

# NPo-forskning fra Miljøstyrelsen

Samlerapport

## Kvælstof og fosfor i jord og vand



Miljøministeriet **Miljøstyrelsen**



**NPo-forskning fra Miljøstyrelsen  
Samlerapport**

**1991**

# **Kvælstof og fosfor i jord og vand**

**Transport, omsætning og effekt**

Mogens Dyhr-Nielsen, Ejvind Hansen,  
Vibeke Holter, Karin Krag-Andersen,  
Miljøstyrelsen  
Peter Gravesen,  
Danmarks Geologiske Undersøgelse  
Torben Moth Iversen,  
Danmarks Miljøundersøgelser

MILJØSTYRELSEN  
BIBLIOTEK  
STRANDGADE 56  
1401 KØBENHAVN K.

**Miljøministeriet  
Miljøstyrelsen**



# Indhold

|           |                                                                        |             |           |
|-----------|------------------------------------------------------------------------|-------------|-----------|
|           | <b>Forord</b>                                                          | <b>side</b> | <b>7</b>  |
| <b>1.</b> | <b>Indledning</b>                                                      |             | <b>12</b> |
| 1.1       | Kvælstofomsætning og transport                                         |             | 12        |
| 1.2       | Fosforomsætning og transport                                           |             | 13        |
| 1.3       | NPo-programmets faglige emneområder og struktur                        |             | 14        |
| 1.4       | Forsøgslokaliteter                                                     |             | 16        |
| 1.5       | Klimaforhold i undersøgelsesperioden                                   |             | 19        |
| <b>2.</b> | <b>Sammenfatning</b>                                                   |             | <b>22</b> |
| 2.1       | Kvælstof, transport og omsætning                                       |             | 22        |
| 2.2       | Fosfor, transport og omsætning                                         |             | 24        |
| 2.3       | Behov for yderligere undersøgelser                                     |             | 25        |
| <b>3.</b> | <b>Tilførsel, omsætning og tab af næringsstoffer fra landbrugsjord</b> |             | <b>27</b> |
| 3.1       | Indledning                                                             |             | 27        |
| 3.2       | Gødskningspraksis og håndtering af husdyrgødning i dansk landbrug      |             | 27        |
| 3.2.1     | <i>N-mængder i husdyrgødning</i>                                       |             | 28        |
| 3.2.2     | <i>Opbevaring og udbringning af husdyrgødning</i>                      |             | 29        |
| 3.2.3     | <i>Gødningstilførsel til afgrøder</i>                                  |             | 32        |
| 3.3       | Ammoniakfordampning                                                    |             | 34        |
| 3.3.1     | <i>Ammoniakfordampning fra stalde og lagre</i>                         |             | 35        |
| 3.3.2     | <i>Ammoniakfordampning fra gødning under og efter udbringning</i>      |             | 36        |
| 3.3.3     | <i>Ammoniakfordampning fra planter</i>                                 |             | 40        |
| 3.4       | Næringsstofftilførsel fra atmosfæren                                   |             | 40        |
| 3.4.1     | <i>Tilførsel med nedbør (vådafsætning)</i>                             |             | 41        |
| 3.4.2     | <i>Tørafsetning af kvælstofforbindelser</i>                            |             | 41        |
| 3.4.3     | <i>Modelberegninger af kvælstofafsetningen</i>                         |             | 42        |
| 3.5       | Omsætning af kvælstof i jorden                                         |             | 45        |
| 3.5.1     | <i>N-mineralisering</i>                                                |             | 46        |
| 3.5.2     | <i>Ændringer i N-puljen i jorden</i>                                   |             | 49        |
| 3.5.3     | <i>Denitrifikation i rodzonen</i>                                      |             | 51        |

|           |                                                                         |           |
|-----------|-------------------------------------------------------------------------|-----------|
| 3.6       | Kvælstofudvaskning fra rodzonen                                         | 53        |
| 3.6.1     | Undersøgelser på forsøgsmarker                                          | 54        |
| 3.6.2     | Undersøgelser på naturarealer og i praktisk landbrug                    | 56        |
| 3.6.3     | Modelberegninger                                                        | 57        |
| 3.6.4     | Naturgivne faktorerers indflydelse på udvaskningen                      | 58        |
| 3.6.5     | Dyrkningsmæssige faktorerers indflydelse på N-udvaskningen              | 60        |
| 3.6.6     | Muligheder for begrænsning af udvaskningen                              | 63        |
| 3.7       | Fosfor og organisk stof                                                 | 63        |
| 3.7.1     | Fosfor på landbrugsjord                                                 | 64        |
| 3.7.2     | Fosfortilførsel til vandmiljøet                                         | 65        |
| 3.8       | Sammenfatning                                                           | 68        |
| <b>4.</b> | <b>Belastning, omsætning og transport af næringssalte i grundvandet</b> | <b>72</b> |
| 4.1       | Indledning                                                              | 72        |
| 4.2       | Kvælstofudvaskning og nitratindhold i det ned-sivende vand              | 73        |
| 4.3       | Transport og omsætning af nitrat i sandjordsområder                     | 75        |
| 4.3.1     | Grundvandets strømningsforhold                                          | 75        |
| 4.3.2     | NPo-undersøgelser ved Rabis Bæk og i Vestjylland                        | 77        |
| 4.3.3     | Nitratreduktionsprocesser og reduktionskapacitet                        | 80        |
| 4.3.4     | Nitratgrænsens beliggenhed i grundvandsmagasinerne                      | 82        |
| 4.3.5     | Afstrømning til vandløb i sandjordsområder                              | 83        |
| 4.3.6     | Modelstudier i Karup Å og Rabis Bæk                                     | 85        |
| 4.4       | Transport og omsætning af nitrat i lerjordsområder                      | 88        |
| 4.4.1     | Grundvandets strømningsforhold                                          | 88        |
| 4.4.2     | NPo-undersøgelser ved Langvad Å og i Sydsjælland                        | 88        |
| 4.4.3     | Nitratreduktionsprocesser og reduktionskapacitet                        | 89        |
| 4.4.4     | Nitratgrænsens beliggenhed i grundvandsreservoirerne                    | 92        |
| 4.4.5     | Kvælstoftilførsel til vandløbene i lerjordsområder                      | 93        |
| 4.4.6     | Modelstudier i Syv Bæk og Langvad Å                                     | 94        |
| 4.5       | Transport og omsætning af fosfor i sand og lerjordsområder              | 96        |
| 4.6       | Regionale kortlægninger                                                 | 97        |
| 4.6.1     | Sårbarhedskortlægning af jordlagenes potentiale for nitratreduktion     | 97        |

|           |                                                                              |            |
|-----------|------------------------------------------------------------------------------|------------|
| 4.6.2     | Kortlægning af nitrat og fosfor i grundvand                                  | 98         |
| 4.7       | Regional fordeling af reservoirtyper og nitratforurening                     | 99         |
| 4.7.1     | <i>Sandede bakkeøer og hedesletter</i>                                       | 101        |
| 4.7.2     | <i>Lerjordsområder</i>                                                       | 102        |
| 4.7.3     | <i>Andre områder</i>                                                         | 104        |
| 4.8       | Sammenfatning                                                                | 105        |
| <b>5.</b> | <b>Transport, omsætning og effekter af kvælstof og fosfor i vådområderne</b> | <b>109</b> |
| 5.1       | Indledning                                                                   | 109        |
| 5.2       | Biologisk struktur i små vandløb. Reguleringsmekanismer og modeller          | 110        |
| 5.2.1     | Grøde i vandløb                                                              | 111        |
| 5.2.2     | Bundlevende alger i vandløb                                                  | 113        |
| 5.3       | Fosfor i lavvandede søer                                                     | 116        |
| 5.3.1     | <i>Sammenhænge mellem fosforbelastning og fosforkoncentration</i>            | 118        |
| 5.3.2     | <i>Sammenhænge mellem fosforkoncentration og miljøtilstand</i>               | 118        |
| 5.3.3     | <i>Styrende faktorer for intern fosforbelastning</i>                         | 121        |
| 5.3.4     | <i>Søernes reaktion på nedsat fosforbelastning</i>                           | 125        |
| 5.4       | Kvælstoffjernelse i vådområder                                               | 125        |
| 5.4.1     | <i>Kvælstoffjernelse på lavbundsarealer</i>                                  | 127        |
| 5.4.2     | <i>Denitrifikation i vandløb</i>                                             | 128        |
| 5.4.3     | <i>Kvælstofomsætning og tab i søer</i>                                       | 129        |
| 5.4.4     | <i>Kvælstoffjernelse i kystnære områder</i>                                  | 133        |
| 5.4.5     | <i>Kvælstoffjernelse i forskellige systemer</i>                              | 133        |
| 5.5       | Næringsstofferne betydning i det marine miljø                                | 134        |
| 5.5.1     | <i>Er kvælstof eller fosfor vigtigst?</i>                                    | 135        |
| 5.5.2     | <i>Effekt af næringsstofbelastning i lavvandede områder</i>                  | 137        |
| 5.5.3     | <i>Den biologiske strukturs betydning</i>                                    | 139        |
| 5.5.4     | <i>Omsætning af næringsstoffer i de frie vandmasser</i>                      | 141        |
| 5.6       | Sammenfatning                                                                | 142        |
| <b>6.</b> | <b>Referenceliste</b>                                                        | <b>146</b> |
| 6.1       | Liste over NPo-forskningsrapporterne                                         | 146        |
| 6.2       | Øvrige referencer                                                            | 151        |





# Forord

Udledning af næringsstofferne kvælstof og fosfor fra byer, industri og landbrug frembyder en forureningsfare for omgivelserne, idet forhøjede næringsstofniveauer giver anledning til en uønsket udvikling i omgivelsernes dyre- og planteliv, samt forringelse af kvaliteten af vort drikkevand.

Tab fra landbrugsdriften udgør hovedkilden til kvælstofudledningerne. Derfor vedtog Folketinget den 31.maj 1985 "Beslutning om nedbringelse af forureningen med næringssalte og organisk stof", der især retter sig mod en reduktion af tabene fra håndtering af husdyrgødning.

Det blev samtidig erkendt, at videngrundlaget ikke var tilstrækkeligt til at lave detaljerede planer og til at vurdere deres effekt. Derfor blev det bestemt, at der skulle iværksættes et forskningsprogram indenfor 9 indsatsområder, jfr. tabel 1.

Miljøstyrelsen fik ansvaret for programmets gennemførelse og indkaldte derfor i sommeren 1985 forslag til projekter fra danske forskningsinstitutioner. Der indkom forslag til en beløbsramme på ca 130 millioner kr, og på grundlag af forslagene udarbejdede Miljøstyrelsen et rammeprogram indenfor en beløbsramme på 50-62 millioner kr (Miljøstyrelsens Center for Jordøkologi, 1985). Den overordnede styring og prioritering af projekterne foresloges varetaget af en styringsgruppe, bistået af et sekretariat, og med reference til Miljøstyrelsen.

Folketinget afsatte i efteråret 1985 50 millioner kr for perioden 1986-90 til programmet. I almindelig tale fik forskningspakken navnet NPo-forsknings programmet, hvor N står for kvælstof, P for fosfor og o for organisk stof. Forskningsprogrammet iværksættes i foråret 1986.

**Tabel 1.** De 9 indsatsområder i NPo-forskningsprogrammet.

- 
- 1) Forskellige kulturtekniske foranstaltningers indflydelse på næringsstoffabet, herunder betydningen af gødskning (type, mængde, udbringningstidspunkt og -måde), afgrødevalg, efterafgrøder, halmnedmuldning og jordbehandling.
  - 2) Undergrundens evne til at fjerne nitrat og forskellige grundvandsmagasiners følsomhed for et givet kvælstofab.
  - 3) Jorderosionens bidrag til belastningen af overfladevand med fosfor undersøges.
  - 4) Næringsstoffertilførsels betydning for eutrofieringen af søer, vandløb, kystnære områder og hav.
  - 5) Effekten af gødnings- og dyrkningsfrie zoner langs vandløb.
  - 6) Muligheden for begrænsning af ammoniakfordampningen fra stalde, gødningsoplag og gødningsudbringning undersøges.
  - 7) De miljø- og landbrugsmæssige aspekter i anvendelsen af husdyrgødning til energifremstilling belyses nærmere.
  - 8) Begrebet marginaljord, set i økonomisk og økologisk perspektiv.
  - 9) Strukturudviklingen i landbruget og dens betydning for miljøets næringsstofbelastning.
- 

Forskningsprogrammet iværksattes med nedsættelse af styringsgruppen og tre koordinationsgrupper.

*Styringsgruppens medlemmer var:*

Jørgen Henningsen, Miljøstyrelsen, formand, indtil nov. 1986.  
Hans Henrik Christensen, Miljøstyrelsen, formand fra nov. 1986.

Ib Skovgård, Landbrugsministeriets Rådgivende Forskningsudvalg.

Arent B. Josefsen, Statens Planteavlsforsøg.

Kaj Sand Jensen, Københavns Universitet, indtil juli 1987.

Morten Søndergård, Københavns Universitet, fra juli 1987.

Brian Dennis, Landbohøjskolen, indtil maj 1989.

Gunnar Gissel Nielsen, Forskningscenter RISØ, fra maj 1989.

Leo Larsen, Akademiet for Tekniske Videnskaber.

Ole Berthelsen, Vandrådet, indtil dec. 1987.

Erling Rørdam, Vandrådet, dec. 1987-jan. 1989.

Vibeke Vinten, Vandrådet, fra jan. 1989.

Mogens Bahn, Miljøstyrelsen, indtil juli 1989.  
Ejvind Hansen, Koordinationsgruppe A.  
Erik Stenestad, Koordinationsgruppe B.  
Carsten Hunding, Koordinationsgruppe C, indtil august 1989.  
Torben Moth Iversen, Koordinationsgruppe C, fra august 1989.

Styringsgruppen nedsatte 3 koordinationsgrupper med repræsentanter indenfor fagområderne jordbrug, grundvand og overfladevand til at sikre den faglige kvalitet og koordination imellem projekterne indenfor indsatsområderne 1-8.

Styringsgruppen varetog selv indsatsområde 9.

*Koordinationsgruppe A* har varetaget indsatsen i projekter indenfor de landbrugsrelaterede indsatsområder 1, 6, 7 og 8.

*Koordinationsgruppens medlemmer var:*

Ejvind Hansen, Danmarks Miljøundersøgelser, formand.  
Søren A. Mikkelsen, Statens Planteavlsforsøg.  
Henry Jensen, Landbohøjskolen.  
Gunner Kjer Hansen, Landbohøjskolen, indtil juni 1987.  
Henrik Breuning Madsen, Københavns Universitet.  
Svend Elsnab Olesen, Det danske Hedeselskab.  
Herluf Nielsen, Danmarks Miljøundersøgelser, fra nov. 1989.  
Gunver Bennekou, Miljøstyrelsen, til jan. 1988.  
Bente Nielsen, Miljøstyrelsen, jan. 1988-marts 1990.  
Torben A. Bonde, Miljøstyrelsen, fra marts 1990.

*Koordinationsgruppe B* har varetaget indsatsen i projekter indenfor grundvand, indsatsområde 2.

*Koordinationsgruppens medlemmer var:*

Erik Stenestad, Danmarks Geologiske Undersøgelse, formand.  
Henning Kristiansen, Danmarks Geologiske Undersøgelse.  
Anne-Margrethe Lind, Statens Planteavlsforsøg.  
Karsten Høgh-Jensen, Danmarks tekniske Højskole.  
Kurt Overgård, Danmarks tekniske Højskole.  
Jørn Rasmussen, Dansk Hydraulisk Institut, til jan. 1990.  
Jens Chr. Refsgård, Dansk Hydraulisk Institut, fra jan. 1990.  
Ole Houmøller, Det danske Hedeselskab.  
Sten Vedby, Miljøstyrelsen, til feb. 1987.  
Anders Bækgaard, Miljøstyrelsen, feb. 1987-april 1989.  
Hans Hessel-Andersen, Miljøstyrelsen, fra april 1989.

*Koordinationsgruppe C* har varetaget indsatsen i vandløb, søer og marine områder dvs. indsatsområde 3, 4 og 5.

*Koordinationsgruppens medlemmer var:*

Carsten Hunding, Danmarks Miljøundersøgelser, formand, til august 1989.

Torben Moth Iversen, Danmarks Miljøundersøgelser, formand fra aug. 1989.

Jan Sørensen, Århus Universitet.

Bo Riemann, Københavns Universitet.

Bent Hasholt, Københavns Universitet.

Anders Malmgren-Hansen, Vandkvalitetsinstituttet.

Birger Kruse, Danmarks Miljøundersøgelser, til feb. 1989.

Gunni Ærtebjerg Nielsen, Danmarks Miljøundersøgelser, fra feb. 1989.

Peter Markmann, Miljøstyrelsen

Den daglige ledelse af NPo-sekretariatet blev varetaget af et sekretariat, placeret i Miljøstyrelsen.

*Sekretariatet bestod af:*

Mogens Dyhr-Nielsen.

Finn P. Vinther, til februar 1987.

Ole Stig Jakobsen, til september 1987.

Jytte-Lisa Nielsen, fra april 1988.

Vibeke Holter, fra maj 1988 til juli 1990.

Karin Krag-Andersen, fra august 1990.

I efteråret 1986 opstod der yderligere debat om forureningen med næringssalte. Regeringen fremsatte i januar 1987 sin "Handlingsplan mod forurening af det danske vandmiljø med næringssalte". På grundlag af denne udmøntede Folketinget den 30. april 1987 Vandmiljøplanen i sin "Beretning om vandmiljøplanen". I den forbindelse blev der yderligere iværksat et omfattende overvågningsprogram, samt tre forskningsprogrammer vedrørende spildevandsrensning, havforskning (HAV 90) og grønne marker.

I 1988 indgik dele af NPo-forskningsprogrammet i EF's miljøforskningsprogram i et projekt om nitrat i jord (EV-4V-0098 "Nitrate in Soils") og fik dermed en støtte på 1.18 mill. kr.

Der er ydet delvis støtte til gennemførelse af seks licentiatstudier. Desuden har der været afholdt eller ydet tilskud til faglige møder og symposier indenfor området.

Rapporterne fra NPo-forskningsprogrammet er udgivet i en A, en B og en C serie, der ligesom koordinationsgrupperne referer til A landbrug, B grundvand og C ferske-og kystnære vandområder.

I maj 1991 vil forskningsprogrammet blive præsenteret på

en international konference, hvor udenlandske forskere vil kommentere resultaterne. Endvidere er der sket en omfattende publicering i internationale og nationale fagtidsskrifter.

Styringsgruppen har redigeret og godkendt indholdet af nærværende samlerapport, mens koordinationsgrupperne har redigeret de enkelte temarapporter.

Forfatterne af samlerapporten har modtaget værdifuld hjælp fra Henning Kristiansen og Vibeke Ernsten, Danmarks Geologiske Undersøgelse, Erik Jeppesen, Niels Thyssen, Jens Peder Jensen, Peter Bondo Christensen, Flemming Møhlenberg, Hanne Kaas, Henrik Kaas, Carl Christian Hoffmann og Brian Kronvang, Danmarks Miljøundersøgelser. Manuskriptet er færdiggjort af Jytte-Lisa Nielsen, Miljøstyrelsen. Tegningerne er udført af Jeanette Kielberg, Gang Art, Lars Møller Nielsen, Miljøstyrelsen og Helle Riis Jensen.

# 1. Indledning

## *Formål*

Formålet med NPo-forskningspakken var at beskrive tilførsel, omsætning og transport af kvælstof (N) og fosfor (P) i og fra landbrugsjorden til det omgivende vandmiljø og beskrive de to næringsstoffers virkning på vigtige processer i vandmiljøet.

Tilstedeværelsen af begge næringsstoffer i tilstrækkelige mængder er – sammen med kuldioxid, kalium og lys – afgørende for produktionen af organisk stof (o) i planter og alger.

For små mængder begrænser planteproduktionen i landbruget, for store mængder fører til grundvandsforurening og eutrofiering af ferske- og marine vandområder og i værste fald til ilt-svind og fiskedød.

## 1.1 Kvælstofomsætning og transport

### *N-forbindelser*

Kvælstof i form af luftarten  $N_2$  udgør ca 80% af atmosfæren, men kan kun komme ind i det biologiske system via kvælstoffikserende organismer.

For dyrket jord vil det især dreje sig om bakterier, der lever i symbiose med bælgeplanter som ærter og kløver.

De kvælstofforbindelser, der har mest direkte betydning for miljøet, findes dels i luftformig tilstand som ammoniak ( $NH_3$ ) og kvælstoffilter ( $NO_x$ ), dels som ionerne ammonium ( $NH_4^+$ ) og nitrat ( $NO_3^-$ ). Endvidere findes kvælstof indbygget i organisk stof.

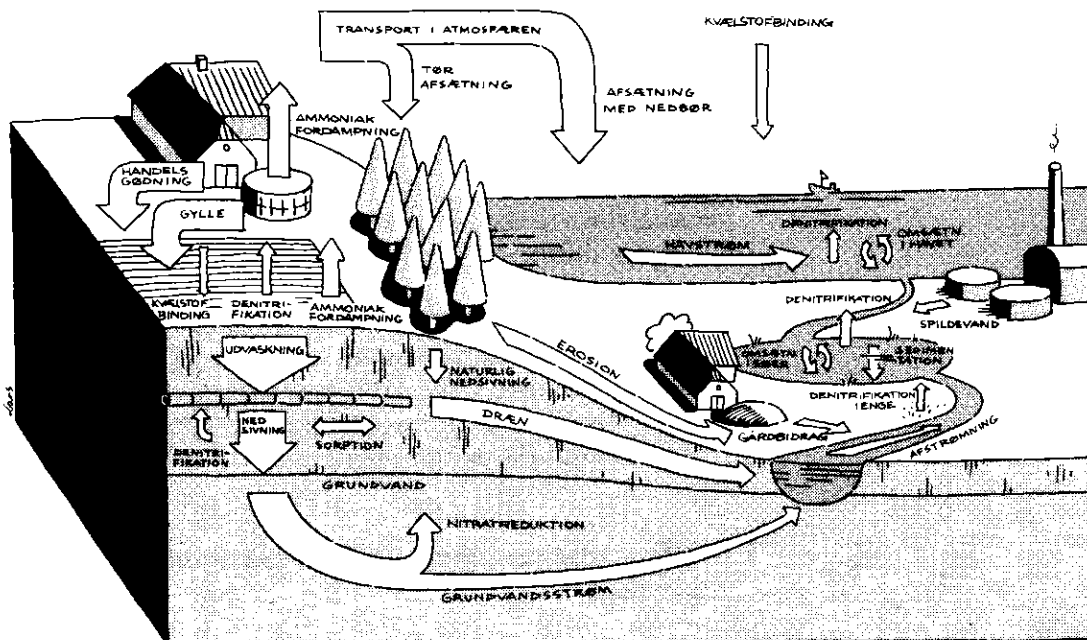
### *N-tilførsel*

De vigtigste kvælstoftilførsler til de danske landbrugsejendomme sker ved indkøb af handelsgødning til afgrøderne og foder til dyrene. Ved animalsk produktion fjernes en del af kvælstoffet i foderet ved salg af produkter, men størstedelen ender i husdyrgødningen.

De vigtigste næringsstofstrømme i miljøet er vist på figur 1.1. Hovedtilførslen af kvælstof til markerne sker med handels- og husdyrgødning. Noget tilføres også fra luften og med nedbøren i form af ammoniak, ammonium og nitrat, og noget tilføres ved kvælstoffiksering.

### *N-fjernelse*

En betydelig del af kvælstoftilførslen fjernes igen med de høstede afgrøder, men resten tabes. Kvælstoftabene fra landbrugsejendomme består hovedsageligt af ammoniak, der fordampes fra gødningen og af nitrat, der udvaskes fra markerne. Endvidere sker der en vis kvælstoffjernelse ved denitrifikation enten som frit kvælstof ( $N_2$ ) eller som lattergas ( $N_2O$ ).



**Figur 1.1.** Vigtige transportstrømme for kvælstof i miljøet.

Disse tab kan, – når det gælder ammoniak – senere afsættes på land- og vandområderne, og – når det gælder nitrat – genfindes i grund- og overfladevand.

En betydelig del af nitratnedsivningen til grundvandet omdannes til frit kvælstof ved reduktionsprocesser i jordlagene. Mange steder forekommer denne reduktion først i en vis dybde, og som følge heraf er det øverste grundvand i landbrugsområderne forurenet med nitrat.

Den del af nitratudvaskningen, der ikke fjernes i grundvandet, når før eller senere frem til vandløbene, enten gennem dræn eller ved direkte grundvandstilstrømning.

I vådområder, vandløb og søer sker der en betydelig denitrifikation, således at der opnås en yderligere reduktion af den kvælstofmængde, der til sidst når de marine områder. Dog kan der også ske en kvælstoffiksering – overvejende via blågrønalger og overvejende i søerne.

## 1.2 Fosforomsætning og transport

### *P-forbindelser*

Fosfor i jord eksisterer hovedsagelig som tungtopløselige fosfater eller indbygget i organisk stof, desuden er der små mængder opløseligt fosfat i jordvand.

#### *P-tilførsel*

Landbrugsjorden tilføres betydelige fosformængder i form af handels- og husdyrgødning. Fosfor bindes imidlertid i landbrugsjord, så kun små mængder tilføres vandmiljøet via dræn og ved jorderosion. Den største fosforfraførsel fra landbrugsjorden sker med høst af afgrøder, men der sker tillige en betydelig ophobning i jorden.

Hovedkilden til vandmiljøets fosforbelastning er således udledning af spildevand til ferske og marine vandområder.

#### *P-transport*

I vandløb og søer transporteres fosfor – i modsætning til kvælstof – uden større tab ud mod havet, omend en del kan sedimenteres eller immobiliseres undervejs, især i søerne. Der kan senere ske en frigivelse af fosfor fra sedimenterne, således at der optræder en intern belastning i søerne.

### **1.3 NPo-programmets faglige emneområder og struktur**

På grundlag af ovenstående beskrivelse af kvælstof- og fosforprocesserne i miljøet er der ved etableringen af de enkelte projekter sket en inddeling i emneområder, der tilstræber at dække væsentlige aspekter.

#### *Kapitel 3*

Undersøgelserne vedrørende jord og luft er behandlet i kapitel 3, og de koncentrerer sig hovedsageligt om omsætning og transport af kvælstof. Der er foretaget en overordnet gruppering, dels for de direkte målinger og undersøgelser af de vigtigste processer, dels for modelbeskrivelser af kvælstofomsætning- og transport i rodzone og atmosfære. Følgende hovedemner behandles:

- Betydning af gødskningsniveau og håndtering af husdyrgødning
- Ammoniakfordampning fra gødning og planter
- Ammoniaktransport og afsætning af kvælstofforbindelser fra atmosfæren
- Kvælstofomsætning i jord
- Kvælstofudvaskning fra rodzonen
- Fosfor og organisk stof

#### *Kapitel 4*

Undersøgelserne vedrørende grundvand er behandlet i kapitel 4, og lægger særlig vægt på belysning af nitratforureningen. Da den geologiske opbygning af grundvandsmagasinerne er af afgørende betydning for sårbarheden overfor nitratnedsivning, er undersøgelserne grupperet indenfor to karakteristiske op-



landstyper et vestjysk hedesletteopland og et sjællandsk morænelersopland, de såkaldte værkstedsområder, Rabis Bæk og Syv Bæk. Følgende hovedemner behandles:

- Klima- og afstrømningsmålinger i værkstedsområderne Rabis Bæk og Syv Bæk.
- Detailundersøgelser af nitratreduktionsprocesser i grundvandet.
- Integrerede feltundersøgelser af nitratomsætning i grundvandsmagasiner.
- Modellering af nitratomsætning i grundvandsmagasiner.
- Kortlægning af N- og P forurening i de danske grundvandsmagasiner.

#### *Kapitel 5*

Undersøgelserne i vore åbne vandområder er beskrevet i kapitel 5. Der er her sket en overordnet inddeling i overensstemmelse med de pågældende vandområders karakter, omfattende vandløbsnære engområder, vandløb, søer og de marine områder. Følgende hovedemner behandles:

- Næringssaltene transport og sedimentakkumulering
- Intern belastning ved frigivelse af fosfor fra sedimenter
- Kvælstoffjernelse ved denitrifikation
- Effekter af næringssaltbelastning på den biologiske struktur.

#### *Prioritering*

Valget af de enkelte projekter er prioriteret indenfor disse emner, idet det med den givne bevillingsramme blev anset for nødvendigt at udelade visse områder.

Der blev ikke målt kvælstoffiksering, da arealet med markærter og anden bælgsgødning i 1985 kun udgjorde 4-5% af landbrugsarealet.

Der blev iværksat meget få undersøgelser indenfor biogasområdet, da disse problemer blev indgående behandlet i udredningsarbejder udført af Energistyrelsen.

Iværksættelsen af Marginaljordsprojektet i 1986 bevirkede, at der indenfor NPo-programmet kun blev udført begrænsede undersøgelser om marginalisering af landbrugsjord og etablering af gødnings- og dyrkningsfri zoner langs vandløb.

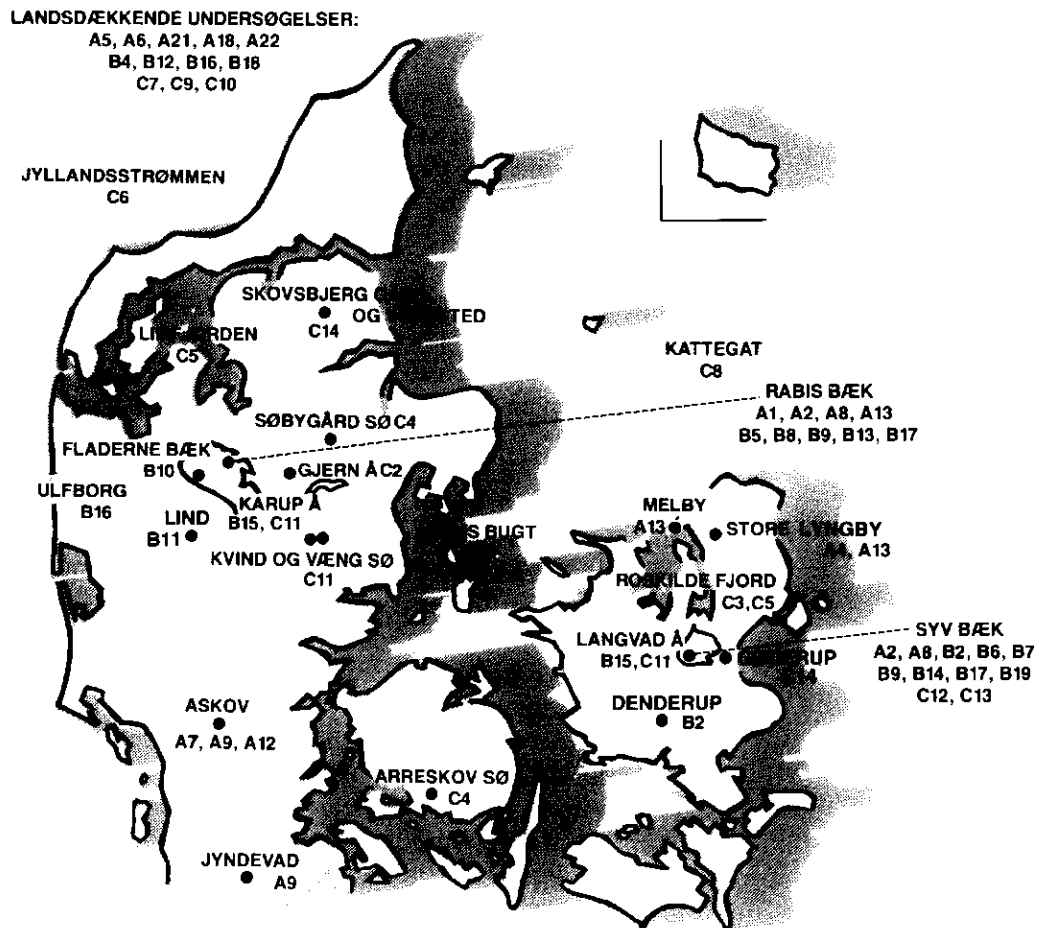
Undersøgelserne i vandområderne blev hovedsageligt rettet mod vådområder, vandløb og søer. Der blev kun lavet få undersøgelser i de marine områder. Dette emne blev senere taget op i forbindelse med HAV-90 forskningsprogrammet.

Der blev igangsat et større projekt til belysning af forskellige virkemidlers påvirkning af landbrugsstruktur og kvælstofudvaskning. På grund af uforudsete vanskeligheder med etableringen af de nødvendige modeller, er dette projekt forsinket, og det ventes først rapporteret i løbet af 1991.

Forskningsprogrammets overordnede struktur etableredes over tre hovedaktiviteter:

#### Projekttyper

- Detaljerede undersøgelser af de enkelte delprocesser, udført ved laboratorie- og feltforsøg.
- Integrerede undersøgelser af det totale transport- og omsætningsforløb i deloplande, de såkaldte værkstedsområder.
- Syntese af de indsamlede måleresultater gennem etablering af matematiske modeller.



**Figur 1.2.** Undersøgelleslokaliteter i NPo-forskningsprogrammet.

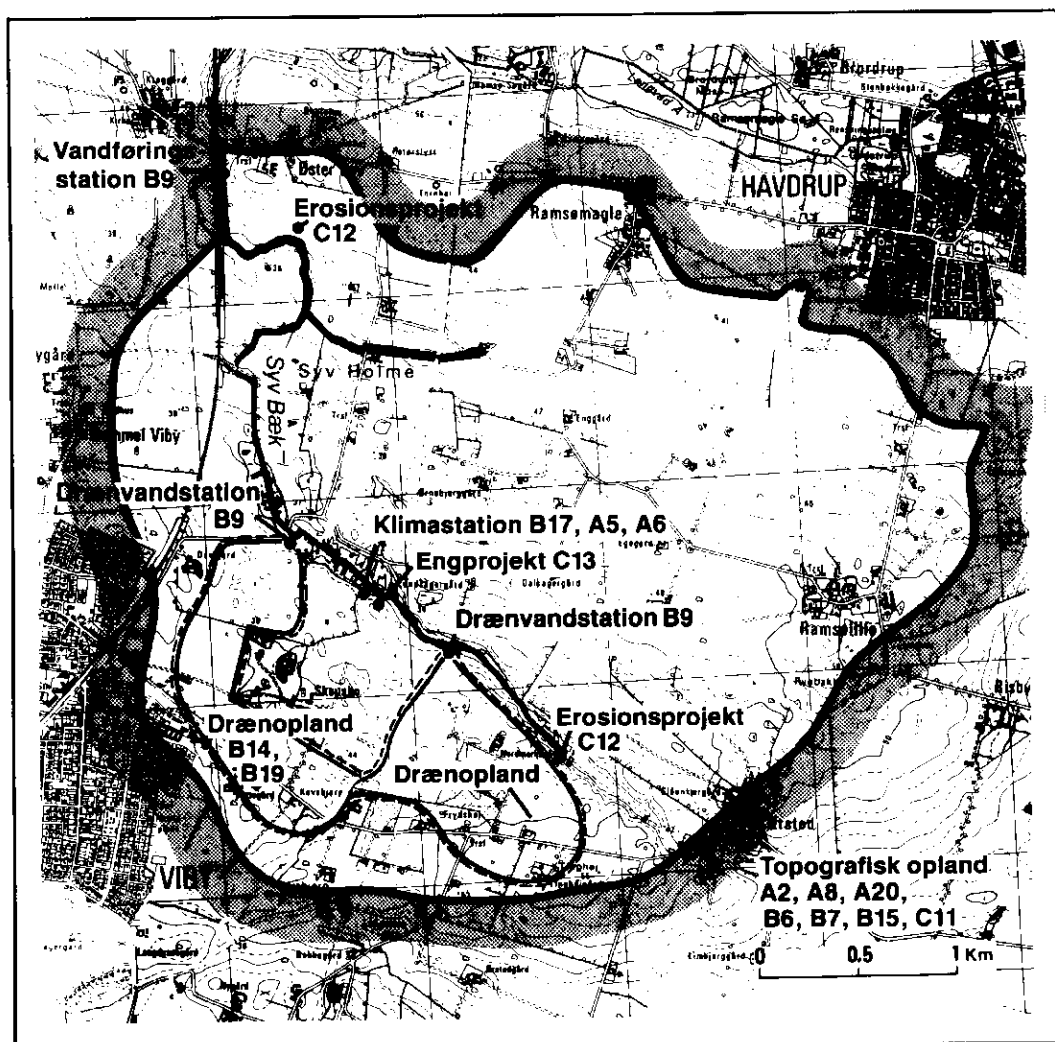
### 1.4 Forsøgslokaliteter

#### Værkstedsområder

For at sikre et helhedsbillede af næringssaltene tilførsel, omsætning, transport og virkning, tilstræbtes det, at alle feltun-

dersøgelser – så vidt muligt – skulle udføres i samme udvalgte geografiske områder, de såkaldte værkstedsområder. Man valgte et typisk østdansk område – overvejende med lerjord – ved Syv Bæk, og et vestjysk hedesletteområde – ved Rabis Bæk. Ved at have mange undersøgelser i samme område var det muligt at drage fordele af visse fælles faciliteter, så som klimastationer.

Nogle af undersøgelserne måtte placeres udenfor værkstedsområderne på lokaliteter, hvor der var gennemført tilsvarende undersøgelser gennem en årrække. Dette gjaldt specielt projekter udført på Statens forsøgsstationer Askov og Jyndevad, samt de fleste af ferskvandsprojekterne, jfr. figur 1.2.



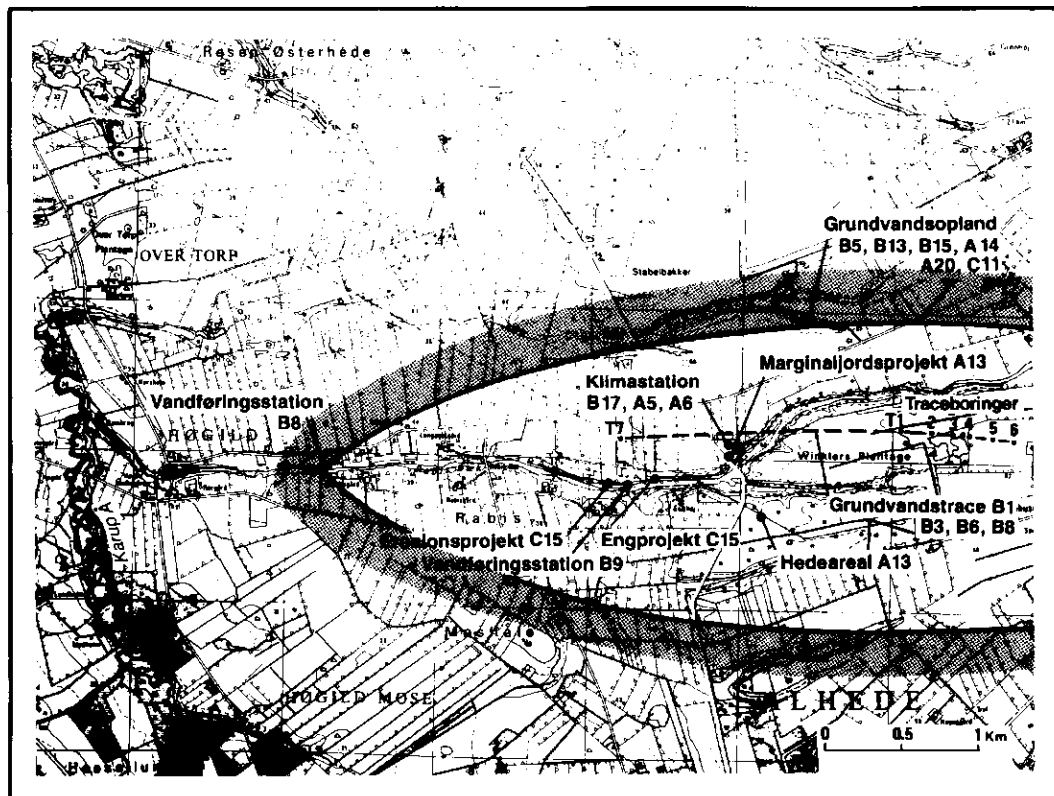
**Figur 1.3.** Det østlige værkstedsområde, Syv Bæk ved Viby. Undersøgelles-lokaliteter er angivet med rapportnumre.

Værkstedsområdet ved Syv Bæk er et 11,7 km<sup>2</sup> stort delopland ved Viby i Langvad Å's afstrømningsområde (figur 1.2 og 1.3). Jordbunden er lerjord og sandblandet lerjord, og oplandet er domineret af landbrugsdrift med omfattende drænsystemer (A2).

Under rodzonen findes et 20 m tykt lag moræneler, og under dette findes det primære grundvandsreservoir i grønsandskal-ken (B7).

Værkstedsområdet ved Rabis Bæk er et ca 12 km<sup>2</sup> stort delopland i Karup Å's afstrømningsområde (figur 1.4). Jordbunden er sandet og derfor uden dræn. Oplandet er et landbrugsområde, dog med nogle hede og skovområder (A2).

Under rodzonen findes grundvandsmagasinerne i grovsandede smeltevandsaflejringer fra sidste istid og under dem tertiære ler- og sandaflejringer (B5).



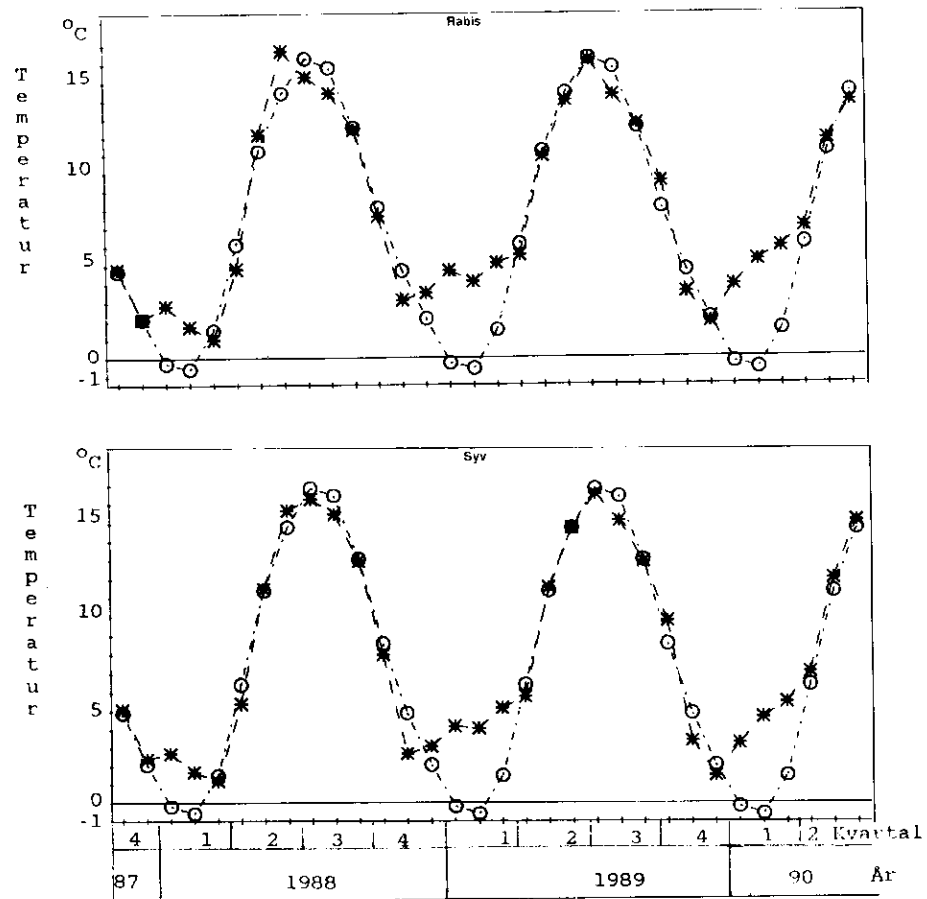
**Figur 1.4.** Værkstedsområdet Rabis Bæk ved Karup. Undersøgelses-lokaliteter er angivet med rapportnumre

## 1.5 Klimaforhold i undersøgelsesperioden

Ved vurdering af feltundersøgelsernes repræsentativitet er det af afgørende betydning at kunne vurdere klimaforholdene i undersøgelsesperioden 1987-90.

### Temperatur

I hvert af de to værkstedsområder var der opstillet klimastationer i perioden november 1987 til juni 1990 (B17). Klimaforholdene i måleperioden afveg fra den klimatisk definerede normal for 1931-60, idet alle 3 vintre havde temperaturer over gennemsnittet, mens sommertemperaturerne var tæt på normalen (figur 1.5).



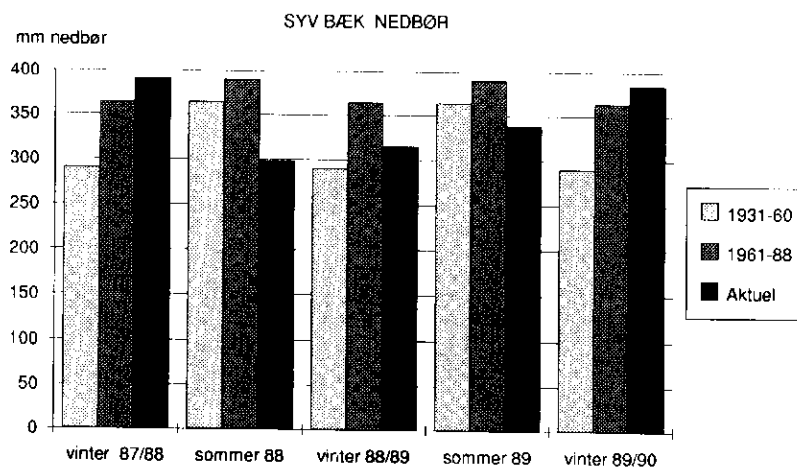
**Figur 1.5** Rabis Bæk og Syv Bæk. De gennemsnitlige månedlige temperaturer i 2 m's højde for perioden november 1987 til juni 1990 (---\*---). Til sammenligning er indtegnet månedsgennemsnittene for normal-perioden 1930-59 (---o---) (Efter B17).

Den gennemsnitlige nedbør for årene 1988 og 1989 og for perioderne 1930-59 og 1960-87 er vist i tabel 1.1. Heraf fremgår det, at gennemsnitsnedbøren er mindre i Syv Bæk området end ved Rabis Bæk. I 1988 var nedbøren i begge værkstedsområder over normalen for 1930-59, men tæt på gennemsnittet for den forudgående 27-årige periode. I 1989 var nedbøren under eller lig med gennemsnittet for de 2 forudgående lange tidsserier.

**Tabel 1.1.** Den årlige gennemsnitlige nedbør i mm, korrigeret til jordhøjde, for to lange tidsperioder (30 og 27 år), og de to undersøgelsesår 1988 og 1989 i de 2 værkstedsområder (B17).

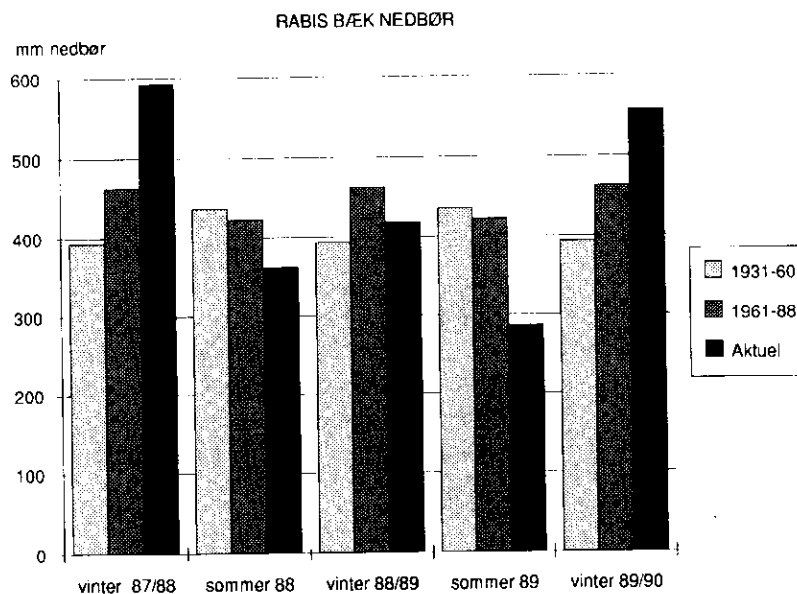
|           | 1930-59 | 1960-87 | 1988 | 1989 |
|-----------|---------|---------|------|------|
| Rabis Bæk | 829     | 884     | 874  | 761  |
| Syv Bæk   | 637     | 730     | 739  | 637  |

Gennemsnitsnedbøren for sommer- og vinterhalvår er mindst lige så vigtige parametre som årgennemsnit, fordi sommernedbøren bestemmer afgrødens vækstvilkår og vinternedbøren har indflydelse på udvaskningens størrelse. Det fremgår af figur 1.6 og 1.7, at vinternedbøren i de to værkstedsområder i vinteren 1987/88 og 1989/90 lå noget over gennemsnittene for de foregående år og nogenlunde på gennemsnittene i vinteren 1988/89.



**Figur 1.6.** Nedbør i perioden oktober 1987 til marts 1990 i Syv Bæk området, delt op på vinterhalvår (oktober-marts) og sommerhalvår (april-september).

Til sammenligning er indsat gennemsnitsværdier for perioderne 1930-59 og 1960-87 (efter B17).



