 1 x 1 km pixlar). Skogen i södra Sverige har indelats i 4 olika bonitetsklasser efter SLUs klassificering (bilaga 1.3). Vinterläckagehalter från skogsområden med olika boniteter ansattes utifrån ett antal tillgängliga forskningsprogram (bilaga 1, tabell 1.1) (Grip 1982, Gustavsson och Brink 1985, Ulén 1989, Löfgren och Olsson 1990, Jacks m. fl. 1994, Arheimer m. fl. 1996, primärdata från G. Wiklander och SMHI). Bonitetsklassningen användes eftersom läckaget från skogsmark är beroende av markens näringsstatus (Vitousek 1979, Lepistö m. fl. 1995). Kväveläckaget från skogen i området varierar troligen ännu mer beroende på skogens allmäntillstånd och skogsbrukets inverkan (Löfgren och Olsson 1990). Dessa faktorer var dock svåra att kvantifiera inför projektet eftersom bra underlagsmaterial saknades.

Läckageuppgifter för åkermarkens olika grödor, i olika regioner och med olika gödslingsregimer för tre olika jordarter har tagits fram av SLU med SOIL-N modellen för perioden 1985-1994 (Johnsson och Hoffman 1996). Modellen beskriver totalkvävet dynamik i en markprofil och beräknar utlakningen av kväve från rotzonen (Johnsson 1990). Simuleringar har gjorts för betesmark och nio stycken grödoklasser med monokultur (dvs. samma gröda i 10 år i följd). Två gödslingsregimer har använts vid beräkningarna: enbart handelsgödsling eller stallgödsling med kompensationsgiva av handelsgödsel (till denna area har även räknats ogödslat). Beräkningarna har utförts för åkerjordarna lerig sand, lättlera och styv lera (se bilaga 1.2), i samtliga nio utlakningsregioner i södra Sverige (se bilaga 1.1). Totalt ger detta 486 olika läckagekoncentrationer från åkermark i södra Sverige.

De dagliga resultaten från SOIL-N var inte möjliga att använda direkt som indata till HBV-N eftersom de ibland visade en koncentrationsdynamik som inte var representativ för den större skalan samt, för några kombinationer, innehöll orealistiska trender på grund av simuleringen av monokulturer med konstant gödselregim. Istället användes 10-årsmedelvärde (bilaga 1, figurerna 1.4-1.12). SOIL-N-modellen simulerar endast totalkväve, medan HBV-N behöver uppdelning i oorganiskt och organiskt kväve eftersom de vattenrelaterade biogeokemiska processerna skiljer sig åt för de olika fraktionerna. SOIL-N resultaten fördelades därför enligt förslag från SLU i proportionerna 90 % oorganiskt och 10 % organiskt kväve. Mätningar i dräneringsvatten från åkermark visar att proportionerna varierar (Brink m. fl. 1979). I de undersökta sandjordarna utgjorde den oorganiska delen 85-95 %, i lättlera 87-95 % och i styva leror 70-80 %. Det saknas dock mätningar från stora delar av södra Sverige och vi valde därför att ha en generell uppdelning med 90 % oorganiskt kväve.

Övrig mark utgörs av en restpost för mark som ej klassats som sjö, skog, åker eller bete. Den utgörs t. ex. av hållmark, lundar, bebyggelse, Ölands alvar, tätorter, mossar/myrar (om de inte klassats till skog). Till denna heterogena grupp valde vi en läckagekoncentration för den

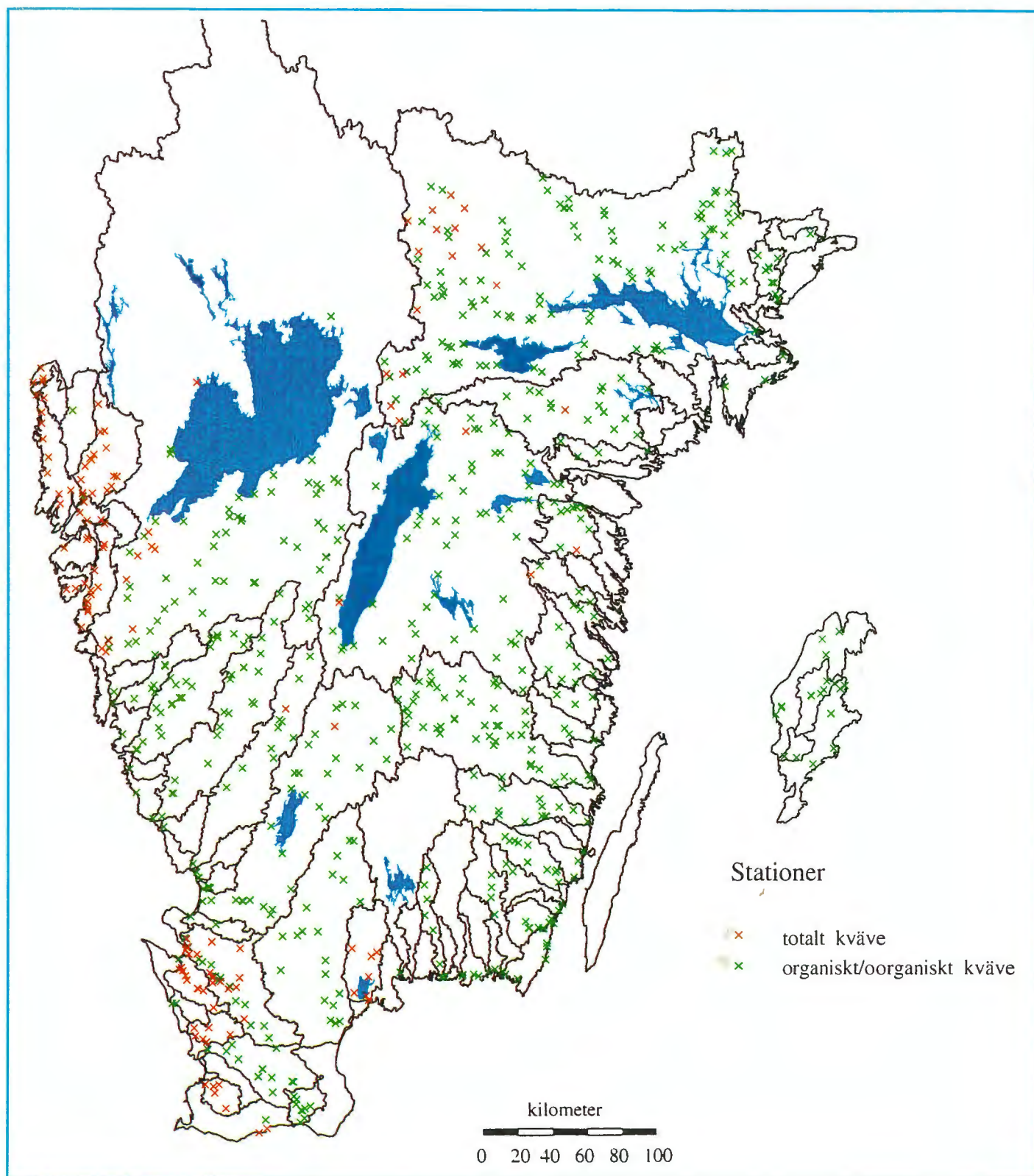
sydligaste delen av södra Sverige och en för resterande del, baserat på tidigare erfarenheter av kvävemodellering vid SMHI (bilaga 1, tabell 1.2).

Punktbelastningar av total kväve från enskilda avlopp (glesbygdsbefolkning), avloppsreningsverk och från större industrier erhöles från NV. Dessa var delvis baserade på mätningar och delvis på NVs schabloner. För uppdelning av punktläckaget i olika kvävefraktioner ansattes även här 90 % som oorganiskt kväve och 10 % som organiskt. Andelen oorganiskt kväve från reningsverk varierar dock kraftigt. Ammoniumdelen (som är den största delen av det oorganiska kvävet från reningsverk) varierar för de större reningsverken mellan 23 och 80 % av totalkväveutsläppen (Naturvårdsverket 1993b) och för små och stora utsläpp till Fyrisån mellan 0 och 100 % (Wallsten 1994). I reningsverksutsläpp till Ringsjön utgör den oorganiska fraktionen mellan 20 och 89 % och analyser där visar även att proportionerna förändras under året (Enell m.fl. 1993). Olsson och Löfgren (1990) antog 90 % oorganiskt kväve i reningsverkens tillskott till Kattegatt och 80 % till Östersjön för sina beräkningar av tillförseln av kväve och fosfor till vattendrag i Sveriges inland. Vi ansatte dock en generell fraktionsfördelning för alla reningsverk i södra Sverige.

Depositionen av kväve på sjöytor har beräknats vid SMHI utifrån MATCH-simuleringar i 20 x 20 km gridrutor (Langner m. fl. 1995, Langner m. fl. 1996). Medelvärden av 1991 och 1994 års modellresultat för södra Sverige har använts för beräkningar av genomsnittliga vinter-, vår-, sommar och höstbelastningar för hela perioden 1985-1994.

Kvävemodellens fria parametrar kalibrerades mot recipientdata som erhöles från olika nationella övervakningsprogram (PMK, JRK), berörda länsstyrelser och vissa vatten-vårdsförbund. Mätserier för hela perioden eller delar av perioden samlades in från ca 1 350 stationer i området. Av dessa bedömdes 722 stationer med data från totalt ca 38 300 mättillfällen som tillräckligt representativa för SVARs delområdesindelning och kunde följaktligen användas vid kalibreringen (figur 10). Antalet kvävefraktioner som analyseras varierar från län till län. Till det oorganiska kvävet har summerats analyser av nitrat, nitrit och ammonium. I de fall nitrit och ammonium saknades i recipientdata antogs nitrathalten utgöra den oorganiska delen, som då underskattades i modellberäkningarna; ammonium utgör normalt en mindre del av den oorganiska fraktionen i naturvatten, men variationerna är stora.

Ovanstående indatabeskrivning avser 1985 - 1987 års markanvändning. Motsvarande uppgifter för scenarieberäkningarna med 1994 års indata skiljde sig främst åt vad beträffar åkermarkens arealer och läckagekoncentrationer. Skillnaderna bestod av förändrad grödosammansättning, bättre kväveutnyttjande (ökade skördar) och nedläggning av åkermarken (Johnsson och Hoffman 1996). Skillnader i läckagekoncentrationer mellan 1985 och 1994 redovisas i bilaga 1, figurerna 1.4 - 1.12.



Figur 10. Recipientstationer som använts till kvävekalibreringen. Vid de röda kryssen har endast totalkväve analyserats, medan mätserierna vid de gröna kryssen även inkluderar analyser av nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$) och ev. nitrit ($\text{NO}_2\text{-N}$) och ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$).

5. METODIK OCH GENERALISERINGAR

5.1 Vattenföring

Vattensimuleringarna startade med modellkörningar från 1 januari 1984, dvs. ett år innan beräkningarna började, för att eventuellt felaktiga starttillstånd skulle rättas till och inte påverka resultatet.

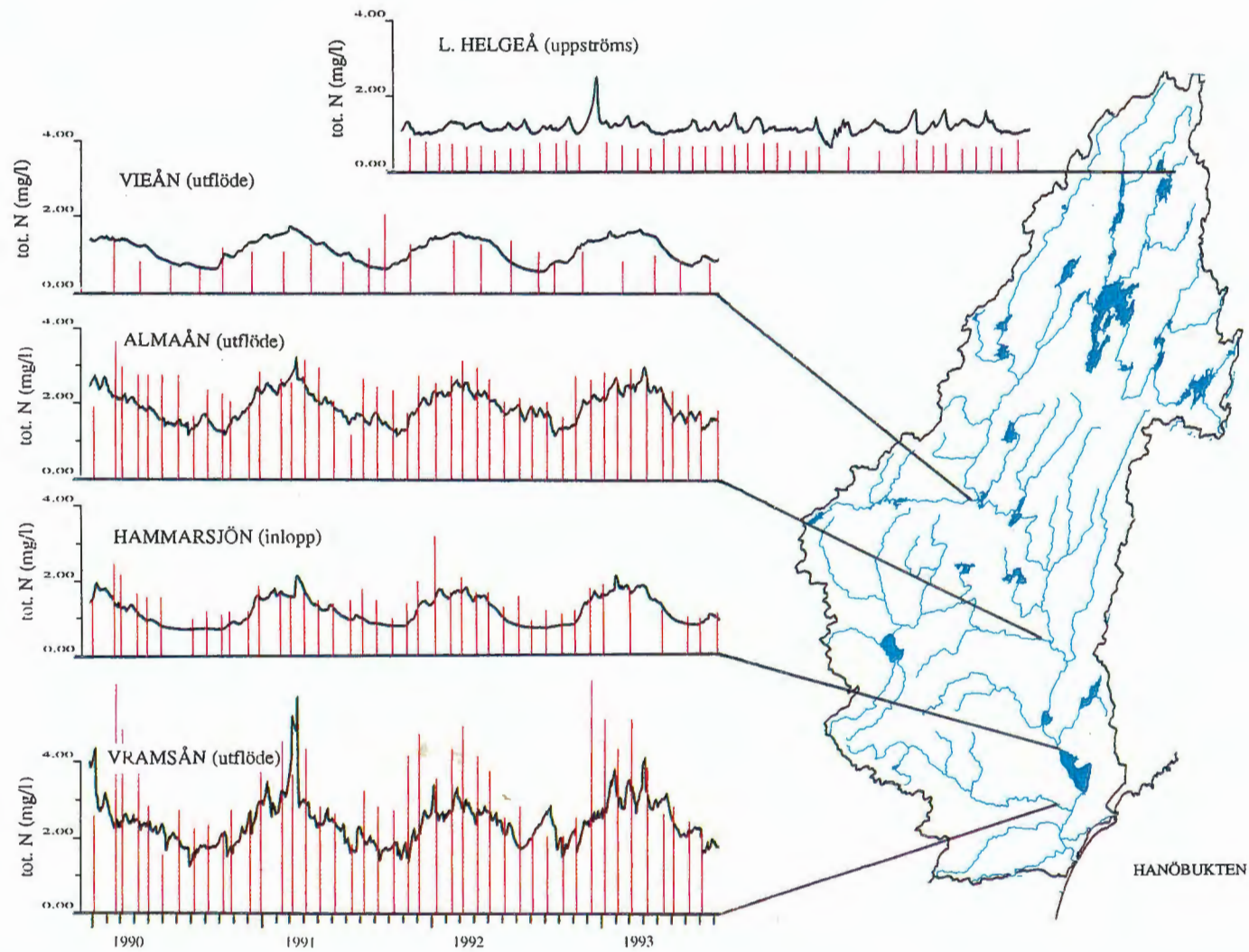
De stora vattendragen, Mälaren-Norrström, Göta älv och Motala Ström, delades upp och kördes stegvis på grund av att de innehöll för många delavrinningsområden för att hela systemet skulle kunna beräknas samtidigt. Vattenföringen i alla vattendrag, som mynnar i Mälaren, har simulerats och Mälaren har delats in i två bassänger av systemtekniska skäl. Motala Ström delades upp i en del t.o.m. Vättern och en del från Vättern till havet. Vid beräkningen av vattenföringen i den senare utnyttjades den observerade vattenföringen i utloppet av Vättern (Motala kraftverk). Vattenföringen i alla vattendrag som mynnar i Väneren har inte simulerats. Sjøråån, Tidan, Lidan och Nossan söder om Väneren har simulerats, för övriga vattendrag har observerade och beräknade vattenföringar proportionaliserats att gälla för hela vattendrag. Även här delades arbetet upp i två steg med delning vid Vänerens utlopp. För området nedströms Väneren har observerad vattenföring använts vid utloppet av Väneren och sedan har lokal tillrinning modellberäknats ner till havet.

5.2 Kvävekalibrering

För att undvika att modellens parametrar i marken, i åfåran och i sjöar påverkar och eventuellt kompenserar varandra, kalibreras HBV-N modellen stegvis. I detta projekt optimerades först den lokala kvävedynamiken i mark-, yt- och grundvatten samt i åfåran mot mätningar i sjölösa områden. Det visade sig dock finnas få sjölösa områden med recipientdata. Södra Sverige indelades därför i åtta regioner med huvudavrinningsområden som gränser och som så gott det gick anslöt till de av SLU föreslagna utlakningszonerna (bilaga 1.1). För dessa anpassades regionsvisa parametrar som baserades på mätningar i 5-10 delområden per region. När de regionsvisa parametrarna för de oorganiska respektive organiska kväverutinerna i marken och i åfåran faststälts, låstes de för respektive region. Därefter kalibrerades sjöparametrarna för varje huvudavrinningsområde och kustkil, där det fanns mätningar. På så sätt hade modellen maximalt fyra fria parametrar samtidigt i denna tillämpning. För huvudavrinningsområden och kustkilar utan recipientdata användes parameteruppsättningen för närliggande områden med likartade naturgeografiska förhållanden.

Kalibreringarna skedde i första hand med automatisk optimering, dvs. automatiskt upprepade modellkörningar med beräkningar av ett antal kriterier där modellen successivt sökte sig fram till bästa värde för dessa kriterier (se Modellbeskrivning). Den automatiska optimeringen kontrollerades genom plottningar av simulerade och uppmätta koncentrationer vid flertalet recipientplatser, och granskning av dynamiken i många andra omätta områden. Om kvävekoncentrationen under vintern avvek markant från mätningarna (se Validering och osäkerheter) fick vi ersätta eller komplettera den automatiska optimeringen med manuell kalibrering för att få realistiska och robusta retentionsparametrar som inte kompenserade för indatafel.

Alla delområden inom ett huvudavrinningsområde antogs följaktligen ha samma parameteruppsättning (förutom Göta älv, Mälaren-Norrström och Motala ström). Minsta avvikelser mellan mätningar och modell söks för området som helhet, vilket kan slå lite olika i olika delar av området som framgår av figur 11. Figuren redovisar den simulerade



Figur 11. Simulerade (linje) och uppmätta totalkvävekoncentrationer (staplar) vid några mätplatser inom Helge ås avrinningsområde.

kvävekoncentrationen och uppmätta halter för 4 av de 10 åren vid fem mätplatser i Helge å. Totalt har kalibreringen i Helge å grundats på optimering under 10 år och vid 20 mätstationer.

Startvärdet för kvävekoncentrationen i sjöarna kan påverka resultaten om vattnets uppehållstid i sjöarna är lång (större än någon/några månader). För att undvika detta beräknades startvärdet av kvävekoncentrationen i sjöarna utifrån det sammanviktade markläckaget i tillflödet, som för oorganiskt kväve dessutom reducerats utifrån en generell retention (hämtad från tester i Söderköpingsån) och vattnets relativa uppehållstid i den aktuella sjön. Starttillståndet på kväveinnehållet i sjöarna Vänern, Vättern och Mälaren har beräknats utifrån flera års mätningar vid respektive utlopp.

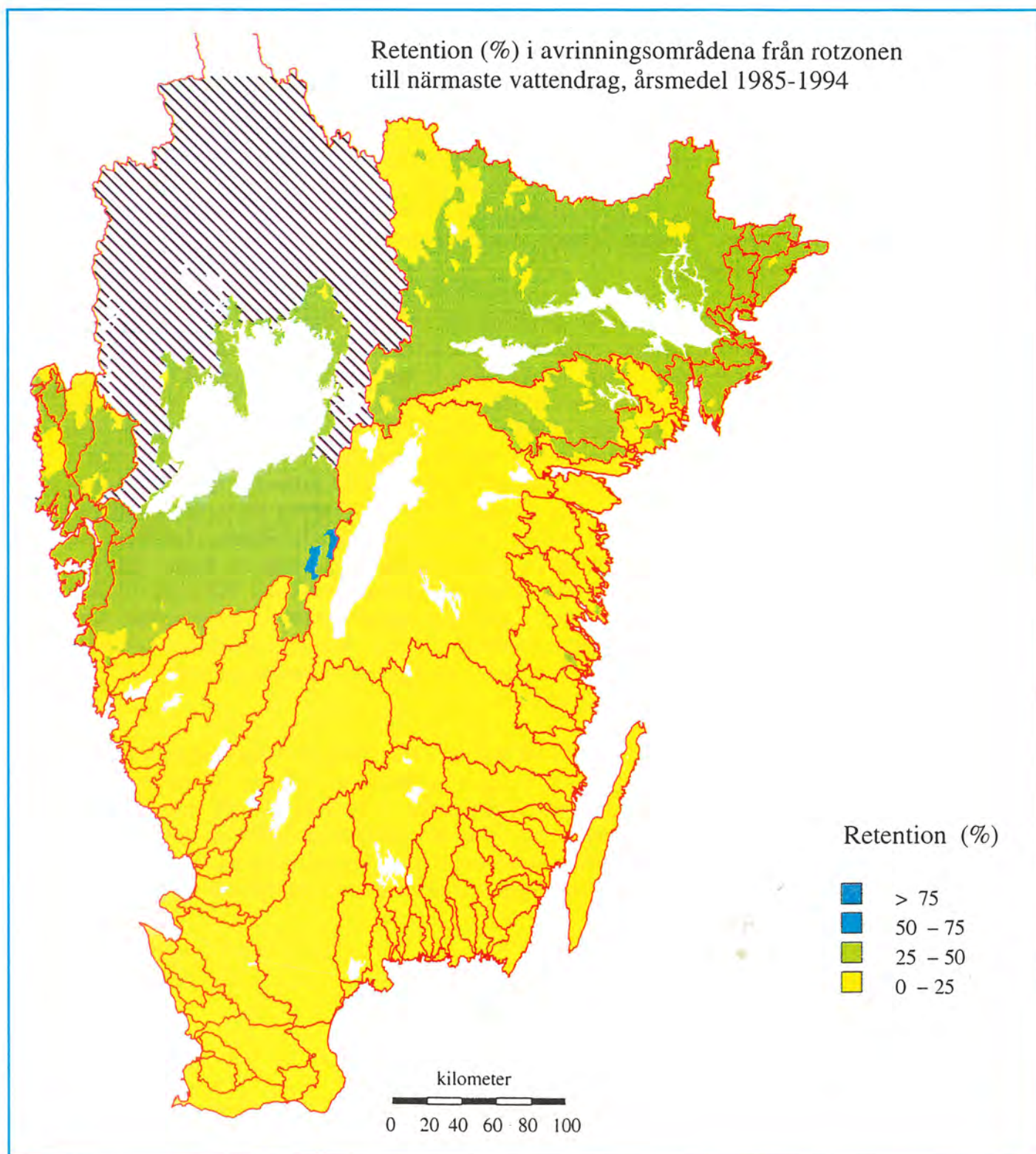
Kvävekalibreringen av de större vattendragen Göta älv, Mälaren-Norrström och Motala Ström samt i Rönne å har skett i etapper. I tillrinningsområdena till Vänern har endast Sjøråsån, Tidan, Lidan och Nossan samt Vänerns lokala tillflöde via kustkilar kalibrerats var för sig. Övriga vattendrag till Vänern har klassats efter näringsstatus (Åtgärdsgrupp Vänern 1994) och dagliga halter har interpolerats fram utifrån uppmätta serier vid Upperudsälven och Dalbergsån. I Motala Ström kalibrerades först enskilt de större vattendrag som mynnar i Vättern var för sig. Därefter kalibrerades Vätterns lokala tillflöde inklusive sjön. Nedströms Vättern kalibrerades Svartån, Stångån och till slut resten från Vättern till havet. I Mälaren kalibrerades på samma sätt först de enskilda vattendragen (dvs. Räckstaån, Eskilstunaån, Arbogaån, Hedströmmen, Köpingsån, Kolbäcksån, Sagån, Örsundaån, Fyrisån), därefter Mälarens lokala tillflöde samt sjön. Tidigare kvävemodelleringsarbete i Ringsjön (Brandt 1990b) har visat att retentionen i sjön är stor. Vid kalibreringen blev heller inte resultaten bra i Rönne å om hela ån fick samma sjöparameteruppsättning. Ringsjön kalibrerades därför separat och en specialvariant av HBV-N som innehöll en extra retentionsparameter infördes för att beskriva sjöns effektiva kväveavskiljning.

För samtliga områden kalibrerades HBV-N för hela perioden 1985-1994 med indata för 1985-1987 års markanvändning, punktkällor och markläckage. Vissa förändringar i markanvändningen har skett under perioden (Johnsson och Hoffman 1996), men eftersom inga tydliga trender syns i recipientdata till Östersjön (Stålnacke 1996) så antogs dessa förändringar ännu inte fått genomslag på vattenkvaliteten. 1994 års indata användes däremot för scenariosimuleringar för att utröna vilka framtida effekter dessa förändringar kan förväntas medföra på vattendragstransporten.

6. RESULTAT

6.1 Retention

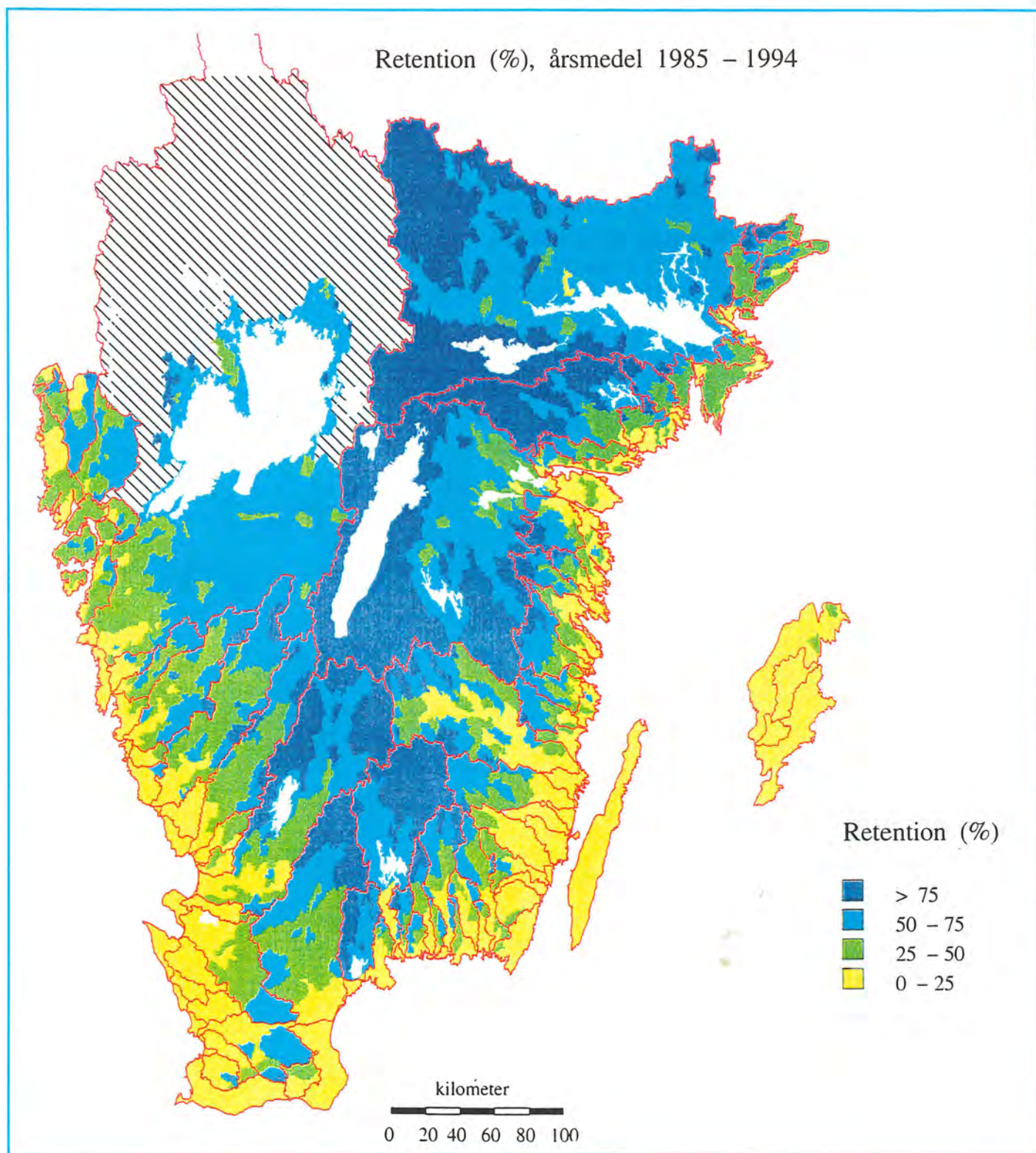
Den totala retentionen för samtliga delområden och källor i södra Sverige beräknades till i genomsnitt 61 000 ton per år för perioden 1985-1994. Bruttobelastningen av kväve från mark och glesbygdsbefolkning avskiljdes i genomsnitt med ca 20 % via retention i lokala ytvatten och utströmningsområden för grundvatten, dvs. redan innan kvävet nått närmaste vattendrag (figur 12). Undantag var regionerna kring Mälaren, Vänern och Bohuslän, där den lokala retentionen var kring 35 %, och i några extrema fall upp till 50 % av bruttoläckaget (se Validering och osäkerheter). Lägst lokal retention noterades på Öland och Gotland.



