



**SVERIGES
LANTBRUKSUNIVERSITET**

Erik Kellner

Årstidsbunden kvävebelastning och denitrifikation i dammar - en enkel modellansats

Ekohydrologi 35

Uppsala 1993

Avdelningen för vattenvårdslära

**Swedish University of Agricultural Sciences
Division of Water Quality Management**

ISRN SLU-VV-EKOHYD--35--SE
ISSN 0347-9307

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

| | sid. |
|---|------|
| FÖRORD | 3 |
| ABSTRACT | 4 |
| INLEDNING | 5 |
| <i>Bakgrund</i> | 5 |
| <i>Mål</i> | 5 |
| MATERIAL OCH METODER | 6 |
| <i>Utlakningsdata</i> | 6 |
| <i>Beräkningsmodell</i> | 6 |
| <i>Vattenbalans</i> | 6 |
| <i>Nitratkvävebalans</i> | 7 |
| <i>Denitrifikation</i> | 7 |
| <i>Ansatta dimensioner för tillrinningsområde och dammar samt använda mätperioder</i> | 8 |
| <i>Version I</i> | 8 |
| <i>Version II och III</i> | 9 |
| <i>Jämförelse av modellberäkningar med mätningar i en damm i södra Halland</i> | 10 |
| <i>Vattenbalans</i> | 11 |
| <i>Nitratkvävebalans</i> | 12 |
| <i>Använda indata</i> | 12 |
| RESULTAT OCH DISKUSSION | 12 |
| <i>Vattenflöde och kvävetransport hos indataserierna från Skottorp och Vättinge</i> | 12 |
| <i>Nitratkoncentrationer i inflöde och damm</i> | 14 |
| <i>Denitrifikationens årstidsvariation och flödesberoende</i> | 15 |
| <i>Jämförelse av ekvation 1 och ekvation 2</i> | 16 |
| <i>Jämförelse mellan de två årstidsvariationerna</i> | 17 |

| | |
|--|----|
| <i>Årsdenitrifikationens samband med årstransporten av nitrat, årsflödet av vatten och dess medelkoncentration av nitrat</i> | 17 |
| <i>Den relativa reduktionens storlek beroende av kvävetransport, vattenflöde och koncentration</i> | 20 |
| <i>Yt- och volymdimensioners betydelse</i> | 20 |
| <i>Betydelse av hur dammar anläggs inom avrinningsområdet</i> | 22 |
| <i>Kan man få fram en enkel dimensioneringsmall?</i> | 23 |
| <i>Hur blir effekten av större dämpningskapacitet?</i> | 24 |
| <i>Jämförelse av modellberäkningar med mätningar i en damm i södra Halland</i> | 31 |
| <i>Finns det någon anknytning mellan verklighet och modell?</i> | 37 |
| SAMMANFATTNING | 38 |
| REFERENSER | 40 |

FÖRORD

Föreliggande uppsats är baserad på och utgörs delvis av ett examensarbete på 10 poäng i ämnena vattenvårdslära och hydroteknik (Erik Kellner, 1992: Dimensionering av dammar för denitrifikation -en enkel modellansats. Seminarier och examens arbeten Nr 20. Avdelningen för vattenvårdslära, SLU, Uppsala.). Både denna basdel och den nya delen av detta arbete har finansierats av Kungl. Skogs- och Lantbruksakademien.

Jag vill främst tacka mina handledare Arne Gustafson (Avd. för vattenvårdslära, SLU) och Harry Linnér (Avd. för hydroteknik, SLU) som medverkat till att detta arbete har kunnat genomföras och som bistått med idéer och ett gott stöd. Jag vill även tacka övriga personer som ställt material, tid och lokaler till förfogande.

Årstidsbunden kvävebelastning och denitrifikation i dammar - en enkel modellansats

Seasonal nitrogen fluxes and denitrification in ponds - a simple model approach

Erik Kellner

ABSTRACT

A simple model was developed in order to investigate nitrogen retention by denitrification in ponds under the influence of different pond dimensions. Model input data, concerning water flow rate and nitrate concentration in the water, were taken from runoff records from two small basins on arable land in southern Sweden. A water volume balance and a nitrate-nitrogen balance were determined in discrete time increments. The denitrification was assumed to take place only in the bottom sediments, depending on the nitrate concentration of the pond water. Four different calculations of denitrification was performed, representing two different sediment types with two seasonal variations respectively. In addition, the calculations were performed in three different ways, in three versions. In version I the nitrate concentration was assumed to be homogeneous in the whole of the pond, while in versions II and III, the pond was divided into eight sections, in order to get more diversified concentrations in the pond. In version III, a bottom outlet was added with the intention of getting a smoother outflow. Calculations with the versions II and III were mainly performed with the purpose to compare them and combinations of them with each other, both in large single ponds and in pond systems/series with ponds of different sizes.

The difference between the nitrate concentration at the inlet and the outlet depended on the current flow rate. At low flow periods, there was a considerable difference between inlet- and outlet concentration, while during high flow conditions this difference decreased and, at times, was negligible.

The yearly amount of denitrified nitrogen increased with increasing nitrogen input, corresponding to a higher average nitrate concentration in the pond. At the same time, the relative reduction of transported nitrogen decreased, due to the connection between nitrogen transport and water flow. At high flow situations, the time during which the water was exposed to the sediment was reduced, leading to small reduction in nitrate concentration, although the denitrification activity itself was high as a result of the high nitrate concentration in the pond. When comparing ponds with the same depth, a good agreement was found between the yearly relative reduction of the nitrogen transport and the average water retention time.

The amount of denitrified nitrogen increased with increasing pond size. It was also found that the pond area has greater impact than the pond depth.

In the comparisons between versions II and III, the total differences in the amount of denitrified nitrogen between different pond systems were small. The denitrification was lower in the first pond with bottom outlet. As its water volume decreased faster during low flow periods than in the pond without bottom outlet, its nitrate supply for denitrification also decreased faster. However, the smoother outflow from the pond with bottom outlet gave better conditions for denitrification to the subsequent ponds.

The good agreement between average water retention time and relative reduction seems to be a reasonable starting point in using this type of model for pond dimensioning. However, special care must be taken when working with areas where the runoff pattern and nitrate concentrations differ considerably from those used as input data.

Comparing simulations were made, in which real measurements in a pond in southern Sweden were compared with calculated nitrogen retentions. The measured retention was then about 50 % higher than the estimated. As the model calculations only deal with denitrification, it is also very likely that the total retention is underestimated. The denitrification itself is probably underestimated as well, as the diffusion of nitrate into the sediment should increase in situations with high water flow. The strong dependence between flow rates and relative reduction of the nitrate transports seems, however, to agree with some published measurements.

INLEDNING

Bakgrund

Under de senaste decennierna har en påtaglig ökning av näringsbelastningen på såväl Östersjöns som Kattegatts kustvatten skett. Denna har givit upphov till en ökad algproduktion, med ökad bildning av organiskt sediment på bottenarna som följd. Nedbrytningen av det organiska materialet har lett till att syrekonsumtionen i bottenvattnen ökat kraftigt med stora områden drabbade av syrebrist som påföljd. Konsekvenser av den här utvecklingen är att mängden fisk och skaldjur minskat tydligt i dessa havsområden och att tendenser till förändrade ekosystem kan ses (Rosenberg et al., 1990).

Då det oftast är kväve som är det begränsande näringsämnet i våra havsvatten är det främst den ökade kvävetillförseln som ligger bakom dessa problem. Den i nuläget största källan till kustområdenas kvävebelastning är den diffusa flodburna kvävetransporten (Löfgren & Olsson, 1990 b), varav den största andelen i sydligaste Sverige härrör från åkermark (Löfgren & Olsson, 1990 a). Kväveläckaget från åkermarken har ökat som en följd av förändrade odlings- och produktionssystem samt ökad intensitet. Detta har varit särskilt påtagligt i södra Götalands slättbygder. Här uppgick utlakningen i början på 1980-talet till i medeltal 30-40 kg kväve per hektar och år (Andersson, 1986).

De senaste åren har man genom forskning och försök arbetat med att ta fram åtgärder mot kväveutlakningen. Lyckligtvis har också en del effektiva åtgärder med dämpande effekt på läckaget framkommit och börjat tillämpas. Som ett komplement till dessa åtgärder skulle dock ytterligare reduktion av kvävetransporten kunna erhållas genom att utnyttja vattendragens naturliga förmåga till kväveretention genom bl. a. denitrifikation, sedimentation och kväveupptag av växter och alger. Såsom läget är idag är denna förmåga starkt nedsatt, då många vattendrag är utträtade och de naturliga vattenmagasin, som förr erhöles i våtmarker, till stor del är försvunna på grund av utdikning. Således hinner det kvävebelastade vattnet till största delen rinna förbi, utan påverkan av de kvävereducerande processerna (Jansson et al. 1991).

För att förbättra förutsättningarna för dessa reningsprocesser kan man anlägga och restaurera våtmarker, så att vattenflödet bromsas upp. Idag sker också talrika sådana anläggningsarbeten ute i landet. Dock råder fortfarande stor osäkerhet över hur dimensioneringen och utformningen av våtmarkerna bör ske för att största möjliga reningseffekt ska kunna erhållas utan negativa bieffekter och till skäligt pris (Leonardsson, 1990).

Mål

Målet med detta arbete är att genom en modellstudie, utgående från mätserier över avrinning och kväveutlakning, undersöka hur kväveretentionen genom denitrifikation i dammar påverkas av dammarnas dimensioner, samt att jämföra modellberäkningar med mätningar i en anlagd damm.

MATERIAL OCH METODER

Utlakningsdata

Som indata till modellen har inhämtats mätserier från Avdelningen för vattenvårdsläras stationsnät. Mätdata över avrinning och nitratkvävehalt från två lokaler har använts: Skottorp i södra Halland samt Vättinge i nordvästra Skåne. För mer information om dessa lokalers geologiska och hydrologiska egenskaper se Gustafson, Gustavsson och Torstensson (1984). Avrinningens storlek i dataserierna är angiven med dygnsmedelvärden. Provtagningar för att bestämma det avrinnande vattnets halt av nitratkväve är i regel gjorda var fjortonde dag. För att även få dygnsvärden för nitrathalten har linjär interpolering utförts mellan varje provtagningstillfälle. Nitratkvävet utgör normalt mer än 90 % av den totala kvävemängden i det avrinnande vattnet.

Beräkningsmodell

Modellen är uppford i tre olika versioner (I, II och III). Modellen utgår från en cirkulär damm med flat botten omgiven av en kant. I version I är kantens lutning 10 grader mot horisontalplanet, i version II och III är lutningen 20 grader. Beräkningarna sker i diskreta tidssteg med dels en vattenvolymbalans, dels en nitratkvävebalans.

Vattenbalans. Dammens vattenvolym vid en tidpunkt (t) beräknas enligt ekvationen:

$$\text{Volym}_t = \text{Volym}_{t-1} + Q_{in} - Q_{ut}$$

där

Q_{in} = inflöde till dammen

Q_{ut} = utflöde från dammen

Inflödet ges av avrinningsdata från mätserien. Beräkningar för utflödet utförs olika i de tre versionerna I, II och III. I alla tre versionerna bestäms utflödet av föregående volyms vattenstånd. I version I och II reglerar vattennivån utflödet genom ett tänkt triangulärt vinkelöverfall. Det kan då beräknas enligt (Blaisdeli, 1939):

$$Q_{ut} = c_d \times \frac{8}{15} \times (2g)^{0,5} \times (h_2 - h_1)^{2,5} \times \tan \frac{\alpha}{2}$$

där

c_d = avbördningskoefficient

g = tyngdaccelerationen, 9,81 m/s²

α = triangelöverfallets spetsvinkel

h_1 = triangelspetsens höjd över botten (m)

h_2 = vattenytans höjd över botten (m)

I version I är $c_d = 0,5$ och $\alpha = 120^\circ$, i version II är $c_d = 0,58$ och $\alpha = 90^\circ$.

I version III är dammen försedd med ett triangulärt överfall som fungerar enligt version II, men utflödet sker även genom ett utskov beläget på 0,1 m höjd över botten. Utflödet genom detta utskov beräknas enligt:

$$Q_{ut} = c \times A \times (2g \times (h_2 - 0,1))^{1/2}$$

där

c = avbördningskoefficient, här vald till 1
 A = utskovets area (m²)
 g = tyngdaccelerationen, 9,81 m/s²
 h_2 = vattenytans höjd över botten (m)

Ingen hänsyn har tagits till övriga till- och frånflöden såsom grundvattenflöde, avdunstning eller nederbörd över vattenytan. Volymberäkningen upprepas 6-20 gånger per dygn för att undvika instabilitet vid stora flöden.

Nitratkvävebalans. Vattnets nitratkvävemängd förutsätts bli reducerad enbart genom denitrifikation. Mängden nitratkväve i dammen vid en tidpunkt (t) beräknas enligt ekvationen:

$$NM_t = NM_{t-1} + N_{in} - N_{ut} - N_{de,tot}$$

där

NM = mängden nitratkväve i dammen
 N_{in} = nitratkvävetransport till dammen enligt mätserie
 N_{ut} = nitratkvävetransport från dammen enligt beräkning
 $N_{de,tot}$ = kväve i dammen som försvinner genom denitrifikation

I version I beräknas nitratkvävebalansen för hela dammen. I versionerna II och III är dammen uppdelad i 8 seriellt lagda enheter. I vart och ett av dessa från varandra avskilda segment, utförs en nitratkvävebalans. Uttransporten från en beräkningsenhet blir intransport i nästa o.s.v. Avsikten med en sådan indelning är att få en naturligare bild av nitrattransporten genom dammen, med en mer differentierad nitratkoncentration.

Denitrifikation. Denitrifikationen antas ske enbart i dammens bottensediment, där anaeroba förhållanden råder i ett skikt strax under sedimentytan. Den mängd kväve som elimineras antas vara beroende av diffusionen av nitrat ned i sedimentet, vilken i sin tur styrs av nitratkoncentrationen i det ovanliggande vattnet. Modellens beräkning för denitrifikation grundas på en artikel av Andersen (1977), där han redovisar resultat från ett laborieförsök över denitrifikationsaktivitetens koncentrationsberoende hos sex olika sjösediment. Två av de regressionsfunktioner som redovisades där används i föreliggande modell för att motsvara en hög (ekv. 1) respektive en låg (ekv. 2) denitrifikationspotential:

$$N_{de,yta} = 40 \times C^{0,85} \quad \text{ekv. (1)}$$

$$N_{de,yta} = 18 \times C^{0,73} \quad \text{ekv. (2)}$$

där

$N_{de,yta}$ = denitrifikation (mg N / m²×dygn)
 C = nitratkoncentration (mg N / l)

Den erhållna denitrifikationen per kvadratmeter multipliceras sedan med den vattentäckta bottenytan inom varje beräkningsenhet. Fullständig omblandning, med en enhetlig nitratkoncentration, förutsätts råda inom varje beräkningsenhet. Medtaget i modellen är också en årstidsvariation av denitrifieringsförmågan, grundad på en temperaturvariation i form av en sinuskurva med maximum vid månadsskiftet juli-augusti (19°C) och minimum vid januari-februari (1°C). Två olika temperaturberoenden är inlagda med $Q_{10} = 2$ (variation A) respektive $Q_{10} = 3,16$ (variation B), vilket innebär att vid en höjning av temperaturen med 10°C så ökar denitrifikationsaktiviteten 2 respektive 3,16 ggr. Dessa variationer är avsedda att motsvara dels ett typiskt Q_{10} -värde (variation A) (Messer & Brezonik, 1984), dels en variation funnen av Jansson et al. (1991), där denitrifikationen är 10 ggr högre under sommaren än under vintern (variation B). Medianvärdet (vid 10°C) hos dessa variationer motsvaras av grundekvationerna (1) och (2). Ovanstående leder till att man får fyra olika uträkningar av nitratkvävebalansen med hjälp av ekv. (1) och ekv. (2) med två årstidsvariationer var. Nitratkvävebalansberäkningen utförs en gång per dygn.

Ansatta dimensioner för tillrinningsområde och dammar samt använda mätperioder

Indata från mätserierna har multiplicerats med en faktor, sådan att värdena för vattenflöde och nitrattransport motsvarar ett tillrinningsområde på 100 hektar.

Version I. För dammen har två olika djupgrupper valts: 1 m och 2 m från vinkelöverfallets spets till dammbotten. Vidare valdes fyra olika dammytor, avsedda att vara gemensamma för de två olika djupen. Följaktligen ansattes fyra olika startvolymen för varje djup. De dammareor och startvärden på volymen som använts återges i tabell 1.

Tabell 1. Valda ytareor och åtföljande startvolymen angivna i m³ för beräkningar med modellversion I.

| Vattendjup (m) från överfallets spets till botten | Ytarea (% av tillrinningsområde) | | | |
|---|----------------------------------|-------|-------|-------|
| | 0,25 | 0,6 | 1,1 | 2,2 |
| 1 | 2000 | 5000 | 10000 | 20000 |
| 2 | 4000 | 10000 | 20000 | 40000 |

Dessa dimensioner har använts i balansberäkningarna tillsammans med indata tagna ur mätserierna från Skottorp perioden 1977-89 och från Vättinge perioderna 1979-81 och 1986-88.

Kompletterande beräkningar har även utförts med 2 meters djup och startvolymen 60000 m³ / 100 ha tillrinningsområde för perioden 1977-89 samt med djupen 10 m och 18 m för perioden 1979-81 med indata från Skottorpserien.

För att utröna vilken betydelse dammarnas antal och placering i ett avrinningsområde har, gjordes ytterligare tre jämförande beräkningar med indata ur mätserien från Skottorp över perioden 1986-88. En beskrivning av dessa står under rubriken: "Betydelse av hur dammar anläggs inom avrinningsområdet".

Version II och III. Ett antal beräkningar utfördes för att undersöka olika dammars magasineringsförmåga och dämpningsförmåga av vattenflödet samt dess påverkan på denitrifikationen. Där det inte nämns något annat i nedanstående text har endast ekv. (1), variation A använts i nitratkvävebalansen, då dessa beräkningsversioner i första hand har utförts med syfte att undersöka inverkan av olika sorters utflödesvarianter. Fyra olika varianter av utflöde har använts:

- a) utflöde givet av version II under hela året
- b) utflöde givet av version III under hela året
- c) utflöde givet av version II under tiden maj-juli och enligt version III under tiden aug-apr
- d) utflöde givet av version III under en kort period av sensommar/höst och enligt version II under resten av året.

Steg 1. I det första steget gjordes beräkningar för några större dammar med utflöde enligt de tre varianterna a), b) och c). För varianterna b) och c) sattes arean för det nedre utskovet till 0,0005 m². De startvärden på dammareor och volymer som använts återges i tabell 2. Indata togs ur mätserien från Skottorp perioden 1986-88.

Tabell 2. Valda utflödesvarianter, startvärden för ytareor och åtföljande volymer i steg 1.

| Vattendjup (m) från överfallets spets till botten | Utflödesvariant | Ytarea (% av tillrinningsområde) | Volym (m ³) |
|---|-----------------|----------------------------------|-------------------------|
| 5 | a) b) c) | 1,0 | 38800 |
| 10 | b) | 1,0 | 59200 |

För att pröva vilken effekt dessa dammars olika utflöde har på efterkommande dammenheter, gjordes fyra olika beräkningar för tre mindre dammar kopplade efter varandra i serie. Var och en av dessa mindre dammar hade ytan 0,4 % av tillrinningsområdet och djupet 2 m. Utflödet hos dem skedde enligt variant a). Indata till varje series första damm kom ur resultaten från de fyra respektive dammarna i tabell 2.

Steg 2. Även tre olika beräkningar gjordes med fem små dammar lagda i serie. De tre beräkningarna skilde sig åt genom att dammarnas utflöde i respektive serie gavs av de tre varianterna a), b) och c). Varje damms yta var 0,4 % av tillrinningsområdet, djupet var 2 m och det nedre utskovets area hos variant b) och c) var 0,0005 m². Indata togs ur mätserien från Skottorp perioden 1986-88. Utdata från den sista av dammarna i varje serie användes som indata till ytterligare en damm med samma dimensioner men med utflöde enligt variant a).

Steg 3. För jämförande studier gjordes ytterligare två beräkningar med fem seriekopplade dammar vars utflöde skedde enligt respektive variant b) och c). Dessa hade samma dimensioner som de föregående men det nedre utskovets area sattes till 0,001 m². Indata gavs ur Mätserien från Skottorp perioden 1986-88. Utdata från den sista av dammarna i varje beräkningsvariant användes som indata till ytterligare en damm med samma dimensioner men med utflöde enligt variant a).

Steg 4. Två andra typer av simuleringar gjordes, där dammsystemet i varje simulering bestod av fem dammar lagda parallellt. Indata till var och en av dessa utgjordes av Skottorpserien perioden 1986-88, men där värdena för vattenflöde och nitrattransport motsvarade ett tillrinningsområde på 20 hektar. Utflödet skedde enligt variant b) respektive c). Dammarnas djup sattes till 2 m och

varje damms yta valdes till 0,4 % av hela tillrinningsområdet (100 ha). Nedre utskovets area var 0,0005 m². För att se hur dessas utsignal till efterkommande dammar var, togs summan av de fem dammarnas utdata som indata till en efterföljande damm med samma dimensioner, men vars utflöde skedde enligt variant a).

Steg 5. Sex mer utförliga simuleringar gjordes med serier om fem, inbördes lika, dammar lagda efter varandra. Indata togs ur mätserierna från Skottorp och Vättinge perioden 1977-88. Nitratkvävebalans för dessa beräkningar utfördes med hjälp av ekv. (1), variation A och B. De startvärden på dammareor och volymer som använts återges i tabell 3. För dammarna med utflödesvariant c) var det nedre utskovets area 0,0005 m². Inom variant d) var det nedre utskovets öppningsarea och tiden för utflödet enligt version III olika för olika dammar. Dessa parametrar återges i tabell 4.