**Figur 1.7.** *Nedbør i perioden oktober 1987 til marts 1990 i Rabis Bæk området, delt op på vinterhalvår (oktober-marts) og sommerhalvår (april-september).*

*Til sammenligning er indsat gennemsnitsværdier for perioderne 1930-59 og 1960-87 (efter B17).*

#### *Kvælstofudvaskning*

Der foreligger ikke – som for nedbør og temperatur – lange tids-serier af kvælstofudvaskningen fra landbrugsjorden til sammenligning med målingerne fra undersøgelsesperioden. Der er foretaget beregninger af udvaskningen i oplandene til Karup Å og Langvad Å for perioden 1979-88 (B15), jfr. figur 3.19 i afsnit 3.6.4. Disse beregninger viser, at udvaskningen i perioden 1987-88 var omkring eller lidt under middel.

## 2. Sammenfatning

### *Bedre fagligt grundlag*

NPo-forskningsprogrammet har belyst en lang række af de tvivlsspørgsmål, der er rejst vedrørende det faglige grundlag for NPo- og Vandmiljøplanen.

Der var ved programmets start en del uklarhed om størrelsen og betydningen af mange væsentlige led i transport- og omsætningsprocesserne i både dyrkningsjorden, grundvandet og de ferske og marine vandområder.

I kapitel 3 gives en oversigt over de væsentligste nye resultater vedrørende kvælstof- og fosforomsætningen i landbrugsområder. I kapitel 4 beskrives resultaterne fra grundvandsundersøgelserne og i kapitel 5 resultaterne fra undersøgelserne i vandområderne.

### 2.1 Kvælstof, transport og omsætning

#### *Landbruget er hovedkilden til kvælstofbelastningen*

Det er påvist, at den gældende landbrugspraksis giver anledning til betydelige tab af kvælstof, dels som ammoniaktab til atmosfæren, dels som udvaskning fra markerne i form af nitrat og organisk kvælstof. En vurdering af det samlede tabs størrelse vanskeliggøres af, at der er store variationer i tabene, både fra ejendom til ejendom, fra mark til mark og fra år til år.

#### *Stor variation*

En af hovedårsagerne til variationen er forskelle i driftspraksis. Det gennemsnitlige udvaskningstab fra markerne varierer fra et minimum på omkring 20 kg kvælstof pr ha fra græsmarker og op til omkring 100 kg kvælstof pr ha for husdyrgødede arealer. Det er specielt anvendelsen af store mængder husdyrgødning, der giver anledning til store tab. I særligt ugunstige tilfælde forekommer på nogle marker værdier helt op omkring 200 kg N pr ha.

Også klimavariationerne påvirker udvaskningen, idet man i særligt varme og nedbørsrige vintre får betydelig større udvaskning end i kolde og nedbørfattige vintre. Klimabetingede udsving på op til 30% over og under middelværdien kan forekomme.

#### *Udvaskningen kan begrænses*

Undersøgelserne viser, at alene ved en præcis styring af gødskningen – dvs uden overgødskning i forhold til gældende normer og ved tilførsel af husdyrgødningen i forårsperioden – er det muligt at begrænse den årlige udvaskning til 50-60 kg nitrat-N pr ha.

Som følge af uhensigtsmæssig anvendelse af husdyrgød-



ning, og den deraf følgende overgødskning, er udvaskningen på en del af landbrugsarealet i øjeblikket betydeligt højere. Den gennemsnitlige årlige udvaskning fra landbrugsarealerne skønnes at være omkring 80 kg N pr ha.

Af mulige tiltag til begrænsning af udvaskningen kan der især peges på:

- bedre udnyttelse af husdyrgødning
- mere præcis styring af gødskningen (erhvervsøkonomisk optimalt)
- efterafgrøder
- sænkning af gødskningsniveauet (under det erhvervsøkonomiske optimale)
- valg af afgrøder, som giver lille udvaskning
- marginalisering af landbrugsarealer.

#### *Nitrat i grundvand*

En betydelig del af nitratudvaskningen omsættes ved kvælstofreduktion i grundvandet. I morænelersområder sker reduktionen allerede i de øverste meter af lerlagene, men i sandområder trænger nitratforurenat vand ofte ned til 10-15 meters dybde under grundvandsspejlet. Først ved overgangen fra den iltede til den iltfri grundvandszone sker der en fjernelse af nitratindholdet.

I drænede lerjordsoplande når kun omkring to tredjedele af kvælstofudvaskningen fra landbrugsjorden frem til vandløbene, og i udrænede sandjordsoplande endnu mindre. Resten fjernes i grundvandet.

Nitratfjernelsen sker med reducerende stoffer, der naturligt forefindes i grundvandsmagasinerne, såsom pyrit, brunkul og jern. Dog kan nedsivning af store mængder organisk stof fra landbrugsjord i visse tilfælde medføre denitrifikation umiddelbart over grundvandsspejlet i den umættede zone.

Til trods for, at det dybereliggende grundvand som hovedregel er nitratfrit, kan der ved indvinding af vand ske en nedtrængning af nitratforurenat vand til større dybder.

#### *Kvælstoffjernelse i vådområderne*

Vådområder og søer har en betydelig kapacitet for fjernelse af kvælstof, idet en større sø kan fjerne omkring halvdelen af kvælstoftilførslen. Der sker således en stadig reduktion af kvælstoftransporten gennem de ferske vandområder. Det er anslået, at den totale gennemsnitlige kvælstofudledning til de marine områder udgør omkring 25 kg N pr ha. Også i fjordene kan der ske en betydelig kvælstoffjernelse.

#### *Ammoniakfordampning*

Ammoniakfordampningen er anslået til omkring 40 kg N pr ha pr år for landbrugsområderne. Den stammer hovedsageligt fra

stalde, husdyrgødningslagre og udbringning af husdyrgødning. Der sker ingen nævneværdig ammoniakfordampning fra naturområder.

*Tilførsel fra atmosfæren*

Tilførslen af kvælstof fra atmosfæren udgør årligt omkring 20 kg N pr ha for landbrugsområder, og denne tilførsel indeholder bidrag fra både danske og udenlandske kilder fra landbrug, energiproduktion og transport. I naturområder og på havet anses tilførslen at være omkring 10 kg N pr ha. Ca. halvdelen af tilførslen til landområderne stammer fra danske kilder, mens ca en tredjedel af den luftbårne tilførsel til de indre danske farvande stammer fra danske kilder.

*Eutrofiering*

For de ferske vandområder medfører de høje kvælstofkoncentrationer i afstrømningen, at det er fosfor, der bliver kontrollerende for eutrofieringen, og at kvælstof er af sekundær betydning.

*Marine områder kontrolleres oftest af kvælstof*

Først i fjordene og de kystnære farvande, og specielt i det åbne hav, falder kvælstofkoncentrationen som følge af denitrifikation til så lavt et niveau, at det her oftest er kvælstof, der er den kontrollerende faktor.

*Modeludvikling*

Der er etableret en rodzonemodell, DAISY, der kan simulere kvælstofudvaskningen for forskellige variationer af klima, jordtype, afgrøde og gødskningspraksis. Desuden er der udviklet modeller for kvælstofomsætning- og transport i luft, grundvandsmagasiner, vandløb og søer, således at der er etableret en hel række modelværktøjer til vurdering af de miljømæssige konsekvenser af gødningsanvendelsen i landbruget

## 2.2 Fosfor, transport og omsætning

I modsætning til kvælstof, der kan fjernes som luftformigt kvælstof ved denitrifikation, optræder fosfor som et stof, der enten transporteres eller ophobes.

*Spildevand er hovedkilden til fosforbelastningen*

Hovedkilden til fosforbelastningen af vandmiljøet er udledningerne af spildevand.

Takket være landbrugsjordens store bindingskapacitet overfor fosfor udvaskes kun en meget lille del af den fosforgødning, der tilføres. Koncentrationen i nedsivningsvandet bliver derfor så ringe, at udvaskning af fosfor fra landbrugsjord er uden betydning for overholdelsen af kvalitetskravene for drikkevand.

I vandløb er det normalt andre forhold end næringssaltkoncentrationen, der er afgørende for den miljømæssige tilstand.

|                                                    |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                          |
|----------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
|                                                    | Dog fremmer høje fosforkoncentrationer væksten af de bundlevende alger.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  |
| <i>Søer kontrolleres oftest af fosfor</i>          | I søerne er fosforkoncentrationen den afgørende faktor. Først når fosforkoncentrationen er under 0,08-0,15 mg P pr l, kan der forventes et varieret plante- og dyreliv i en sø.<br>Fosfor findes bundet til jernholdige forbindelser, der ofte forekommer i bunden af søer og vandløb. Så selv om spildevandstilledningerne nedsættes, kan frigørelse af fosfor fra bundens sedimenter forsinke retableringen af den tidligere tilstand. |
| <i>Fosfor i drænvand</i>                           | Målingerne af koncentrationen af total fosfor i drænvand fra landbrugsområder viser værdier, der er ofte over den kritiske værdi for søtilstanden. Derfor kan fosforudledning fra landbrugsjorden vise sig af betydning for visse søers tilstand i oplande med store dræned arealer.                                                                                                                                                     |
| <i>Fosfor har ringe betydning i marine områder</i> | I de kystnære farvande skifter balancen mellem fosfor- og kvælstofkoncentrationerne, fordi den stadige fjernelse af kvælstof i de ferske vandområder sænker kvælstofniveauet så meget, at der ofte er rigeligt med fosfor. I disse områder bliver fosfor derfor kun undtagelsesvis af betydning for eutrofieringen.                                                                                                                      |

## 2.3 Behov for yderligere undersøgelser

Selv om NPo-forskningsprogrammet på afgørende vis har forbedret overblikket og det faglige grundlag for NPo- og Vandmiljøplanen, er der stadig områder, der trænger til yderligere belysning. Til disse hører naturligvis de områder, der blev fravalgt under prioriteringen, samt mange detailspørgsmål, der fremhæves i de enkelte delrapporter.

Fra et overordnet synspunkt findes, at følgende hovedområder trænger til yderligere belysning:

|                 |                                                                                                                                                                                                                                                                                                           |
|-----------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <i>Ammoniak</i> | Undersøgelserne vedrørende ammoniakfordampningen fra stalde, gødningslagre og gødningsudbringning har ikke været tilstrækkelige til at opnå en entydig fastlæggelse af kvælstofstrømmene via atmosfæren. Ligeledes er der stadig betydelig usikkerhed vedrørende bestemmelse af tørafsætning af ammoniak. |
| <i>Rodzonen</i> | Der er behov for yderligere viden om processerne i rodzonen, specielt med henblik på at belyse variationerne og de faktorer, der påvirker mineralisering og denitrifikation af kvælstof. Endvidere er der behov for øget viden om udvaskningen af organisk                                                |

bundet kvælstof under forskellige forhold og om den betydning makroporerne (regnormegange, mv.) har for vandtransport og udvaskning af kvælstof og fosfor fra rodzonen. Ligeledes mangler data for etablering af rodzonemodeller for flere vigtige afgrøder, bl.a. for kvælstoffikserende afgrøder.

#### *Modeller*

En videreudvikling og yderligere validering af rodzonemodellen DAISY vil skabe betydelige muligheder for en nøjere fastlæggelse af konsekvenserne af forskellige udviklingstendenser indenfor landbruget og for at belyse mulige tiltag til begrænsning af N-udvaskningen. Dette gælder også modellerne for kvælstofomsætningen i de øvrige dele af miljøet.

#### *Grundvand*

Grundvandsundersøgelserne har givet et godt grundlag for bedømmelse af risikoen for nitratforurening i store dele af landet. Men der er behov for nærmere detailundersøgelser, især i de særligt udsatte områder på Djursland og i Himmerland. Desuden er der behov for nærmere undersøgelser af, hvilken betydning naturlige variationer i de geologiske aflejringer har for nitratbelastningen af grundvandet.

#### *Vandløb og søer*

Undersøgelserne i vandløb og søer har vist, at der er et behov for yderligere belysning af den miljømæssige betydning af fosforkilderne fra det åbne land, specielt fosforbidraget fra de mindre bebyggelser og fra landbrugsarealerne. Der er også behov for nærmere undersøgelser af, hvorledes næringssalte påvirker forekomsten af trådalger i vandløbene.

Det forventes, at forbedringer af miljøtilstanden i søer og fjorde vil medføre en reduceret produktion af organisk stof, og som følge heraf kan der ventes en nedsættelse af denitrifikationskapaciteten. Der kræves nærmere undersøgelser til bedre belysning af dette forhold.

Endelig må det forventes, at de kommende marginaliseringsprojekter vil øge antallet af brakvandssøer. De biologiske forhold i sådanne økosystemer og deres afhængighed af næringssaltbelastningerne er meget dårligt belyst.

Undersøgelserne i de marine områder har indgået som en integreret del af HAV-90 forskningsprojektet, og behovet for yderligere undersøgelser vil blive vurderet i denne sammenhæng.

#### *Operationering af modeller*

Endelig må det anses for vigtigt at få foretaget en yderligere operationalisering af de udviklede modelværktøjer, hvis de skal opnå en tilstrækkelig udbredelse. Som modellerne foreligger nu, kan de kun anvendes af specialister indenfor modelområdet.

### 3. Tilførsel, omsætning og tab af næringsstoffer fra landbrugsjord

#### 3.1 Indledning

I NPo-forskningsprogrammets landbrugsdel var hovedformålene at undersøge N og P tabene fra landbrugsjord. For at nå disse mål blev der gennemført undersøgelser dels over målemetoder og dels over enkeltprocesser og deres afhængighed af forskellige faktorer.

Desuden blev der udviklet modeller for at have fremtidige værktøjer til at vurdere effekten af at ændre på forskellige faktorer.

Grundlaget for valg af projekter var, at det ved tidligere vurderinger af tabet af næringsstoffer til omgivelserne fra dansk landbrug (Miljøstyrelsen, 1984, Statens Jordbrugs- og Veterinærvidenskabelige Forskningsråd, 1985, Planlægningsrådet for Forskning, 1987) er påpeget, at der for nogle af tabsposterne er stor usikkerhed om disses størrelse og deres afhængighed af klima og driftsforhold.

Denne usikkerhed skyldtes især manglende detailviden om en række processer i jord/plante systemerne og manglende kendskab til den aktuelle landbrugspraksis, som varierer meget fra ejendom til ejendom. NPo-projekterne vedrørende tilførsel, omsætning og tab af næringsstoffer fra landområder havde derfor som overordnet målsætning at skabe grundlag for en mere sikker vurdering af størrelsen af næringsstofbelastningen af omgivelserne og at skabe grundlag for en bedre vurdering af de praktiske muligheder for at mindske tabene.

I tabel 3.1 er vist, hvordan rapporterne i A-serien fordeler sig på emner. Hvad kvælstof angår, er projekterne udvalgt, så de dækker de forskellige vigtige poster i landbrugets kvælstofomsætning (gødskningsniveau, ammoniakfordampning etc.).

#### 3.2 Gødskningspraksis og håndtering af husdyrgødning i dansk landbrug

##### *Tabsposter*

Den største del af kvælstoftabet fra landbruget til omgivelserne er knyttet til håndtering og anvendelse af husdyrgødning. Disse tab omfatter især afløb og ammoniakfordampning fra stalde og gødningslagre, ammoniakfordampning i forbindelse med udbringning af husdyrgødning og nitratnedsivning fra rodzonen efter gødskning med husdyrgødning.

**Tabel 3.1. Rapporter i områder for jord og luft opdelt efter emner.**

|                                                                        | Målinger og interview | Modelberegninger |
|------------------------------------------------------------------------|-----------------------|------------------|
| Gødskningsniveau og håndtering af husdyrgødning                        | A2, A21               | A1               |
| Ammoniakfordampning fra gødning og planter                             | A7, A11, A12, A15     |                  |
| Ammoniaktransport og afsætning af kvælstofforbindelser                 | A4, A5, A6            | A18, A22         |
| Omsætning i jord (denitrifikation, mineralisering og N-immobilisering) | A3, A9, A13, A16, A19 | A10, A20         |
| Kvælstofudvaskning fra rodzonen                                        | A8, A9, A13, A17      | A10, A14, A20    |

Et godt kendskab til praksis omkring produktion og anvendelse af husdyrgødning er derfor en vigtig forudsætning for at kunne vurdere de nuværende kvælstoftab til omgivelserne og mulighederne for at nedsætte disse tab.

For at vurdere udvaskningen fra rodzonen og mulighederne for at mindske denne er det også nødvendigt at have kendskab til hvilke gødningsmængder, der i praktisk landbrug udbringes til forskellige afgrøder.

Der blev derfor iværksat projekter, som skulle belyse mængden af næringsstoffer i husdyrgødning, næringsstofbalancen på forskellige typer af landbrug og landbrugets gødskningspraksis (A1, A2 og A21).

### 3.2.1 N-mængder i husdyrgødning

I projekt A1 er udviklet en model til beregning af kvælstof og fosformængden i husdyrgødning af dyr. Modellen er derefter anvendt til beregninger for almindelig landbrugsdrift.

Disse undersøgelser har vist, at mængden af N og P i husdyrgødning med rimelig sikkerhed kan beregnes som en fast procentdel af indholdet i foderet (tabel 3.2). Den udskilte kvælstofmængde pr dyr varierer derfor i takt med kvælstofmængden i foderet.

En beregning af næringsstofindholdet i husdyrgødningen på en ejendom på basis af N i foderet kan derfor give en mere sikker vurdering end den ofte anvendte beregning, som er base-

**Tabel 3.2.** Den gennemsnitlige procentdel af N-mængden i foder, der genfindes i husdyrgødning.

|            | staldgødning | ajle | gylle |
|------------|--------------|------|-------|
| Malkekøer  | 31           | 46   | 77    |
| Opdræt     | 38           | 49   | 87    |
| Slagtesvin | 21           | 48   | 69    |
| Søer       | 22           | 51   | 73    |

ret på, at der produceres en konstant mængde N i gødning pr dyr i de enkelte husdyrgrupper.

Tidligere anvendte normer afviger i flere tilfælde betydeligt fra disse nye beregninger. F.eks. er N-udskillelsen hos malkekøer (kg N pr årsko) ved de nye beregninger 20% højere end angivet i tidligere normtal for husdyrgødning (A1).

Som vist i tabel 3.2 udgør den procentdel af N i foder, som genfindes i gødning fra 77% for malkekvæg til 87% for kvæg-opdræt. For kvægbesætninger vil der derfor være ca. 80% af N i foderet, der udskilles med gødning, medens det for svinebesætninger er ca. 70%.

For ejendomme med stort husdyrhold er der derfor en stor intern næringsstofcirkulation. F.eks. vil der fra en kvægbesætning på 2 dyreenheder pr ha være en N-mængde i husdyrgødning af dyr på 250 – 300 kg N pr ha. En høj udnyttelsesgrad af husdyrgødning er derfor en helt afgørende forudsætning for en begrænsning af tabet til omgivelserne.

Endvidere kunne det forventes, at de store N-mængder i husdyrgødning ville resultere i, at øget husdyrhold medfører et mindsket indkøb af kvælstof i handelsgødning.

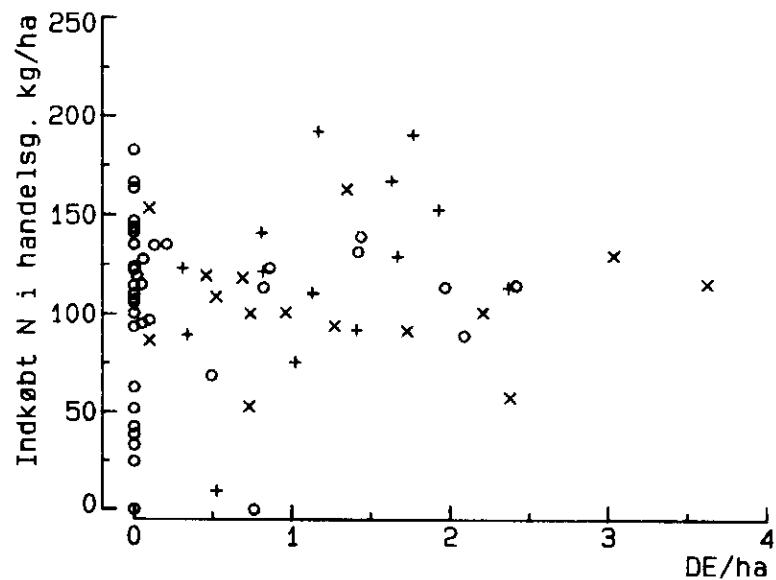
Dette er ikke tilfældet, idet der ikke er signifikant sammenhæng mellem indkøb af N i handelsgødning og størrelsen af husdyrhold (fig. 3.1).

For kvægbesætninger kan det høje gødningsforbrug delvis forklares ved, at der på en stor del af arealet dyrkes græs og andre foderafgrøder med et stort kvælstofbehov, hvilket normalt ikke er tilfældet på ejendomme med svinebesætninger.

Resultaterne i fig. 3.1 tyder derfor på, at der er en meget dårlig udnyttelse af N i husdyrgødning, og at der på mange ejendomme med stort husdyrhold er et betydeligt overforbrug af N-gødning.

### 3.2.2 Opbevaring og udbringning af husdyrgødning

Udnyttelsen af gødningsværdien i husdyrgødning og tabet af kvælstof til omgivelserne ved udledning fra gårde, ammoniak-



**Fig. 3.1.** Indkøb af N i handelsgødning i forhold til antal dyreenheder på de enkelte ejendomme (+) kvægbesætninger, (x) svinebesætninger, (O) andre (A21).

fordampning og udvaskning er afhængig af opbevaringsforhold og udbringningspraksis for husdyrgødning. Der er derfor gennemført interviewundersøgelser af disse forhold på ialt 173 ejendomme fordelt på 7 områder i landet (A 21).

*Øget opbevaringskapacitet*

Disse undersøgelser viser, at der i perioden fra 1983/1984 til 1989 er sket en betydelig forøgelse af opbevaringskapacitet for husdyrgødning (fig. 3.2) og dermed en betydelig forbedring af muligheder for at undgå udbringning af husdyrgødning på u hensigtsmæssige tidspunkter.

*Møddingsvand opsamles*

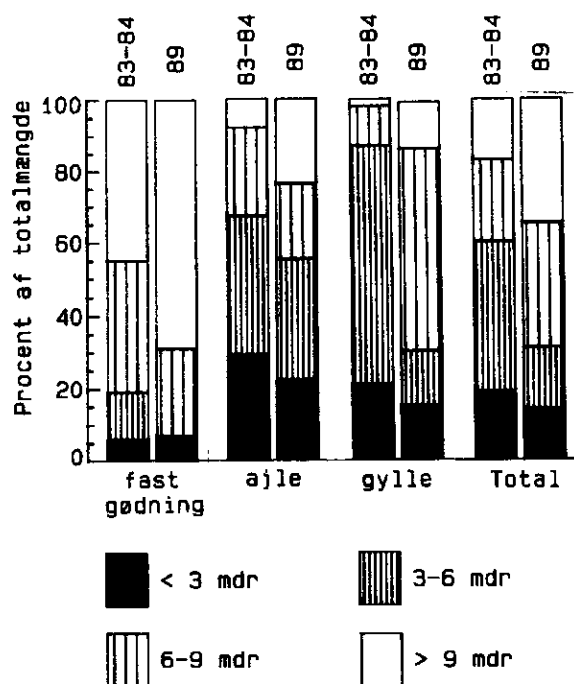
Omkring opsamling af møddingvand er der ligeledes sket store forbedringer, idet al møddingvand blev opsamlet i 1989, hvori- mod der i 1983/1984 kun blev opsamlet 25% i sandjordsområ- der og 50% i de øvrige områder.

*Stadig efterårsudbringning*

Trods de betydelige forbedringer i opbevaringskapaciteten er der kun sket mindre ændringer i udbringningstidspunkterne (tabel 3.3). For staldgødning er udviklingen gået den forkerte vej, idet der i 1989 blev udbragt en større del om efteråret end tidligere, medens der for ajle og gylle er udbragt 10 – 12% mere om foråret i 1989 end i 1983-1984.

Generelt viser resultaterne, at der er muligheder for at ud-





**Figur 3.2.** Oversigt over opbevaringskapacitet for husdyrgødning (A21).

**Tabel 3.3.** Tidspunkter for udbringning af husdyrgødning, procent af totalmængde (efter A 21).

|                 | staldgødning |    | ajle  |    | gylle |    | total |    |
|-----------------|--------------|----|-------|----|-------|----|-------|----|
|                 | 83/84        | 89 | 83/84 | 89 | 83/84 | 89 | 83/84 | 89 |
| efterår         | 45           | 52 | 34    | 19 | 42    | 34 | 41    | 36 |
| vinter          | 10           | 5  | 18    | 22 | 13    | 9  | 13    | 11 |
| forår og sommer | 45           | 43 | 48    | 59 | 45    | 57 | 46    | 53 |

nytte den forøgede opbevaringskapacitet til at udbringe en betydelig større del af husdyrgødningen om foråret og dermed begrænse udvaskningstab.

Ved udbringning af husdyrgødning sker der en betydelig fordampning af ammoniak, medens gødningen ligger på jordoverfladen (afsnit 3.3.2). Hurtig nedbringning af gødningen er derfor en vigtig foranstaltning for nedbringelse af ammoniakfordampningen og bedre udnyttelse af husdyrgødningens kvælstofindhold. Tabel 3.4 viser, at der ofte går ret lang tid mellem

udbringning og nedbringning. En betydelig del af gødningen – især ajle – nedbringes ikke, hvilket i de fleste tilfælde skyldes, at gødningen er tilført bevoksede arealer.

**Tabel 3.4.** Tid mellem udbringning og nedbringning af husdyrgødning i 1989, procent af totalmængde (A21).

|                    | staldgødning | ajle | gylle |
|--------------------|--------------|------|-------|
| 0-6 timer          | 47           | 1    | 29    |
| 6-12 timer         | 4            | 0    | 5     |
| 12-24 timer        | 14           | 0    | 14    |
| 24-48 timer        | 17           | 5    | 24    |
| 48-96 timer        | 8            | 1    | 1     |
| over 96 timer      | 1            | 0    | 1     |
| ingen nedbringning | 9            | 93   | 26    |

Konsekvenserne af varierende tid mellem udbringning og nedbringning for ammoniakfordampningens omfang omtales nærmere i afsnit 3.3.

### 3.2.3 Gødningstilførsel til afgrøder

Landbrugets gødskningspraksis er belyst ved interviewundersøgelser i 7 vandløbsoplande i årene 1983-1984 og 1989. Disse undersøgelser viste betydelige variationer i kvælstoftilførslen (fig. 3.3).

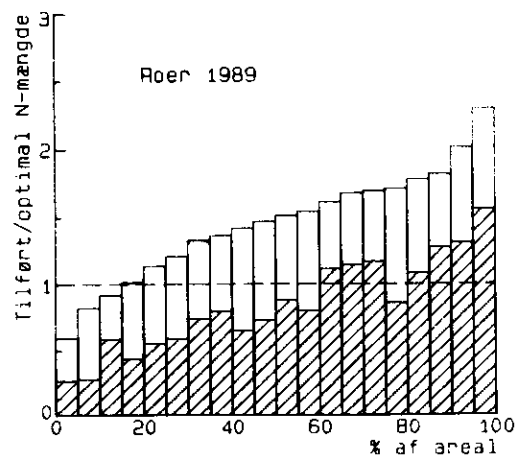
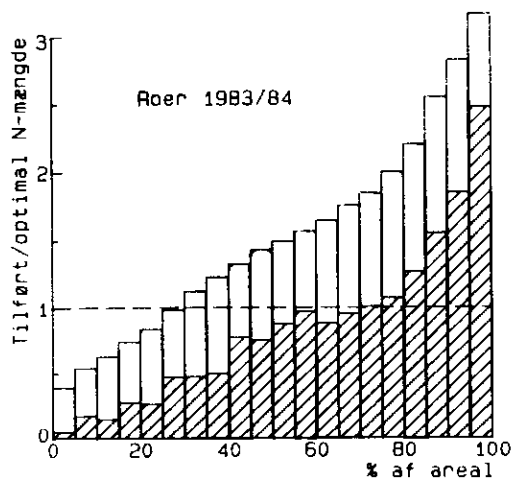
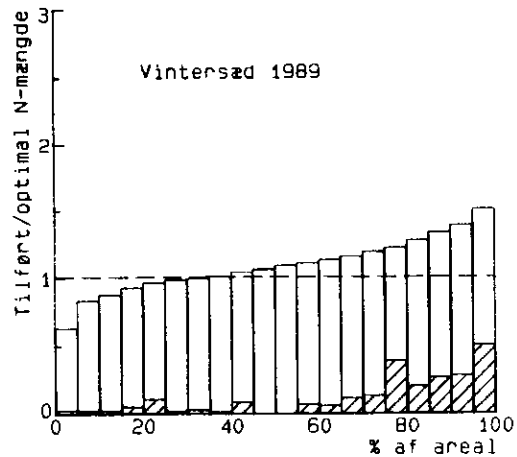
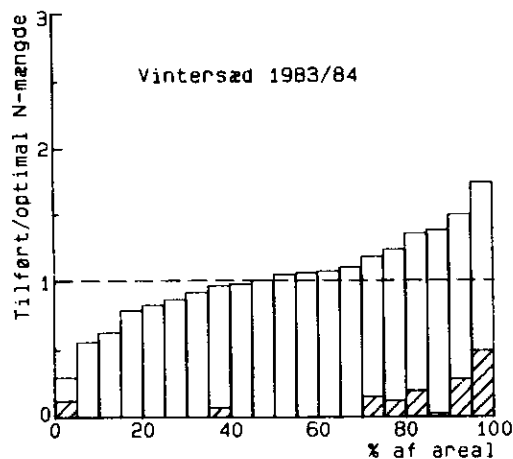
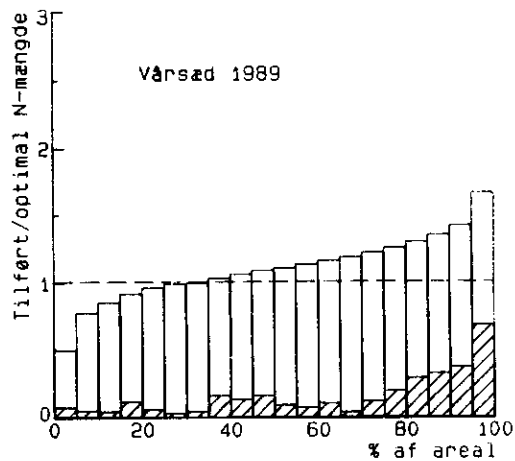
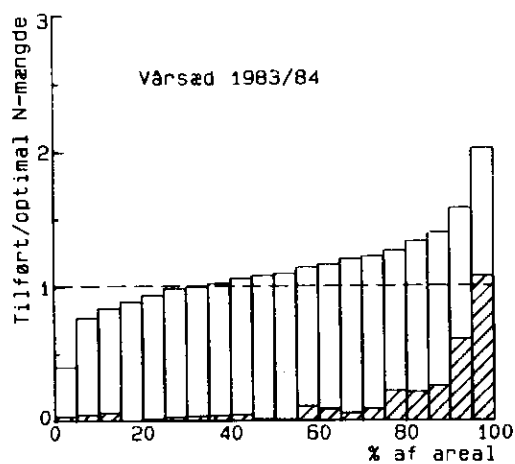
Beregningsen af effektiv N-tilførsel i husdyrgødning er i disse undersøgelser baseret på værdital, som blandt andet afhænger af udbringningstidspunkt og efterfølgende afgrøde (A21).

#### *Variation i gødskningsniveau*

Generelt tilføres 25% af arealet mindre end den økonomisk optimale mængde, hvorimod ca. halvdelen af arealet tilføres væsentligt mere. En sammenligning af resultaterne fra 1983/1984 og 1989 viser, at variationen i gødningstilførsel er mindsket væsentligt i denne periode. Trods denne bedre fordeling tilføres over halvdelen af roearealet og næsten 1/10 af kornarealerne stadig en N-mængde, som er 50% over den økonomisk optimale mængde.

Da overgødskningen især er knyttet til husdyrgødede arealer, skyldes den formentlig i stor udstrækning undervurdering af husdyrgødningens værdi.

En vigtig konsekvens af den meget betydelige variation i gødskningsniveauet er, at udvaskningen er større end den ville være ved en mere ensartet fordeling, idet udvaskningen stiger



**Figur 3.3.** Variationer i effektiv N-tilførsel til forskellige afgrøder 1983/1984 og 1989. De skraverede dele af søjlerne viser effektiv N-tilførsel i husdyrgødning, de hvide dele tilførsel i handelsgødning. Stiplede linier viser afgrødernes gennemsnitlige kvælstofbehov de pågældende år (A21).

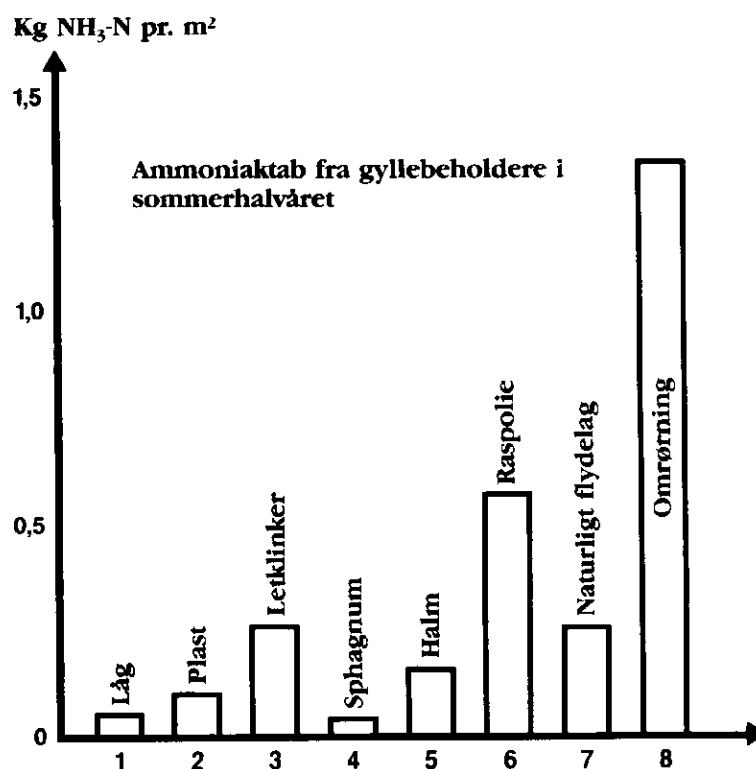
meget kraftig ved overgødskning, hvorimod undergødskning kun i mindre grad mindsker udvaskningen.

Ved modelberegninger af udvaskningen for regioner og på landsplan er det derfor nødvendigt at tage hensyn til, at en betydelig del af landbrugsarealet overgødes.

### 3.3 Ammoniakfordampning

Der fordamper ikke ammoniak af betydning fra jorden, så husdyrgødningen er den vigtigste kilde til ammoniak/ammoniumforbindelserne i luften, mens kilderne til kvælstofilter især er forbrændingsprocesser.

I NPo-forskningsprogrammet har man undersøgt ammoniakfordampningen fra gødningen forlader dyret, til den var nedbragt i jorden – for såvidt størrelsen ikke var kendt i forvejen – samt gennemført nogle nødvendige metodestudier, da hidtil brugte målemetoder til bestemmelse af luftens ammoniakind-



**Figur 3.4.** Ammoniakfordampning fra gyllebeholdere i perioden juli-sept 1990 omregnet til halvårligt tab (efter A12).

hold og afsætning enten er dyre, langsomme i brug eller usikre (A5 og A11).

Desuden har et projekt belyst fordampningen direkte fra bygplanter (A15).

### 3.3.1 Ammoniakfordampning fra stalde og lagre

Ammoniakfordampningen fra stalde blev ikke undersøgt i NPo-programmet, da det i et tidligere arbejde er bestemt til ca 10 tusinde t N pr år for Danmark. (Pedersen et al., 1987).

Godt en trediedel af husdyrgødningen opbevares som fast møg og ajle og knap to trediedele som gylle.

Fordampningen fra gyllebeholdere blev undersøgt ved forskellige former for overdækning og sammenlignet med fordampningen fra en gyllebeholder, der blev omrørt ugentlig (A12). Overdækningstyperne fremgår af figur 3.4. Ved naturligt flydelag forstås den måtte af halm og gødningsrester, der danner sig på overfladen af gødningen.

#### *Fordampning fra gyllebeholdere*

Fra beholderen med fast låg og plastfolie fordampede kun få promille af det totale kvælstofindhold i løbet af en halvårlig periode. Fra beholdere med letklinker (leca-sten), halm, og naturligt flydelag var tabet mindre end 20% af tabet fra den omrørte beholder.

Sphagnum var i dette forsøg lige så effektiv som et låg, men havde dårligere virkning i et andet forsøg (A12).

Rapsolien viste sig at være et dårligt dække i sommermånederne, fordi der dannedes revner i oliehindene.

Ammoniakfordampningen fra den omrørte beholder var ca. dobbelt så stor i sommerhalvåret som i vinterhalvåret på grund af den højere temperatur (henholdsvis 0,66 og 1,34 kg NH<sub>3</sub>-N pr m<sup>2</sup> pr halvår).

Forsøgene er lavet med kvæggylle (ammoniumindhold ca 64% af total N). Da svinegylle har et højere ammoniumindhold (ca 70%) og mindre tilbøjelighed til at danne flydelag, vil fordampningen herfra være noget større.

Ud fra disse resultater kan det skønnes, at den årlige fordampning fra de ca 3,4 mill m<sup>2</sup> overflade på gyllebeholdere uden fast låg maksimalt kan være ca. 6800 t N pr år, imod ca 1400 t N pr år ved god praksis med naturligt eller kunstigt flydelag (tabel 3.5). Ammoniaktabet med gældende praksis i 1989 skønnes til 5000 t N pr år.

#### *Skøn over stald og lagertab*

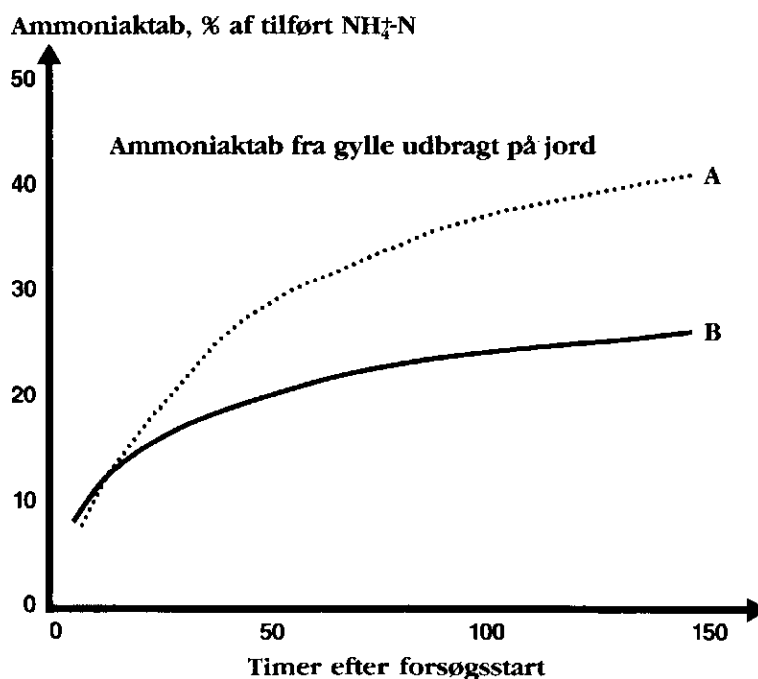
Tabet ved lagring af fast gødning og ajle er ikke undersøgt i NPo-forskningsprogrammet, men er tidligere skønnet til ca 10000 t N pr år. Det samlede årlige tab fra stalde og lagre kan herefter skønnes til at være omkring 25000 t NH<sub>3</sub>-N pr år.

**Tabel 3.5.** Skøn over den samlede årlige ammoniakfordampning fra gyllebeholdere, hvis beholderne er udækkede (a), og hvis de er dækket af halm, naturligt flydelag eller letklinker (b).

|                            | NH <sub>3</sub> -fordampning<br>fra gylleoverflade<br>kg N pr m <sup>2</sup> | NH <sub>3</sub> -fordampning<br>total fra gylle<br>beholdere t pr år |
|----------------------------|------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------|
| a. Beholdere uden flydelag | ca. 2                                                                        | ca. 6800                                                             |
| b. Beholdere med flydelag  | ca. 0,4                                                                      | ca. 1400                                                             |

### 3.3.2 Ammoniakfordampning fra gødning under og efter udbringning

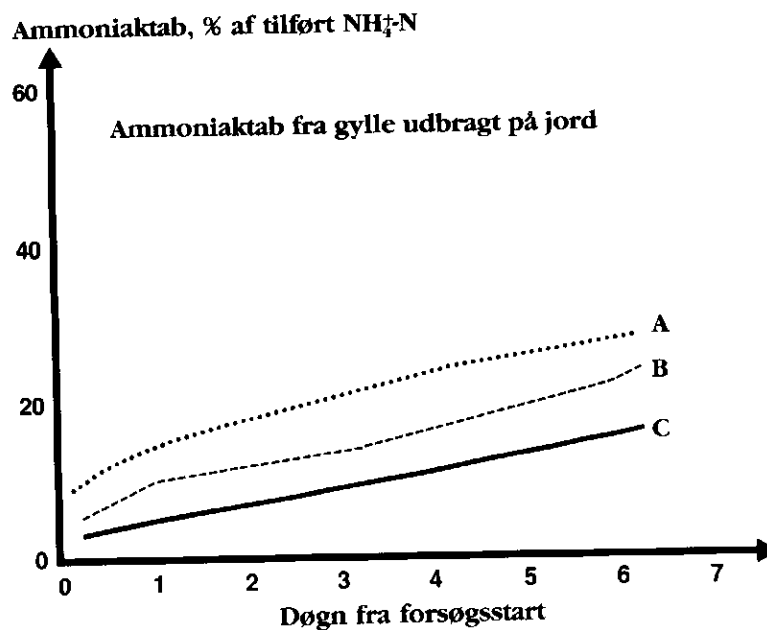
Ammoniakfordampningen under og efter udspreddingen af husdyrgødning har påkaldt sig en del opmærksomhed, da fordampningen kan blive stor, og da den afhænger af mange faktorer, der i et vist omfang kan påvirkes eller ændres.



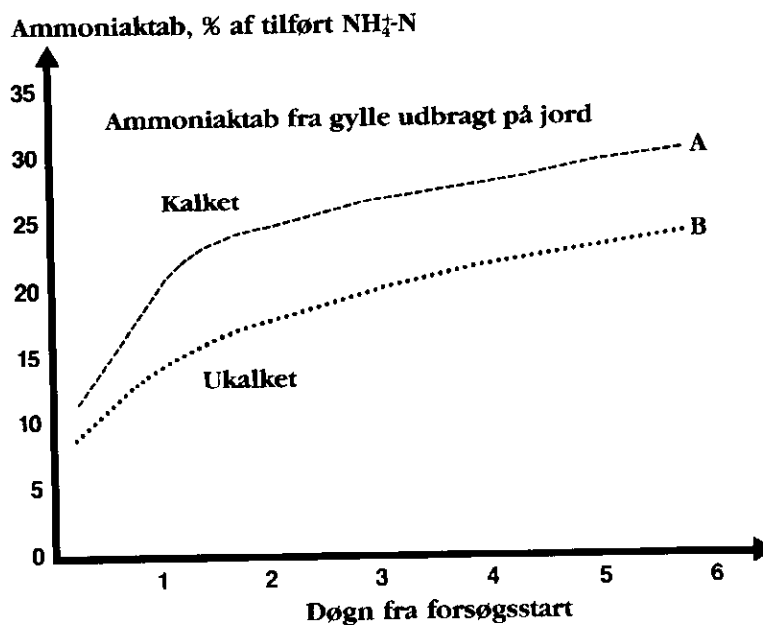
**Figur 3.5.** Summeret ammoniaktab fra svinegylle ved to forskellige tørstofindhold. Gyllen blev udbragt på jordoverfladen. Gennemsnit af en række forsøg foretaget ved -2 til 16 °C.

A: 4,4-7,9 % tørstof

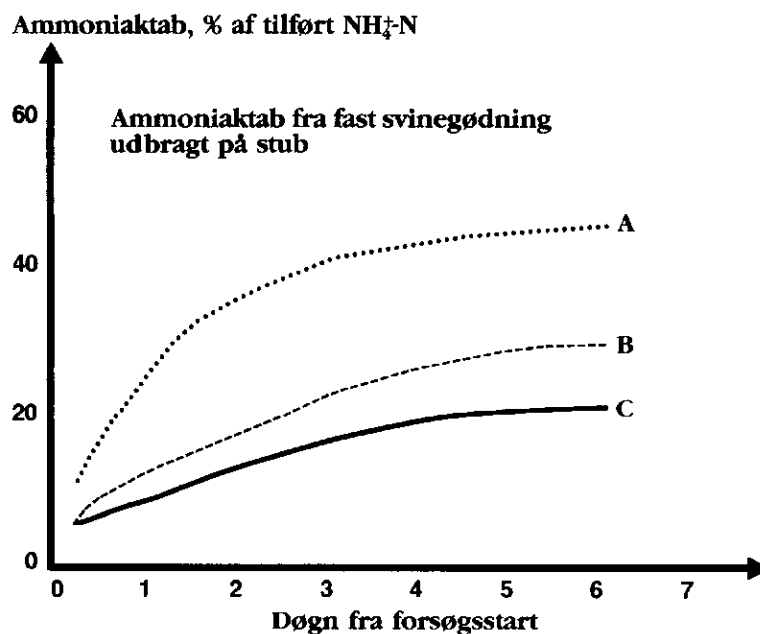
B: 0,7-3,8 % tørstof (Efter A7).



**Fig 3.6.** Summeret ammoniaktab fra A: svinegylle pH 7,4, B: svinegylle pH 6,4, C: høsegylle pH 6,9. Gødningen blev udbragt på jorden. (Efter A7).



**Fig 3.7.** Summeret ammoniaktab fra svinegylle udbragt på jorden ved gennemsnitstemperatur på 13 °C, damptryksdeficit 3,3 mbar. Gyllens pH 7,6 og tørstofpct 3,8.  
A: gyllen er udbragt på jord kalket med 0,5 kg kalk pr  $\text{m}^2$ .  
B: gyllen er udbragt på ukalket jord. (Efter A7).



**Fig 3.8.** Summeret ammoniakfordampning fra fast svinegødning ved temperatur på 10,3 °C og damptryksdeficit på 2-2,3 mbar.

A: udbragt på fræset stub,

B: på stub, nedharvet med det samme,

C: på stub vandet med  $4 \times 10 \text{ mm}$ .

#### Udspredningstab

Sammenligning mellem fordampningstabet fra gylle under selve udspreddingen og fordampningstabet under henligge-tiden på marken viser, at den største risiko for tab findes, når gyllen ligger på marken (A7). Tabet under selve udspreddingen var mindre end 4% af den udbragte ammonium uanset type af gyllespreder. Hvis gyllen lå 3 døgn på marken, kunne 40% af ammonium kvælstoffet tabes afhængig af temperatur, pH, vindhastighed og andet.

#### Udbringningstab

Som det fremgår af figurer fra de udførte forsøg afhænger fordampningen af en række faktorer. Nedbør umiddelbart efter udbringningen nedsætter fordampningen (figur 3.8) og af figur 3.5 og 3.7 fremgår det, at ca. 40% af gødningens ammonium kvælstof kan tabes, hvis gødningen ligger flere døgn på marken. Derfor er det påbudt at nedbringe gylle inden 12 timer, hvis den udbringes på bar jord.

Fordampningen er også pH afhængig, idet fordampningen dels påvirkes af gyllens egen pH og dels påvirkes af jordens pH (figur 3.6 og 3.7).

Sænkning af gyllens pH er imidlertid ikke enkel i praksis, og



sænkning af landbrugsjordens pH har ikke hidtil været på tale og kræver også nogle udbytteforsøg, så man kan vurdere en eventuel pH sænkningseffekt på udbyttet.

Den samlede ammoniakfordampning fra udbragt gylle med den landbrugspraksis, der var gældende i interviewåret 1989, kan beregnes – omend med stor usikkerhed – ud fra kendskabet til henliggetid på marken (A21) procentvis tab ved givne henliggetider (A7) og kendskab til den totale kvælstofmængde i udbragt gylle, der kan skønnes til 108000 t  $\text{NH}_3\text{-N}$  pr år (tabel 3.6). (Der produceres ca 300000 t N i gødning i landets stalde, heraf er  $\frac{2}{3}$  ammonium svarende til 200000 t  $\text{NH}_3\text{-N}$ . Ca 25000 tons N fordampede fra stalde og lagre, resten på ca 175000 t  $\text{NH}_3\text{-N}$  er fordelt med ca 62 % som gylle og 38% som fast møg og ajle.)