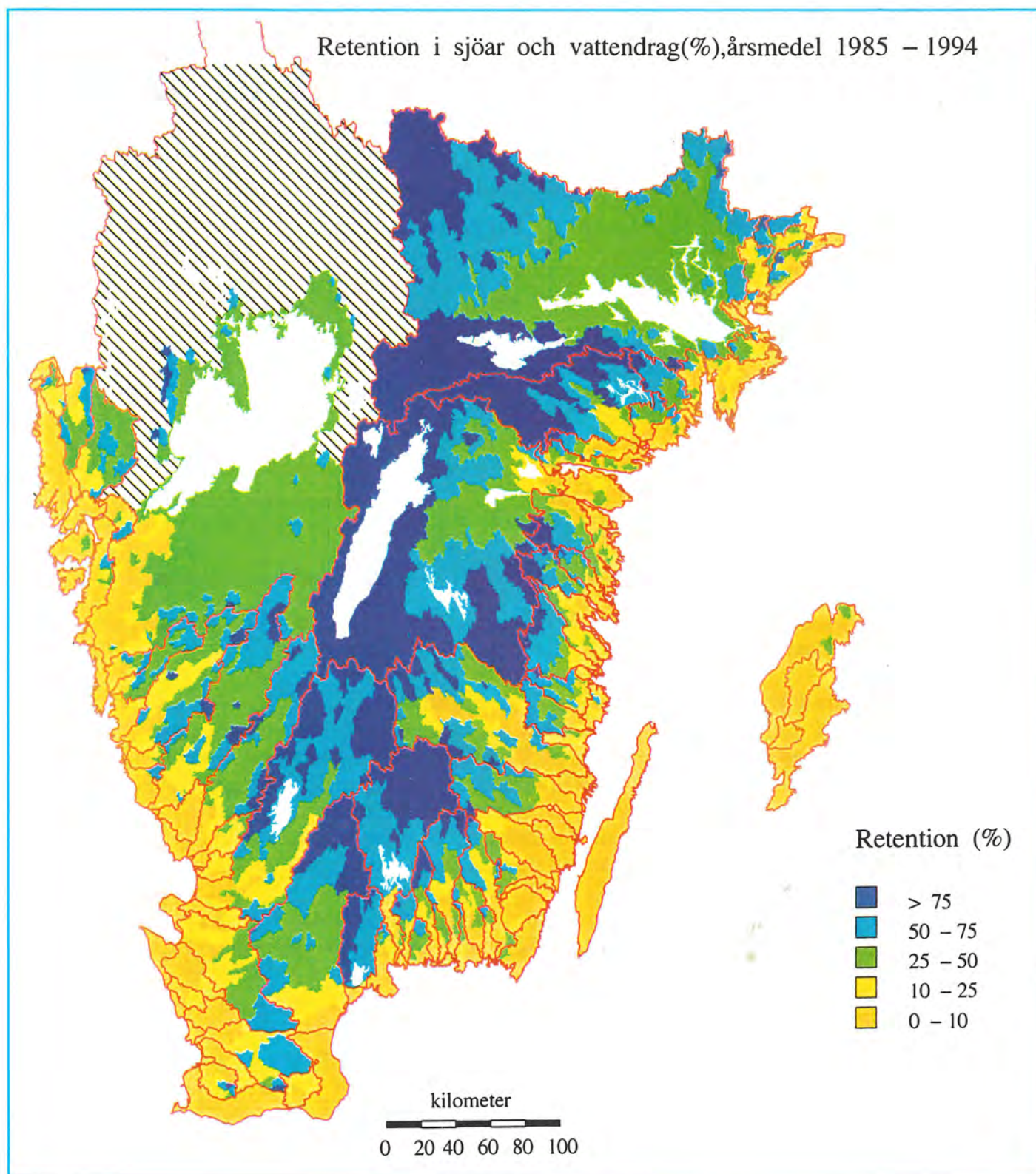
Figur 12. Retentionen i lokalt mark-, yt- och grundvatten, dvs. avskiljningen av rotzonsläckaget från mark och glesbygdsutsläpp innan kvävet når närmaste vattendrag.

Den totala retentionen för bruttoläckagets transport från delområdets rotzon till havet var störst för inlandsområden uppströms stora sjösystem, t. ex. i Vätterns tillflöden där den genomsnittliga kväveretentionen till havet var mer än 90 % av bruttotillförseln (figur 13). Lägst total retention återfanns i kustnära, sjölösa områden. I vissa fall, som exempelvis för småländska Emån, sträcker sig dock denna sjölösa kustzon tämligen långt in i landet, vilket tydligt illustreras i figuren. Total kväveretention för olika havsbassängers tillrinningsområden redovisas och relateras till andra undersökningar i tabell 5, Diskussionskapitlet.

Figur 14 visar enbart retention i sjöar och vattendrag nedströms utsläppskällan, dvs. den lokala retentionen är borträknad. Detta är alltså den genomsnittliga retention som påverkar punktkällor (avloppsreningsverk och industrier) och atmosfärisk deposition på vattenytor. I figuren har redovisats 25% intervall samt intervallet 0-10%.

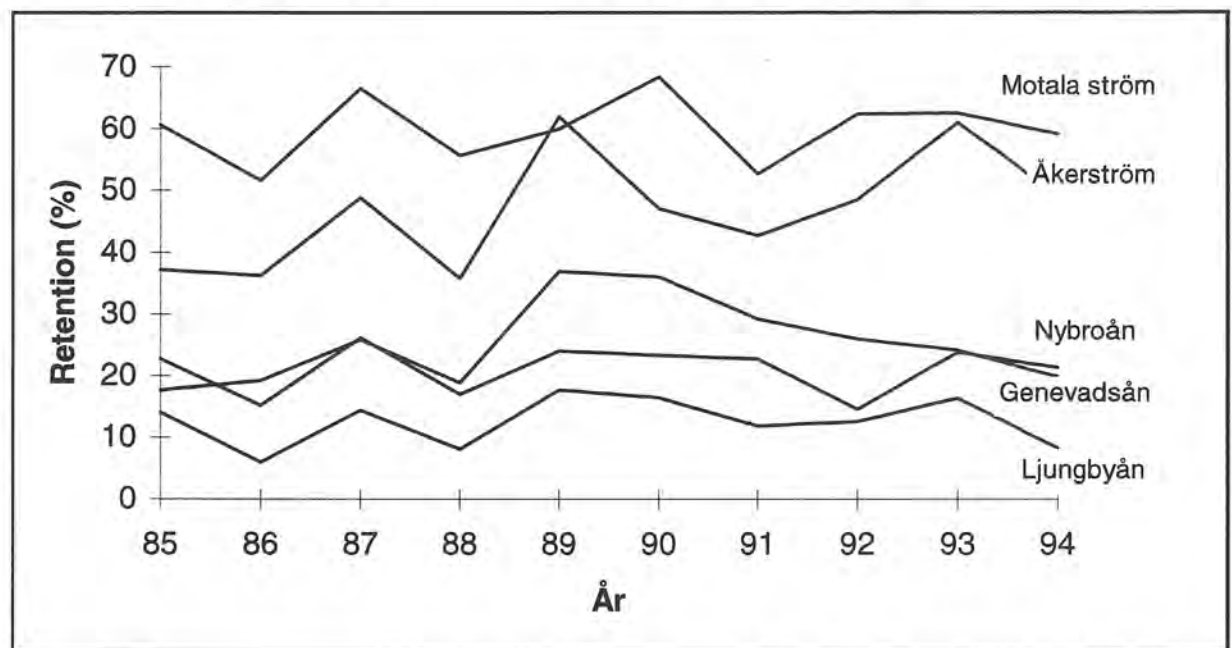


Figur 13. Totala retentionen till havet, dvs. summan av retentionen från rotzonen till närmaste vattendrag, i vattendraget och sjöarna, beräknat utifrån den belastning som projektets indata genererat.



Figur 14. Retentionen i sjöar och vattendrag till havet beräknat utifrån den belastning som projektets indata genererat.

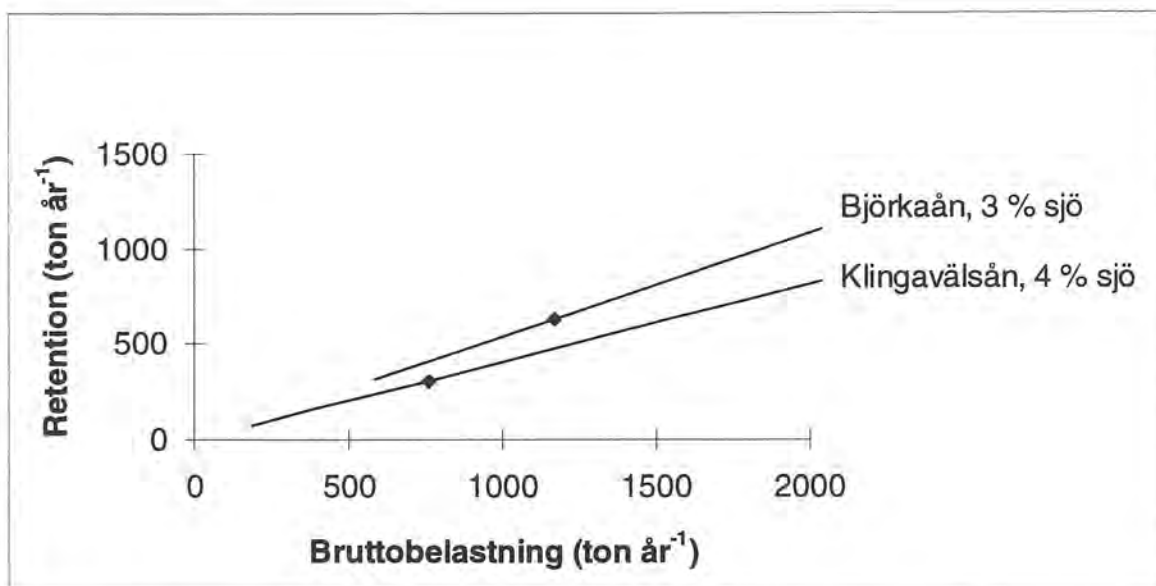
Retentionen är emellertid inte lika stor varje år. Figur 15 visar några exempel på variationen av total årsretention i vattendrag för perioden 1985 till 1994. Enligt modellresultaten varierar retentionen inom avrinningsområdena med 10 till 30 % mellan olika år.



Figur 15. Variationen mellan olika år i total retention från rotzonen till havet för ett antal avrinningsområden.

Från modellresultaten framgår att förutom andelen sjöar i ett avrinningsområde, har sjöarnas placering inom området betydelse för retentionen. Figur 16 illustrerar detta genom att visa resultat från två jämförbara stora biflöden till Kävlingeån i Skåne, där läckaget inom områdena ändrats stegvis så att sambanden mellan belastning och retention kan jämföras. Biflödena har samma uppsättning modellparametrar, men Björkaån har en lägre andel sjöarea än Klingavälsån. Ändå har Björkaån större förmåga till retention eftersom sjön (Vombsjön) är placerad längst ner i avrinningsområdet, till skillnad mot Klingavälsåns uppströms sjöar.

För samtliga delområden med sjöar i södra Sverige uppskattades medianvärdet av den genomsnittliga årsretentionen per sjöyta till 34 kg per ha och år för 10-års perioden (tabell 3). Enligt beräkningarna var retentionen mellan 7 och 168 kg per ha och år i 90 % av sjöarna. Av tabell 3 framgår att ett antal extremvärden drog upp medelvärdet i några regioner. Detta var uteslutande mycket små sjöar (kring 0.03 km²) placerade i vattendrag med hög vattenföring. Dessa sjöar hade följaktligen mycket kort uppehållstid som inte modellen klarade av att simulera eftersom beräkningarna sker med dygnsvisa tidssteg. Ett fåtal sjöar visade dessutom högre värden för organisk kväveproduktion än kväveavskiljning, och var följaktligen inte kvävefällor utan källor. Även detta rörde främst mycket små sjöar, ofta med skogsdominerade tillrinningsområden. Eftersom extremvärdena kunde knytas till små sjöarealer torde de inte ha något större inflytande över det storskaliga mönstret i resultaten. Spridningen mellan medianvärden för sjöretentionen i de olika havsbassängernas tillrinningsområden samvarierar med klimatologiska förhållanden (tabell 3).



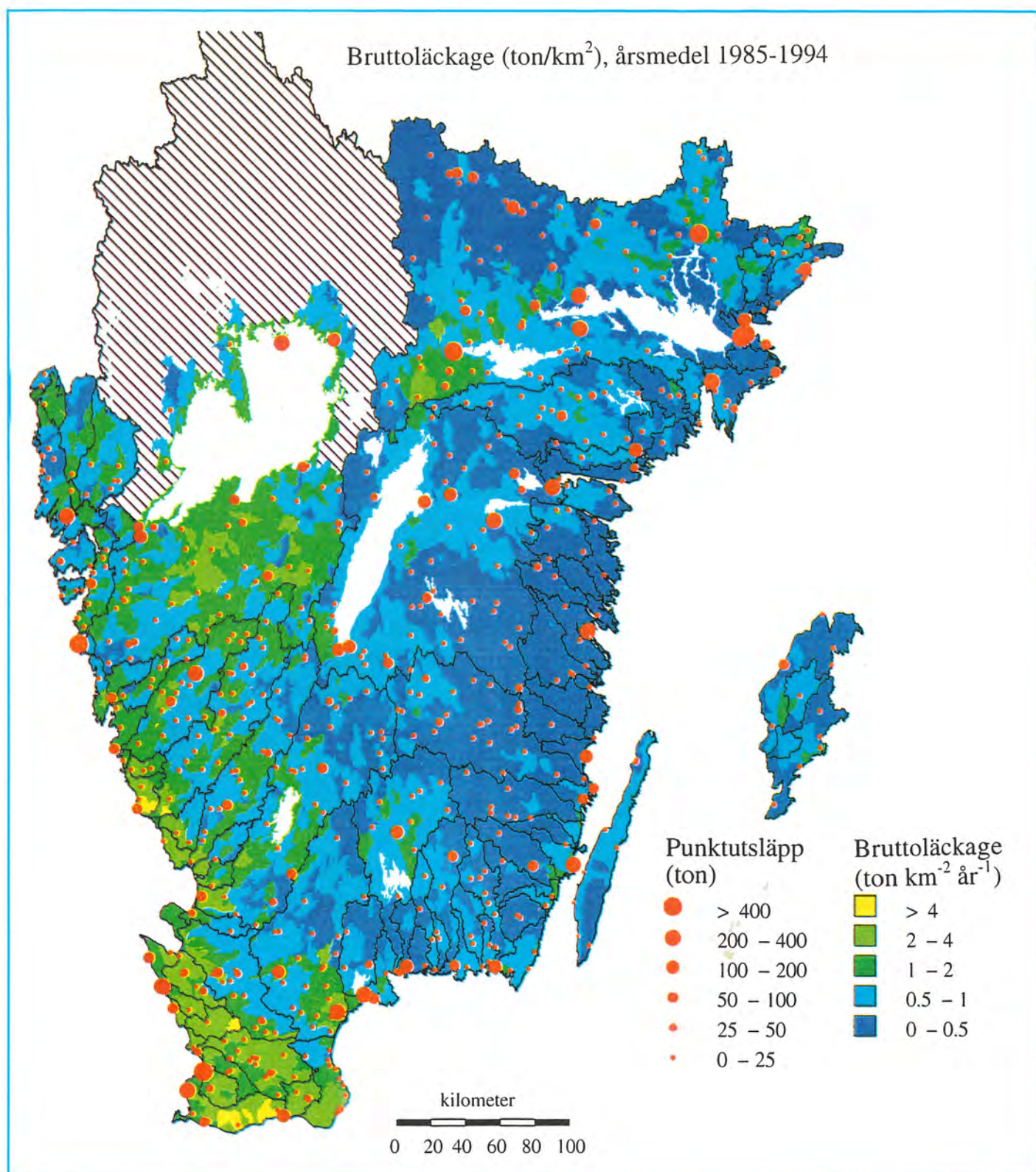
Figur 16. Förhållandet mellan bruttobelastning och retention i två avrinningsområden med olika geografisk placering av sjöarealen. Sambanden är beräknade utifrån simulering med hypotetiska bruttobelastningar. Punkterna på respektive linjära samband markerar förhållandet vid modelleringen med 1985-87 års indata. Retention och belastning avser hela avrinningsområdets areal.

Tabell 3. Sjöretentionens storlek per sjöyta för samtliga delavrinningsområden i södra Sverige och i de olika havsbassängernas tillrinningsområden.

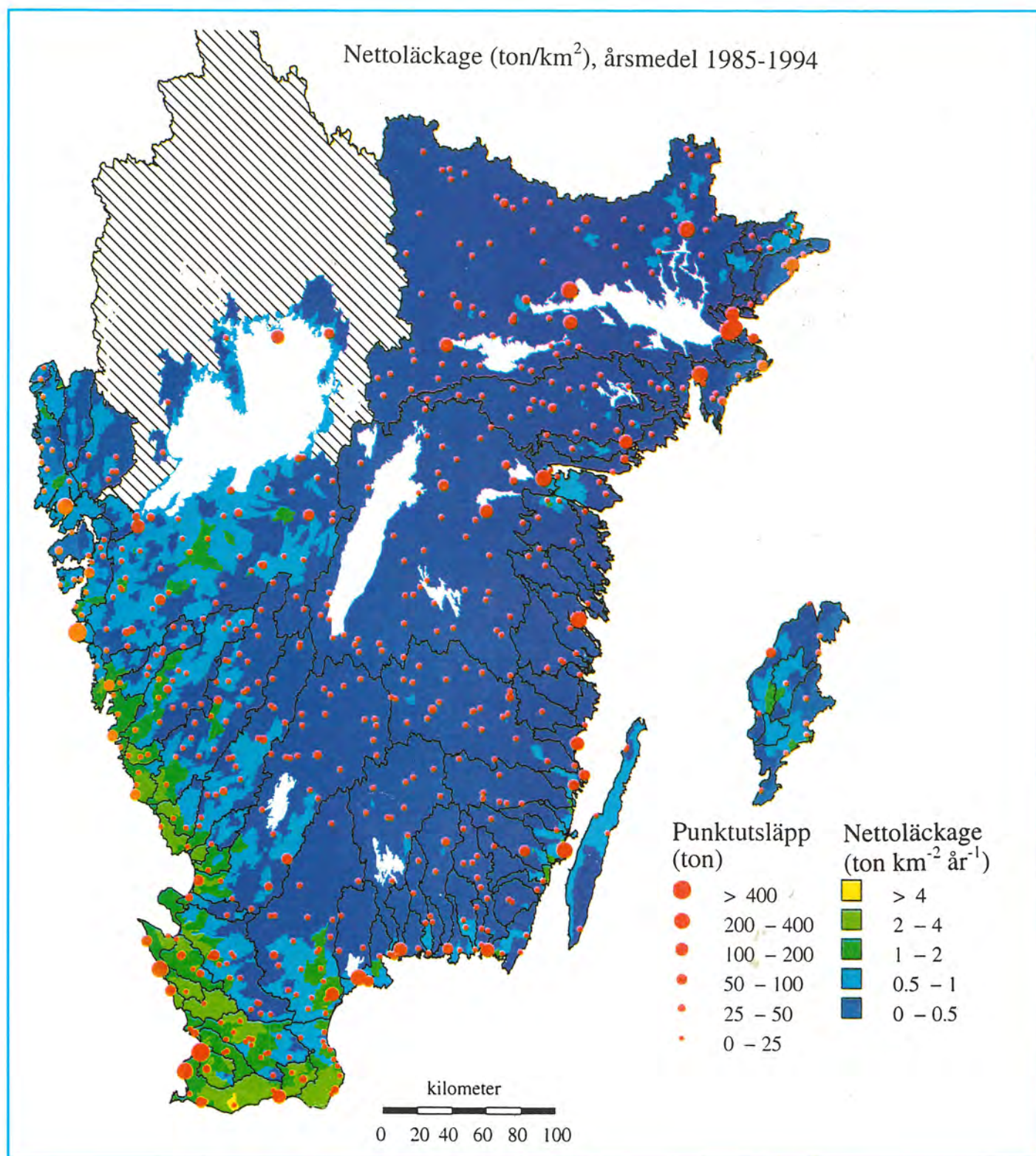
Avrinningsområde till havsbassäng	Antal delområden med sjöar	Sjöretention ($\text{kg ha}^{-1} \text{år}^{-1}$)		Antal extremer ($>1000 \text{ kg ha}^{-1} \text{år}^{-1}$)	Antal områden med nettoproduktion
		medel	median		
N. Gotlandshavet	301	37	20	1	4
V.Ö. Gotlandshavet	464	44	28	0	2
Kalmarsund	177	46	34	0	1
Öresund-Bornholm	247	113	47	3	1
Kattegatt	286	257	51	7	4
Göta älv	123	235	24	5	1
Skagerrak	52	38	33	0	0
totalt: södra Sverige	1 650	104	34	16	13

6.2 Brutto- och nettotransport för läckaget i södra Sverige

Bruttotransporten till mark-, yt- och grundvatten för samtliga delområden och källor i södra Sverige beräknades till i genomsnitt 136 000 ton per år för perioden 1985-1994. Det kan dock saknas ca 5 000 ton i direkta kustutsläpp i denna siffra enligt jämförelse med SCB-data. Det areella bidraget till bruttotransporten är enbart beroende av vattentransport, läckagekoncentrationer, atmosfärsdeposition på vattenytor och glesbygdsutsläpp. Av figur 17 framgår att denna belastning var störst längs södra Sveriges västkust och i de största jordbruksregionerna (Skåne, Västgötaslätten och i viss mån Mälardalen). Bruttoläckaget från avloppsreningsverk och industrier redovisas som punkter i figur 17 och utsläppens storlek följer i stort befolkningsfördelningen i området.



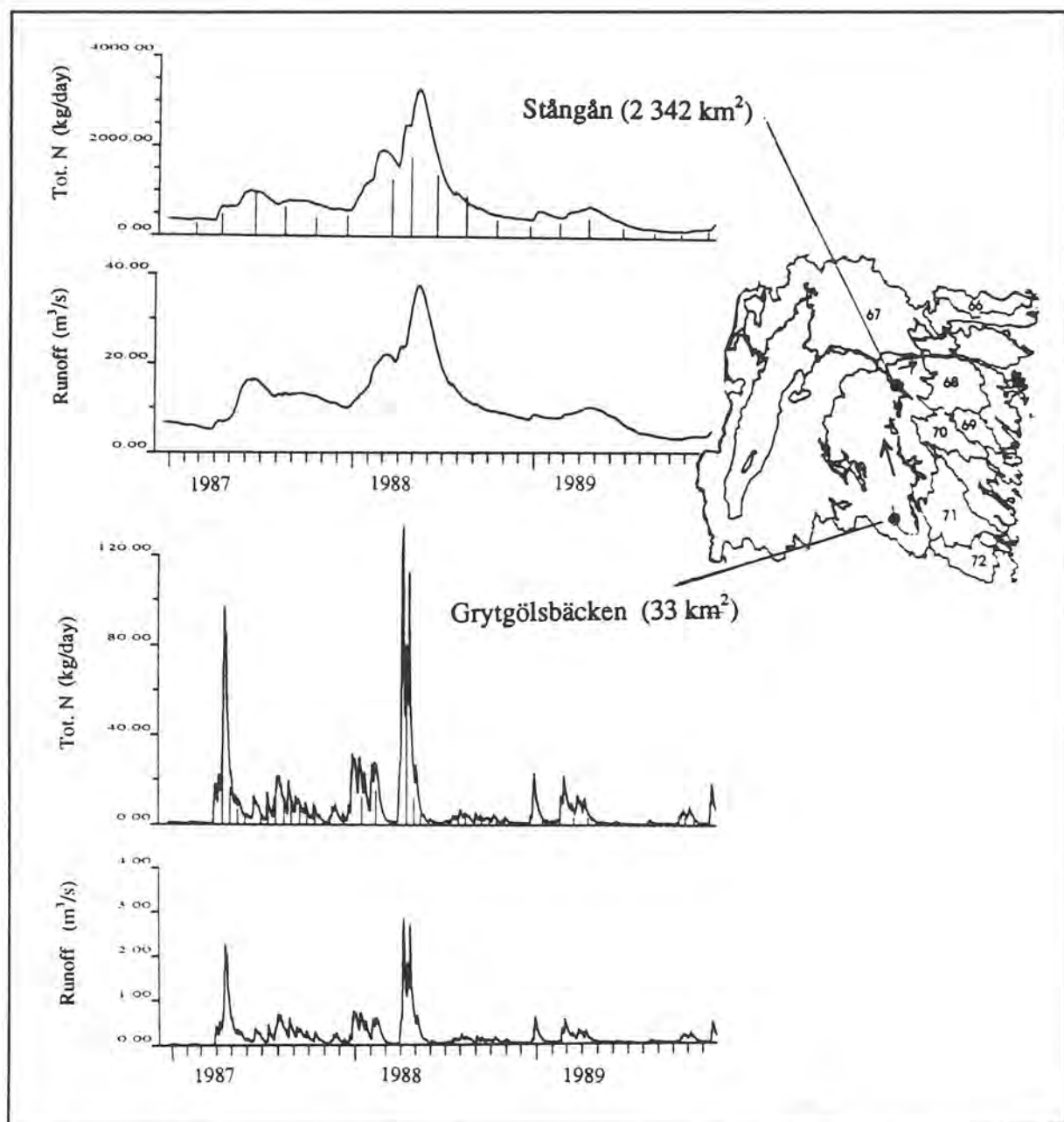
Figur 17. Kvävebruttoläckaget och punktkällor utifrån 1985 års markanvändning och punktkällor för perioden 1985-1994.