Tabell 3. Valda utflödesvarianter, ytareor och åtföljande volymer för de enskilda dammarna som simulerades i steg 5.

| Vattendjup (m) från överfallets spets till botten | Utflödesvariant | Ytarea (% av tillrinningsområde) | Volym (m ³) |
|---|-----------------|----------------------------------|-------------------------|
| 2 | a) c) d) | 1,0 | 18100 |
| 5 | a) c) d) | 1,0 | 38800 |

Tabell 4. Valda dammdjup, area och öppningstid för nedre utskovet för dammar med utflöde enligt variant d).

| Dammdjup (m) | Dammnummer i serien | Utskovets area (m ²) | Tid på året då utskovet är öppet |
|--------------|---------------------|----------------------------------|----------------------------------|
| 2 | 1 | 0,002 | 29 juli-2 sep |
| 2 | 2 | 0,0025 | 29 juli-2 sep |
| 2 | 3 | 0,003 | 24 juli-2 sep |
| 2 | 4 | 0,003 | 19 juli-7 sep |
| 2 | 5 | 0,003 | 19 juli-12 sep |
| 5 | 1 | 0,0025 | 29 juli-2 sep |
| 5 | 2 | 0,003 | 29 juli-2 sep |
| 5 | 3 | 0,0035 | 24 juli-2 sep |
| 5 | 4 | 0,0035 | 19 juli-7 sep |
| 5 | 5 | 0,0035 | 19 juli-17 sep |

Jämförelse av modellberäkningar med mätningar i en damm i södra Halland

För att testa modellens beskrivning av verkligheten simulerades en damm med samma dimensioner som en anlagd damm i Lilla Böslid, södra Halland, där mätningar av kväveretentionen har skett i olika perioder. Den aktuella dammen, som egentligen består av två dammar förlagda i serie, ligger i Laholmsbuktens tillrinningsområde och är anlagd 1991

(Wennberg, 1991). De två dammarnas dimensioner uppmättes på våren 1991, då vattenståndet i den nedre dammen var 9 cm över vinkelspetsen i det överfall som utgjorde dess utlopp. Den övre dammens yta mättes till 2760 m² och den nedres till 1360 m². Volymerna bestämdes till 2690 m³ för den övre dammen (inklusive en del av tillflödet) och 1490 m³ för den nedre. Tillrinningsområdet är ca 650 ha stort, varav mer än 90 % är åkermark. Närmare beskrivning av dammanläggningen och dess tillrinningsområde ges av Wennberg (1991).

Vattenbalans. Vattenbalansen beräknades för varje timme. För enkelhetens skull antogs inflödet och flödet mellan de två dammarna vara lika stort som utflödet hos den nedre dammen. Då den fortlöpande registreringen i mätserierna endast gällde utflöde och vattenstånd i den nedre dammen, behövde den övre dammens vattenstånd samt dammarnas volymer och areor räknas fram. Genom att approximera dammarna till två cirkulära baljor med kantvinkeln 45° kunde aktuell volym för varje damm fås enligt (Lindkvist, 1992):

$$V = V_{9\text{cm}} + \frac{(D + \Delta H)^2}{4} \times \pi \times \Delta H$$

där

V = aktuell dammvolym (m³)

$V_{9\text{cm}}$ = dammvolym uppmätt under våren 1991 (m³)

D = dammens ytdiameter, uträknad efter dess ytarea, under våren 1991 (m)

ΔH = skillnad i vattennivå mot den som uppmättes under våren 1991 (m)

Vattennivån i den övre dammen är avläst med hjälp av en pegelskala vid enskilda tillfällen (Lindkvist, 1992 p). Utifrån dessa avläsningar upprättades ett samband mellan vattennivån i den nedre och den övre dammen:

$$h_{\delta} = 0,167 + 0,514 \times h_n - 0,053 \times h_n^2$$

där

h_{δ} = övre dammens vattennivå på pegelskalan (m)

h_n = nedre dammens vattennivå över utloppets vinkelspets (m)

För uträkningen av den vattentäckta arean har varje damm tänkts som basen på en upp- och nedvänd cirkulär kon, där sidans vinkel mot basen är 45°. Då vi vet ytarean och volymen hos de verkliga dammarna vid en tidpunkt (under vårundersökningen 1991), kan var och en av de tänkta dammarnas bottenradie räknas ut genom att använda geometriska samband på följande sätt:

$$V_{\text{damm}} = \frac{\pi}{3} \times (r_{\text{yta}}^3 - r_b^3) = \frac{\pi}{3} \times ((r_b + h)^3 - r_b^3) \quad (1)$$

$$A_{\text{yta}} = \pi \times r_{\text{yta}}^2 = \pi \times (r_b + h)^2 \quad (2)$$

där:

V_{damm} = dammens volym (m³)

r_{yta} = vattenytans radie (m)

r_b = radien på den flata, cirkulära botten (m)

h = vattenståndet över botten i dammen (m)

A_{yta} = dammens ytarea (m²)

($r_b + h$) löses ut ur (2) och sätts i (1), där r_b löses ut:

$$r_b = \left(\left(\frac{A_{\text{yta}}}{\pi} \right)^{\frac{3}{2}} - \frac{3 \times V_{\text{damm}}}{\pi} \right)^{\frac{1}{3}}$$

När nu r_b är känt kan h lösas ur (2) och en referensnivå för vattenståndet fås för kommande mätvärden. Det aktuella vattenståndet fås sedan genom att lägga till ΔH till referensnivån h . Aktuella ytarean A_{yta} och dess radie r_{yta} ges av (2) om h ersätts med $(\Delta H + h)$. Den vattentäckta arean fås sedan ur:

$$A_{bot} = \pi \times (r_b^2 + \sqrt{2} \times (r_{yta}^2 - r_b^2))$$

där:

$$A_{bot} = \text{den vattentäckta arealen, botten + sida, (m}^2\text{)}$$

Nitratkvävebalans. Nitratkvävebalans beräknades för varje timme. Då provtagningar för nitratkoncentration i regel har gjorts med 4-5 timmars mellanrum har linjär interpolering utförts mellan varje provtagningstillfälle. Beräkningarna skedde på samma sätt som i den övriga modelleringen. För att pröva om omblandningsrutinen i modellen i större mån påverkade reduktionsresultatet gjordes beräkningar med dels en total omblandning i var och en av de två dammarna, dels en sektionering av dammarna i åtta segment (fem segment i den övre dammen och tre segment i den nedre), följande efter varandra. Uträkning av nitratbalans gjordes för varje enskilt segment. I första segmentet kom intransporten från inloppet och i de övriga från föregående segment.

Använda indata. Indata till simuleringarna utgjordes av vattenflöde och nitratkoncentration i övre dammens inlopp under perioderna 7/5-3/6 1991, 7/11-5/12 1991 och 12/3-13/4 1992. Dessa perioder motsvarar de tre perioder då intensiva mätningar har utförts i denna dammanläggning (Wennberg, 1991; Lindkvist, 1992; Lindkvist & Håkansson, 1993).

RESULTAT OCH DISKUSSION

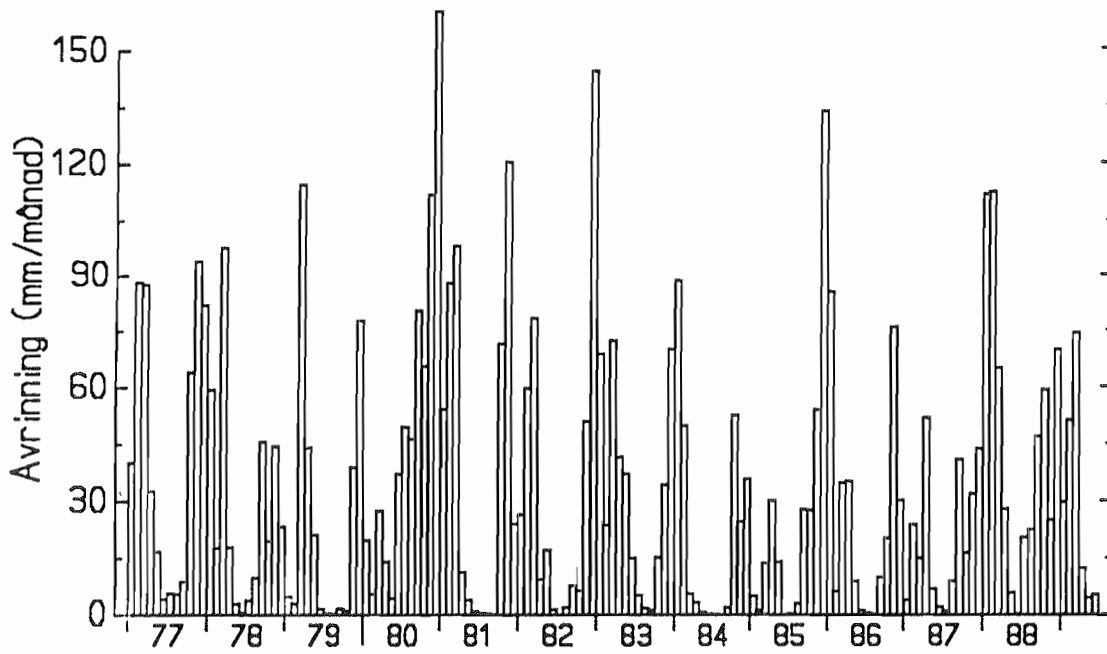
Vattenflöde och kvävetransport hos dataserierna från Skottorp och Vättinge

Vattenflödet i dammens inflöde följer mönstret hos en typisk sydsvensk avrinningsregim med det helt dominerande flödet under vintermånaderna, medan flödet under sommarmånaderna är i det närmaste obefintligt (figur 1a). Masstransporten av det nitratkväve som utlakats från tillrinningsområdet följer mycket väl avrinningsens mönster (figur 1b). Detta har sin förklaring i att nitratkoncentrationen i inflödet normalt inte varierar med mer än med en faktor 4 över ett år medan variationen av vattenföringen är avsevärt större (från 0 till över 10000 m³ / dygn per 100 ha tillrinningsområde), vilket gör att kvävetransporten är starkt korrelerad till vattenföringens storlek.

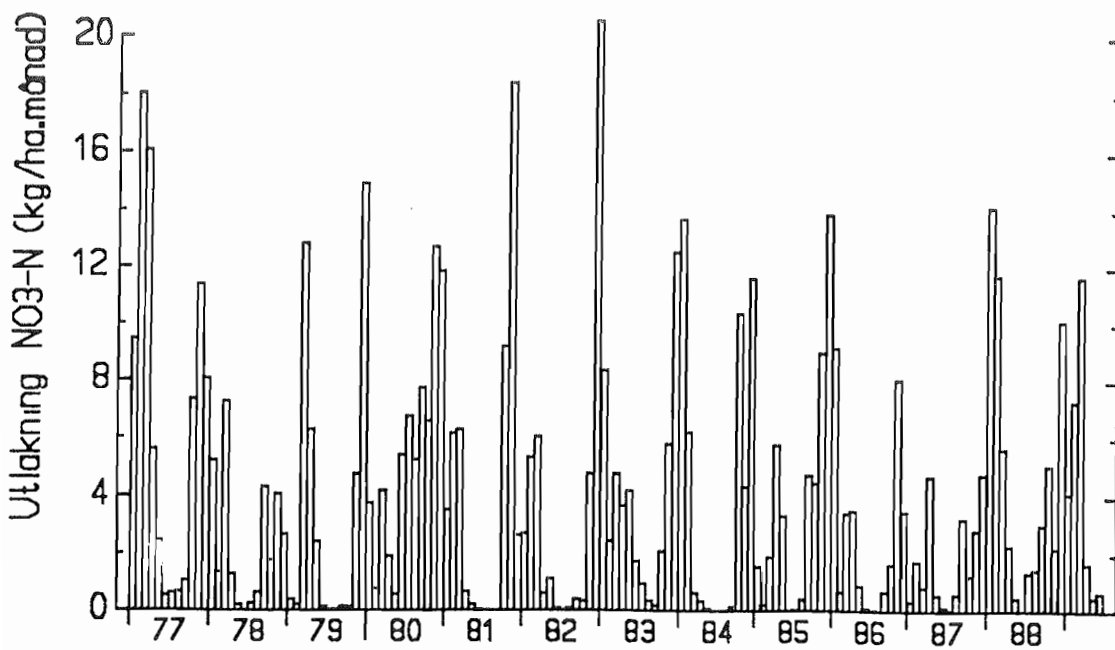
Det råder en viss osäkerhet om värdena för nitratkoncentrationen och de därur beräknade värdena för transport är representativa, eftersom koncentrationsvärdena är linjärt interpolerade mellan tidpunkterna för faktisk mätning. Det förefaller ju sannolikt att nitratkoncentrationen varierar även under kortare perioder vid fluktuationer av avrinningen. Joelsson (1977) fann dock inte någon större avvikelse mellan transportberäkning baserad på provtagning minst en gång per dygn och transportberäkning baserad på en provtagningstäthet på 2 gånger i månaden.

En viss skillnad i avrinningsmönstret mellan de båda mätserierna kan ses, då Skottorp har en genomgående högre årsavrinning än Vättinge. Avrinningsbilden är också klart jämnare för Skottorpserien än för Vättinges mätserie, som visar upp högre och spetsigare flödestoppar samt lägre basflöden mellan dessa (figur 2). Dessa omräknade vattenföringar kan även vara något ojämnare än vad en verklig mätserie från ett 100 ha område skulle uppvisa. Ett större område

brukar ge en jämnare avrinning än ett mindre och det är möjligt att den enkla omräkning av Skottorps och Vättinges mätvärden (fältens area: 14,5 resp. 22,2 ha) som skett kan ge en något felaktig avrinningsbild.

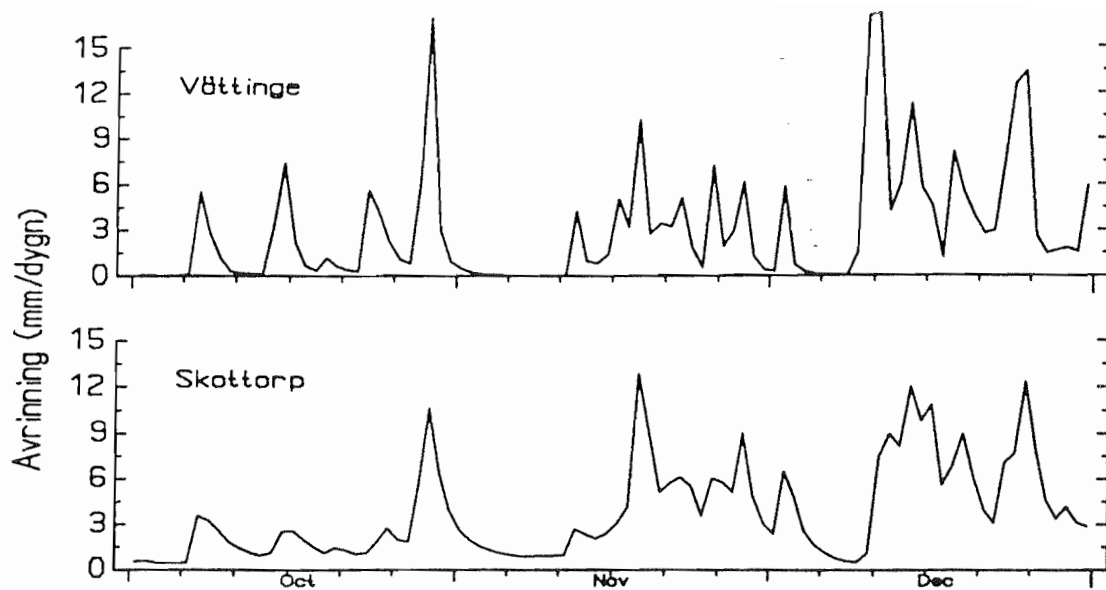


1a



1b

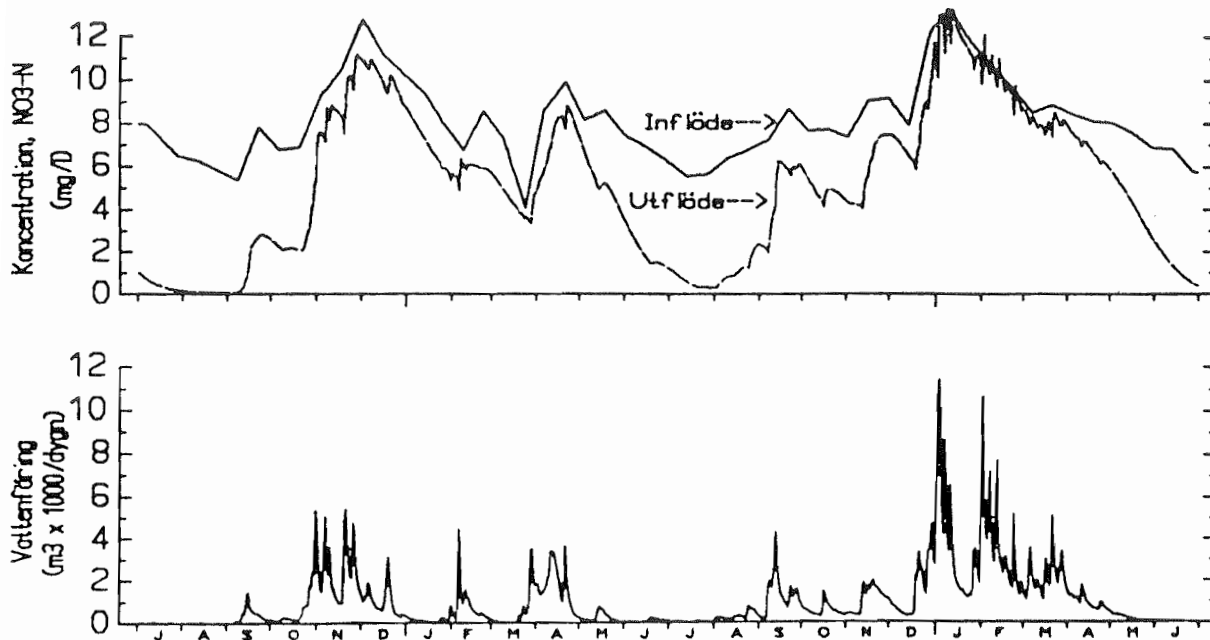
Figur 1. Avrinning (1a) och utlakning av nitratkväve (1b) per månad under perioden 1/1 1977 - 30/6 1989. Data ur mätserie från Skottorp.



Figur 2. Jämförelse av avrinningsintensiteten mellan lokalerna Vättinge och Skottorp under perioden 1/10 - 31/12 1980.

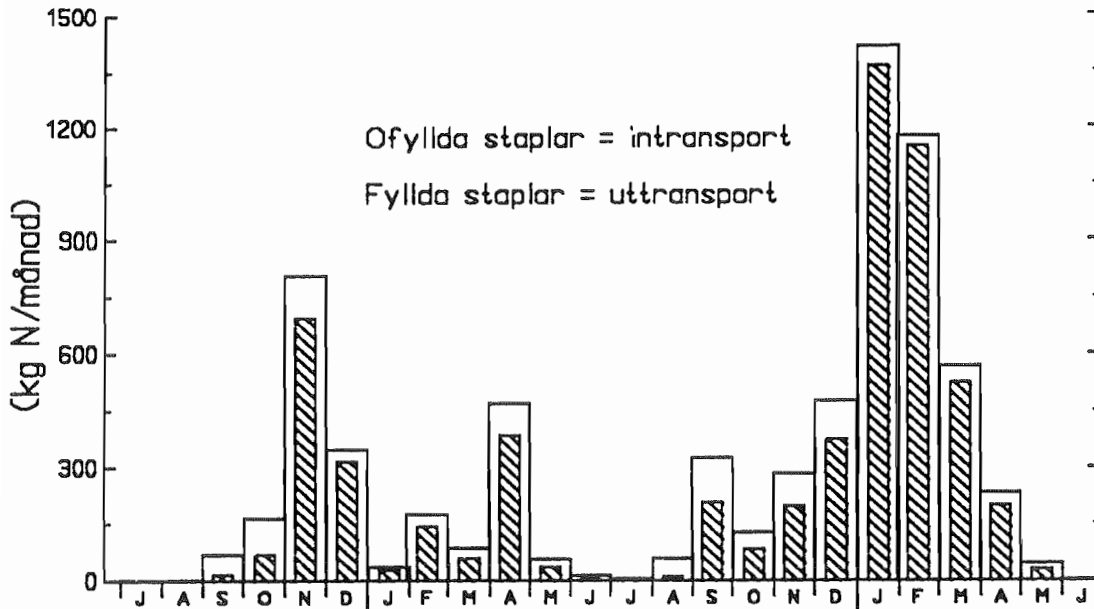
Nitratkoncentrationer i inflöde och i damm

Inte helt oväntat är skillnaden mellan inflödets och dammens (=utflödets) nitratkoncentration vid en godtycklig tidpunkt till stor del beroende av det aktuella vattenflödets storlek. Under lågflöden tillåts denitrifikationen verka på dammens nitratkväve under lång tid, varvid skillnaden mellan in- och utkoncentration blir klart märkbar (figur 3). Vid högflöden blir uppehållstiden för kort för att denitrifikationen ska kunna ha någon större inverkan på nitratkoncentrationen i vattnet. Detta gäller trots att den relativt högre koncentrationen som då råder i dammen ger en högre "absolut" denitrifikationsaktivitet.



Figur 3. Nitratkoncentrationen i inflöde och utflöde under inverkan av ekv. (1) och variation A (version I) hos en damm med ytan 1,1 ha och djupet 1 m samt vattenföringens storlek under samma period (1/7 1986 - 30/6 1988). Inflödesdata ur mätserie från Skottorp.