**Tabel 3.6.**

*Skøn over ammoniakfordampningen fra udbragt gylle med udbringningspraksis fra 1989. Der antages at være 108000 t  $\text{NH}_3\text{-N}$  i udbragt gylle.*

| A: % af gylle med den pågældende henliggetid<br>B: % fordampning med den pågældende henliggetid<br>C: % Ammoniakfordampning i 1000 t N fra gylle.<br>(108000 × A × B : 100 : 100). |     |    |      |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|----|------|
| Henliggetid<br>i timer                                                                                                                                                             | A   | B  | C    |
| < 6                                                                                                                                                                                | 29  | 09 | 2,8  |
| 6-12                                                                                                                                                                               | 5   | 16 | 0,9  |
| 12-24                                                                                                                                                                              | 14  | 22 | 3,3  |
| 24-48                                                                                                                                                                              | 24  | 30 | 7,8  |
| > 48                                                                                                                                                                               | 28  | 40 | 12,0 |
| Total                                                                                                                                                                              | 100 |    | 26,9 |

Når gyllen ligger på jorden, fordamper der dermed ca 25% af den tilførte ammoniak med den nedbringningspraksis, der var gældende i 1989 (tabel 3.6). Dertil kommer et tab på 4% ved selve udspreddningen, så der alt i alt tabes ca 29% eller ca 31000 t  $\text{NH}_3\text{-N}$  pr år. Antages det, at fordampningen fra møg og ajle er procentvis lige så stor, fås et udspreddnings- og udbringningstab på ca 51000 t  $\text{NH}_3\text{-N}$  pr år.

*Skøn over total  
 $\text{NH}_3$ -fordampning*

Den samlede ammoniakfordampning fra husdyrgødning kan nu skønnes til ca. 76000 t N. Dertil kommer nogle få tusinde

tons fra ammoniakfordampning fra planter (se afsnit 3.3.3) og 10-15000 t N fra ammoniakludning af halm og fordampning fra handelsgødning (Miljøstyrelsen 1990). Det samlede bidrag til atmosfæren er ud fra disse beregninger dermed omkring 90000 t  $\text{NH}_3\text{-N}$ . Dette er noget lavere end EMEP beregningerne på 106000 (Iversen et al. 1990) og de 118000 t  $\text{NH}_3\text{-N}$ , der er beregnet i A18, se figur 3.12. Årsagerne til forskellene kan – ud over almindelig usikkerhed – være, at ammoniakfordampningen fra stalde og fra lagre af fast mæg og ajle er undervurderet.

### 3.3.3 Ammoniakfordampning fra planter

Når kornsorter i perioden fra skridning til hæg har reducerede muligheder for kernefyldning vil et overskud af optaget kvælstof ikke indlejres i kernen, men det kan fordampe som ammoniak fra planterne.

Der blev igangsæt et projekt, der udviklede en metode til at måle ammoniak (A11) og metoden blev anvendt i A15.

I et forsæg med vårbyg (A15), gødet med 160 kg N pr ha, var fordampningen under naturlige forhold kun ca 1 kg N pr ha pr år. Ammoniakfordampningen fra planter må derfor skønnes at være af mindre betydning for luftens ammoniakindhold. Det skal dog bemærkes, at forsægsårene (1989-90) var bedst mulige for vækst og kvælstofudnyttelsen. Der er mulighed for, at man i år med dårlige vækstbetingelser kan komme op på højere værdier, varierende fra 5 – 40 kg  $\text{NH}_3\text{-N}$  pr ha pr år, som et dansk markforsæg med byg har vist (Schjærring et al 1989).

Hvis man antager, at der fordamper 1 kg  $\text{NH}_3\text{-N}$  fra hver af de 1.5 mill ha med korn, bliver den samlede fordampning ca. 1500 t N pr år.

## 3.4 Næringsstoffilførsel fra atmosfæren

Nedenstående vil kun dreje sig om kvælstofforbindelser. Atmosfæren indeholder 78% frit kvælstof ( $\text{N}_2$ ), der ikke er tilgængelig for planterne. Derudover indeholder den små mængder kvælstofforbindelser, der ved nedfald kan udnyttes af planterne. Disse forbindelser er dels de reducerede forbindelser ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) og ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), og dels kvælstofilterne  $\text{N}_2\text{O}$ , NO og  $\text{NO}_2$  og nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ).

Disse forbindelser kan dels afsættes ved tøraftsætning og dels ved vådaftsætning, men afsætningsfordelingen vil være forskellig for de enkelte stoffer. Ved tøraftsætning forstås, at planterne direkte optager forbindelserne fra luften, eller at små partikler sætter sig på jord og planteoverflader. Ved vådaftsætning forstås

den mængde, der afsættes med nedbøren. Totalafsætningen er da summen af de to.

Vådafsætningen findes ved at måle på indholdet i nedbørs-tragte og gange op med nedbørsmængden. Da de fleste tragttyper er åbne i tørvejrperioder, er der mulighed for nogen tørfafsætning. Denne tørfafsætning skønnes for ammoniak/ammonium at være lille, da tragtene anbringes langt fra ammoniakkloder.

*$\text{NO}_3^-$  og  $\text{NH}_4^+$  i nedbør*

#### 3.4.1 Tilførsel med nedbør (vådafsætning)

Undersøgelsen af atmosfærisk nedfald i Danmark (A6) viste, at kvælstoftilførslen med nedbøren ( $\text{NH}_x + \text{NO}_3^-$ ) var omkring 14 kg N pr ha som gennemsnit for landet, hvilket er en fordobling af niveauet fra 1950'erne på 7 kg N pr ha pr år, men kun en mindre stigning i forhold til niveauet i 1970'erne som blev målt til 12 kg N pr ha pr år.

Tilførslen er størst i Midt-, Vest- og Sønderjylland, 16-17 kg N pr ha pr år, og mindst på Sydsjælland, hvor depositionen har været uændret, ca. 10 kg N pr ha pr år, siden undersøgelserne i 1970'erne.

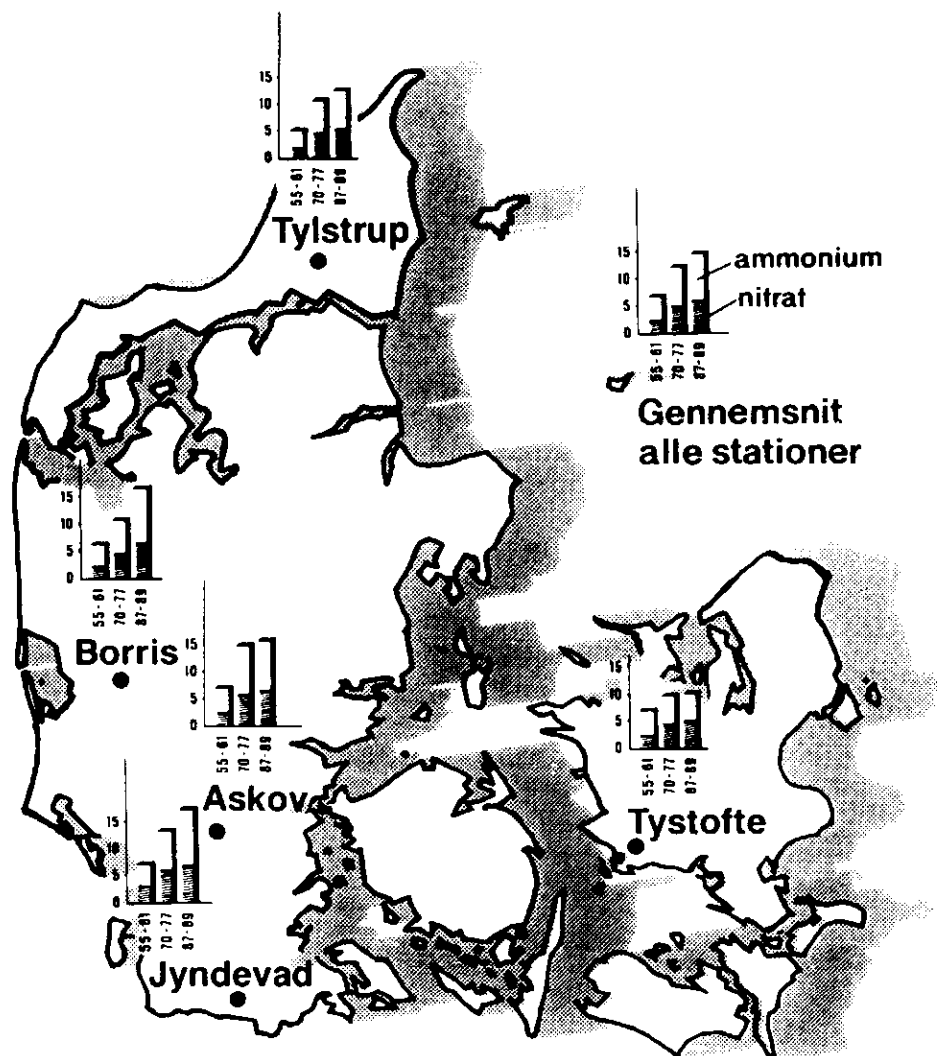
Den øgede kvælstoftilførsel med nedbøren siden 1970'erne på de jyske målestationer skyldes sandsynligvis en kombination af øget nedbør og øget ammoniak koncentration i luften som følge af fordampning fra husdyrhold.

#### 3.4.2 Tørfafsætning af kvælstofforbindelser

Tørfafsætningen afhænger dels af stofkoncentrationen i luften og dels af overfladens beskaffenhed. En ru overflade, hvor luften bliver filtreret (f.eks. en skov), vil give stor afsætning, og et plantedække, der har kvælstofmangel, vil kunne optage meget, mens en afgrøde, der er i kvælstofoverskud, kun optager ammoniak ved høje koncentrationer i luften. Dertil kommer at ammoniakkoncentrationen varierer meget fra sted til sted, hvilket alt i alt giver en del problemer, når tørfafsætningen skal skaleres op for større områder.

*Lokal  $\text{NH}_3$ -afsætning*

Ammoniakkoncentrationer i luften omkring husdyrbrug blev målt i 2 projekter (A4 og A5). Begge viste, at ammoniakkoncentrationen lokalt varierede meget, og at koncentrationerne i 100-200 m's afstand fra kilden var nede på værdier, der var almindelige for landbrugsområder. Faldet i ammoniakkoncentration skyldes ikke blot, at ammoniakken afsættes igen omkring kilden, men også at ammoniakken blandes op i luftmasserne oven over. 10-20 % af den udsendte ammoniak blev tørfa-



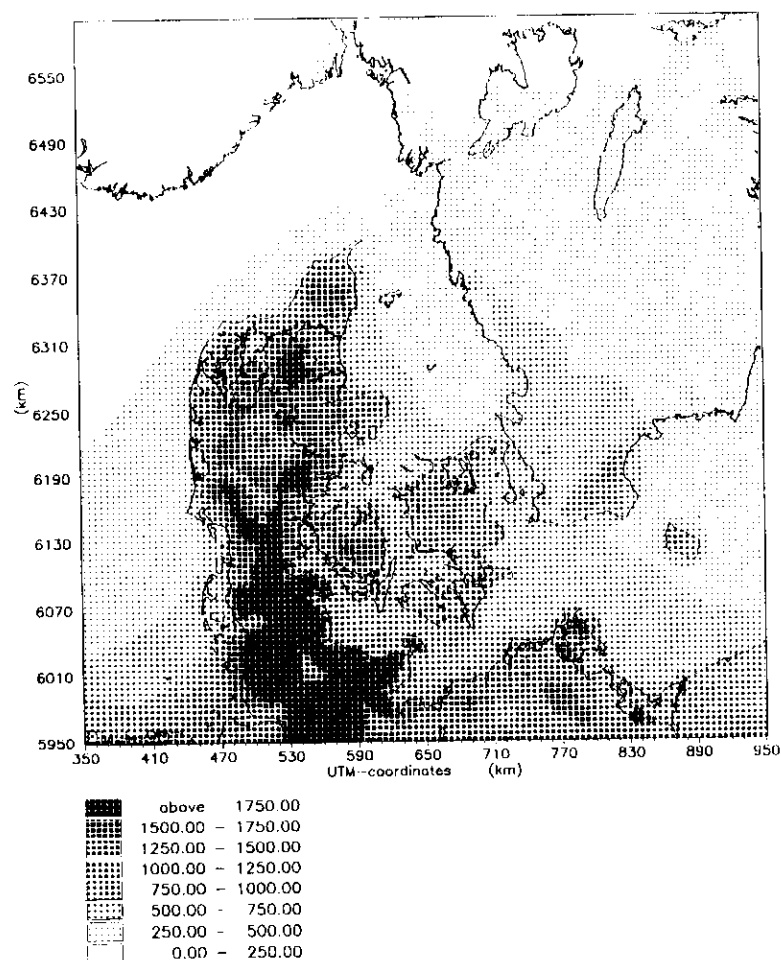
**Figur 3.9.** Afsætning af nitrat (udfyldt søjle) og ammonium (hvid søjle) med nedbøren på 5 lokaliteter i landbrugsområder (efter A6).

sat igen indenfor 1 km's afstand fra gården, og ganske tæt på gården kunne der afsættes 40 kg N pr ha på en måned.

### 3.4.3 Modelberegninger af kvælstofafsætningen

Den hollandske model "Trend" blev tilpasset til at beregne våd- og tørafsætningen af henholdsvis ammoniak + ammonium (A18) og våd- og tørafsætningen af kvælstofilter + nitrat i Danmark (A22).

Modelberegningerne viste, at den årlige afsætning af  $\text{NH}_3$

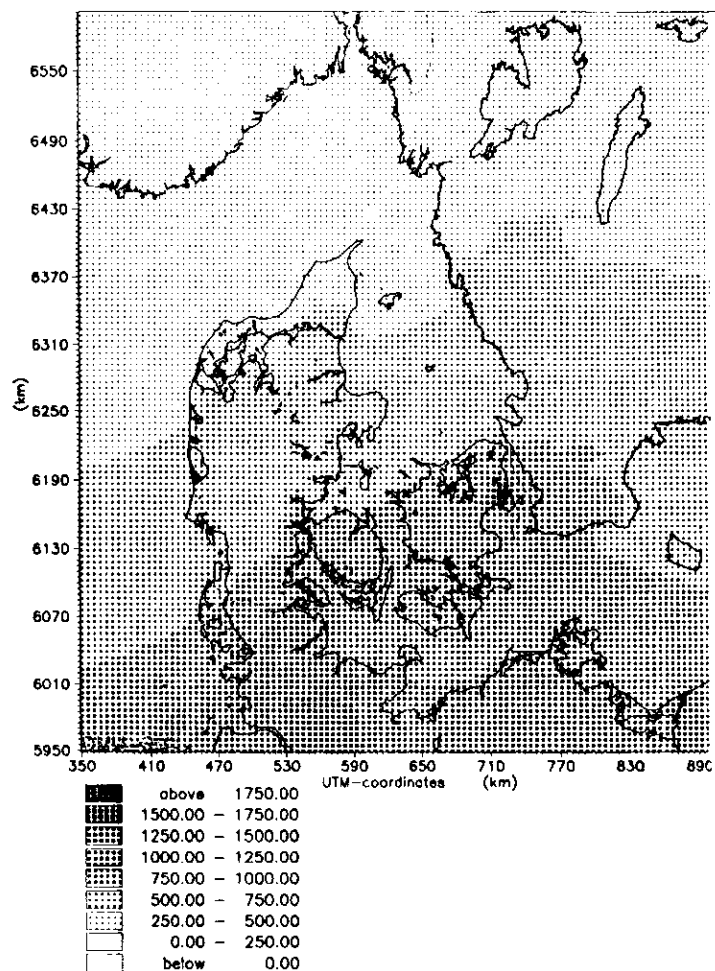


**Figur 3.10.** Våd- og tørafsætning af ammoniak og ammonium angivet i kg N pr km<sup>2</sup> (A18).

+  $\text{NH}_4^+$  varierede fra ca 7 kg N pr ha i nogle egne af Sjælland til ca 18 kg N pr ha i Midt- og Sønderjylland (figur 3.10), mens afsætningen af kvælstofilter + nitrat varierede fra ca 5 til 12 kg N pr ha. (figur 3.11).

#### Våd- og tørafsætning

Den samlede årlige afsætning af kvælstofforbindelser pr år i Danmark er ifølge modellerne ca. 15 kg pr ha i de lavest belastede områder (dele af Sjælland) og 25-30 kg N pr ha i de højest belastede områder (dele af Jylland). Dette stemmer rimeligt overens med målingerne, idet tørafsætningen, som varierer fra 2-3 kg N pr ha til 10-15 kg N pr ha skal lægges til afsætningen med nedbøren, der varierer fra 10 kg N pr ha på dele af Sjælland til 18 kg N pr ha i dele af Jylland.



**Figur 3.11.** Våd- og tørafafsetning af kvælstofilter + nitrat i kg pr km<sup>2</sup> pr år (A22).

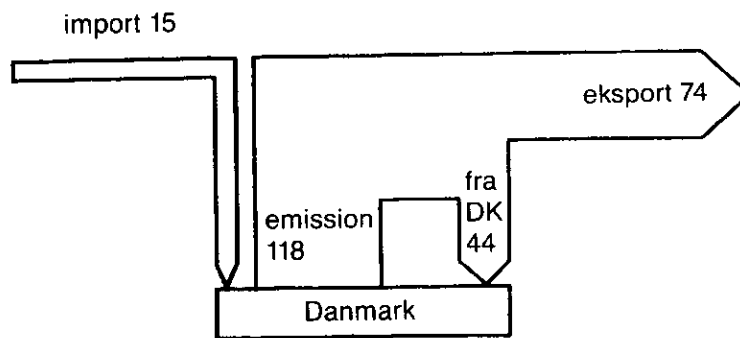
Modelberegningerne har også belyst im- og export af ammonium/ammoniak, kvælstofilter og nitrat.

Fra Danmark eksporteres mere ammoniak/ammonium end der importeres (henholdsvis 74.000 og 15.000 t N pr år), figur 3.12, og af de 118.000 t N, der udsendes, afsættes de 44.000 t N igen over danske landområder og 8.000 t N over Kattegat.

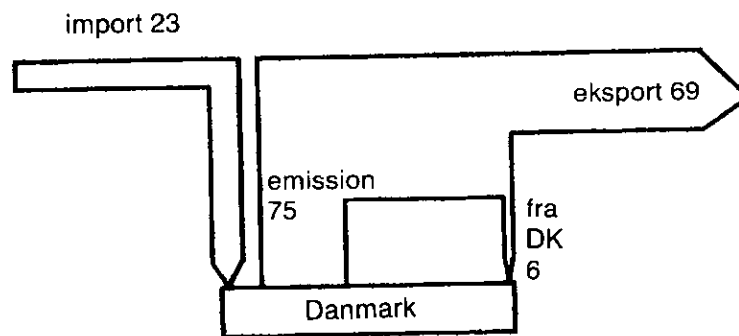
Hvis Danmark halverer sit ammoniakudslip, så viser modelberegningerne, at nedfaldet reduceres med en trediedel.

Med hensyn til kvælstofilter og nitrat er "importen" ca  $\frac{1}{3}$  af "eksporten" (figur 3.13). Da kvælstofilterne transporteres langt, før de afsættes, bliver kun 6.000 t N af de 75.000 t N Danmark udsender, afsat indenfor landets grænser.

Det skal bemærkes, at sådanne beregninger naturligvis er behæftet med store usikkerheder.



**Figur 3.12.** Tilførsel, afsætning og eksport af ammoniak og ammonium i Danmark i 1000 t N pr år (A18).



**Figur 3.13.** Tilførsel, afsætning og eksport af kvælstofarter og nitrat for Danmark i 1000 t N pr år (A22).

### 3.5 Omsætning af kvælstof i jorden

#### *N-pulje i jord*

I såvel dyrkede som udyrkede jorde er der en stor pulje af organisk kvælstof, som stammer fra tilførsel af planterester og husdyrgødning. Puljen er normalt større i skove og naturarealer end på landbrugsarealer, fordi jordbehandling, afvanding og kalkning fremmer omsætningen af det organiske stof.

I almindelig agerjord er den organiske N-pulje af størrelsesordenen 5-10 t N pr ha. Puljen udgøres af mange forskellige organiske forbindelser med stærkt varierende nedbrydningshastighed. De fraktioner, der lettest frigøres findes i mikroorganismer og frisk plantemateriale, der har en omsætningstid på få måneder. Under nedbrydning af disse materialer opstår en rest af tungere nedbrydeligt stof, herunder det såkaldte kernehumus, der består af meget stabile organiske stoffer.

#### *Frigørelse af uorganisk N*

Under nedbrydningen frigøres uorganisk kvælstof, der – i modsætning til det organisk bundne kvælstof – er let tilgængeligt

for planter. Ved denne såkaldte mineralisering frigøres kvælstoffet i første omgang som  $\text{NH}_4^+$ , som i stort omfang adsorberes på jordpartikler, således at udvaskning hindres. Ved temperaturer over 3-5 °C omdannes  $\text{NH}_4^+$  normalt hurtigt af mikroorganismer til nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ), som opløses i jordvandet og derfor let optages af planter eller udvaskes.

Hvis der i jorden findes zoner med iltfrie forhold, kan der endvidere ske en reduktion (denitrifikation) af nitrat til lattergas ( $\text{N}_2\text{O}$ ) eller frit kvælstof ( $\text{N}_2$ ), der afgives fra jorden til atmosfæren.

Alle disse processer har stor betydning for planternes gødningsbehov, jordens kvælstofpulje og udvaskningen fra rodzonen. N-mineralisering, ændringer i jordens N-pulje og denitrifikation er derfor belyst i flere af de gennemførte projekter.

### 3.5.1 N-mineralisering

Frigørelsen af kvælstof som plantetilgængeligt uorganisk kvælstof ved mineralisering af den organiske N-pulje i jorden er målt på fire forskellige jorde (A9, A13, B11).

#### *Nettomineralisering*

Den årlige nettomineralisering på forskellige arealer varierede fra 70 til 160 kg N pr ha. Den laveste værdi blev målt på sandblandet lerjord ved Askov, der ikke var tilført kvælstof i de forudgående 5 år (fig. 3.14).

På normalt gødede sandjorde ved Jyndevad (A9), (fig. 3.14) og i Nordsjælland (A13) var den årlige nettomineralisering omkring 100 kg N pr ha.

Den største mineralisering – 140 til 160 kg N pr ha – blev målt på to sandjordsarealer (B11), der gennem en årrække var tilført husdyrgødning og plantemateriale ved nedpløjning af efterafgrøder.

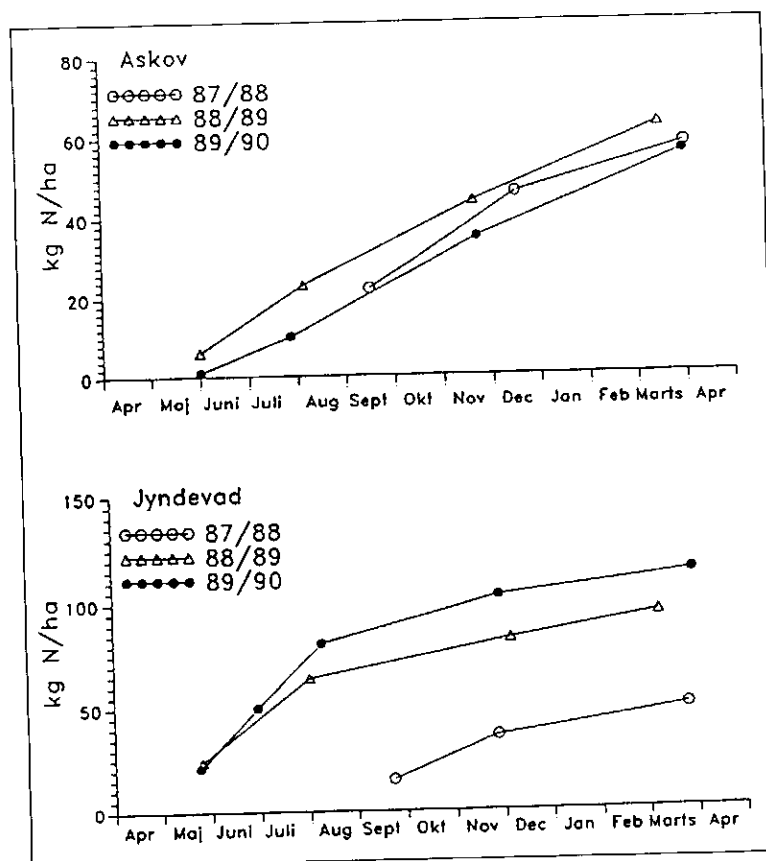
Ovennævnte målinger på forskellige landbrugsarealer er alle gennemført i perioden fra 1986 til 1990, hvor vintertemperaturen var betydelig over middel. I mere normale år med lavere vintertemperaturer kan der derfor forventes mindre mineralisering i vinterhalvåret end påvist i de her gennemførte undersøgelser.

#### *Modelberegninger*

Mineraliseringen under markforhold er også belyst ved beregninger med rodzonemodellen, DAISY. For førnævnte arealer ved Askov og Jyndevad gav modelberegninger et lidt lavere niveau (tabel 3.7), men resultaterne er iøvrigt i god overensstemmelse med målingerne i marken.

Det skal især bemærkes, at såvel målingerne i marken som modelberegningerne viser, at nettomineraliseringen på et givet areal stort set ikke påvirkes af gødskningen i forsøgsåret, hvori-





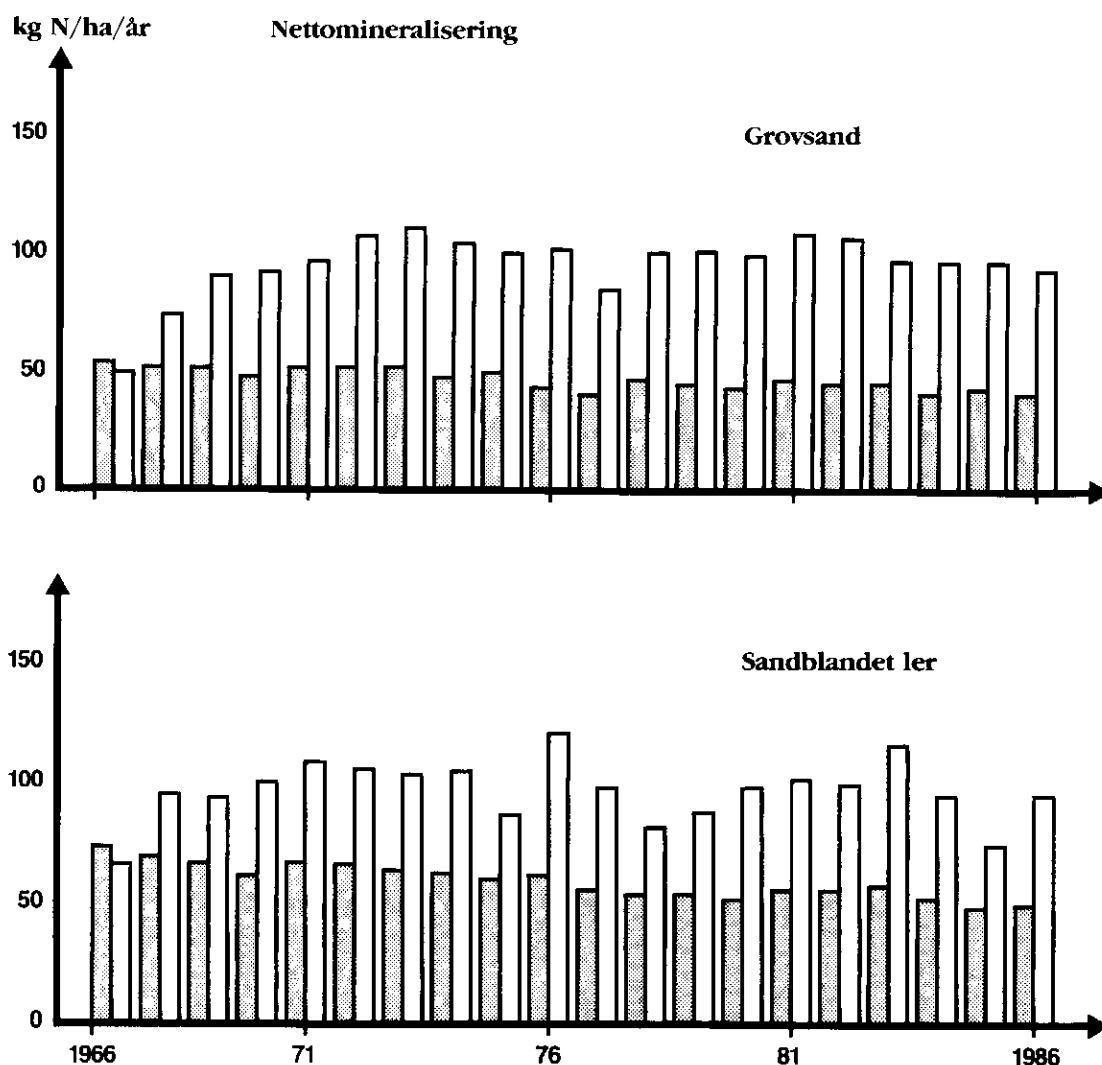
**Fig. 3.14.** Summeret N-mineralisering in situ på sandblandet lerjord (Askov) og grovsandet jord (Jyndeved) i ugødede led (A9).

mod der efter 5 år uden N-tilførsel er sket et betydeligt fald i mineraliseringshastigheden.

**Tabel 3.7.** Modelberegninger af nettomineralisering på sandblandet lerjord ved Askov og grovsandet jord ved Jyndeved (A10).

|         | Sandblandet lerjord |                |                     | Grovsandet jord   |                |                     |
|---------|---------------------|----------------|---------------------|-------------------|----------------|---------------------|
|         | Ingen N<br>i 5 år   | Gylle<br>forår | Handels-<br>gødning | Ingen N<br>i 1 år | Gylle<br>forår | Handels-<br>gødning |
| 1987/88 | 49                  | 60             | 62                  | 82                | 84             | 84                  |
| 1988/89 | 59                  | 74             | 74                  | 95                | 95             | 97                  |

Beregninger af effekten af halmnedmuldning ved kontinuerlig bygdyrkning på disse jorder er gennemført med de aktuelle klimadata fra perioden 1966-86 (fig. 3.15).



**Fig. 3.15.** Modelberegninger af årlig nettomineralisering ved kontinuerlig bygdyrkning i 20 år. Afgrøden er gødsket med 90 kg N pr ha pr år som handelsgødning. Halm nedmuldet (åbne søjler) halm fjernet (udfyldte søjler). (Efter A10).

#### Effekt af halmnedmuldning

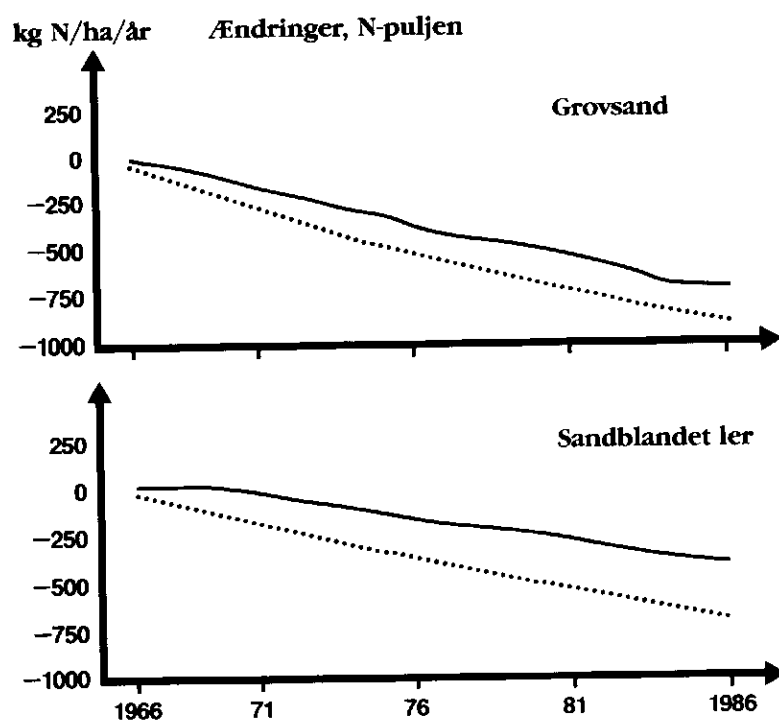
Ifølge disse beregninger medfører kontinuerlig bygdyrkning uden halmnedmuldning, at nettomineraliseringen falder til et niveau på 40-50 kg N pr ha. Halmnedmuldning medfører et lille fald i nettomineraliseringen det første år. Derefter øges mineraliseringen, så den efter en 5 års periode ligger på et niveau omkring 100 kg N pr ha. På begge jordtyper medfører halmnedmuldning således efter få år en årlig nettomineralisering, der er ca. 50 kg N pr ha større end på tilsvarende arealer uden halmnedmuldning.

De forskellige undersøgelser og modelkørsler viser således samstemmende, at tilførsel af organisk stof i form af planterester og husdyrgødning over en årrække forøger nettomineraliseringen betydeligt. Det betyder, at afgrødernes behov for tilførsel af kvælstof mindskes, og at muligheden for kvælstofudvaskning udenfor vækstsæsonen øges.

### 3.5.2 Ændringer i N-puljen i jorden

Størrelsen af N-puljen i jorden er bestemt af balancen mellem tilførsel og mineralisering af N-holdigt organisk stof.

I forbindelse med ovennævnte modelberegninger af halmnedmuldningens effekt på nettomineraliseringen blev der også gennemført beregninger af effekten på jordens N-pulje. Beregningerne viste, at der ved anvendelse af handelsgødning og ensidig bygdyrkning uden halmnedmuldning på Askov jorden var et gennemsnitligt årligt fald i N-puljen på 34 kg N pr ha (fig. 3.16).



**Fig. 3.16.** Ændringer i jordens N-pulje gennem 20 års ensidig bygdyrkning. Halm nedmuldet (fuldt optrukken kurve), halm fjernet (stiplet kurve). Afgrøden er gødsket med 90 kg N pr ha pr år som handelsgødning (A10).

Med halmnedmuldning blev faldet begrænset til 20 kg N pr ha. For sandjorden ved Jyndevad var de tilsvarende årlige fald i N-puljen 46 kg N pr ha uden halmnedmuldning og 38 kg N pr ha med halmnedmuldning.

De beregnede værdier for Askov jorden er i god overensstemmelse med målinger af N-puljens størrelse i denne jord gennem en periode på 30 år, idet disse målinger ved 3 forskellige sædskifter har vist et fald på 22, 29 og 33 kg N pr ha (Christensen 1989). Det skal dog bemærkes, at disse målinger kun omfattede pløjelaget, og at de kan være påvirket af en forøget pløjedybde i forsøgsperioden, hvilket medfører, at de beregnede tab er for store. Dertil kommer, at gødskningsniveauet har været lavere end gældende for normal landbrugspraksis.

#### *Husdyrgødning kan øge N-puljen*

De gennemførte undersøgelser viste dog ikke et entydigt fald i N-puljen på sædskiftearealer, idet modelberegning med en svensk udviklet model – Soil-N – af N-puljen på fire arealer i almindelig landbrugsdrift viste en stigning i N-puljen på henholdsvis 20, 29 og 44 kg N pr ha pr år for de 3 sædskifter, der blev tilført store mængder husdyrgødning, mens der i det sidste sædskifte, som blev tilført ajle et enkelt år, var et beregnet fald på 8 kg N pr ha pr år (A20).

Endvidere blev der i forbindelse med effekten af marginalisering af landbrugsjord, gennemført en beregning af ændringer i N-puljen på basis af målinger af tilført og bortført kvælstof (A13).

**Tabel 3.8.** Ændringer i jordens N-pulje ved forskellig arealanvendelse på sandjord, gennemsnitligt 2 års forsøg (A13).

| Arealanvendelse                | Ændringer i N-pulje |                     |
|--------------------------------|---------------------|---------------------|
| Alm. sædskifte, handelsgødning | -                   | 23 kg N pr ha pr år |
| Græs ugødet, ikke græsset      | +                   | 36      - » -       |
| Græs ugødet, afgræsset         | +                   | 5        - » -      |
| Græs gødet, afgræsset          | +                   | 195     - » -       |

Resultaterne af disse undersøgelser, som er vist i tabel 3.8, viser et fald på 23 kg N pr ha ved almindeligt sædskifte, mens der på græsarealer sker en forøgelse af indholdet af N-puljen.

De gennemførte undersøgelser og beregninger indikerer således, at der på handelsgødet agerjord med almindeligt sædskifte fortsat sker et fald i jordens N-pulje. Tilførsel af plante-materialer og husdyrgødning begrænser faldet og kan medføre en mindre forøgelse af puljen. På arealer, der udlægges med varig græs, sker der en betydelig forøgelse af N-puljen.

Om der for landbrugsarealer som helhed sker stigning eller fald i N-puljen kan ikke afgøres med sikkerhed på basis af de foreliggende resultater.

### 3.5.3 Denitrifikation i rodzonen

Biologisk denitrifikation i rodzonen har længe været kendt som en vigtig proces, hvor nitrat omdannes til  $N_2O$  og  $N_2$  og tabes til atmosfæren. Trods mange undersøgelser i den seneste snes år er der stadig stor usikkerhed om omfanget af denitrifikation i rodzonen under markforhold, blandt andet på grund af mangel på velegnede målemetoder. Der er derfor i to projekter (A3 og A9) arbejdet med videreudvikling af eksisterende målemetoder. Endvidere er der foretaget målinger under markforhold (A9, A13 og B11) og foretaget modelberegninger under aktuelle betingelser (A10 og A20).

*Denitrifikation varierer*

Fra tidligere undersøgelser er det velkendt, at denitrifikationsens omfang er afhængig af mængden af let nedbrydeligt organisk stof, iltningsforholdene i jorden, temperaturen og koncentrationen af  $NO_3^-$  i jordvandet. Flere af disse parametre varierer meget både i tid og sted i marken. Det er derfor vanskeligt at kvantificere årsgennemsnit for denitrifikation på markniveau. Resultaterne af de gennemførte undersøgelser, som omtales i det følgende, har dog givet vigtige informationer om størrelsesordenen og variationen i N-tabet ved denitrifikation i rodzonen.

*Målinger under markforhold*

Ved undersøgelser i 1987-89 af denitrifikation i sandblandet lerjord ved Askov fandtes gennemgående lave værdier på 0,01-5 kg N pr ha pr år. Der blev dog i perioden fra marts til maj i 1989 registreret en denitrifikation på 30 kg N pr ha på et areal tilført handelsgødning, hvor der var en kombination af højt nitratindhold og højt vandindhold (A9).

*Lille denitrifikation på sandjord*

På den grovsandede jord ved Jydevad var denitrifikationen forsvindende lille, selv umiddelbart efter udspredning af gylle og ved højt vandindhold, hvor betingelserne for denitrifikation var optimale (A9).

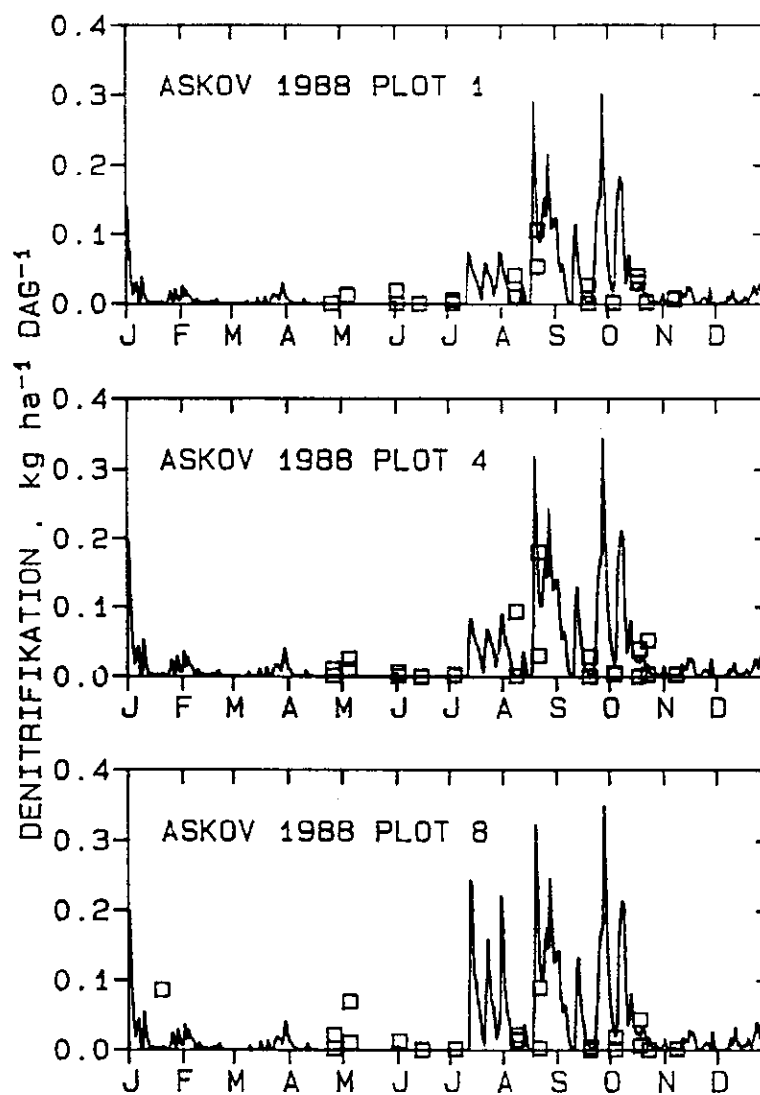
*Jordens vandindhold har stor betydning*

Med undersøgelserne viste en klar sammenhæng mellem jordens vandindhold og denitrifikationsaktiviteten, hvilket blev underbygget af laboratorieforsøg. Denitrifikationen blev først af betydning, når vandindholdet i jorden var over markkapaciteten (A3). På 2 sandjorde, som igennem en årrække var tilført husdyrgødning hvert år, fandtes et årligt tab ved denitrifikation

på henholdsvis 8 og 2 kg N pr ha. Størrelsesordenen af disse tal underbygges af supplerende laboratorieforsøg kombineret med en simpel denitrifikationsmodel, der viste et årligt tab på 2-3 kg N pr ha. (B11).

### Modelberegninger

Ved beregningen med rodzonemodellen, DAISY, simuleredes denitrifikationsaktiviteten på 3 forsøgspareller på sandblandet lerjord ved Askov (fig. 3.17), (A10). Figuren viser, at denitrifikation hovedsagelig sker indenfor korte perioder. Den beregnede



**Fig. 3.17.** Målt ( $\square$ ) og simuleret denitrifikation (optrukket linie) i lerjord ved Askov. (A10).

årlige denitrifikation var henholdsvis 7, 8 og 9 kg N pr ha, hvilket er i rimelig overensstemmelse med målingerne i marken.

Beregninger med rodzonemodellen, Soil-N, for arealer i praktisk landbrug, viste en årlig denitrifikation på 2-7 kg N pr ha for lerjorde og ikke nævneværdig denitrifikation på sandjorde (A20).

De gennemførte undersøgelser indikerer, at det årlige N-tab ved denitrifikation er af størrelsesordenen 0-5 kg N pr ha på sandjorde og 2-30 kg N pr ha på sandblandede lerjorder. På svære lerjorder kan der forventes højere værdier.

### 3.6 Kvælstofudvaskning fra rodzonen

Forudsætningen for, at der kan udvaskes kvælstof fra rodzonen er, at der siver vand fra rodzonen til dybere liggende jordlag, og at der i dette nedsivende vand findes opløste kvælstofforbindelser – især nitrat.

Nedsivning af vand fra rodzonen er ikke en kontinuerlig proces. Den forekommer kun, når jordens vandindhold overstiger markkapaciteten. I sommerhalvåret sker der normalt ingen nedsivning fra rodzonen, fordi vandfordampningen fra jord og planter er større end nedbørsmængden.

I vinterperioden, hvor fordampningen fra jord og planter er meget lille, er nedsivningen fra rodzonen derimod af næsten samme størrelse som nedbørsmængden.

De vigtigste faktorer for nitratnedvaskningens størrelse og grundvandets kvalitet er derfor mængden af nedsivende vand og koncentrationen af nitrat i jordvandet i efterårs- og vinterperioden.

Begge disse faktorer er afhængige af såvel naturgivne som dyrkningsmæssige faktorer.

Mængden af nedsivende vand er især afhængig af nedbørsmængden i efterårs- og vinterperioden, men den påvirkes også af jordens evne til at tilbageholde vandet og af afgrødevalget. Sidstnævnte især fordi fordampningen er større fra bevokset end ubevokset jord i vækstperioden.

*NO<sub>3</sub><sup>-</sup> koncentrationen lav ved vækstperiodens slutning*

Mængden af nitrat i jordvandet i efterårs- og vinterperioden er mest afhængig af dyrkningsfaktorer.

Ved gødskning om foråret med anbefalede kvælstofmængder vil normalt udviklede afgrøder optage næsten al nitrat i jorden før vækstperioden slutter. På arealer som ikke er bevoksede efterår og vinter vil nitratkoncentrationen derfor hovedsagelig være styret af de i afsnit 3.5 omtalte mineraliserings- og nitrifikationsprocesser, som især i perioder med høj jordtemperatur kan medføre dannelse af betydelige nitratmængder.

Hvis jorden er bevokset, kan planterne helt eller delvis optage den frigjorte nitratmængde, således at koncentrationen i jordvandet holdes nede på et lavt niveau i vinterperioden. Omvendt kan tilførsel af husdyrgødning i efterårs- og vinterperioden medføre en forøgelse af nitratmængden i jorden. Det gælder især med høje temperaturer i vinterhalvåret, som fremmer mineraliseringen og nitrifikationen af det tilførte ammonium og organisk bundne kvælstof i husdyrgødning.

Endvidere kan tilførsel af større kvælstofmængder, end planterne kan optage, medføre, at der allerede ved vækstperiodens afslutning findes betydelige nitratmængder i jordvandet.

Som følge af afhængighed af disse forskellige faktorer er størrelsen af kvælstofudvaskningen i praktisk landbrug meget varierende både fra år til år og fra mark til mark.

I de følgende tre afsnit resumeres resultaterne af de i forskningsprogrammet gennemførte undersøgelser som omfatter:

- undersøgelser under kontrollerede forhold på forsøgsmarker,
- undersøgelser på naturarealer og i praktisk landbrug og
- modelberegninger.

Derefter foretages en sammenfattende vurdering af naturgivne og dyrkningsmæssige faktoreres indflydelse på udvaskningen.

### 3.6.1 Undersøgelser på forsøgsmarker

Undersøgelser af udvaskningen under kontrollerede og styrede dyrkningsbetingelser omfatter arealer med optimal tilførsel af handelsgødningskvælstof, arealer med moderate tilførsler af gylle (uden supplerende handelsgødningskvælstof) og arealer uden N-tilførsel (A9).

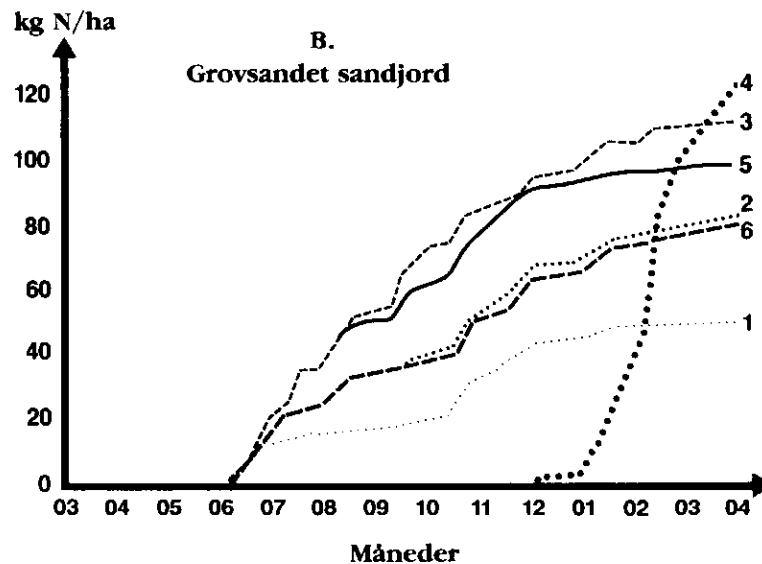
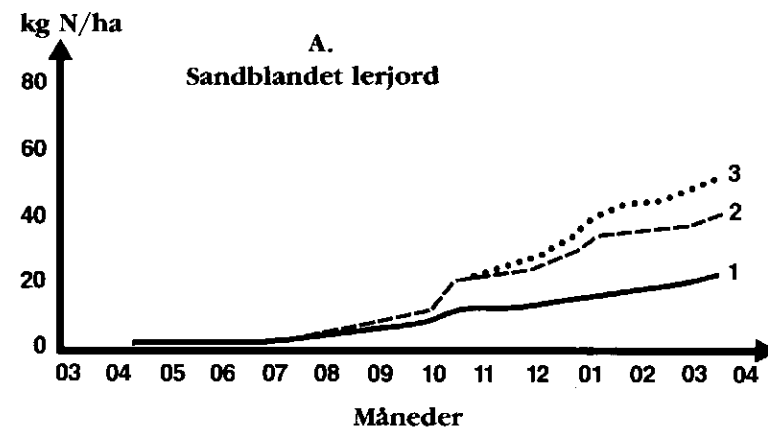
#### *Handelsgødede arealer*

Resultaterne fra et af forsøgsårene fremgår af fig. 3.18, som viser udvaskningen fra en sandblandet lerjord ved Askov og en grovsandet jord ved Jyndevad. Ved tilførsel af normale mængder handelsgødning på 133 kg N pr ha ved Askov og 120 kg N pr ha ved Jyndevad, var den gennemsnitlige årlige udvaskning gennem 3 år henholdsvis 61 og 63 kg  $\text{NO}_3\text{-N}$  pr ha på de to lokaliteter. Der var således ikke væsentlig forskel på udvaskning fra ler- og sandjord ved anvendelse af økonomisk optimale mængder handelsgødning.