Figur 18. Årsmedelvärden av kvävenettoläckage och nettotransporten av punktkällor till havet utifrån 1985-87 års markanvändning och punktkällor för perioden 1985-1994.

När retentionen mellan rotzonen och havet dragits från det areella läckaget och vattendragsretentionen dragits från punktkällor och atmosfärisk deposition på vattenytor, så erhöles nettoläckaget för södra Sverige (figur 18). Den totala nettotransporten till havet beräknades till i genomsnitt 75 000 ton per år för perioden 1985-1994. Det kan dock saknas ca 5 000 ton i direkta kustutsläpp i denna siffra enligt SCB-data. För västkusten är markläckaget till havet i genomsnitt 0,6 ton per km² och år och för ostkusten 0,4 ton per km² och år. Av figur 18 framgår att nettoläckaget var absolut störst från den kustnära delen av södra västkusten samt större delen av Skåne där marken bidrar till havsbelastningen med mellan 1 och 4 ton kväve per km² och år. För inlandet visade västra Sverige fortfarande ett större läckage per ytenhet än östra Sverige, om än dock på en lägre nivå än i bruttoläckageberäkningarna. Även belastningen från vissa punktkällor i inlandet reducerades radikalt vid beräkning av nettotransport i förhållande till bruttotransport, t.ex. vid Arboga, Huskvarna - Jönköping och Växjö (figurerna 17 och 18). Generaliserade arealkoefficienter redovisas i tabell 6 (Diskussion).

Inte bara den rumsliga utan även den tidsmässiga variationen i kvävetransport är till stor del beroende av sjöarealen. Figur 19 visar dynamiken i nettotransport från en stor och sjörik respektive en liten och sjölös del av Stångån (Motala ström) i Östergötland, där sjöarnas förmåga att dämpa och sprida transporten under en längre tidsrymd tydligt framgår. Ett litet sjölöst område uppvisar större variation i transporten över tiden.

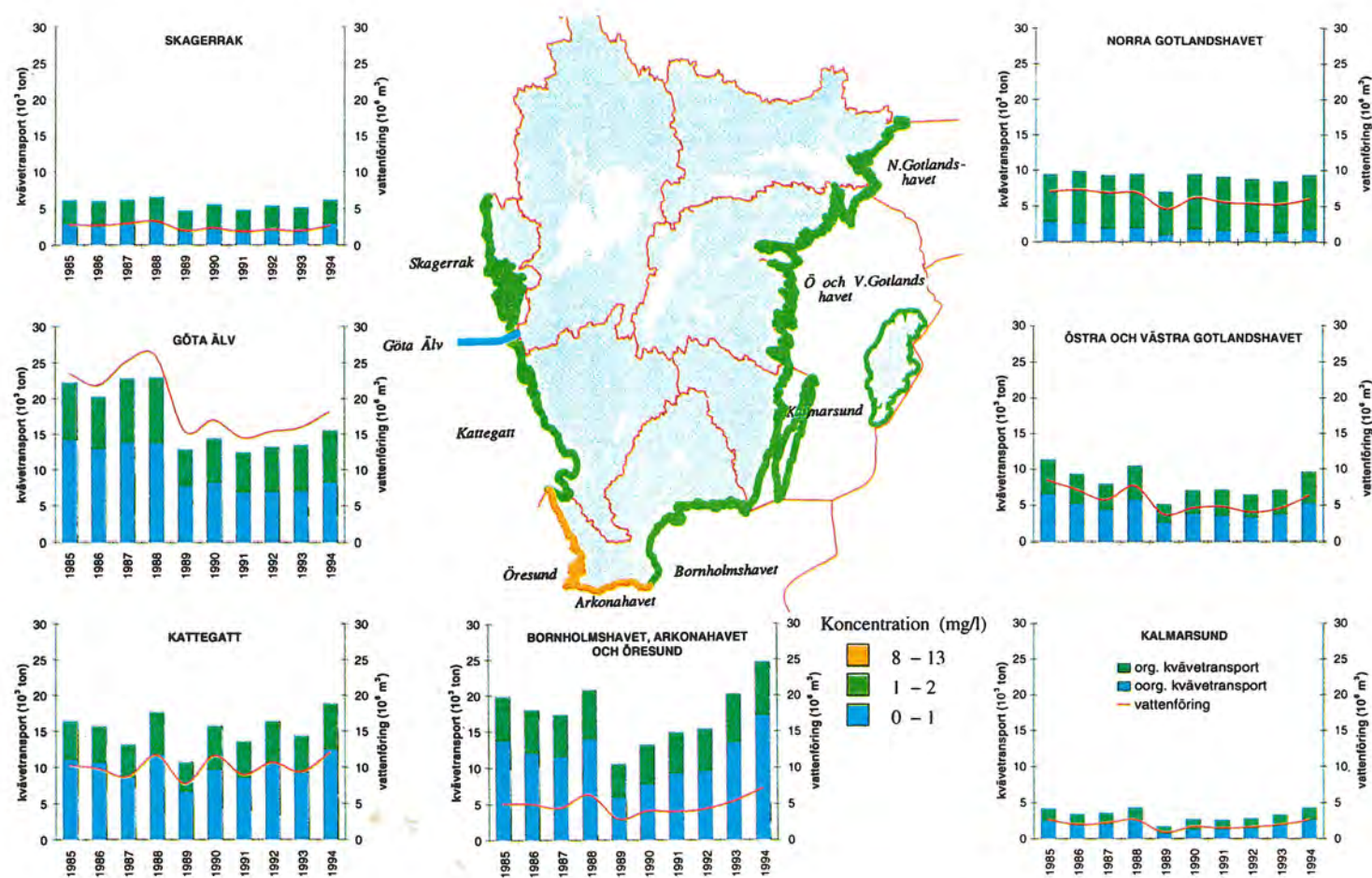


Figur 19. Simulerad vattenförelring respektive simulerad transport av totalkväve (linje) och beräknad transport för dagar med uppmätta koncentrationer (staplar) i ett litet uppströms beläget sjölost område och ett område nära Stångåns mynning i Roxen (Motala Ström) efter passage av ett antal sjöar. Den beräknade transporten grundas på uppmätt koncentration multiplicerad med simulerad avrinning.

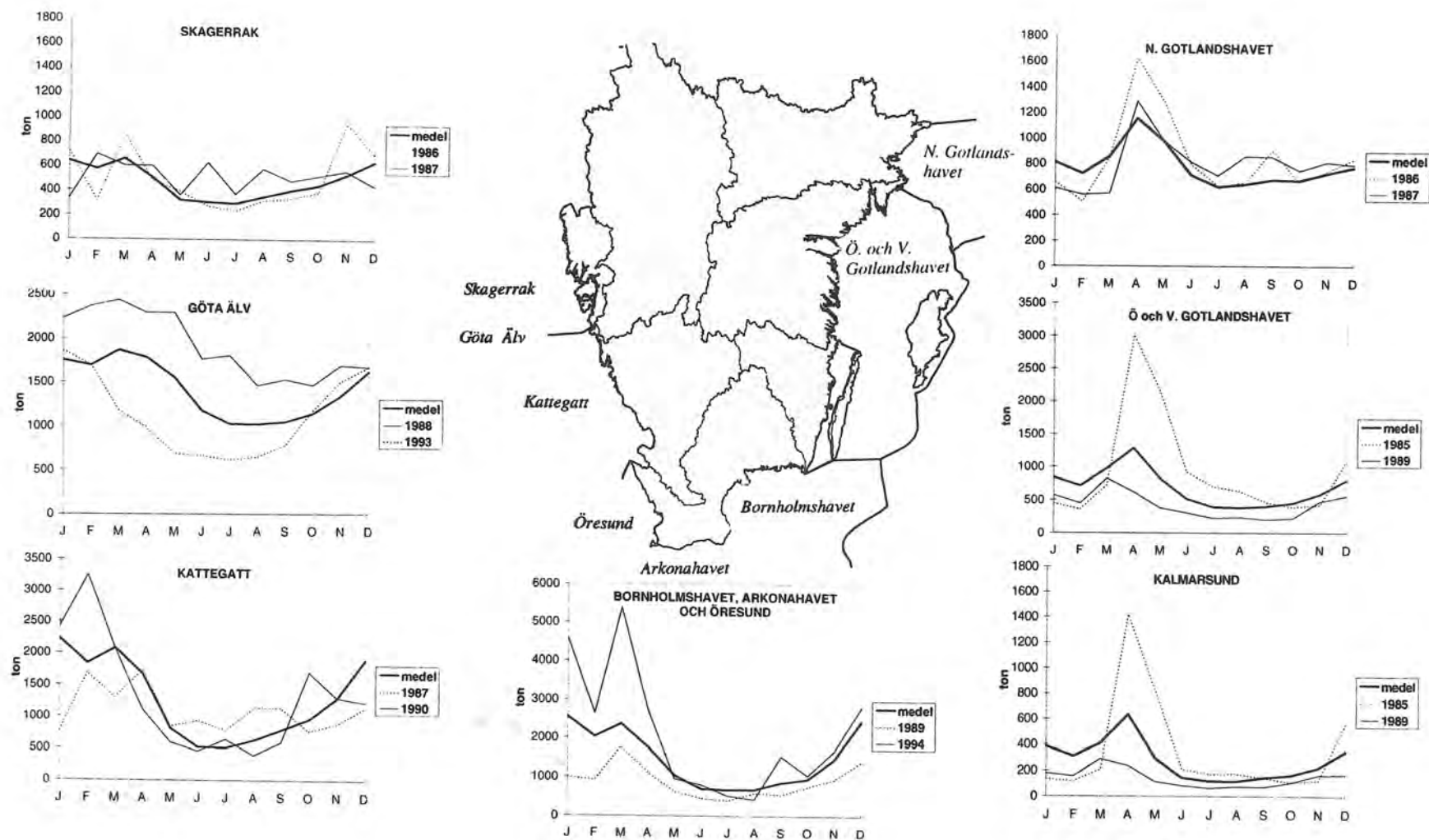
6.3 Kvävetransporten till olika havsbassänger

Kvävebelastningen från land till kustzonerna kring södra Sverige var högst vid Göta älvs mynning, längs Kattegatt och vid Öresund, Arkona- och Bornholmshavet (figur 20). Till västkusten (Skagerrak och Kattegatt, inklusive Göta älv) transporterades i genomsnitt ca 38 000 ton kväve per år, medan ostkusten (Gotlandshavet) mottog ca 21 000 ton per år och sydkusten (Öresund, Arkona- och Bornholmshavet) ca 17 000 ton per år. Av figur 20 framgår att belastningen vid Göta älvs mynning främst var beroende av den höga vattenföringen och att koncentrationerna var relativt låga. Däremot visade sig kvävebelastningen på Öresund och Arkona havet vara resultat av höga koncentrationer, främst av oorganiskt kväve. Här återfanns de högsta koncentrationerna i avrinnande vatten, kring 10 mg/l i genomsnitt, medan medelkoncentrationen för de flesta andra regionerna låg mellan 1 och 2 mg/l. Observera att koncentrationerna av totalkväve som redovisas i figur 20 endast illustrerar medelkoncentrationen i tillrinnande vatten och inte koncentrationen längs kusten, som är beroende av flera faktorer (t.ex. utbytet med utsjön och atmosfären samt interna processer i kustzonen (Marmefelt 1997)). Figur 20 visar dessutom att kvävetransporten från land till hav var lägst 1989 och störst 1988 och 1994, vilket följer med mellanårsvariationen i avrinningen.

Transporten varierar även inom året, och denna säsongsdynamik kan skilja mellan olika år. Figur 21 visar månadsmedelvärdet för transporten till de olika havsbassängerna och för två utvalda år för att visa variationerna mellan olika år. Transporten via Göta älv styrs till stor del av Vänerns reglering. I extrema fall varierade transporten till ett havsområde med en faktor 11 mellan olika månader under ett och samma år och med en faktor 9 för samma månad men olika år (se Kalmarsund, figur 21). Senhöst-, vinter- och tidig vårtransport dominerar, medan transporten i regel är relativt låg under sommaren. I absoluta tal varierade belastningen till ett havsområde med upp till 4 500 ton från en månad till en annan under ett och samma år (se Öresund, Arkona- och Bornholmshavet, figur 21).



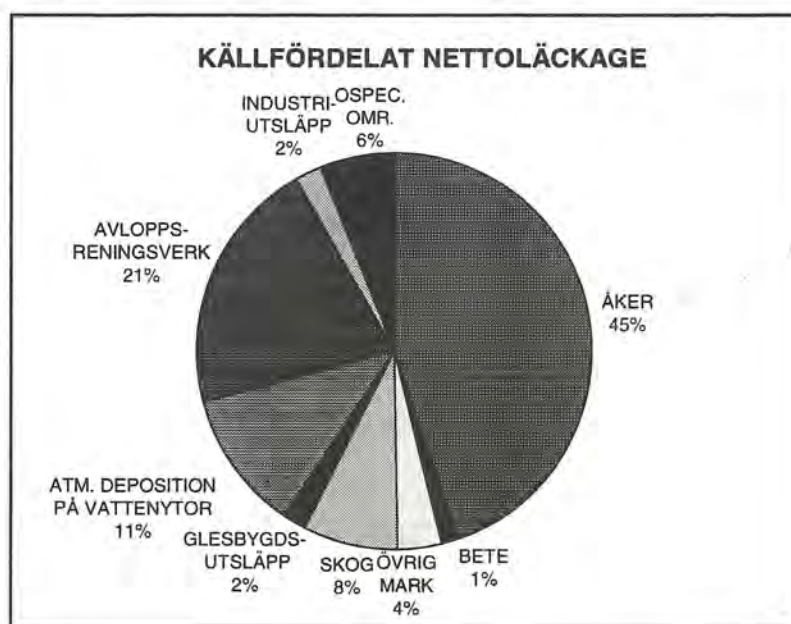
Figur 20. Årlig vattenmängd, kvävekonscentration och transport till havsbassängerna runt södra Sverige. Observera att den koncentration, som är markerad längs kusterna är generaliserade medelhalter i vattendragens mynningar för längre kuststräckor och inte kustvattnets halter. Göteborgs avloppsutsläpp är inte medräknat i Skagerraks koncentration.



Figur 21. Månadstransport av kväve (1985-1994) till de olika havsbassängerna runt södra Sverige. Figuren redovisar medeltal och några utvalda år. Observera att skalorna i figuren skiljer sig åt.

6.4 Källfördelning

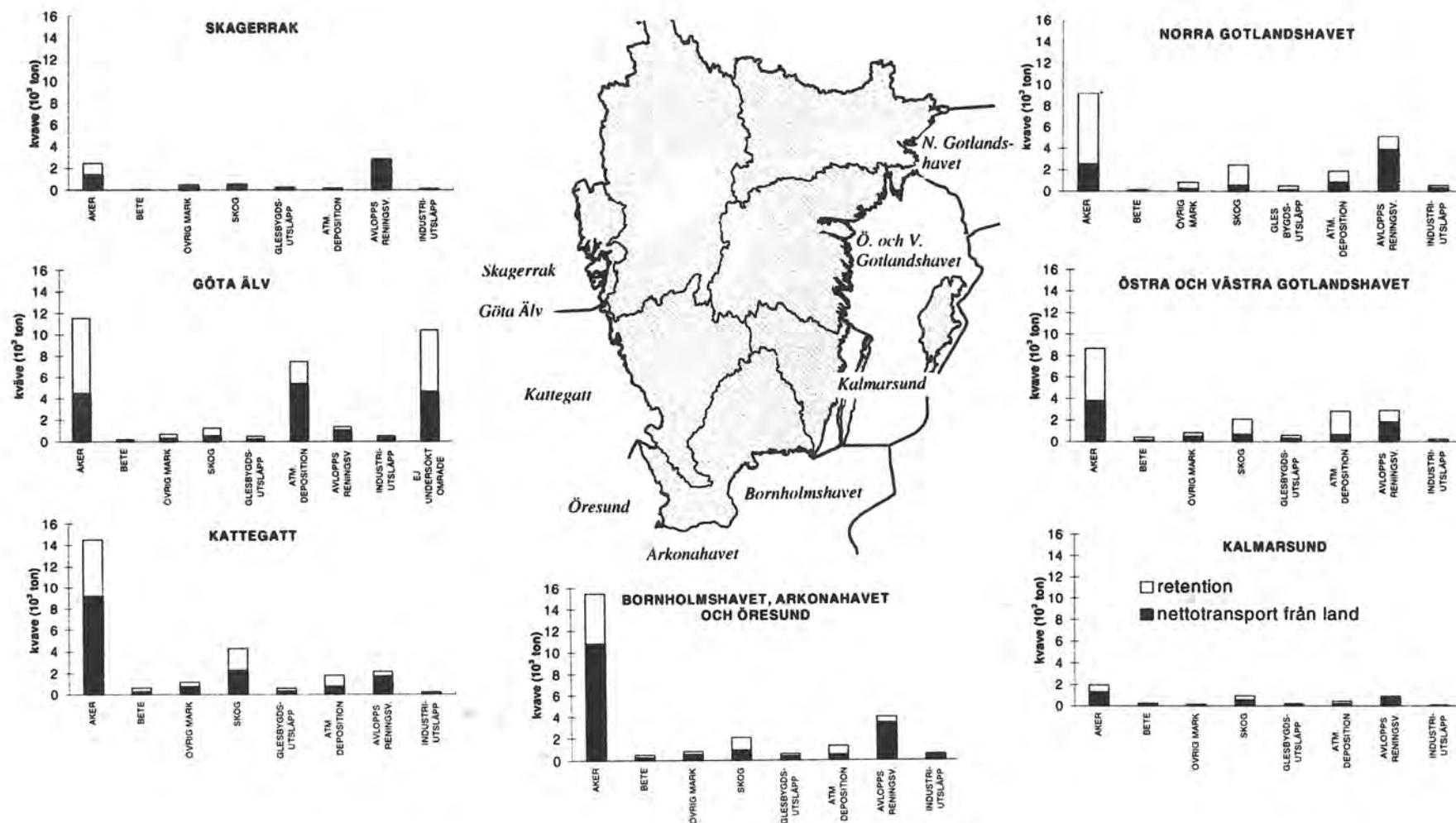
Källfördelningen av kvävetransport från södra Sveriges landområde till havet (1985-1994) visar att det absolut största bidraget kom från åkermark (45 %) (figur 22). Därefter dominerade bidragen från avloppsreningsverk (21 %) och atmosfärsdeposition på vattenytor (11 %). Bidraget från Vänerns norra tillflöden (6 %) har inte källfördelats. Området består till största delen av skog och övrig mark (84 %). Skogens totala bidrag kan därför uppskattas till mellan 8 och 14 %. Betesmark, industriutsläpp och glesbygdsutsläpp gav de lägsta nettoläckagen (1-2 %). Källfördelning gjordes både för bruttoläckage och nettotransport. Åkermarkens och skogens bidrag blev ett par procent högre när bruttoläckaget källfördelades, medan avloppsreningsverkens bidrag blev hela 7 % lägre än vid källfördelning av nettotransporten till havet. Detta beror på att de direkta kustutsläpp till havet är inräknade vid denna jämförelse och eftersom de inte påverkas av retention blir deras relativa andel av nettotransporten stor.



Figur 22. Källfördelning av nettoläckaget från södra Sverige. Tillförseln via vattendrag norr om Väneren har inte källfördelats utan dess nettobidrag till havet ges som en ospecificerad post. Detta område består dock till 84 % av skog och övrig mark.

Belastningen till de olika havsbassängerna följde i stort sett detta mönster (figur 23). Undantag utgjordes av Norra Gotlandshavet och Skagerrak där avloppsreningsverken kring Stockholm och Göteborg stod för de största bidragen. Den största enskilda källan till Göta älvs kvävetransport var atmosfärsdepositionen på Vänerns yta.

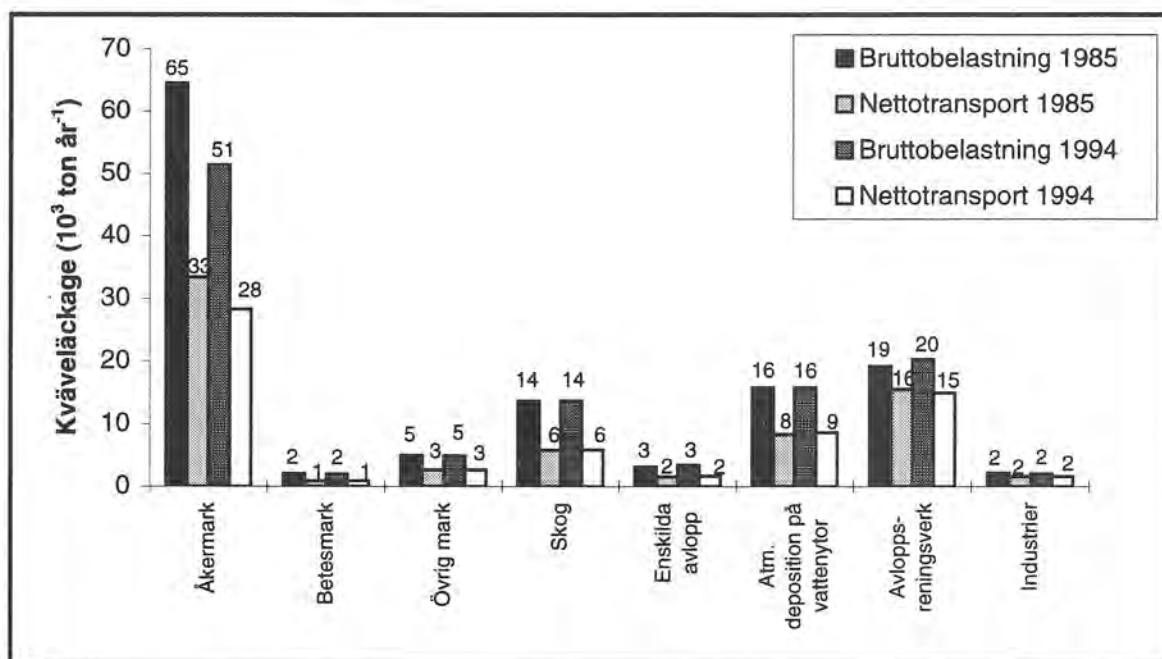
Retentionen var störst för läckaget från åkermark. Det kan vara intressant att notera skillnaden mellan Norra Gotlandshavets belastning å ena sidan och Öresund, Arkona- och Bornholmhavets belastning å andra sidan, när det gäller andel nettotransport av bruttoläckaget från åkermark. Av åkermarkens läckage kring Mälaren är det bara ca 25 % som når havet, medan ca 80 % av sydvästra Skånes åkermarksläckage når havet.



Figur 23. Källfördelning av brutto- och nettoläckaget till olika havsbassänger runt södra Sverige.

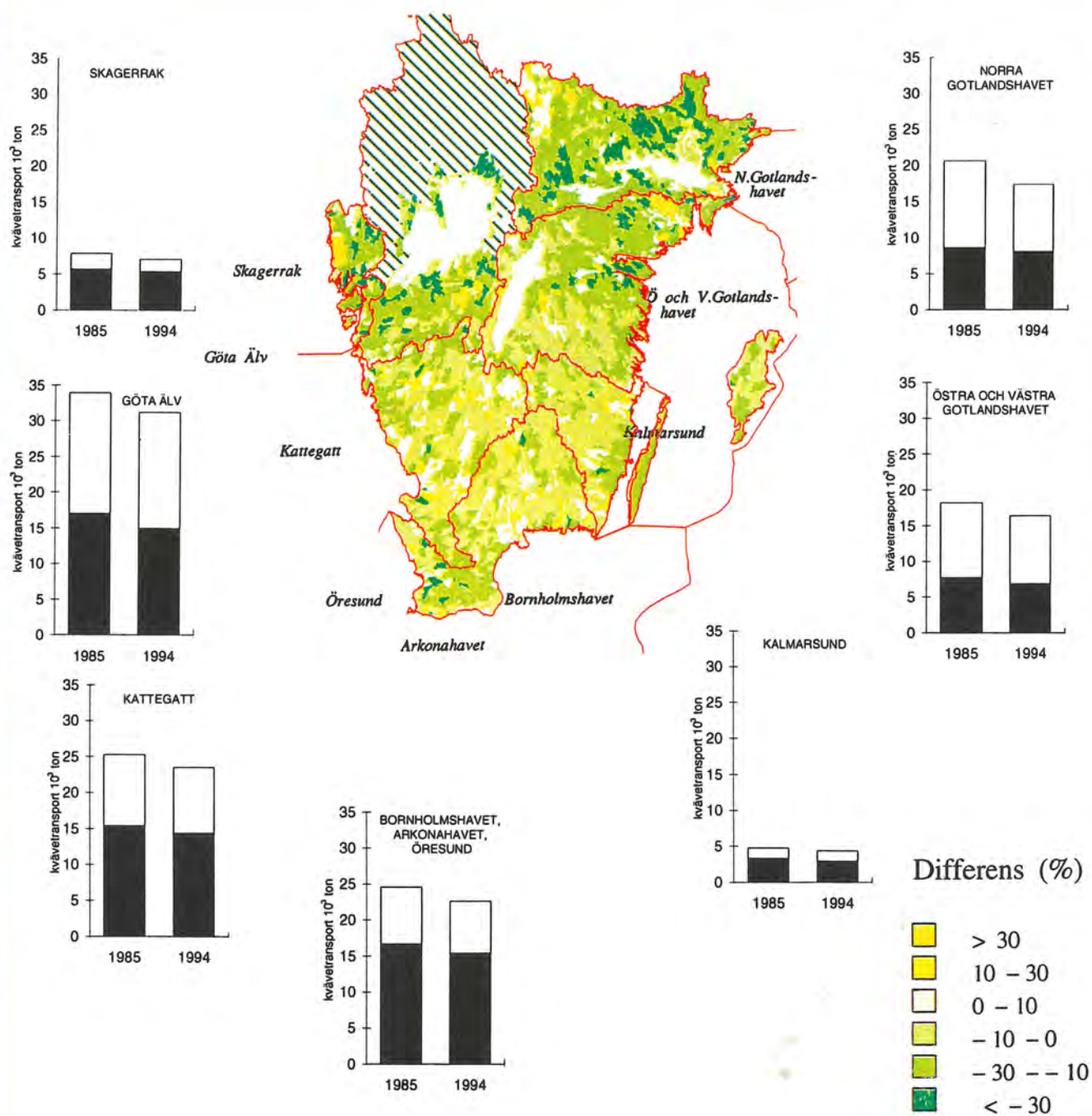
6.5 Scenario - 1994 års markanvändning jämfört med 1985 års

Resultatet från scenarioräkningen visar att bruttobelastningen minskade med 15 % när 1985-87 års indata byttes mot 1994 års indata. Retentionen minskade från 45 % till 40 % i genomsnitt. Den modellsimulerade nettobelastningen på havet minskade från 75 000 till 70 000 ton, dvs. 7 % jämfört med simulering med 1985-87 års indata. Minskningen berodde framför allt på ändrad kvävetransport från åkermark på grund av förändrad grödosammansättning, ökade skördar och nedläggning av åkermark. För hela södra Sverige minskade bruttotransporten från åker med 20 %, men i nettotransport motsvarade denna minskning bara 16 % av åkermarkens kvävebidrag till havet (figur 24). En jämförelse av källfördelningen mellan simulering med 1985 och 1994 års indata visar att åkermarkens bidrag minskade från 45 % till 42 % av totaltransporten till havet.