Problemet som framkommer här är att de stora kvävetransporterna, vilka man har som mål att reducera, sker i samband med stora flöden. Dessa förekommer dessutom till största delen under vintermånaderna, då temperaturen och denitrifikationskapaciteten är som lägst. De stora skillnader som råder mellan in- och uttransport i dammen under sommarmånaderna har en försumbar betydelse om man ser till ett helt års kvävetransport (figur 4).

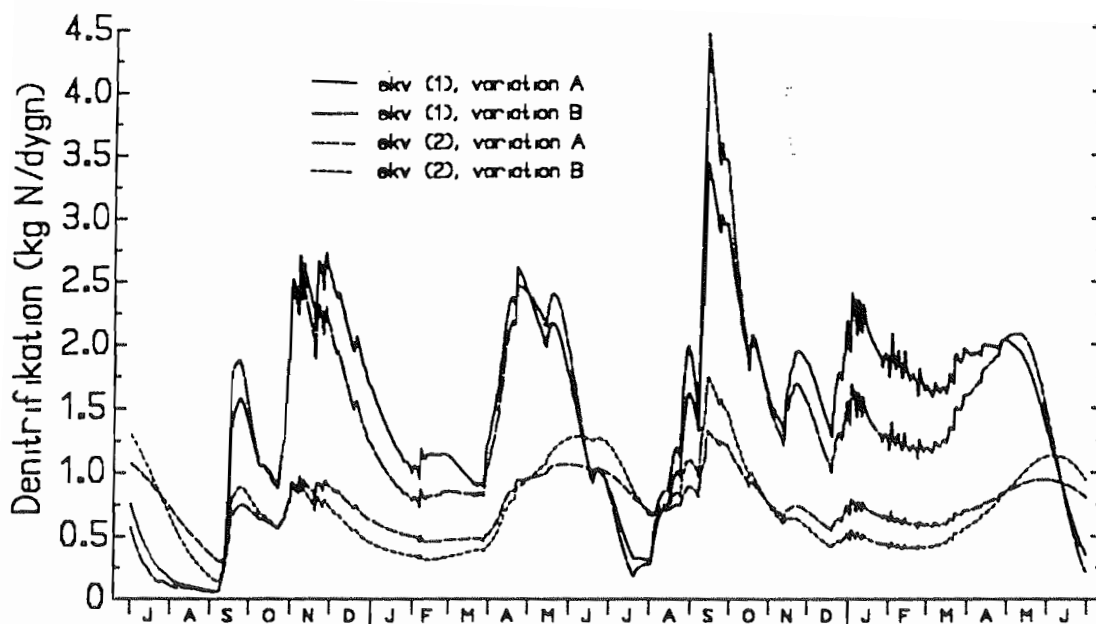


Figur 4. In- och uttransport av nitratkväve under inverkan av ekv. (1) och variation A (version I) i en damm med 1,1 ha yta och 1 m djup under perioden 1/7 1986 - 30/6 1988. Indata ur mätserie från Skottorp.

Denitrifikationens årstidsvariation och flödesberoende

Eftersom denitrifikationsaktiviteten i denna modell styrs av koncentrationen i dammen är även denitrifikationen starkt beroende av hur stort vattenflödet är för tillfället. Trots de årstidsvariationer som är inlagda håller sig aktiviteten - i synnerhet hos ekv. (1) - på en hög nivå under hela vinterhalvåret (figur 5). De största aktivitetstopparna inträffar dock mestadels under höst- och vårflödena. Värt att notera är också att denitrifikationsaktiviteten hos ekv. (1) snabbt når sitt minimum under sommartid på grund av nitratbrist, samtidigt som denitrifikationspotentialen är som störst.

Denitrifikationen hos ekv. (2) verkar vara mer oberoende av det aktuella vattenflödet. Den har genomgående ett senare maximum under våren och försommaren, sjunker sedan kontinuerligt fram tills avrinningen börjar öka igen på hösten, då ett nytt maximum inträffar. Ett vinterminimum är också ofta mer detekterbart hos ekv. (2) än hos ekv. (1).



Figur 5. Denitrifikationens storlek (enligt version I) för fyra olika beräkningar i en damm med 1,1 ha yta och 1 m djup under perioden 1/7 1986 - 30/6 1988. Indata ur mätserie från Skottorp.

Jämförelse av ekvation 1 och ekvation 2

Den kvantitativa skillnaden mellan den mängd kväve som eliminerats av ekv. (1) och den som eliminerats av ekv. (2) är olika för skilda dammstorlekar och år. Man kan uttrycka skillnaden med en kvot, där denitrifikationen utförd av ekv. (2) under ett år divideras med denitrifikationen utförd av ekv. (1) under samma år. För de olika storlekarna rör sig medelvärdena för denna kvot mellan 0,4 och 0,8 (tabell 5). Det lägsta respektive högsta enskilda värdet ligger på 0,37 respektive 0,89 (ej redovisat). Här märks en tydlig inverkan av dammstorlek och vattnets uppehållstid med lägre värden på kvoten hos de mindre dammarna än hos de större och för år med stor avrinning än för år med liten avrinning (ej redovisat). En kort uppehållstid medför att dammens nitratkoncentration är nära inflödeskoncentrationen medan en lång uppehållstid så småningom ger en lägre koncentration i dammen för ekv. (1) än för ekv. (2), vilket gör att skillnaden mellan de båda ekvationernas resultat blir mindre. De något högre värdena för variation B kan också ses som ett tecken på att koncentrationen i dammen är högre under sommaren för ekv. (2) än för ekv. (1).

Tabell 5. Medelvärden för kvoten mellan årsdenitrifikationen (enligt version I) hos ekv. (2) och årsdenitrifikationen (enligt version I) hos ekv. (1) för dammar med 2 m djup. Indata ur mätserier från Skottorp perioden 1977 - 89 och Vättinge perioderna 1979 - 81 och 1986 - 88.

| Lokal och årstidsvariation | Ytarea i % av tillrinningsområde | | | |
|-------------------------------|----------------------------------|------|------|------|
| | 0,25 | 0,6 | 1,1 | 2,2 |
| Skottorp, variation A | 0,43 | 0,46 | 0,50 | 0,55 |
| Skottorp, variation B | 0,46 | 0,50 | 0,54 | 0,60 |
| Vättinge, variation A | 0,53 | 0,63 | 0,64 | 0,72 |
| Vättinge, variation B | 0,56 | 0,69 | 0,70 | 0,78 |

Jämförelse mellan de två årstidsvariationerna

Alltmedan skillnaden i denitrifikationsaktivitet mellan de två årstidsvariationerna är märkbar vid enskilda tillfällen, skiljer sig årsmedelvärdena inte mycket från varandra. Om man uttrycker förhållandet mellan de båda denitrifikationsaktiviteterna som en kvot, där ett årsvärde av mängden kväve som eliminerats under förhållanden då variation B råder divideras med motsvarande mängd som eliminerats under förhållanden med variation A, har denna kvot medelvärden som rör sig mellan 0,94 och 1,05 (tabell 6). I allmänhet håller kvoten högre värden för ekv. (2) än för ekv. (1). Detta torde bero på att nitratkoncentrationen i dammen hålls kvar på en högre nivå hos ekv. (2) än hos ekv. (1) under sommartid, vilket gynnar den högre sommaraktiviteten hos variation B. Denna kvot är också något högre hos små dammar än hos de större, vilket kan bero på deras mindre volymer. Vid låg sommarvattenföring påverkas då de mindre dammarnas koncentration i högre grad av inflödet.

Tabell 6. Medelvärden för kvoten mellan årsdenitrifikationen hos variation B och årsdenitrifikationen hos variation A för dammar med 2 m djup. Indata ur mätserier från Skottorp perioden 1977 - 89 och Vättinge perioderna 1979 - 81 och 1986 - 88.

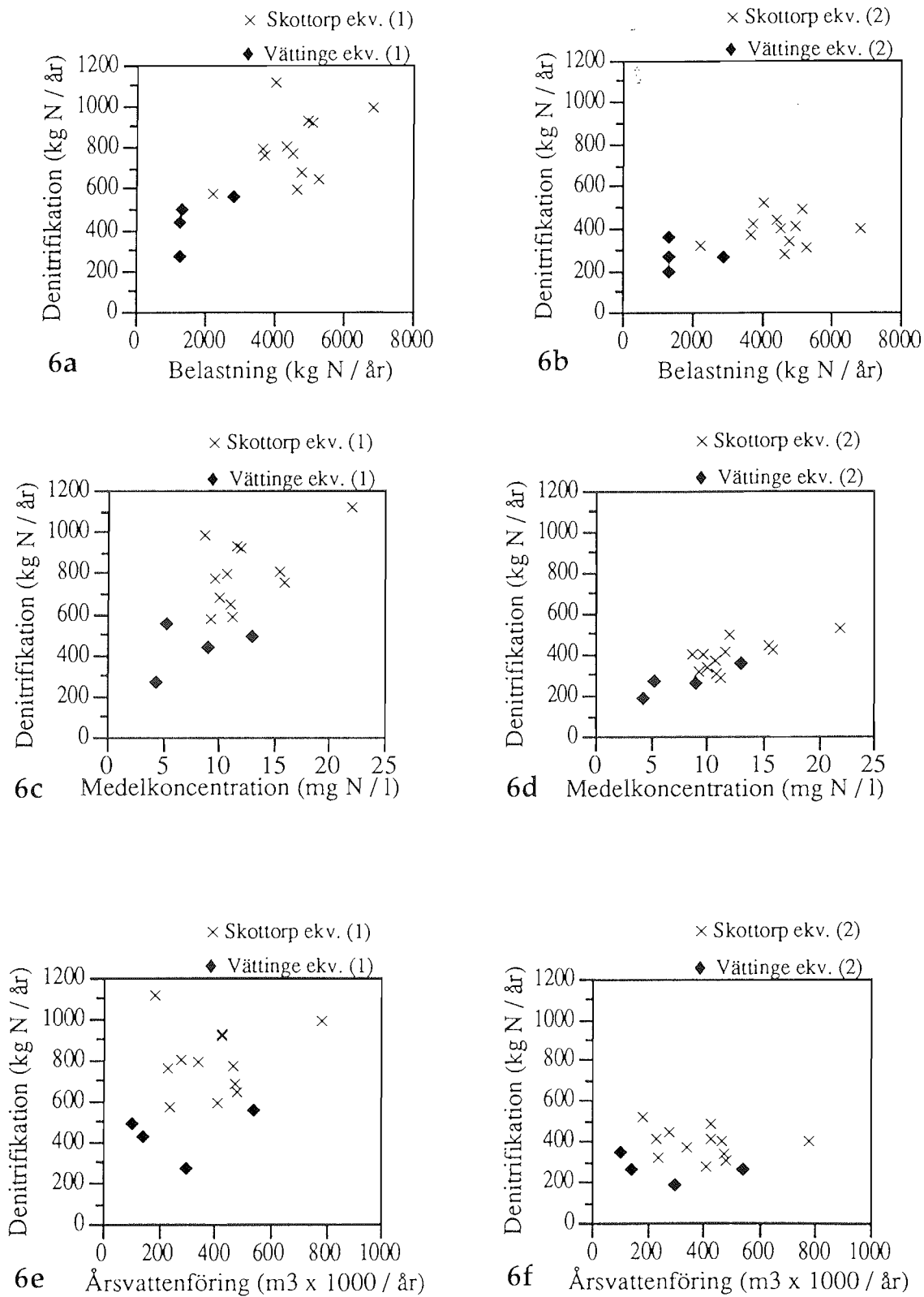
| Lokal och denitrifikations- funktion | Ytarea i % av tillrinningsområde | | | |
|--|----------------------------------|------|------|------|
| | 0,25 | 0,6 | 1,1 | 2,2 |
| Skottorp, ekv. (1) | 0,99 | 0,96 | 0,95 | 0,94 |
| Skottorp, ekv. (2) | 1,05 | 1,04 | 1,03 | 1,02 |
| Vättinge, ekv. (1) | 0,97 | 0,96 | 0,94 | 0,94 |
| Vättinge, ekv. (2) | 1,03 | 1,03 | 1,03 | 1,02 |

Årsdenitrifikationens samband med årstransporten av nitrat, årsflödet av vatten och dess medelkoncentration av nitrat

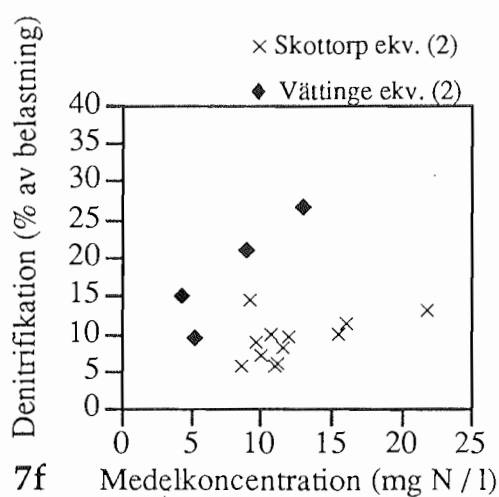
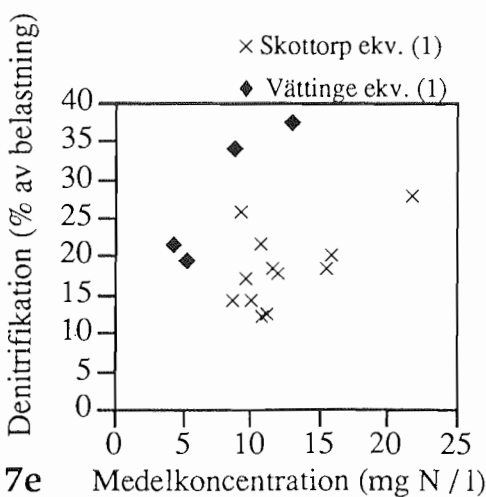
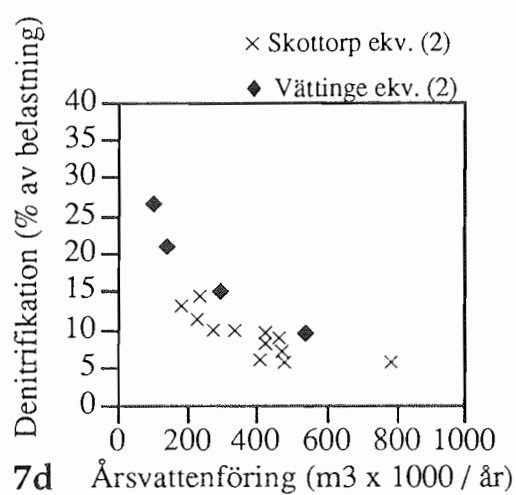
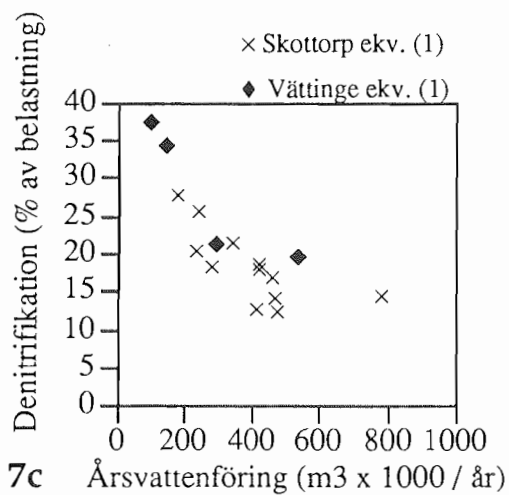
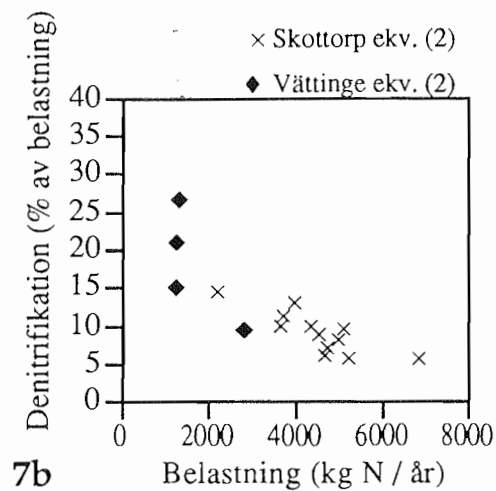
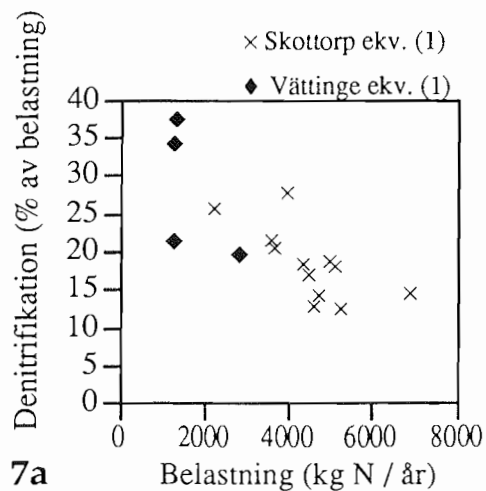
Ett samband mellan årsdenitrifikationen och årstransporten av nitrat kan ses, där mängden eliminerat kväve ökar när intransporten av kväve blir större (figur 6a,b). Detta är ett tecken på att medelhalten av nitratkväve i dammen är högre under ett år med stor intransport. En skillnad mellan ekv. (1) och ekv. (2) kan också ses, där sambandet för den förra är klarare än för den senare. Däremot kunde inte någon tydlig skillnad i detta samband ses mellan olika dammstorlekar.

Då nitrattransporten är en produkt av variablerna nitratkoncentration och vattenföring kan man förvänta sig att årsdenitrifikationen har ett samband med någon eller båda av dessa variabler.

Sambandet mellan medelkoncentrationen i inflödet och årsdenitrifikationen visade sig vara tydligare för ekv. (2) än för ekv. (1) (figur 6c,d). För ekv. (2) gäller också att detta samband är klarare än det mellan årstransport och årsdenitrifikation. För ekv. (1), däremot, verkar det vara av större betydelse att det kontinuerligt förs in nytt nitrat som hjälper till att hålla koncentrationen i dammen hög. Således är betydelsen av vattenföringskomponenten av nitrattransporten större för ekv. (1) än för ekv. (2). Dock är årsdenitrifikationens korrelation med årsflödet av vatten mycket dålig för båda denitrifikationsfunktionerna (figur 6e,f).



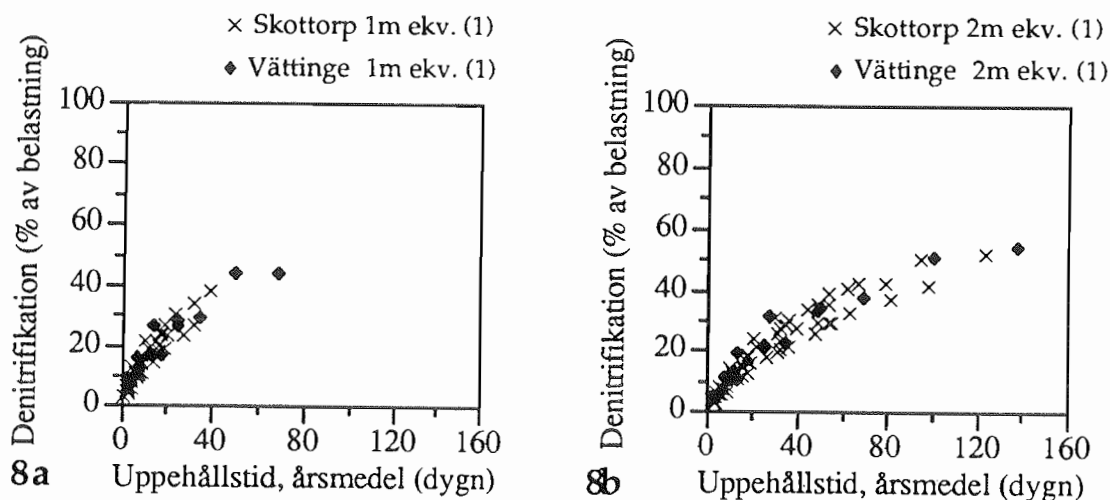
Figur 6. Årsdenitrifikationens storlek vid olika årliga kvävetransporter (6a och b), olika årsmedel av nitratkoncentrationen i inflödet (6c och d) och vid olika årliga vattenföringar (6e och f). För resultaten i figurerna 6a, 6c och 6e har ekv. (1) (version 1) använts, medan ekv. (2) (version 1) svarar för resultaten i figurerna 6b, 6d och 6f. Dammyta 1,1 ha, djup 2 m.



Figur 7. Andelen av intransporterat kväve som denitrifieras vid olika årliga kvävetransporter (7a och b), vid olika årliga vattenföringar (7c och d) och vid olika årsmedel av nitratkoncentration i inflödet (7e och f). För resultaten i 7a, 7c och 7e har ekv. (1) (version 1) använts, medan ekv. (2) (version 1) svarar för resultaten i 7b, 7c och 7f. Dammyta 1,1 ha, djup 2m.

Den relativa reduktionens storlek beroende av kvävetransport, vattenflöde och koncentration

För förhållandet mellan relativ reduktion (i det här arbetet definierat som den procentuella andelen av årstransporten av nitratkväve som eliminerats genom denitrifikation) och mängden inkommande kväve, syns en trend med lägre relativ reduktion när årstransporten stiger (figur 7a,b). Detta kan ses som ett resultat av samspelet mellan nitrattransporten och vattenflödet. Årsvattenflödet ger nämligen ett likartat samband (figur 7c,d). Den relativa reduktionens beroende av inflödets medelkoncentration verkar dock vara ringa (figur 7e,f). En förklaring till att det ser ut så här är att vattenflödet och den därav beroende uppehållstiden styr över hur lång tid denitrifikationsprocessen hinner verka på vattnets nitrat innehåll. Ett höglöde med en medföljande stor nitrattransport medför en så liten uppehållstid att det mesta hinner rinna förbi, oavsett nitratkoncentrationen, även om absoluta mängden denitrifierat kväve kan bli stor. En tydlig illustration av detta är det goda sambandet mellan den årliga relativa reduktionen för alla dammar inom samma djupklass och årsmedelvärdet för uppehållstiden hos dessa (figur 8).