#### *Gylle, forår*

Ved tilførsel af 25 – 30 t gylle pr ha (100 kg  $\text{NH}_4\text{-N}$  pr ha) om foråret uden supplerende handelsgødnings-N var der derimod store forskelle på N-udvaskningen fra de to jordtyper, idet den årlige gennemsnitlige udvaskning fra den sandblandede lerjord





**Fig. 3.18.** Den opsummerede udvaskning af nitrat-N i kg pr ha for to jorder. Afgrøden var i alle tilfælde vårbyg. På den sandblandede lerjord (A) var der i 1988-89 tre behandlinger: A1: ingen kvælstofgødning, A2: 100 kg N som ammonium-N i gylle om foråret, A3: 133 kg N som handelsgødning.

På de grovsandede sandjorde (B) var der i 1987-88 seks behandlinger: B1: ingen kvælstofgødning, B2: 55 kg N givet som ammonium-N i gylle om foråret, B3: 110 kg ammonium-N i gylle om foråret, B4: 110 kg ammonium-N i gylle givet om efteråret, B5: 110 kg ammonium-N i gylle givet om foråret, med udlæg, B6: 120 kg handelsgødning (A9).

og den grovsandede jord var henholdsvis 51 kg NO<sub>3</sub>-N pr ha og 82 kg NO<sub>3</sub>-N pr ha.

#### *Gylle, efterår*

Ved udspredning af gylle omkring 1. december blev der i løbet af vinteren eller i den efterfølgende vækstsæson udvasket en nitratmængde svarende til det tilførte uorganiske kvælstof. Denne store udvaskning skal ses i sammenhæng med den høje vintertemperatur de pågældende år. I år med lave vintertemperaturer, må effekten på udvaskningen af efterårsudbragt husdyrgødning forventes at være betydelig mindre.

#### *Efterafgrøde*

En efterafgrøde af italiensk rajgræs nedsatte den gennemsnitlige årlige udvaskning fra gyllegødede arealer fra 82 kg NO<sub>3</sub>-N pr ha til 47 kg NO<sub>3</sub>-N pr ha på den grovsandede jord. Der var store variationer fra år til år, afhængig af høsttid og efterafgrødens udvikling.

#### *Ugødede marker*

Endvidere viste undersøgelserne, at udvaskningen fra lerjord ved Askov, der har været ugødet siden 1984, var 40 kg NO<sub>3</sub>-N pr ha mod 61 kg pr ha ved tilførsel af normale mængder handelsgødning. På en ugødet sandjord ved Jyndevad, der året før var tilført svinegylle, var den gennemsnitlige årlige udvaskning 62 kg NO<sub>3</sub>-N pr år mod 63 kg pr ha fra et tilsvarende areal tilført normale mængder handelsgødning.

Disse resultater tyder på, at udvaskningens størrelse, selv ved moderat tilførsel, er afhængig af gødskningsniveauet, men at det varer adskillige år, før den fulde effekt af ændret gødskningsniveau kan observeres.

### **3.6.2 Undersøgelser på naturarealer og i praktisk landbrug**

I flere projekter er der gennemført konkrete undersøgelser af nitratudvaskninger fra naturarealer og under aktuel landbrugspraksis.

Resultaterne er sammenstillet i tabel 3.9, som viser, at der er meget store variationer i udvaskningen ved forskellig arealanvendelse og gødskningspraksis. Yderpunkter i de foreliggende undersøgelser er naturarealer, hvor nitratudvaskningen er under 5 kg NO<sub>3</sub>-N pr ha, og husdyrgødede sædskifte arealer, hvor den gennemsnitlige udvaskning på 17 marker er omkring 85 kg NO<sub>3</sub>-N pr ha.

#### *Udvaskning af organisk N*

På flertallet af arealerne er der også analyseret for totalkvælstof i det nedsivende vand. Disse analyser fra dyrkede arealer viser, at der i det nedsivende jordvand ud over nitrat findes 5-6 mg organisk N pr l (A8, B11).

**Tabel 3.9.** Kvælstofudvaskning bestemt ved målinger på naturarealer og i praktisk landbrug. Tal i parentes angiver antal undersøgelser.

| Afgrøde                  | Husdyrgødning | Udvaskning<br>kg NO <sub>3</sub> -N pr ha |            | Total N    |         | Rapport<br>nr. |
|--------------------------|---------------|-------------------------------------------|------------|------------|---------|----------------|
|                          |               | Variation                                 | Gennemsnit | Gennemsnit |         |                |
| Naturarealer             | -             | 0,5-3,3                                   | 2,5        | (6)        |         | A13            |
| Marginaljord (grøn brak) | -             | 2-5                                       | 4          | (4)        |         | A13            |
| Varig græs               | -             | 8-35                                      | 16         | (4)        |         | A13, C14       |
| Kløvergræs, sædskifte    | -             |                                           | 25         | (1)        | 48 (1)  | A8             |
| Vintersæd og raps        | -             | 39-44                                     | 41         | (3)        | 49 (2)  | A8, A13        |
| Vintersæd og raps        | +             | 29-88                                     | 62         | (6)        | 78 (6)  | A8, B11        |
| Vårbyg                   | -             | 19-166                                    | 72         | (12)       | 94 (11) | A8, A13        |
| Vårbyg                   | +             | 48-147                                    | 86         | (5)        | 106 (5) | A8             |
| Rodfrugter               | +             | 28-154                                    | 88         | (6)        | 111 (6) | A8             |

Det svarer til, at der gennemsnitligt udvaskes 10-20 kg organisk N pr ha pr år, afhængig af mængden af overskudsnedbør.

På det foreliggende grundlag er det ikke muligt at afgøre, om disse tal er repræsentative for landbrugsarealer, men de fundne værdier viser, at det er meget vigtigt at inddrage udvaskningen af organisk kvælstof både ved vurderingen af miljømæssige effekter og ved vurderingen af kvælstofbalancer i landbruget.

Tidligere vurderinger af udvaskningen fra landbrugsarealer har kun været baseret på nitratudvaskningen. En korrektion for udvaskning af organisk N vil derfor betyde en generel forøgelse af udvaskning af totalkvælstof på yderligere ca. 15 kg N pr ha – såfremt de påviste koncentrationer er repræsentative for landbrugsarealer.

### 3.6.3 Modelberegninger

For at forbedre grundlaget for vurderingen af udvaskningens størrelse fra landbrugsarealer som helhed og udvaskningens va-

riation ved forskellige driftsforhold, jordbundsforhold og klimatiske betingelser blev der under NPo-forskningsprogrammet udviklet en rodzonemodell, DAISY (A 10).

Modellen er valideret med omfattende data fra velkontrollede forsøg på forsøgsstationerne St. Jyndeved og Askov. Ved denne validering er der fundet tilfredsstillende overensstemmelser mellem målt og modelberegnet udvaskning.

#### *Effekt af halmnedmuldning*

I forlængelse af udviklingsarbejdet er modellen som tidligere omtalt også anvendt til simulering af effekten af halmnedmuldning igennem tyve år. Denne simulering viste, at der ved en konstant N-tilførsel på f.eks. 120 kg pr ha, kun kan forventes mindsket udvaskning som følge af halmnedmuldning i de første år. Derefter vil der ske en øget udvaskning (A10).

Såfremt der tages tilstrækkeligt hensyn til det faldende behov for N-gødskning, er det dog sandsynligt, at en mere langvarig reduktion af udvaskningen ved halmnedmuldning er mulig.

Modellen er også anvendt til beregning af udvaskningen under praktiske landbrugsforhold i Rabis Bæk området i 1987 og 1988 (A14) og i forbindelse med modellering af næringssalttransport og omsætning i vandløbsoplande (B15).

#### *Modelberegninger*

Den modelberegnete N-udvaskning udviser gennemgående større variation end de i afsnit 2.6.2 omtalte beregninger, baseret på målinger (tabel 3.7), men der er god overensstemmelse med hensyn til det gennemsnitlige niveau.

F.eks. viser modelberegninger på udvalgte eksempler for N-tilførsler til sædskiftearealer, at udvaskningen fra bygmærker varierer fra 16 til 197 kg N pr ha med et gennemsnit på 75 kg N pr ha (A 14).

Beregninger baseret på statistiske oplysninger om gennemsnitligt gødningsforbrug og forskellige sædskifter viste en gennemsnitlig årlig udvaskning i de seneste 10 år på ca. 80 kg NO<sub>3</sub>-N pr ha fra sandjord i Karup Å-oplandet og ca. 45 kg NO<sub>3</sub>-N pr ha fra morænelersarealer i Langvad Å-oplandet (B15).

Den reelle udvaskning må dog forventes at være større, idet den store variation i gødskningsniveauet i praktisk landbrug medfører, at udvaskningen er større end den ville være ved en ensartet fordeling, jfr. afsnit 3.2.3.

#### **3.6.4 Naturgivne faktorerers indflydelse på udvaskningen**

De gennemførte målinger og modelberegninger af udvaskningen viser alle, at der er meget store variationer både i tid og sted.

En belysning af årsagerne til disse variationer og de enkelte

faktorer relative betydning er af stor betydning – både for en vurdering af resultaternes repræsentativitet og for en vurdering af mulighederne for at begrænse udvaskningen.

#### *Klimaets betydning*

Af de naturgivne faktorer – der omfatter de faktorer, som ikke påvirkes af ændret landbrugspraksis – er det især klima og jordbundsforhold, der har betydning. Betydningen af variationer i klimaet fra år til år er belyst ved forskellige modelberegninger (DAISY). Beregninger af udvaskningen i Langvad Å og Karup Å-oplandet ved de aktuelle klimaforhold i perioden 1979-1988 viser, at klimaet har betydelig indflydelse på udvaskningen (fig. 3.19). For begge områder afviger største og mindste udvaskning i denne 10-års periode ca. 30% fra den gennemsnitlige udvaskning fra oplandene målt i kg NO<sub>3</sub>-N pr ha.

#### *Ens udvaskning i våd og tør periode*

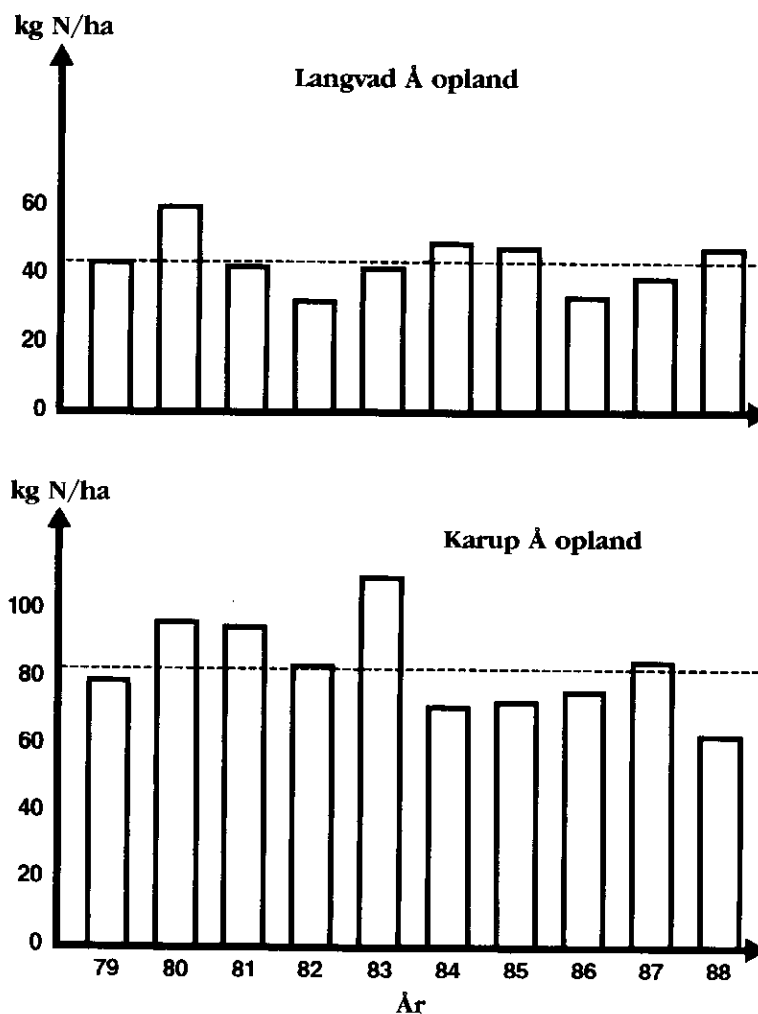
For Karup området er klimaets betydning endvidere belyst ved simulering af udvaskningen fra samme sædskifte og gødningspraksis med klimadata fra en tør periode (1973-1978) med en gennemsnitlig nedsivning på 408 mm pr år og en våd periode (1983-1988) med en gennemsnitlig nedsivning på 537 mm pr år. I det gennemregnede eksempel er der dog næsten samme udvaskning i de to perioder. Som årsag til, at udvaskningen i den tørre periode når op på samme niveau som i den våde periode, peges især på, at en tør sommer medfører dårligere vækst, mindre N-optagelse og dermed mulighed for stor efterårsudvaskning. (B 15).

På sandjord i egne med stor nedbør synes variationer i det årlige nedbørsoverskud således ikke at have større betydning for den udvaskede kvælstofmængde. Der er ikke i forskningsprogrammet gennemført tilsvarende beregninger for andre områder, men det må forventes, at der især i egne med lerjord og lille nedbørsmængde er en tættere sammenhæng mellem nedbørsoverskud og udvasket N-mængde fra rodzonen.

#### *Milde vintre øger udvaskning*

Temperaturen i vinterperioden har, som nævnt i afsnit 3.5.1, stor betydning for kvælstofmineraliseringen og for nitrifikationen af ammoniumkvælstof. Vintertemperaturen har derfor stor indflydelse på udvaskningen fra arealer, der tilføres husdyrgødning i efterårs- og vinterperioden, og det er sandsynligt, at temperaturforholdene i vinterperioden er den klimafaktor, der har størst betydning for N-udvaskningen fra landbrugsarealer som helhed.

Det skal i denne forbindelse bemærkes, at der har været meget milde vintre i de år, NPo-projekterne er gennemført. Selvom modelberegninger tyder på, at der i 1987 og 1988 ikke var unormalt stor gennemsnitlig udvaskning fra landbrugsop-



**Fig. 3.19** Variationer i modelberegnet udvaskning af NO<sub>3</sub>-N fra rodzonen i vandløbsoplandene ved Langvad Å og Karup Å i perioden 1979-88. Vandret linie angiver gennemsnit for perioden. (Efter B15 og A10).

lande (fig. 3.19), må det anses for givet, at udvaskningen fra arealer tilført husdyrgødning efterår og vinter har været betydelig større end den vil være i år med lave vintertemperaturer.

### 3.6.5 Dyrkningsmæssige faktorerers indflydelse på N-udvaskningen

De dyrkningsmæssige faktorerers indflydelse på N-udvaskningen er belyst både ved undersøgelser i marken (A 8, A 9, A 13, B 11) og ved modelberegninger (A 10, A 14, A 20, B 15).

På basis af disse undersøgelser kan der, som vist i fig. 3.20, udvælges en række typiske kombinationer af arealanvendelse og gødskning, som resulterer i meget forskellige nitratkoncentrationer i nedsivende vand og udvaskede kvælstofmængder pr ha.

*Mindst udvaskning fra naturarealer*

Den mindste udvaskning findes på naturarealer og marginaliserede landbrugsarealer, som er græsbevoksede men ugødede. På disse arealer overstiger nitratkoncentrationen i nedsivende vand normalt ikke 5 mg N pr l, og den årlige udvaskning er omkring 5 kg NO<sub>3</sub>-N pr ha (eks. A i fig. 3.20).

*Lille udvaskning fra græsarealer*

På landbrugsarealer opnås den mindste udvaskning på moderat gødede arealer med varig græs. Koncentrationen af NO<sub>3</sub>-N i nedsivende vand er her omkring 5 mg N pr l og den årlige udvaskning omkring 20 kg NO<sub>3</sub>-N pr ha (eks. B i fig. 3.20).

*Vintergrønne marker*

For sædskiftearealer, som kun gødes med økonomisk optimale N-mængder og som er bevoksede i vinterhalvåret, varierer koncentrationen af NO<sub>3</sub>-N i det nedsivende vand normalt mellem 5 og 15 mg N pr l og den årlige udvaskning af NO<sub>3</sub>-N er typisk omkring 40 kg pr ha (eks. C i fig. 3.20).

*Ubevoksede marker*

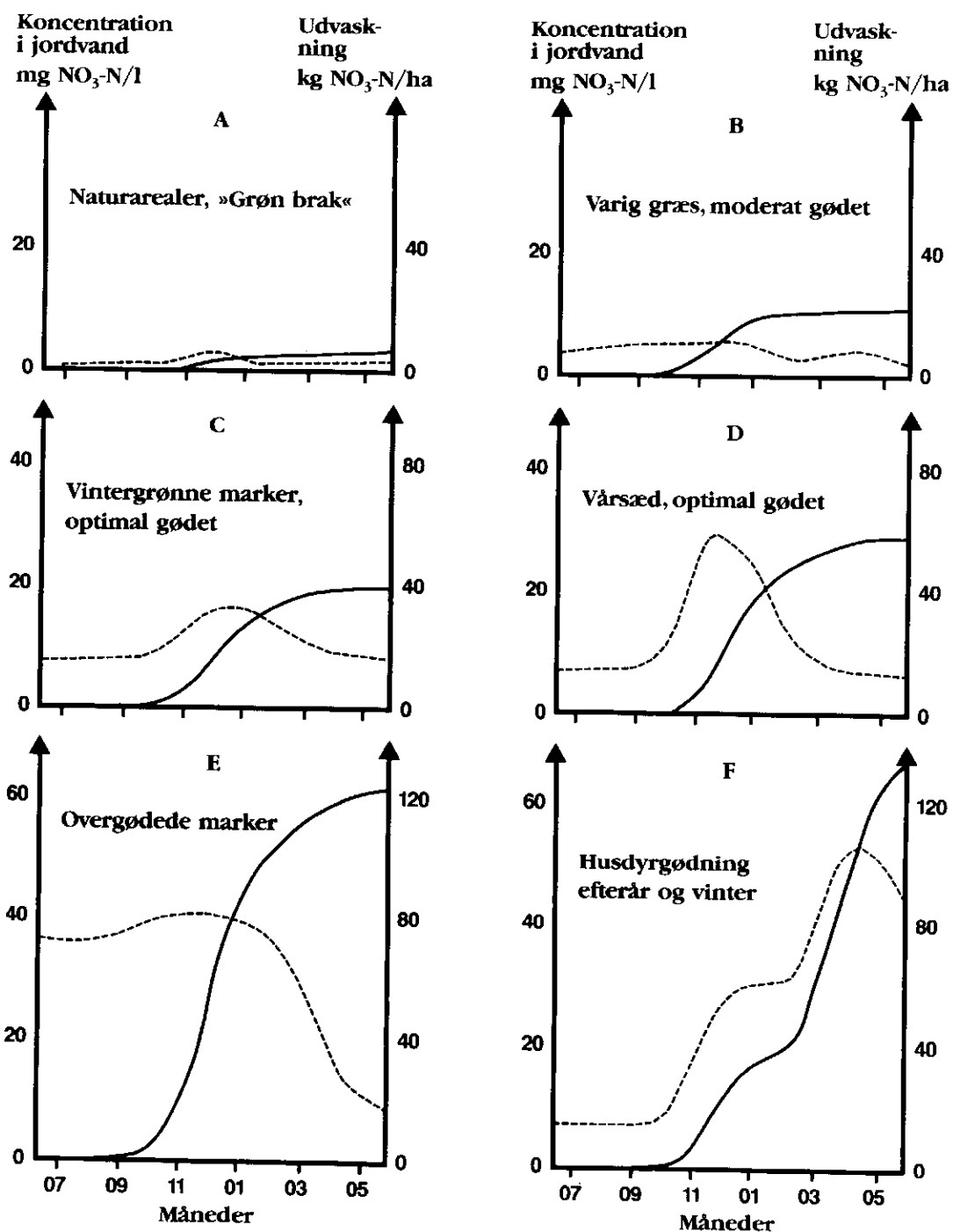
For kornarealer, som ikke er bevoksede i vinterhalvåret, øges koncentrationen i efterårsperioden, fordi det mineraliserede kvælstof ikke optages i planter. Den årlige udvaskning vil typisk være omkring 60 kg NO<sub>3</sub>-N pr ha (eks. D).

Forudsætningen, for at udvaskningen holdes nede på det i eks. C og D viste niveau, er at afgrøderne ved vækstperiodens afslutning har optaget den tilgængelige kvælstofmængde i jorden, således at nitratkoncentrationen i jordvandet er under 10 mg N pr l.

*Uhensigtsmæssig gødskning*

De gennemførte undersøgelser under aktuelle driftsforhold har vist, at uhensigtsmæssig gødskningspraksis medfører, at udvaskningen ofte er betydelig større end vist i eks. C og D. På mange arealer er koncentrationen i jordvandet – på grund af overgødskning – mellem 20 og 60 mg NO<sub>3</sub>-N pr l (A8, B11), hvilket resulterer i en stærkt forøget udvaskning, som skitseret i eks. E. (Figur 3.20).

Udbringning af husdyrgødning i efterårs- og vinterperioden er en anden hyppigt forekommende årsag til stærkt forøget udvaskning. Denne situation er skitseret i eks. F i fig. 3.20, hvor N-koncentrationen i jordvand og N-udvaskningen har samme forløb som i eks. D frem til februar, hvorefter udvaskningen stiger voldsomt som følge af nitratudvaskning fra husdyrgødning. Eksempler på denne effekt fremgår af A8 og A9.



**Fig. 3.20.** Principskitse for variationer i nitratkoncentrationen i vand, der forlader rodzonen (stiplet kurve) og akkumuleret nitratudvaskning (fuldt optrukket kurve) ved forskelligt afgrødevalg og gødskningspraksis.



Disse eksempler viser, at det ved en præcis styring af gødskningen – d.v.s. ingen overgødskning og tilførsel af husdyrgødning i forårsperioden – er muligt at begrænse den gennemsnitlige årlige nitratudvaskning fra sædskiftearealer til 50 – 60 kg pr ha, selvom der gødes efter normer for erhvervsøkonomisk optimale tilførsler.

Undersøgelserne af udvaskningen i praktisk landbrug (A8 og B11) og interviewundersøgelser af gødningstilførsel i vandløbsoplande (A2 og A21) viser imidlertid, at udvaskningen fra en stor del af arealerne er meget større på grund af uhensigtsmæssig gødskning især i forbindelse med anvendelse af husdyrgødning. Ifølge både modelberegninger og beregninger på basis af målinger af jordvandets sammensætning er udvaskningsniveauer på omkring 200 kg N pr ha ikke ualmindelige. (A8, A9, A14, B11, C14).

Den stærkt forøgede udvaskning fra nogle arealer medfører, at den gennemsnitlige udvaskning fra sædskiftearealer er betydelig større end ovennævnte 50 – 60 kg N pr ha. Formentlig omkring 80 kg N pr ha, når udvaskningen af organisk N medregnes – men en endelig vurdering er ikke mulig på det foreliggende grundlag.

### **3.6.6 Muligheder for begrænsning af N-udvaskningen**

N-udvaskningens afhængighed af gødskningspraksis og afgrødevalg betyder, at der principielt er store muligheder for at mindske den nuværende udvaskning fra landbrugsarealer, men hensynet til økonomien og landbrugsproduktionens størrelse medfører, at de i praktiske muligheder for nogle tiltag er ret begrænsede.

Der kan især peges på følgende mulige tiltag:

- bedre udnyttelse af husdyrgødning
- mere præcis styring af gødskningen (erhvervsøkonomisk optimalt)
- efterafgrøder
- sænkning af gødskningsniveauet (under det erhvervsøkonomiske optimale)
- valg af afgrøder, som giver lille udvaskning
- marginalisering af landbrugsarealer

## **3.7 Fosfor og organisk stof**

Fosfor indgår i jordbundens mineraler, som ved forvitring langsomt kan frigive fosfor til plantevækst og derpå cirkulere indenfor systemet. De fleste fosforforbindelser er tungtopløselige og

udvaskes følgelig ikke særligt let. Derfor vil der i et naturligt økosystem være en meget lille udskiftning af fosfor, idet der hverken fjernes eller tilføres større mængder.

I slutningen af forrige århundrede begyndte man at udbringe indkøbte fosforgødninger, og pløjelagets fosforindhold er derfor øget i løbet af dette århundrede til ca 1,2 t fosfor pr ha (Redegørelse fra Miljøstyrelsen, 1988).

### 3.7.1 Fosfor på landbrugsjord

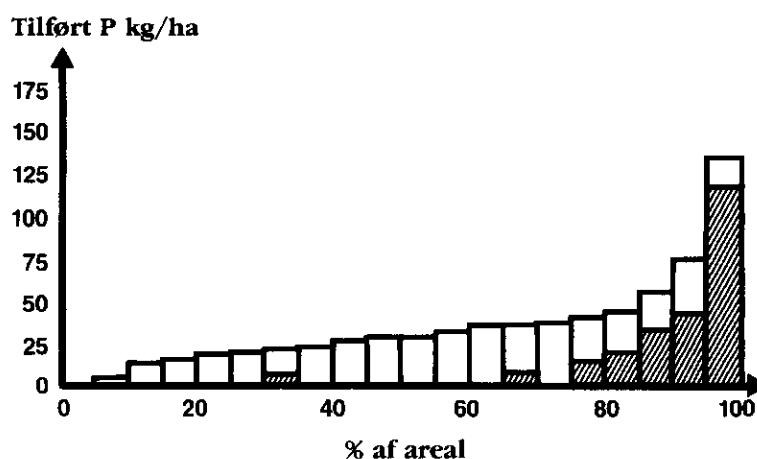
#### *P-tilførsel*

Til- og fraførsel af fosfor til landbrugsjorden blev undersøgt i to områder – Rabis, hvor der er sandjord, og Syv, hvor der er lerjord. I 1987 blev der til begge områder tilført ca 30 kg P pr ha, hvoraf  $\frac{2}{3}$  blev indkøbt som handelsgødning og  $\frac{1}{3}$  blev indkøbt som foder. Da ca 10 kg fosfor blev solgt som afgrøder og animalske produkter, må de resterende være blevet ophobet i jordbunden, det vil sige gennemsnitlig ca 20 kg pr ha pr år.

#### *Uens fordeling af P*

I de to udvalgte områder, hvor landbrugspraksis blev undersøgt (A2), blev de forskellige marker gødet meget uens med fosfor. 5% af de undersøgte arealer fik ingen fosforgødning, de 5%, som fik mest, fik tilført op mod 125 kg fosfor pr ha. Denne variationen er især udtalt, hvor der gødes med husdyrgødning, se figur 3.21.

Årsagen kan være, at husdyrgødningens værdi sættes ud fra kvælstofindholdet, og at der "forrådgødes". Tilførsel af fosfor med handelsgødning varierede mindre, kun fra 0 til 30 kg pr ha.



**Figur 3.21.** Tilførsel af fosfor til enkeltmarker i to vandløbsoplande. Rabis Bæk ved Viborg og Syv Bæk ved Roskilde. Den skraverede del af søjlerne viser fosfor i husdyrgødning.

|                                   |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   |
|-----------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <i>Udvaskning</i>                 | Der blev målt fosfat-P og total-P i jordvand fra ialt 10 ler- og sandjorde i almindelig landbrugsdrift (A8), samt fra organogene jorde (C14).                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                     |
| <i>P-koncentration i jordvand</i> | I jordvand fra landbrugsarealer varierede gennemsnitskoncentrationen af fosfat-P gennem forsøgsperioden fra 0,025 til 0,12 mg P pr l og koncentrationen af total-fosfor fra 0,14 til 0,36 mg P pr l (A8). Variationerne var store i årets løb, hvilket øger usikkerheden på de beregnede tal over den udvaskede mængde.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                           |
| <i>P-udvaskning</i>               | <p>Den gennemsnitlige årlige udvaskning af fosfat-P fra de undersøgte arealer blev beregnet til omkring 0,1 kg fosfat-P pr ha på lerjord, og 0,2 kg fosfat-P pr ha på sandjord. Udvasningen af total fosfor på de samme jorder blev beregnet til gennemsnitlig 1,3 og 0,6 kg tot-P pr ha pr år fra henholdsvis ler- og sandjorde (A8).</p> <p>Fra de organogene jorde – især de nydræned – kan udvasningen af fosfor være større end fra mineraljorde. På de undersøgte lavbundsarealer varierede den årlige udvaskning fra rodzonen fra 0,5 til 3 kg total-P pr ha (C14).</p> <p>I forbindelse med bestemmelsen af fosforkoncentrationen i udsivende vand har det vist sig, at der kan være betydelige metodeproblemer (A17), idet metoden til isolering af jordvæsken har indflydelse på den fosforkoncentration, man måler.</p> <p>Ovennævnte værdier stammer fra jordvæske, som er isoleret ved centrifugering og med teflonsugeceller. I jordvand fra lysimetre er der fundet betydeligt højere værdier.</p> |
|                                   | <p><b>3.7.2 Fosfortilførsel til vandmiljøet</b></p> <p>Fosfor, der tilføres vandmiljøet kan både komme fra punktkilder og diffuse kilder. Sidstnævnte omfatter bidrag fra spredt bebyggelse og fra det åbne land. Fosfortilførslen, som kommer fra dyrket jord er 3 – 4 gange større end tilførslen fra naturarealer og er af væsentlig betydning for miljøkvaliteten i nedstrøms beliggende søer (Kristensen et al. 1990).</p> <p>Koncentrationen af fosfor i de to undersøgte vandløb adskiller sig betydeligt fra hinanden, hvilket skyldes, at en betydelig del af fosfortilførslen til Langvad Å kommer fra drænvand og (spildevand) (B9).</p> <p>I Rabis Bæk skyldes vandføringen næsten udelukkende grundvand, og den varierer derfor kun lidt over året. Koncentrationen af total-P var gennemsnitlig 0,1 mg P pr l og varierer over året kun med en faktor 2,7.</p>                                                                                                                                      |
| <i>P-koncentration varierer</i>   | I Langvad Å var der store variationer i vandføringen, idet der om sommeren var perioder uden vandføring, og om vinteren perioder med høje vandføringer. Dette skyldtes især drænvand,                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                             |

men der var også et betydeligt grundvandsbidrag. Koncentrationen af total-P varierede mellem 0,04 – 7,5 mg P pr liter, hvor den høje koncentration lå i perioder med lavvandføring. Et par mindre opstrøms beliggende søer og moser komplicerede dog forholdene.

*P-koncentration i grundvand*

Koncentrationerne af fosfor i grundvandet i de to værkstedsområder var under 0,02 mg P pr l, bortset fra enkelte dybe, anaerobe grundvandsforekomster (B5). Vandløbskoncentrationerne kan således ikke skyldes grundvandstilførsel.

*P-koncentration i drænvand*

I vandet fra to drænvandssystemer i Langvad Å-oplandet var den gennemsnitlige fosforkoncentration af total P henholdsvis 0,10 og 0,36 mg P pr l, hvilket svarer til koncentrationerne i nedsivende jordvand (A8). Den høje værdi i det ene dræn skyldes antagelig tilledning fra en punktkilde (B9).

*Erosionens betydning*

I drænvand fra 3 lavbundslande fandtes værdier fra 0,10 til 0,66 mg total P pr l (C14).

Da kendskabet til erosionens betydning for danske vandløb var stærkt begrænset, blev et projekt, C12, til belysning af erosion og transport af fosfor til vandløb og søer iværksat.

Transporten af suspenderet materiale fra oplandene for Rabis Bæk og Langvad Å i årene 1987/88 og 1988/89 er bestemt. Ud fra transportens sæsonvariation blev det vurderet, at 24 – 76% af transporten skyldes erosion. Denne sker dels i vandløbene og dels deres oplande (tabel 3.9). Antages det, at de samme procenter gælder for fosfor som for suspenderet materiale, var det årlige bidrag fra begge former for erosion 120 – 140 kg P sva-

**Tabel 3.9.** *Transporten af fosfor og suspenderet materiale i Rabis Bæk og Langvad Å, samt erosionens beregnede andel af transporten af suspenderet stof (C12).*

|                                                   | Rabis Bæk |       | Langvad Å |       |
|---------------------------------------------------|-----------|-------|-----------|-------|
|                                                   | 87/88     | 88/89 | 87/88     | 88/89 |
| Årlig transport<br>kg total P                     | 584       | 413   | 853       | 405   |
| kg suspenderet<br>materiale                       | 96000     | 42000 | 96000     | 18000 |
| Erosions andel af sus-<br>penderet materiale i %. | 24        | 29    | 76        | 45    |

rende til 0,1 kg P pr ha i Rabis Bæk og 182 – 648 kg P svarende til 0,2 – 0,6 kg P pr ha i Langvad Å.

#### *Totale erosionsbidrag*

Undersøgelser af erosionsbidrag fra to markfelter i hvert opland viste, at den årlige overfladeafstrømning var meget beskednen og fosfortabet tilsvarende lille (tabel 3.10). Registreringer af erosion i vandløbene og på terrænoverfladerne gav tilsvarende små værdier, og det samlede målte erosionsbidrag udgjorde kun 1 – 6% af transporten.

En del af forskellen mellem de to opgørelser kan skyldes, at genophvirvling af sediment (resuspension) har medført en overvurdering af erosionens betydning i tabel 3.9. Der var desuden stor usikkerhed knyttet til de direkte målinger af erosion i terrænet, og en vigtig årsag kunne være, at de valgte markfelter ikke var repræsentative for oplandene.

**Tabel 3.10.** Fosfortilførslen til to vandløbsoplande som følge af forskellige former for direkte målt erosion og erosionens procentvise betydning (C12).

|                                    | Rabis Bæk     |               | Langvad Å     |               |
|------------------------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
|                                    | 87/88<br>kg P | 88/89<br>kg P | 87/88<br>kg P | 88/89<br>kg P |
| Brink- og bund-<br>erosion         | 3-6           | 3-6           | 9             | 4             |
| Overfladisk afstrømning            | 0,5-1         | 0,1-02        | 14-41         | 14-21         |
| Rilleerosion                       | 0             | 0             | 0,40          | 0             |
| Erosion totalt                     | 3,5-7         | 3,1-6,2       | 23,4-50,4     | 18-25         |
| Erosionsbidrag i % af<br>transport | 0,6-1,2       | 0,8-1,5       | 2,7-5,9       | 4,4-6,2       |

Medens der således kun undtagelsesvis var rilleerosion på markfelterne, observeredes på en mark i Langvad Å-oplandet en rilleerosion på ca 20 t pr ha, hvoraf ca 13% nåede vandløbet. Det er vurderet, at det reelle erosionsbidrag har været væsentligt højere, end de direkte målinger angiver.

#### *Klimaets betydning*

De fundne erosionsværdier er lave på grund af måleperiodens milde vintre, idet det er kendt, at sne og frost øger erosionen betydeligt.

#### *Vinderosion*

Vinderosion medfører et tab fra marken af finjord, hvoraf kun

en lille del når vandløbet. I de to måleår var vinderosionen helt uden betydning.

Erosionsrisikoen i Danmark blev vurderet ud fra en modificeret amerikansk model (Universal Soil Loss Equation). Modellen kan beregne årligt jordtab pr ha ud fra jordens sårbarhed over for erosion, skråningslængde og hældning, men ikke hvor meget, der når frem til vandløbet. Modellen inkluderer ikke erosion på grund af snesmeltning og nedbør på frossen jord og forudsætter blandt andet, at markerne er vegetationsfrie og pløjes vinkelret på højdekurverne. Modellens resultater skal derfor bruges med forsigtighed.

#### *Erosionstruede arealer*

Erosionsrisikoen blev beregnet for ca 35.000 lokaliteter i Danmark, hvoraf mindst 3% blev vurderet som potentielt erosionstruede. De truede områder omfattede arealer med  $> 6^\circ$  hældning, men også arealer med mindre hældning. Det gælder især jorde i det unge morænelandskab med meget ler, silt og finsand.

Rabis Bæk-oplandet repræsenterer områder i Danmark med den laveste erosionsrisiko, medens Langvad Å-oplandet repræsenterer områder med moderat erosionsrisiko (C12).

Den samlede konklusion var, at erosionen på den dyrkede jord og i vandløbene var atypisk lav på grund af manglen på sne og frost i undersøgelsesperioden. Af Danmarks samlede areal var mindst 3% særligt erosionstruet. Det vil derfor især være relevant at identificere disse områder og foretage en indsats dér, hvis fosfortilførslen til vandmiljøet som følge af erosion skal reduceres.

### **3.8 Sammenfatning.**

Tabet af næringsstoffer fra landbruget til omgivelserne ved fordampning af ammoniak til atmosfæren og nedsivning af kvælstof- og fosforforbindelser fra rodzonen varierer meget i tid og sted og er afhængig af både naturgivne faktorer og landbrugspraksis på den enkelte ejendom.

#### *Variationer i praksis*

Undersøgelser af praksis omkring håndtering og anvendelse af husdyrgødning og gødskningsniveauer har vist, at der er meget store variationer fra ejendom til ejendom.

#### *Husdyrgødning udnyttes dårligt*

Selvom jorden på ejendomme med stort husdyrhold blev tilført store kvælstof- og fosformængder med husdyrgødning, blev der generelt ikke anvendt mindre handelsgødning end på planteavlsbrug, hvilket indikerer dårlig udnyttelse af husdyrgødning

og et betydeligt overforbrug af N-gødning på mange ejendomme med husdyrhold.

Der var sket en betydelig forøgelse af opbevaringskapaciteten for husdyrgødning i perioden fra 1983/84 til 1989, men trods denne forbedring var der kun sket små ændringer af tidspunktet for udbringningen. Næsten halvdelen af husdyrgødningen blev stadig udbragt i efterårs- og vinterperioden, hvilket især ved høje temperaturer i vinterhalvåret medfører stærkt forøget udvaskning af nitrat fra rodzonen.

#### *Overgødsning*

En undersøgelse af gødskningspraksis viste, at der er meget store variationer i gødskningsniveauet fra mark til mark. Selvom denne variation er mindsket i de senere år, tilførtes halvdelen af roearealet og næsten  $\frac{1}{10}$  af kornarealet stadig en N-mængde, der ligger 50% over det økonomisk optimale niveau.

#### *NH<sub>3</sub> - tab fra husgødning*

Undersøgelserne af ammoniakfordampningen har især været rettet mod en bedre beskrivelse af tabene ved anvendelse af gylle. Tabet fra gyllebeholdere med naturligt og kunstigt flydelag var ringe, ligesom tabet under selve udbringningen var lille. Derimod vokser tabet kraftigt, hvis gyllen ikke nedpløjes hurtigt. Ved nedpløjning inden 12 timer tabes omkring 10% af den tilførte ammonium, medens tabet kan nå op på 40% uden nedbringning.

Et hidtil overset tab ved fordampning af ammoniak fra kornafgrøder blev undersøgt nærmere. Dette tab forventes især at forekomme under ugunstige vækstbetingelser, og sådanne forekom ikke i undersøgelsesperioden, hvor tabet var omkring 1 kg N pr ha pr år.

#### *Samlet NH<sub>3</sub> -fordampning*

På grund af den store variation i de forhold, der styrer ammoniakfordampningen, er det vanskeligt ud fra målinger af de enkelte komponenter at generalisere til den totale fordampning. En overordnet modelbetragtning nåede imidlertid frem til, at ammoniakfordampningen var omkring 100.000 t eller ca 40 kg N pr ha pr år for landbrugsarealet som helhed. Samtidig modtog landbrugsjorden med nedbør og ved direkte tøraftsætning en kvælstoftilførsel på ca 20 kg N pr ha pr år.

#### *Nettomineralisering*

I jorden varierede nettofrigørelsen af uorganisk kvælstof ved mineralisering fra 60 – 100 kg N pr ha pr år på normalt gødede arealer. Mineraliseringen var mindst på handelsgødte arealer. Tilførsel af husdyrgødning og plantemateriale medførte stigende mineralisering og på enkelte arealer, der gennem en årrække var tilført store mængder organisk stof, blev der målt en nettomineralisering omkring 150 kg N pr ha pr år.

|                                            |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   |
|--------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <i>Denitrifikation</i>                     | Undersøgelser af denitrifikationen viste, at jordens vandindhold spillede en helt afgørende rolle, og at denitrifikationen hovedsagelig skete indenfor korte perioder, hvor jordens vandindhold oversteg markkapaciteten. Resultaterne viste, at det årlige kvælstoftab ved denitrifikation var 0-5 kg N pr ha på sandjorde, og 2-30 kg N pr ha på sandblandede lerjorde.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         |
| <i>Udvaskning af organisk N</i>            | <p>Tidligere beregninger af kvælstofudvaskningen fra landbrugsarealer har hovedsagelig været baseret på relativt få undersøgelser, som var vanskelige at generalisere til almindelig landbrugspraksis.</p> <p>Der foreligger nu en lang række nye målinger og beregninger af udvaskningen under de stærkt varierende forhold, der forekommer i praksis. Endvidere blev der gennemført analyser af udvaskningen af organisk bundet kvælstof på et betydeligt antal marker. Disse undersøgelser indikerer, at der fra landbrugsarealer – udover <math>\text{NO}_3\text{-N}</math> – blev udvasket 10-20 kg N pr ha pr år med organiske forbindelser.</p>                                            |
| <i>Arealanvendelse og nitratudvaskning</i> | Nitratudvaskningen er meget afhængig af arealanvendelsen. Fra naturarealer og marginaliserede landbrugsarealer var udvaskningen fra rodzonen omkring 5 kg $\text{NO}_3\text{-N}$ pr ha pr år. På landbrugsarealer fandtes den mindste udvaskning fra moderat gødgede arealer med varig græs, omkring 20 kg $\text{NO}_3\text{-N}$ pr ha pr år. Fra sædskiftearealer, der blev gødet med økonomisk optimale N-mængder om foråret og blev holdt bevoksede i vinterhalvåret, var udvaskningen typisk omkring 40 kg $\text{NO}_3\text{-N}$ pr ha pr år. Hvis jorden ikke blev holdt bevokset efter høst af kornafgrøden, blev udvaskningen øget til omkring 60 kg $\text{NO}_3\text{-N}$ pr ha pr år. |
| <i>Geografiske forskelle</i>               | Udvaskningen var også afhængig af jordtype og klima. Udvaskningen ved økonomisk optimal gødskning fra lerjordsarealer vil derfor normalt være mindre end ovennævnte værdier, især i landsdele med lille nedbørsmængde, medens den vil være større fra sandjordsarealer i landsdele med stor nedbørsmængde.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        |
| <i>Klimavariationer</i>                    | Betydningen af variation i klima fra år til år blev belyst ved modelberegninger med aktuelle klimaforhold i en 10 års periode. Disse beregninger viste klimabetingede afvigelser på ca 30% fra gennemsnitsværdierne.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              |
| <i>Gennemsnitlig udvaskning</i>            | I praksis var udvaskningen fra mange arealer betydeligt større end ovennævnte værdier som følge af uhensigtsmæssig gødskning. Den gennemsnitlige årlige udvaskning fra sædskiftearealer – inklusive organisk N – var formentlig omkring 80 kg N pr                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                |



ha. Ved udbringning af husdyrgødning om efteråret og ved tilførsel af både husdyrgødning og handelsgødning til samme afgrøde kunne udvaskningsniveauer omkring 200 kg NO<sub>3</sub>-N pr ha forekomme.

*Rodzonemodellen  
DAISY*

Undersøgelserne bekræftede, at sammenhængen mellem gødskningstilførsel, driftsform, klima mv. er meget kompliceret, men det lykkedes at beskrive processerne med en matematisk model for kvælstofomsætningen i rodzonen (DAISY). Modellen blev kontrolleret på både danske og udenlandske målinger, og den viste sig i stand til at give pålidelige udvaskningsbestemmelser. Der er således etableret et værktøj, der vil kunne anvendes til f.eks. konsekvensanalyser og regionale udvaskningsberegninger.

*P-udvaskning*

Undersøgelserne vedrørende landbrugets tab af fosfor har vist en udvaskning fra rodzonen på omkring 0,1 kg fosfat-P pr ha på lerjorde og 0,2 kg fosfat-P pr ha fra sandjorde. Udvasningen af total-fosfor er fundet betydeligt højere. Der blev fundet drænvandskoncentrationer fra 0,1 til 0,4 mg total-P pr l. Dette koncentrationsniveau er større end den grænse, der ikke må overskrides for at opnå en rimelig kvalitet i visse søer.

Undersøgelser af fosforbidraget fra jorderosion påviste meget små værdier under de klimaforhold, der var gældende i undersøgelsesperioden.

## 4. Belastning, omsætning og transport af næringssalte i grundvandet

### 4.1 Indledning

*Det øvre grundvand er  $\text{NO}_3$ -belastet*

Over 98% af Danmarks drikkevandsforsyning er baseret på grundvand. Indvindingen af grundvand sker fra vandførende lag i dybder fra få meter til mere end 100 m u.t.

Mange grundvandsforekomster er belastet af nitrat. Dette gælder især de øvre grundvandsførende lag i magasiner med frit grundvandsspejl. Hvor grundvandsmagasinerne har artesiske forhold med overdækkende udbredte lerlag, er grundvandet som hovedregel nitratfrit.

Nitratforureningen af grundvandet afhænger således såvel af den mængde nitrat, der udvaskes fra rodzonen, som af de forskellige geologiske forhold i oplandet.

*Drikkevand er generelt af god kvalitet, men  $\text{NO}_3$ -indholdet stiger*

Det danske drikkevand er generelt set af god kvalitet. Derfor var konstateringen af, at der mange steder konstateredes et stigende nitratinhold i grundvandet, en af hovedårsagerne til iværksættelsen af NPo-handlingsplanen. En analyse af nitratinholdet i en lang række grundvandsprøver viste en stigende tendens, (Miljøstyrelsen 1983), og der opstod bekymring for, at en del af de danske grundvandsressourcer i løbet af en overskuelig tid ville blive så forurenede med nitrat, at de ville overskride den gældende grænseværdi på 50 mg nitrat pr l.

Der forelå på daværende tidspunkt meget få undersøgelser, der kunne belyse omsætningsforholdene i grundvandet, og mere detaljeret fastslå forureningsrisikoen. Det stod dog klart, at der måtte skelnes mellem de forskellige hydrogeologiske forhold, og specielt mellem Jyllands ubeskyttede øvre sandreservoirs (værkstedssområdet i Rabis Bæk) og Øernes dybe kalkreservoirs, der dækkes af tykke lag af moræneler (værkstedssområdet i Syv Bæk).

Grundvandsprojekterne under NPo-forskningsprogrammet havde som hovedformål at undersøge undergrundens evne til at fjerne nitrat og forskellige grundvandsmagasiners følsomhed for et givet kvælstoftab, men desuden blev også transport og omsætning af fosfor inddraget som et delmål.

*Undersøgelser i felt og laboratorie*

Forskningsprogrammets forskellige formål er søgt opfyldt via processtudier. Disse er samlet i mindre områder ved Rabis Bæk, Fladerne Bæk, Syv Bæk og Haslev m.fl. Processstudierne omfatter laboratorieforsøg og indsamling af feltdata, og på basis af disse data er der opstillet matematiske simuleringsmodeller,

der kan hjælpe til at lave et skøn over stoftransport og omsætning. Ud fra resultater opnået i disse områder, er der gjort forsøg på at udarbejde metoder til at regionalisere nitratreduktionsforholdene. Dette er gjort med et eksempel fra Ulfborg området, og denne metode vil kunne anvendes på landsplan.

Der er i Langvad Å og Karup Å området foretaget regionale dataindsamlinger, som er anvendt i regionale matematiske simuleringer af stoftransport og omsætning i grundvandet. I udvalgte områder i Danmark er nitrat- og fosfatindhold i råvand og drikkevand blevet kortlagt, og årsagerne til varierende koncentrationer i vandet er blevet belyst.

Tabel 4.1 viser en oversigt over de iværksatte projekter.

**Tabel 4.1.** Oversigt over NPo-projekter vedrørende grundvand

|                                            | Hedeslette-<br>magasiner             | Morænelers<br>magasiner |
|--------------------------------------------|--------------------------------------|-------------------------|
| Kortlægning af N og P forurening           | B4, B16, B18                         | B4, B16, B18            |
| Klima- og afstrømningsmålinger             | B9, B17                              | B9, B17                 |
| Nitratreduktionsprocesser                  | B3                                   | B1, B2, B6              |
| Nitratomsætning i grundvands-<br>magasiner | B5, B7, B8,<br>B10, B11, B12,<br>B17 | B7, B17, B19            |
| Modellering af nitratomsætning             | B8, B13, B15                         | B14, B15                |

#### 4.2 Kvælstofudvaskning og nitratindhold i det nedsivende vand

Stor forskel på  
 $\text{NO}_3$ -udvaskningen

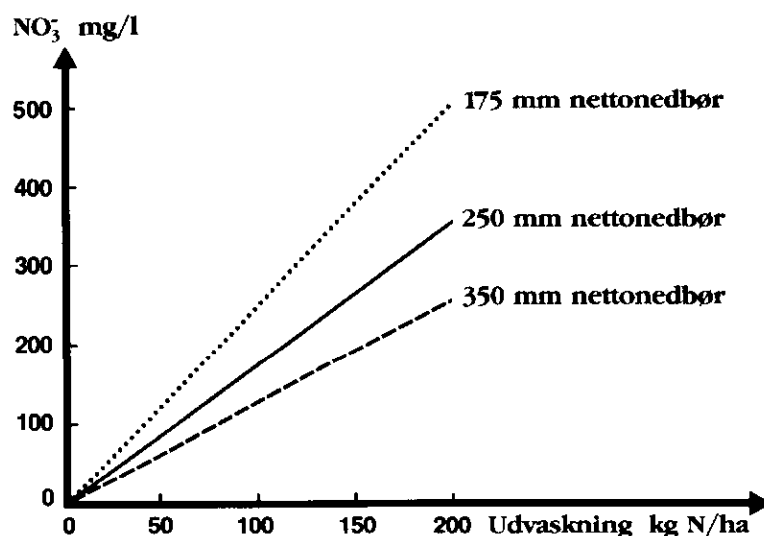
Den udvaskning af kvælstof fra rodzonen, der har størst betydning for grundvandet, sker i form af nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ). Hertil kommer et udvaskningsbidrag af organisk kvælstof, jfr. afsnit 3.6.2. I tabel 3.9, afsnit 3.6.2 er anført typiske mængder af udvaskede kvælstofmængder ved forskellig arealanvendelse, afgrøde og gødningspraksis. Det fremgår af tabellen, at der er store forskelle i den gennemsnitlige udvaskede kvælstofmængde ved forskellige afgrøder. Specielt fremgår det, at udvaskningen fra naturarealer er meget lav (gennemsnitlig 2,5 kg nitrat-N pr ha) i forhold til udvaskningen fra dyrkede arealer (gennemsnitlig fra ca. 25-90 kg nitrat-N pr ha). I ekstreme tilfælde kan udvaskningen nå helt op over 200 kg nitrat-N pr ha.