Figur 24. Källfördelad bruttobelastning av kväve från land och nettotransport till havet med 1985-87 respektive 1994 års antropogent betingade bidrag. Figuren visar 10 års medelvärde för modellerad vattendragstransport med de aktuella årens markanvändning och kväveläckage.

Den geografiska spridningen av minskningen framgår av figur 25. Den största minskningen av bruttoläckaget har skett i Mälarenregionen, där markläckaget har minskat med 10-30 % i större delen av området och ofta mer än 30 % (se figurens karta). Det innebär dock att belastningen till Mälaren minskade, och därmed minskade även retentionen eftersom den är koncentrationsberoende. Nettotransporten till Norra Gotlandshavet påverkades därför inte nämnvärt (se figurens svarta staplar). De förändringar som skett inom avrinningsområdet till Öresund och Arkonahavet fick mest effekt på nettotransporten till havet. Detta är ett resultat av att det finns få sjöar i regionen.

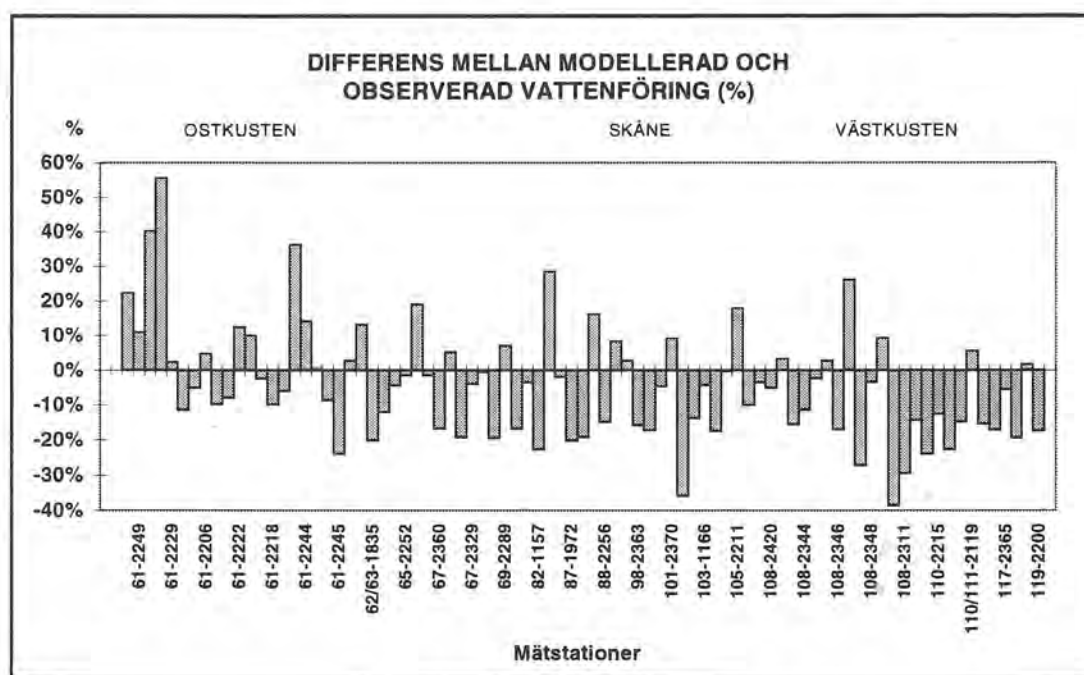


Figur 25. Differens i modellerade mark- och glesbygdsutsläpp mellan 1994 och 1985 års markanvändning och läckage. Observera att differensen på kartan är i % och att små förändringar vid låga belastningar kan ge stora procentuella differenser. Staplarna visar brutto- (hela staplar) och nettotransport (svarta staplar) samt retention (vita staplar) av transporten till de olika havsbassängerna.

7. VALIDERING OCH OSÄKERHETER

7.1 Vattenföring

På grund av tids- och resursskäl har vi utnyttjat automatiska rutiner för att vikta klimatstationer till de 3 725 delavrinningsområdena. Detta ökar osäkerheten i simuleringen, liksom de länsvisa parameteruppsättningarna, som antas gälla för att ett stort antal områden av varierande karaktär. För att bedöma trovärdigheten i vatten-simuleringarna har vi jämfört modellresultaten med uppmätta vattenföringar där sådana finns. I figur 26 redovisas differensen mellan simulerade och observerade vattenföringar för ett antal områden i södra Sverige. Observera att vattenföringsstationerna representerar både små och stora avrinningsområden. För ostkusten är den simulerade vattenföringen för dessa områden både över- och underskattad och ligger i regel $\leq \pm 20\%$ med medelvärde på $+1\%$ för hela ostsidan. I Skåne förekommer likaså över- och underskattningar, medan den simulerade vattenföringen i västra Sydsverige (bortsett från Göta älv) i regel är underskattad med i genomsnitt -10% . Underskattningen beror till stor del på den automatiska viktningen av klimatstationer efter avstånd, som inte tar hänsyn till nederbördsgradients och klimatstationernas läge i förhållande till gradienten. Betydelsen av underskattningen diskuteras nedan.



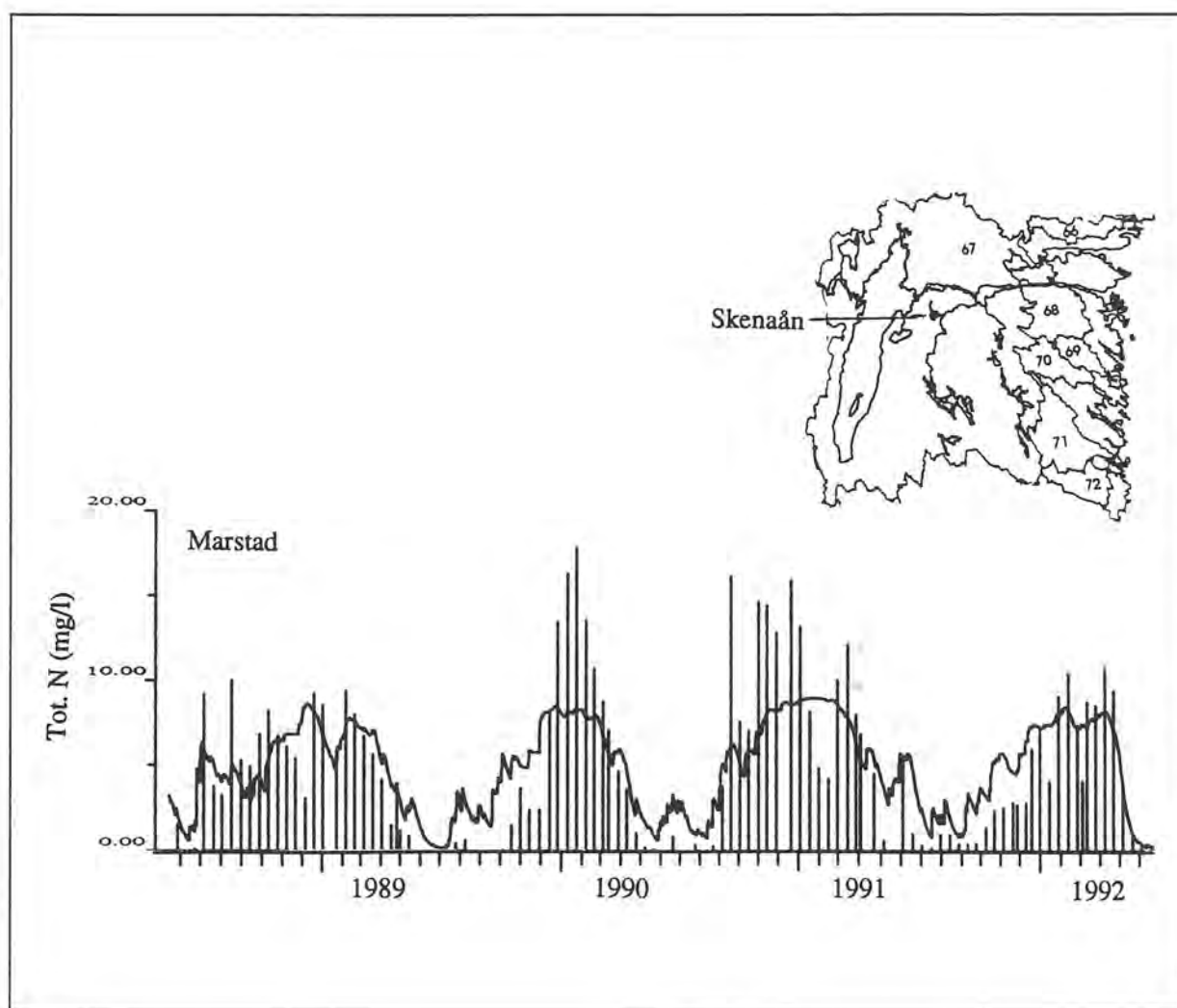
Figur 26. Differens mellan modellerad och observerad vattenföring vid ett antal vattenföringsstationer. Negativa värden innebär att vattenföringen underskattas vid modelleringen. Det första numret i mätstationens kod motsvaras av huvudavrinningsområdets nummer (jmf. tabell 1).

7.2 Retention och kvävekoncentration

I vanliga fall valideras HBV-N simuleringar genom jämförelse mellan modellerade och uppmätta koncentrationer i mätpunkter, t. ex. med hjälp av R^2 -beräkningar. Det blir dock problem om det simulerade läckaget har fel nivå efter viktning av olika markläckage och skiljer sig markant från mätningar i området. R^2 -värden som kriterium för kalibrering medför

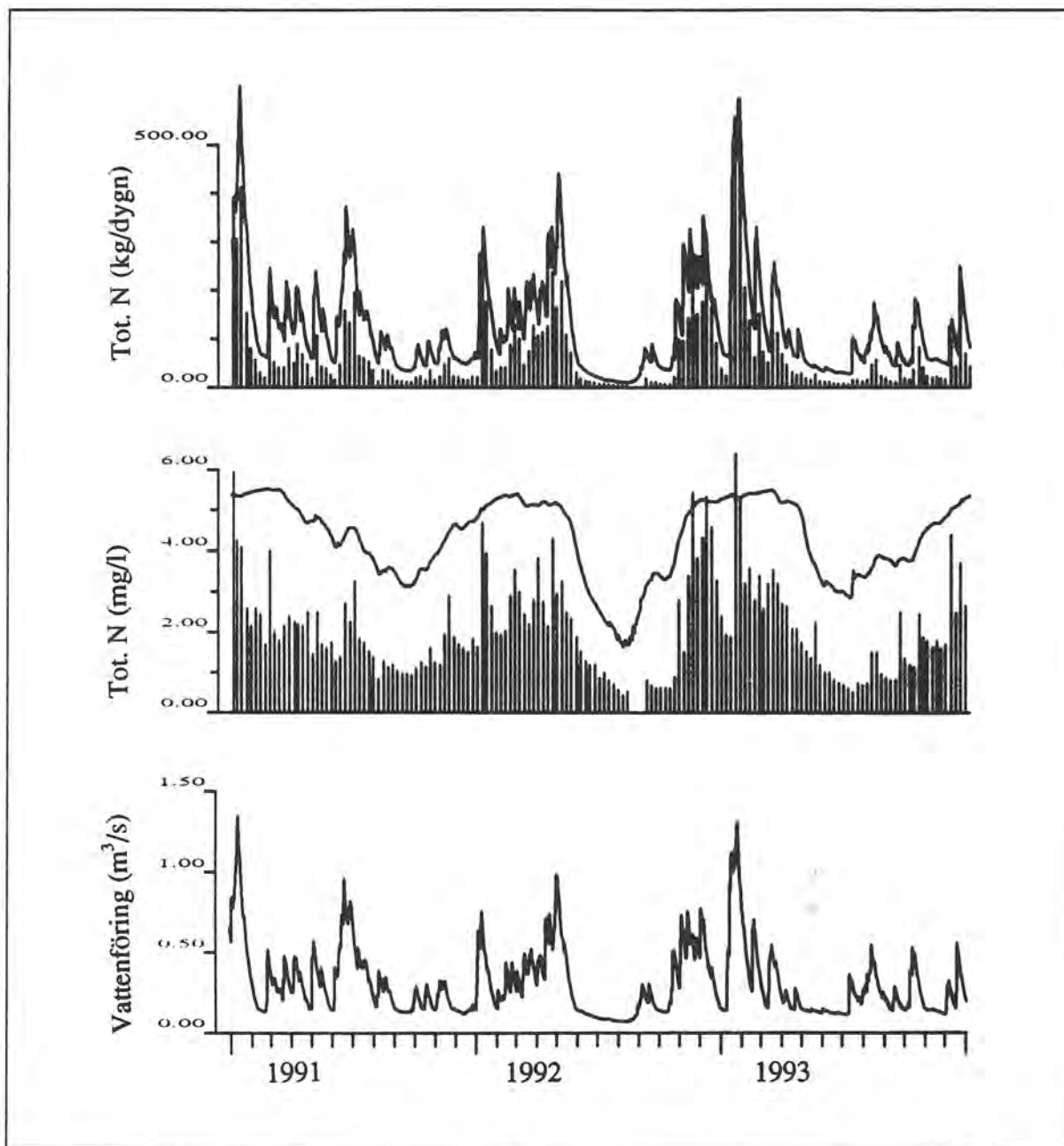
då att retentionsparametrarna kompenserar för fel i indata i stället för att beskriva de biogeokemiska processer som styr retentionen. R^2 -beräkningar som underlag för validering blir likaså direkt missvisande. I detta projekt var den övergripande målsättningen att beräkna kväveretentionen mellan ett visst utsläpp och havet. Retentionsberäkningarna måste dessutom vara kopplade till belastningen i NVs databas för att den relativa förändringen mellan scenarier med olika markläckage och punktutsläpp ska kunna bedömas. Om vi efter den automatiska optimeringen upptäckte att de simulerade vinterkoncentrationerna var för höga respektive för låga jämfört med mätningar, gjordes kalibreringen om manuellt med avsikt att fånga dynamiken i koncentrationsvariationen i stället för att simulera sommarkoncentrationer så nära de uppmätta koncentrationer som möjligt.

Ovanstående resonemang illustreras i figurerna 27 och 28. Figur 27 visar ett område med för låg läckagenivå där det inte är möjligt att simulera de tidvis höga uppmätta halterna under vinterhalvåret utifrån de indata som finns till avrinningsområdet. Vid för låg läckagenivå finns det risk för underskattning av retentionen.



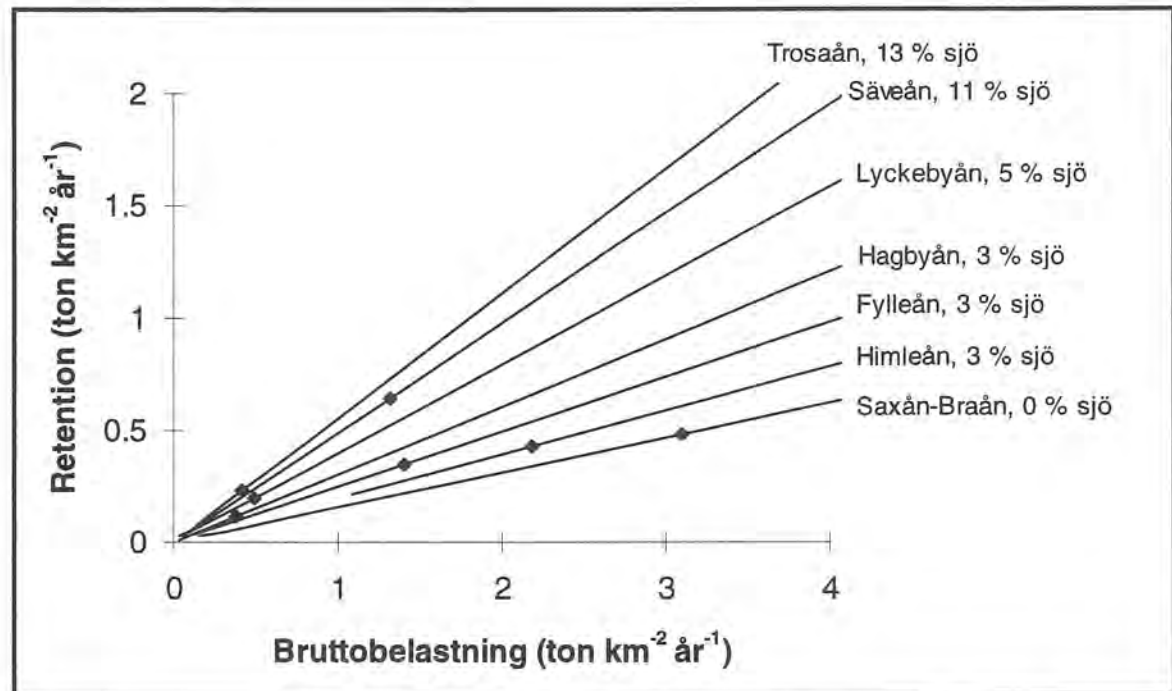
Figur 27. Simulerade totalkvävekoncentrationer (summan av simulerade oorganiska och organiska koncentrationer)(linje) i ett sjölöst biflöde, Skenaån, till Motala Ström på Östgötaslätten. Staplarna anger uppmätta koncentrationer. Exempel på ett område där den sammantagna simulerade markläckaget är för litet under vintern och retentionen kan vara underskattad.

Figur 28 visar däremot hur en manuell kalibrering ser ut i ett område med för hög läckagenivå, där en automatiska kalibrering skulle strävat efter att dra ner den simulerade kvävekoncentrationen under sommaren till de uppmätta halterna med följd att den beräknade retentionen hade överskattats. Det kan inte uteslutas att den här typen av kalibreringsproblem bidrar till den höga retentionen i lokalt mark-, yt- och grundvatten som redovisats i figur 12 för Mälarenregionen, Västgötsläppen och Bohuslän.



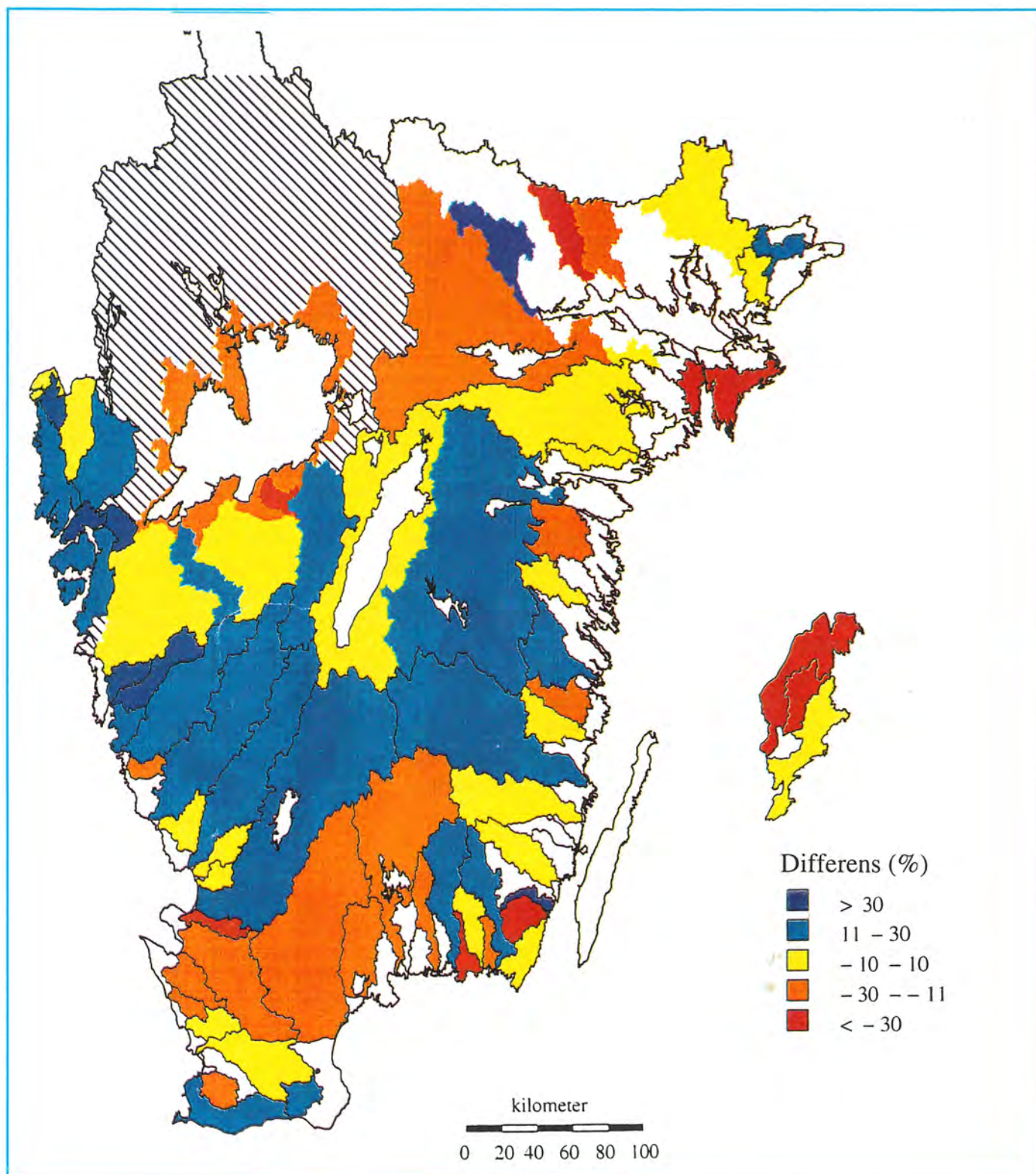
Figur 28. Simulerade totalkvävekoncentrationer (linje) och transporter (summan av simulerade oorganiska och organiska koncentrationer)(linje) samt vattenföring i ett sjölöst uppströms beläget delavrinningsområde i Ätran. Staplarna visar uppmätta halter respektive transport beräknad som uppmätt koncentration multiplicerad med simulerad vattenföring. Exempel på ett område där den sammantagna simulerade markläckaget är för stort och där vi använt manuell kalibrering för att inte överskatta retentionen.

Förutom svårigheterna vid kalibreringen kan felaktig bruttobelastning i ett område påverka retentionen i och med att retentionen är beroende av koncentrationen i vattenmassan. Retentionens känslighet för läckageförändringar skiljer mellan olika områden (figur 29). Detta kan möjligen till viss del vara ett resultat av parametreringen, men framför allt är det en effekt av andelen sjöyta inom området samt sjöarnas placering (jmf. figur 16).



Figur 29. Sambandet mellan retention och belastning vid modelleringen av ett antal hypotetiska belastningar i olika avrinningsområden. Belastning och retention är angivna i förhållande till hela avrinningsområdets yta. Punkterna markerar den ursprungliga belastningen vid 1985-87 års indata.

I ett försök att kvantifiera avvikelserna mellan HBV-N simulerade koncentrationer (som främst beror av markanvändningsfördelning och läckagenivåer) och uppmätta koncentrationer jämfördes modellerade koncentrationer med linjärinterpolerade mätserier på årsbasis. Endast mätserier med mer än fem analyser per år utnyttjades till detta. Av de 722 recipientdataserier som ingick i kalibreringsarbetet kunde som minst 200 mätserier per år och som mest 460 användas vid jämförelsen (tabell 4). Det lägsta antalet serier återfinns för åren 1985-87. Inom ett och samma vattendrag kan det finnas delavrinningsområden med både positiva och negativa differenser mellan modellerad och interpolerad koncentration. För att urskilja regionala tendenser utan att ta alltför mycket hänsyn till extremer har medianvärden för denna differens beräknats i samtliga huvudavrinningsområden, där det finns mätserier (figur 30). Dessa beräkningar visar att för norra och södra västkusten samt för delar av ostkusten är de simulerade kvävehalter högre än de interpolerade, medan de är lägre på Gotland, för vissa vattendrag vid Mälaren samt i norra Skåne. Spridningen inom regionerna är dock stor (tabell 4). Observera att avvikelserna anges i procent och inte tar hänsyn till den absoluta avvikelsen.

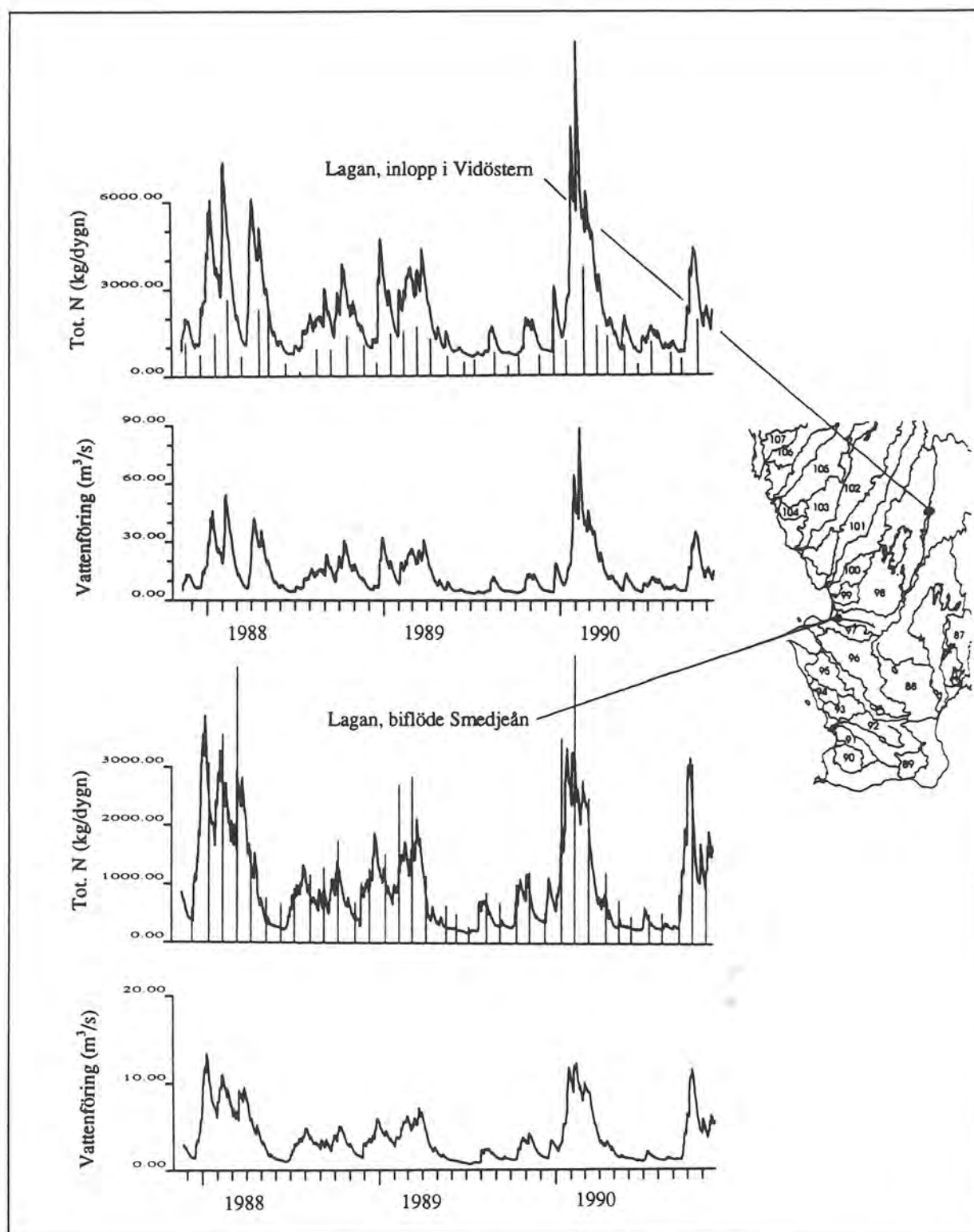


Figur 30. Generaliserad bild av procentuell avvikelse (%) mellan simulerade och linjär interpolerade mätningar av kvävekoncentrationer i olika huvudavrinningsområden. Observera att differensen på kartan är i % och att små förändringar vid låga belastningar kan ge stora procentuella differenser.