Figur 8. Den procentuella andelen kväve som denitrifieras (enligt version I) vid olika medeluppehållstider vid 1 m djup (8a) och 2 m djup (8b).

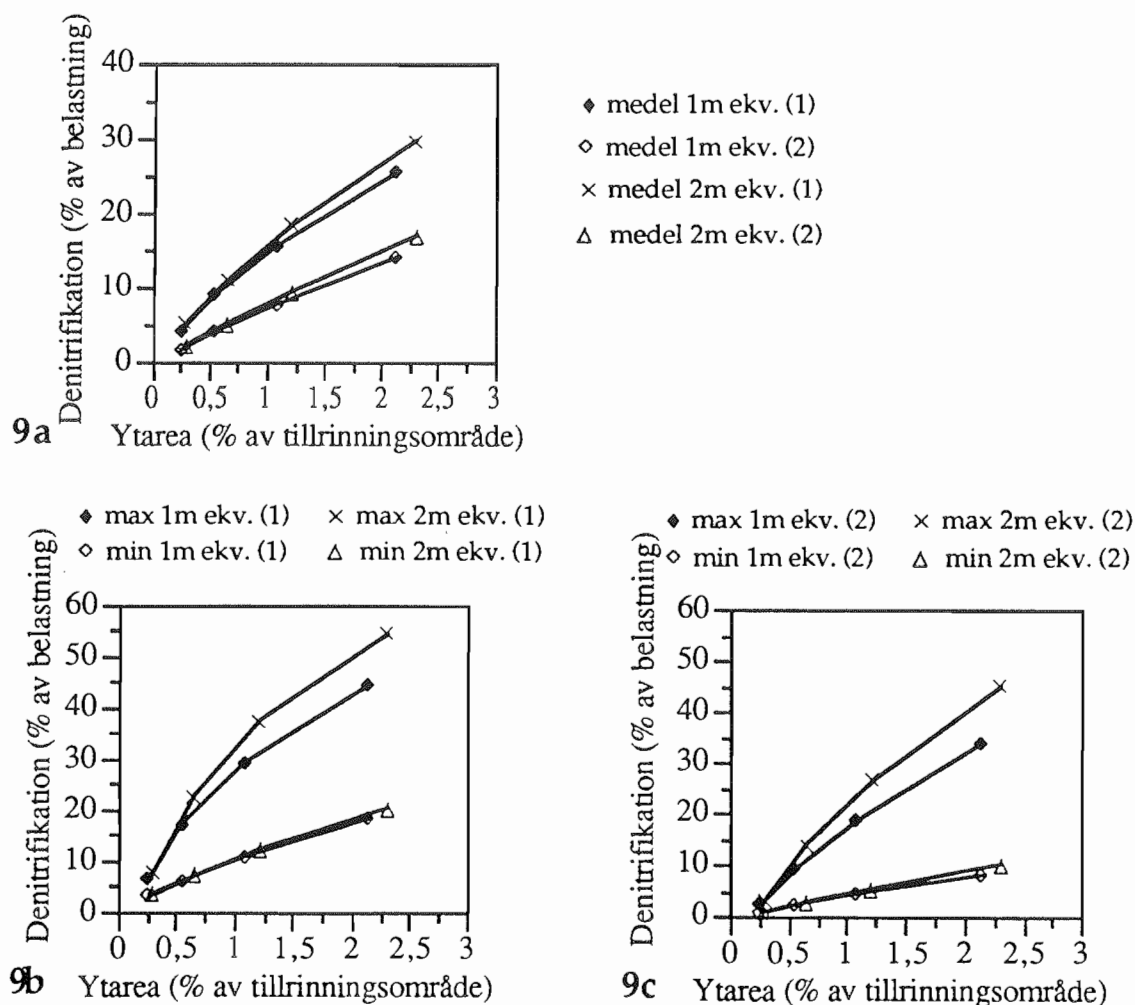
Yt- och volymdimensioners betydelse

I figur 9a visas medelårsresultaten för den relativa reduktionens variation med dammstorleken. Gemensamt för de båda denitrifikationsfunktionerna är att mängden eliminerat kväve stiger med ökande dammstorlek. Ökningen är dock inte linjär utan planar ut vid större dammar. Att notera är också att det inte verkar vara någon större differens mellan de olika dammdjupen. Arean synes ha en större betydelse än volymen i sig. Skillnaden mellan resultaten för dammdjupen 1 m och 2 m ökar dock med ökande dammstorlekar. I tabell 7 redovisas medelresultaten för kvoten mellan årsdenitrifikationen per ytenhet hos dammar med djupet 1m och densamma hos dammar med två meters djup för olika storlekar.

Tabell 7. Medelvärden för kvoten mellan årsdenitrifikationen (enligt version I) per ytenhet hos dammar med djupet 1 m och årsdenitrifikationen (enligt version I) per ytenhet hos dammar med djupet 2 m.

| | Ytarea i % av tillrinningsområde | | | |
|--------------------------------|----------------------------------|-------|-------|-------|
| | 0,25 | 0,6 | 1,1 | 2,2 |
| ekv. 1, variation A, version I | 0,986 | 0,960 | 0,940 | 0,926 |
| ekv. 2, variation A, version I | 0,962 | 0,946 | 0,923 | 0,900 |

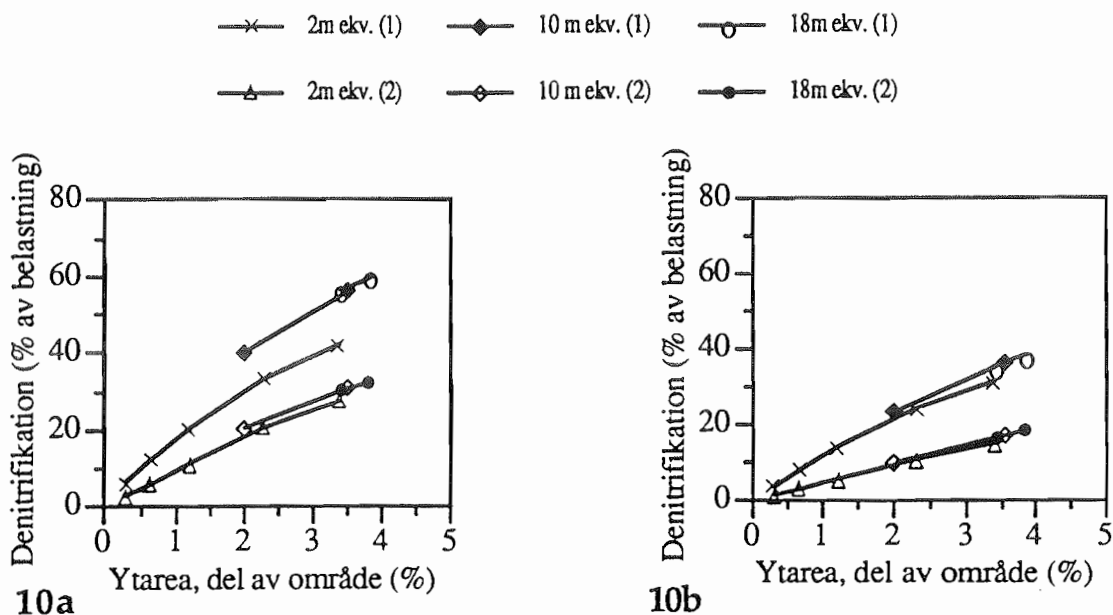
Om man beaktar resultaten som ligger bakom kurvorna i figur 9a finner man att spridningen mellan enskilda år är stor. I figur 9b och 9c redovisas resultaten för de år som gett störst respektive minst relativ reduktion. För året med störst relativ reduktion var intransporten av nitratkväve 1340 kg kväve från det 100 ha stora området och avrinningen 104 mm medan motsvarande värden för året med minsta relativa reduktionen var 5260 kg och 480 mm.



Figur 9. Andelen kväve som denitrifieras vid olika dammytor för dammdjupen 1 m och 2 m vid beräkningar enligt version I. Medelvärde (9a), max.- och min.årsvärden enligt ekv. (1) (9b) och max.- och min.årsvärden enligt ekv. (2) (9c). Att punkterna synes vara något förskjutna i x-led vid jämförelse av de två djupen beror på att 2 m - dammarna har något större areor.

För år med låg medelavrinning och liten kväveutlakning är alltså relativa reduktionen av viss betydelse medan högflödesår ger blygsamma resultat. Således återkommer här problemet att de stora årstransporterna, som man förmodas vilja reducera, till största delen förblir oreducerade.

Det verkar även råda en skillnad i betydelsen av dammdjup mellan år med låg respektive hög relativ reduktion. Betydelsen av ett ökat dammdjup (med ökad volym per ytenhet) ökar med längre medeluppehållstider i denna modell. För att försöka klargöra volymens betydelse jämfört med areans gjordes simuleringar utgående från samma form på dammen men med djupen 10 m och 18 m. Simuleringarna gjordes med indata ur mätserien från Skottorp under perioden 1979-1981, vilket motsvarar dels ett år med en relativt låg avrinning (233 mm) och en kvävetransport på 3727 kg N (1/7 1979 - 30/6 1980), dels ett år med extremt hög avrinning (781 mm) och en kvävetransport på 6862 kg N (1/7 1980 - 30/6 1981). Det visade sig även här att under ett år med stor avrinning har inte dammens volym så stor effekt som dess area har (figur 10b). Däremot medger större volymer att ge en större årsdenitrifikation - särskilt för ekv. (1) - under ett år med relativt låg medelavrinning (figur 10a). Under perioder med små flöden har en stor volym i förhållande till dammarean den fördelen att nitrat lagras upp i dammen så att denitrifikationen kan fortgå under en längre tid. Någon proportionalitet i ökningen av årsdenitrifikationen mot ökad volym verkar dock inte förekomma.



Figur 10. Andelen av intransporterat kväve som denitrifieras enligt version I vid olika dammytor och djupen 2 m, 10 m och 18 m. Indata ur mätserie från Skottorp under perioderna 1/7 1979 - 30/6 1980 (fig. 10a) respektive 1/7 1980 - 30/6 1981 (fig. 10b).

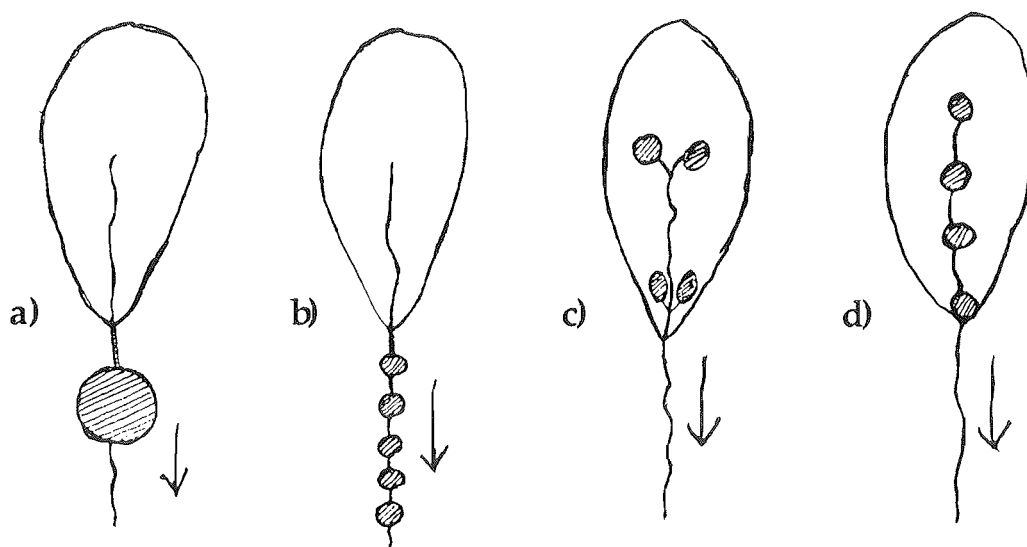
Betydelse av hur dammar anläggs inom avrinningsområdet

För att undersöka hur stor betydelse dammars antal och placering har, gjordes tre olika jämförelser. Den första jämförelsen skedde mellan en stor damm och fem mindre seriekopplade dammar som mottog vatten från hela avrinningsområdet (figur 11 a och b). Vid nästa situation jämfördes en större damm med fyra mindre som parallellkopplade mottog vattnet från varsin fjärdedel av området (figur 11 a och c). I den tredje skedde en jämförelse mellan fyra parallellkopplade dammar enligt ovan och en kombination med fyra dammar efter varandra, där

de tre nedre tar emot vatten både från ovanliggande damm och från en egen del av avrinningsområdet (figur 11 c och d). Alla dessa simuleringar skedde med ett sammanlagt avrinningsområde på 400 ha med en sammanlagd dammyta på 4,5 ha och dammdjupet 1 m. Indata togs ur mätserien från Skottorp under perioden 1/1 1986 - 30/6 1988.

I den första jämförelsen kunde ses en tendens med högre sammanlagt denitrifikationsresultat för de seriekopplade dammarna än för den ensamma, stora dammen. Per ytenhet var denitrifikationen ca 10 % högre för systemet med dammar i serie. Denna skillnad kan tillskrivas den högre koncentrationen som erhålls i de första av de seriekopplade dammarna vid kortvariga eller måttliga högflöden jämfört med den stora dammen, där den inlagda omrörningen i modellen ger en ständig utspädningseffekt med en lägre nitratkoncentration som följd. Någon skillnad i dämpningen av flödestoppar kunde inte ses. Möjligtvis ligger en sådan här simulering med sektionering av damm närmare naturen än den som har använts hittills: en homogen vattenmassa med lika förhållanden över hela dammen.

I den andra jämförelsen sågs inte någon skillnad mellan de olika uppställningarna. Någon nämnvärd skillnad kunde heller inte upptäckas i den tredje jämförelsen.



Figur 11. Olika typer av dammanläggning: a) en stor damm mottar vatten från hela avrinningsområdet b) fem mindre dammar kopplade i serie mottar vatten från hela området c) fyra mindre dammar mottar vatten från var sin del av området d) fyra mindre dammar mottar vatten från var sin del av området samt vatten från ovanliggande områdesdelar.

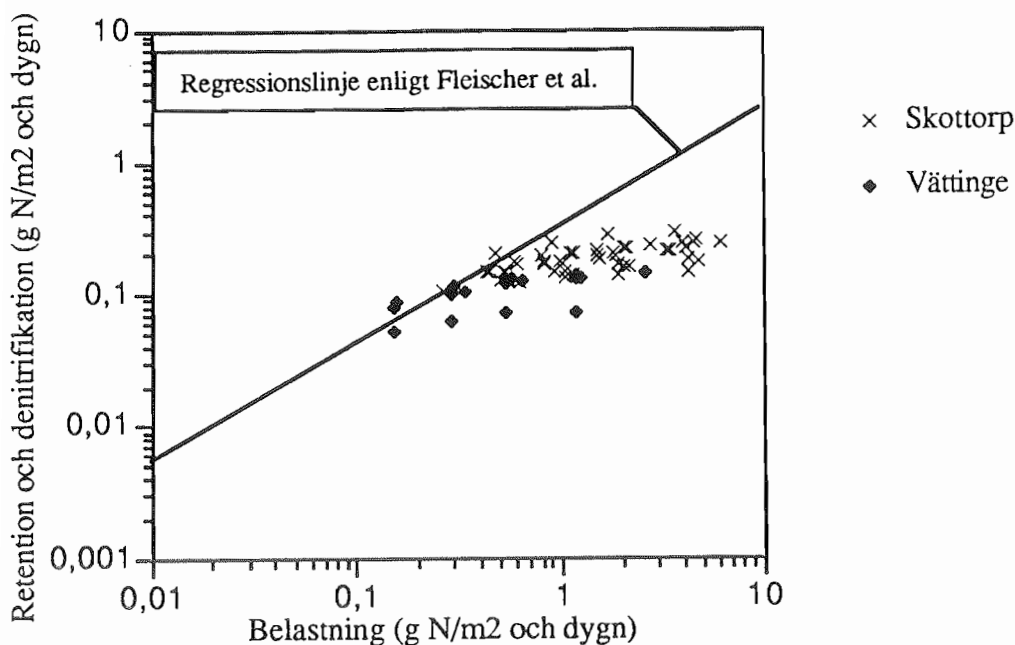
Kan man få fram en enkel dimensioneringsmall ?

Vid anläggande av damm i syfte att reducera kvävetransporten från ett område är det naturligtvis önskvärt att ha en enkel mall till hjälp för dimensionering. Kan man då erhålla en sådan mall ur en modell av den här använda typen?

En möjlighet är att använda sig av ett samband av typen figur 9a, där den genomsnittliga relativa reduktionen vid ett dammdjup beror av dammens yta i förhållande till tillrinningsområdet. Med en sådan tillämpning på en annan storlek av avrinningsområde kan problem uppstå med andra förhållanden mellan volym och area, men framförallt har detta samband den nackdelen att det inte tar hänsyn till annorlunda avrinningsstorlekar och avrinningsregimer hos ett annat tillrinningsområde.

En annan metod kan vara att använda sig av relativa reduktionens beroende av genomsnittliga uppehållstiden (figur 8). Detta är ett samband som fortfarande skiljer sig mellan olika dammdjup men som verkar mer korrekt än det ovan nämnda då det tar hänsyn till medelårsavrinningens storlek i relation till dammstorleken. Dock är detta angreppssätt inte helt idealiskt, då det inte tar hänsyn till koncentrationskillnader och skillnader i avrinningsregimer mellan olika områden.

Fleischer et al. (1989) har genom egna mätningar och litteraturstudier funnit ett samband där totala kväveretentionen per ytenhet är beroende av kvävebelastningen per ytenhet. Man har även börjat tillämpa det här sambandet vid dimensioneringsberäkningar (Stibe 1991). Vid en jämförelse av resultaten av den här modellen med detta samband var överensstämmelsen dålig, med en stor spridning av resultaten och med en klart mindre ökning av modellens kväveeliminering per ytenhet vid ökade belastningar (figur 12).



Figur 12. Denitrifikationen (enligt version 1), ekv. (1), variation A per ytenhet vid olika kvävebelastningar (årsvärden) för dammar med 2 m djup och en inlagd regressionslinje för totala kväveretentionen per ytenhet, redovisad av Fleischer et al. (1989).

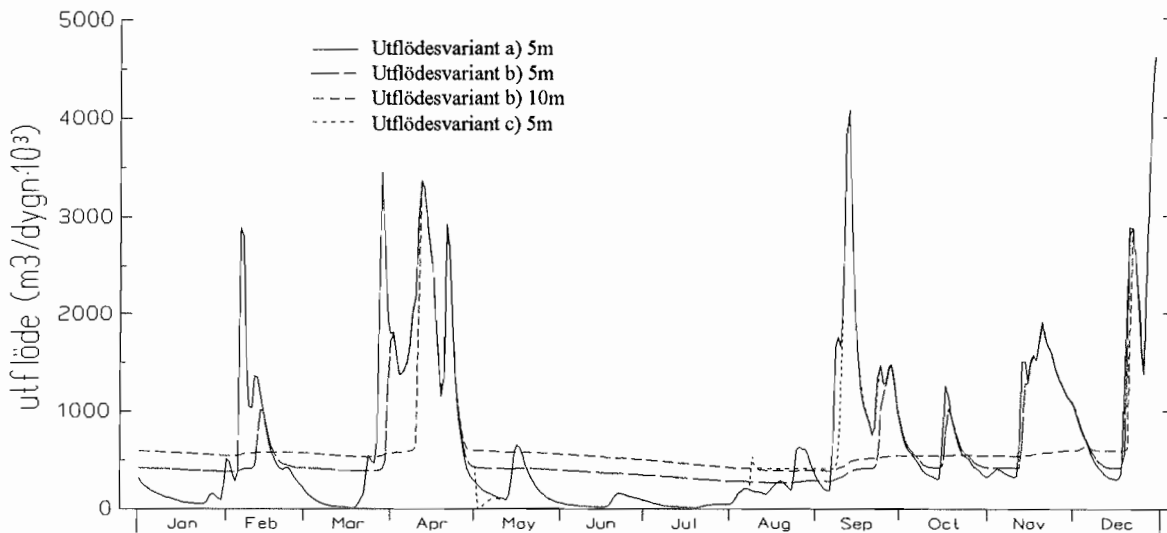
Hur blir effekten av större dämpningskapacitet ?

Det största problemet när man försöker få en effektiv kväverening av vattnet tycks vara den stora dynamiken i avrinningen. Långa perioder (särskilt under sommarhalvåret) är vattenflödet mycket litet, för att sedan öka hastigt och vid högflöden bli så stort att det krävs enorma dammanläggningar för att inte allt utom en liten bråkdel av vattnet ska rinna förbi opåverkat.

Några försök gjordes att undersöka hur man kan påverka resultatet genom att försöka fånga upp flödestopparna på olika sätt och få en bättre dämpningsförmåga hos dammar av rimligt format.

Steg 1. Beräkningar utfördes för 3 dammar med 1 ha yta och 5 m djup och en damm med 1 ha yta och 10 m djup. De tre femmetersdammarnas utflöde sker enligt respektive variant a), b) och c) medan tiometersdammens utflöde sker enligt variant b). Eftersom en stor del av motivet till ökad dämpningsförmåga ligger i ett jämnare flöde till efterkommande dammenheter, gjordes beräkningar för tre små dammar, liggande i serie efter var och en av de fyra dammarna.