Koncentrationen af nitrat i det nedsivende vand fra rodzonen afhænger, foruden af de udvaskede mængder af kvælstof, tillige af størrelsen af nettonedbøren (nedbør minus fordamp-

ning) i det pågældende område. I Danmark varierer den årlige nedbør fra under 500 mm langs Sjællands Storebæltskyst til over 800 mm i den centrale del af det sydlige Jylland. Dertil kommer, at den aktuelle fordampning er størst i de nedbørsfattige egne og lavest i de nedbørsrige egne, hvilket yderligere forøger forskellen mellem størrelsen af nettonedbøren i forskellige egne af landet. I praksis kan nettonedbøren i store dele af Jylland være omkring 350 mm årligt mod omkring 175 mm årligt mange steder på Sjælland.

*NO<sub>3</sub>-koncentrationen  
afhænger af udvaskningen  
og nedbør*

Koncentrationen af nitrat i det nedsivende vand fra rodzonen ved et givet tab af kvælstof i kg N pr ha kan beregnes for forskellige regioner, når nettonedbøren kendes, idet 1 mm nettonedbør svarer til en nedsivning på 1 liter pr m<sup>2</sup>. På figur 4.1 ses sammenhængen mellem nitratindhold i grundvandet og kvælstofudvaskningen, set i relation til forskellige nedbørsmængder.



**Figur 4.1.** Nitratkoncentrationen i det nedsivende vand som funktion af kvælstofudvaskning og nettonedbør.

*NO<sub>3</sub> kontra NO<sub>3</sub>-N*

I de fleste sammenhænge angives nitratindholdet i det nedsivende vand som NO<sub>3</sub>-N, idet der lægges vægt på kvælstofindholdet, mens der ved angivelse af drikkevandets og grundvandets indhold af nitrat anvendes NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, da denne værdi er den mest anvendte indenfor grundvandssektoren. Således opgives EF's grænseværdier som nitratkoncentration. For at omregne koncentrationen af NO<sub>3</sub>-N til mg nitrat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) pr. l skal værdierne multipliceres med 4,43.

*NO<sub>3</sub> nedbrydes under iltfrie forhold*

Under transporten af det nedsivende vand til grundvandsmagasinerne, sker der en omsætning af de opløste kvælstofforbindelser. Omfanget og karakteren heraf afhænger af de geologiske og hydrogeologiske forhold på stedet. Af stor betydning for omsætningen er det, at nitrat er et iltningmiddel. Derfor er nitrat ikke stabilt under iltfri (anaerobe) forhold. Nitrat vil nedbrydes under sådanne forhold, så længe der er tilstrækkeligt med iltforbrugende stoffer (såsom pyrit, organisk stof og lignende) til at vedligeholde de iltfrie forhold. Grænsen mellem iltholdige og iltfrie miljøer (redoxgrænsen) i den umættede zone og i grundvandszonen er derfor afgørende for udbredelsen af nitratholdigt vand i grundvandsmagasinerne.

#### **4.3 Transport og omsætning af nitrat i sandjordsområder**

*Sandjord i Vestjylland*

Undersøgelserne, der skal repræsentere sandjordsområderne, er specielt udført i Jylland, syd og vest for hovedopholdslinien fra sidste istid (weichsel). Disse sandjordsarealer omfatter de store hedesletter fra sidste istid samt de sandede bakkeøer fra næstsidste istid (saale).

De geologiske og hydrogeologiske forhold i disse områder udviser både ligheder og forskelle, som især er af stor betydning for transport af opløst nitrat fra rodzonen til grundvandsreservoirerne, og omsætning (denitrifikation) af nitrat i grundvandszonen.

*Andre lokaliteter*

Lignende forhold kan endvidere være gældende andre steder i landet, f.eks. større glaciale sand- og grusområder i det nordlige Jylland og tilsvarende mindre områder i den øvrige del af landet. De geologiske forhold varierer imidlertid også meget indenfor sandjordsområderne, og derfor skal generaliseringer altid foretages med forsigtighed.

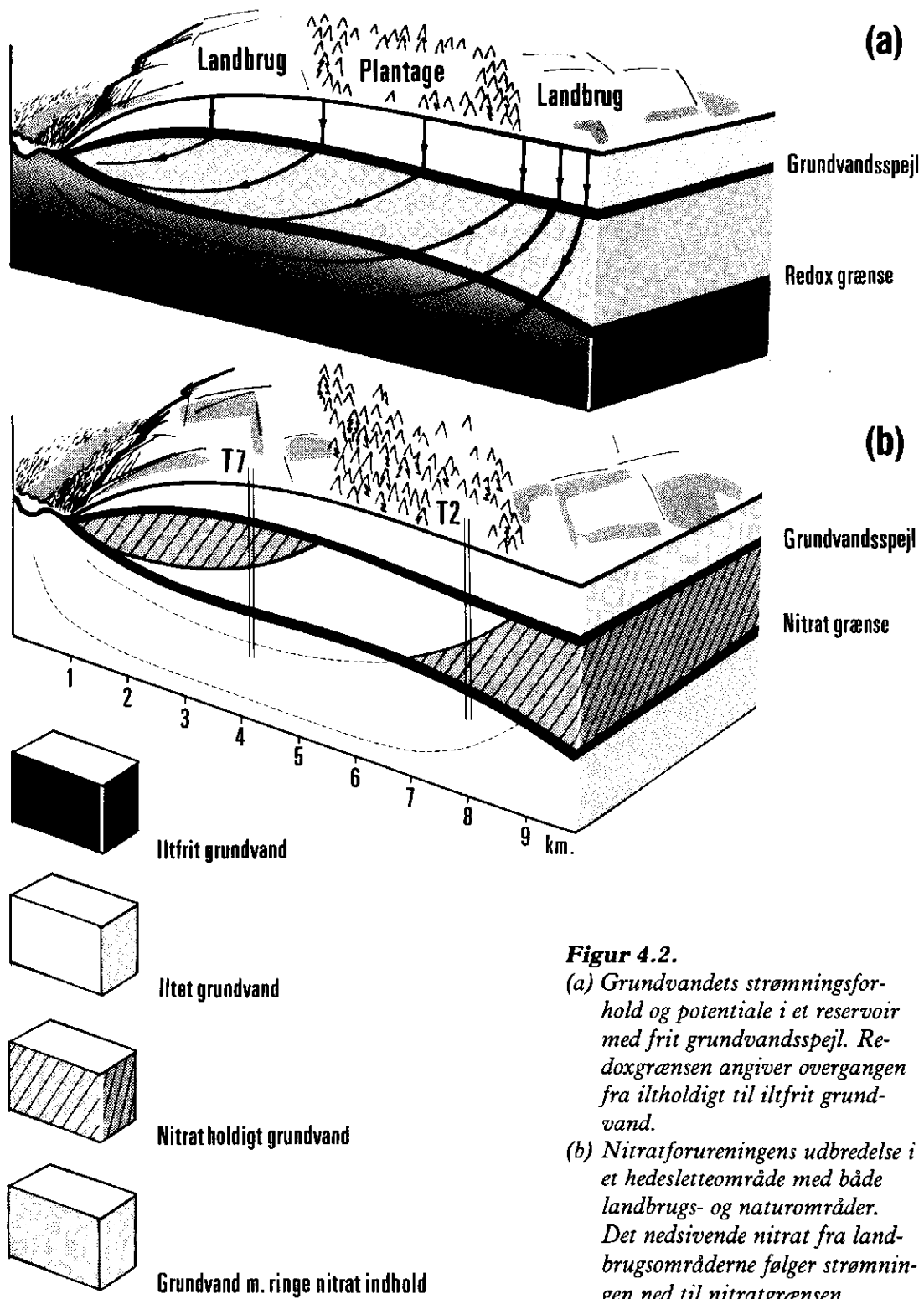
*NO<sub>3</sub> i de øverste 10-15 m af grundvandet*

##### **4.3.1 Grundvandets strømningsforhold**

Undersøgelser af udbredelsen af nitratholdigt grundvand på Karup hedeslette i årene 1975-1978 viste, at grundvand med høje nitratkoncentrationer (40-100 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup> pr l), fandtes i de øverste 10-15 m af grundvandsreservoiret, og at vandet i de dybere dele var nitratfrit og indeholdt opløst jern, som kun kan eksistere under iltfrie eller stærk sure forhold.

*Redoxgrænsen*

Grænsen mellem oxideret, nitratholdigt grundvand og reduceret, nitratfrit vand var skarp, og redoxgrænsens forløb tolkedes dels som strømningsbestemt og dels bestemt af nitratreduktionsprocesser i de dybe, iltfrie dele af grundvandsreservoiret.



**Figur 4.2.**

(a) Grundvandets strømningsforhold og potentiale i et reservoir med frit grundvandsspejl. Redoxgrænsen angiver overgangen fra iltholdigt til iltfrit grundvand.

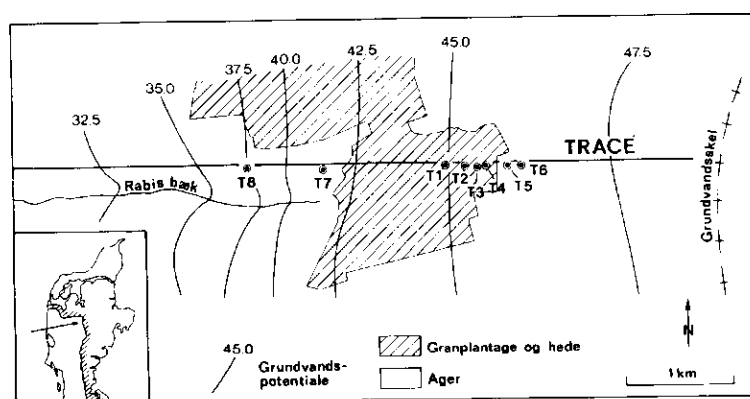
(b) Nitratforureningens udbredelse i et hedesletteområde med både landbrugs- og naturområder. Det nedsivende nitrat fra landbrugsområderne følger strømmingen ned til nitratgrænsen.

På figur 4.2a vises grundvandets strømningsforhold og trykforhold (potentiale) i et reservoir med frit vandspejl. Det ses af figuren, at det nedsivende vand fra rodzonen vil passere en større eller mindre del af grundvandsreservoiret, inden det når vandløbet. Den del, som siver ned omkring grundvandsskellet, vil være længst undervejs, og den del, som siver ned nærmest vandløbet, vil kun passere en mindre del af grundvandsreservoiret.

På figur 4.2a er endvidere indtegnet redoxgrænsen (grænsen mellem iltholdigt og iltfrit grundvand), hvis forløb illustrerer, at den er trængt dybest ned under vandskellet, og at nedtrængningsdybden i dette område må være bestemt af reduktionsprocesser, mens forløbet nærmest vandløbet hovedsagelig er strømningsbestemt. Grundvandet over redoxgrænsen, stammende fra landbrugsarealer, indeholder nitrat i større eller mindre koncentrationer, jfr. figur 4.2.b, mens grundvandet under redoxgrænsen er nitratfrit og indeholder opløst ferrojern ( $\text{Fe}^{2+}$ ).

#### 4.3.2 NPo-undersøgelser ved Rabis Bæk og i Vestjylland

I Rabis Bæks opland er der gennemført en større undersøgelse af transport og omsætning af nitrat og fosfat i sand (B 5). Undersøgelsen omfattede bl.a. udtagelse af grundvandsprøver for hvert meterinterval og sedimentprøver for hvert halvmeterinterval fra 8 boringer udført i en tracé lagt i grundvandsstrømmens retning. Tracéen blev valgt, så den passerede gennem såvel landbrugsarealer som plantage- og hedearealer. På figur 4.3 vises placering af boringerne (T1-T8) i relation til grundvandspotentiale og arealanvendelse.



**Figur 4.3.** Traceboringerne T1 til T8's placering i Rabis Bæk. Samtidig er arealanvendelsen og grundvandspotentialer vist. Se også figur 1.4.

I det undersøgte område strømmer grundvandet fra øst mod vest omtrent parallelt med Rabis Bæk, således at det nedsivende vand fra opdyrkede arealer strømmer ind under hede- og plantagearealerne i den midterste del af arealet, og det nedsivende vand fra hede- og plantagearealerne strømmer ind under landbrugsarealerne i den vestlige del af undersøgelsesområdet. Se figur 4.2a og b.

*Vand fra naturområderne har lavt  $\text{NO}_3$  indhold*

Undersøgelsen viser bl.a., at der forekommer forskellige grundvandstyper under oplandet, nemlig vand stammende fra hede- og plantagearealer med lave nitratkoncentrationer ( $0\text{--}5 \text{ mg NO}_3^- \text{ pr l}$ ), og vand stammende fra landbrugsarealer med høje nitratkoncentrationer ( $30\text{--}150 \text{ mg NO}_3^- \text{ pr l}$ ). Endvidere vises det, at der i de dybeste dele af grundvandsmagasinet, hvor jordlagene indeholder brunkulsfragmenter, findes nitratfrit grundvand af en type, som er et resultat af nitratreduktionsprocesser ved omsætning med reducerende svovlforbindelser (pyrit,  $\text{FeS}_2$ ) i jordlagene (B8).

På figur 4.4 er vist et eksempel på analyseresultaterne fra en borelokalitet (T2), hvor grundvand fra landbrugsarealer strømmer ind under hede- og plantagearealerne (se også figur 4.3, 4.2b og 4.6).

*Flere vandtyper i samme boring*

Figur 4.4 viser, at der i niveauet 16-23 m u.t. er grundvand, som stammer fra hede- og plantagearealer med lave nitratkoncentrationer og lave sulfat- og jernkoncentrationer. I niveauet 24-28 m u.t. er der grundvand stammende fra landbrugsarealer opstrøms lokaliteten med nitratkoncentrationer fra ca.  $40\text{--}100 \text{ mg NO}_3^- \text{ pr l}$ . I det dybeste niveau fra 29-34 m u.t. er der nitratfrit grundvand med høje koncentrationer af opløst jern og sulfat, som indikation for omsætningsprocesser mellem nitrat og pyrit.

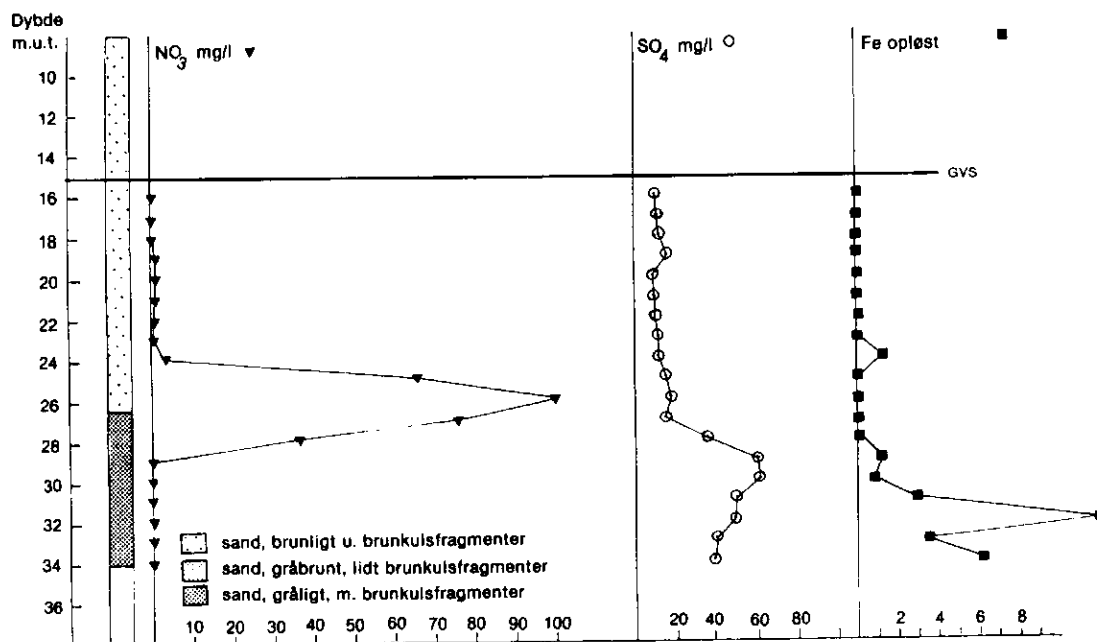
*Grundvandets alder*

Aldersbestemmelse af grundvandsprøver viser, at vand fra 1963 er nået ned til en dybde på ca. 32 m u.t. Det nitratfrie grundvand fra 30-32 m u.t. er derfor yngre end 1963, hvilket understøtter konklusionen om, at grundvand fra denne dybde oprindeligt har indeholdt nitrat, som er reduceret ved omsætningsprocesser med stoffer i jordlagene i de dybeste dele af grundvandsmagasinet.

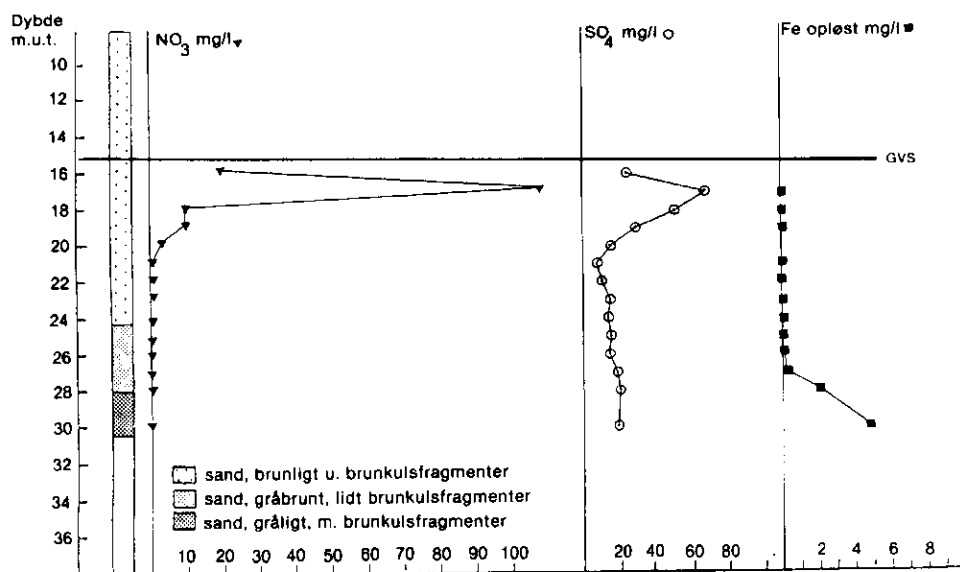
På figur 4.5 er vist et eksempel på analyseresultaterne fra en borelokalitet (T7), hvor vand fra hede- og plantagearealer strømmer ind under landbrugsarealer (se også figur 4.3 og 4.2b).

Figur 4.5 viser, at det øverste grundvandslag i ca. 16-17 m u.t. har høje nitratkoncentrationer (op til ca.  $110 \text{ mg nitrat}$





**Figur 4.4.** Kemiprofiler i traceboring T2, der er placeret i naturareal, hvor landbrugspåvirket vand trænger ind i de dybere dele af magasinet (B5), jfr. figur 4.2b.



**Figur 4.5.** Kemiprofiler fra traceboring T7, placeret i landbrugsområde, hvor nitratfrit vand fra naturområder trænger ind i de dybere lag, jfr. figur 4.2b.

( $\text{NO}_3^-$ ) pr. l). Dette vand stammer fra landbrugsarealerne omkring borelokaliteten.

Fra en dybde på ca. 21 m u.t. til boringens bund, er grundvandet nitratfrit, men vandet er iltholdigt til en dybde på ca. 27 m u.t. med lave koncentrationer af sulfat ( $< 20 \text{ mg SO}_4^{2-}$  pr. l). Den kemiske sammensætning af det nitratfrie grundvand fra ca. 21-27 m u.t. er således væsentligt anderledes end den kemiske sammensætning af det dybeste grundvand ved borelokaliteten T2 og viser, at grundvandet fra 21-27 m u.t. stammer fra hede- og plantagearealerne øst for borelokaliteten.

Aldersbestemmelse af grundvandsprøverne viser, at grundvandet ned til en dybde på ca. 30 m u.t. er yngre end 1963.

*$\text{NO}_3$ -faner i grundvandet*

Figur 4.2b viser nitratfanernes udbredelse. Den demonstrerer endvidere, at nitratindholdet i grundvand, som indvindes fra en boring, ikke nødvendigvis vil svare til indholdet i det vand, som siver ned fra arealerne omkring borelokaliteten, men at det afhænger af filterdybden og grundvandets strømningsmønster.

#### 4.3.3 Nitratreduktionsprocesser og reduktionskapacitet

*Pyrit og brunkul reduceret  $\text{NO}_3$*

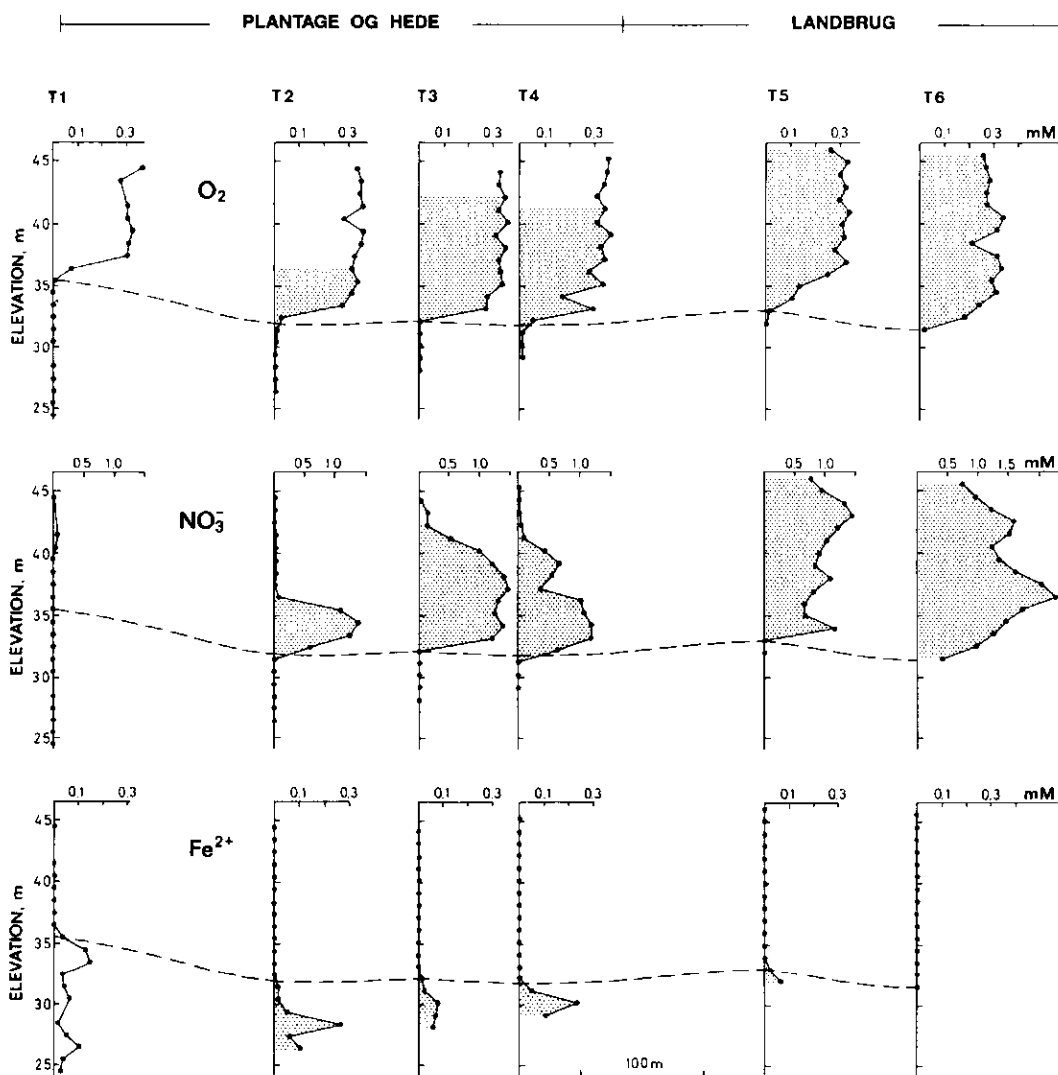
Nitratreduktion (denitrifikation) kan foregå ved mikrobiologisk omsætning med pyrit ( $\text{FeS}_2$ ) og brunkul (B3, B8, B10).

I områderne syd og vest for weichselisens hovedopholdsline, som f.eks. Karup hedeslette og Rabis bæks opland, synes tertiært materiale (miocæn) med brunkul og pyrit ( $\text{FeS}_2$ ) at være af størst betydning for nitratreduktionsprocesserne i grundvandsmagasinerne. I andre egne af landet, f.eks. i Vendsyssel, kan der forekomme marine aflejringer med organisk stof under grundvandsmagasiner i smeltevandssand. Disse aflejringer kan give anledning til dannelse af methan ( $\text{CH}_4$ ), som kan reducere nitrat i grundvandet.

*Reduktion med pyrit medfører sulfatforhøjelse og forsuring*

Processen med pyrit medfører foruden omdannelse af nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) til frit inaktivt kvælstof ( $\text{N}_2$ ) en produktion af sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) og ferrojern ( $\text{Fe}_2^+$ ) (figur 4.6). De høje koncentrationer af ferrojern og sulfat, som er fundet i det nitratfrie grundvand under landbrugsarealerne i Rabis bæks opland, svarer til, at grundvandets oprindelige nitratindhold er omdannet ved ovennævnte proces (B8).

Nitratreduktionsprocesserne medfører således en påvirkning på grundvandskvaliteten, hvoraf de forøgede koncentrationer af opløst ferrojern er de mest problematiske, idet de kan medføre forsuring af grundvand og vandløbsvand med en lav naturlig alkalinitet.



**Figur 4.6.** Kemiprofiler for ilt (O<sub>2</sub>), nitrat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) og opløst jern (Fe<sup>2+</sup>) langs traceboringerne T1 til T6. Den punkterede linie angiver redoxgrænsen.

#### Reduktion med organisk stof

Denitrifikationsprocesser med organisk stof, som f.eks. brunkul, er endvidere påvist i laboratorieforsøg i forbindelse med NPo-undersøgelserne (B3 og B10). Organisk stof fra landbrugsdrift m.v. når kun i begrænset omfang ned til grundvandet med det nedsivende vand, idet det nedbrydes eller bindes i den umættede, iltholdige zone. Men organisk materiale, som f.eks. brunkul, kan forekomme naturligt i aflejringer ældre end istidsaflejringerne, i mellemistidsaflejringer, samt delvis omlejret i istidsaflejringerne.

Der er i særlige tilfælde med udvaskning af store mængder organisk stof fra rodzonen konstateret denitrifikation i den umættede zone mellem rodzone og grundvand, umiddelbart over grundvandsspejlet (B11). Samtidig fandtes en markant nedgang i indholdet af organisk stof, som sandsynligvis skyldtes denitrifikationens forbrug af organisk stof.

Over redoxgrænsen var indholdet af reducerede svovlforbindelser og organisk kulstof i sedimentprøver fra Rabis bæk så lavt, at det ikke kunne måles med de eksisterende metoder. Indholdet af samme stoffer var relativt lavt under redoxgrænsen, dvs 0,010 - 0,015% S og 0,1-0,3% C (B5). I forhold til nitratinholdet i det nedsivende vand, er dette indhold dog betydeligt, idet de angivne totalmængder i et 10 cm jordlag svarer til 2100-2240 kg kvælstof (N) pr. ha.

*Meget stort potentielt  
reduktionskapacitet*

Hvis disse reduktionsmidler var fuldt tilgængelige for reduktionsprocessen, ville der i et lag på en meter være en teoretisk reduktionskapacitet til århundreder fremover. I praksis vil denne mængde dog kun delvis kunne udnyttes til reduktion af nitrat, og kun under forudsætning af, at det nitratholdige grundvand af strømningsmønstret føres ned under redoxgrænsen.

#### **4.3.4 Nitratgrænsens beliggenhed i grundvandsreservoirerne**

*NO<sub>3</sub>-grænsen falder  
sammen med redox-  
grænsen*

Grænsen for udbredelsen af nitratholdigt grundvand (redoxgrænsen) i grundvandsreservoirer i sandjordsarealer er bestemt af såvel kemiske forhold (sedimenternes karakter) som grundvandets strømningsforhold. Som følge deraf kan dybden for nedtrængning af nitratholdigt grundvand variere stærkt fra sted til sted.

Undersøgelserne i Rabis bæks opland (B5 og B8) viste, at redoxgrænsen dannede grænse for udbredelse af grundvand med både opløst ilt (O<sub>2</sub>) og nitrat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). Redoxgrænsen var endvidere stort set sammenfaldende med dybden for forekomst af jordlag med målelige mængder af brunkul og pyrit.

*NO<sub>3</sub>-frontens nedtræng-  
ning begrænses af reduk-  
tion og lav, lodret vand-  
hastighed*

Undersøgelserne viste endvidere, at grundvand yngre end 1963 var trængt dybere ned og længere frem af strømningsbanerne end redoxgrænsen. Både det yngre vand og redoxfronten var trængt dybest ned opstrøms i boretracéen nærmest vandskellet i overensstemmelse med grundvandets strømningsmønster angivet på figur 4.2a. Redoxfronten nedtrængning i den undersøgte tracé afhænger af den lodrette strømningshastighed, der er anslået til gennemsnitlig ca. 75 cm pr. år. Som følge af reduktionsprocesserne forsinkes frontens hastighed til en nedtrængning på få cm pr. år.

*Oppumpning kan trække NO<sub>3</sub>-forurenet vand dybere ned*

I den situation, hvor der oppumpes grundvand, kan der ske en nedtrækning af højereliggende nitratholdigt vand og derved forekommer en opblanding med det dybereliggende nitrutfrie vand. Således er der en risiko for at indvinde forurenet grundvand i disse områder, selv hvor filtrene er placeret i dybereliggende nitrutfrie reservoirer.

Undersøgelser i oplandet til Fladerne bæk, et lille vandløb med udløb i Haderup å vest for Karup å, viser, at nitratreducerende materialer forekommer i forholdsvis ringe dybde under terrænoverfladen, og at vandløbsvandet praktisk taget er nitrutfrit, selvom arealerne i oplandet dyrkes intensivt, og selv om grundvandet umiddelbart under rodzonen har høje koncentrationer af nitrat (B10).

*I bakkeøernes iltede sedimenter trænger NO<sub>3</sub> dybt ned*

Andre undersøgelser viser, at der i de sandede bakkeøer fra næstsidste istid (saale) kan forekomme gulbrune, iltede sedimenter ned til en dybde på 40 m u.t., og at grundvand med lave nitratkoncentrationer (0,7-2,5 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup> pr l), som stammer fra nedsivning fra plantage- og hedearealer, kan trænge helt ned til denne dybde, uden at der sker en reduktion af nitratinholdet (B16).

*Redoxgrænsen bevæger sig kun meget langsomt nedad*

Dybden af redoxgrænsen i grundvandsmagasinerne afhænger således af de geologiske forhold, og dermed af arten og mængden af reducerende stoffer i jordlagene. Alt andet lige vil redoxgrænsen dog ligge dybere under bakkeøerne end under hedesletterne, fordi sand- og gruslagene i bakkeøerne har været udsat for nedsivning af iltholdigt vand i en meget længere periode end i hedesletterne. Redoxgrænsen vil sandsynligvis kun bevæge sig meget langsomt nedad. Selv om skønnet over indholdet af reducerende stoffer er usikkert og ukendt i mange områder, skal det tages i betragtning, at den nuværende redoxgrænse er et resultat af 10-15.000 års nedsivning siden sidste istid af iltholdigt vand i hedeslettearealerne, og en meget længere periode i de sandede bakkeøer fra næstsidste istid.

Belastningen med nitratholdigt vand fra intensivt dyrkede landbrugsarealer svarer i iltningskapacitet til ca. 5 gange belastningen med iltholdigt vand fra hede- og plantagearealer (B8). Belastningen fra nedsivning af nitratholdigt vand i de sidste 50 år svarer således maksimalt til ca. 250 års naturlig iltbelastning fra hede- og plantagearealer. Iltningskapaciteten skal formentlig reduceres noget på grund af nedsivning af organisk stof i de øverste jordlag.

#### **4.3.5 Afstrømning til vandløb i sandjordsområder**

I et område som Rabis bæk opland sker praktisk taget hele afstrømningen i vandløbene som udstrømning fra grundvandet.

Grundvandsmagasinerne har en stærkt dæmpende virkning på nedbørsvariationerne, således at vandføringen i Rabis bæk er stabil over året med en stor minimumsafstrømning (B9).

Tilstrømningen til bækken sker fra henholdsvis det øvre, nitratholdige vand, og fra det nedre, reducerede og jernholdige vand, (C 15) jfr. figur 4.7.

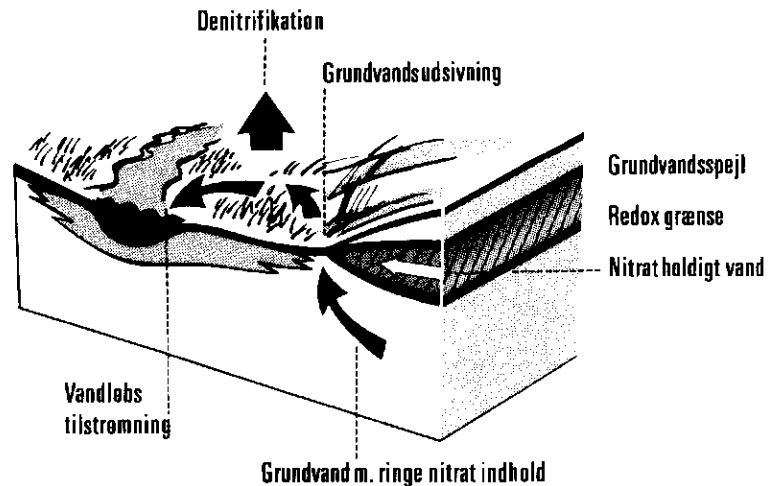
*Vandløbsvandets koncentration er lavere end koncentrationen i nedsivende vand*

Nitratinholdet i det øvre, landbrugspåvirkede vand kan ved bækken ligge på 40-110 mg  $\text{NO}_3^-$  pr l, mens det nedre vand kun indeholder 0-3 mg  $\text{NO}_3^-$  pr l. Ved opblandingen sker der en betydelig reduktion af koncentrationen af det nitratbelastede vand, og denne koncentration reduceres yderligere, hvis der sker nitratreduktion i de ånære engarealer, jfr. kapitel 5.6. Den resulterende nitratkoncentration i Rabis bæk ligger således på 5-10 mg  $\text{NO}_3^-$  pr l.

*Grundvandsmagasiner "renser" en del af nedsivningen*

For det nærliggende vandløb, Fladerne bæk, konstateres, at der sker en endnu mere effektiv fjernelse af nitratinholdet i nedsivningen (B 10). Trods koncentrationer i det nedsivende vand på over 100 mg nitrat pr l findes således, at afstrømningen kun indeholder 3-5 mg nitrat pr l. Til gengæld er bækken forsuret (pH 4,2-5,4) som følge af nitratreduktionsprocesserne, og der er fundet store jern- og sulfat-indhold i vandløbsvandet.

*Vandløb kan forures af  $\text{NO}_3^-$ -reduktion*



**Figur 4.7.** Udstømningsmønsteret fra grundvand til engarealerne omkring Rabis Bæk.

*Omkring halvdelen af nedsivningen reduceres i grundvandet*

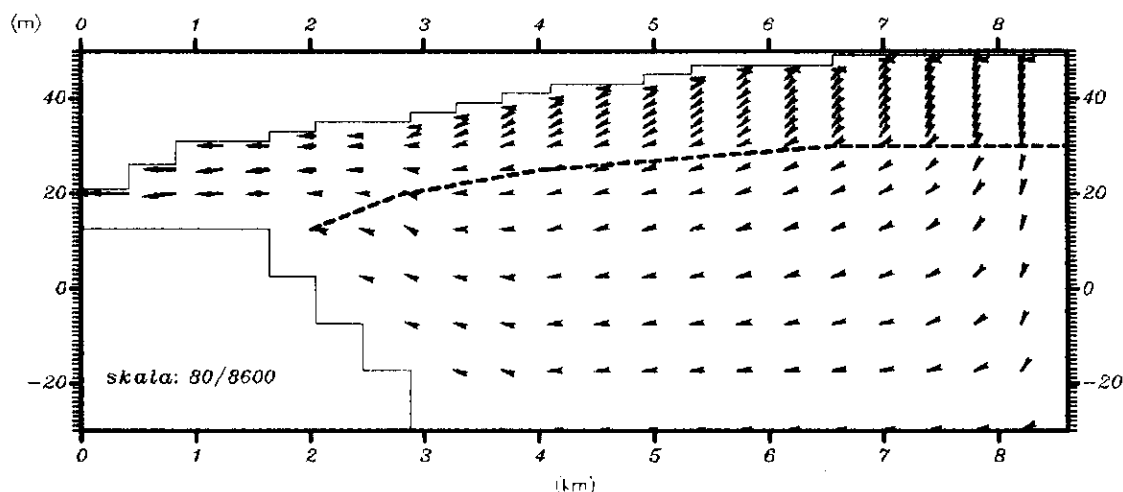
Ifølge modelsimuleringerne for Karup å (B 15) skønnes det, at omkring halvdelen af kvælstofnedsivningen reduceres i grundvandet, mens resten når frem til vandløbsdalene, hvor der eventuelt sker en yderligere reduktion i engarealerne.

#### 4.3.6 Modelstudier i Karup Å og Rabis Bæk

Resultaterne fra tracéboringerne i Rabis bæk har været anvendt til opstilling af en geokemisk model (B 8). Modellen simulerer ligevægtskemien langs en strømlinie i grundvandsmagasinet og omfatter både nitrat- og iltreduktionsprocesserne langs redoxfronten. Modellen giver en god kvantitativ beskrivelse af de processer, der er beskrevet i kapitel 4.3.4, hvilket tyder på en tilfredsstillende procesforståelse. Således bekræftes, at ligevægtskemiske forudsætninger er tilstrækkelige til beskrivelse af omsætningerne, således at en modelmæssig simplificering af nitratreduktionsprocessen er mulig.

Det er den lodrette strømningshastighed, der påvirker nitratfrontens nedtrængning, og denne hastighed er på grundlag af aldersbestemmelser anslået til ca. 0,75 m pr år i undersøgelsesprofilerne. Modelberegningerne viser, at den tilsvarende nedadrettede bevægelse af nitratfronten er begrænset til få cm om året.

Fortolkningen af tracémålingerne i afsnit 4.3.3 viste klart betydningen af vandets strømningsbaner i grundvandet. Der er derfor udviklet en tre-dimensionel grundvandsmodel (B 13), der i detaljer beskriver strømningsmønstret i grundvandsoplandet til Rabis bæk. Et eksempel på modellens simuleringer er vist i figur 4.8. Det fremgår blandt andet, at strømningsmønstret for størsteparten af den nedsivende vandmængde er næsten vandret. Kun tæt ved vandskellet er den lodrette strømningskomponent nævneværdig.



**Figur 4.8.** Simulering af strømningsmønstret i grundvandet i et snit langs tracémålingerne i Rabis Bæk. Pilespidserne angiver grundvandets strømningsretning i de pågældende punkter. Redoxgrænsen er vist med punkteret linie.

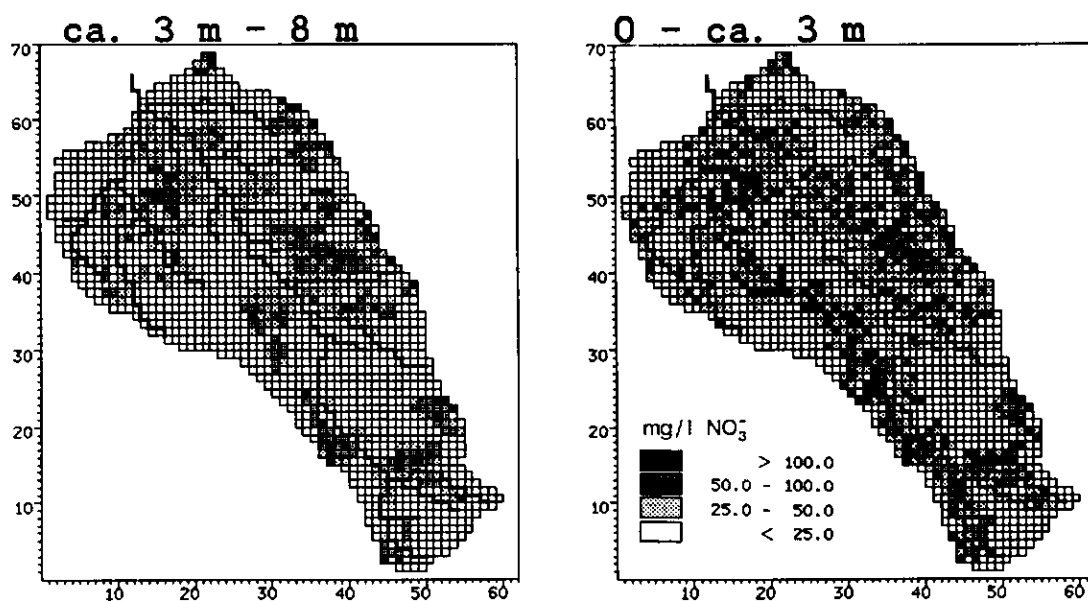
På grundlag af resultaterne af den detaljerede geokemiske modellering opstilledes en simpel nitratreduktionsmodel, der blev indbygget i den tre-dimensionale model. Resultaterne af disse simuleringer viser, at efter 20 år vil mere end 45% af nedsivningen nå Rabis Bæk, mens resten stort set vil blive denitrificeret i grundvandet.

*Regional model for N-udvaskning, transport og omsætning*

Resultaterne fra modelopstillingen for Rabis Bæk er yderligere generaliseret ved opstilling af en regional model for hele Karup Å's opland (B 15). Modellen er etableret ved en sammenstilling af rodzonemodellen DAISY (A 10) og en generel hydrologisk model, SHE. Modellen har været anvendt til at foretage regionale udvaskningsberegninger for en tyveårig periode. Udvasningen følges gennem transport- og reduktionsberegninger i rodzone og grundvandsmagasin fra gødningsudbringning til vandløb.

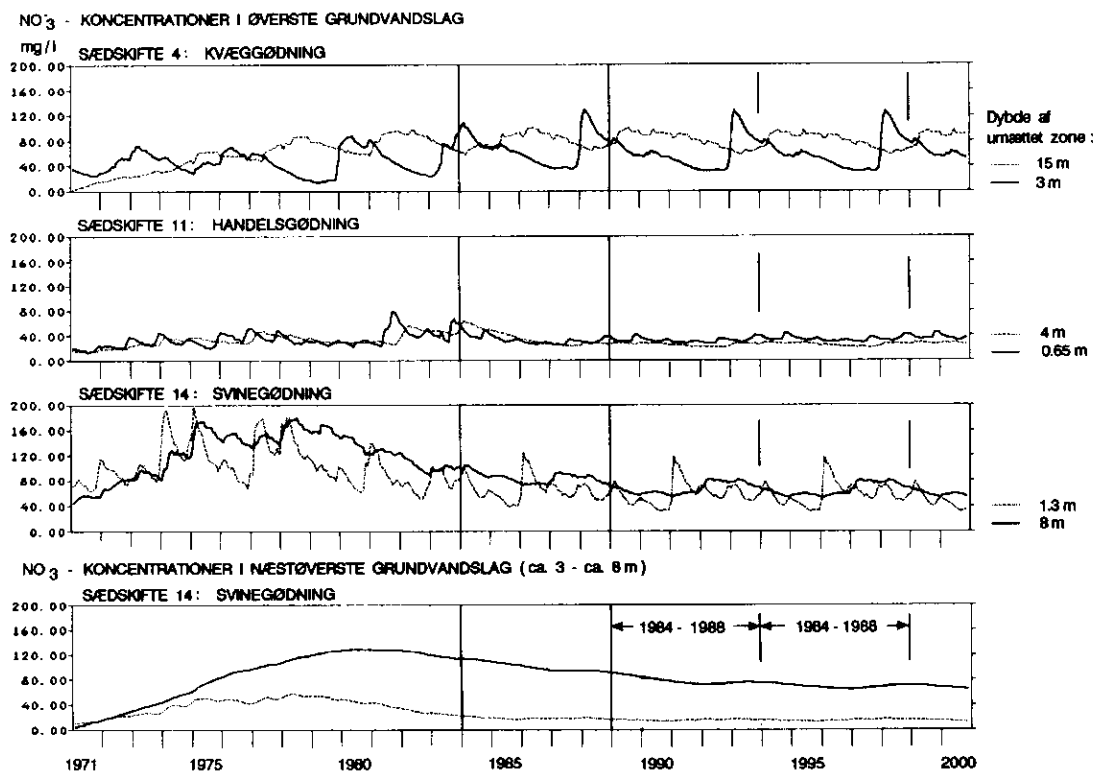
*NO<sub>3</sub>-grænse overskrides mange steder*

Trods mangel på detaljerede data for jordbundsforhold og landbrugspraksis har det vist sig muligt at simulere de målte koncentrationer i grundvandet med god nøjagtighed. På dette grundlag vurderes de regionale beregninger med DAISY-modellen at være troværdige, selvom lokale variationer kan være betydelige. Et eksempel på de regionale simuleringer af nitratkoncentrationen i grundvandet ses i figur 4.9. Det ses tyde-



**Figur 4.9.** Regional variation i den simulerede NO<sub>3</sub><sup>-</sup> koncentration i de øverste grundvandslag i oplandet til Karup Å.





**Figur 4.10.** Tidsvariationen i nitratkoncentrationen under typiske sædskifter i Karup Å opland. Perioden 1989-2000 viser en fremskrivning af udviklingen.

ligt, at variationen i driftsformen og tilstedeværelsen af store plantageområder giver anledning til betydelige regionale variationer i nitratinholdet i det øvre grundvand og at adskillige områder ligger over EF's grænseværdi på 50 mg nitrat pr l.

*Tidsvariationen i grundvandets  $\text{NO}_3$ -indhold*

Figur 4.10 viser tidsvariationen i grundvandets nitratkoncentration under tre udvalgte sædskifter, gødet med henholdsvis kvæggylle, handelsgødning og svinegylle. Under samtlige sædskifter konstateres betydelige koncentrationsvariationer over året, især i tilfælde, hvor der er kort afstand til grundvandsspejlet. Der kan således alene på grund af årstidsvariationen i ned-sivningen forventes en årstidsvariation i det øverste grundvand. Den store udvaskning efter år med roedyrkning ses tydeligt i kvægbrugsskiftet. Overvågningsmålinger fra det øverste grundvand må således tolkes med forsigtighed.

Med stigende dybde udjævnes tidsvariationerne, og 3-8 m under grundvandsspejlet er tidsvariationerne ubetydelige.

*Nedsivningsreduktionen forsinkes i vandløbene*

Det er fundet, at en generel ændring af nedsivningen i Karup oplandet vil slå igennem på afstrømningen med omkring 30%

efter 3 år og med omkring 50% efter 15 år. Den resterende mængde vil være reduceret i grundvandsmagasinerne. Der er beregnet en nedgang i nedsivningen på omkring 10% fra først til sidst i firserne, hovedsageligt som følge af en reduktion i husdyrbestanden i området. En så lille reduktion kan indtil nu ikke ventes at være målelig i vandløbene.

#### 4.4 Transport og omsætning af nitrat i lerjordsområder

*Lerjord på øerne*

Den overvejende del af undersøgelsesaktiviteterne på dyrkede morænelersarealer er gennemført indenfor oplandet til Syv Bæk og i et område ved Glim. Begge områder er beliggende indenfor oplandet til Langvad å, der løber ud i Kattinge Vig i den sydlige del af Roskilde fjord (B6). Desuden er undersøgelser af lerjord, udnyttet som landbrugsjord og skov gennemført i et område syd for Haslev mellem Rønnede og Næstved (B2).