Tabell 4. Årsvis avvikelse mellan summerad daglig kvävekoncentration enligt HBV-N beräkningar respektive linjärinterpolerade mätserier. Negativa värden kan innebära att läckagenivåerna i HBV-N modellen är underskattade och vice versa.

Region med tillrinning till:	Antal mätpkt. med >5 mätn. /år	Antal år / mätpkt. med >5 mätn./år	Medel antal mätn. / år och mätpkt.	Antal mätpunkter med genomsnittlig (median) årlig avvikelse mellan HBV-N koncentrationer och linjärinterpolerade mätserier (%)				
				< -30	-30-- -11	-10-- 10	11--30	> 30
N. Gotlandshavet	135	4	9	12	26	38	18	11
Ö., V. Gotlands havet	129	6	9	21	19	31	20	13
Kalmarsund	98	2	9	0	1	30	19	8
Bornholm, Arkona, Öresund	84	5	11	2	11	37	16	8
Egentliga Östersjön	424			35	57	136	73	40
Öresund	22	4	16	1	6	12	3	3
Kattegatt	145	7	10	4	23	40	29	32
Göta Älv	87	7	11	3	2	27	22	29
Skagerrak	30	4	7	7	4	4	7	7
södra Sverige	708			49	86	207	131	108

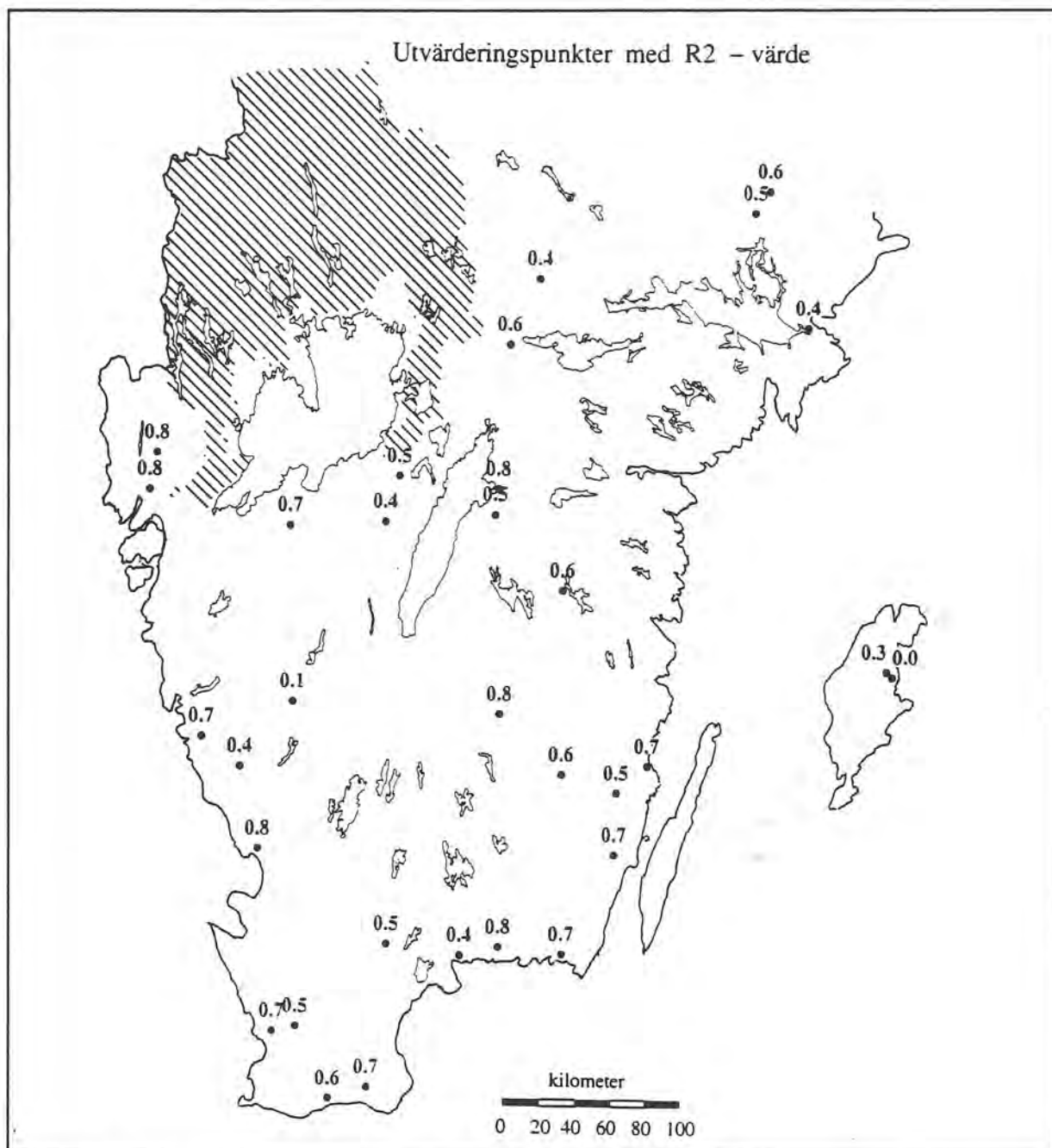
Generaliseringen till hela huvudavrinningsområden i figur 30 döljer dock viss information som kan vara av intresse. Ofta skär avrinningsområdena genom en eller flera utlakningszoner med olika åkerläckage (jmf. figur 8 och bilaga 1.1). Detta har ibland gett systematiska fel som illustreras i figur 31 för Lagan och figur 11 för Helge å. I de aktuella exemplen överskattades transporten i de övre och centrala delarna av avrinningsområdet medan den underskattades i de kustnära delarna som tillhörde en annan utlakningsregion. Detta mönster var mycket tydligt i vissa områden och gällde generellt för hela södra västkusten. Det tyder på att de regionvis generaliserade SOIL-N beräkningarna för vissa grödor kan vara felaktiga, att åkermarkanvändningen felklassificerats eller att gödselregimerna är felaktiga. Den här typen av fel borde kunna åtgärdas genom förbättringar av indata.



Figur 31. Simulerad avrinning och totalkvävetransport (linje) i Lagan. Staplarna anger beräknad transport grundad på uppmätt koncentration och simulerad avrinning. Exempel på modellöverskattning i de övre delarna (utlakningsregion Gsk-v) och modellunderskattning i de nedre delarna (utlakningsregion Gss-v) (jmf. bilaga 1.1).

7.3 Kvävetransport

I 32 mätpunkter där det finns både vattenföringsmätningar och kvävemätningar har modelleringens prestanda för att simulera kvävetransport beräknats (figur 32). Dessa punkter representerar både stora och små avrinningsområden och inkluderar 23 % av den totala kvävetransporten till havet. I genomsnitt förklaras 60 % av variansen med modellen (d.v.s. $R^2 = 0.6$).



Figur 32. Modelleringens prestanda i ett antal punkter som representerar både små och stora områden. R^2 -värdet anger den förklarade variansen och ger ett mått på precisionen. Vid ett R^2 -värde på 1.0 överensstämmer modelleringen med uppmätta värden och vid ett R^2 -värde på 0 ger modellen samma resultat som medelvärdet av uppmätta data.

De bästa resultaten återfanns t. ex. för några vattendrag på ostkusten och vid halländska Nissans mynning. Även norra västkusten visar två områden med bra resultat. Avrinningen är här dock underskattad (figur 26), medan kvävekoncentrationen är överskattad, varav felen delvis tar ut varandra. Gotland visar dåliga resultat, vilket beror på både underskattad avrinning och kvävekoncentration, som främst beror på osäkerheter i markläckaget p.g.a. stor andel övrig mark.

7.4 Felkällor

En kvantifiering av olika felkällors betydelse är svår att utföra, men nedan följer en kvalitativ diskussion av några möjliga orsaker till osäkerheten i simulerade koncentrationsnivåer för södra Sveriges vattendrag.

Arealerna för skog och öppen mark skiljde sig mellan modelleringen av vattenföring respektive kvävekoncentration (olika databaser använda). Detta har medfört att rotzons-avrinningen inte fått rätt läckagekoncentration i vissa delavrinningsområden. Vid kalibreringen har vi noterat ett litet antal delavrinningsområden där det inneburit både för höga och för låga transporter från området, dvs. att felen troligen tagit ut varandra över ett större område. Av tids- och resursskäl var det inte möjligt att omskapa och lagra de under projektet framtagna markarealuppgifterna till alla de 3 725 delavrinningsområdena för att använda dem i vattenmodellen. För fortsatt simulering med modellen måste konsistenta databaser skapas vilket kommer att minska osäkerheten i beräkningarna.

Inom projektet har stora mängder information som är lagrade med olika geografisk upplösning applicerats på delavrinningsområdesnivå. Finupplöst indata har generaliserats via majoritetsklassningar och storskalig information har fördelats på mindre arealer. Detta leder alltid till osäkerheter och ökade eller minskade kontraster jämfört med den reella geografiska variationen. I vissa delområden var relativt stora arealer (i extrema fall upp till 50 %) klassificerade som övrig mark vilket medförde stora osäkerheter vid ansättandet av läckagekoncentration. I övrigt uppskattades rotzonsläckaget dels via en endimensionell fysikalisk modell (SOIL-N) för 10-åriga monokulturer med konstant gödselregim, dels via mätserier i ett begränsat antal skogsområden. Vid fortsatt arbetet med modeller är det viktigt att förfinas och förbättra dessa indata.

Som nämnts under indataavsnittet uppdelades totalkväve i en oorganisk och en organisk del från markläckage och utsläpp från avloppsreningsverk och industrier generellt för hela Sverige utan hänsyn till regionala variationer eller reningsteknik med proportionerna 90 % oorganiskt och 10 % organiskt kväve. Variationerna är dock stora. En felaktig fraktionsfördelning i ett delområde påverkar naturligtvis läckagenivån för respektive fraktion och därmed kalibreringsmöjligheterna, men för NVs fortsatta beräkningar har det mindre betydelse eftersom dessa bygger på totalkväve.

Ytterligare en felkälla utgörs av att kalibreringen sker mot recipientdata. Många av mätstationerna för kvävekoncentrationer är belägna nedströms punktkällor. De kan därför vara lokalt påverkade om punktkällorna är stora och inte alltid representativa för det uppströms område de antas representera vid modelleringen. Detta försvårar naturligtvis kalibreringen av HBV-N, liksom förekomsten av glesa och korta mätserier. I ett antal vattendrag fanns endast totalkvävemätningar. Eftersom rutinerna i kvävemodellen är baserade på oorganiskt och organiskt kväve (p.g.a. de helt skilda processer som påverkar de olika fraktionerna) är det osäkert att kalibrera modellen på enbart totalkvävemätningar. Det är viktigt att mätstationerna i framtiden inte bara fångar påverkan från punktkällor utan också de diffusa källornas bidrag.

Det är därför önskvärt att ett antal mätstationer placeras ut utan uppströms punktkällor och att fler mätstationer finns i sjölösa områden.

8. DISKUSSION OCH JÄMFÖRELSE MED TIDIGARE BERÄKNINGAR

8.1 Modellansatsen

Svårigheten med att validera retentionsberäkningarna har redan diskuterats, liksom eventuella felkällor i indata och antaganden. Det kan konstateras att kvalitén i indata inte stod i proportion till hanteringen av dem i modellen. Modellansatsen bygger till stor del på att retentionen ska beräknas utifrån givna läckagenivåer för att kunna appliceras i NVs utvärderingsverktyg. För detaljerade retentionsberäkningar krävs mycket specifik indata rörande markanvändning, jordart, gödsling, läckagekoncentrationer, etc. I ett tidigare HBV-N arbete har läckagenivåerna justerats efter områdets specifika egenskaper genom kalibrering (Arheimer och Wittgren 1994). Så gjordes inte i detta arbete utan indata hölls konstant, vilket gjorde retentionen svårkalibrerad. Dessutom samverkar antagligen vissa modellparametrar vilket också försvårade kalibreringen. Ur modellsynpunkt har projektet varit mycket givande och gett många uppslag till det fortsatta utvecklingsarbetet och visat på behovet av mer detaljerade markdatabaser.

Förhoppningen är att HBV-N ska förbättras när det gäller scenarieberäkningar. Nuvarande modell förutsätter att alla faktorer utom kvävebelastningen är konstanta över tiden, men modellen bör ta hänsyn till förändringar av t.ex. fosforkoncentrationen. Undersökningar visar att fosforbelastningen kan ha avgörande inverkan också på den storskaliga kvävtransporten (Stålnacke 1996). Modellen tar inte heller hänsyn till tidsfördröjningen innan belastningsförändringar får effekt på transporten. Huvuddelen av kvävepoolen i marken består av organiskt material med lång omsättningstid vilket innebär att läckaget kan fortsätta under många år efter en omställning (Andersson 1986). Förhoppningen är att HBV-N ska kunna simulera även detta i framtiden, och därför diskuteras nu förbättringar av markrutinen och koppling av rutiner för sediment och fosfortransport till HBV.

8.2 Retentionen

Syftet med modelleringen av södra Sverige var att undersöka det storskaliga retentionsmönstret. Resultaten för enskilda delavrinningsområden kan vara mycket osäkra, men det är fullt möjligt att använda modellen för mer noggranna beräkningar i mindre områden. Det bör poängteras att den modellerade retentionen är starkt påverkad av de indata som används i projektet och av den tidsperiod som studeras. Resultaten kan följaktligen inte överföras direkt till andra undersökningar eller belastningsberäkningar. Under andra vädermässiga förhållanden eller med andra indata kan den beräknade belastningen bli en annan och därmed även retentionen. Studien visar att årsretentionens andel av bruttobelastningen kan variera med 30 % mellan olika år för samma vattendrag.

Retentionen är beräknad som en differens mellan stora tal. Detta innebär att även en liten förändring av transporten ger stora förändringar i retentionen. I Roxen-Glan-projektet (Göransson m. fl. 1990) beräknades kvävetillförseln till Roxen (1985-89) till 3 194 ton/år utifrån andra indata än i detta projektet. Vi erhöll nu 3 291 ton/år för samma period. Motsvarande värden för uttransport efter modelleringen av retention i sjön, var 2 689

respektive 2 406 ton/år. Siffrorna ligger relativt nära varandra, men ger en genomsnittlig sjöretention i Roxen på 16 % respektive 27 %, vilket visar känsligheten i retentionsberäkningarna. Vi har därför valt att presentera retentionen i 25 % intervall på kartorna i figurerna 12-14, utom för sjö- och vattendragsretentionen, där vi även lagt in 0-10%.

Det är följaktligen svårt att jämföra retentionsresultat från olika studier, men vi gör ändå ett försök. Tirén (1980) redovisar litteraturvärden på denitrifikationen från 35 svenska och danska sjöar. I 6 sjöar har direkta mätningar gjorts, de övriga bygger på budgetberäkningar. Flertalet av sjöarna är eutrofa. Den beräknade denitrifikationen ligger mellan 0 och 500 kg N per ha och år, varav nästan hälften hamnar i intervallet 0 till 50 kg N per ha och år. Hälften av våra sjöretentionberäkningar ligger mellan 19 och 61 kg N per ha och år, vilket får betecknas som en god överensstämmelse mellan undersökningarna. Intervallet stämmer väl med vad som rapporterats i internationella sammanställningar av empiriska denitrifikationsstudier i sjöar (Seitzinger 1988).

Olsson (1991) beräknade sjöretentionen i Vänern till 25-40 % för perioden 1970-1989, Wallin (Åtgärdsgrupp Vänern 1994) till 30-40 % för perioden 1982-1992 och till 43 % 1990-1992. Våra resultat från Vänern (ca 30 %) överensstämmer relativt väl med dessa undersökningar. Däremot är vår genomsnittliga sjöretention i Vättern betydligt högre (ca 80 %) än beräkningar av Persson m. fl. (1989b, 1989a) på 55 % (period: 1971-73) och något lägre i Mälaren (ca 40 %) där Persson m. fl. (1989b, 1989a) också erhöll 55 % (period: 1981-85). Vidare beräknade Fleischer och Hamrin (1988) retentionen för sjön Bolmen till ca 60 % (period: 1980-84), där vi fått en retention på ca 45 %. I Ringsjön har tidigare HBV-N studier med andra indata resulterat i 45-60 % retention under åren 1984 till 1988 (Brandt 1990b) och Jansson och Leonardson (1986) erhöll där en retention på 57 % år 1985. Detta stämmer väl med resultaten i detta arbete där retentionen i genomsnitt var 60 % i Ringsjön.

Avgörande för det storskaliga retentionsmönstret är sjöarnas yta och placering, och även om inte siffrorna för enskilda sjöar är exakta torde det storskaliga mönstret vara mer korrekt. I beslutsunderlag för åtgärder är det ytterst viktigt att ta hänsyn till retentionen i sjösystemet nedströms utsläppet och hur denna kan förändras vid ändrad belastning. I tidigare storskaliga arbeten i Sverige där kvävebelastning och källfördelning till havet beräknats, har retentionen ofta tilldelats ett konstant värde, t. ex. 50 % av allt inlandsutsläpp (Enell 1996). Vår studie visar dock att retentionen varierar kraftigt både i rummet och tiden. Det är följaktligen vanskligt att utfärda generella direktiv, eller fastlägga den kustnära zonen till ett absolut värde på exempelvis 3 mil från havet. Åtgärdsprogram och utsläppsramar bör variera mellan olika naturgeografiska regioner och föregås av dynamisk modellering.

Årsretentionen för hela avrinningsområden till havsbassängerna kring södra Sveriges kust har tidigare beräknats som skillnaden mellan beräknad bruttobelastning och uppmätta (linjärinterpolerade) transporter vid mynningen (Löfgren och Olsson 1990, Olsson och Löfgren 1990). Vid en jämförelse framgår det att vår retentionsuppskattning (totalt 45 %) är högre än den tidigare beräkningen (totalt 24 %) (tabell 5). Även vår bruttotransport är högre (136 000 ton/år) än den tidigare (110 050 ton/år). Framförallt skiljer retentionsberäkningarna i Kattegatt och Göta älvs tillrinningsområden. Löfgren och Olsson (1990) konstaterar också att deras retentionsberäkning i Kattegatt området var orimligt låg. Det bör åter poängteras att beräkningarna gjorts för olika tidsperioder med olika vädermässiga förhållanden. Löfgren och Olsson (1990) presenterade ingen mer detaljerad geografisk upplösningen i sina retentionsberäkningar.

Tabell 5. Retentionsberäkningar i respektive havsbassängs tillrinningsområde som redovisats i tidigare arbete samt i denna rapport. Procenttalen avser retentionen i förhållande till bruttobelastningen inom området inklusive direkta kustutsläpp. Notera att undersökningsperioderna varierar. Kväveretentionen är avrundad till närmaste 100 ton.

Författare (publ.år), beräkningsperiod	Kväveretention i anslutning till vattendrag som rinner till ton år ⁻¹ (%)					
	Egentliga Östersjön	Öresund	Kattegatt	Göta älv	Skagerrak	Totalt
Löfgren & Olsson, Olsson & Löfgren (1990) 1982-1987	19 300 (35 %)	2 600 (24 %)	50 (3 %)	3 200 (15 %)	1 500 (35 %)	26 700 (24 %)
SMHI (1997) 1985-1994	30 000 (50 %)	2 000 (22 %)	9 900 (39 %)	17 000 ¹ (50 %)	2 100 (27 %)	61 000 (45 %)

¹ Exklusive retentionen i det ospecificerade området norr om Vänern

En mer detaljerad retentionsstudie har gjorts med en statistisk modellansats på delavrinningsområdesnivå i Lagan (Grimvall och Stålnacke 1996). Resultaten från denna stämmer mycket väl överens med vår sjö- och vattendragsretention (figur 14), både vad beträffar den maximala retention på ca 80 % och det geografiska retentionsmönstret.

8.3 Kvävetransporten

Den geografiska spridningen i markläckage har varit svår att jämföra med tidigare storskaliga undersökningar eftersom dessa sällan inkluderar beräkningar i samma detaljerade skalnivå. Grimvall och Stålnacke (1996) beräknade dock även nettoläcket på delavrinningsområdesnivå för Lagans avrinningsområde för perioden 1985-89. Större delen av läcket härrör från markläckage, och de största nettotransporterna för enskilda områden i deras studie låg mellan 2,4 och 3,6 ton N per km² och år, där markläcket beräknades till 2-4 ton per km² och år också i detta arbete. Uppströms Bolmen erhöll vi nettoläcke under 0,5 ton N per km² och år, där även Grimvall och Stålnacke med ett undantag beräknade läcket till under 0,6 ton per km² och år.

För att uppskatta markläcket används ofta arealkoefficienter för transport från olika markkategorier. Löfgren och Olsson (1990) har beräknat sådana för bruttoläcket i de olika havsbassängernas avrinningsområden och genom medelvärdesberäkningar av våra resultat kan vårt bruttoläcke per ytenhet jämföras med deras (tabell 6). Skillnader i koefficienter kan bero på olika markdatabaser och olika undersökningsperioder men också på olika modellansatser. Värdena skiljer sig främst åt för åker och betesmark inom Kattegatts och Göta älvs avrinningsområde, för skogen vid Öresund och atmosfärsdepositionen till Göta älv (dvs. Vänern). När det gäller läcket från åker och betesmark till Kattegatt vet vi att med tillgänglig indata överskattades transporten från de övre delarna av området (se Validering och osäkerheter).

Tabell 6. Generaliserade arealkoefficienter för bruttoläckage från olika markkategorier inom havsbassängernas tillrinningsområden samt flödesvägda medelkoncentrationer i tillrinnande vatten, enligt tidigare beräkningar och i denna studie.

Havsomr.	Löfgren & Olsson, Olsson & Löfgren (1990) (NV) period: 1982-1987				SMHI (1997) period: 1985-1994			
	Arealkoefficienter ($\text{kg km}^{-2} \text{år}^{-1}$)			Konc. (mg l^{-1})	Arealkoefficienter ($\text{kg km}^{-2} \text{år}^{-1}$)			Konc. (mg l^{-1})
	åker +bete	skog ¹	atm.dep. ²		åker+bete	skog ¹	atm.dep. ²	
Östersjön	1 636	130	625	1.4	2 021	154	744	1.7
Öresund	3 965	247	1 081	6.5	3 524	526	1 306	8.6
Kattegatt	2 280	241	1 094	1.2 ³	4 373	289	1 430	1.1 ³
Göta älv	994	189	625	-	3 155 ⁴	192 ⁴	1 234 ⁴	-
Skagerrak	2 906	164	846	0.9	3 304	143	750	1.5

¹ Inkluderar skogsbrukets bidrag

² Avser atmosfärisk deposition på vattenytor

³ Kattegatt inklusive Göta älv

⁴ Exklusive det ospecificerade området norr om Vänern

Våra beräkningar av kvävetransporten till havet visar att denna varierar under året med den lägsta transporten under sommarhalvåret. Detta beror på att vattenföringen är låg då och i regel också kvävekoncentrationerna. Kvävetransporten samvarierar med vattenföringen och följer i stort dess mellanårsvariationer. Årstransporten till Kalmarsund varierade med en faktor 2,8 mellan våta och torra år och transporten till Östra och Västra Gotlandshavet samt till Öresund, Arkona och Bornholmshavet med en faktor 2,3 under åren 1985-1994. Variationerna i transporten från Göta älv beror främst av vattenföringen, som till stor del styrs av Vänerns reglering, medan koncentrationerna är relativt låga. Beräkning av flödesvägda medelkoncentrationer i tillrinnande vatten visade god överensstämmelse med de värden som rapporterats av Löfgren och Olsson (1990) (tabell 6).

Tabell 7 visar tidigare beräkningar av nettotransporten till havsbassängerna kring södra Sverige. Resultaten överensstämmer relativt väl med tanke på att olika databaser och angreppssätt ligger till grund för beräkningarna, som också är gjorda för olika perioder. Även Stålnackes beräkningar avser dock perioden 1985-1994, men baserades på linjärinterpolering av mätningar i mynningspunkter, extrapolering till omätta områden och SCB-statistik. Enligt SCB (1987) var de direkta kustutsläppen till havet från avloppsreningsverk och industri ca 13 100 ton/år 1985-87. Den indata som erhöles från NV till detta projekt innehöll dock endast 8 200 ton/år i kustutsläpp, vilket kan vara en förklaring till att våra beräkningar är något lägre än Stålnackes trots att samma undersökningsperiod avses.

Tabell 7. Transportberäkningar från södra Sverige till kringliggande havsområden som redovisats i tidigare arbeten. Notera att undersökningsperioderna varierar. Siffrorna inkluderar flödestransport och direkta kustutsläpp i havet. Kvävebelastningarna är avrundade till närmaste 100 ton.

Författare (publ.år), beräkningsperiod	Kvävebelastning (ton år ⁻¹)					Totalt
	Egentliga Östersjön	Öresund	Kattegatt	Göta älv	Skagerrak	
Larsson m. fl. (1985) 1977-1983	28 000	9 400				
Rosenberg m. fl. (1990) 1982-1987	44 300		37 000			
Miljödepartemetet (1990) (IVL) 1985-1990	35 800	44 800			2 900	83 500
Löfgren & Olsson, Olsson & Löfgren (1990) (NV) 1982-1987	35 600	8 300	18 200	18 300	2 900	83 300
Lindahl m. fl. (1993) (NV) 1985-1990	31 900	8 600	14 600	17 600	3 700	76 400
HELCOM (1993) 1990	33 200	6 200	33 900			
SCB (1989,1993,1994 resp. 1996) 1987,1990,1992,1995	35 200	7 900	36 400		3 600	83 100
Stålnacke ¹ 1985-1994	33 650	41 100				
SMHI (1997) 1985-1994, med 1985-87 års antropogena bidrag	29 900	7 000	15 400	17 000	5 700	75 000 ²

¹ Opublicerat material, inkluderar direkta kustutsläpp från 1987 enligt SCB (1989)

² ca 4 900 ton år⁻¹ i direkta kustutsläpp saknas jämfört med SCB (1989)

8.4 Källfördelning och transportförändring 1985-1994

I många undersökningar skiljer man på antropogent betingat läckage och naturliga bakgrundsvärden. Vi har valt att inte göra någon sådan uppdelning eftersom den inkluderar stora osäkerheter och dessutom inte känns helt relevant. Frågan är snarare vilken miljö man vill ha i recipienten och var åtgärder bör sättas in för att minskningen i kvävebelastning ska bli så effektiv som möjlig. För att sådana frågor ska kunna besvaras måste källfördelning göras.