Under vinterhalvåret kan volymförändringarna i dammarna med bottenutskov (version III) ge ett visst dämpningsskydd. Vid full damm (vattenytan vid triangelöverfallets spets) ligger utflödet hos en femmetersdamm på 400 m³/dygn och hos en tiometersdamm på 600 m³/dygn, vilket motsvarar 0,4 respektive 0,6 mm för hela tillrinningsområdet. I dammarna med djupet fem meter erhöles vid några tidpunkter en lagringskapacitet på 10-15000 m³ och i tiometersdammen omkring 20000 m³. För mindre, enstaka flödestoppar kan man således erhålla en god dämpning av flödet medan ihållande högflöden förblir oförändrade (figur 13). Under sommarhalvåret skedde en betydande uttömning i dammarna med utflödesvariant b), mer än 30000 m³ och 50000 m³ i damm med 5 respektive 10 meters djup, vilket synes fånga upp den första höstflödestoppen bra. Dammen med utflöde enligt variant c) uppför sig under vinterhalvåret på samma sätt som nämnts ovan men når inte så långt i sin uttömning sommartid, då dess bottenutskov blockeras under tiden maj-juli. De olika dammarnas volym vid full damm, samt minimum- och maximumvolym under den period som beräkningarna har skett, ges i tabell 8.



Figur 13. Utflöde från fyra olika dammar perioden 19870101 - 1231. Inflödesdata är hämtade ur Skottorpsserien.

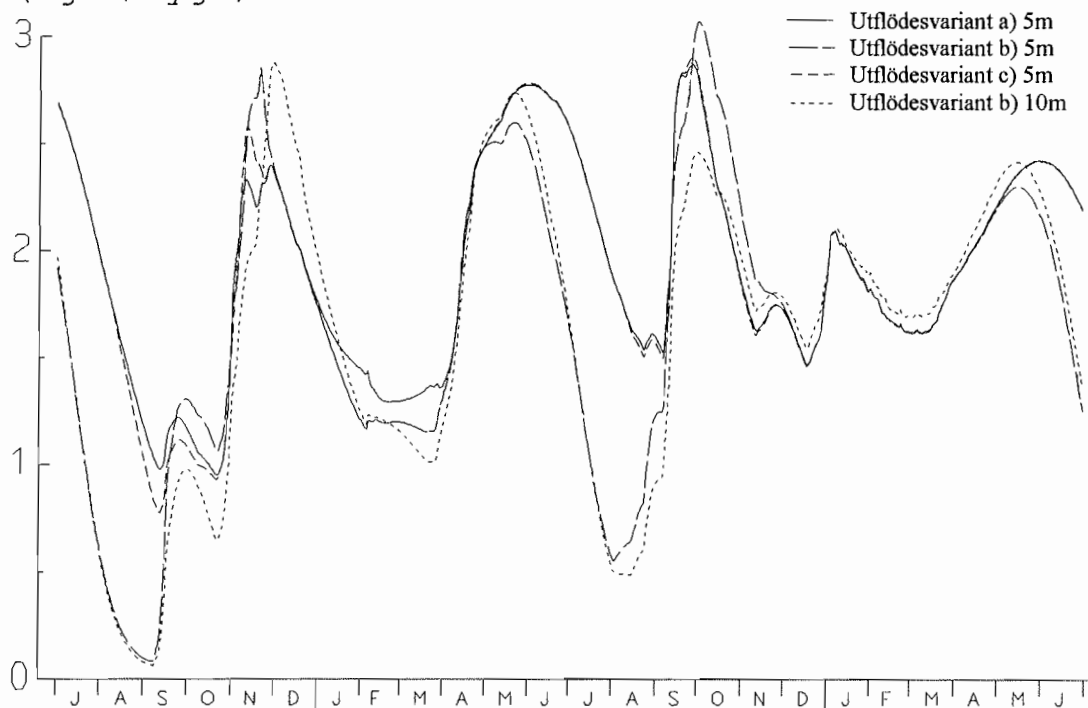
Tabell 8. Volym vid full damm samt minimum- och maximumvolym för fyra olika dammar under perioden 19860701 - 19880630. Inflödesdata är hämtade ur Skottorpsserien.

| Vattendjup (m) från överfallets spets till botten | Utflödesvariant | Volym (m ³ × 10 ³) när vattenytan är vid överfallets spets | Minimivolym (m ³ × 10 ³) under perioden | Maximivolym (m ³ × 10 ³) under perioden |
|---|-----------------|---|--|--|
| 5 | a) | 39,0 | 39,0 | 43,0 |
| 5 | b) | 39,0 | 6,8 | 43,0 |
| 5 | c) | 39,0 | 24,8 | 43,0 |
| 10 | b) | 59,2 | 7,2 | 63,3 |

En viss skillnad i denitrifikation mellan de olika dammarna kan märkas (figur 14). Under vinterhalvåret blir denitrifikationen under lågflödesperioder lägre hos dammarna med bottenutskov då dess minskade volym också ger en minskad denitrifikationsyta. Under perioden

maj-september är denitrifikationen hos dammarna med utflödesvariant b) klart lägre, då den kraftigt reducerade volymen hos dessa ger dels en minskad denitrifikationsarea, dels ett mindre magasin av nitrat. Vid en jämförelse av dessa dammar, håller 10-metersdammen, med sin större volym, en något högre denitrifikationsaktivitet under försommaren än 5-metersdammen, men denna minskar markant under sommaren och stiger sedan inte lika fort när höstflödena börjar komma. Denitrifikationen hos dammen med utflödesvariant c) håller under denna period en nivå, som är nära nog identisk med den som dammen med utflöde enligt variant a) har (figur 14).

Denitrifikation (kg N/dygn)



Figur 14. Denitrifikationen i fyra dammar under tiden 19860701 - 19880630. Indata kommer ur Skottorpsserien.

Hos de efterföljande små dammarna, som alla har utflödesvariant a), märks effekterna av de olika utflödesregimerna hos de föregående dammarna. Ett större inflöde ger oftast en större intransport av nitrat till dammen och således erhålls en högre koncentration. Detta är särskilt tydligt under sommarhalvåret, då dammarna som får sitt inflöde enligt variant b) har en klart högre denitrifikation än de övriga. Detta gäller fram till sensommaren, då koncentrationen hos inflödet enligt variant b) har blivit lägre än de övrigas. En viktig faktor vid denna tidpunkt är också att dämpningen av de första höstflödena hos flödesvariant b) gör att inflödet från de övriga flödesvarianterna är större. Hos dammarna som får inflöde enligt variant c) är denitrifikationen under perioden maj-juli i stort sett lika som denitrifikationen hos de som får sitt inflöde enligt variant a) (något högre i början och i slutet av denna period). Ett väntat resultat, då bottenutskovet är stängt hos föregående damm hos dessa båda varianter.

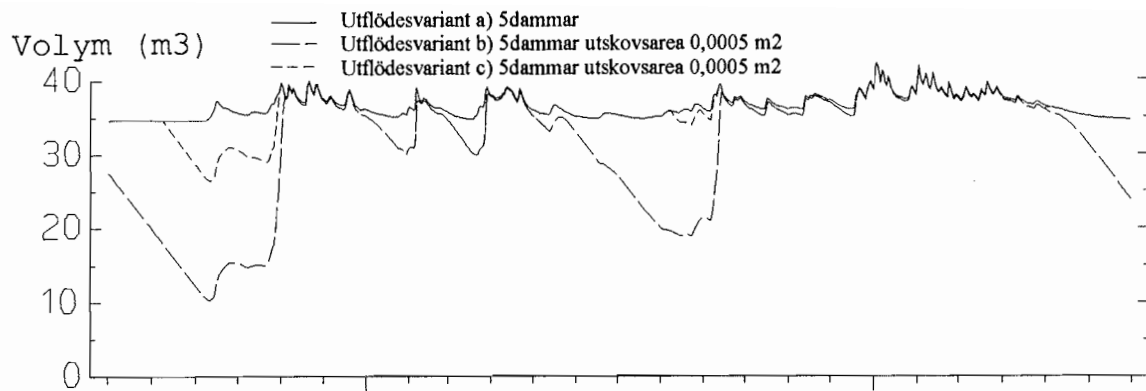
Totalt sett, för hela systemen, ger utflödesvariant a) och c) nära identiska denitrifikationsresultat. Utflödesvariant b) ger lägre denitrifikation i början av systemet men närmar sig de övrigas resultat ju fler dammar som kopplas på. Den större lagringsvolymen hos 10-metersdammen ger en så pass mycket bättre insignal till de efterkommande dammarna att det totala resultatet blir högre än de övrigas för det år som hade mindre avrinning. Denitrifikationsresultaten återges i tabell 9.

Tabell 9. Årlig denitrifikation, hos de dammar som simulerats i steg 1, under perioderna 19860701-19870630 (då transporten av nitratkväve var 2240 kg och avrinningen 242 mm) och 19870701-19880630 (4748 kg N och 469 mm). Inflödesdata är hämtade ur Skottorpsserien.

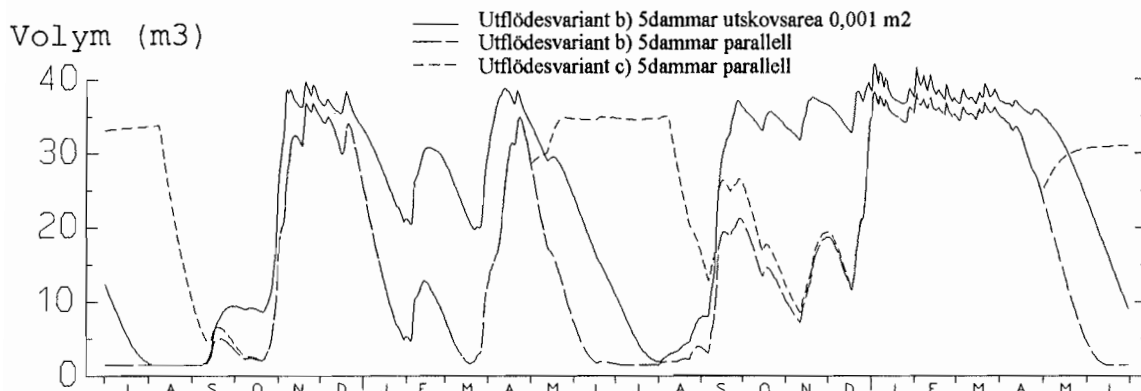
| Dammdjup (m) i första dammen | 5 | 5 | 5 | 10 |
|--|------|------|------|------|
| Utflödesvariant i första dammen | a) | b) | c) | b) |
| Denitrifikation (kg N) 19860701-19870630 | | | | |
| A i första dammen | 668 | 557 | 651 | 546 |
| B1 i efterföljande damm nr 1 | 176 | 200 | 188 | 247 |
| totalt (A + B1) | 844 | 757 | 839 | 793 |
| B2 i efterföljande damm nr 2 | 152 | 181 | 161 | 210 |
| totalt (A + B1 + B2) | 996 | 938 | 1000 | 1003 |
| B3 i efterföljande damm nr 3 | 135 | 158 | 142 | 179 |
| totalt (A + B1 + B2 + B3) | 1131 | 1096 | 1142 | 1182 |
| Denitrifikation (kg N) 19870701-19880630 | | | | |
| A i första dammen | 730 | 656 | 728 | 639 |
| B1 i efterföljande damm nr 1 | 208 | 227 | 210 | 240 |
| totalt (A + B1) | 938 | 883 | 938 | 879 |
| B2 i efterföljande damm nr 2 | 181 | 191 | 183 | 211 |
| totalt (A + B1 + B2) | 1119 | 1074 | 1121 | 1090 |
| B3 i efterföljande damm nr 3 | 164 | 171 | 165 | 187 |
| totalt (A + B1 + B2 + B3) | 1283 | 1245 | 1286 | 1277 |

Steg 2. Tre olika beräkningar gjordes för fem mindre dammar, lagda efter varandra i serie. De fem dammarnas utflöde gavs av variant a), b) och c) i de tre respektive serierna. Beräkningar utfördes också för en efterliggande damm till varje serie. Dess utflöde gavs av variant a).

Den minsta volymen som kan fås för dammarna med bottenutskov är 300 m³ vid vattendjupet 0,1m. Då volymen är 6800 m³ vid vattendjupet 2 m, blir den teoretiska magasinering förmågan för varje damm 6500 m³, vilket motsvarar 6,5 mm för hela tillrinningsområdet. Om alla fem dammarna skulle bli tömda till bottenutskovets nivå innebär detta en magasineringkapacitet på 32500 m³. I praktiken blev magasineringkapaciteten mindre, då de senare dammarna aldrig tömdes ordentligt (figur 15a). Vattennivån i den femte dammen med variant b) sjönk mycket sällan under 2-metersnivån. Trots detta tilltar dämpningseffekten något ju fler dammar som kopplas på i serien, även om inte samma effekt kan uppnås som hos 5 metersdammen i steg 1. Den minsta totala volymen som uppnåddes för alla fem dammarna under den aktuella perioden var 10300 m³ för utflödesvariant b) och 25600 m³ för variant c), vilket gav en magasinering förmåga på 23800 m³ respektive 8500 m³. Första flödestoppen efter en lågflödesperiod kan således fångas in till en del. Under vinterhalvår med inga eller endast korta lågflödesperioder blir dock effekten blygsam. Utflödet genom bottenutskovet för en full damm av denna storlek är 300 m³/dygn dvs 0,3 mm/dygn (figur 16).

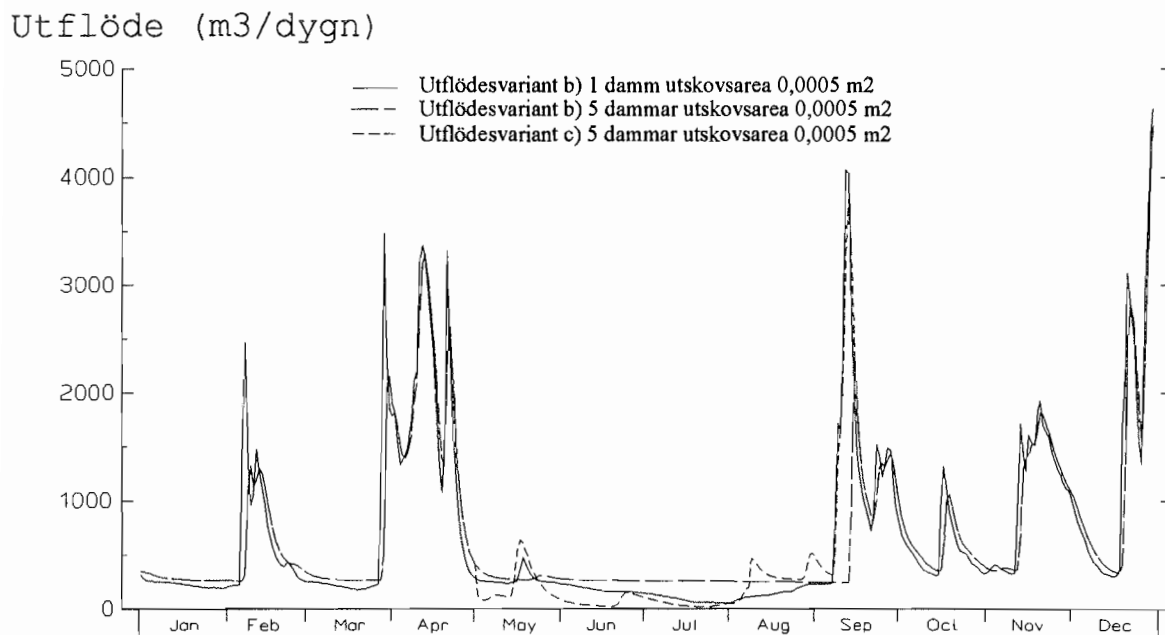


15a



15b

Figur 15. Volymens förändringar med tiden hos några olika dammar under perioden 19860701 - 19880630. 15a: resultat från steg 2, 15b: resultat från steg 3 och 4. Indata taget ur Skottorpsserien.



Figur 16. Utflöde från några dammar beräknat i steg 2 under tiden 19870101-19871231. Indata från Skottorpsserien.

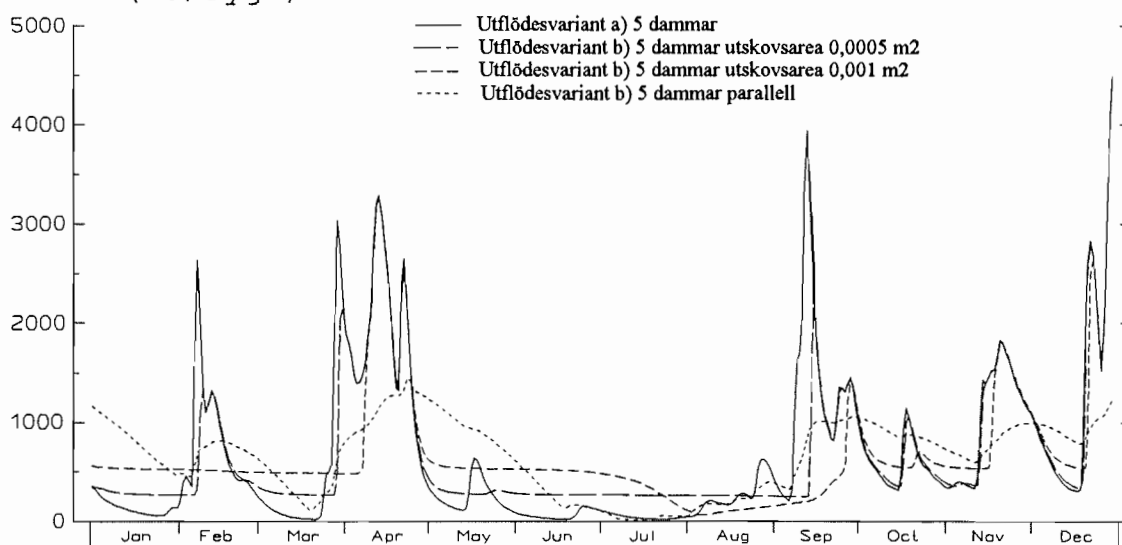
Skillnaden i denitrifikation mellan utflödesvarianterna a) och c) är sammantaget inte så stor, även om det kan skilja något under enskilda tidpunkter. I de senare dammarna är denitrifikationen nästan identiskt lika hos dessa båda varianter. Variant b) skiljer sig främst från de övriga genom en lägre denitrifikation under sommarmånaderna i de första dammarna, eftersom volymen där är mindre. I de senare dammarna är skillnaden med de övriga dock liten, en något högre denitrifikation i början och en något lägre denitrifikation i slutet av sommaren. (tabell 10)

Steg 3 och 4. För att få en större kapacitet att infånga flödestopparna kan utflödesytan ökas så att dammarna töms fortare. Fyra olika kombinationer prövades: två seriella förläggningar av 5 dammar med utflödesvariant b) respektive c), men med bottenutskovsarean $0,001 \text{ m}^2$ jämfört med $0,0005 \text{ m}^2$ för de dammsimuleringar som gjorts tidigare; samt två parallellförläggningar av 5 dammar med utflödesvarianterna b) och c). Bottenutskovsarea för dessa parallella dammar var $0,0005 \text{ m}^2$ och inflödet till varje damm var en femtedel av totala avrinningen. Beräkningar utfördes också för en efterliggande damm till varje kombination. Dess utflöde gavs av variant a).

De seriekopplade dammarna får en något ökad dämpning av flödet med ökad utflödesarea (figur 17). Efter 5 dammar är flödesdämpningen för variant b) väl så bra som för 5 metersdammen med samma utflödesvariant. Variant c) ger en likadan dämpning, förutom under sommarmånaderna samt under de första höstflödena då dammarna inte är lika uttömda som de hos variant b). Denitrifikationen hos variant c) är jämförbar med den hos dammarna i steg 2, medan variant b) ger lägre mängd denitrifierat kväve (tabell 10), då volymen minskar snabbare under sommaren (figur 15b).

De parallelllagda dammarna får en god lagringskapacitet (figur 15b), som svarar för en mycket god dämpning av flödet (figur 17), då utströmningen proportionellt är 5 gånger större än för motsvarande serielagda dammar. Variant c) ger så gott som samma dämpningsförmåga som b) utom möjligen under regnrika somrar. De parallelllagda dammarna ger också en lägre denitrifikation på grund av mindre volymer under lågflöden. För den efterkommande dammen tycks variant b) ge mycket ojämna nitratkoncentrationer, vilket leder till en inte så god denitrifikationsaktivitet i dammen. Detta undviks i viss mån hos utflödesvariant c), där den efterkommande dammen har rätt så god denitrifikationsaktivitet. Intressant i sammanhanget är att ytterligare efterkommande dammar förmodligen skulle ge en total denitrifikation som väl skulle kunna jämföras med övriga kombinationer. (tabell 10)

Utflöde (m³/dygn)



Figur 17. Utflöde hos några olika dammtyper simulerade i steg 2-4 under perioden 19870101-19871231. Indata kommer från Skottorpsserien.