*Intet  $\text{NO}_3^-$  i det dybe grundvand, men meget  $\text{NO}_3^-$  i brønde*

##### 4.4.1 Grundvandets strømningsforhold

En tidligere undersøgelse fra 1970 viste, at grundvandet fra artesiske grundvandsmagasiner dækket af tykke lerlag ikke indeholdt nitrat (Christensen, 1970). Vand fra brønde indeholdt derimod ofte betydelige mængder nitrat (op til 100-150 mg  $\text{NO}_3^-$  pr l). Indholdet af nitrat i drænvand var tillige højt. NPo-undersøgelser har ligeledes vist, at drænvand fra dyrkede morænelersarealer typisk indeholder meget nitrat (40-80 mg  $\text{NO}_3^-$  pr l) (B9).

*En stor del af nedsivningen strømmer af gennem dræn*

Vandets bevægelsesmønster er afgørende for nedvaskningen af nitrat. I områder med sammenhængende, dækkende lerlag, vil den del af nedbøren, der ikke fordamper (nettonedbøren), sive lodret ned gennem den umættede zone. En del, – i oplandet til Syv Bæk 30-40% –, bevæger sig ned mod det nedre grundvandsmagasin og herfra videre horisontalt ud mod vandløbet. Den resterende, største del af det nedsivende vand når vandløbet gennem vandførende lag nær overfladen (øvre grundvandsmagasiner) samt gennem dræn. Denne vandaflledning finder hovedsagelig sted efterår og vinter.

*$\text{NO}_3^-$  forekommer normalt kun i de iltede, øverste jordlag*

##### 4.4.2 NPo undersøgelser ved Langvad Å og i Sydsjælland

Analyser af jordprøver udført i et landbrugsområde viser, at nitrat normalt kun forekommer i målbare mængder i de øverste iltede jordlag, og at indholdet aftager meget markant ved over-

gangen til det iltfrie grå jordlag (ved redoxgrænsen), som vist på figur 4.11a. Tynde lerlag, som de f. eks. findes i Hedelandsformationen ved Glim ved Roskilde, vil normalt være gennemiltede og de vil derfor kunne indeholde nitrat i alle niveauer (figur 4.11b).

Udvaskningsmønsteret og fordelingen af nitrat i det iltede lag under landbrugsarealer vil variere igennem året som følge af bl.a. dyrkningspraksis, afgrødevalg og klima (temperatur og nedbør).

I de undersøgte skovprofiler med lille nitratudvaskning var indholdet af nitrat i såvel det iltede som det ikke iltede jordlag så lavt, at det ikke kunne måles (figur 4.12c).

I områder med tykke lerlag, eksempelvis oplandet til Syv Bæk og området syd for Haslev, er det øvre iltede og nitratholdige lag over oxidationsgrænsen bestemt til ca. 3 meter i lerrige profiler og maksimalt 9 meter i profiler med lag af sand og grus, (figur 4.12). Under forhold som ved Glim vil tynde lerlag normalt være gennemiltede.

*Nedtrængningen af  $\text{NO}_3^-$  standses ved redoxgrænsen*

Fordelingen af nitrat i de undersøgte profiler viser, at nedtrængning af nitratholdigt vand i de undersøgte lerprofiler er bestemt af det øverste iltede lags undergrænse og ikke primært af det nedsivende vands bevægelsesmønster.

*Grundvandets alder*

Dette bekræftes ydermere ved aldersbestemmelser af jordvandsprøver, og et par af de undersøgte profiler er vist i figur 4.11 a. Her ses tritiumforurenede vand fra atombombesprængninger ca. 1963 at være nået ned til ca. 5 m u.t. I andre profiler er tritium påvist helt ned i 15 m dybde, selv om nitrat kun trænger få m ned. Allerede på daværende tidspunkt var det samlede forbrug af kvælstofgødning højt, og det nedsivende vand fra de undersøgte agerjordsarealer må derfor også have indeholdt betydelige mængder nitrat under den daværende dyrkningspraksis.

*Der er stor fjernelse af  $\text{NO}_3^-$*

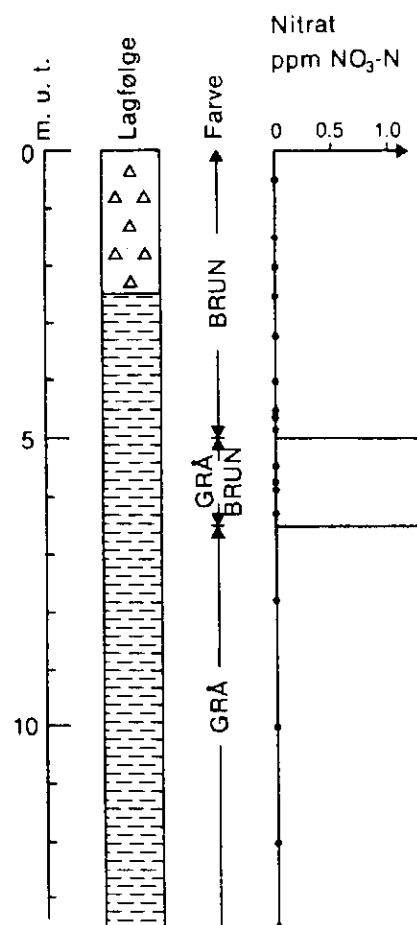
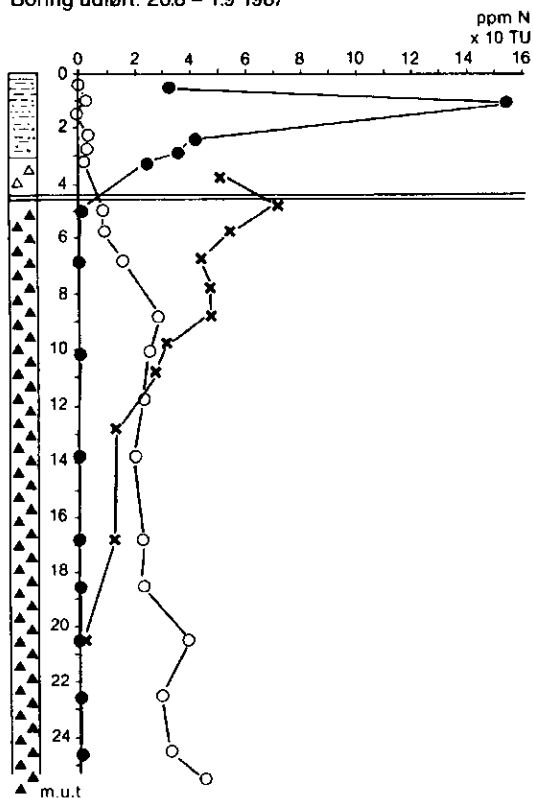
Når jordlag med vand fra ca. 1963 på undersøgelsestidspunktet, årene 1987-1989, ikke indeholder nitrat i målelige mængder, må der være sket en fjernelse af nitrat fra det nedsivende vand. I de resterende profiler, hvor både vandets alder og nitrat er blevet bestemt, er mønstret det samme (B6).

#### **4.4.3 Nitratreduktionsprocesser og reduktionskapacitet**

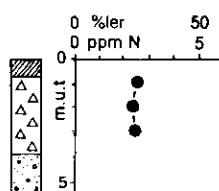
*Ingen mikrobiel denitrifikation*

På dyrkede morænelersområder synes mikrobiel denitrifikation at være uden større betydning under rodzonen. De nødvendige denitrificerende bakterier er tilstede, men deres aktivitet er

(a)  
 Boring SB 1  
 DGU ark nr. 206.1104  
 Boring udført: 26.8 – 1.9 1987



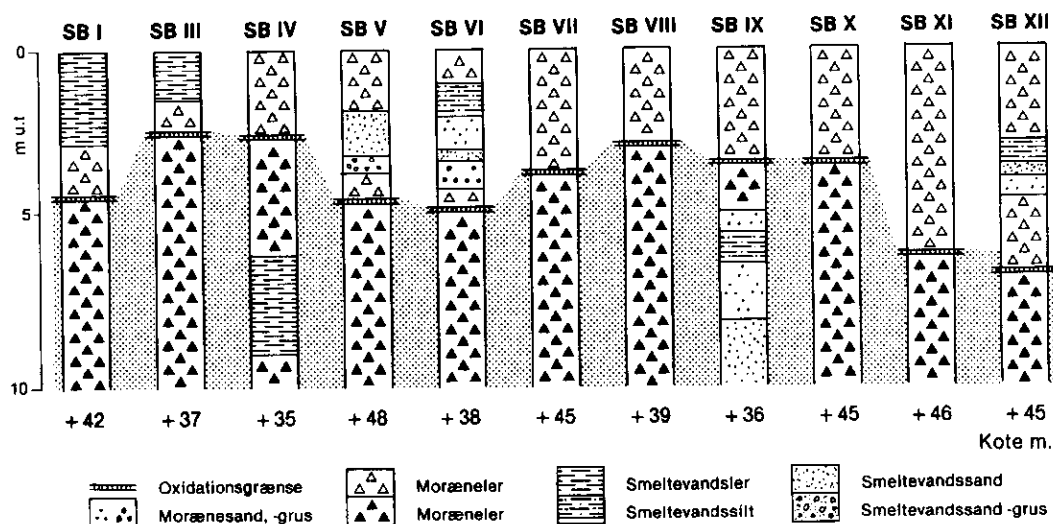
(b)  
 Glim 7  
 DGU nr. 206.1181



●—● Nitrat, ppm  $\text{NO}_3\text{-N}$   
 ○—○ Ammonium, ppm  $\text{NH}_4\text{-N}$   
 x—x Tritium, x 10 TU  
 — Oxidationsgrænse

△ Moræneler  
 ▲ Moræneler  
 ▨ Morænesilt  
 ▩ Morænesand-grus  
 ▤ Smeltevandssilt  
 ▥ Smeltevandssand  
 ▦ Smeltevandssand-grus

**Figur 4.11.** Nitratprofiler fra (a) landbrugsareal i Syd Bæk området (SB1), (b) landbrugsareal i Glim området (Glim 7) og (c) skovareal i Denderup Vænge (DV). For SB1 ses desuden at tritiumforureningen fra atombombesprængningerne er trængt betydeligt dybere ned end nitraten.



**Figur 4.12.** Geologisk lagfølge og oxidationsgrænsens beliggenhed i borerne SB I – SB XII i Syv Bæk området.

meget lav, og er antagelig begrænset af mangel på let tilgængeligt kulstof og i visse tilfælde også nitrat (B7). Laboratorieundersøgelser har også vist, at organisk stof kun forekommer i grundvandet i meget små mængder, der desuden ikke er tilgængeligt, eller som kun under visse omstændigheder kan tænkes at bidrage til nitratfjernelsen. Procesforløbet er endnu ikke fuldt beskrevet (B1, B2 og B3).

#### Jern som reduktionsmiddel

Den ikke iltede form af jern, ferrojern, er ligeledes en mulig komponent ved nitratfjernelsen fra det nedsivende vand under lerjorde (B1, B2 og B6). Let tilgængeligt ferrojern forekommer kun i ubetydelige mængder i de undersøgte lerprofiler (< 100 ppm Fe) sammenlignet med de mængder, der findes bundet i lerlagene (1-2% Fe). Ved redoxgrænsen sker der et skift i fordelingen af iltet jern (ferrijern) og ikke iltet jern (ferrojern) i lerminerallerne. Ferrojern udgør henholdsvis ca. 10% og ca. 50% af det totale indhold af jern i lerlag over og under redoxgrænsen (B2 og B6). Et tegn på, at fjernelsen af nitrat er knyttet til lerlagenes indhold af lermineraller, ses bl.a. ved, at redoxgrænsen ligger dybere i profiler med indslag af sand/grus, end i profiler, der udelukkende består af lerede sedimenter (B6).

Procesforløbet ved nitratfjernelsen kendes endnu ikke i alle detaljer, men skyldes antagelig et samspil af mikrobiologiske processer og kemiske reaktioner. Laboratorieundersøgelser af reduktion med jernholdige mineraler viser, at en nitratfjernelse ikke synes mulig før end frie, iltede jernforbindelser findes som belægnings på mineralkornene (B1).

#### 4.4.4 Nitratgrænsens beliggenhed i grundvandsreservoirerne

*NO<sub>3</sub>-grænsen meget stabil*

Lerjordlagenes evne til at fjerne nitrat, er teoretisk beregnet ud fra fordelingen af gitterbundet ferrojern og jordlagenes totale indhold af jern. Disse beregninger viser, at en udvaskning på 50 kg N pr ha pr år kan opbruge denne kapacitet i et ca. 1 cm tykt lerlag hvert år (B2 og B6). Dette svarer til, at nitratgrænsen kun vil sænkes 1 meter i løbet af hundrede år. Dette forudsætter dog, at hele den nedvaskede nitratmængde kommer i kontakt med de reducerende lerlag. Som følge af mønstret for vandbevægelsen i morænelersområder af den undersøgte type vil kun 30-40% af det nedsivende vand med opløst nitrat komme i kontakt med lerlag under redoxgrænsen, idet hovedparten strømmer af gennem dræn, sand- og gruslag, eller gennem lerlag over redoxgrænsen.

Set i relation til en eventuel fremtidig nitratforurening af de dybe artesiske grundvandsmagasiner, vil det derfor tage betydelig længere tid at opbruge reduktionskapaciteten i 1 m af ubrudte overdækkende lerlag.

Den del af nedsivningsvandet, som når ned i de artesiske grundvandsmagasiner, vil således skulle passere lerlag i den iltfrie zone under redoxgrænsen, hvorved nitraten reduceres.

*Meget stor reduktionskapacitet i ler*

Reduktionskapaciteten i de reducerede lerlag er stor i forhold til vandets indhold af opløst nitrat. Reduktionskapaciteten i de øverste iltede lerlag er opbrugt til en dybde fra ca. 3 m i rene lerlag til ca. 10 m i lerlag med sand- og grusindslag. Iltningen og dermed forbruget af reduktionskapaciteten i de øverste lag er et resultat af nedsivning af iltholdige og senere også nitratholdigt vand i de sidste 10-15.000 år. Dette sammenholdt med, at kun 1/3 af det nitratholdige vand siver ned til de reducerede lerlag, fører til den konklusion, at redoxgrænsen kun bevæger sig meget langsomt nedad, ( sandsynligvis med få mm om året).

Siden sidste istid har en iltning af jordlagene været mulig ved opløst ilt i det nedsivende vand. Beregninger viser, at ganske store mængder gitterbundet ferrojern kan være medgået i forbindelse hermed, og at et øget forbrug af ferrojern igennem de sidste 40 år som følge af en forøget nitratudvaskning kun vanskeligt kan registreres på indeværende tidspunkt. Opløst ilt i det nedsivende vand har således hjulpet til at bane vejen for det nedsivende nitratholdige vand til dybere jordlag. Dette modvirkes delvis, hvis opløste organiske stoffer er ført ned i disse dybere jordlag.

*Grundvand under tykke lerlag er beskyttet mod NO<sub>3</sub><sup>-</sup>*

De artesiske grundvandsmagasiner i områder med tykke dæklag af moræneler synes derfor velbeskyttede mod nitratforurening.

*Udvaskning gennem dræn påvirker vandløbene*

Derimod medfører udvaskning af nitratholdigt vand fra rodzonen i lerområder en hurtig og direkte belastning af vandløbene med nitrat, idet omkring  $\frac{2}{3}$  af nedsivningsvandet fra arealer i oplandet strømmer af gennem dræn og overfladenære, iltede sand- og gruslag i løbet af efteråret/vinteren uden væsentlig reduktion af nitratindeholdet. Som følge heraf må det derfor forventes, at en formindskelse af kvælstofnedsivningen fra landbrugsområder i sådanne arealer vil få en hurtig effekt på nitrattransporten i vandløbene.

*Magasiner med frit vandspejl kan påvirkes af  $\text{NO}_3^-$*

I morænelersområder, hvor der er grundvandsmagasiner med frit vandspejl i sand/grus eller kalk/kridt, vil transport og omsætning af nitrat i princippet ligne forholdene i sandjordsområder, idet redoxgrænsen og dermed grænsen for nitratholdigt grundvand ligger under grundvandsspejlet. Afhængigt af de overliggende lerlags mægtighed og karakter, kan der dog være sket en delvis nitratreduktion under nedsivningen gennem lerlaget.

*$\text{NO}_3^-$  reduktion med methan*

Under specielle forhold kan der endvidere ske nitratreduktion som følge af opstigende methan ( $\text{CH}_4$ ) fra de dybere dele af grundvandsmagasinet. Selvom grundvandsmagasiner af denne karakter har frit vandspejl med en redoxgrænse beliggende under grundvandsspejlet, vil den aktuelle nitratkoncentration i det øverste grundvandslag således kunne være væsentlig lavere end i grundvandsmagasiner med frit vandspejl, hvor overdækkende lerlag helt mangler.

*Tynde gennemiltede lerlag fjerner ikke  $\text{NO}_3^-$*

I områder med gennemiltede og normalt også tynde lerlag, vil evnen til at fjerne nitrat ikke længere være til stede, og indholdet af nitrat i det nedsivende vand vil her primært være bestemt af driftsform, afgrødevalg og klima (B6).

*Oppumpning kan trække forurenede vand ned*

I de områder, hvor grundvand oppumpes, vil nitratholdige vandlag kunne trækkes nedad og derved blandes med det dybe, nitratfrie vandmagasin, hvor filteret er placeret (B12). Transport af nitratforurenede vand kan desuden stedvis foregå nedad gennem makroporer og sprækkesystemer i den umættede zone (B19), selvom disse kun udgør en mindre del af det totale porevolumen.

*Drænvandet dominerer vandløbenes vandføring*

#### **4.4.5 Kvælstoftilførsel til vandløbene i lerområder**

Afstrømningsvariationen i Syv Bæk er karakteristisk for små, dræned morænelersoplande (B 9, B 14). I sommermånederne er drænene normalt tørre, og kun meget ringe tilstrømning fra

grundvandet opretholder minimumsafstrømningen. Adskillige strækninger kan løbe tørre. Hen på efteråret starter drænastrømningen, når jordens vandindhold bliver tilstrækkelig højt, og i efteråret, vinteren og det tidlige forår er afstrømningen domineret af drænvandet, der igen er nøje knyttet til nedbørsforholdene. Hen på foråret løber drænene gradvist tørre, og vandløbets vandføring falder tilsvarende.

På grund af de usædvanlige klimaforhold har der i undersøgelsesperioden været en vis afstrømning i sommerperioden ved både vandløb- og drænstationerne.

Kvælstoftilførslen til vandløbet er domineret af nitratkoncentrationerne i drænvandet og det øverste grundvand, idet det dybere drænvand er praktisk taget nitratfrit. I efterår og vinter er der således nøje sammenhæng mellem den gennemsnitlige nitratkoncentration i drænvand og vandløbsvand, der begge ligger på omkring 50 mg nitrat pr l (B9).

*Drænvand indeholder omkring 10% organisk N*

Koncentrationen af total-N i både vandløbsvand og drænvand ligger hele året ca. 10% højere end koncentrationen af nitrat-N. Koncentrationen af total-N i vandløbene varierer over året, idet den er størst i forbindelse med de store afstrømninger om vinteren. I drænvandet er årstidsvariationen mindre markant.

*60-70% af N-udvaskningen når vandløbet. Resten fjernes i grundvandet*

Den gennemsnitlige kvælstofudvaskning fra drænene er fundet til ca. 30 kg nitrat-N pr ha pr. år. Udvasningen af total-N er ca. 10% større. Ifølge de regionale udvaskningsberegninger (B 15) er den gennemsnitlige udvaskning for Langvad Å opland fundet til 40-50 kg nitrat-N pr ha, hvilket indebærer, at 60-80% af udvaskningen når vandløbene, mens resten fjernes i grundvandet. Hertil kommer en ikke uvæsentlig kvælstoffjernelse i våde engarealer, mosehuller m.v. Denne er i Syv Bæk fundet til omkring 30% af drænvandstilførslen.

Der er udført detaljerede undersøgelser af tilstrømningsforholdene til drænrør (B 19) for nærmere at belyse, hvorledes kvælstofudvaskningen fra rodzonen er relateret til drænastrømningen.

Det er i den forbindelse påvist, at de usædvanligt hurtige drænvandsreaktioner overfor nedbørstilfælde kun kan forklares ved tilstedeværelsen af makroporer (ormegange, sprækker, o.lign.) i de øverste jordlag over drænene (B 14). Makroporerens betydningen for udvaskning af kvælstof og fosfor (specielt de organiske fraktioner) fra landbrugsjorden er endnu ikke tilstrækkeligt belyst.

*Modellering af drænastrømning*

#### **4.4.6 Modelstudier i Syv Bæk og Langvad Å**

I modsætning til Rabis Bæk har der ikke været foretaget detaljerede geokemiske modelstudier i Syv Bæk. Dette er anset for ir-



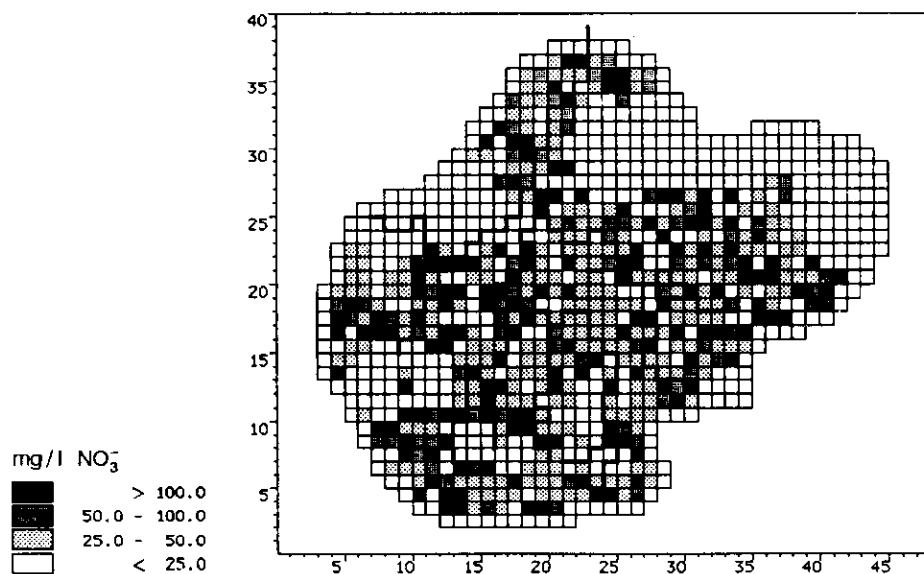
relevant, da feltmålingerne entydigt viser en meget stor reduktionskapacitet i lerlagene (B 6). Til gengæld er der foretaget modellering af sammenhængen mellem nedbør, udvaskning og drænastrømning, idet dette bidrag er afgørende for belastningen af vandløbene.

Der er foretaget et detaljeret modelstudie af afstrømningsforholdene i et drænoiland til Syv Bæk (B 14). Det konstateres, at en forudsætning om, at vandet strømmer gennem de øverste jordlag som et ensartet medium, ikke kan forklare afstrømningsforløbet. Kun ved at forudsætte, at en betydelig del af vandet ledes direkte til drænene gennem makroporer, fås overensstemmelse med målingerne. Det har ikke været muligt at foretage en nærmere vurdering af, hvilke konsekvenser dette fænomen kan have for udvaskning af kvælstof og fosfor, da der endnu mangler detaljerede feltmålinger.

*Regional model for udvaskning, transport og omsætning af N*

*Store  $\text{NO}_3^-$  koncentrationer i det øverste grundvand*

En regional modellering af hele Langvad å oplandet er etableret efter samme generelle metode som Karup-modellen (B 15). DAISY-modellen er anvendt til at bestemme den regionale udvaskning i oplandet for en niårig periode. Selv om der er større usikkerheder i grundlaget for Langvad å modellen, har den vist sig i stand til at simulere koncentrationer i drænvandet og det øvre grundvand, der er i god overensstemmelse med målingerne. Det er fundet, at ca. 30% af udvaskningen reduceres i grundvandsmagasinerne, mens resten udvaskes til vandløbene



**Figur 4.13.** Regional variation i nitratkoncentrationen i det øverste grundvand i Langvad Å opland.

med meget ringe forsinkelse. Et eksempel på simulering af nitratkoncentrationen i det øverste grundvand i Langvad Å er vist i figur 4.13.

#### 4.5 Transport og omsætning af fosfor i sand og lerjordsområder

*P bindes i jordlagene*

Fosfor tilføres med handelsgødning og med husdyrgødning og vil, når den tilførte mængde er større end den, planterne forbruger, fastholdes i de øverste jordlag (rodzonen). I sandjordsområder vil det være jordens indhold af aluminiumhydroxider og iltede jernforbindelser, som har størst betydning for fastholdelse af fosfor. I lerjordsområder kan jordlagenes indhold af kalk ( $\text{CaCO}_3$ ) også medføre binding af fosfor i uopløst form. Undersøgelser i Rabis Bæks opland viste, at koncentrationerne af orthofosfat ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) i grundvand over redoxgrænsen i næsten alle prøver var under bestemmelsesgrænsen, som er 0,02 mg  $\text{PO}_4^{3-}$  pr l, og i intet tilfælde var det fosfatholdige grundvand trængt helt ned til redoxgrænsen.

Indholdet af jern i jordlagene ned til redoxgrænsen var som hovedregel 5 til 10 gange den ækvivalente fosformængde beregnet ud fra forholdet i ferrifosfat ( $\text{FePO}_4$ ). Det er derfor sandsynliggjort, at jordlag med forhøjede koncentrationer af reaktive ferriforbindelser i grundvandszonen over redoxgrænsen virker som en effektiv barriere for videre transport af den smule fosfor, som udvaskes fra rodzonen i særlige situationer.

I grundvandsprøver udtaget under redoxgrænsen forekommer ofte højere koncentrationer af orthofosfat (op til 0,7 mg  $\text{PO}_4^{3-}$  pr l) under såvel dyrkede arealer som hede- og plantagearealer.

*Høje fosfatkoncentrationer skyldes naturlige forhold*

Årsagen til de relativt høje fosfatkoncentrationer i grundvandet i den reducerende del af grundvandsreservoirerne er, at fosfat er mere mobilt i dette kemiske miljø, og den opløste fosfat stammer sandsynligvis fra miocænt materiale i sedimenterne (B5).

I lerjordsområder indeholder de øverste 4-5 m jordlag iltede jernforbindelser og aluminiumhydroxider i form af overfladebelægninger på f.eks. lerpartikler og sandskorn. Disse jern- og aluminiumsforbindelser er sandsynligvis af stor betydning for fastlæggelse af fosfor i tungt opløselig form i det øverste jordlag, hvor pH-værdierne er forholdsvis lave som følge af den naturlige udvaskning af kalk ( $\text{CaCO}_3$ ). I de dybere jordlag, hvor der stadig er et større eller mindre indhold af kalk og som følge deraf højere pH-værdier (ca. 8), er fastlæggelsen af fosfor som tertiært kalciumfosfat ( $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ ) af større betydning.

I forbindelse med NPo-undersøgelserne er indholdet i ferrihydroxider bestemt til 0,2-2,0 vægt-%  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  i de undersøgte lerprofiler.

Under landbrugsjordsarealerne kunne en begyndende kalkudvaskning registreres indtil ca. 1 m u.t., mens udvaskningen i skovprofilerne var nået til ca. 2 m u.t. Det naturlige indhold af kalk varierede mellem 10 og 40 vægt-% (B2 og B6).

I Syv Bæks opland (B6) er der udtaget prøver af jordvand med teflonsugeceller i indtil 1,6 m dybde. I disse prøver var koncentrationerne af opløst fosfat (orthofosfat) meget lave ( $< 0,01 \text{ mg PO}_4\text{-P pr l}$ ).

*P-udvaskning uden betydning for drikkevand*

Konkluderende om fosfor i grundvand må siges, at der generelt kun opstår meget få problemer for drikkevandsforsyningen, da fosfor bindes ved nedsivning gennem jordlagene. Hvis der er problemer, kan de almindeligvis tilskrives naturligt optrædende fosforforbindelser.

## 4.6 Regionale kortlægninger

Transport og omsætning af nitrat og fosfor i grundvand og drænvand er blevet undersøgt i detaljer ved undersøgelsen i de mindre områder ved Rabis Bæk, Fladerne Bæk, Syv Bæk. Disse resultater er blevet anvendt til at belyse forholdene i større regioner. Dette er sket ved forskellige former for kortlægning eller ved udarbejdelse af regionale matematiske modeller for transport og omsætning.

### 4.6.1 Sårbarhedskortlægning af jordlagenes potentiale for nitratreduktion

Der er udviklet en metode til at fremstille regionale kort over jordlagenes nitratreduktionspotentiale (B16). Metoden er udarbejdet på baggrund af de geologiske, hydrogeologiske og geokemiske forhold i et område i Vestjylland (Ulfborg) med hedesletteaflejringer fra sidste istid (weichsel) og bakkeøaflejringer fra næstsidste istid (saale).

*Metodik for kortlægning af  $\text{NO}_3$ -reduktion*

Metoden er udviklet ud fra den forudsætning, at der skal anvendes eksisterende data. På prøver fra borer er jordarternes nitratreduktionskapacitet bestemt, og suppleret med data fra andre undersøgelser giver resultaterne et tilstrækkeligt overblik over kapaciteten i området. For at omsætte jordarternes nitratreduktionskapacitet til et kort i regional skala, hvor en sammenhæng vertikalt og horisontalt kan demonstreres, er en række te-

makort blevet fremstillet. Ved sammenstilling af data fra disse kort er det endelige kort over nitratreduktionspotentialet blevet fremstillet.

Nitratreduktionskortet indeholder tre temaer:

1. Grundvandsspejlets beliggenhed
2. Nitrat/redoxfrontens beliggenhed og
3. Arealer, der er klassificeret med hensyn til jordarternes nitratreduktionskapacitet.

Klassifikationen består i tre elementer:

- a. Placering af jordarterne i en tredelt skala med lav, middel eller høj reduktionskapacitet,
- b. Tildeling af disse værdier til jordlagene i en vertikal reservoiropdeling
- c. En horisontal afgrænsning i områder med samme opbygning og nitratreduktionskapacitet.

*Eksempel fra Ulfborg-området*

Med hensyn til Ulfborg området viser kortet, at der ofte findes en ret tyk, oxideret zone uden reduktionskapacitet i de øverste smeltevandsaflejringer. Under redoxgrænsen, som almindeligvis ligger under grundvandsspejlet, optræder også smeltevandsaflejringer med en lav reduktionskapacitet. I store dele af området er disse lag underlejret af smeltevandsler-moræner med middel reduktionskapacitet, samt smeltevandssand med lav reduktionskapacitet. Hvor der er højtliggende miocæne lag med brunkul og pyrit, er reduktionskapaciteten høj.

De tre temaer på kortet kan sammenholdes med temaer på andre relevante kort, når problemer angående nitratforholdene i grundvandet skal løses. Ved anvendelse af kortet er det imidlertid vigtigt at vurdere de processer og den transport, der foregår i et givet reservoir og sammenholde disse forhold med f.eks. resultaterne fra proces- og transportstudierne ved Rabis Bæk, Syv Bæk og Fladerne Bæk.

#### **4.6.2 Kortlægning af nitrat og fosfor i grundvand**

En anden type kortlægning beskriver nitrat- og fosforkoncentrationerne i råvand fra 20 vigtige grundvandsmagasiner i Danmark og i det drikkevand, der produceres af vandværker, som udnytter disse grundvandsmagasiner (B4).

De vigtigste reservoirbjergarter i Danmark, som indgår i kortlægningen, er:

- Skrivekridt
- Danienkalk

- Grønsandskalk
- Kwartssand
- Smeltevandssand- og grus

Reservoirerne er af forskellig alder, lithologi og dybde, ligesom de dæklag, der findes over grundvandsmagasinerne har forskellig tykkelse og sammensætning.

De mest udbredte dæklag er:

- Postglaciale og senglaciale marine lerlag
- Smeltevandssler
- Moræneler
- Glimmerler/silt
- Andre tertiære lerarter

*Højt  $\text{NO}_3$ -indhold i brønde*

Undersøgelsen viser, at nitratinholdet som hovedregel er højt i grundvandsmagasiner med frit vandspejl, specielt i brønde. I de artesiske reservoirer, som er beskyttet af tykke lerlag, er grundvandet normalt nitratfrit. Ældre praksis med etablering af borer i eksisterende brønde og udførelse af tørbrønde uden faste sider og fast bund medfører dog, at der kan indvindes vand med høje nitratkoncentrationer selv fra artesiske grundvandsmagasiner (Figur 4.14).

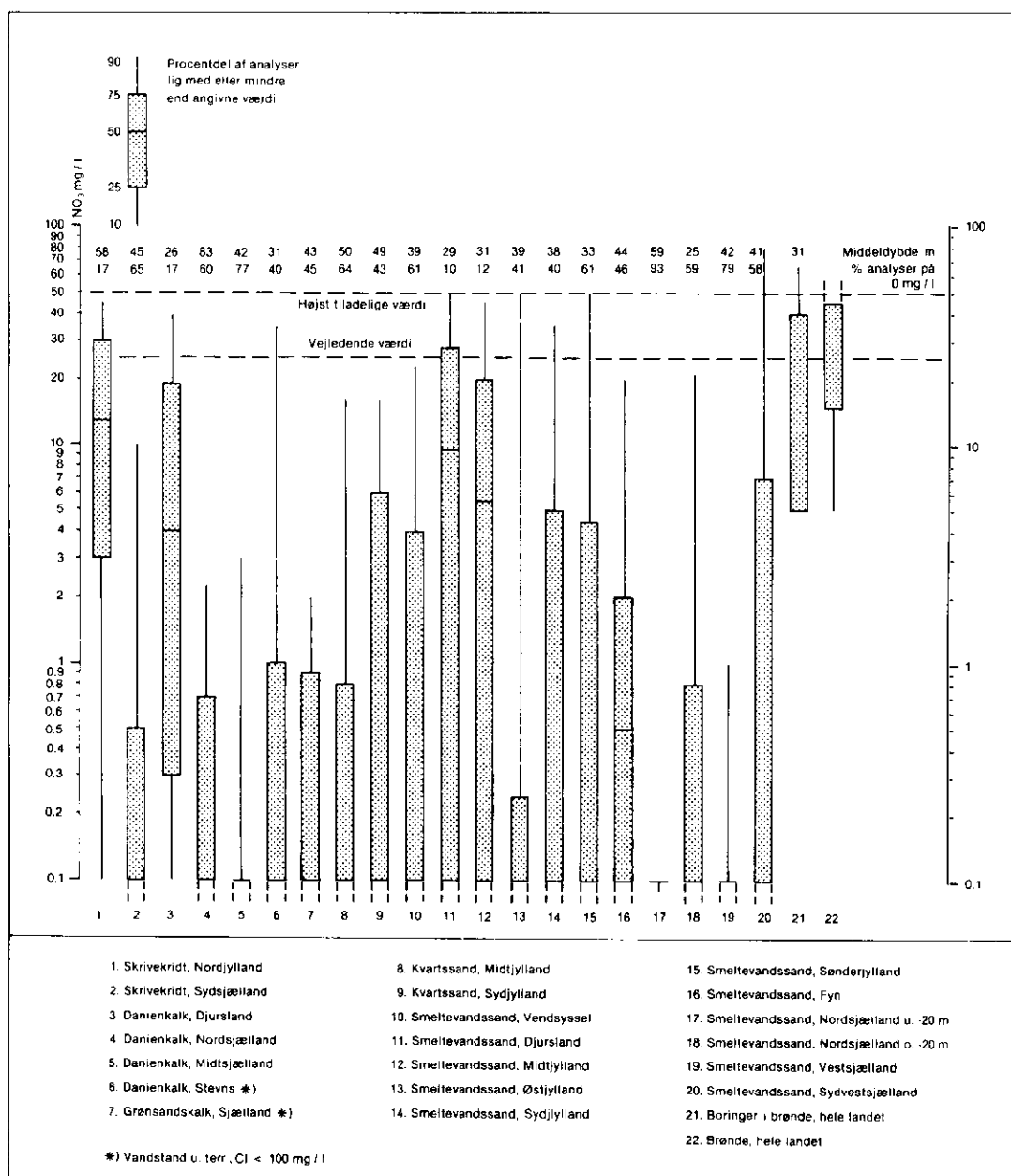
*Drikkevandet blandes af både  $\text{NO}_3$ -holdigt og  $\text{NO}_3$ -frit vand*

For at undgå stigende nitratinhold i de øvre reservoirer er der blevet boret dybere til reservoirer uden nitrat. I lagdelte reservoirer med nitratholdigt vand øverst og nitratfrit vand nederst vil pumpning på filtre i den nitratfrie del kunne forårsage nedtrækken og opblanden af nitratholdigt vand. Dette vil dermed forøge nitratinholdet i drikkevandet.

#### 4.7 Regional fordeling af reservoirtyper og nitratforurening

*De geologiske forhold er afgørende for  $\text{NO}_3$ -forurening*

NPo-projekterne har forøget kendskabet til og forståelsen af de processer, der bestemmer nitratinholdet i grundvandet. Det er blevet helt klart, at forureningsforholdene varierer fra sted til sted helt afhængigt af de geologiske forhold, der bestemmes af reservoirgenskaber, de hydrauliske parametre og sammensætningen af reservoirernes dæklag. Undersøgelserne har vist, at det er væsentligt at vurdere størrelsesordenen af nitratfrontens vertikale og horisontale fremtrængen samt dens resulterende bevægelse. Det er ligeledes vigtigt at have kendskab til de nitratreducerende stoffers udbredelse i reservoirerne samt i hvilken grad nitratreduktionskapaciteten i de øvre reservoirer er opbrugt.



**Figur 4.14.** Nitratkoncentration i danske grundvandsreservoirer.

Ved fremtidige vurderinger vil det være hensigtsmæssigt at sammenholde de lokale geologiske forhold med de detailundersøgelser og geologiske typer, som er beskrevet ved Rabis Bæk, Fladerne Bæk og Syv Bæk, selvom variationen i reservoirforhold er større end demonstreret ved disse eksempler.

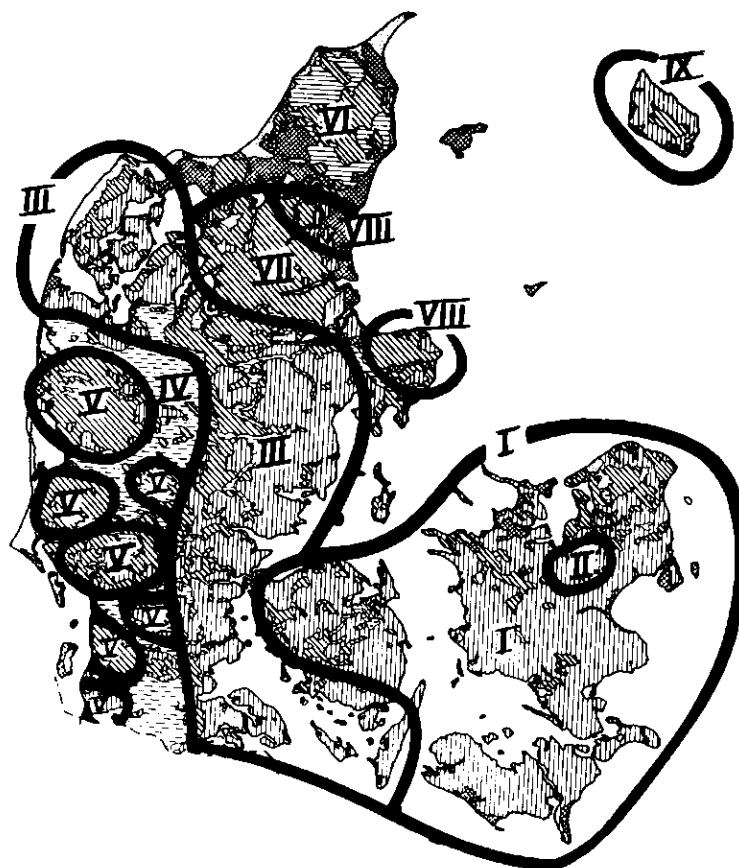
En oversigt over forskellige dæklag og reservoirtyper er på regionsplan forsøgt beskrevet nedenfor og indtegnet på kortet (figur 4.15). Reservoirerne i istidslagene er ofte underlejret af ældre reservoirer i sand- eller kalklag. Disse reservoirer kan hænge sammen vertikalt, som på hedesletterne (smeltevands-sand-kvartssand), eller være tydeligt adskilt, som i morænelers-områder. Der er tale om en stærkt forenklet og generaliseret opdeling, som er klassificeret efter dæklag.

De specielle forhold på de undersøgte lokaliteter er søgt generaliseret og regionaliseret, men alene i relation til vurdering af nitrat-reduktionsforholdene. Opdelingen og beskrivelsen kan således ikke umiddelbart anvendes ved behandling af andre forureningsforhold.

*Højt  $\text{NO}_3$ -indhold i det øvre iltede grundvand*

#### 4.7.1 Sandede bakkeøer og hedesletter

Sandjordsområderne omfatter hedesletter og sandede bakkeøer (Figur 4.15, områdetype IV og V). I disse områder vil de sand-



**Figur 4.15.** Regionale typer af grundvandsmagasiner.

og gruslag, som ligger over grundvandsspejlet, være iltede og derfor ikke give anledning til væsentlig reduktion af nitrat i det nedsivende vand fra rodzonen.

Nitrat i grundvand i et sandjordsområde vil derfor udbrede sig i den iltede del af grundvandsmagasinerne over redoxgrænsen uden væsentlig reduktion.

Grundvandet i denne del af magasinerne har allerede nu hyppigt høje nitratkoncentrationer (50-100 mg  $\text{NO}_3^-$  pr l).

*Rabis Bæk type på hedesletterne*

#### *Hedesletter (IV)*

I området udenfor hovedopholdslinien for udbredelsen af isen fra den sidste istid udgør hedesletteaflejringerne grovkornede sandmagasiner med frit vandspejl (figur 4.15, IV). Der findes desuden også mindre hedesletteområder med lignende forhold andre steder i landet. Underliggende miocæne kvartssandslag indgår hyppigt i magasinerne. Der er ofte en tyk umættet zone, hvor reduktionskapaciteten overfor nitrat er opbrugt, og der optræder en lagdeling af grundvandet i øvre dele med højere koncentration af nitrat og nedre dele, hvor nitraten er omsat. De hydrauliske forhold er som beskrevet under afsnit 4.3. I hedeslettesandet er det tilstedeværelsen af omlejret brunkul og pyrit, der giver anledning til nitratreduktionen. Det undersøgte område ved Rabis Bæk er et eksempel på et hedeslettereservoir. Indholdet af reducerende stoffer i hedesletteaflejringerne kan variere betydeligt i mængde fra sted til sted, og derfor kan dele af området afvige betydeligt i reduktionsevne fra Rabis Bæk.

*Tykke umættede zoner og dybt beliggende redoxgrænse på bakkeøerne*

#### *Bakkeøer (V)*

Vest for hovedopholdslinien i hedesletteområderne findes bakkeøerne med aflejringer, der er ældre end sidste istid, og alderen er således over ca. 100.000 år (figur 4.15, V). I bakkeøerne findes både frie og artesiske grundvandsmagasiner, hvor de øvre dæklag i de artesiske magasiner normalt er stærkt sandede. Stedvis er der tykke, umættede zoner over grundvandet, og de mange års nedsivning af ilt har bevæget redoxgrænsen dybt nedad, hvorfor disse istidslag er sårbare overfor nitratnedsivning. Det er imidlertid også karakteristisk, at istidslagene indeholder brunkul og pyrit, og hvor det er tilfældet (samt hvor miocæne lag af brunkul og glimmerler ligger højt), vil der være en effektiv reduktionskapacitet i mange år fremover. I de områder, hvor der er dybe, udnyttelige kvartssandlag under brunkul og glimmerler, vil der således være en beskyttelse mod nitratforurening.

#### **4.7.2 Lerjordsområder**

I omkring halvdelen af Danmarks areal består de øverste meter



af jordlagene af moræneler, hvoraf hovedparten blev aflejret under sidste istid (weichsel) for 10-15.000 år siden. Lerjordsområderne omfatter typeområderne I, II og III i figur 4.15.

#### *Aflejrings typer*

Morænelersområderne er i figur 4.15 opdelt i 3 hovedtyper efter deres aflejringsforhold og sårbarhed overfor nitratnedsivning. I det følgende er disse hovedtyper af deres karakter beskrevet.

*Tykke lerlag beskytter mod  $\text{NO}_3^-$*

*Type I.* Områder af type I er karakteriseret ved relativt tykke uforstyrrede lerlag, som dækker de vandførende lag. I grundvandsmagasinerne i sådanne områder vil der almindeligvis være artesiske forhold (figur 4.16a). Vandbevægelsen fra rodzonen til grundvandsmagasinerne sker gennem lerlagene, og kun en mindre del af det nedsivende vand vil nå grundvandsmagasinerne. Vandstrømningen til vandløbene sker hovedsageligt gennem dræn.

Områder af denne type findes i den overvejende del af Sjælland, på den nordlige del af Fyn (nord for en linie fra Fåborg til Svendborg) samt på Lolland, Falster og Møn.

Områderne i type I skønnes at udgøre ca. 45% af morænelersområderne.

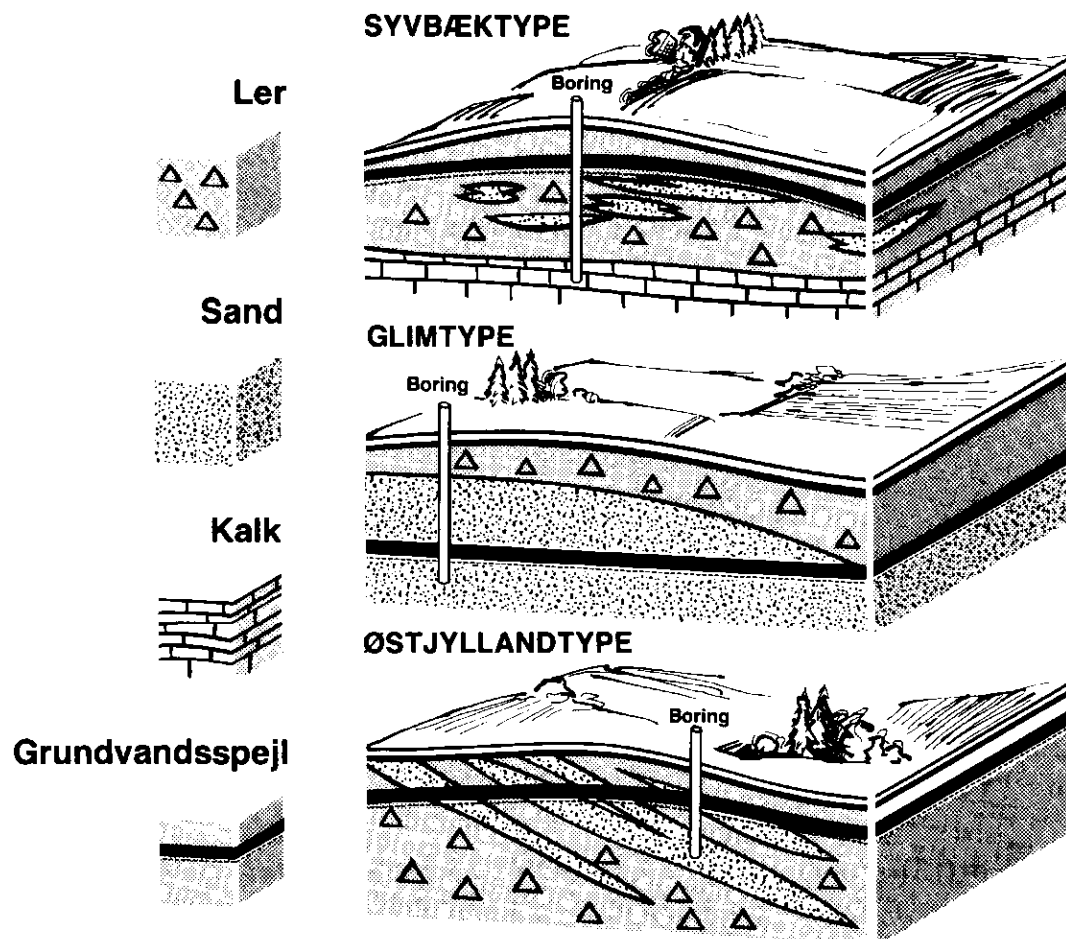
*Tynde iltede lerlag gennemtrænges af  $\text{NO}_3^-$*

*Type II.* Områder af type II er karakteriseret ved lerlag af varierende tykkelse over umættede sand-/gruslag eller kalk-/kridtlag, således at grundvandsmagasinerne har frit vandspejl (figur 4.16b). Vandbevægelsen fra rodzonen til grundvandsmagasinerne vil være lodret, og det nedsivende vand fra rodzonen vil passere en større eller mindre del af grundvandsmagasinerne. Områder af denne type findes i sammenhængende områder syd for Roskilde, syd for Ålborg og spredt på Nord- og Vestsjælland.

Områderne i type II skønnes at udgøre ca. 5% af morænelersområderne.

*Forstyrrende lerlag giver mulighed for  $\text{NO}_3^-$ -nedsivning*

*Type III.* Områder af type III udgør en restgruppe, hvor grundvandsmagasinerne er dækket af moræneler, som er forstyrrede af isens bevægelser (dislocerede). Sådanne områder har mindre adskilte grundvandsmagasiner, som hovedsagelig vil være med artesiske forhold (figur 4.16c). Vandets bevægelse vil i de artesiske magasiner være som beskrevet under type I og i magasiner med frit vandspejl som beskrevet under type II. Grundvandets sårbarhed er således stærkt afhængigt af placeringen af indvindingsfiltret. Områder af den type findes i den sydlige del af Fyn



**Figur 4.16.** *Forskellige aflejringstyper i morænelersområder.*

og i Jylland nord og øst for hovedopholdslinien for weichseliens udbredelse.