Eftersom retentionsskattningen ofta varit ett problem i tidigare arbeten har källfördelningen ofta gjorts med avseende på bruttobelastningen (Löfgren och Olsson 1990, Lindahl m. fl. 1993). Vid en jämförelse mellan vår källfördelning och den som presenterades av Löfgren och Olsson (1990) överensstämde resultaten dock mycket väl, trots olika angreppssätt, indata och studieperiod (tabell 8). Det kan vara svårt att jämföra olika källfördelningar som baseras på olika klassindelning. Vid denna jämförelse bör nämnas att myrmarken till större delen är inkluderad i vår skogsareal och det ospecificerade området norr om Vänern till större delen består av skog. Motsvarande jämförelse gjordes mot Grimvall och Stålnackes (1996) källfördelning i Lagan med modellering av samma tidsperiod (1985-1989) (tabell 8). Punktkällornas andel av transporten överensstämde här exakt, medan värdena för markläckaget och atmosfärsdepositionen på vattenytor skiljde sig åt. Jämförelsen försvåras av Grimvall och Stålnackes stora andel övrigt (34 %), som troligen inkluderar fyra av våra källor. Som nämnts tidigare kan vi ha överskattat åkermarkens andel i Kattegatts tillrinningsområde och följaktligen också i Lagan.

Tabell 8. Exempel på källfördelning för hela södra Sverige samt för Lagans avrinningsområde. Transporten för södra Sverige inkluderar direkta utsläpp från kusten. Procentalen är avrundade till hela procent. De källor som inte undersökts i respektive studie är markerade som streck i tabellen.

Kvävekälla	Källfördelning för södra Sverige		Källfördelning för Lagan	
	Löfgren & Olsson (1990) (NV) period: 1982-1987	SMHI (1997) period: 1985-1994	Grimvall & Stålnacke (1996) period: 1985-1989	SMHI (1997) period: 1985-1989
skogsmark	13 %	8 %	-	19 %
våtmarker:	-	-	10 %	-
myr	2 %	-	-	-
ospecificerat område ¹	-	6 %	-	-
betesmark	-	1 %	-	2 %
åkermark	42 %	45 %	38 %	51 %
gödselanl.+mjölkkrum	1 %	-	-	-
övrig mark	4 %	4 %	34 % ²	5 %
atm.dep.på vattenytor	11 %	11 %	8 %	11 %
glesbygdsbefolkning	3 %	2 %	-	2 %
punktkällor:	-	-	10 %	-
avloppsreningsverk	21 %	21 %	-	9 %
industri(+fiskodling)	3 %	2 %	-	1 %
summa	100 %	100 %	100 %	100 %

¹ Avser det ospecificerade området norr om Vänern, som till ca 85 % utgörs av skog och övrig mark

² Inkluderar till större delen skogsmark

Förändringen av bruttotransporten från jordbruket mellan 1985 och 1996 beräknades med SOIL-N till ca 27 % (Johnsson och Hoffman 1996), medan vi beräknade förändringen till ca 20 %. Skillnaden kan troligen förklaras av olika strategier vid beräkning av vattentransport. I SOIL-N beräkningarna överskattades antagligen vattentransporten till ostkusten, där den största förändringen av markanvändningen skett, vilket innebär att även denna kan ha överskattats. I nettotransport motsvarar minskningen endast 16 % av åkermarkens kvävebidrag till havet p.g.a. retentionens inverkan, vilket visar den stora betydelsen av att inkludera dynamiska simuleringar av retentionen i scenarieberäkningar. För att minska den totala transporten till havet så effektivt som möjligt bör man följaktligen inrikta sig på områden nedströms större sjösystem. Källorna där utgör en större del av nettotransporten och dessutom utnyttjas den naturliga kväveavskiljningen i vattendragen maximalt. Vidare framgår det av resultatredovisningen att den totala nettoförändringen av transporten till havet endast är ca 7 % mellan 1985 och 1994 års markanvändning, markläckage och punktkällor.

8.5 Avslutande kommentar

Den största kvävebelastningen på hela Östersjön sker via avrinning från land, och enligt Stålnacke (1996) uppgår denna tillsammans med direkta utsläpp från kusten till i genomsnitt 930 000 ton per år (baserat på perioden 1980-1993). Enligt våra beräkningar bidrar avrinning och kustutsläpp från södra Sverige till samma region med 69 300 ton per år, d.v.s. ca 7 % av Östersjöns belastning från kusten. Inom Östersjöns avrinningsområde bor ca 85 miljoner människor och av dessa bor ca 7 miljoner i södra Sverige. Belastningen *per capita* är sålunda nästan lika stor i södra Sverige som i resten av området (kring 10 kg kväve per person och år). Denna räkneövning tar dock inte hänsyn till naturliga bakgrundsbelastningar och skillnader i avrinning.

Åtgärder för minskat läckage bör införas där de gör mest nytta och sättas i relation till vilket problem som primärt ska lösas. För att minska eutrofieringen inom kustzonen kan helt olika

åtgärder behöva införas i olika områden beroende på kustens utseende, och utsjöns problem kräver troligen ytterligare angreppssätt. För att komma åt problembilden och förstå de naturliga variationsmönstren pågår samarbete mellan meteorologer, hydrologer och oceanografer vid SMHI. MATCH-modellen som simulerar atmosfärsdepositionen och HBV-N som simulerar vattendragstransporten av kväve, är båda kopplade till en biogeokemisk modell som beskriver omsättningen av kväve i kustzonen (Marmefeldt, 1997). Samarbetet kommer förhoppningsvis att både fördjupas och breddas till större regioner i framtiden.

Stora kostnader och förändringar av dagens verksamheter kan krävas för att minska eutrofieringen i Östersjön och dess närområde. Trovärdiga beslutsunderlag för sådana åtgärder måste inkludera analyser av dynamik och variationsmönster både i tiden och rummet om rätt åtgärder ska kunna införas där de gör mest nytta. Det är därför av yttersta vikt att verktyg för dessa analyser utvecklas och kommer till praktisk användning.

9. SLUTSATSER

Modellansatsen visar att:

- Det finns ett behov av mer detaljerade markdatabaser för studier av regional ämnestransport.
- Läckagekoncentrationer för åkermark borde inkludera realistiska växtföljder och gödslingsstrategier. Skogens läckage måste kartläggas och mätas mer systematiskt.
- Provtagningsprogram av vattenkvalitet borde utformas för att bättre passa modelleringsarbete, och vara mindre inriktat på kontroll av punktkällor.
- Ytterligare modellutveckling krävs för mer preciserade scenarier, som även inkluderar samspelet med andra ämnen och tidsaspekten vad beträffar markpoolens förändring.

Retentionsberäkningarna visar att:

- Den totala retentionen är ca 61 000 ton per år i genomsnitt för perioden 1985-1994, vilket motsvarar 45 % som medelvärde för hela regionen.
- I södra Sverige finns både områden som helt saknar retention och områden från vilka allt kväveläckage förbrukas på sin väg till havet. Retentionen till havet är beroende av karaktären på nedströms områden (främst sjöarealen).
- Den procentuella årsretentionen för ett område kan variera i tiden med 30 % mellan olika år.
- Ett områdes retention är främst beroende av belastningen, väder/klimat, sjöarnas andel av total arean och deras geografiska placering inom området.
- Retentionen är låg i kustnära områden utan sjöar. Denna zon har dock varierande bredd och når långt upp i de avrinningsområden, som är sjöfattiga i sina nedströms liggande delar.

Transportberäkningarna och källfördelningen visar att:

- Den beräknade bruttotransporten från södra Sverige är ca 136 000 ton per år och nettotransporten ca 75 000 ton per år i genomsnitt för åren 1985-1994 (med 1985-87 års läckage).
- Markläckaget är högre för västkusten än för ostkusten, vilket delvis förklaras av den högre avrinningen och en lägre retention betingad av få sjöar i det kustnära zonen på västkusten.
- Åkermarkens bidrag av transporten till havet är i genomsnitt 45 % och avloppsreningsverkens 21 %. Bidraget från skog, betesmark, övrig mark samt från området

uppströms norra Vänern utgör tillsammans 19 %, atmosfärsdeposition på vattenytor 11 % och industriutsläpp samt glesbygdsutsläpp vardera 1-2 %.

- Av åkermarkens läckage kring Mälaren är det bara ca 25 % som når havet, medan ca 80 % av sydvästra Skånes åkermarksläckage når havet.
- För exakt källfördelning är det viktigt att ta hänsyn till retentionen och dess variation mellan olika delar i avrinningsområdet.

Jämförelsen när simuleringar med 1985-87 års markanvändning, markläckage och punktkällor byttes ut mot 1994 års visar att:

- Bruttotransporten av kväve från åkermark minskar med ca 20 %. I nettotransport motsvarar denna minskning ca 16 % av åkermarkens kvävebidrag till havet. Minskningen berodde till övervägande del på ändrad kvävetransport från åkermark på grund av förändrad grödosammansättning, ökade skördar och nedläggning av åkermark.
- Nettotransporten av kväve från land till hav minskar totalt 7 % mellan 1985 och 1994. Studien tar dock inte hänsyn till tidsfördröjningen innan dessa belastningsförändringar får effekt på transporten.
- För att minska den totala transporten till havet så effektivt som möjligt bör man inrikta sig på områden nedströms större sjösystem. Källorna där utgör en större del av nettotransporten och dessutom utnyttjas den naturliga kväveavskiljningen i vattendragen maximalt.

10. REFERENSER

Ahlgren, I., Sörensson, F., Waara, T. and Vrede, K. (1994) Nitrogen budgets in relation to microbial transformations in lakes. *Ambio*, Vol 23, No 6: 367-377.

Andersson, R. (1986) Förluster av kväve och fosfor från åkermark i Sverige. Sveriges Lantbruksuniversitet, Inst för markvetenskap, Uppsala. Avhandling.

Arheimer, B., Andersson L. & Lepistö, A. (1993): Influences of flow dynamics on nitrate concentrations in forest streams. In: *Proceedings 4th International Conference on a System Analysis Approach to Environment, Energy and Natural Resource Management in the Baltic Region*. Nordic Council of Ministers 1993:653, 375-384.

Arheimer, B., Andersson, L. and Lepistö, A. (1996) Variation of nitrogen concentration in forest streams - influences of flow, seasonality and catchment characteristics. *Journal of Hydrology* 179: 281-304.

Arheimer, B. and Wittgren, H. B. (1994) Modelling the effects of wetlands and regional nitrogen transport. *Ambio*, Vol 23, No 6: 378-386.

Bergström, S. (1992) The HBV model - its structure and applications. SMHI Report Hydrology (RH) No 4.

Bergström, S. (1995) The HBV Model. In Singh, V. (e.d.) *Computer Models of Watershed Hydrology*. Dep of Civil and Environmental Engineering, Louisiana State University, USA.

- Bergström, S., Brandt, M. and Gustafson, A. (1987) Simulation of runoff and nitrogen leaching from two fields in southern Sweden. *Hydr. Sciences Journal* 32: 191-205.
- Brandt, M. (1990a) Simulation of runoff and nitrogen transport from mixed basins in Sweden. *Nordic Hydrology*, 21:13-34.
- Brandt, M. (1990b) Modelling nitrogen transport from a basin of mixed land use. Example from the Lake Ringsjön drainage area, Sweden. *Vannet i Norden*, 23, 3: 39-57.
- Brandt, M., Jutman, T. och Alexandersson, H. (1994) Sveriges vattenbalans. Årsmedelvärden 1961-1990 av nederbörd, avdunstning och avrinning. SMHI Hydrologi nr 49.
- Brent, R.P. (1973) Algorithms for minimization without derivatives. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, N.J., USA.
- Brink, N., Gustafson, A. och Persson, G. (1979) Förluster av kväve, fosfor och kalium från åker. *Ekohydrologi* 4, Avd för Vattenvård, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Enell, M. (1996) Utsläpp från olika källor. Belastning av kväve och fosfor på Östersjön - svenskt och internationellt perspektiv. *K. Skogs- o. Lantbr. Tidskr.* 135, 3:109-118.
- Enell, M., Fejes, J. och Henriksson, A. (1993) Ringsjön - ekosystem i förändring 1992. Beskrivning av sjöns struktur och funktion 1992 samt förändringar under 1975-1992. Mellanskönes Kommunalförbund.
- Eriksson, B. (1981) Den potentiella evapotranspirationen i Sverige. SMHI Reports Meteorology and Climatology (RMK) No 28.
- Fleischer, S., Andréasson, I-M., Holmgren, G., Joelsson, A., Kindt, T., Rydberg, L. och Stibe, L. (1989) Markanvändning - vattenkvalitet. En studie i Laholmsbuktens tillrinningsområde. Länsstyrelsen i Hallands län, Med 1989:10.
- Fleischer, S., Gustafson, A., Joelsson, A., Pansar, J. and Stibe, L. (1994) Nitrogen removal in created ponds. *Ambio*, Vol 23, No 6: 349-357.
- Fleischer, S. och Hamrin, S. (1988) Land use and nitrogen losses - a study within the Laholm bay drainage area of southwestern Sweden. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23: 181-192.
- Hoffmann, M. och Wall Ellström, S. (1993) Växtnäringsförluster från JRK:s stationsnät 1993. Naturvårdsverket Rapport 4362.
- Howard-Williams C. (1985) Cycling and retention of nitrogen and phosphorus in wetlands: a theoretical and applied perspective. *Freshwater Biology* 15: 391-431.
- Grimvall, A. and Stålnacke, P. (1996) Statistic methods for source apportionment of riverine loads of pollutants. *Environmetrics*, Vol 7: 201-213.
- Grip, H. (1982) Water chemistry and runoff in forest streams at Kloten. UNGI rapport nr 58.
- Gustavsson, A. och Brink, N. (1985) Förluster av kväve och fosfor runt Ringsjön. *Ekohydrologi* 19, Avd för Vattenvård, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Göransson, B., Brandt, M. och Wittgren H. B. (1991) Markläckage och vattendragstransport av kväve och fosfor i Roxen/Glan-systemet, Östergötland. SMHI Hydrologi nr 34.

HELCOM (1993) Second Baltic Sea pollution load compilation. Baltic Sea Environment Proceedings No 45, Helsinki Commission, Helsinki, Finland.

Jacks, G., Joelsson, A. and Fleischer, S. (1994) Nitrogen retention in forest wetlands. *Ambio*, Vol 23, No 6: 358-362.

Jansson, M. och Leonardson, L. (1986) Denitrifikation i jordbruksåar. I: Vattendrag i jordbrukslandskapet - Belastning, transport och kvalitet. FVH-publikation 4.

Jansson, M., Leonardson, L. and Fejes, J. (1994) Denitrification and nitrogen retention in a farmland stream in southern Sweden. *Ambio*, Vol 23, No 6: 342-348.

Jansson, M., Leonardson, L. och Henriksson, J. (1990) Kväveretention och denitrifikation i jordbrukslandskapets rinnande vatten. Naturvårdsverket Rapport 3901.

Jansson, M., Leonardson, L. och Rönner, U. (1986) Denitrifikation i jordbrukslandskapets rinnande vatten minskar kvävebelastningen på svenska kustvatten. *Vatten* 42: 25-32.

Jensen, J.P., Jeppesen, E., Kristensen, P., Christensen, P.B. and Søndergaard, M. (1992) Nitrogen loss and denitrification as studied in relation to reductions in nitrogen loading in a shallow hypertrophic lake (Lake Søbygård, Denmark). *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 77, 1: 29-42.

Johansson, B. (1992) Vattenföringsberäkningar i recipientkontrollpunkter - en utvärdering av PULS-modellen. *Vatten* nr 2: 111-116.

Johnsson, H. (1990) Nitrogen and water dynamics in arable soil. Department of Soil Sciences. Swedish Agricultural University. Reports and Dissertation 6.

Johnsson, H. och Hoffman, M. (1996) Normalutlakning av kväve från svensk åkermark 1985 och 1994. Avd för vattenvårdslära, Sveriges Lantbruksuniversitet, teknisk rapport 27.

Kvarnäs, H. (1996) Modellering av näringsämnen i Fyrisåns avrinningsområde. Källfördelning och retention. Fyrisåns Vattenvårdsförbund, Uppsala.

Langner, J., Persson, C. and Robertson, L. (1995) Concentration and deposition of acidifying air pollutants over Sweden: Estimates for 1991 based on MATCH model and observation. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 2021-2026.

Langner, J., Persson, C., Robertsson, L. and Ullerstig, A. (1996) Air pollution assessment study using the MATCH modelling system. Application of sulphur and nitrogen compounds over Sweden 1994. SMHI Report Meteorology and Climatology (RMK) No 69.

Larsson, U., Elmgren, R. and Wulff, F. (1985) Eutrophication and the Baltic Sea. Causes and consequences. *Ambio*, Vol 14, No 1: 9-14.

Larsson, S. och Johansson, K. (1988) Recipient Sörmland - En modell för beräkning av fosfortransport i de sörmländska vattendragen. Vatten 44: 295-299.

Lepistö, A., Andersson, L., Arheimer, B. & Sundblad, K. (1995): Influence of catchment characteristics, forestry activities and deposition on nitrogen export from small forested catchments. Water, Air and Soil Pollution 84:81-102.

Leonardson, L. (1993) Våtmarker som kvävefällor. Svenska och internationella erfarenheter. Naturvårdsverket Rapport 4176.

Lindahl, A.H., Persson, G. och Olsson, H. (1993) Eutrofiering av svenska kustområden samt omgivande hav: tillstånd, utveckling, orsak och verkan. Underlag till delprojektet "Eutrofiering" inom MIST. Naturvårdsverket Rapport 4151.

Lindén, O., Sundblad, K., Brandt, M. och Wittgren, H.B. (1993) Tillförseln av närsalter till kustvatten - en studie av transport och retention i Vadsbäcken, Östergötland. Vatten 49: 5-16.

Lindström, G., Gardelin, M., Johansson, B., Persson, M. och Bergström, S. (1996) HBV-96 - En areellt fördelad modell för vattenkrafthydrologin. SMHI Report Hydrology (RH) No 12.

Länsstyrelsen i Kristianstads län, i Malmöhus län och Nordvästra Skånes Kommunalförbund (1990) Närsalter till västra Hanöbukten och Skälderviken.

Länsstyrelsen i Östergötland (1988) Vattenmiljön i Östergötland. Underlag för vattenvårdsprogram.

Löfgren, S. och Olsson, H. (1990) Tillförseln av kväve och fosfor till vattendrag i Sveriges inland. Naturvårdsverket Rapport 3692.

Marmefeldt, E. (1997) A nitrogen-based biogeochemical model for the coastal zone of the Baltic Sea. (Subm to Journal of Marine Systems).

Miljödepartementet (1990) Vem förorenar Sverige. Underlagsrapport till utredningen om Sveriges internationella miljösamarbete.

Nash, J.E. and Sutcliffe, J.V. (1970) River flow forecasting through conceptual models. Part I. A discussion of principles. Journal of Hydrology, Vol. 10.

Naturvårdsverket (1994) Eutrofiering av havet. Naturvårdsverket informerar.

Naturvårdsverket (1993a) Eutrofiering av mark, sötvatten och hav. Naturvårdsverket Rapport 4134.

Naturvårdsverket (1993b) Stora avloppsreningsverk. Slam & avloppsvatten. Aktuella förhållanden 1993. Naturvårdsverket Rapport 4423.

Naturvårdsverket (1990) Hav'90. Aktionsprogram mot havsföroreningar. Statens Naturvårdsverk informerar.

Olsson, H. (1991) Materialbalanser för Vänerns fosfor- och kvävetransporter 1970-1989. Vatten 47: 262-372.

Olsson, H. och Löfgren, S. (1990) Tillförseln av kväve och fosfor till havet. Underlagsrapport till Hav-90. Naturvårdsverket Rapport 3693.

Persson, G., Olsson, H. och Willén, E. (1989a) Mälarens vattenkvalitet under 20 år. Växtnäring: tillförsel, sjökoncentrationer och växtplanktonmängder. Naturvårdsverket Rapport 3759.

Persson, G., Olsson, H., Wiederholm, T. och Willén, E. (1989b) Lake Vättern, Sweden. A 20-year perspective. *Ambio* 18: 208-215.

Pettersson, K. och Boström, B. (1990) Kväveomsättning i limniska ekosystem. En litteraturöversikt. Naturvårdsverket Rapport 3822.

Probst, J.L. (1985) Nitrogen and phosphorus excretion in the Garonne basin (France). *Journal of Hydrology*, 76: 281-305.

Roberts, G., Hudson, J.A. and Blakie, J. R. (1984) Nutrient inputs and outputs in a forested and grassland catchment at Plynlimon, Mid Wales. *Agri. Water Management* 9: 177-191.

Rosenberg, R., Elmgren, R., Fleischer, S., Jonsson, P., Persson, G. and Dahlin, H. (1990) Marine eutrophication case studies in Sweden. *Ambio* 19: 102-108.

Seitzinger, S. (1988) Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystem: Ecological and geochemical significance. *Limnol. Oceanogr.* 33: 702-724.

SCB (1996) Belastningen på havet 1995 av fosfor, kväve, metaller och organiskt material. Na 29 SM 9601.

SCB (1994) Belastningen på havet 1992 av fosfor, kväve, metaller och organiskt material. Na 29 SM 9401.

SCB(1993) Belastningen på havet 1990 av fosfor, kväve, metaller och organiskt material. Na 29 SM 9301.

SCB (1989) Belastningen på havet 1987 av fosfor, kväve, metaller och organiskt material. Na 29 SM 8901.

Stålnacke, P (1996) Nutrient loads to the Baltic Sea. Linköping Studies in Arts and Science 146.

Tirén, T. (1980) Denitrifikation i limniska ekosystem. I: Rosswall, T. (e.d.) *Processer i kvävet kretslopp*. SNV PM 1213: 199-208.

Ulén, B. (1989) Sammanställda resultat från Dästersta försöksskog i Södermanland. Stencil.

Wallsten, M. (1994) Fyrisån 1994. Rapport om vattenkvalitet och närsalttransporter. Fyrisåns Vattenvårdsförbund, Uppsala.

Wennberg, K. (1991) Våtmark som kvävekälla: en studie av en nyanlagd våtmark i Halland. Sem och examensarbete nr 14, Avd för Vattenvårdslära, Sveriges Lantbruksuniversitet.

Vinther, F. (1991) Temperature and Denitrification. I: Nitrogen and phosphorus in soil and air. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen Nr A, 33-49.

Vitousek, P., Gosz, J., Grier, C., Melillo, J., Reiners, W. and Todd, R. (1979) Nitrate losses from disturbed ecosystems. Science, Vol 204: 469-474.

Windolf, J., Jeppesen, E., Jensen, J.P. and Kristensen, P. (1996) Modelling of seasonal variation in nitrogen retention and in-lake concentration: A four-year mass balance study in 16 shallow Danish lakes. Biogeochemistry 33: 25-44.

Wittgren, H. B. and Arheimer, B. (1996) Source apportionment of riverine nitrogen transport based on catchment modelling. Wat. Sci. Tech. Vol 33, No 4-5: 109-115.

Åtgärdsgrupp Vänern 1994. Rapport nr 1. Tillförseln av kväve och fosfor till Vänern 1992 - samt förslag till mål och åtgärder.

Bilaga 1. Indata rörande jordbruket, skogen och övrig mark till HBV-N modellen.

Bilaga 1.1 Jordbrukets produktions (utlaknings) regioner enligt SLU/NV.

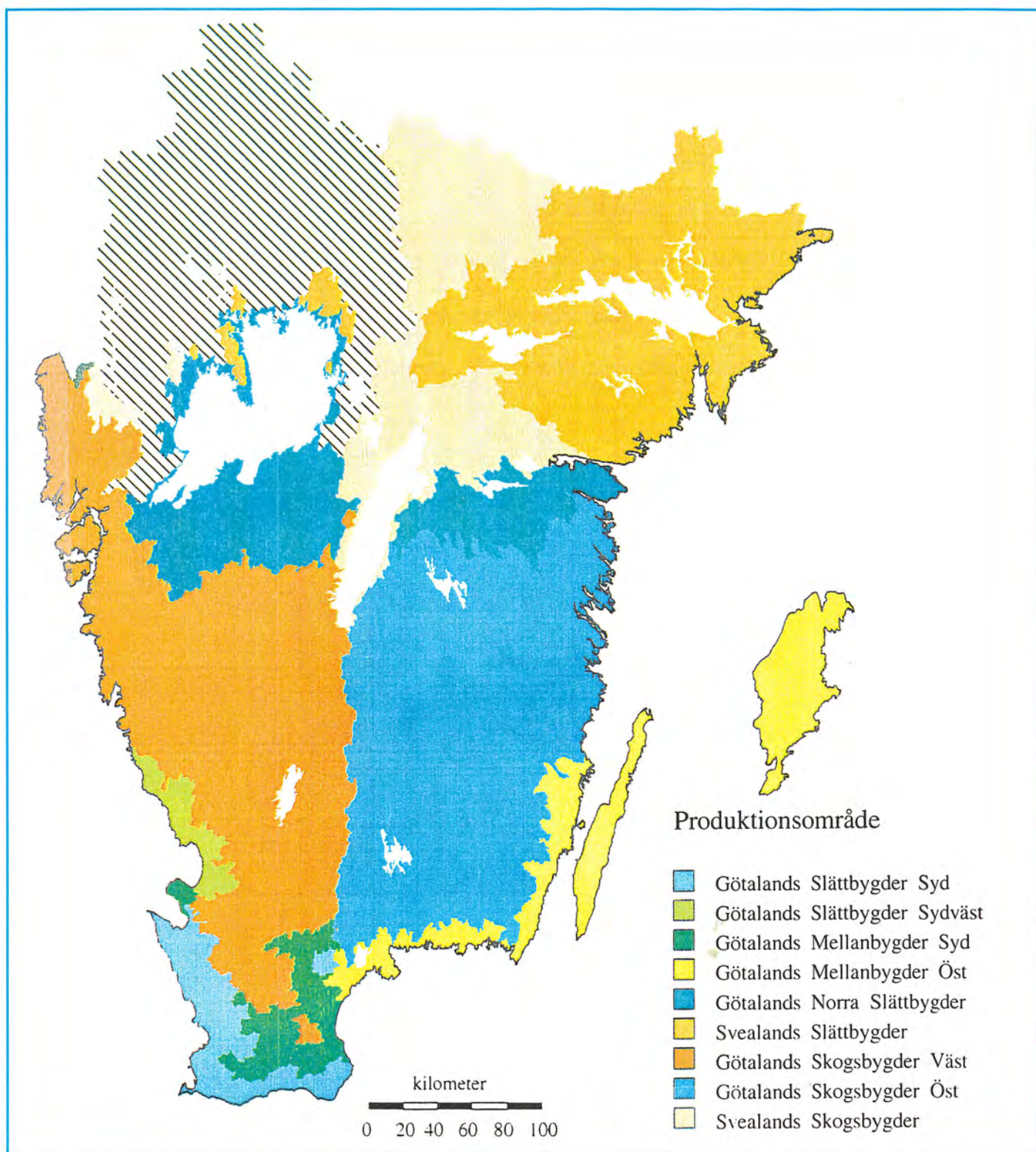
Bilaga 1.2 Jordartsklassning för åkermaken.

Bilaga 1.3 Fördelningen av skogsmarkens bonitet.