Tabell 10. Årlig denitrifikation, hos de dammar som simulerats i steg 2 - 4, under perioderna 19860701-19870630 (då transporten av nitratkväve var 2240 kg och avrinningen 242 mm) och 19870701-19880630 (4747 kg N och 469 mm).

| Utflödesvariant | a) | b) | c) | b) | c) | b) parallell | c) parallell |
|--|------|--------|--------|-------|-------|--------------|--------------|
| Area (m ²) på bottenutskov | - | 0,0005 | 0,0005 | 0,001 | 0,001 | 0,0005 | 0,0005 |
| Denitrifikation (kg N) 19860701-19870630 | | | | | | | |
| A i första dammen | 254 | 219 | 249 | 194 | 237 | (141) | (181) |
| B i andra dammen | 200 | 195 | 202 | 168 | 199 | - | - |
| totalt (A + B) | 454 | 414 | 451 | 362 | 436 | (282) | (362) |
| C i tredje dammen | 174 | 179 | 175 | 160 | 180 | - | - |
| totalt (A + B + C)) | 628 | 593 | 626 | 522 | 616 | (423) | (543) |
| D i fjärde dammen | 161 | 163 | 159 | 155 | 164 | - | - |
| totalt (A + B + C + D) | 789 | 756 | 785 | 677 | 780 | (564) | (724) |
| E i femte dammen | 151 | 151 | 149 | 150 | 151 | - | - |
| totalt (A + B + C + D + E) | 940 | 907 | 934 | 827 | 931 | 705 | 903 |
| F i efterliggande damm | 140 | 143 | 141 | 147 | 140 | 137 | 148 |
| totalt (A + B + C + D + E + F) | 1080 | 1050 | 1075 | 974 | 1071 | 842 | 1051 |
| Denitrifikation (kg N) 19870701-19880630 | | | | | | | |
| A i första dammen | 293 | 271 | 292 | 255 | 289 | (185) | (209) |
| B i andra dammen | 238 | 229 | 238 | 220 | 242 | - | - |
| totalt (A + B) | 531 | 500 | 530 | 475 | 531 | (370) | (418) |
| C i tredje dammen | 213 | 213 | 212 | 201 | 215 | - | - |
| totalt (A + B + C) | 744 | 713 | 742 | 676 | 746 | (555) | (627) |
| D i fjärde dammen | 196 | 196 | 195 | 186 | 195 | - | - |
| totalt (A + B + C + D) | 940 | 909 | 937 | 862 | 941 | (740) | (836) |
| E i femte dammen | 179 | 180 | 179 | 173 | 179 | - | - |
| totalt (A + B + C + D + E) | 1119 | 1089 | 1116 | 1035 | 1120 | 925 | 1045 |
| F i efterliggande damm | 165 | 166 | 165 | 164 | 165 | 167 | 189 |
| totalt (A + B + C + D + E + F) | 1284 | 1255 | 1281 | 1199 | 1285 | 1092 | 1234 |

Steg 5. En jämförande undersökning med sex olika beräkningsserier gjordes. Varje serie bestod av fem dammar med vardera 1 ha yta, i tre serier med 2 m djup och i tre serier med 5 m djup. Inom varje djupgrupp gavs dammarnas utflöde i de tre respektive serierna av utflödesvarianterna a), c) och d). Meningen med variant d) är att det nitratfattiga vattnet, som är kvar i dammarna efter sommaren, skall bytas ut i samband med att höstflödena börjar komma.

Utflödet efter första dammen för utflödesvariant c) är i stort sett lika som utflödet hos de dammar med samma utflödesvariant och med djupen 2 respektive 5 m som simulerades i steg 1-2. Dämpningen av flödet blir dock inte så mycket bättre efter fem dammar. Ju längre ner man kommer i följderna av dammar desto mer fylls dessa av föregående dammars utflödesvatten. Det skulle med andra ord ha behövts en större utskovsarea i de senare dammarna i dessa serier. I serierna med utflöde enligt variant d) gjordes en sådan differentiering av bottenutskovens areor, vilket ledde till att de senare dammarna tömdes rätt väl till hösten. En nackdel kan då vara att dessa ibland fick stå en längre tid ofyllda, medan de ovanliggande dammarna fylldes på. Vid relativt små höstflöden kunde det ta ett halvt år innan den sista dammen blev fylld.

Inga påtagliga skillnader i årlig denitrifikation råder mellan de olika utflödesvarianterna (tabell 11). Största relativa skillnaderna ligger hos de första dammarna, beroende av inflödets storlek. Under lågflödesperioder då bottenutskovet är öppet hos variant c), är denitrifikationen hos dess

dammar lägre än de övrigas på grund av en mindre volym. Samma effekt råder för variant d) under höstmånaderna om inte avrinningen är så stor att de uttömda dammarna fylls upp igen.

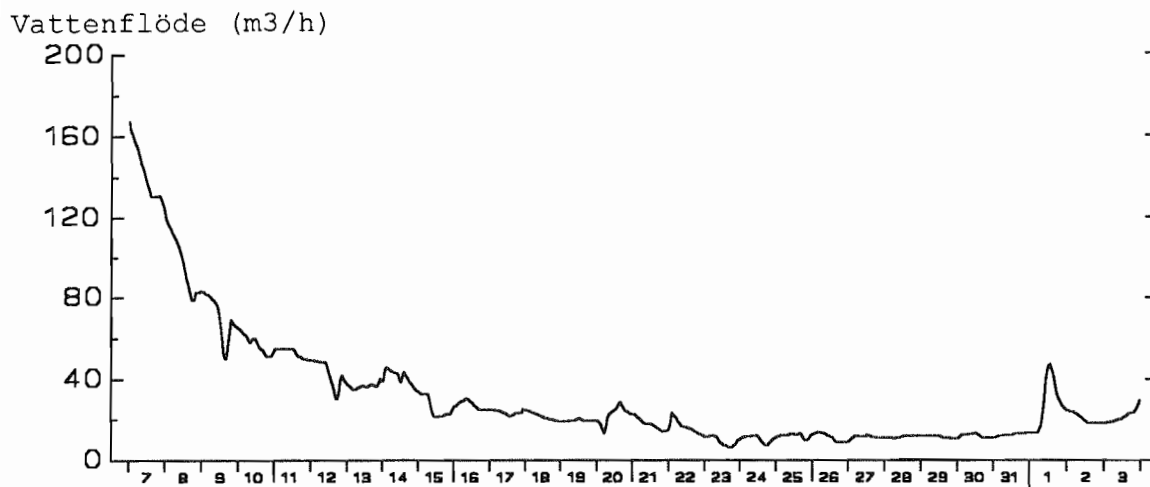
Tabell 11. Medelvärden av den årliga denitrifikationen (kg N/år) över två gånger elva år hos sex serier med olika dammtyper. Varje serie innehåller fem dammar. Varje damms yta var 1,0 % av tillrinningsområdet. Medelvärde för transport av nitratkväve var 4472 kg N/år för Skottorp och 2065 kg N/år för Vättinge. Medelavrinningen var 392 mm/år för Skottorp och 261 mm/år för Vättinge.

| Dammdjup (m) | Utflodes variant | Antal dammar i serie | Skottorp ekv. (1) variation A | Skottorp ekv. (1) variation B | Vättinge ekv. (1) variation A | Vättinge ekv. (1) variation B |
|--------------|------------------|----------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|
| 2 | a) | 1 | 730 | 732 | 484 | 459 |
| 2 | a) | 5 | 2470 | 2433 | 1382 | 1298 |
| 2 | c) | 1 | 719 | 721 | 470 | 447 |
| 2 | c) | 5 | 2456 | 2414 | 1377 | 1291 |
| 2 | d) | 1 | 725 | 733 | 485 | 470 |
| 2 | d) | 5 | 2452 | 2424 | 1372 | 1299 |
| 5 | a) | 1 | 855 | 845 | 612 | 612 |
| 5 | a) | 5 | 3001 | 2968 | 1682 | 1682 |
| 5 | c) | 1 | 829 | 825 | 567 | 566 |
| 5 | c) | 5 | 2971 | 2939 | 1679 | 1657 |
| 5 | d) | 1 | 820 | 822 | 564 | 580 |
| 5 | d) | 5 | 2846 | 2860 | 1615 | 1640 |

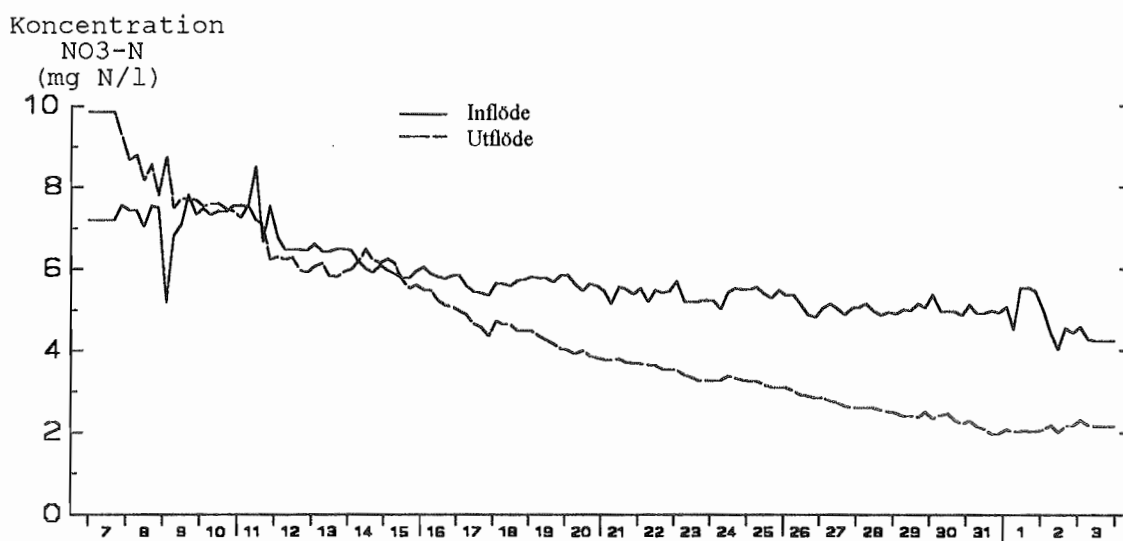
Jämförelse av modellberäkningar med mätningar i en damm i södra Halland

De jämförande beräkningarna gjordes för tre perioder, som motsvarar tre intensiva mätperioder vid dammen i Lilla Böslid, nämligen perioderna: 19910507-0603, 19911107-1205 och 19920312-0413. Dessa mätningar beskrivs i Wennberg (1991), Lindkvist (1992) och Lindkvist & Håkansson (1993). Den jämförda parametern var den uppmätta utflodeskoncentrationen kontra den uträknade. Startvärden för dammkoncentrationerna sattes till den uppmätta utflodeskoncentrationen vid starttillfället.

Perioden 19910507-0603. Flödet var i stort sett avtagande under hela perioden, med ett lågt flöde under större delen av tiden (figur 18). Det låga flödet innebar totala uppehållstider (damm 1 + damm 2) som låg mellan 1 och 20 dygn, dvs rätt höga värden för den, i relation till sitt tillrinningsområde, lilla dammanläggningen. Den uppmätta N-retentionen var också relativt god (figur 19) och uppskattades till 29 kg N, att jämföras med en intransport av 109 kg nitratkväve.

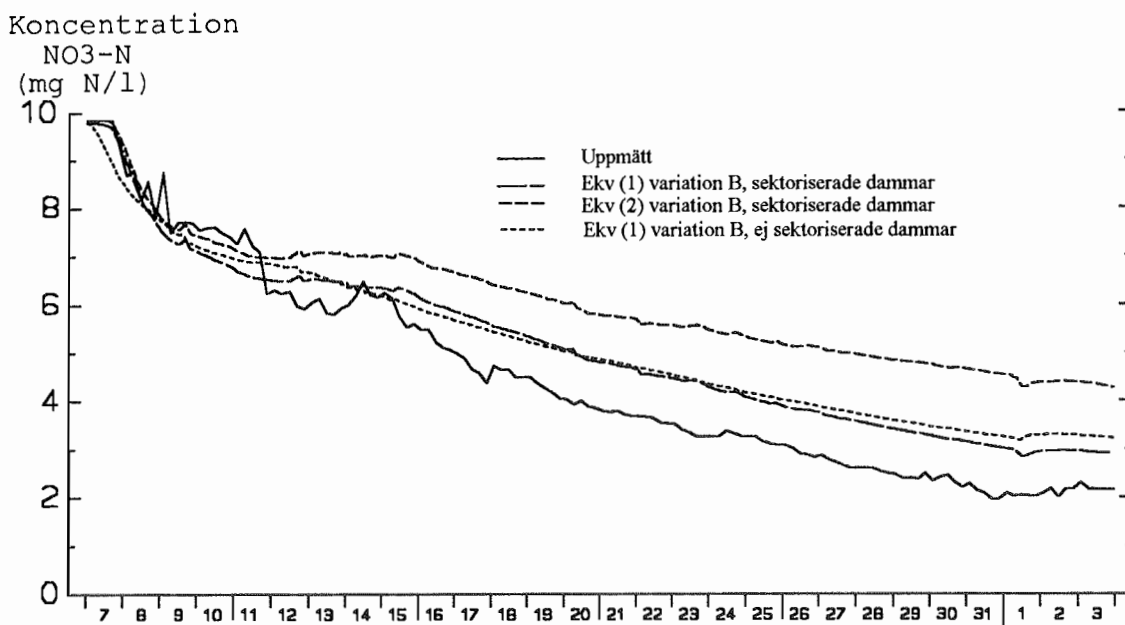


Figur 18. Vattenflöde vid dammen i Lilla Böslid 19910507-0603.



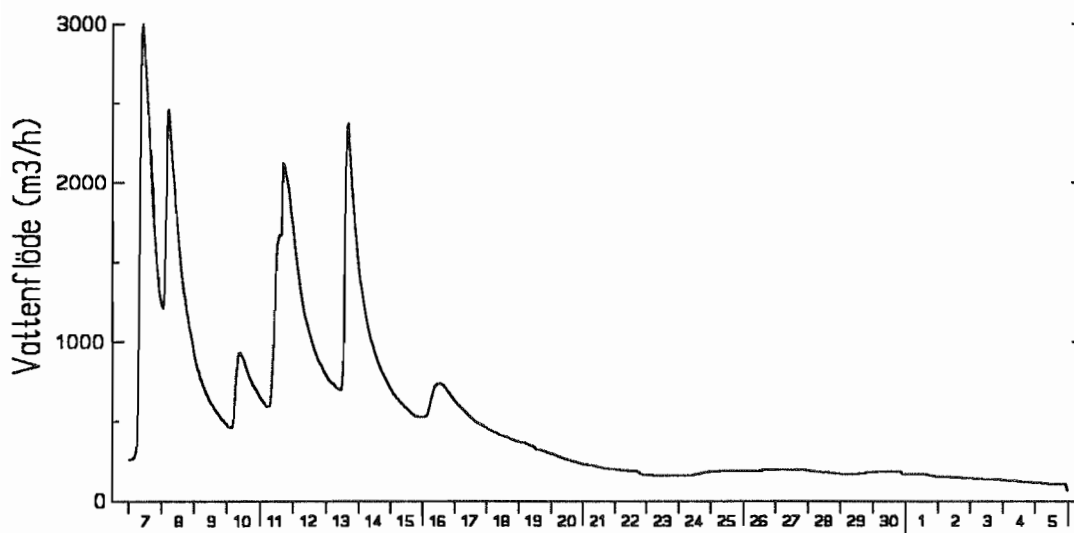
Figur 19. Nitrathalter i in- och utflöde vid dammen i Lilla Böslid 19910507-0603.

När det gäller den framräknade denitrifikationen i relation till mätt retention, så följs dynamiken hyggligt (figur 20). Utkoncentrationen sjunker kontinuerligt hela perioden, snabbt i början men sedan allt långsammare. Dock verkar modellens samtliga funktioner för denitrifikation ge en för låg kväveretention under lågflödet i senare delen av perioden. Sektoriseringen av dammarna tycks vara till fördel vid simuleringen. Ändå ger modellen en mycket mer utjämnad utflödeskoncentration i tiden än den uppmätta. Den högsta beräknade denitrifikationen under denna period var 22,1 kg N (tabell 12).



Figur 20. Uppmätta och simulerade utflödeskoncentrationer vid dammen i Lilla Böslid 19910507-0603.

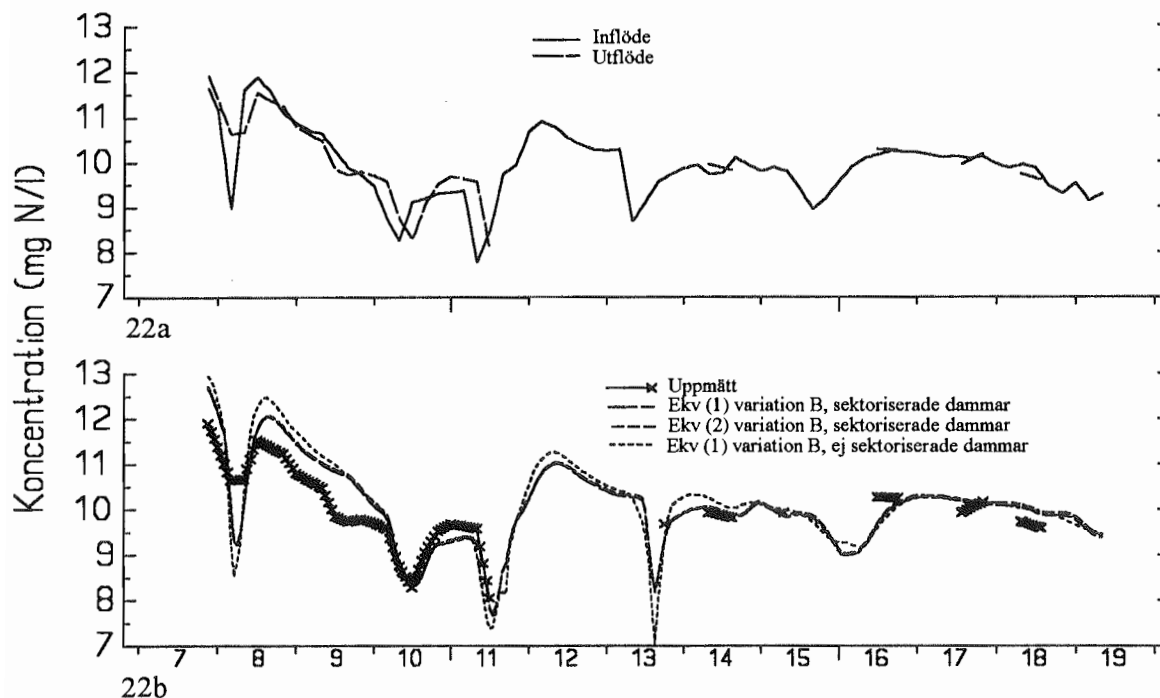
Perioden 19911107-1205. En uppdelning av perioden i två underperioder gjordes, med avbrott i beräkningarna 19 - 21 november. Perioden 7 - 19 november karaktäriserades av ett högt och ojämnt flöde, då de totala uppehållstiderna fluktuerade mellan 3 och 15 timmar, medan perioden 21 november - 5 december hade ett lägre och avtagande flöde med uppehållstider på 20 - 40 timmar (figur 21). Det är svårt att uttala sig om kväveretentionens storlek under denna tid, då in- och utflödeskoncentrationerna ligger nära varandra hela tiden (figur 22a, 23a). Under en del av den första underperioden saknas också värden för utflödeskoncentrationen. Lindkvist (1992) uppskattade dock retentionen av nitratkväve till ca 30 kg, att jämföras med de ca 3200 kg som transporterades till dammarna under denna period.



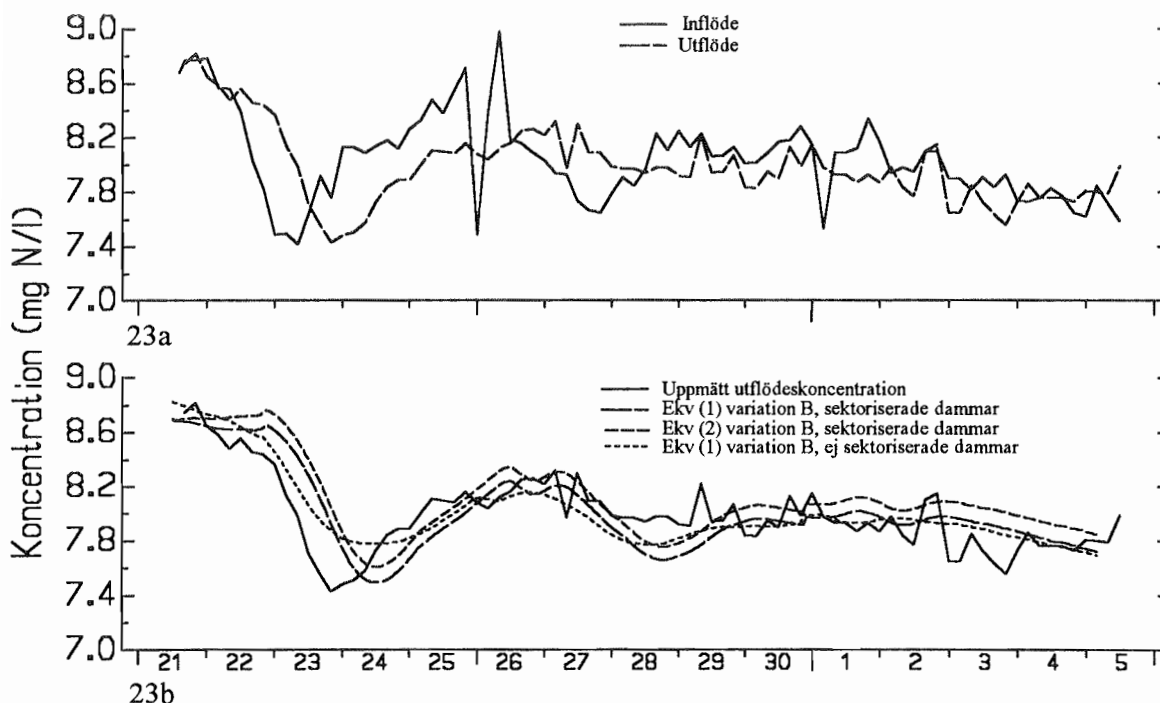
Figur 21. Vattenflöde vid dammen i Lilla Böslid 19911107-1205.