Områderne i type III skønnes at udgøre ca. 50% af morænelersområderne.

#### 4.7.3 Andre områder

Disse områder er relativt uensartede og falder derfor udenfor de hovedmønstre, som er beskrevet i de foregående afsnit.

På kortet figur 4.15 er de afmærket med romertallene VI-IX.

##### *Området nord for Limfjorden (VI)*

I dette område forekommer der grundvandsmagasiner i skrivekridt, i istidslag og i marine sandaflejringer dannet efter sid-

*Skrivekridt uden dæklag er sårbart*

ste istid. Lagene er ofte forstyrrede og opskubbede med det resultat, at magasinerne er tynde og begrænsede, men større og uforstyrrede magasiner i smeltevandssand kendes også. Mange magasiner er artesiske, og de er derfor delvis beskyttede mod nitratforurening af tykke smeltevandslerlag. En del af skrivelagmagasinerne er frie med meget tynde istidslag over, og de vil derfor være særligt udsatte for nitratforurening. I områder med marine aflejringer kan dannelse af methan reducere nitraten. Der er ikke foretaget proces- og transportundersøgelser i dette område i forbindelse med NPo-projekterne.

#### *Himmerland og Djursland (VII-VIII)*

I visse områder (type VII), som f.eks. i Himmerland, findes grundvandsmagasiner i smeltevandssand, skrivelag og danielkalk, som kan være overdækkede med lerlag og derfor artesiske og forholdsvis velbeskyttede mod nitratforurening. Reservoirerne kan være forstyrrede og lagene opskubbede, hvilket almindeligvis gør at reservoirerne er af begrænset udstrækning.

#### *Sårbare magasiner*

På Djursland og omkring Ålborg findes mange grundvandsmagasiner med frit vandspejl i smeltevandssand uden overdækning af lerlag og i skrivelag og danielkalk, som kun er dækket af tynde overfladelag eller umættede lag af smeltevandssand og -grus (type VIII). Disse sidste vil oftest have høje nitratkoncentrationer i det øverste grundvandslag.

#### *Bornholm (IX)*

På Bornholm er reservoirernes dæklag næsten altid tynde (moræneler), men uforstyrrede. Desuden har nogle reservoirer frit vandspejl. De fleste er sårbare overfor nitratinfiltration, men indtil nu har der ikke været problemer med nitratforurening i grundvandet.

### **4.8 Sammenfatning**

#### *Stort $\text{NO}_3^-$ -indhold i øvre grundvand i sandområder*

De detaljerede undersøgelser i det ubeskyttede smeltevandsreservoir i Rabis Bæk har påvist, at det øverste grundvand under landbrugsområder har meget store nitratkoncentrationer (30-150 mg nitrat pr l). Under naturområder er nitratinholdet betydeligt mindre, (under 5 mg nitrat pr l). Nitratinholdet under landbrugsområderne er i god overensstemmelse med de udvaskningstal, der er fundet for praktisk landbrugsdrift.

#### *$\text{NO}_3^-$ fjernes ved redoxgrænsen*

Det øverste grundvand er samtidig karakteriseret ved et højt iltindhold, men under en vis dybde falder iltindholdet brat ved

den såkaldte redoxgrænse. Tilsvarende falder nitratindholdet til ganske små værdier (mindre end 0,1 mg nitrat pr l) under redoxgrænsen. Ved hjælp af aldersbestemmelser af vandet under redoxgrænsen kan det konstateres, at vandet hernede stammer fra perioder med betydelig kvælstofudvaskning. Der er således tale om en reel nitratfjernelse ved redoxgrænsen.

*NO<sub>3</sub>-reduktion med pyrit og brunkul*

Detaljeret studier af de kemiske processer i området omkring redoxgrænsen har vist, at nitratfjernelsen skyldes kemisk reaktion mellem nitrat og pyrit. Det er også påvist, at organisk stof, såsom brunkul fra ældre geologiske lag, kan bidrage til nitratfjernelsen. I den centrale del af Rabis Bæk anslås det, at pyritindholdet i jorden er tilstrækkeligt stort til at nitratfrontens lodrette nedtrængning forsinkes, så den kun bevæger sig nedad med få cm om året. Som følge heraf er det dybe grundvand under naturlige forhold relativt godt beskyttet mod nitratforurening, selv over mange årtier.

*Oppumpning trækker forurenet vand ned*

Det er dog samtidig påvist, at indvindingsboringer, selv om de er placeret i dybder under nitratfronten, er i stand til at ændre det naturlige strømningsmønster, således at nitratforurenet vand trækkes dybere ned end ellers. Der er således en risiko for forurening selv af dybe indvindingsboringer, men det skyldes nedtrækning af vand, snarere end en generel sænkning af nitratfronten.

*NO<sub>3</sub>-reduktion kan give øget sulfatindhold og forsuring*

De kemiske reaktioner med pyrit, som følge af nitratfjernelsen ved redoxgrænsen, medfører både en forhøjelse af grundvandets sulfatindhold og en forsuring. I et nærliggende område (Fladerne bæk) er nitratfjernelsen med pyrit særdeles effektiv, således at grundvandstilstrømningen til bækken, trods stor kvælstofnedsivning fra landbrugsjorden, indeholder meget lidt nitrat; til gengæld er bækkens vand forsuret som følge af nitratnedsivningen.

*Grundvandsmodeller*

Der er opstillet matematiske modeller for grundvandsstrømning og nitratomsætning i hele Karup å's opland. Disse modeller udgør et beslutningsværktøj til at udføre konsekvensberegninger af, hvorledes landbrugsdriften påvirker nitratindholdet i grundvand og vandløbsafstrømning. Modellens landbrugsdel er en regionaliseret udgave af rodzonemodellen DAISY, og det er påvist, at modellen er i stand til at simulere de målte nitratindhold i grundvandet med god nøjagtighed.

Modelberegninger har vist, at udvaskningsændringer som følge af variationer i sædskifte og klima kan medføre betydelige tidsvariationer i det øverste grundvands nitratindhold. I det øverste grundvand findes ligeledes store regionale variationer i nitratindholdet, der er stærkt afhængigt af arealudnyttelsen.

*Halvdelen af N-nedsivningen reduceres i grundvandet*

Modelberegningerne har tillige vist, at for Karup å som helhed fjernes omkring halvdelen af det udvaskede kvælstof i grundvandet ved reduktion omkring redoxgrænsen, mens resten når frem til ådalene. Men inden det udsivende grundvand når helt ud til vandløbene, kan der herudover forekomme en betydelig fjernelse ved denitrifikation i engarealerne.

*Grundvandet forsinker virkningen af en udvaskningsreduktion*

Det er også påvist, at en reduktion af udvaskningen fra landbrugsjorden vil have en forsinket virkning i kvælstoftilførslen til vandløbene. En betydelig del vil kunne slå igennem i løbet af 3-5 år, men den totale virkning vil først være opnået efter op mod 15 års forløb.

*Morænelerområder*

I morænelersområdet Syv Bæk er de hydrogeologiske forhold markant forskellige fra Rabis Bæk. Grundvandsmagasinerne findes i kalklag, der de fleste steder dækkes af tykke lerlag. En betydelig del af nedsivningen når derfor ikke grundvandsmagasinet, men løber direkte til vandløbene, enten gennem dræn eller gennem overfladenære, sekundære grundvandsmagasiner.

*NO<sub>3</sub><sup>-</sup> fjernes ved redoxgrænsen*

Til gengæld har det vist sig, at de høje nitratindehold i grundvandet, i lighed med Rabis Bæk, er nøje knyttet til den iltholdige zone over redoxgrænsen. I lerområder ligger redoxgrænsen kun 3-5 m nede, således at det kun er det allerøverste grundvand, der er nitratforurenet. Aldersbestemmelsen af det dybereliggende, nitratfrie grundvand viser, at dette vand tidligere har været nitratforurenet, så at der er sket en reel nitratfjernelse.

Nitratreduktionsprocesserne i moræneler har været nøje undersøgt, uden de dog er blevet klarlagt i alle detaljer. Der er dog ingen tvivl om, at der findes en meget stor reduktionskapacitet – knyttet til jernindholdet i lerminerallerne – som følge af mikrobiologiske og kemiske processer. Det er derfor konkluderet, at nitratfronten kun bevæger sig nedad med meget ringe hastighed.

*Dybt grundvand dækket af lerlag er velbeskyttet*

*Tynde eller forstyrrede lerlag kan gennemtrænges*

Tilstedeværelse af tykke, ubrudte lerlag udgør således en effektiv beskyttelse mod nitratforurening, selv over mange årtier. Tynde lerlag, som der f. eks. er konstateret i et nærliggende område (Glim), tillader imidlertid nedtrængning af nitrat, især hvis lagene er gennemiltede. Det skyldes muligvis også, at sådanne lag ikke er sammenhængende, men gennembrudt af sandlommer, hvor nitratholdigt vand kan trænge frem. Endvidere kan etablering af vandindvinding i sig selv ændre det naturlige strømningsmønster og trække forurenet vand ned selv til større dybder.

*30% af nedsivningen fjernes i grundvandet, resten går i vandløb*

*Kortlægning af NO<sub>3</sub>-sårbarhed*

*Største NO<sub>3</sub>-problemer fra Djursland over Himmerland til Limfjorden*

*Udvaskning af P uden problemer for drikkevandet*

I lighed med Karup Å er der opstillet en regional matematisk model for vandtransport og kvælstofomsætning i Langvad Å's opland. DAISY-modellen er anvendt til den regionale udvaskningsberegning, og der er konstateret god overensstemmelse mellem modelberegningerne og de målte nitratkoncentrationer i dræn- og grundvand. Det er fundet, at ca. 30% af kvælstofudvaskningen fjernes i grundvandsmagasinet, mens de resterende 70% udvaskes direkte til vandløbene med meget ringe forsinkelse. En reduktion i udvaskningen fra landbrugsjorden vil således have en hurtig effekt i denne oplandstype.

Undersøgelser af afstrømning til drænrør viste, at det er nødvendigt at forudsætte, at en betydelig del af nedsivningen sker gennem makroporer (ormegange og lignende), hvis de meget hurtige variationer i drænastrømningen skal forklares. Det var ikke muligt at bestemme udvaskningsbidraget gennem makroporer, men resultatet er betydningsfuldt for en nærmere forståelse af udvaskningen fra landbrugsjorden, især hvad angår de organiske fraktioner af kvælstof og fosfor.

Den procesforståelse, der er opnået i forbindelse med undersøgelserne, er udnyttet til udvikling af en generel metodik til kortlægning af grundvandsmagasinernes sårbarhed overfor nitratnedsivning. Den er tillige benyttet til tolkning af en landsdækkende kortlægning af nitratindholdet i de vigtigste grundvandsmagasiner, hvor det er konstateret, at specielt brønde i de øverste reservoirer er alvorligt påvirket af nitratforurening.

Det kan desuden fastslås, at der i dag kun forekommer få problemer i reservoirer, der er beskyttet af lerlag. I sandjordsområder vil det mange steder være muligt – for en tid – at undgå nitratforurenet vand ved at indvinde fra dybere lag under nitratfronten. Denne mulighed indskrænkes dog, hvis kvaliteten af det dybe vand er dårlig (salt, brunt vand), eller hvis der ikke findes dybe magasiner på grund af de geologiske forhold. Det sidste gælder mange steder i området fra Djursland over Himmerland op mod Limfjorden, og det er da også i dette område, hvor man må forudse de mest alvorlige nitratproblemer for vandforsyningen.

Det er generelt konstateret, at nedsivning af fosfor fra landbrugsjorden ikke udgør nogen trussel mod drikkevandskvaliteten. Eventuelle forhøjede fosforkoncentrationer vil snarere være knyttet til forekomsten af f.eks. marine aflejringer.

## 5. Transport, omsætning og effekter af kvælstof og fosfor i vådområderne

### 5.1 Indledning

#### *Viden ved projektets start*

Ved NPo-programmets start var der stor usikkerhed om næringssaltenes betydning i de danske vandløb. Derimod forelå der allerede en betydelig viden om næringssaltomsætningen i søer. Det var kendt, at den dårlige kvalitet i søerne skyldtes store fosforkoncentrationer, men der herskede stor usikkerhed om, hvorledes den biologiske struktur påvirkedes af ændrede belastninger, og om hvorledes miljøtilstanden ville ændres ved en nedsat belastning.

Med hensyn til de marine områder herskede der stor uenighed om, hvorvidt den øgede algevækst og de heraf følgende iltsvind skyldtes kvælstof eller fosfor. Under transporten af kvælstof fra landbrugsjorden til havmiljøet fjernes en del af kvælstoffet især via bakteriel omdannelse af nitrat til frit kvælstof (denitrifikation). Kendskabet til den kvantitative betydning af denne proces i enge og i vandmiljøet var meget begrænset.

#### *Formålet*

Formålet med NPo-undersøgelserne var derfor at fremskaffe den manglende viden om kvælstofs og fosfors transport, omsætning og effekter i vådområder, hvilket omfatter de vandløbsnære områder, vandløb, søer og det marine miljø.

I tabel 5.1 er der givet en oversigt over de gennemførte undersøgelser fordelt på de forskellige miljøer.

#### *Prioritering af forskningsindsatsen*

Forskningsområdet er så omfattende, at det var nødvendigt at prioritere indsatsen. I de vandløbsnære områder er der fokuseret på næringsstofomsætning og processer af betydning for næringsstofbelastningen af det akvatiske miljø, medens effekterne af næringsstoffer for områdernes miljøtilstand ikke er blevet undersøgt. Vandløbsundersøgelserne har især været koncentreret om de små vandløb, primært fordi videnbehovet her var størst, mens de mellemstore og især de store danske vandløb ikke er behandlet.

#### *Afgrænsning*

Tilsvarende har søundersøgelserne fokuseret på de mindre lavvandede søer, dels fordi videnbehovet også her var størst, men også fordi disse søer er langt de talrigeste. De større dybe danske søer er kun perifert behandlet. Undersøgelserne i det marine miljø kunne kun omfatte enkelte problemstillinger. Et forskningsprogram for det marine miljø HAV 90 er derfor efterfølgende etableret for at belyse de miljømæssige problemer i vore kystnære og åbne farvande.

**Tabel 5.1.** Oversigt over vigtige undersøgte processer under NPo-forskningsprogrammet i forskellige typer af vådområder.

|                                        | Vandløbs-<br>nære arealer | Vandløb    | Søer     | Fjorde<br>hav  |
|----------------------------------------|---------------------------|------------|----------|----------------|
| Erosion og udvaskning                  | C12<br>C13<br>C14         | C12        |          |                |
| Transport og sediment-<br>akkumulering |                           | C10<br>C11 | C11      | C6             |
| Intern belastning                      |                           |            | C4<br>C5 | C8             |
| Denitrifikation                        | C13<br>C14<br>C15         | C2         | C9       | C1             |
| Effekter på biologisk<br>struktur      |                           | C7<br>C10  | C9       | C3<br>C5<br>C8 |

Hovedparten af projekterne i tabel 5.1 er nye undersøgelser, hvor angrebsvinklen har været laboratorieforsøg, feltforsøg eller feltundersøgelser eller en kombination af disse. For vandløb og søer er der desuden foretaget en sammenstilling af den eksisterende viden (C9 og C10).

*Er N eller P vigtigst?*

Mængden af næringsstoffer er afgørende for den biologiske struktur og stofomsætning. Forholdet mellem de vigtigste næringsstoffer kvælstof og fosfor varierer i forskellige akvatiske miljøer, dels af naturgivne, dels af kulturbetingede årsager. Et væsentligt element i undersøgelserne har derfor været at identificere hvilket næringsstof, der er af afgørende betydning for den biologiske struktur og stofomsætning i de forskellige miljøer.

## 5.2 Biologisk struktur i små vandløb Reguleringsmekanismer og modeller

De fleste danske vandløb er små, har lave strømhastigheder og høje koncentrationer af kvælstof og fosfor. Langt de fleste er desuden reguleret eller hårdhændet vedligeholdt.

*Miljøtilstanden i små  
vandløb i landbrugsom-  
råder*

Små vandløb i landbrugsområder er i særlig grad belastet med næringsstoffer og iltforbrugende organisk stof. Især ulovlige landbrugsudledninger har tidligere haft afgørende betydning



for miljøtilstanden i de små vandløb, men en forbedring synes at være undervejs bl.a. som følge af Vandmiljøplanen.

Sammensætningen af plante- og dyresamfundene er et udtryk for et vandløbs miljøtilstand, som især bestemmes af vandets kvalitet, vandets mængde og af vandløbets fysiske forhold.

Formålet med vandløbsundersøgelserne (C7 og C10) i NPO-forskningsprogrammet, har især været at kortlægge hvilke faktorer, der bestemmer årstidsudvikling og mængde af de vigtigste plantegrupper: grøden og de bundlevende alger. Også vandløbstemperatur, strømforhold, smådyr og mængden af organisk stof på vandløbets bund er behandlet. De fundne sammenhænge er om muligt beskrevet i simple matematiske modeller.

#### 5.2.1 Grøde i vandløb

Grøden, dvs. de rodfæstede vandplanter, er en væsentlig del af den biologiske struktur i mange nordeuropæiske lavlandsvandløb, hvis strøm-, sediment- og lysforhold skaber gode vilkår for plantevækst.

*Grødemængden reguleres ikke af næringsstoffer*

Der kunne ikke påvises nogen sammenhæng mellem vandløbenes kvælstof- eller fosforkoncentration og grødemængden, hvilket formentlig skyldes, at grøden via rødderne optager næringsstoffer fra sedimentet.

*Lys og hydrauliske forhold er vigtigst for grøden*

Grøde i vandløb påvirker vandmiljøet fysisk, kemisk og biologisk. Grøden reducerer lysnedtrængningen og kan derved udkonkurrere de bundlevende alger. Grøden reducerer også strømhastigheden, hvilket medfører øget sedimentakkumulering i og under grøden og dårligere afstrømningsbetingelser. Grødens egen næringsstofoptagelse er ubetydelig i forhold til vandløbenes transport af næringsstoffer. Grødens dæmpning af strømhastigheden medfører imidlertid, at næringsstoftransporten til nedstrøms beliggende søer og fjorde reduceres med op til 10-20% i sommerperioden. Dette skyldes, at næringsstofferne tilbageholdes i vandløbene pga. sedimentation. For søer og fjorde er dette gunstigt, idet næringsstofferne især om sommeren begrænser algeproduktionen.

*Grøden påvirker vandløbsmiljøet*

Grødens væsentligste kemiske indvirkning på vandkvaliteten sker gennem planternes fotosyntese og respiration. Ved voldsom grødevækst kan der forekomme store døgnsvingninger i både iltindhold og pH. Udsvingene skyldes dels grødens direkte påvirkning, men især at grøden øger den tilgængelige overflade for alge- og bakterievækst i vandløb med en faktor 10-30.

Grøden skaber fysisk uensartethed i vandløb, hvilket giver

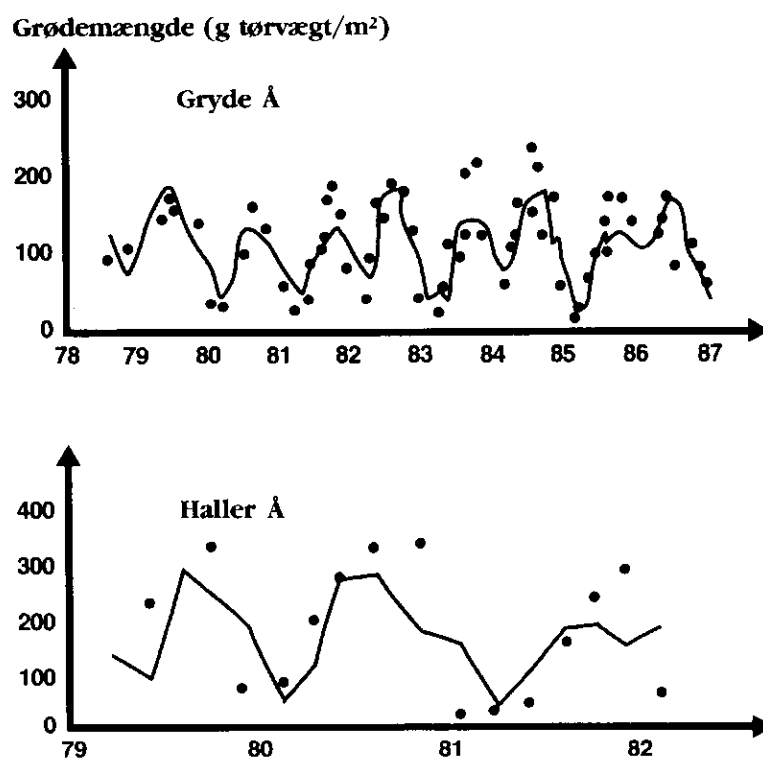
flere og bedre levesteder for bunddyr og fisk. Det er desuden i de senere år blevet dokumenteret, at grøden kan udgøre en betydelig fødekilde for vandløbenes bunddyr. Undersøgelserne i Skærbæk viste således, at ferskvandstangloppen, *Gammarus pulex*, fik ca 40% af sin føde ved direkte græsning på Hår-tusindblad (C7).

#### *To simple grødemodeller*

Der er opstillet simple modeller for relationerne mellem grødens mængde og de væsentligste vækstregulerende faktorer, som klart er lys og hydrauliske forhold (C10). Relationerne er opstillet for henholdsvis et lysåbent og et moderat beskyttet vandløb.

I figur 5.1 er vist, at de to modeller tilfredsstillende kan beskrive grødens års- og langtidsudvikling i 2 jyske vandløb, som funktion af lysindstråling, vandtemperatur og vandføring. Disse variable har den fordel, at de er nemme at måle.

Gryde å-modellen er tilpasset til at beskrive udviklingen i et vandplantesamfund, der består af 3 arter med forskellige foto-



**Figur 5.1** Grødemængdens udvikling i to jyske vandløb. Målingerne er angivet med prikker og kurverne angiver de udviklede modellers beskrivelse af grødens årstidsvariation (Efter C10).

syntese- og respirationsegenskaber, mens Haller å-modellen overvejende beskriver udviklingen af Vandranunkel. Der er næppe tvivl om, at den generelle anvendelighed af grødemodel-ler kan forbedres ved udvikling af artsspecifikke modeller for de mest almindelige grødearters vækst i vandløb, herunder de enkelte arters hydrauliske egenskaber.

*Sammenfattende om grøden*

Sammenfattende kan siges at, vandløbenes grøde af stor betydning for vandløbsmiljøet og for vandløbenes tilbageholdelse af næringsstoffer om sommeren. Grødens mængde er reguleret af lys og de hydrauliske forhold, medens vandets koncentration af næringsstoffer ikke har betydning.

*Bundlevende alger er vigtigt for vandløbsmiljøet*

### 5.2.2 **Bundlevende alger i vandløb**

Bundlevende mikroalger forekommer ofte i store mængder i form af et slimet, brunligt lag af især kiselalger på både finkor-net sediment og sten i små næringsrige lavlandsvandløb med gode lysforhold.

De bundlevende alger er en vigtig fødekilde for mange bunddyr. Samtidigt kan store mængder af bundlevende alger via deres respiration og fotosyntese forårsage så store svingninger i iltkoncentrationen, at de forringer levevilkårene for de øvrige vandløbsorganismer. Ligeledes er denitrifikationen på vandløbsbunden tæt knyttet til udviklingen af algebiomassen (5.4).

Formålet med undersøgelserne har været at belyse hvilke faktorer, der regulerer mængden af disse alger. Som for grøden er lyset en nøgelfaktor. I lysåbne vandløb følger algernes årstids-udvikling lyset, mens de i vandløb med bredvegetation har maksimum omkring løvspring.

*Lyset regulerer ofte årstidsudviklingen*

Algerne opblomstring om foråret kunne i en simpel model beskrives som en funktion af det lys, der når bunden (C10). Sammenhængen var dog ikke ens for alle de undersøgte vandløb, men varierede med sedimentets beskaffenhed.

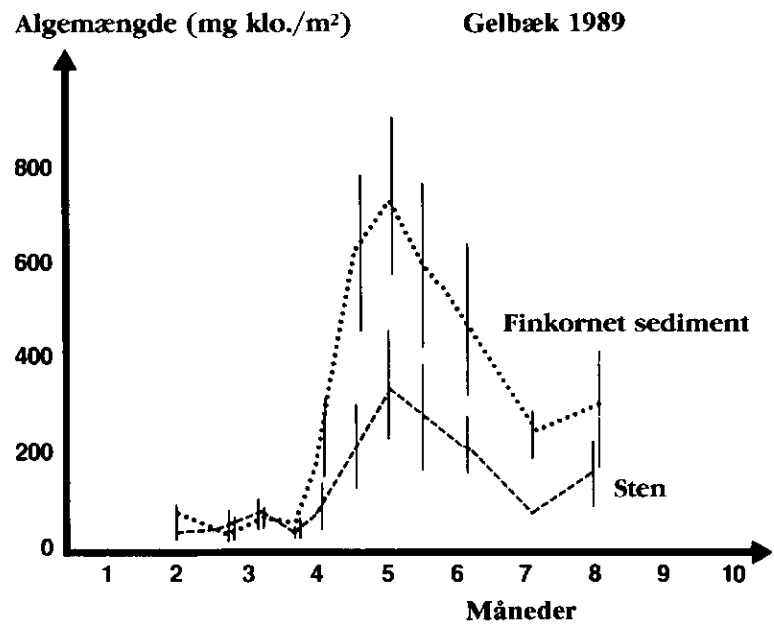
*Sedimentets betydning*

Især to forhold vedrørende sedimentet er vist at have afgørende betydning for algemængdens udvikling. Forskellen mellem finkornet sediment og sten samt stabiliteten i det finkornede sediment (C7).

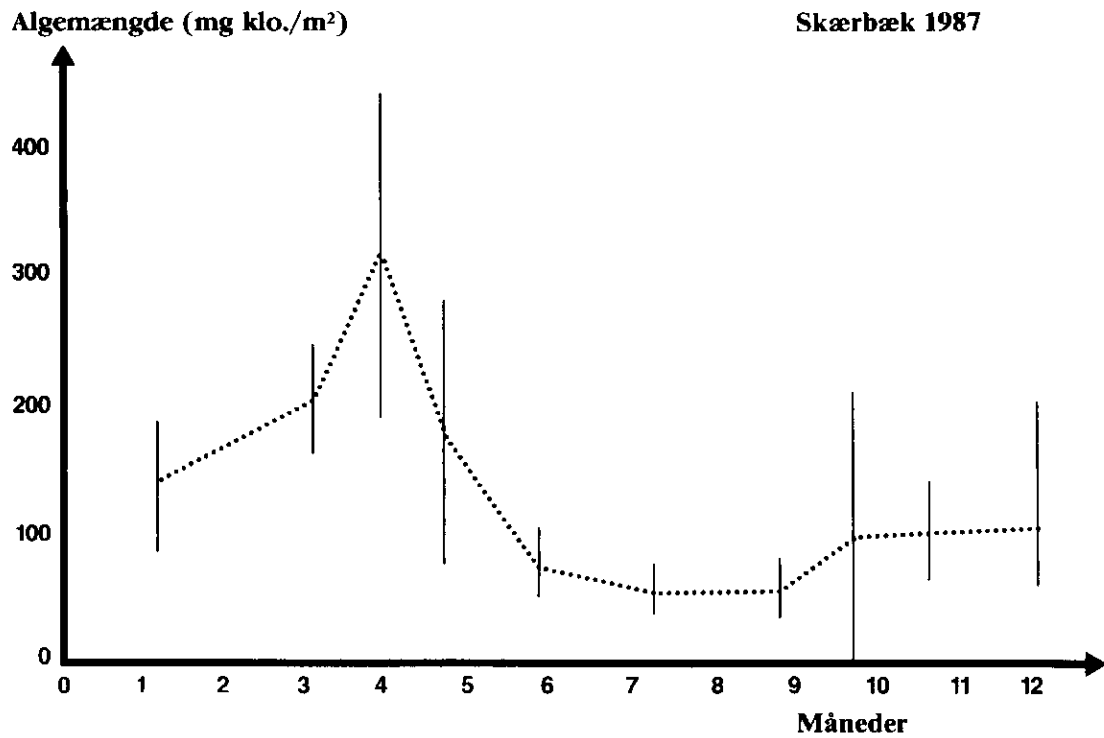
På stenbund og på finkornet, stabilt sediment, som f.eks. lerbund kan der udvikles meget store algemængder (figur 5.2).

*Smådyrenes græsning kan regulere algemængden*

Andre faktorer end lyset kan imidlertid afgørende påvirke algerne årstidsudvikling. Det er således vist, at især algemængden på sten påvirkes af smådyr, som ernærer sig ved at skrabe alger.



**Figur 5.2** Årstidsvariationen i mængden af bundlevende alger på finkornet sediment og sten i Gelbæk 1989. Måleusikkerheden er vist med lodrette streger (C7).



**Figur 5.3.** Årstidsvariationen i mængden af bundlevende alger på sten i Skærbæk 1987. Måleusikkerheden er vist med lodrette streger (Efter C7).

Af figur 5.3 fremgår det, hvorledes en stor mængde af disse "skrabere" sandsynligvis har været i stand til at reducere algemængden om foråret og holde det på et lavt niveau om sommeren. Algemængden på sten kan således være reguleret af "græsende" smådyr. Det synes ikke at være tilfældet på finkornet sediment.

*Sandvandring hindrer algevækst*

En vigtig algeregulerende faktor på finkornet sediment, ud over lyset, er sedimentets stabilitet. I et udrettet vandløb er både fald, vandets strømhastighed og materialetransporten større end før udretningen. Bundforholdene kan blive ustabile med stor sandvandring, hvilket forhindrer væsentlig algevækst.

På den ene strækning af Ellerup Bæk fandtes algerne langs bredderne, hvor sedimentet var stabilt, mens der ude i midten var sandvandring og næsten ingen alger. På den anden strækning af samme vandløb var der ingen sandvandring, og algerne var jævnt fordelt i bækkens bredde.

*P kan begrænse algevækst*

Vandets indhold af næringssalte har i mange udenlandske undersøgelser vist sig at begrænse algemængden på stenede substrater. Da kvælstofkoncentrationen i danske vandløb sædvanligvis er høj, vil det være fosfor, som i givet fald er begrænsende. Forsøg i Skærbæk, som har en meget lav fosforkoncentration, viste, at fosfor kan være en algeregulerende faktor (figur 5.4).

*Sammenhængen mellem algemængde og P-koncentration*

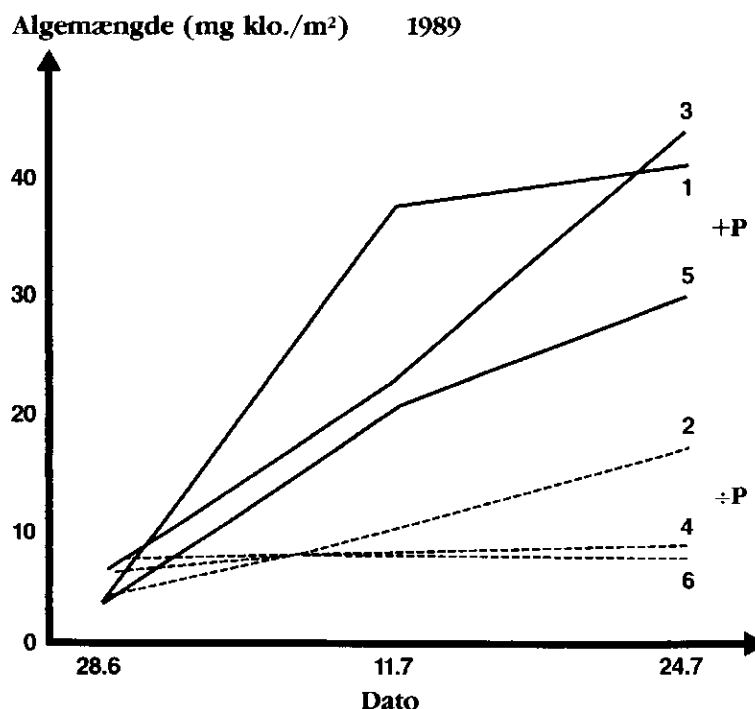
Under naturlige forhold er alle reguleringsmekanismer i funktion samtidig, og det indbyrdes styrkeforhold afgør, hvor mange alger, der udvikles. Det ses tydeligt af figur 5.5 (øverst), hvor den maksimale algemængde på stenbund i danske og udenlandske undersøgelser er afbildet som funktion af fosforkoncentrationen.

Her er ikke nogen tydelig sammenhæng mellem fosfor og maksimal algemængde, omend der er en tendens til større algemængder ved højt P-indhold end ved lavt. I de fleste tilfælde synes andre reguleringsmekanismer (f.eks. græsning) at dominere.

Sedimentet i de fleste danske vandløb er finkornet. I figur 5.5 (nederst) er vist sammenhængen mellem fosfor og algemængde på denne type bund. Billedet med en relativ svag sammenhæng er det samme, omend niveauet er lavere.

*Sammenfatning om de bundlevende alger*

Sammenfattende har undersøgelserne vist, at mængden af bundlevende alger i små, danske vandløb reguleres af lyset, fosforkoncentrationen, sedimentets struktur og stabilitet og bunddyrgræsning på en kompleks måde. På grund af disse særdeles komplekse reguleringsmekanismer er det p.t. ikke muligt at beskrive algerne årstidsudvikling i en model, selv om vi er nået



**Figur 5.4.** Effekten af opløst uorganisk fosfor på algemængden på klinker i seks strørender, Skærbæk juni-juli 1989. Hvert punkt er gennemsnit af 4 målinger. (+P angiver render, hvor der kontinuerligt er tilført fosfor, mens -P er referencer. (Efter C7).

et godt stykke videre. Resultaterne fra de gennemførte projekter påviser således vigtige regulerende processer, hvor en øget forskningsindsats vil kunne skabe baggrund for opstilling af modeller.

### 5.3 Fosfor i lavvandede søer

#### *De danske søers tilstand*

De fleste danske søer er små, lavvandede, har kort opholdstid og får tilført store mængder næringsstoffer. Mængden af planteplankton er derfor stor og vandets gennemsigtighed lille.

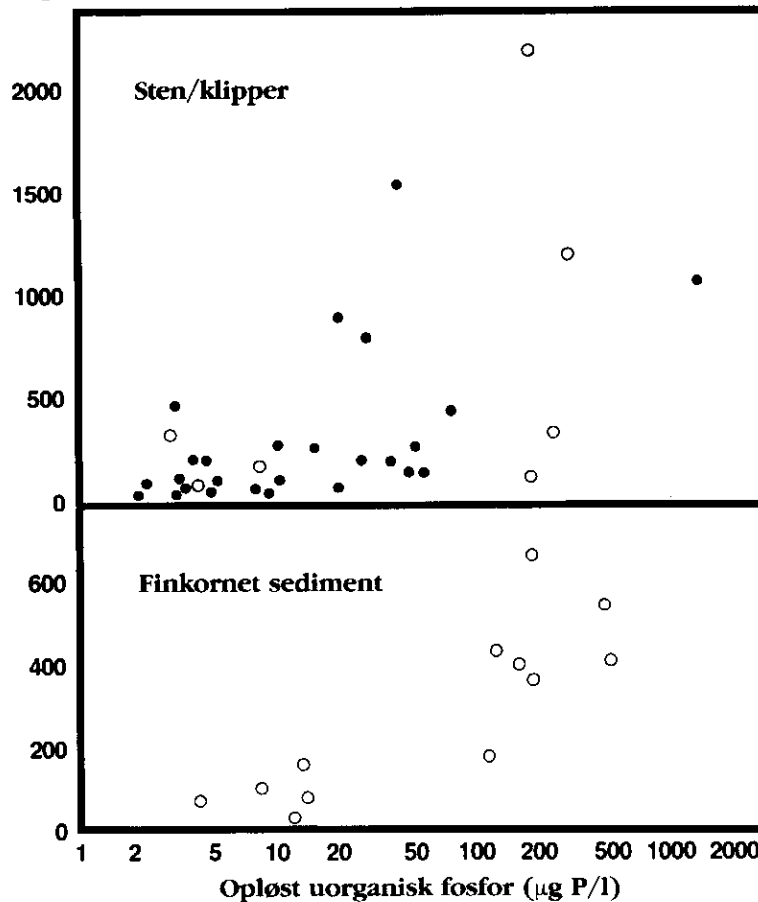
#### *Lavvandede søer opfører sig anderledes end dybe søer*

Nationalt og internationalt har forskningen mest fokuseret på de dybe søer. Resultaterne herfra kan imidlertid ikke umiddelbart overføres til lavvandede søer, især fordi lagdelingen i de dybe søer medfører en væsentlig anderledes næringsstoffdynamik, som afspejles i den biologiske struktur. Et af formålene har derfor været at udvikle redskaber, som kan beskrive miljøtilstan-

den ved et givet næringsstofniveau og forudsige udviklingen ved ændringer i dette niveau (C9).

I de kommende år vil næringsstofftilførslen til mange søer blive reduceret. Der findes imidlertid kun en beskeden viden om søers reaktion på nedsat fosfortilførsel. Et andet formål har derfor været at tilvejebringe ny viden om disse forhold i lavvandede søer og herunder vurdere mulighederne for sørestauring (C4 og C9).

Algemængde (mg klo./m<sup>2</sup>)



**Figur 5.5.** Sammenhængen mellem koncentrationen af opløst uorganisk fosfor og den maksimale algemængde på sten/klipper (øverst) og sand/ler (nederst) på danske (○) og udenlandske (●) vandløbsstrækninger. (Efter C7).

Hovedvægten er lagt på betydningen af fosfor, fordi fosfor som oftest regulerer de danske søers biologiske struktur og biologiske produktion.

### 5.3.1 Sammenhænge mellem fosforbelastning og fosforkoncentration

*En del P tilbageholdes i søer*

Hovedårsagen til den dårlige miljøtilstand i danske søer er en for stor tilførsel af fosfor (P). For 97 søer kunne der opstilles detaljerede massebalancer. Den årlige tilførsel til disse søer var i gennemsnit 13 g P pr m<sup>2</sup>. Heraf tilbageholdes gennemsnitlig 25%, som indlejres i søbunden.

Tilbageholdelsen varierer bl.a. med middeldybden og opholdstiden. Ved en given opholdstid er det procentvise tab gennemgående lavere i danske søer end i de ofte dybere og mindre næringsrige udenlandske søer (C9).

*Modeller, som kan forudsige søkoncentrationen efter en reduceret P-tilførsel*

Med henblik på at kunne forudsige effekten af en reduceret fosforbelastning på fosforkoncentrationen i søvandet, når søen engang er kommet i ligevægt, blev der foretaget en test af 21 eksisterende modeller. Fire af disse modeller var lige gode og bedre end de øvrige, og der kunne ikke opstilles bedre modeller. Modellerne kunne dog ikke beskrive årsmiddelkoncentration af fosfor, hvis opholdstid og indløbsfosforkoncentration varierede over året. I disse søer kunne søvandets P-koncentration kun bestemmes, hvis sæsonvariation i vandtilstrømning og indløbsvandets P-koncentration blev inddraget (C9).

### 5.3.2 Sammenhænge mellem fosforkoncentration og miljøtilstand

*Sammenhængen imellem P og sigtdybde*

Med kendskab til fosforkoncentrationen i søvandet kan de opstillede modeller med stor sikkerhed forudsige sigtdybden og en række biologiske parametre. Der er en tydelig sammenhæng mellem sigtdybde, fosforkoncentration samt middeldybde, således at sigtdybden bliver mindre ved stigende fosforkoncentration og aftagende middeldybde. Dybdens indflydelse skyldes betydningen af ophvirvling af sedimentet. Modsat dybe søer er sigtdybden i lavvandede søer bestemt både af mængden af planktonalger og mængden af ophvirvlet bundmateriale (C9).

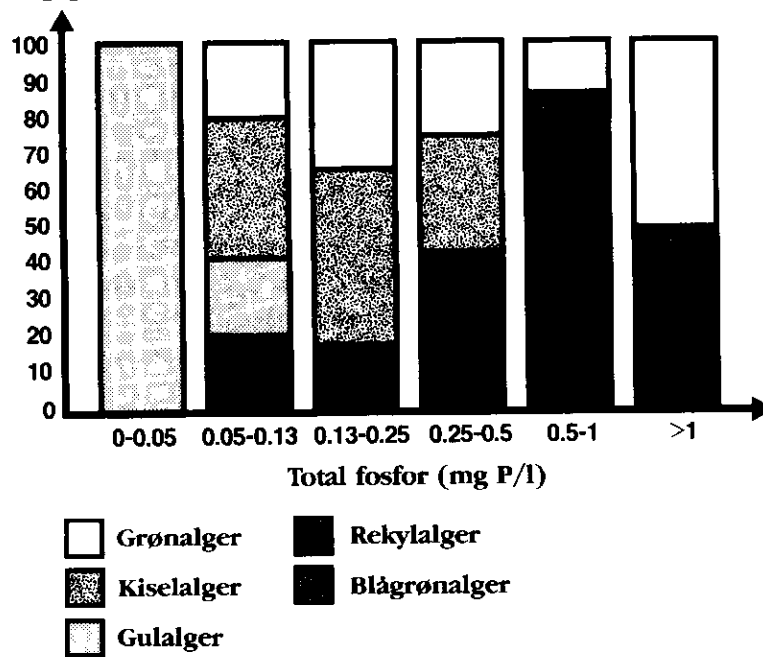
Der blev opstillet en række sammenhænge mellem søvandets fosforniveau og mængden af planteplankton, dyreplankton, fisk og undervandsplanternes dybdeudbredelse (C9).

*Algesamfundene er forskellige ved forskellig P-niveauer*

Ud fra en analyse af planteplanktonets sammensætning i ca 300 danske søer kunne der påvises markante ændringer i den relative sammensætning af de dominerende klasser ved forskellige fosforkoncentrationer. Med stigende fosforkoncentration i søvandet dominerer først gulgrønalger, så kiselalger og kvælstoffikserende blågrønalger og dernæst ikke-kvælstoffikserende



Algeplankton sammensætning (%)



**Figur 5.6.** Sammenhængen mellem de dominerende planktonalgeklassers forekomst og sommermiddelkoncentrationen af fosfor i søer. (Efter C9).

blågrønalger. Ved de højeste næringsstofkoncentrationer dominerer sluttelig grønalger (figur 5.6) (C9).

*Blågrønalger synes styret af P-koncentrationerne*

Dominans af blågrønalger udgør et særligt problem, bl.a. fordi de kan virke toksiske. Det har været hævdet, at blågrønalgerne favoriseres af lavt N:P-forhold, fordi de kvælstoffikserende arter kan kompensere for den manglende kvælstof ved at optage kvælstof fra luften. I lavvandede danske søer dominerer de kvælstoffikserende blågrønalger imidlertid ikke ved lave N:P-forhold eller ved lave nitratkoncentrationer. De kvælstoffikserende blågrønalger synes fortrinsvis styret af fosforkoncentrationen og dominerer især i intervallet 0,05-0,25 mg P pr l. Ved lave N:P-forhold er det i højere grad grønalger og ikke-kvælstoffikserende blågrønalger, som dominerer (C9). Årsagen hertil er ikke kendt.

*Sammenhæng mellem undervandsplanter dybdegrænse og P-koncentrationen*

Undervandsplanternes dybdegrænse aftager med stigende fosforkoncentration i søvandet (figur 5.7). Dette skyldes, at også sigtddyden aftager. Der er således en lineær sammenhæng mellem sigtddyden og undervandsplanternes dybdegrænse. Plan-

*Undervandsplanter er vigtige for miljøtilstanden*

terne når i danske søer ned til en dybde svarende til, at lysmængden er reduceret til ca. 8% af lysmængden ved overfladen.

Undervandsplanterne er vigtige for hele den biologiske struktur i lavvandede søer, idet de har stor betydning for næringsstoffrigivelsen fra søbunden. Planterne stabiliserer bundmaterialet og reducerer resuspensionen. Desuden optager planterne næringsstoffer, hvorved de mindsker koncentrationen i søvandet. Endelig medfører bundplanterne en øget mængde små krebsdyr, som lever af at filtrere planteplankton. Søer med udbredt undervandsvegetation har således en højere sigtddybde ved en given fosforkoncentration end søer uden undervandsplanter. Tilbagegang for undervandsplanterne vil derfor på en selvforstærkende måde hurtigere medføre et skift fra klart til meget uklart vand, og dermed være et vigtigt element i eutrofieringsprocessen.

Som diskuteret nedenfor igangsættes der også andre selvforstærkende processer, når fosfortilførslen øges. Geddens muligheder for fødesøgning forringes, når vandet bliver uklart. Tilbagegangen for undervandsplanter reducerer skjulemuligheder for gedde og aborre, og graden af kannibalisme øges. Herved favoriseres fisk som skalle og brasen, der lever af dyreplankton.

*Sammenhæng imellem P-koncentration og fiskebestand*

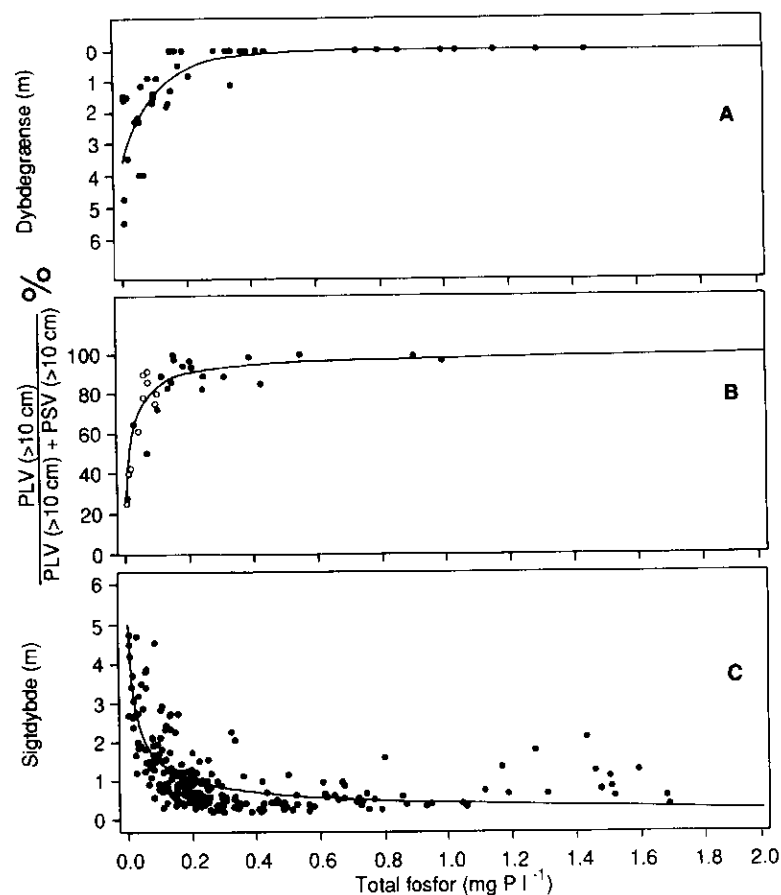
Der blev fundet en tydelig sammenhæng mellem fosforkoncentrationen og fiskebestandens sammensætning (figur 5.7). Ved lave fosforkoncentrationer dominerer rovfisk, medens dyreplanktonædende fisk som skalle og brasen er totalt dominerende ved høje fosforkoncentrationer. Ved 0,08-0,15 mg P pr l udgør de planktivore fisk mere end 80% (C9).

*Fiskebestanden ændrer dyreplanktonets mængde og sammensætning*

Ændringen i fiskebestandens sammensætning giver gennem ændrede konkurrenceforhold og fødepræferencer ændringer i den kvantitative og kvalitative sammensætning af dyreplanktonet. Mængden af filtrerende krebsdyr stiger med stigende fosforkoncentration, men mindre end stigningen i mængden af planteplankton. Dyreplanktonets mulighed for at regulere mængden af planteplankton synes tabt. Årsagen er fiskepredation på de store dyreplanktonorganismer og i nogle søer også en stigende mængde blågrønalger, der kan hæmme krebsdyrplanktonet (C9).

*Den kritiske grænse for en god miljøtilstand i søer*

Relationerne i figur 5.7 peger således på, at fosforkoncentrationen i lavvandede søer skal bringes ned under 0,08-0,15 mg P pr l, hvis der skal ske markante biologiske forandringer hen imod en bedre balance mellem rovfisk og byttefisk, færre planktonalger,



**Figur 5.7.** Sammenhængen mellem søers sommermiddelkoncentration af fosfor og A: bundplanter dybdegrænse, B: forhold mellem dyreplanktonspisende fisk (PVL) og fiskespisende fisk (PSV) og C: sigtdybden (Efter C9).

færre blågrønalger samt flere bundplanter og bedre sigtdybde i vandet. Under denne grænse vil de omtalte selvforstærkende kredsløb kunne vendes og medvirke til at forbedre miljøtilstanden (C9).

### 5.3.3 Styrende faktorer for intern fosforbelastning

Når fosfortilførslen til en sø reduceres, sker der ikke altid umiddelbart en forbedring af miljøtilstanden, bl.a. fordi en del af den fosfor, som ligger i sedimentet efterfølgende vil blive frigivet. Denne frigivelse kaldes intern belastning.