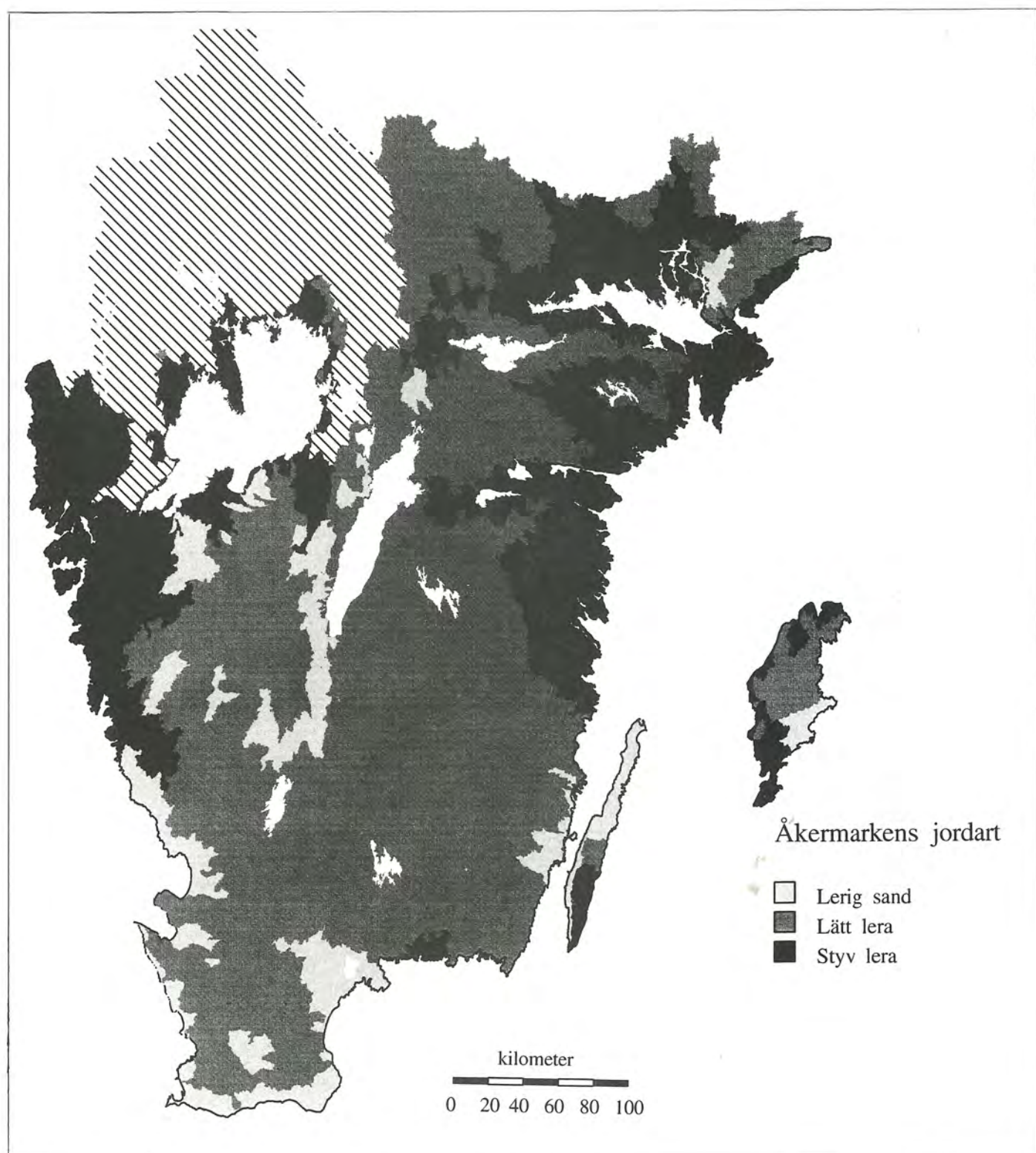
Bilaga 1.4 - 1.12 Rotzonsläckage för de olika utlakningsregionerna, grödor och boniteter.

Tabell 1.1 Antagna schabloner för skogsläckage från skogsmark med olika boniteter.

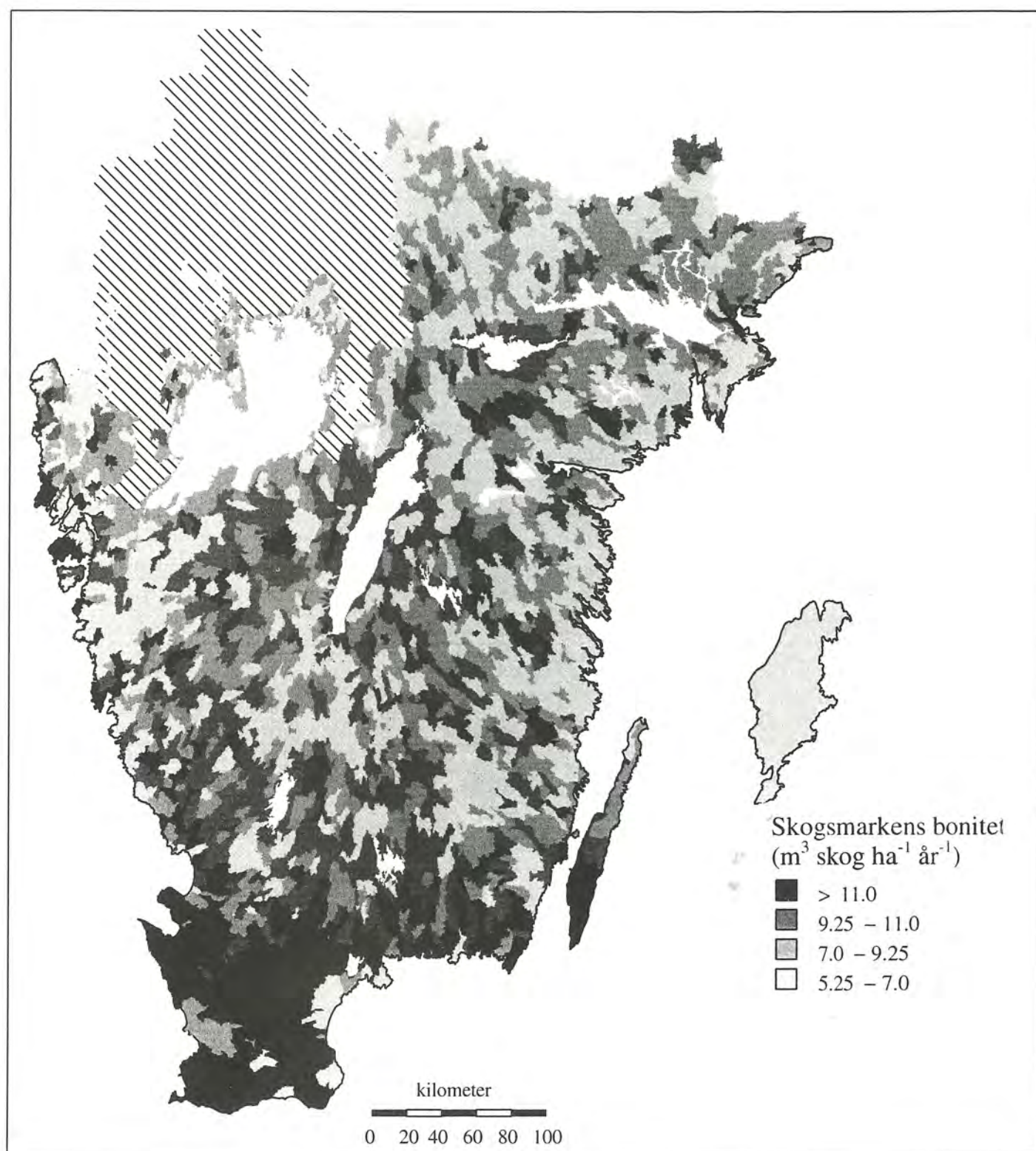
Tabell 1.2 Antagna schabloner för läckage från övrig mark och för olika utlakningsregioner.



Bilaga 1.1 Jordbrukets produktions (utlaknings) regioner enligt SLU/NV.



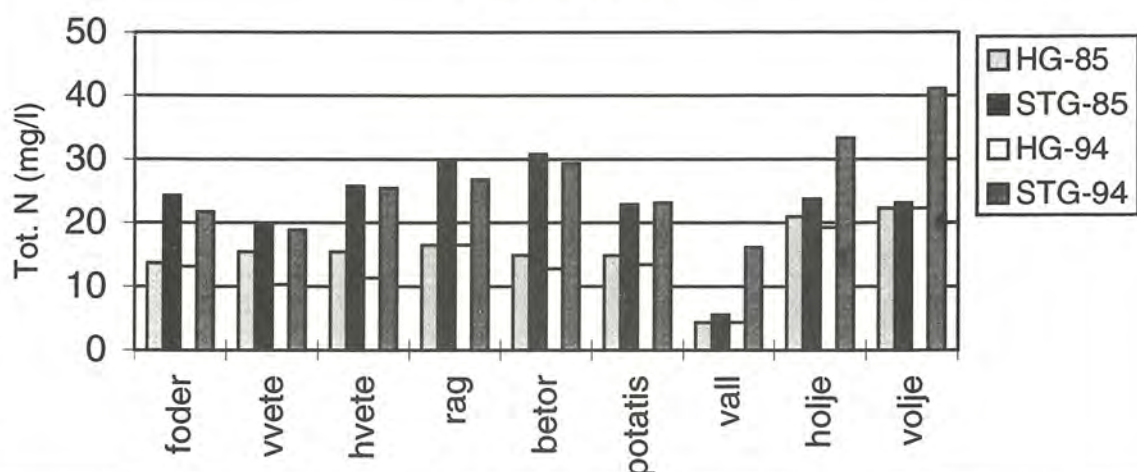
Bilaga 1.2 Jordartsklassning för åkermarken.



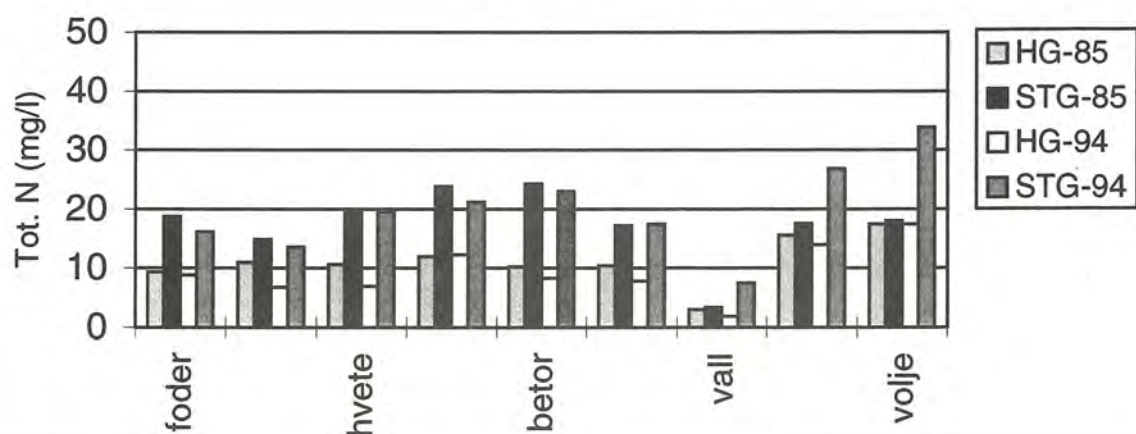
Bilaga 1.3 Fördelningen av skogsmarkens bonitet.

Götalands södra slättbygder (GSS-S)

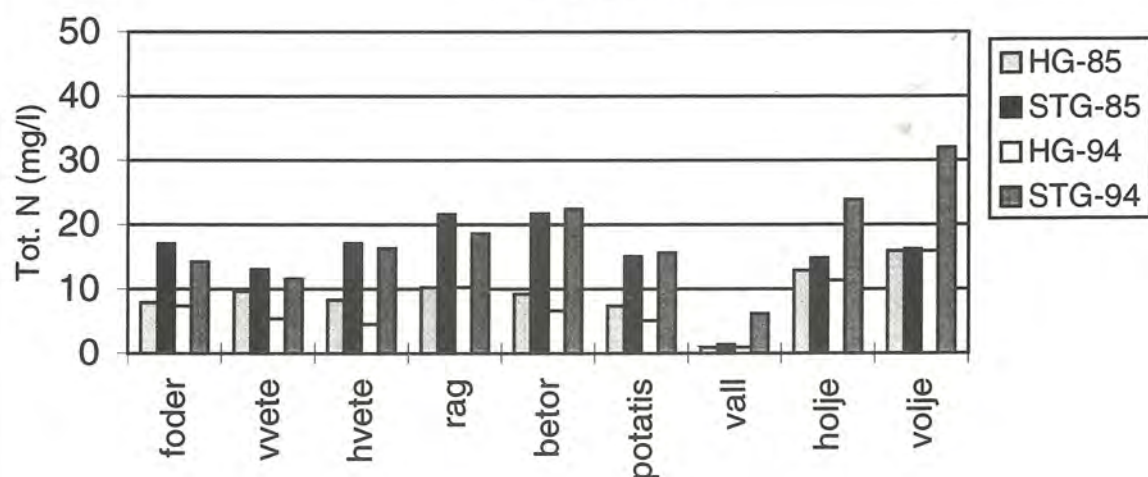
LERIG SAND



LÄTT LERA



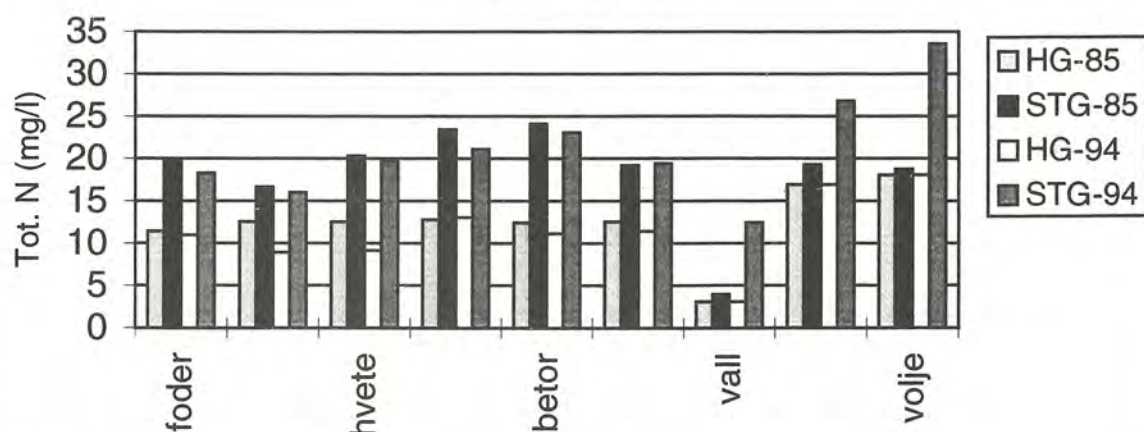
STYV LERA



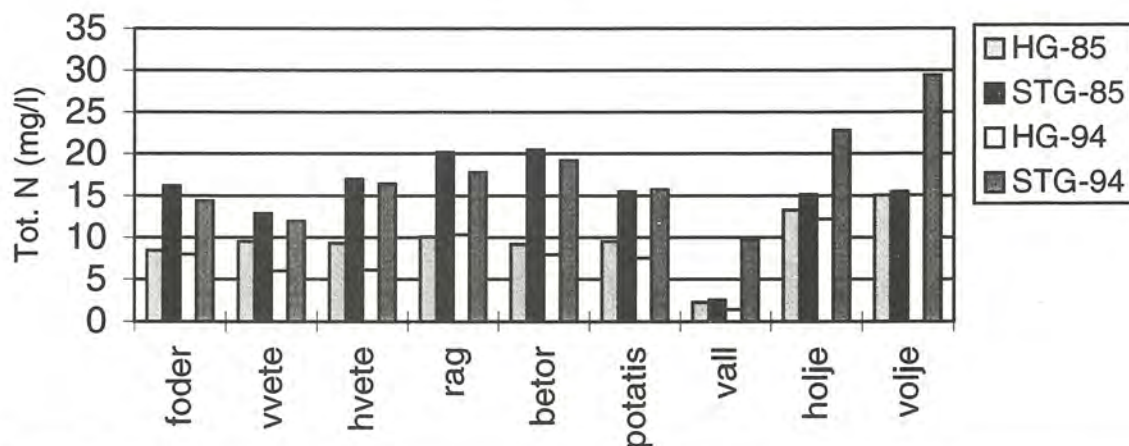
Bilaga 1.4 Rotzonsläckage för de olika utlakningsregionerna, grödor och boniteter.
HG = Handelsgödsel, STG = Stallgödsel med kompensationsgiva av
av handelsgödsel.

Götalands södra slättbygder (GSS-SV)

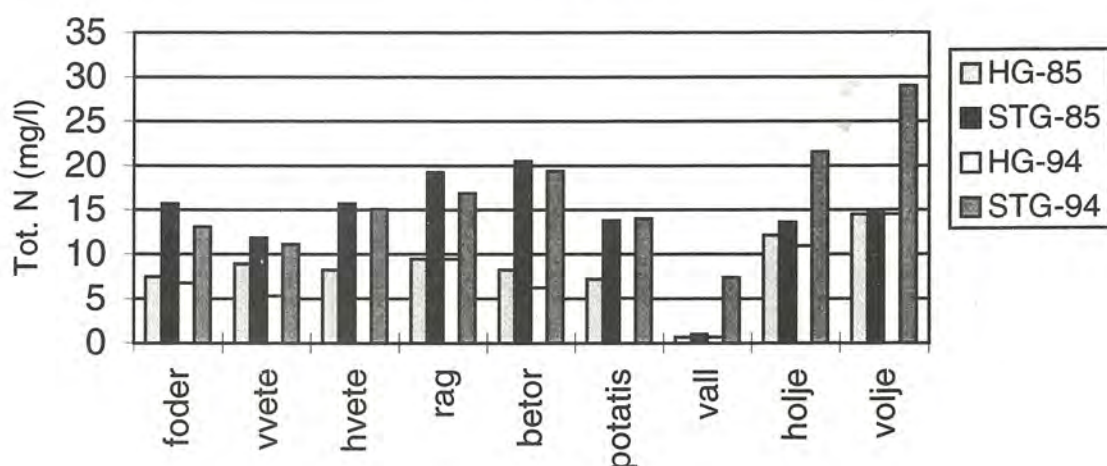
LERIG SAND



LÄTT LERA



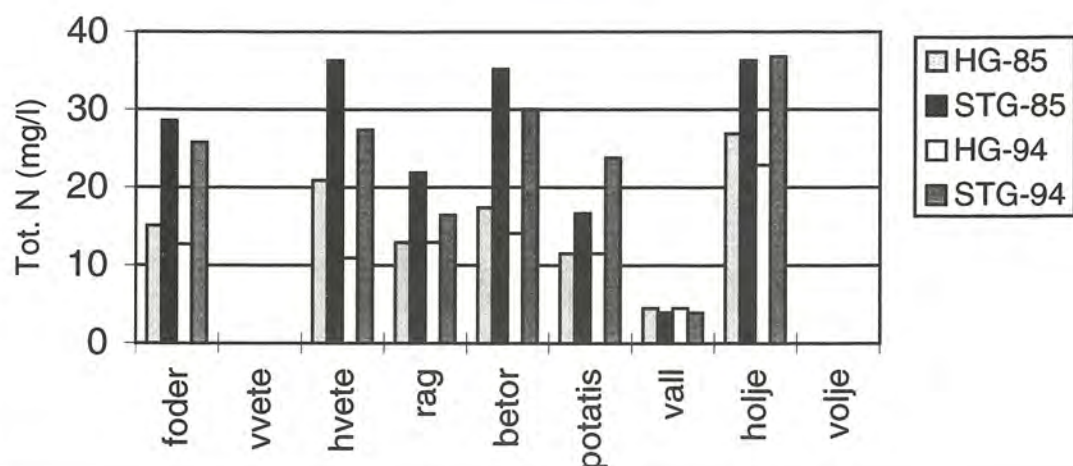
STYV LERA



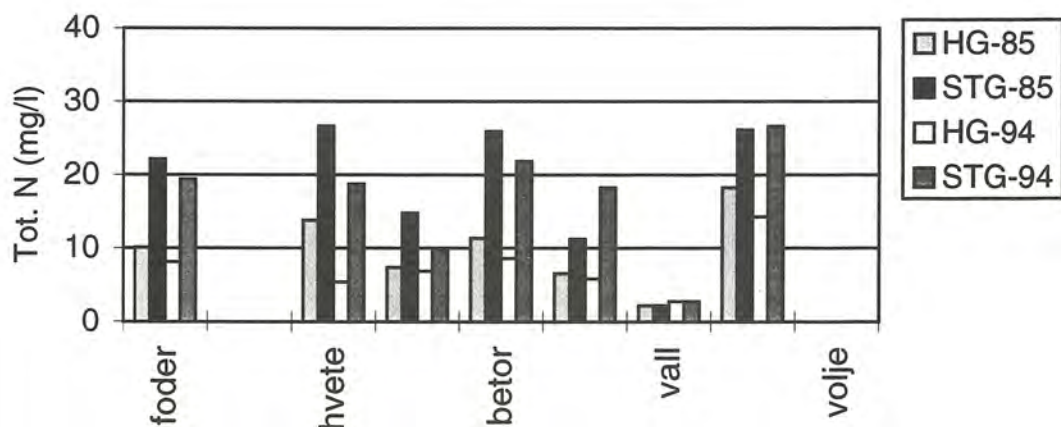
Bilaga 1.5 Rotzonsläckage för de olika utlakningsregionerna, grödor och boniteter.
 HG = Handelsgödsel, STG = Stallgödsel med kompensationsgiva av handelsgödsel.

Götalands mellanbygder (GMB-O)

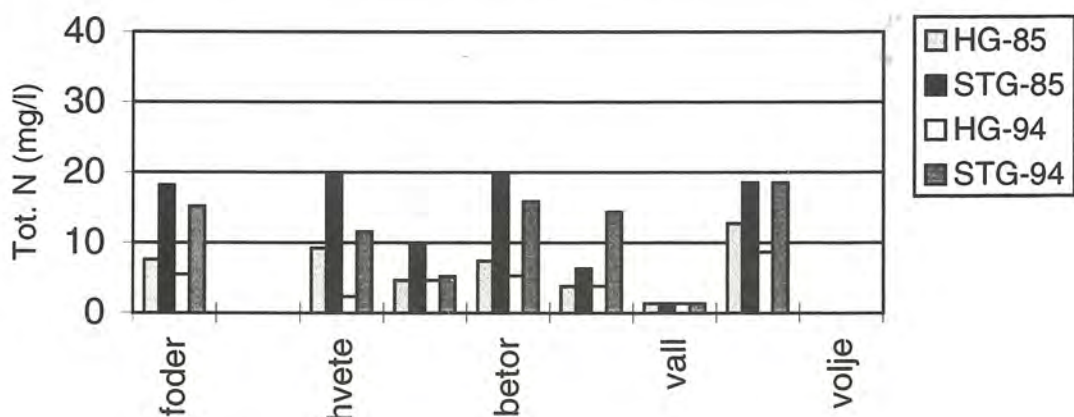
LERIG SAND



LÄTT LERA



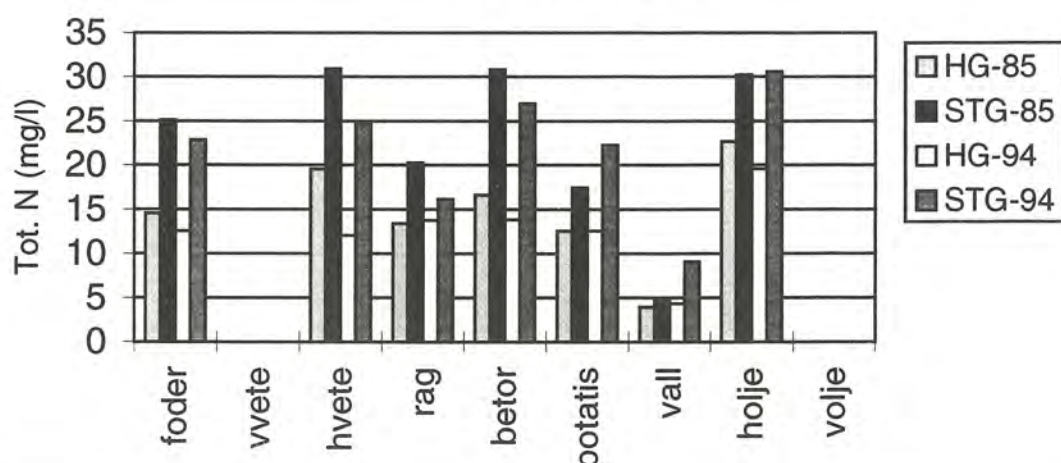
STYV LERA



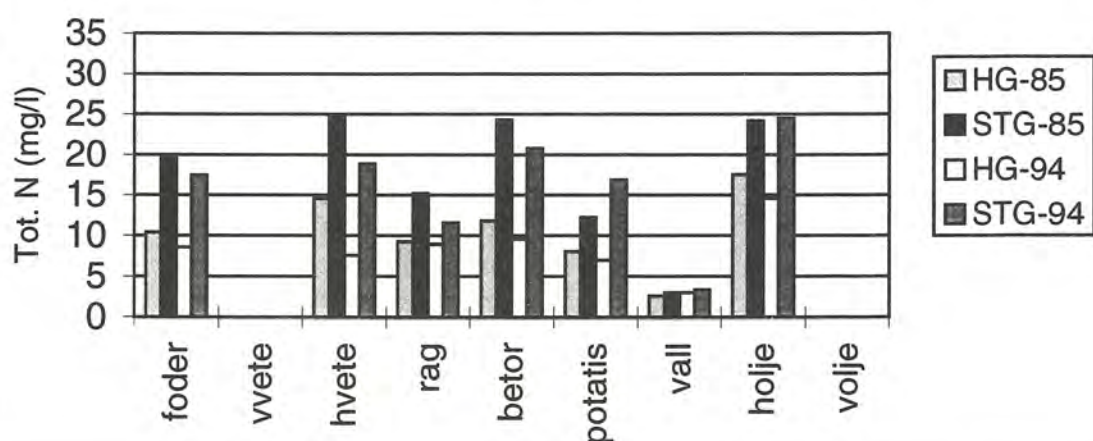
Bilaga 1.6 Rotzonsläckage för de olika utlakningsregionerna, grödor och boniteter.
HG = Handelsgödsel, STG = Stallgödsel med kompensationsgiva av handelsgödsel.