Samtidigt som man kan se en viss tröghet hos de simulerade dammarna under lågflöden, verkar de simulerade koncentrationerna vid högflöden påverkas av koncentrationen i inflödet i högre grad än vad den uppmätta utflödeskoncentrationen gör (figur 22b, 23b). Intressant är också att

vid häftiga förändringar i inkoncentrationen i samband med flödestoppar, verkar de simulerade utflödeskoncentrationerna "ta ut svängarna" mer än vad inflödeskoncentrationen gör, vilket motsäger den utblandningseffekt som sker i dammarna, som snarare borde minska förändringarna i utflödeskoncentration. Den högsta beräknade denitrifikationen under denna period var 23,4 kg N (tabell 12).

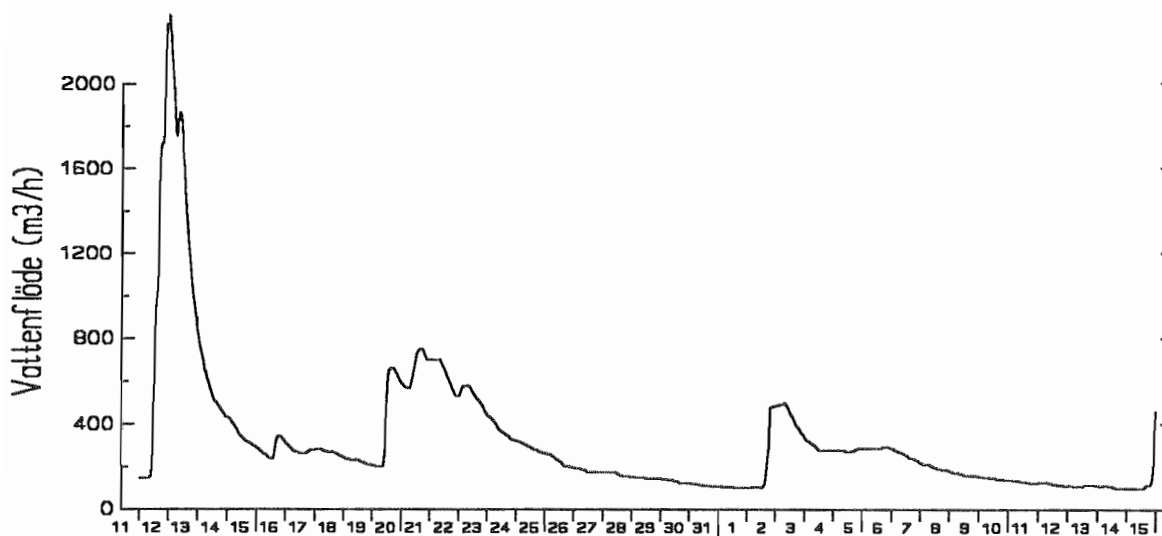


Figur 22. Uppmätta nitratkoncentrationer i in- och utflöde (22a) samt mätta och simulerade nitratkoncentrationer (22b) vid dammen i Lilla Böslid under perioden 19911107-19.



Figur 23. Uppmätta nitratkoncentrationer i in- och utflöde (23a) samt mätta och simulerade nitratkoncentrationer (23b) vid dammen i Lilla Böslid under perioden 19911121-1205.

Perioden 19920312-0413. Även här gjordes en uppdelning av perioden i två underperioder med avbrott i beräkningarna 2 - 6 april, eftersom koncentrationsdata för inflödet saknades under denna tid. Den tidigare delen (12 mars - 2 april) hade en rejäl flödestopp i början med uppehållstid kring 3 timmar som lägst (figur 24). Efter några dagar följde en till, men lägre, flödestopp. Flödet avklingade sedan stadigt och den längsta uppehållstiden blev uppemot 2 dygn. Den senare underperioden karaktäriserades av ett relativt lågt, avklingande flöde med uppehållstider på 16 - 40 timmar (figur 24). Lindkvist & Håkansson (1993) beräknade retentionen av nitratkväve under hela perioden (utom tiden 2 - 6 april) till ca 30 kg, att jämföras med en intransport på 1750 kg.

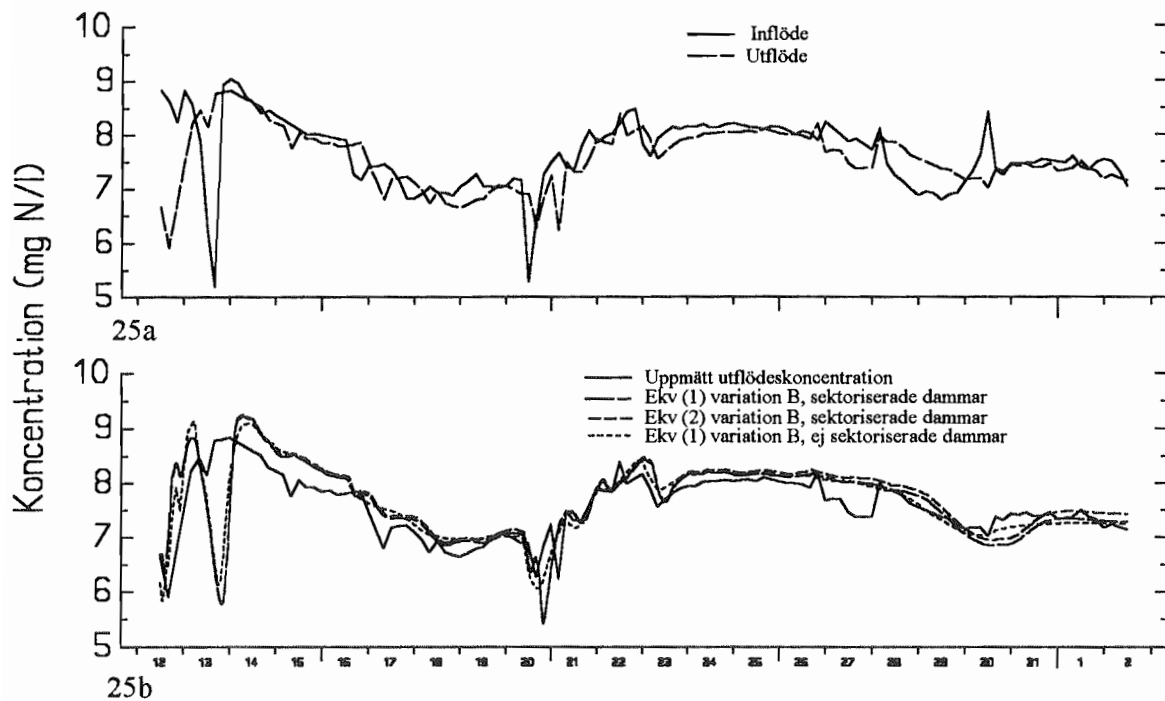


Figur 24. Vattenflöde vid dammen i Lilla Böslid 19920311 - 0416.

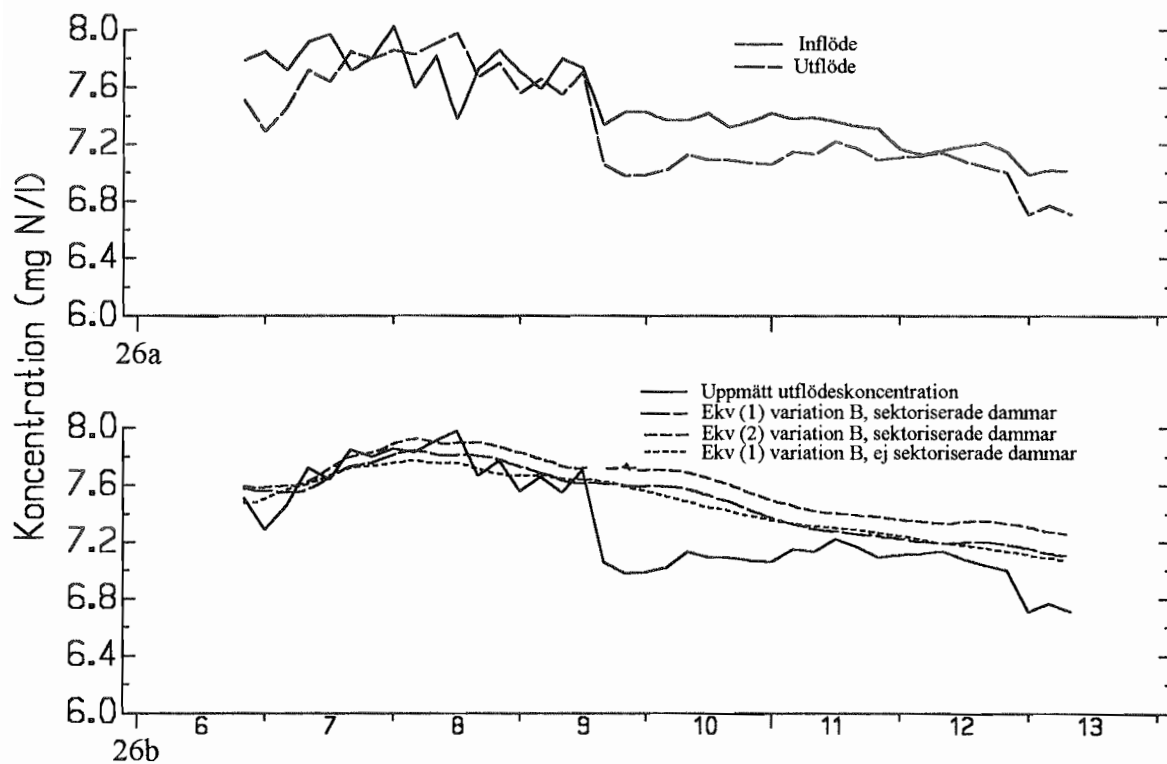
Även här ses att de simulerade koncentrationerna följer inflödets koncentration mer än den uppmätta utflödeskoncentrationen under högflöden (figur 25, 26). Under lågflöden kan man se de simulerade dammarnas tendens till att utjämna förändringar i inflödets koncentration. Någon tendens till att en sektorisering av dammarna skulle ge bättre resultat än en enkel omblandning i varje damm vid varje beräkningstillfälle kan inte ses under denna period. Den högsta beräknade denitrifikationen under denna period var 19,0 kg N (tabell 12).

Tabell 12. Retentioner av nitratkväve (kg N) i dammen vid Lilla Böslid, beräknade på mätningar och simuleringar. Simuleringsresultaten är indelade i respektive denitrifikationsfunktion och i sektoriserade resp. ej sektoriserade dammar.

| Tidsperiod | mätt | Sekt. ekv. 1A | Sekt. ekv. 1B | Sekt. ekv. 2A | Sekt. ekv. 2B | Ej Sekt. ekv. 1 A | Ej Sekt. ekv. 1 B | Ej Sekt. ekv. 2 A |
|-------------------|------|---------------|---------------|---------------|---------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| 19910507-19910603 | 29 | 20,3 | 22,2 | 7,9 | 8,8 | 18,6 | 20,3 | 7,3 |
| 19911107-19911205 | 30 | 23,9 | 21,1 | 8,3 | 7,3 | 23,6 | 20,8 | 8,0 |
| 19920312-19920413 | 30 | 19,0 | 15,0 | 6,7 | 5,3 | 18,7 | 14,7 | 5,2 |



Figur 25. Uppmätta nitratkoncentrationer i in- och utflöde (25a) samt mätta och simulerade nitratkoncentrationer (25b) vid dammen i Lilla Böslid under perioden 19920312 - 0402.



Figur 26. Uppmätta nitratkoncentrationer i in- och utflöde (26a) samt mätta och simulerade nitratkoncentrationer (26b) vid Dammen i Lilla Böslid under perioden 19920406-13.

Finns det någon anknytning mellan verklighet och modell?

Vid en jämförelse enligt ovan är det mycket som skall stämma. Provtagning och analys av in- och utloppsvatten ska ge sanna och representativa värden på nitrathalten. Detta är särskilt viktigt under perioder med högflöde, då in- och utloppskoncentrationerna ligger nära varandra. Detta kräver förstås en kontinuerlig provtagning tillsammans med förutsättningar för exakta analyser. Då detta i praktiken inte har varit möjligt är det svårt att med säkerhet kunna utvärdera resultaten under dessa perioder. Förekomsten av mystiska hack och ojämnheter i de uppmätta koncentrationskurvorna är dock liten, vilket tyder på relativt god tillförlitlighet hos dem.

Då denna version av modellen är en mycket förenklad beskrivning av en verklig damm kan det finnas många olika bidragande faktorer till att modellen inte skulle stämma med verkligheten. I exemplet med Bösliddammen beror avvikelserna hos modellens utkoncentrationer jämfört med de uppmätta på felaktigheter dels i modellens beskrivning av vattenbalans och omblandning, dels i modellens beskrivning av kväveretentionen.

I vattenbalansen tas endast hänsyn till ytvattenföringens storlek, under det att grundvattenflödet, avdunstningen och nederbörden över dammytan negligeras. Dessa termer kan komma att påverka koncentration, temperatur etc. i dammen.

Modellens omblandningsrutiner är en ju stark förenkling av verkligheten. Det är svårt att veta hur vattnet i detalj flödar genom dammen och vilka effekter olika flödesfördelningar har för denitrifikationen. Vid simuleringarna av Bösliddammen tycks sektoriseringen av de två dammarna vara ett lyckat drag under lågflöde. Under högflöden fanns en svag tendens till högre denitrifikation hos de sektoriserade dammarna, men skillnaden var dock så liten att inga slutsatser kunde dras om olikheterna mellan olika omblandningsrutiner. Vidare synes modellens resultat följa dynamiken i dammens koncentration rätt väl, även om avvikelserna vid flödestoppar samt en viss förskjutning i tiden under vissa perioder tyder på en annorlunda beskrivning av omblandningen. Eventuellt kan de fel som gjorts vid approximationerna av areavolymbeskrivningen, sambandet mellan vattenstånd och vattenflöde och även antagandet att inflöde = utflöde vara så stora att de kan förklara fasförskjutningarna. Dock kan ej de förändringar i den mätta utflödeskoncentrationen som inte finns i modellresultatet och som inte motsvaras av förändringar i inflödeskoncentrationen förklaras med detta. Det är också tveksamt om en perfekt beskrivning av flödes- och koncentrationsfördelningen hade kunnat eliminera alla dessa avvikelser från verkligheten. De torde snarare bero på en annan retention av nitratkvävet än den som modellens denitrifikationsfunktioner ger.

I Andersens artikel (1977), från vilken de båda denitrifikationsfunktionerna ekv. (1) och ekv. (2) är hämtade, jämfördes beräknade kväveförluster genom denitrifikation i två sjöar utgående från de erhållna laborationsresultaten med massbalansberäkningar baserade på tidigare fältnätningar. Det visade sig att massbalansberäkningarna gav ungefär dubbelt så stora årliga denitrifikationsförluster som de värden laborationsresultaten gav. En orsak till detta kan vara att vid tillfällena med hög syreförbrukning i sedimentet, lugnt väder och låg vattenströmning kan vissa partier av bottenvattnet bli anaerobt, vilket gynnar denitrifikationen väsentligt. En troligare förklaring ligger dock i att dessa laborationsexperiment är utförda med stillastående vatten, en betingelse som sällan råder i grunda sjöar. Huruvida detta kan appliceras på mindre dammar är osäkert men även vid små strömningar i bottenvattnet ökar diffusionen genom bottenytan märkbart (Jørgensen & Revsbech, 1985). Under högflöden och vid stor vindinducerad turbulens borde även ske en omrörning av sedimentytan och en direkt tillförsel av nitrat i sedimentet. Dessa effekter skulle då sammantaget kunna ge en högre denitrifikation än vad de i det här arbetet använda denitrifikationsfunktionerna anger. Vid jämförelsen med Bösliddammen gav de, på mätvärden baserade, uppskattningarna ca 50 % högre retention av nitratkväve än de högsta resultaten av modellens beräkningar, vilket kan bero på en underskattning av denitrifikationen genom att förbise dessa effekter. Möjligen kan också detta till en del förklara den dåliga

överensstämmelsen mellan modellens resultat och de som redovisats av Fleischer et al. (1989) (figur 12).

En stor lokal skillnad i denitrifikationspotential råder säkerligen också mellan olika ställen på botten. De punkter som har hög potential (høgt innehåll av lätt nedbrytbart organiskt material) förbrukar mer syre och har således även en större andel tillfällen med anaeroba förhållanden, vilket ytterligare gynnar dessa platser i fråga om denitrifikationskapacitet. Avvikelserna vid jämförelsen med Bösliddammen har förmodligen också till en del att göra med modellens ensartade botten kontra verklighetens differentierade utformning av densamma. På vilket sätt och i vilken utsträckning denna differens mellan olika platser i dammen påverkar totala mängden denitrifierat kväve är emellertid svårt att uttala sig om.

Då modellens reduktion av vattnets kväveinnehåll endast beskrivs som en av nitratkoncentrationen beroende denitrifikation i bottensedimentet, förbises övriga faktorer som kan påverka kvävebalansen i systemet. Dit hör:

- denitrifikation i växtsamhällen och i övriga vattenmassan,
- assimilation av nitrat och ammonium i växter och mikroorganismer,
- omvandling av nitrat till ammonium i stället för till ren kvävgas (sker främst vid låg redoxpotential och hög C/N kvot i det organiska substratet),
- sedimentation av partikelbundet kväve samt borttransport av dessa partiklar
- nedbrytning av organiskt material och nitrifikation,
- fixering av kvävgas hos vissa alger och bakterier.

Dessa faktorer kan, förutom att de påverkar totala kväveretentionen, också verka till en annan årstidsvariation i retentionsförmågan än den som föreslagits i det här arbetet. En kvalificerad gissning är att många av dessa faktorer spelar en större roll under den varma årstiden.

Vid jämförelsen med dammen i lilla Böslid tycks alltså modellen ge något för låg nitratkväveretention. En jämförelse med olika resultat från litteraturen är svår att göra, då skillnaderna i de biologiska miljöerna och övriga förutsättningar är avsevärda och några generella riktlinjer är svåra att hitta. Modellresultaten tycks dock kvalitativt stämma överens med vissa publicerade mätresultat, med starka samband mellan relativ reduktion och vattenföring (t.ex. Jansson et al. 1991) och en tendens till en mer konstant relativ reduktion vid långa uppehållstider (Jensen et al., 1990). Som en mall för dimensionering bör man vara mycket försiktig med användandet av denna modells resultat. Däremot bör man kunna använda dem som riktvärden för i vilken storleksordning en damms dimensioner behöver vara för att nå en viss kväveeliminering.

SAMMANFATTNING

Genom en enkel modellansats undersöktes hur kväveretention genom denitrifikation i dammar påverkas av dammarnas dimensioner. Indata till modellen utgjordes av mätserier från två sydsvenska lokaler. Mätserierna angav avrinningens storlek och nitratkvävehalten i det avrinnande vattnet. Dessa värden multiplicerades med en faktor så att de skulle motsvara ett 100 hektar stort tillrinningsområde.

Modellen utgick från en cirkulär, grund damm med flat botten. Beräkningarna skedde i diskreta tidssteg med dels en vattenvolymbalans, dels en nitratkvävebalans. Denitrifikationen skedde i bottensedimentet, där den antogs vara beroende av nitratkoncentrationen i dammen. Genom användandet av två olika denitrifikationsfunktioner (motsvarande en hög denitrifikationspotential respektive en låg denitrifikationspotential) med två olika årstidsvariationer vardera, beräknades

denitrifikationen på fyra olika sätt. Balansberäkningarna genomfördes på tre olika sätt, i tre olika versioner. I version I antogs total omblandning med samma förhållanden i hela dammen och utflödet skedde genom ett triangulärt vinkelöverfall. I versionerna II och III gjordes en indelning av dammen i åtta efter varandra följande delar, vilket gav en mer differentierad nitratkoncentration. I version II skedde utflödet enbart genom ett triangulärt vinkelöverfall. För att få en bättre dämpning av flödet tänktes utflödet i version III även ske genom ett utskov beläget nära dammens botten. Beräkningarna med dessa två versioner gjordes i jämförande syfte, dels med varje version för sig, dels med olika kombinationsvarianter av dem.

De ansatta ytareaorna för beräkningarna enligt version I var 0,25 , 0,6 , 1,1 och 2,2 hektar. Djupet valdes till 1 respektive 2 m. För de två andra versionerna gjordes beräkningar för dels relativt stora dammar med ytan 1,0 hektar och djupet 5 respektive 10 m, dels mindre dammar, lagda i grupper om fem stycken, med ytan 0,4 hektar för varje damm och djupet 2 m. Jämförande studier med dessa två versioner gjordes också med 5 seriellt lagda dammar med ytan 1,0 hektar för varje damm och djupen 2 och 5 m.

Nitratkoncentrationen i dammen och i dess utflöde bestämdes i hög grad av vattenflödets storlek. Vid lågflöden blev skillnaden stor mellan inflödets och utflödets nitratkoncentration medan skillnaden var mindre och stundvis obetydlig vid högflöden. Detta resulterade i att dammens relativa reduktion av de stora nitrattransporter som skedde vid högflöden var låg, även om den höga nitratkoncentration som då erhöles i dammen gav en högre denitrifikationsaktivitet än vid små flöden.

Absoluta mängden kväve som denitrifierades per år ökade med ökad årlig intransport av kväve, eftersom en hög medelhalt av nitrat då erhöles i dammen. Däremot sjönk den relativa reduktionen av kvävetransporten vid ökad årlig kvävetransport i samband med ökad vattenföring, eftersom uppehållstiden då blev för kort för att denitrifikationen skulle hinna påverka nitrathalten i någon större utsträckning. Ett gott samband mellan medeluppehållstiden och relativa reduktionen av kvävetransporten per år kunde ses vid jämförelse av dammar med samma djup.

Mängden kväve som denitrifierades ökade med ökad dammstorlek. Härvid konstaterades att dammens area har större betydelse än dess djup.

Vid jämförelsen mellan dammsystem med och utan bottenutskov sågs ingen avgörande skillnad i denitrifikationsresultat. I allmänhet denitrifierades mindre mängd kväve i den första dammen med bottenutskov, då denna tömdes i större utsträckning än en damm med enbart triangulöverfall, men samtidigt gav dess jämnare utflöde bättre förutsättningar för efterföljande dammar.