Götalands mellanbygder (GMB-S)

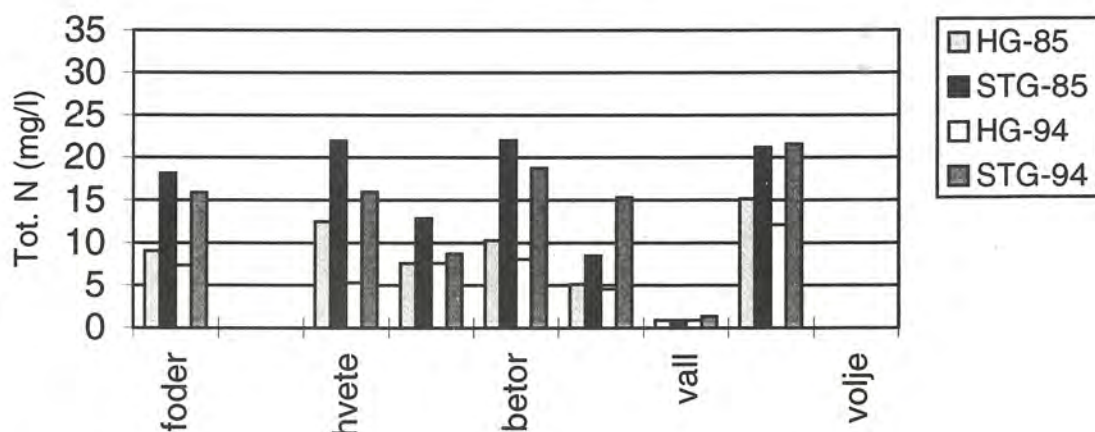
LERIG SAND



LÄTT LERA



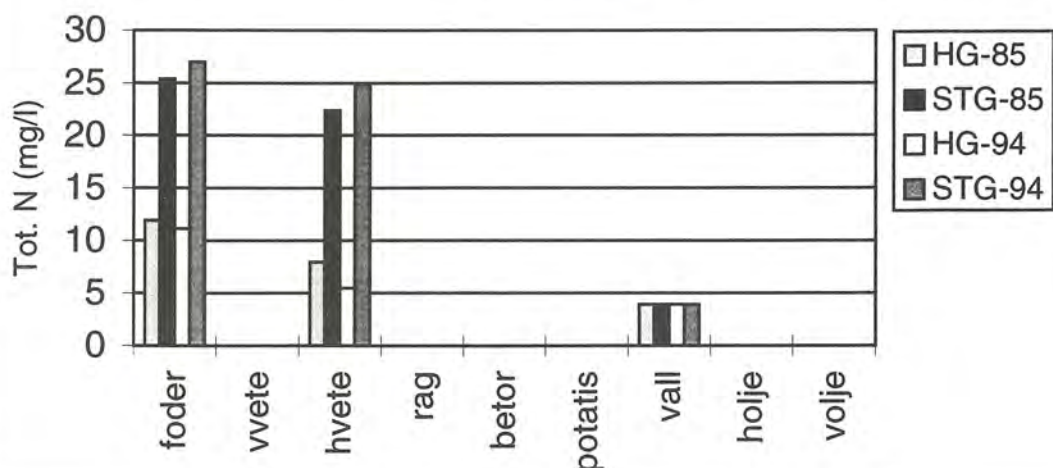
STYV LERA



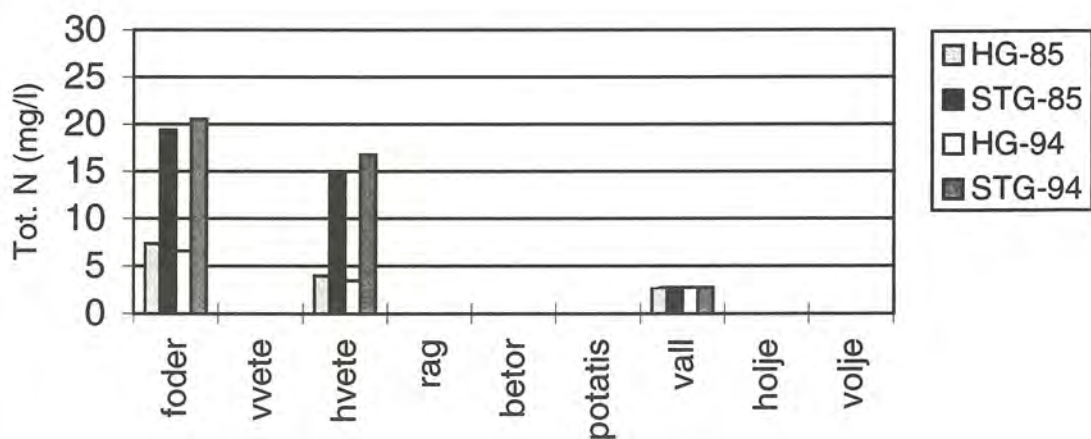
Bilaga 1.7 Rotzonsläckage för de olika utlagningsregionerna, grödor och boniteter.
HG = Handelsgödsel, STG = Stallgödsel med kompensationsgiva av handelsgödsel.

Götalands skogsbygder (GSK-O)

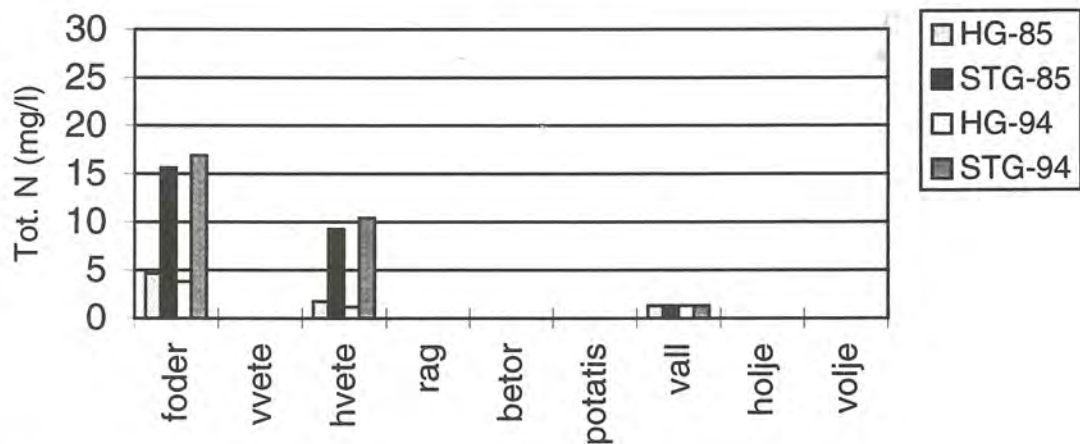
LERIG SAND



LÄTT LERA



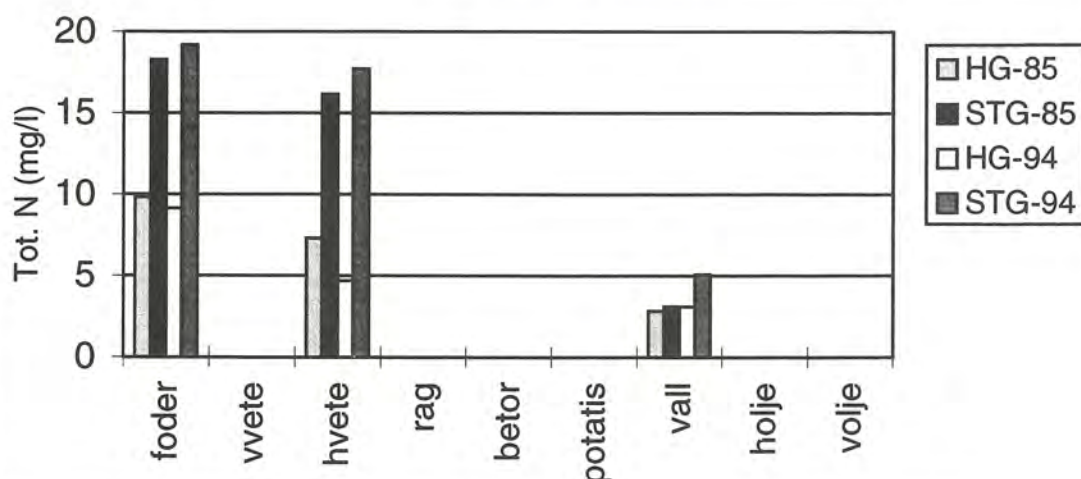
STYV LERA



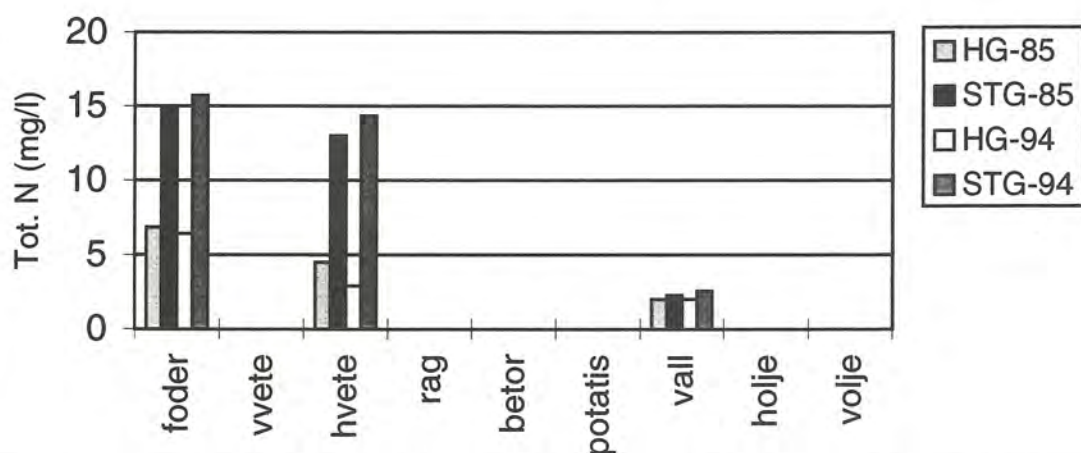
Bilaga 1.8 Rotzonsläckage för de olika utlakningsregionerna, grödor och boniteter. HG = Handelsgödsel, STG = Stallgödsel med kompensationsgiva av handelsgödsel.

Götalands skogsbygder (GSK-V)

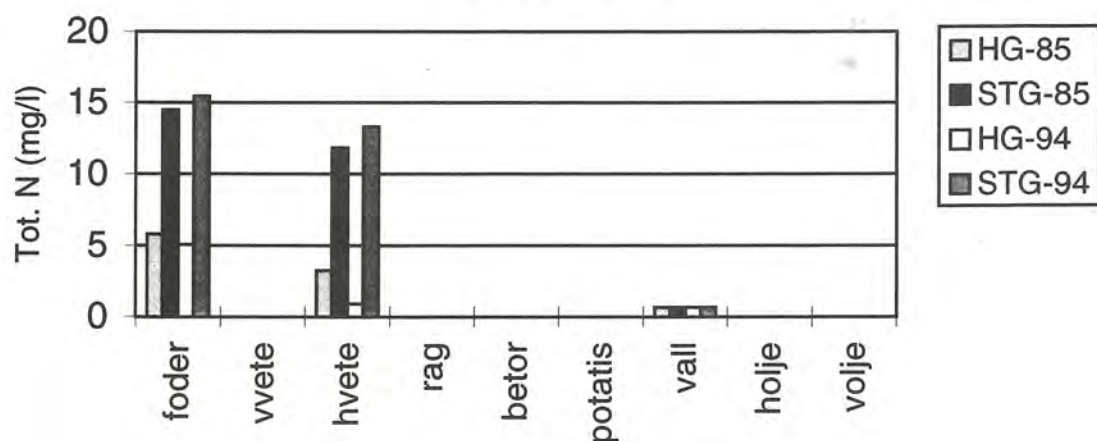
LERIG SAND



LÄTT LERA



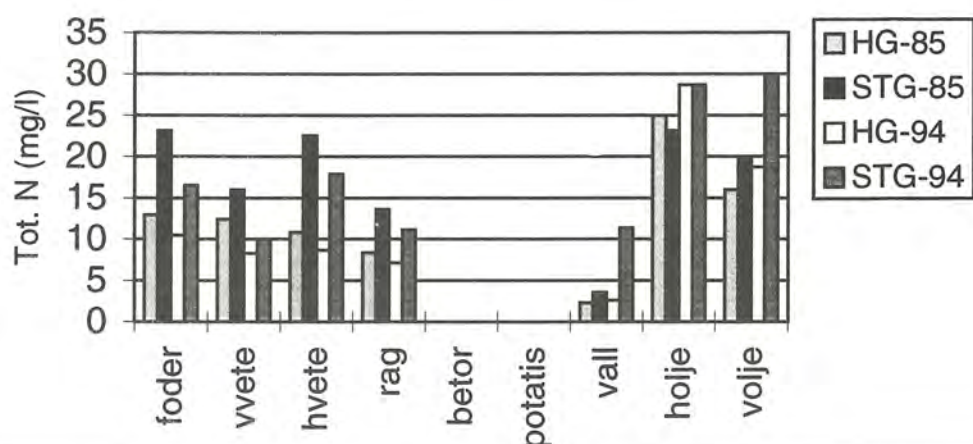
STYV LERA



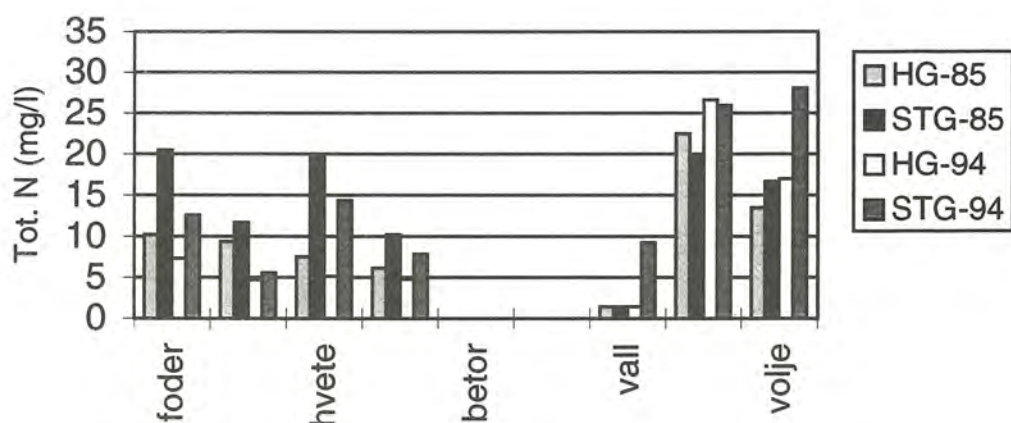
Bilaga 1.9 Rotzonsläckage för de olika utlakningsregionerna, grödor och boniteter.
HG = Handelsgödsel, STG = Stallgödsel med kompensationsgiva av handelsgödsel.

Götalands norra slättbygder (GNS)

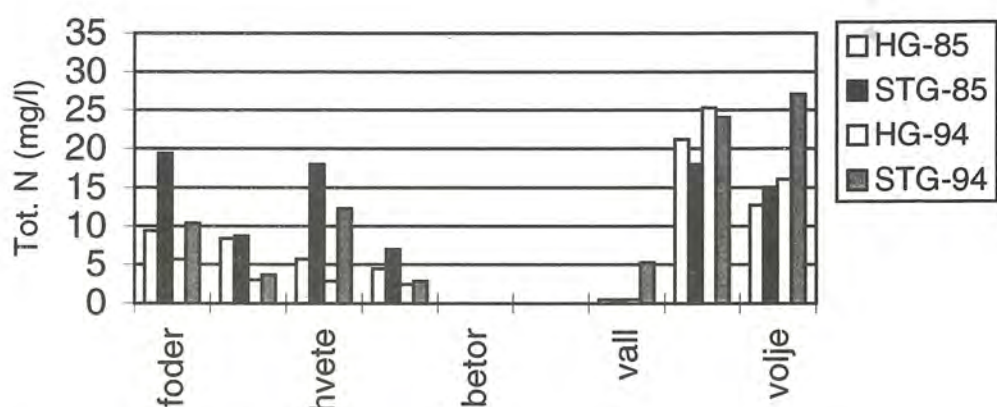
LERIG SAND



LÄTT LERA



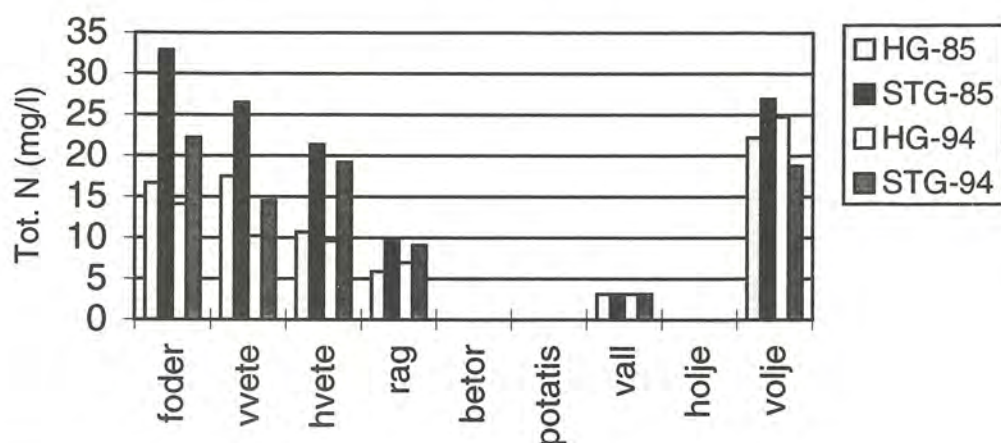
STYV LERA



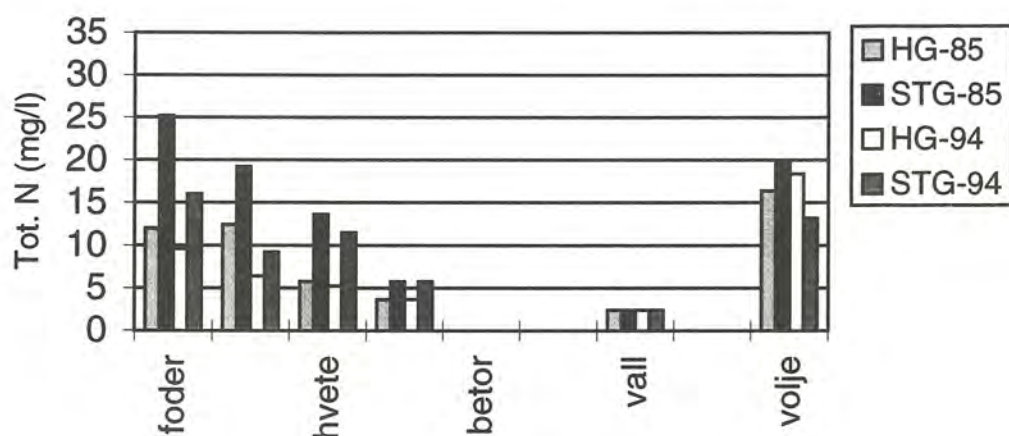
Bilaga 1.10 Rotzonsläckage för de olika utlakningsregionerna, grödor och boniteter.
HG = Handelsgödsel, STG = Stallgödsel med kompensationsgiva av handelsgödsel.

Svealands slättbygder (SS)

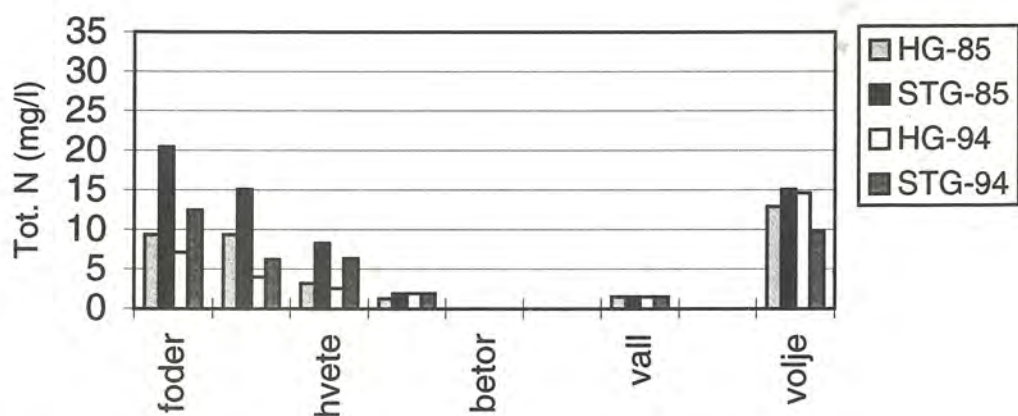
LERIG SAND



LÄTT LERA



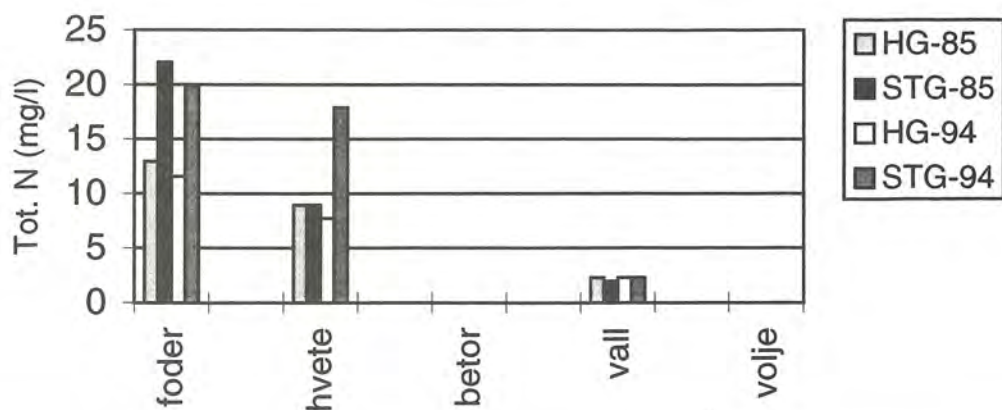
STYV LERA



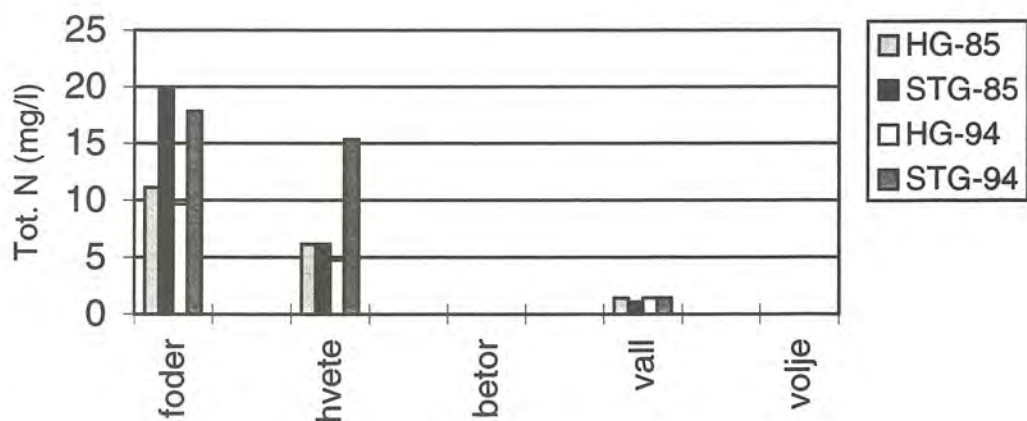
Bilaga 1.11 Rotzonsläckage för de olika utlakningsregionerna, grödor och boniteter.
HG = Handelsgödsel, STG = Stallgödsel med kompensationsgiva av handelsgödsel.

Mellersta Sveriges skogsbygder (SSK)

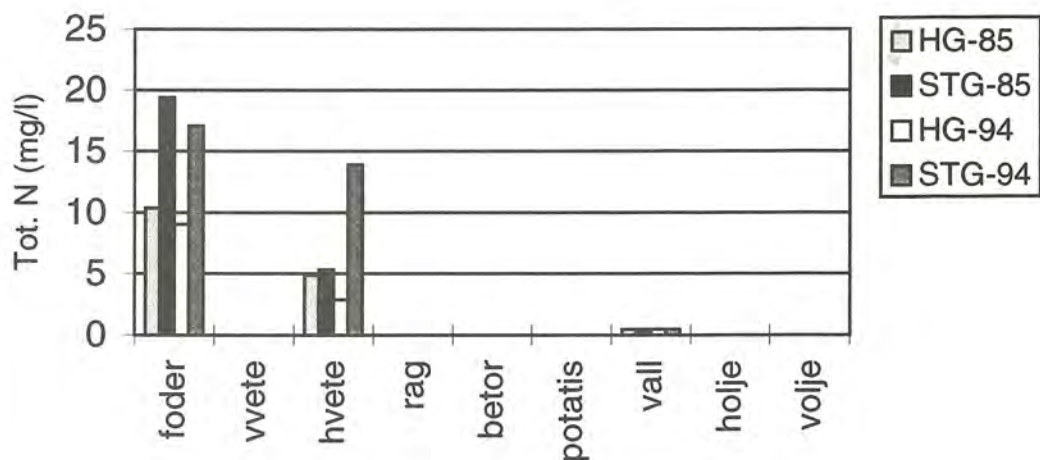
LERIG SAND



LÄTT LERA



STYV LERA



Bilaga 1.12 Rotzonsläckage för de olika utlakningsregionerna, grödor och boniteter.
HG = Handelsgödsel, STG = Stallgödsel med kompensationsgiva av handelsgödsel.

Tabell 1.1. Kväveläckage i mg/l från olika skogsboniteter. Värdena representerar vinterkoncentrationer och har hämtats från olika små skogsundersökningar.

Bonitet	Oorg. konc	Org. konc	Totalkväve konc
> 11 m ³ sk/ha år	0.65	0.35	1.0
9.25-11 m ³ sk/ha år	0.4	0.35	0.75
7-9.25 m ³ sk/ha år	0.25	0.3	0.55
5.25-7.0 m ³ sk/ha år	0.15	0.3	0.45

Tabell 1.2. Kväveläckage i mg/l från övrig mark. Värdena är uppskattade från tidigare HBV-N modelleringar.

Utlakningsregion	Oorg. konc	Org. konc	Totalkväve konc
Gss-s, Gss-sv Gmb-s, Gmb-o	0.6	0.7	1.3
Gns, Gsk-v, Gsk-o Ss, Ssk	0.3	0.7	1.0

SMHI's publications

SMHI publishes six report series. Three of these, the R-series, are intended for international readers and are in most cases written in English. For the others the Swedish language is used.

Names of the Series

Published since

RMK (Report Meteorology och Climatology)	1974
RH (Report Hydrology)	1990
RO (Report Oceanography)	1986
METEOROLOGI	1985
HYDROLOGI	1985
OCEANOGRAFI	1985

Earlier issues published in serie RH

1. Sten Bergström, Per Sandén and Marie Gardelin (1990)
Analysis of climate-induced hydrochemical variations in till aquifers.
2. Maja Brandt (1990)
Human impacts and weather-dependent effects on water balance and water quality in some Swedish river basins.
3. Joakim Harlin (1992)
Hydrological modelling of extreme floods in Sweden.
4. Sten Bergström (1992)
The HBV model - its structure and applications.
5. Per Sandén and Per Warfvinge (1992)
Modelling groundwater response to acidification.
6. Göran Lindström (1993)
Floods in Sweden — Trends and occurrence.
7. Sten Bergström and Bengt Carlsson (1993)
Hydrology of the Baltic Basin. Inflow of fresh water from rivers and land for the period 1950 - 1990.
8. Barbro Johansson (1993)
Modelling the effects of wetland drainage on high flows.
9. Bengt Carlsson och Håkan Sanner (1994)
Influence of river regulation on runoff to the Gulf of Bothnia. Gulf of Bothnia Year 1991.
10. Göran Lindström, Marie Gardelin and Magnus Persson (1994)
Conceptual modelling of evapotranspiration for simulations of climate change effects.
11. Bengt Carlsson (1996)
Modelling fresh water runoff to Baltic Sea.
12. Göran Lindström, Marie Gardelin, Barbro Johansson, Magnus Persson och Sten Bergström (1996)
HBV-96 - En areellt fördelad modell för vattenkrafthydrologin.



Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut
601 76 NORRKÖPING. Tel 011-15 80 00. Telefax 011-17 02 07

ISSN 0283-1104