Vid användning av en modell enligt föreliggande typ för dimensionering bör man kunna använda sig av sambandet för varje dammdjup mellan medeluppehållstid och relativ kvävereduktion per år, med reservation för områden med avrinningsregimer och nitratkoncentrationsförhållanden som påtagligt avviker från de i de här använda mätserierna.

Jämförande simuleringar gjordes, där simulerade kväveretentioner i en dammanläggning i södra Halland jämfördes med verkliga mätningar. Den uppmätta retentionen låg omkring 50% högre än den som beräknats i modellen. Troligen är det också så att den totala kväveretentionen underskattas i modellen, då endast denitrifikationen är med i beräkningarna. Förmodligen är även denitrifikationen större än vad modellens resultat anger, särskilt vid tillfällen med stort vattenflöde då diffusionen av nitrat ner till botten torde öka. Sambandsmässigt tycks dock modellen stämma överens med vissa publicerade mätresultat.

REFERENSER

- Andersen, J.M. 1977. Rates of denitrification of undisturbed sediment from six lakes as a function of nitrate concentration, oxygen and temperature. *Arch. Hydrobiol.* 80:2. s. 147-159.
- Andersson, R. 1986. Förluster av kväve och fosfor från åkermark i Sverige. Omfattning, orsaker och förslag till åtgärder. Avhandling. SLU, Uppsala.
- Blaisdeli, F.W. 1939. Discharge of v-notch weirs at low heads. *Civil Engineering* 9:8. s. 495-496.
- Fleischer, S., Andréasson, I-M., Holmgren, G., Joelsson, A., Kindt, T., Rydberg, L. & Stibe, L. 1989. Markanvändning - Vattenkvalitet. En studie i Laholmsbuktens till- rinningsområde. Länsstyrelsen i Hallands län. Meddelande 1989:10. Halmstad.
- Gustafson, A., Gustavsson, A.S. & Torstensson, G. 1984. Intensitet och varaktighet hos avrinning från åkermark. *Ekohydrologi* 16. Avdelningen för vattenvård, SLU, Uppsala.
- Jansson, M., Leonardsson, L. & Henriksson, J. 1991. Kväveretention och denitrifikation i jordbrukslandskapets rinnande vatten. SNV Rapport 3901.
- Jensen, J.P., Kristensen, P. & Jeppesen, E. 1990. Relationships between nitrogen loading and in-lake nitrogen concentrations in shallow Danish lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24. s. 201-204.
- Joelsson, A. 1977. Metoder för bestämning av nitrattransporten från åkermark. *Vattenvård* Nr 19. Avdelningen för vattenvård, SLU, Uppsala.
- Jørgensen, B.B. & Revsbech, N.P. 1985. Diffusive boundary layers and the oxygen uptake of sediments and detritus. *Limnol. Oceanogr.* 30. s. 111-122.
- Leonardsson, L. 1990. Anläggning och restaurering av våtmarker. I: *Miljön i västra Skåne. Underlagsmaterial mark och vattendrag.* Miljödepartementet, SOU 1990:95. s. 173-229. Allmänna förlaget, Stockholm.
- Lindkvist, H. 1992. Kväve-, fosfor- och partikelfångande egenskaper hos en halländsk damm under ett höstflöde. *Seminarier och examensarbeten* Nr 16. Avdelningen för vattenvårdslära, SLU, Uppsala.
- Lindkvist, H. 1992p. Muntligt meddelande. Avdelningen för vattenvårdslära, SLU, Uppsala.
- Lindkvist, H. & Håkansson, Å. 1993. Kväve-, fosfor- och partikelfångande egenskaper hos en halländsk damm under ett vårflöde. *Seminarier och examensarbeten* Nr 21. Avdelningen för vattenvårdslära, SLU, Uppsala.
- Löfgren, S. & Olsson, H. 1990 a. Tillförsel av kväve och fosfor till vattendrag i Sveriges inland. SNV Rapport 3692.
- Löfgren, S. & Olsson, H. 1990 b. Tillförsel av kväve och fosfor till havet. SNV Rapport 3693.
- Messer, J. & Brezonik, P.L. 1984. Laboratory evaluation of kinetic parameters for lake sediment denitrification models. *Ecol. Model.* 21. s. 277-286.

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

Stibe, L. 1991. Våtmarker som kvävefälla - mot en planeringsmodell för restaurering av våtmarker. *Vatten* 47. s. 286-290.

Wennberg, K. 1991. Våtmark som kvävefälla: En studie av en nyanlagd våtmark i Halland. Seminarier och examensarbeten Nr 14. Avdelningen för vattenvårdslära, SLU, Uppsala.

Denna serie efterträder den åren 1970-1977 utgivna serien Vattenvård. Här publiceras forsknings- och försöksresultat från avdelningen för vattenvårdslära vid institutionen för markvetenskap Sveriges lantbruksuniversitet. Serien vattenvård redovisas i Ekohydrologi nr 1-6. Tidigare nummer i serien Ekohydrologi redovisas nedan. Alla kan i mån av tillgång anskaffas från avdelningen för vattenvård (adress på omslagets baksida).

This series is successor to Vattenvård Published in 1970-1977. Here you will find research reports from the Division of Water Quality Management at the University of Agricultural Sciences. The Vattenvård series is listed in Ekohydrologi 1-6. You will find earlier issues of Ekohydrologi listed below. Issues still in stock can be acquired from the Division of Water Quality Management (adress, see the back page)

| Nr | År | Författare och titel. Author and title. |
|----|------|---|
| 1 | 1978 | Nils Brink, Arne Gustafson och Gösta Persson. Förluster av växtnäring från åker. <i>Losses of nutrients from arable land.</i> |
| 2 | 1978 | Nils Brink och Arne Joelsson. Stallgödsel på villovägar. <i>Manure gone astray.</i> Lars Lingsten och Nils Brink. Åkergödslingens inverkan på miljön i en bäck. <i>The effect of agricultural manuring on the environment in a brook.</i> Nils Brink. Kväveutlakning från odlingsmark. <i>Nitrogen leaching from arable land.</i> |
| 3 | 1979 | Sven-Åke Heinemo och Nils Brink. Utlakning ur kompost av sopor och slam. <i>Leachate from compost of refuse and sludge.</i> Nils Brink. Self-Purification studies of silage juice. Arne Gustafson och Mats Hansson. Växtnäringsförluster på Kristianstadsslätten. <i>Loss of nutrients on the Kristianstad plain.</i> Per-Gunnar Sundqvist och Nils Brink. En gödselstad förorenar dricksvatten. <i>Pollution of the groundwater by a dung yard.</i> |
| 4 | 1979 | Nils Brink. Vattnet är det yppersta. Arne Gustafson och Börje Lindén. Kvävebehovet för 1979. Nils Brink, Arne Gustafson och Gösta Persson. Förluster av kväve, fosfor och kalium från åker. <i>Losses of nitrogen, phosphorus and potassium from arable land.</i> |
| 5 | 1979 | Gunnar Fryk och Sven-Åke Heinemo. Självrening av lakvatten från kompost på sand och mo. <i>Self-purification of leachate from compost on sand and fine sand.</i> Nils Brink. Växtnäringsförluster från skogsmark. <i>Losses of nutrients from forests.</i> Nils Brink. Utlakning av kväve från agroecosystem. <i>Leaching of nitrogen from agro-ecosystems.</i> Nils Brink. Ytvatten, grundvatten och vattenförsörjning. |
| 6 | 1980 | Arne Gustafson och Mats Hansson. Växtnäringsförluster i Skåne och Halland. <i>Losses of Nutrients in Skåne and Halland.</i> Nils Brink, Sven L. Jansson och Staffan Steineck. Utlakning efter spridning av potatisfruktsaft. <i>Leaching after spreading of potato juice.</i> Nils Brink och Arne Gustafson. Att spå om gödselkväve. <i>Forecasting the need of fertilizer nitrogen.</i> Arne Gustafson och Börje Lindén. Lantbruksuniversitetet satsar på exaktare kvävegödsling. |
| 7 | 1980 | Nils Brink och Börje Lindén. Vart tar handelsgödselkvävet vägen. <i>Where does the commercial fertilizer go.</i> Barbro Ulén och Nils Brink. Omgivningens betydelse för primärproduktionen i Vadsbrosjön. <i>The importance of the environment for the primary production in lake Vadsbrojön.</i> Arne Gustafson. Jordbruket och grundvattnet. Nils Brink. Utlakning av växtnäring från åkermark. Nils Brink. Vart tar gödseln vägen. |
| 8 | 1981 | Nils Brink. Försumning av grundvatten på åker. <i>Acidification of groundwater on arable land.</i> Rikard Jemlås och Per Klingspor. TCA-utlakning från åker. <i>Leaching of TCA from arable land.</i> Arne Joelsson. Ytavspolning av fosfor från åkermark. <i>Storm washing of phosphorus from arable land.</i> Arne Gustafson, Sven-Olof Ryding och Barbro Ulén. Kontroll av växtnäringsläckage från åker och skog. <i>Control of losses of nutrients from arable land and forest.</i> |
| 9 | 1981 | Barbro Ulén och Nils Brink. Miljöeffekter av ureaspridning och glykolanvändning på en flygplats. <i>Environmental effects of spreading of urea and use of glycol at an airport.</i> Gunnar Fryk. Utlakning från upplag av malda sopor. <i>Leachate from piles of shredded refuse.</i> |
| 10 | | Arne Gustafson och Arne S. Gustavsson. Växtnäringsförluster i Västergötland och Östergötland. <i>Losses of nutrients in Västergötland and Östergötland.</i> Barbro Ulén. Växtnäringsförluster från åker och skog i Södermanland. <i>Losses of nutrients from arable land and forests in Södermanland.</i> Arne S. Gustavsson och Barbro Ulén. Nitrat, nitrit och pH i dricksvatten i Västergötland, Östergötland och Södermanland. <i>Nitrate, nitrite and pH in drinking water in Västergötland, Östergötland and Södermanland.</i> Lennart Mattsson och Nils Brink. Gödslingsprognoser för kväve. <i>Fertilizer forecasts.</i> |
| 11 | 1982 | Barbro Ulén. Vadsbrosjöns närsaltbelastning och trofinivå. <i>The nutrient load and trophic level of lake Vadsbrojön.</i> Arne Andersson och Arne Gustafson. Metallhalter i dräneringsvatten från odlad mark. <i>Metal contents in drainage water from cultivated soils.</i> |

- | Nr | År | Författare och titel. <i>Author and title.</i> |
|------------|------|--|
| 11, forts. | | Arne Gustafson. Växtnäringsförluster från åkermark i Sverige. Barbro Ulén. Erosion av fosfor från åker. <i>Erosion of phosphorus from arable land.</i> Rikard Jemlås. Kväeutlakningens förändring vid reducerad gödsling. |
| 12 | 1982 | Nils Brink och Rikard Jemlås. Utlakning vid spridning höst och vår av flytgödsel. <i>Leaching after spreading of liquid manure in autumn and spring.</i> Gunnar Fryk och Thord Ohlsson. Infiltration av lakvatten från malda sopor. <i>Leachate migration through soils.</i> Nils Brink. Measurement of mass transport from arable land in Sweden. Arne Gustafson. Leaching of nitrate from arable land in Sweden. |
| 13 | 1983 | Nils Brink, Arne S. Gustavsson och Barbro Ulén. Yttransport av växtnäring från stallgödslad åker. <i>Surface transport of plant nutrients from field spread with manure.</i> Rikard Jemlås. TCA-utlakning på lerjord. <i>Leaching of TCA on a clay soil.</i> Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Växtnäringsförluster vid Öjebyn. <i>Losses of nutrients at Öjebyn.</i> Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Växtnäringsförluster vid Röbbäcksdalen. <i>Losses of nutrients at Röbbäcksdalen.</i> Rikard Jemlås och Per Klingspor. Nitratutlakning och bevattning. <i>Drainage losses of nitrate and irrigation.</i> |
| 14 | 1983 | Arne Gustafson, Lars Bergström, Tomas Rydberg och Gunnar Torstensson. Kvävemineralisering vid plöjningsfri odling. <i>Nitrogen mineralization in connection with non-ploughing practices.</i> Rikard Jemlås. Rörlighet och nedbrytning av fenvalerat i lerjord. <i>Decomposition and mobility of fenvalerate in a clay soil.</i> Nils Brink. Jordprov på hösten eller våren för N-prognoser. <i>Soil sampling for nitrogen forecasts.</i> Nils Brink. Närsalter och organiska ämnen från åker och skog. <i>Nutrients and organic matters from farmland and forest.</i> Nils Brink. Gödselanvändningens miljöproblem. |
| 15 | 1984 | Nils Brink, Arne S. Gustavsson och Barbro Ulén. Växtnäringsförluster runt Ringsjön. <i>Nutrient losses in the Ringsjö area.</i> Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Fånggröda efter korn. <i>Catch crop after barley.</i> Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Växtnäringsförluster från åker i Nybroåns avrinningsområde. <i>Losses of nutrients from arable land in the Nybroån river basin.</i> Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Växtnäringsförluster i Vagle. <i>Losses of nutrients at Vagle.</i> Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Växtnäringsförluster i Offer. <i>Losses of nutrients at Offer.</i> |
| 16 | | Arne Gustafson, Arne S. Gustavsson och Gunnar Torstensson. Intensitet och varaktighet hos avrinning från åkermark. <i>Intensity and duration of drainage discharge from arable land.</i> |
| 17 | 1984 | Jenny Kreuger och Nils Brink. Fånggröda och delad giva vid potatisodling. <i>Catch crop and divided N-fertilizing when growing potatoes.</i> Nils Brink och Arne Gustavsson. Förluster av växtnäring från sandjord. <i>Losses of nutrients from sandy soils.</i> Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Växtnäringsförluster i Boda. <i>Losses of nutrients at Boda.</i> Nils Brink. Vattenföroreningar från tippen i Erstorp - ett rättsfall. |
| 18 | 1984 | Barbro Ulén. Påverkan på yt- och dränerings- och grundvatten vid Ekenäs. <i>Influence on surface water, drainage water and groundwater at Ekenäs.</i> Barbro Ulén. Nitrogen and Phosphorus to surface water from crop residues. |
| 19 | 1985 | Arne Gustavsson och Nils Brink. Förluster av kväve och fosfor runt Ringsjön. <i>Losses of nitrogen and phosphorus in the Ringsjö area.</i> Nils Brink och Kjell Ivarsson. Förluster av växtnäring från lerjordar i Skåne. <i>Losses of nutrients from clay soils in Skåne.</i> Arne Gustavsson, Berit Tomassen och Börje Wiksten. Växtnäringsförluster från åker på Uppsalaslätten. <i>Nutrient losses from arable land in the region of Uppsala.</i> Christina Lindgren, Margaretha Wahlberg och Arne Gustavsson. Dricksvattenkvalitet i Uppsala regionen. <i>Drinking water quality in the region of Uppsala.</i> Jenny Kreuger. Rörlighet hos MCPA och Diklorprop. <i>Mobility of MCPA and dichlorprop.</i> Barbro Ulén. Ytavrinningsförluster av cyanazin. <i>Losses with surface run-off of cyanazine.</i> |
| 20 | 1985 | Jenny Kreuger. Rörlighet hos MCPA och diklorprop på sandjord. <i>Mobility of MCPA and dichlorprop in a sandy soil.</i> Kjell Ivarsson och Nils Brink. Utlakning från en grovmjord i Halland. <i>Losses of nutrients from a sandy soil in Halland.</i> Barbro Ulén. Åkermarkens erosion. <i>Erosion of phosphorus from arable Land.</i> Arne S. Gustavsson. Förluster av kväve och fosfor runt Ringsjön. Arne Gustafson. Växtnäringsläckage och motåtgärder Nils Brink. Bekämpningsmedel i åar och grundvatten. |

- | Nr | År | Författare och titel. <i>Author and title.</i> |
|----|------|--|
| 21 | 1986 | Birgit Loeper. Toxicitetstest för pesticider med protozoer. <i>Toxicity test for pesticides using protozoa.</i> Nils Brink, Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Odlingsåtgärders inverkan på kvalitet hos yt- och grundvatten. Barbro Ulén. Lakning av fosfor ur jordar. <i>Leaching of phosphorus from soils.</i> Nils Brink och Gunnar Torstensson. Vådan av proteingödsling. Värdera miljön. <i>Risk of fertilizing for increased protein. Evaluate the environment.</i> Jenny Kreuger. Bekämpningsmedel. Utlakning från åkermark. |
| 22 | 1987 | Arne Gustafson. Water Discharge and Leaching of Nitrate. |
| 23 | 1987 | Lars Bergström. Transport and Transformations of Nitrogen in an Arable Soil |
| 24 | 1987 | Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Fånggröda efter skörd. <i>Catch crop after harvest.</i> Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Läckage av växtnäring från åker i Nybroåns vattensystem. <i>Leaching of nutrients from arable land in the Nybroån river basin</i> Solweig Ellström och Nils Brink. Stallgödsblad och konstgödsblad åker läcker växtnäring. <i>Fields spread with manure and fertilizer leach plant nutrients.</i> Nils Brink. Kväveläckage vid försök med nitrifikationshämmare. Nils Brink. Kväve och fosfor från stallgödsblad åker. Nils Brink. Kväve och fosfor från konstgödsblad åker. |
| 25 | 1987 | Nils Brink och Klaas van der Meulen. Losses of Phosphorus and Nitrogen to Lake Ringsjön. Nils Brink. <i>Regional vattenundersökning söder och öster om Ringsjön. Water nutrient status to the south and east of Lake Ringsjön.</i> Petra Fagerholm. Vattenkvalitet och jordbruksdrift inom Ringsjöområdet. <i>Water Quality and agriculture in the area of Lake Ringsjön.</i> Nils Brink. Nitrifikationshämmare eller svält mot kväveläckage. <i>Nitrification inhibitors or starvation against nitrogen losses.</i> Nils Brink, Jenny Kreuger och Gunnar Torstensson. Näringsflöden från åkermark. <i>Nutrient fluxes from arable land.</i> |
| 26 | 1988 | Arne Andersson och Arne Gustafson. Deposition av spårelement med nederbörden. <i>Bulk deposition of trace elements in precipitation.</i> Arne Andersson, Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Utlakning av spårelement från odlad jord. <i>Removal of trace elements from arable land by leaching.</i> Barbro Ulén. Fosforerosion vid vallodling och skyddszon med gräs. <i>Phosphorus erosion under ley cropping and a grass protective zone.</i> |
| 27 | 1990 | Lisbet Lewan. Insådd fånggröda: Effekter på utlakning av växtnäringssämnen. <i>Undersown Catch Crop - Effects on leaching of plant nutrients.</i> Lisbet Lewan och Holger Johnsson. Insådd fånggröda: Effekter på utlakning av kväve. <i>Undersown catch crops - effects on leaching of nitrogen.</i> Solweig Wall Ellström. Avrinning och växtnäring förluster från JRK:s stationsnät på åkermark. <i>Discharge and nutrient losses from arable land.</i> |
| 28 | 1992 | Gunnar Torstensson, Arne Gustafson, Börje Lindén, och Gustav Skyggesson. Mineralkvävedynamik och växt näringsutlakning på en grovmjord med handels- och stallgödsblade odlingsystem i södra Halland. <i>Mineral nitrogen dynamics and nutrient leaching in a sandy soil in southern Halland with cropping systems fertilized with commercial fertilizers and manure.</i> |
| 29 | 1992 | Barbro Ulén. Närsaltsförluster från mindre avrinningsområden inom jordbrukets recipientkontroll i Sverige. <i>Nutrient losses from small catchment areas in the recipient control of agriculture in Sweden.</i> Markus Hoffman. Avrinning och växtnäring förluster från JRK:s stationsnät agrohydrologiska året 90/91 samt långtidsöversikt för 1977/90. <i>Discharge and nutrient losses from arable land in 1990/91 and review of the years 1977/90</i> Markus Hoffman. Odlingsåtgärder och vattenkvalitet - en studie på sju fält i Malmöhus län. <i>Cultivation practices and water quality - a study on seven fields in Malmöhus county.</i> |
| 30 | 1993 | Börje Lindén, Arne Gustafson, Gunnar Torstensson och Erik Ekre. Mineralkvävedynamik och växtnäring utlakning på en grovmjord i södra Halland med handels- och stallgödsblade odlingsystem. <i>Mineral nitrogen dynamics and nutrient leaching in a sandy soil in southern Halland with cropping systems fertilized with commercial fertilizers and manure, and with or without ryegrass catchcrop.</i> |
| 31 | 1993 | Gunnar Torstensson, Arne Gustafson och Börje Lindén. Kväveutlakning på sandjord - motåtgärder med ny odlings teknik. <i>Leaching of nitrogen from sandy soil - counter measures with new technique.</i> |
| 32 | 1993 | Markus Hoffman och Solweig Wall Ellström. Avrinning och växtnäring förluster från JRK:s stationsnät för agrohydrologiska året 1991/92 samt långtidsöversikt. <i>Discharge and nutrient losses from arable land in 1991/92 and a long term review.</i> |
| 33 | 1993 | Börje Lindén, Helena Aronsson, Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Fånggrödor, direktsådd och delad kvävegivastudier av kväveverkan och utlakning i olika odlingsystem i ett lerjordsförsök i Västergötland. <i>Catch crops, direct drilling and split nitrogen fertilization - studies of nitrogen turnover and leaching in crop production systems on a clay soil in Västergötland.</i> |
| 34 | 1993 | Gunnar Torstensson, Arne Gustafson, Helena Aronsson och Artur Granstedt. Ekologisk odling - utlakningsrisker och kväveomsättning. <i>Ecological Agriculture - Leaching risks and Nitrogen Turnover. Ecological agriculture - leaching risks and nitrogen turnover.</i> |