*Undersøgelser af P-frigivelse i fire søer*

For at få bedre viden om de styrende faktorer for fosforudvekslingen mellem sedimentet og vand i lavvandede søer, blev forholdene i Arreskov sø, Kvind sø, Søbygaard sø og Væng sø un-

dersøgt detaljeret i en række laboratorieforsøg. I lavvandede søer er der ilt ved bunden det meste af tiden. Derfor har undersøgelserne fokuseret på aerob fosforfrigivelse.

*P frigives især som fosfat*

Fosforfrigivelsen fra aerobe sedimenter skete som fosfat. Kun i Arreskov sø (juli) blev der observeret en frigivelse af andre fosforforbindelser. Der kunne være tale om opstigende kolonier af *Microcystis* sp., som dominerede planteplanktonet hele sommeren (C4).

*Vandtemperaturen er vigtigst i den enkelte sø*

Vandtemperaturen havde størst indflydelse på fosfatfrigivelsen fra sedimentet i den enkelte sø (figur 5.8). Gennemsnitlig øgedes fosfatfrigivelsen i laboratorieforsøg 4,9 gange, hvis temperaturen steg 10 °C.

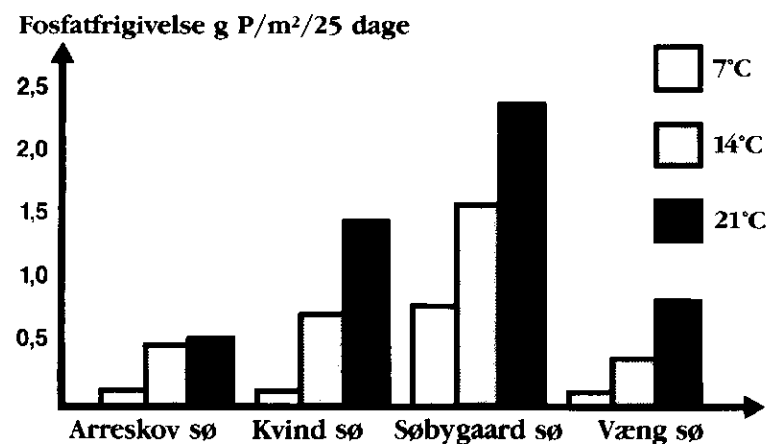
Da vandtemperaturen i de lavvandede søer hurtigt indstiller sig efter lufttemperaturen og ofte er omkring 20 °C om sommeren, bliver temperaturen en meget vigtig faktor for sedimentets fosfatfrigivelse. Herved adskiller de lavvandede søer sig fra de dybere lagdelte søer (C4).

*Høj P-frigivelse skyldes tilførsel af friske alger*

Mineraliseringen af det sedimenterede planteplankton er "krumtappen" i fosforfrigivelsen fra sedimentet. Den høje fosfatfrigivelse i de lavvandede søer skyldes især store tilførsler af friske alger fra det ovenstående vand. I Arreskov Sø skønnes det, at halvdelen af det producerede planteplankton nedbrydes i sedimentet (C4).

*Effekten af nitrat-tilsætning*

Ved forsøg med ekstra tilsætning af planktonalger var effekten på sedimentets fosfatfrigivelse i nogle tilfælde meget større, end hvad der kunne forklares ud fra den tilsatte mængde. Det skyld-



**Figur 5.8.** Temperaturen betydning for sedimentets fosfatfrigivelse i fire lavvandede søer, (Efter C4).

tes, at det iltede øvre sedimentlag blev tyndere, hvorved jernbundet fosfor blev frigivet (C4).

*Blågrønalger stimulerer  
P-frigivelsen*

I sensommeren var der lave kvælstofkoncentrationer i søvandet, og eksperimentel nitrattilsætning var da i stand til at øge sedimentets fosfatfrigivelse i alle fire søer. Årsagen var, at mineraliseringshastigheden blev øget, og det iltede overfladelag blev tyndere. På andre årstider og ved højere kvælstofkoncentrationer havde nitrat som forventet en iltende virkning på sedimentet, det iltede overfladelag blev tykkere, hvorved fosfatfrigivelsen blev mindsket (C4).

I søer med dominans af blågrønalger, steg fosforkoncentrationen markant samtidig med, at nitrat stort set forsvandt. Lignende iagttagelser er gjort i andre søer. Det har tidligere været antaget, at fosforfrigivelsen øges, fordi det iltende nitrat forsvinder. Laboratorieforsøgene viste det modsatte, nitrat i de to søer stimulerede fosforfrigivelsen. Årsagen skal søges i en masseopblomstring af ikke-kvælstoffikserende blågrønalger, der i de to søer fandt sted samtidig med, at nitraten blev opbrugt. Blågrønalgerne stimulerer fosforfrigivelsen på to måder, idet de dels kan medbringe fosfor fra sedimentet ved opstigning fra bunden og dels ophobes der ofte fosfat i søvandet, når blågrønalger dominerer, fordi blågrønalgerne bedre end de fleste andre alger undgår sedimentation. Når sedimentationen mindskes, men frigivelsen fra bunden fortsat er høj, ophobes der fosfat i søvandet. Dette har været en hidtil overset faktor (C4).

*Sedimentets jernindhold  
er vigtig for P-  
ophobningen*

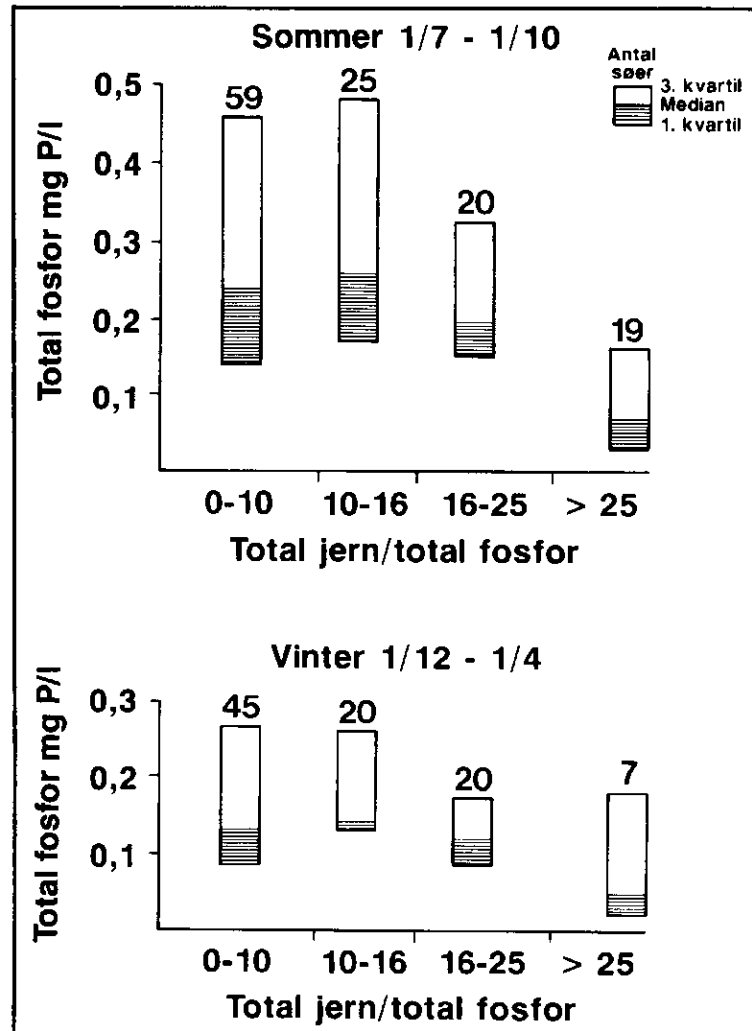
Jernindholdet i sedimentet spiller en betydelig rolle for hvor meget fosfor, der ophobes. Der blev således fundet en positiv relation mellem sedimentets jern- og fosforindhold i 116 danske søer. Det blev også konstateret, at der i jernrige søer ofte var en højere fosforkoncentration i overfladelaget end i de dybereliggende sedimentlag.

Det højere fosforindhold i de jernrige søsedimenter kan føre til store fosforfrigivelser fra sedimentet i tilfælde af iltsvind eller ved høje pH-værdier i søvandet og påvirker således søens reaktion på nedsat fosfortilførsel. Hvis overfladesedimentet er veliltet og jernindholdet højt, vil frigivelsen blive mindre. Når sedimentet er iltet, synes fosforfrigivelsen at være bestemt af forholdet mellem jern og fosfor i sedimentet og ikke kun af fosforpuljens størrelse (C4).

*Jern:fosfor forholdet er  
vigtigt for P-frigivelsen*

En analyse af 79 danske søer viste således, at fosforkoncentrationen i søvandet gennemgående var højere i søer, hvor overfla-

desedimentets jern:fosfor vægtforhold var mindre end 15 (figur 5.9). Over 15 var der tendens til, at fosforkoncentrationen aftog med stigende jern:fosfor forhold (C9). Iagttagelser i laboratorieforsøg med uforstyrret sediment fra 15 søer viste, at jern:fosfor forholdet her kunne forklare 58% af variationen i fosforfrigivelse fra sediment med iltede overfladelag. Endvidere aftog frigivelsen med stigende jern:fosfor forhold, når dette var større end 15. Derimod var frigivelsen uafhængig af forholdet, når dette var lavere end 10 (C4). Der var frigivelsen i stedet relateret til den totale P-pulje i sedimentet. Årsagen til den fundne sam-



**Figur 5.9.** Sammenhængen mellem søvands middelkoncentration af fosfor, sommer og vinter og forholdet mellem jern og fosfor i sedimentet, (C9).

menhæng mellem jern og fosfor og fosforfrigivelse skal søges i jernets evne til at binde fosfor under iltede forhold, hvilket blev eftervist ved forsøg med totalopblandet sediment fra 12 søer (C4).

Analysen af jern:fosfor forholdet i sediment synes derfor at være et vigtigt redskab til vurdering af sedimentets fosforfrigivelse og til vurdering af, hvor hurtigt søerne vil reagere på en nedsat belastning. Tilsætning af jernsalte kan være en mulig metode til sørestauration i visse tilfælde.

*Søernes reaktion på nedsat belastning*

#### 5.3.4 Søernes reaktion på nedsat fosforbelastning

Søernes reaktion på reduceret belastning blev belyst ud fra en analyse af 30 søer. Fosforkoncentrationen i søvandet faldt markant efter en reduktion i fosfortilførslen, og det relative fald var efter 8-10 år af samme størrelse eller lavere end det relative fald i belastningsreduktionen. I søer med lang opholdstid skete ændringen hurtigere, end man skulle forvente ud fra en simpel udskylning af søen, fordi en del af overskudsfosforen sedimenterede. I søerne med kort opholdstid var forholdet ofte omvendt på grund af en stor fosforfrigivelse fra sedimentet. Disse søer havde ofte en større ophobning af fosfor i sedimentet i belastningsperioden og derfor en efterfølgende større frigivelse (C9).

*Fiskebestanden kan fastholde en dårlig miljøtilstand*

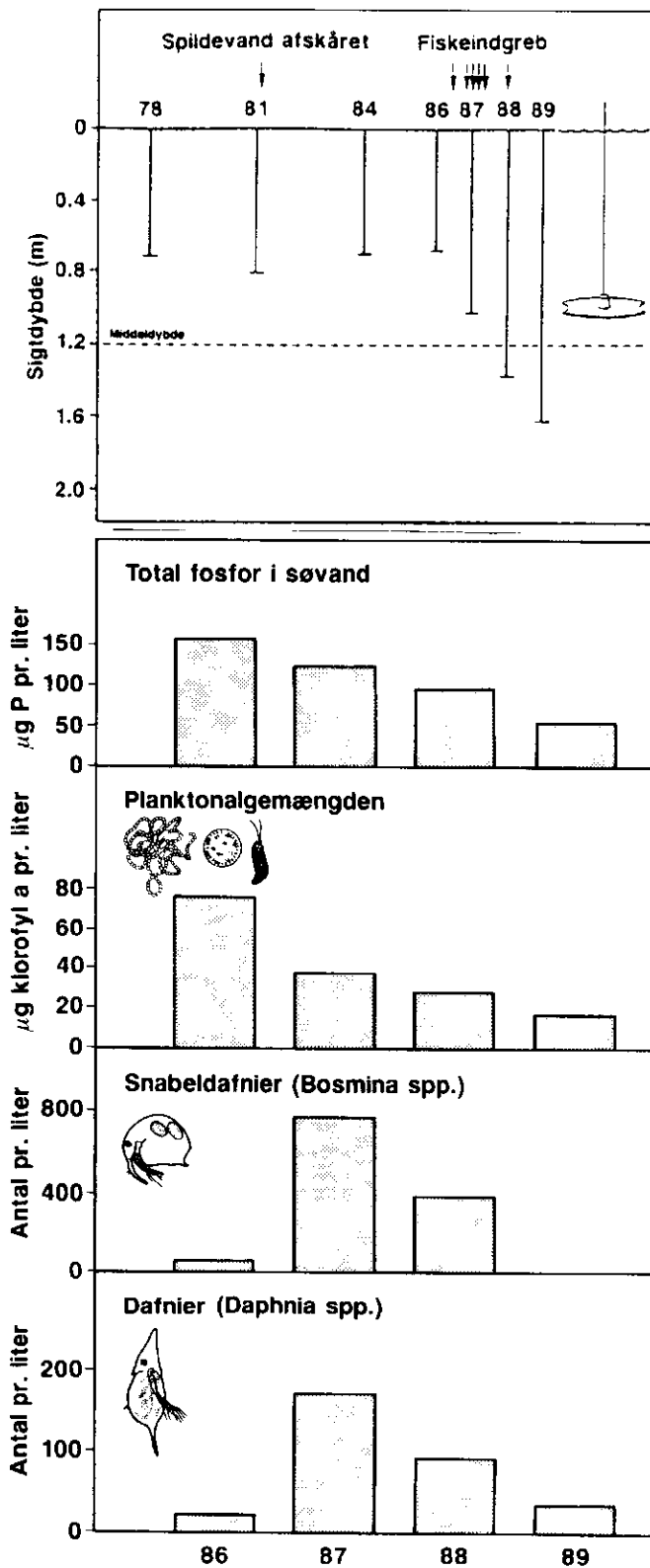
Forbedringen af søernes miljøtilstand kan også blive forsinket af træghed i det biologiske system. Især fisk som skalle og brasen kan i kraft af deres relativt lange levetider fastlåse en dårlig tilstand i en årrække på trods af en ændring i belastningen. I Væng Sø medførte en opfiskning af 50% af disse fisk således en markant ændring hen mod den ny ligevægt (figur 5.10). For at fremme tilstandsforbedringen kan et indgreb i fiskebestanden derfor komme på tale.

*Biomanipulation*

Det blev konkluderet, at et indgreb i fiskebestanden (biomanipulation) kan være et nyttigt hjælpeværktøj i forbindelse med belastningsreduktioner. En varig effekt af biomanipulation kan kun forventes, hvis P-koncentrationen i lavvandede søers vand er lavere end 0,08-0,15 mg P pr l (C9).

#### 5.4 Kvælstoffjernelse i vådområder

Kvælstofbelastningen af de kystnære områder skyldes overvejende udvaskning fra dyrkede arealer. Under transporten fra markerne indgår kvælstof i en række processer, hvorunder der bl.a. kan ske en midlertidig tilbageholdelse eller en permanent fjernelse. Permanent fjernelse af kvælstof sker enten ved ophobning af organisk kvælstof i sedimentet eller ved denitrifikation, hvor nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) omdannes til frit kvælstof ( $\text{N}_2$ ). Ved



**Figur 5.10.** Udviklingen i sigtdybde, fosforkoncentrationen og mængden af planktonalger og dafnier i Væng Sø. Spildevandet blev afskåret fra søen i 1981, og ca. halvdelen af "skidtfiskene" blev opfisket i 1986-87. (Efter C9).



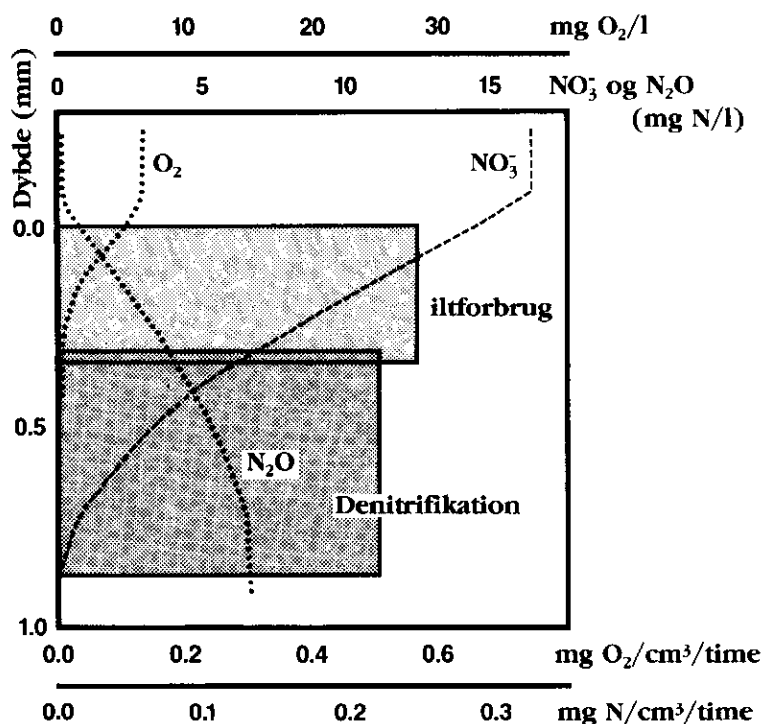
denitrifikation nedbrydes organisk stof således under forbrug af nitrat.

Målinger af kvælstoffjernelsen og de involverede processer er foretaget enten som massebalancer (C9, C13, C14, C15) eller ved eksperimentelle målinger af processerne (C1, C2, C14).

|                                                           |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                 |
|-----------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <i>To forskellige engtyper</i>                            | <b>5.4.1 Kvælstoffjernelse på lavbundsarealer</b><br>De vandløbsnære arealer er lavbundsarealer som bl.a. fugtige enge og vandlidende jorde. Arealernes evne til at fjerne kvælstof hænger nøje sammen med den mængde vand, der løber gennem arealerne. Vandmængden er ofte kunstigt nedsat gennem dræning direkte til vandløb. Der er to typer af områder: de grundvandsfødte med overfladisk afstrømning og de områder, der modtager drænvand/overfladevand, og som har dels nedsivning og dels overfladeafstrømning.                                                                         |
| <i>Årlig N-fjernelse på 390 kg pr ha på eng ved Rabis</i> | Engarealerne i oplandet til Rabis Bæk modtager grundvand, som trykkes op ved foden af ådalsskrænten og i mindre grad gennem engarealerne, hvorefter vandet passerer engen i rodzonen eller overfladisk (C15). Under vandets passage af engen reduceres nitratkoncentrationen fra ca 14 mg N pr l i det tilstrømmende vand til 3-9 mg N pr l i det vand, der nåede vandløbet. I 1989 blev der fjernet 390 kg N pr ha svarende til gennemsnitlig 0,11 g N pr m <sup>2</sup> pr dag. Hovedparten blev tilskrevet denitrifikation.                                                                  |
| <i>Denitrifikationens årstidsvariation og regulering</i>  | Denitrifikationen varierede over året og var ca. tre gange så stor om sommeren som om vinteren. Om vinteren var denitrifikationen reguleret af engens temperatur, medens denitrifikationen om sommeren var reguleret af mængden af omsætteligt organisk stof.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   |
| <i>Overrisling af eng ved Langvad Å med drænvand</i>      | I oplandet til Langvad Å blev et moseområde eksperimentelt overrislet med drænvand (C13). Den daglige nitratfjernelse forår og efterår udgjorde 0,14-0,20 g N pr m <sup>2</sup> , hvoraf den målte denitrifikation udgjorde 0,01-0,04 g pr m <sup>2</sup> . Undersøgelserne viste, at denitrifikationen i mosen blev begrænset, fordi tørvens vandledende egenskaber begrænsede transporten af nitrat til de zoner, hvor denitrifikationen foregår. Det er sandsynligt, at en del af forskellen på de to kvælstoffjernelseshastigheder skyldes problemer med at måle den sande denitrifikation. |
| <i>Årlig kvælstoffjernelse på 243-376 kg N pr ha</i>      | Den samlede kvælstoffjernelse ved at lede drænvand ud over moseområdet var på årsbasis 243-376 kg N pr ha.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      |

#### 5.4.2 Denitrifikation i vandløb

Under NPo-programmet blev der udviklet en metode, hvorved koncentrationerne af ilt og lattergas ( $N_2O$ ) samtidigt kunne måles i mikroskala. Ud fra opmålte koncentrationsprofiler kan den rumlige fordeling af iltforbrug og denitrifikation kvantificeres i belægninger og sedimenter.



**Figur 5.11.** Profiler af ilt ( $O_2$ ), nitrat ( $NO_3^-$ ) og lattergas ( $N_2O$ ) samt beregnet iltforbrug og denitrifikation i en ca. 1 mm tyk algebelægning, (Efter C2).

I figur 5.11 er vist koncentrationsprofiler for ilt, lattergas, nitrat, samt fordelingen af iltforbrug og denitrifikation i en belægning af alger og andre mikroorganismer på vandløbsbunden. Iltforbruget er knyttet til de øverste 0,3 mm, hvorefter iltten er opbrugt. I de følgende 0,6 mm foregår denitrifikationen, og på trods af en meget høj nitratkoncentration, trænger nitraten kun 0,9 mm ned i belægningen, fordi den da er opbrugt. Undersøgelserne har klarlagt, hvorledes denitrifikationen reguleres af ilt, nitrat, organisk stof og samspillet imellem dem.

I Gelbæk 1987 (se afsnit 5.2) var denitrifikationen lav i vinterperioden og høj i perioden maj-oktober (figur 5.12). Stigningen

i april-maj hang sammen med de bundlevende algers opvækst, idet algerne tilførte omsætteligt organisk stof.

#### *Lys nedsætter denitrifikationen*

I lys øges den iltede zone på grund af algeproduktionen. Dermed øges diffusionsvejen for nitrat. Da algemængden aftog midt på sommeren blev forskellen mellem denitrifikation i lys og mørke mindre. Høje nitratkoncentrationer om efteråret opretholdt en høj denitrifikation. På baggrund af undersøgelserne blev der opstillet en model, som ud fra målinger af iltforbrug, og ilt- og nitratkoncentration i vandet kan beskrive vandløbssedimenters denitrifikation i mørke.

#### *Årlig denitrifikation på ca 1 % af vandløbstransporten*

Betingelserne for denitrifikation i Gelbæk var i forhold til andre vandløb optimale pga. en stor algemængde og høje nitratkoncentrationer. Ud fra dag/natforholdet og figur 5.12 kan den samlede denitrifikation i Gelbæk skønnes til 0,06 kg N pr m<sup>2</sup> pr år. Da det opstrøms vandløbsareal er ca 0,35 ha, og den årlige nitrattransport er ca 21 t N, reducerer denitrifikationen kun den årlige nitrattransport med omkring 1%. Årsagen er primært, at den store transport finder sted i vintermånederne, hvor denitrifikationen er lav.

I sommerperioden kan denitrifikation og kvælstoffjernelse være af stor betydning. I Gelbæk reducerede denitrifikationen således kvælstoftransporten med ca 40% i juli, og i andre danske vandløb er der fundet en kvælstoffjernelse på 13-30% af transporten. For nedstrøms kvælstofbegrænsede søer og fjorde med kort opholdstid vil en sådan reduktion om sommeren være vigtig.

#### *N-balance for 69 søer med kort opholdstid*

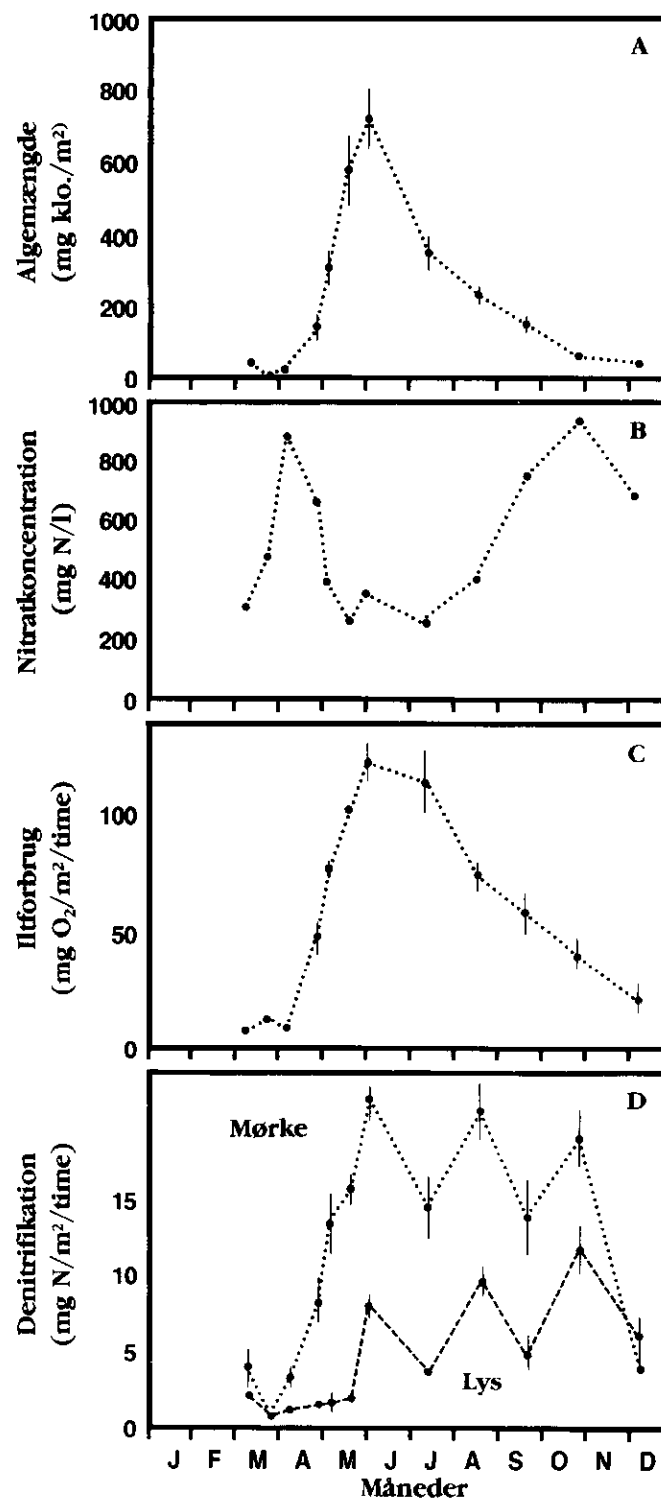
##### **5.4.3 Kvælstofomsætning og tab i søer**

Kvælstofdynamikken i søer er relativt dårligt kendt, hvilket kan virke overraskende, især fordi kvælstoftabet i søer har stor betydning for kvælstoftilførslen til nedstrøms beliggende søer, fjorde og åbne farvande. Der blev derfor foretaget en analyse af massebalancer for kvælstof fra 69 lavvandede danske søer med relativ kort opholdstid.

Den årlige belastning af de 69 søer var gennemsnitlig 142 g N pr m<sup>2</sup>. Den gennemsnitlige procentvise fjernelse af kvælstof var 43%. Denitrifikationen udgjorde 77% af kvælstoffjernelsen, mens den resterende mængde blev ophobet i sedimentet.

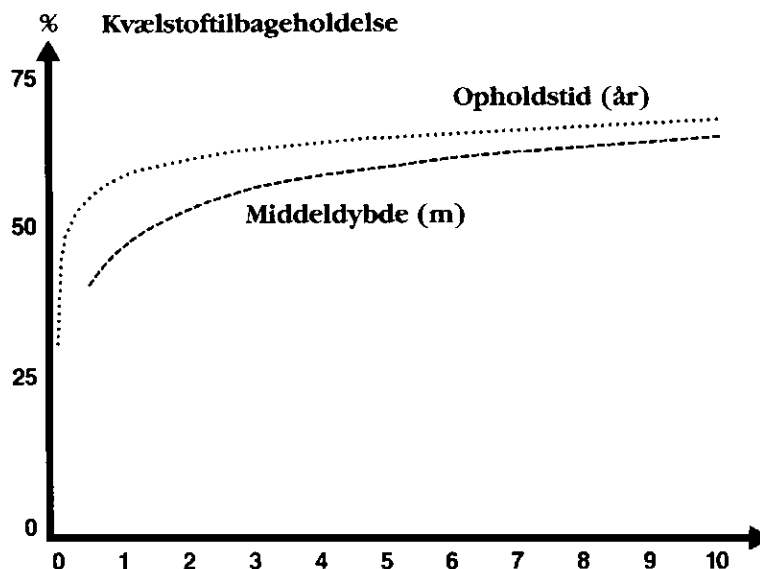
#### *Jo mere N i indløbsvand, jo mere fjernes der*

Den procentvise fjernelse af kvælstof i søerne var forholdsvis konstant. Det betyder, at koncentrationen af kvælstof i søvandet i store træk er proportional med koncentration i indløbsvandet.



**Figur 5.12.** Årstidsvariationen i A: mængden af bundlevende alger, B: nitratkoncentrationen, C: iltforbruget og D: denitrifikationen i lys og mørke i Gelbæk. Måleusikkerheden er vist med lodrette streger. (Efter C2).

Der blev opstillet empiriske modeller til at beskrive koncentrationen af kvælstof i søvandet. Modellerne viste, at indløbskoncentration af kvælstof, vandets opholdstid og søens middeldybde havde betydning. Når opholdstiden er mindre end et halvt år, bliver indflydelsen af opholdstiden væsentlig, og ved opholdstider mindre end en uge er kvælstoftilbageholdelsen reduceret kraftigt (figur 5.13). Middeldybden har en nogenlunde tilsvarende indflydelse.



**Figur 5.13.** Sammenhængen mellem søers evne til at tilbageholde kvælstof og opholdstiden og middeldybden, etableret ud fra 69 danske søer, (Efter C9).

*Konstant årlig tilbageholdelse, store årstidsvariationer*

En intensiv undersøgelse af den lavvandede eutrofe Søbygaard Sø viste, at kvælstoffjernelsen var nogenlunde konstant på ca 45% både før og efter en reduktion i belastningen. Den konstante årlige tilbageholdelse dækkede dog over væsentlige sæsonvariationer. Således varierede kvælstoffjernelsen kvartalsvis mellem 23% og 65%. Mængden og kvaliteten af det organiske materiale i sedimentet og i mindre grad temperaturen var de vigtigste faktorer til forklaring af sæsonvariationen.

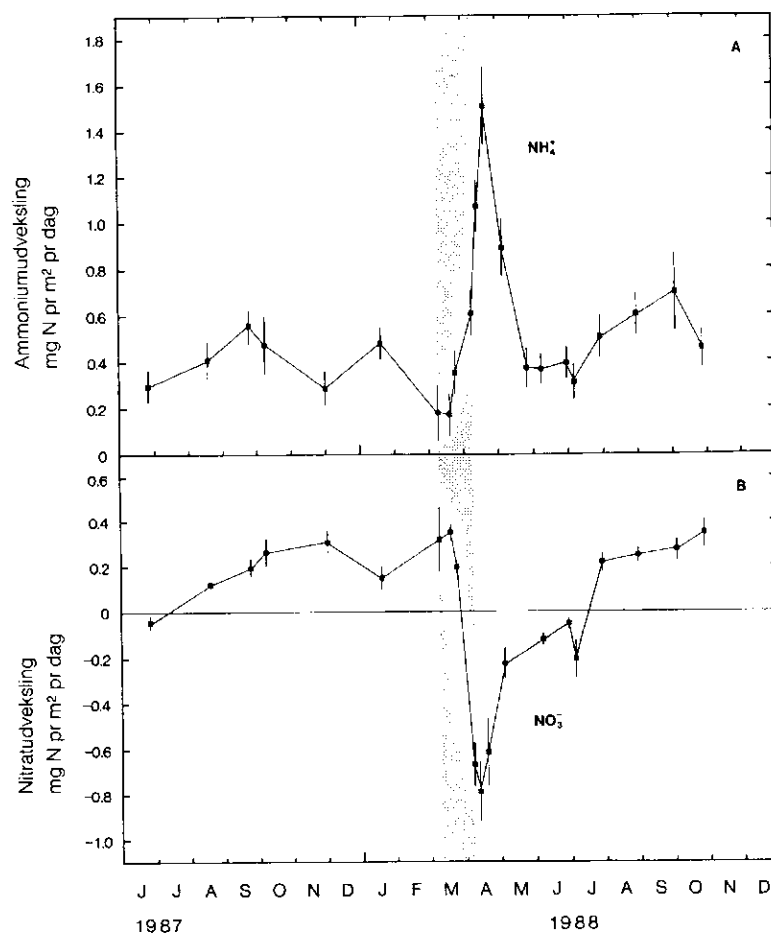
*Resuspension vigtig for N-fjernelsen*

Den høje kvælstoffjernelse i de lavvandede danske søer hænger formodentlig sammen med hyppig resuspension af sedimentet, hvorved nitrat føres ned i sedimentet. Ved resuspension føres der også ilt ned i sedimentet, der som følge af en kobling mellem nitrifikation og denitrifikation indirekte stimulerer denitrifikationen. Denne effekt af resuspensionen kan være en af årsa-

gerne til, at der findes højere kvælstoftab ved massebalancestudier end ved laboratorieeksperimenter.

### *Eutrofieringens betydning*

Det er måske også af betydning, at de danske søer generelt er stærkt eutrofierede. På grund af den store algeproduktion er der en stadig tilførsel af organisk stof til sedimentet. Algerne er således kulstofkilde for denitrifikation, men efter nedbrydning med frigivelse af  $\text{NH}_4^+$  og efterfølgende nitrifikation er de også nitratkilde. Det er således tænkeligt, at en mindsket eutrofiering vil nedsætte denitrifikationen. Da mindsket eutrofiering imidlertid samtidig medfører bl.a. en øget mængde bundplanter, som kan tænkes at øge kvælstoffjernelsen, er den samlede evne til at fjerne kvælstof ikke kendt.



**Figur 5.14.** Årstidsvariationen i sedimentets udveksling af A: ammonium og B: nitrat med den overliggende vandsøjle i Århus Bugt. Det skyggede område angiver planktonalgernes forårsmaksimum (Efter C1).

*Sedimenterede alger er kulstofkilde for denitrifikationen*

#### 5.4.4 Kvælstoffjernelse i kystnære områder

I kystnære områder spiller produktionen af algeplankton også en vigtig rolle for kvælstofkredsløbet på sedimentoverfladen. Sedimentationen af algecellerne udgør således en betydelig kulstofkilde til sedimentets stofomsætning.

Sedimentationen af let nedbrydelige planktonalger er størst under kiselalgemaksimet i marts- april. Nedbrydningen af det nysedimenterede organiske materiale starter omgående og medfører en drastisk reduktion i tykkelsen af det iltede overfladelag i sedimentet, der under sedimentationsperioden er mindre end 1-2 mm. Den forøgede nedbrydning medfører en øget afgivelse af  $\text{NH}_4^+$  fra sedimentet til vandfasen, og der sker et skift fra nitratafgivelse til nitratoptagelse i sedimentet (figur 5.14).

Nitratoptagelsen afspejler et maksimum i denitrifikationsaktiviteten i forbindelse med tilførsel af organisk materiale fra algerne forårsmaksimum (figur 5.15). Uden for algerne forårsmaksimum er denitrifikationsaktiviteten lav.

*Bundvandets nitratkoncentration vigtig for denitrifikationens størrelse*

Denitrifikationens størrelse er i høj grad bestemt af tilgængeligheden af nitrat. Bundvandets nitratkoncentration kan således være afgørende for den samlede denitrifikation. I Århus Bugt er der flere gange blevet observeret en indtrængning af nitratrigt, iltfattigt bundvand i forbindelse med opblomstringen af forårsmaksimaet. Denne kombination kan medføre stor denitrifikation, men aktiviteten vil variere meget fra år til år afhængig af de hydrografiske forhold.

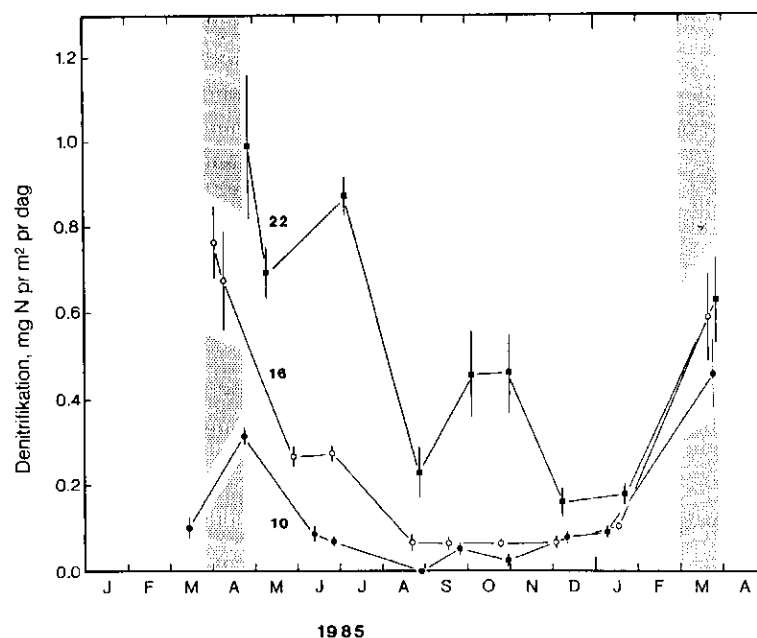
#### 5.4.5 Kvælstoffjernelse i forskellige systemer

I tabel 5.2 er der foretaget en sammenstilling af målt kvælstoffjernelse og denitrifikation i "naturlige" vådområder.

*Den arealmæssige N-fjernelse i forskellige miljøer*

Den samlede kvælstoffjernelse omfatter denitrifikation, tab af organiske partikler til sedimentet og planteoptagelse. Kvælstoffjernelsen i 69 danske lavvandede søer var 0,08 g N pr  $\text{m}^2$  pr dag svarende til 290 kg N pr ha pr år, og fjernelsen i engen ved Rabis Bæk var af samme størrelsesorden. I forhold til kvælstofudvaskningen fra en ha landbrugsjord er den arealmæssige kvælstoffjernelse særdeles stor.

Denitrifikationen i Århus Bugt er en størrelsesorden mindre end i de andre systemer. Forskellene skyldes uden tvivl forskelle i de forskellige systemers belastningsgrad. De danske søer og Gelbæk Å er meget næringssrige og har derfor en stor denitrifikation. Det samme er tilfældet i de danske fjorde. Århus Bugt er i en sådan sammenligning relativ næringsfattig og har en denitrifikation af samme størrelsesorden som næringsfattige udenlandske søer.



**Figur 5.15.** Årstidsvariationen i denitrifikationen på tre lokaliteter i Århus Bugt. Det skyggede område angiver planktonalgernes forårsmaksimum og de lodrette strege måleusikkerheden (Efter C1).

*Enge, søer og fjorde er potentielt vigtige for N-transport til havet*

Det kan således konkluderes, at vore enge og næringsrige vandløb, søer og fjorde har en stor arealmæssig denitrifikationskapacitet. Den samlede denitrifikation afhænger følgelig af det totale areal af vådområder. Her vil vandløbene, uanset om de slynger sig naturligt eller er kanaliserede, være af underordnet betydning, medens interessen knytter sig til enge, søer og fjorde. I de sidste mange år er der sket en generel reduktion i disse vådområders areal og dermed evne til at fjerne kvælstof. Retablering af vådområder i stor skala vil kunne bidrage til en markant reduktion i kvælstofbelastningen af det marine miljø.

## 5.5 Næringsstofferne betydning i det marine miljø

I de senere år er der sket en forringelse af miljøkvaliteten i vore fjorde og kystvande og i de åbne farvande. Det åbenbare bevis herpå er bl.a. iltsvind med stigende hyppighed og i øget arealmæssig udbredelse.

*Hvilke faktorer regulerer miljøtilstanden i havet?*

Formålet med de marine forskningsprojekter C3, C5 og C8 har derfor været at øge kendskabet til de faktorer, som regulerer miljøtilstanden med hovedvægten lagt på næringsstofferne kvæl-



stof og fosfor. Biologisk kvælstoffiksering har ikke været behandlet, men undersøgelser i Kattegat har vist, at der ikke forekommer store blågrønalger, og at processen er uden kvantitativ betydning.

**Table 5.2.** Sammenligning af den gennemsnitlige kvælstoffjernelse og denitrifikation på årsbasis i forskellige systemer.

| System                       | Denitrifikation<br>g N pr m <sup>2</sup> pr dag | Total kvælstoffjernelse<br>g N/m <sup>2</sup> /dag | Kilde |
|------------------------------|-------------------------------------------------|----------------------------------------------------|-------|
| Eng ved Rabis Bæk            | ca. 0,09                                        | 0,11                                               | C15   |
| Vandløb (Gelbæk)             | 0,17                                            |                                                    | C2    |
| Lavvandede eutrofe søer (69) | 0,06 ± 0,02                                     | 0,08 ± 0,02                                        | C9    |
| Århus Bugt                   | 0,002-0,007                                     |                                                    | C1    |

Den relative betydning af kvælstof og fosfor for produktionen i marine områder har tidligere været opgjort ud fra koncentrationen af stofferne i vandet. Koncentrationen i vandet er imidlertid et udtryk for forholdet mellem optagelse og tilførsel. En lav koncentration af et næringsstof kan således skyldes en tæt kobling mellem disse to processer, uden at algerne nødvendigvis er begrænsede af det pågældende næringsstof.

I NPo-projekterne er der derfor lagt vægt på dynamiske undersøgelser med henblik på at belyse algernes fysiologiske tilstand, på berigelsesforsøg gennemført i store indhegninger samt på analyser af store mængder eksisterende data.

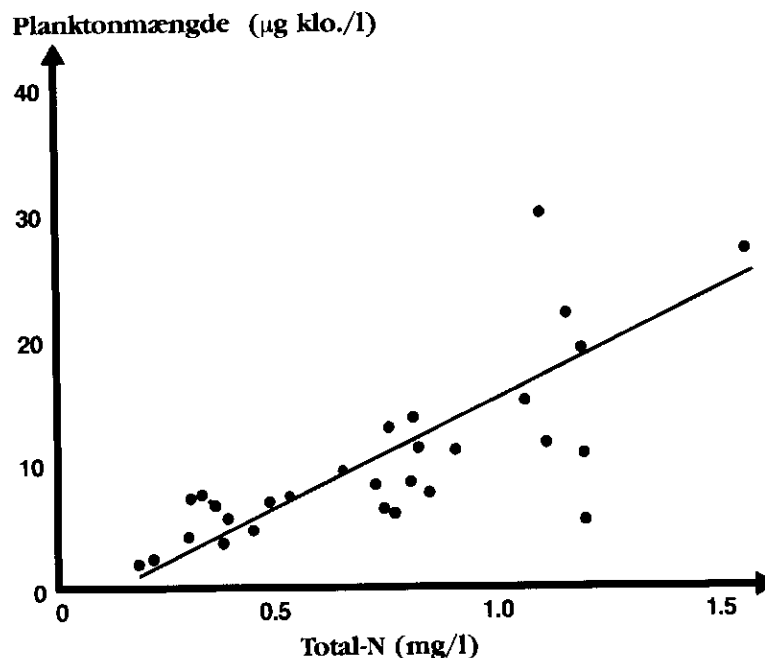
*Sammenhængen mellem N-koncentration og algemængde*

#### 5.5.1 Er kvælstof eller fosfor vigtigst?

En analyse af amtskommunale data fra en række kystvande viste, at mængden af planktonalger var signifikant korreleret til den gennemsnitlige koncentration af total-kvælstof i vandet (figur 5.16). Derimod kunne der ikke påvises signifikante sammenhænge mellem fosforkoncentrationen og mængden af planktonalger (C3).

*Årstidsvariationer i næringssalttilførsel*

Tilførslen af næringssalte via vandløbene til Kattegat sker overvejende i vinterhalvåret, og hovedparten indbygges i planktonalger, som sedimenterer. Sommerkoncentrationerne af næringssalte er sædvanligvis lave, men algeopblomstringer forekommer dog regelmæssigt. Tilførslen af næringssalte til Kat-



**Figur 5.16.** Sammenhængen mellem gennemsnitskoncentrationen af kvælstof og mængden af planktonalger i en række danske kystvande, (Efter C3).

tegat om sommeren sker via vandløbene, fra de tilstødende farvande, ved opblomstring af bundvand og fra atmosfæren.

*Signifikant sammenhæng mellem primærproduktion og sommerkoncentrationen af N*

I Kattegat var der en signifikant sammenhæng mellem primærproduktionen og koncentrationen af kvælstof i perioden maj-september (C8). Derimod var der ingen sammenhæng med fosforkoncentrationen i samme periode. Kvælstofs større betydning for algerne fandtes også under mere næringsrige forhold i Vejle Fjord.

Denne empiriske relation mellem kvælstof og algeproduktion blev testet ved en enzymatisk undersøgelse. Denne indicerede, at planktonet i såvel Kattegat som Vejle Fjord var i overskud for fosfor (C8).

Kvælstofs og fosfors betydning for planktonalgernes vækst blev desuden undersøgt ved at måle algerne evne til at øge optagelsen af næringsstoffer, når der blev tilsat ekstra henholdsvis kvælstof og fosfor. Hvis et næringsstof er i underskud, vil optagelse af det pågældende næringsstof blive øget betydeligt.

*Eksperimentiel indikation på N-begrænsning*

I det sydøstlige Kattegat mere end tredobledes optagelsen af kvælstof i perioden maj-september, hvorimod optagelsen af fosfat kun i ringe grad eller slet ikke øgedes (figur 5.17). Dette indi-

cerer, at algerne produktion var kvælstofbegrænset. Tilsvarende var planktonalgerne i Vejle Fjord stærkt kvælstofbegrænsede i juni og september, men ikke i marts og oktober. I juni var der stigninger i både fosfor- og kvælstofoptagelsen, hvilket viser, at begge stoffer potentielt kunne være begrænsende for algerne produktion.

Undersøgelserne peger samstemmende på, at kvælstof er det vigtigste begrænsende næringsstof for planktonalgerne mængde og produktion i hele sommerperioden. Fosforbegrænsning kan forekomme, men kun i korte tidsrum.

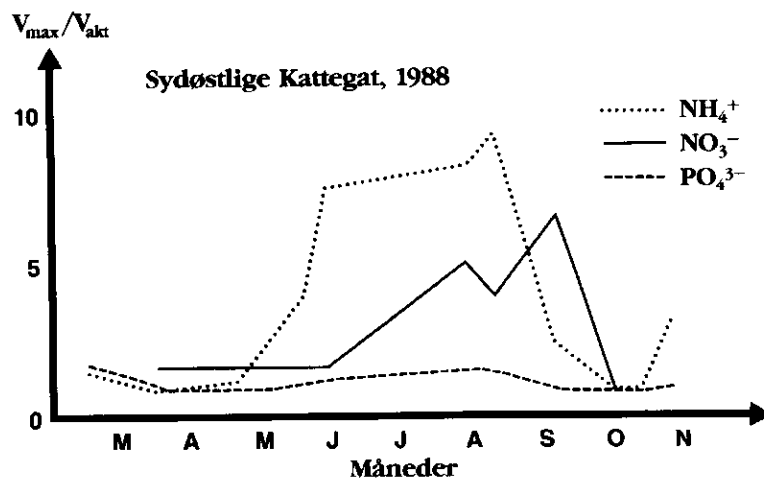
### 5.5.2 Effekt af næringsstofbelastning i lavvandede områder

*Næringsstoffers betydning for bundplanter fordeling*

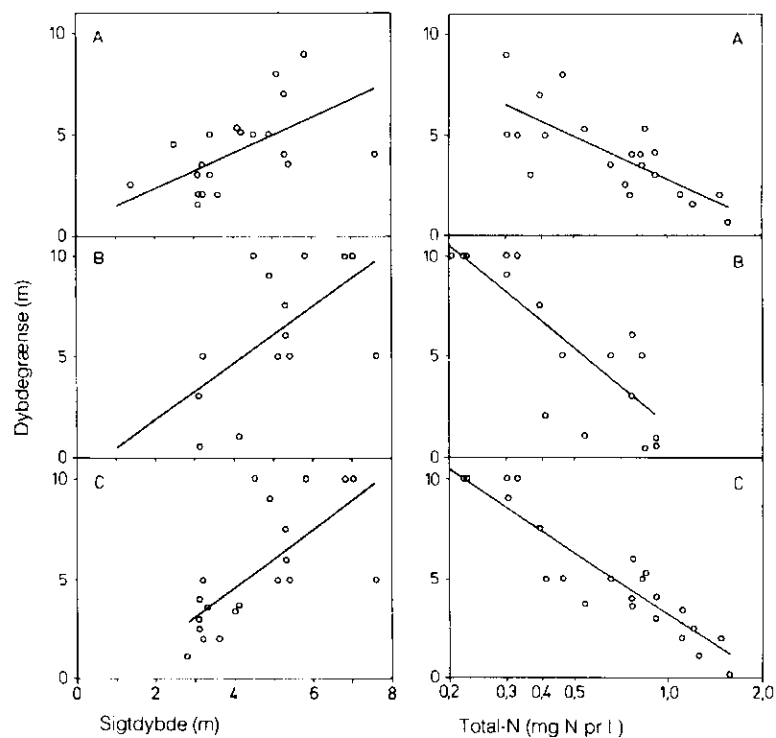
I upåvirkede kystnære områder er rodfæstede planter og fasthæftede alger naturligt dominerende. Ved øgede næringsstofkoncentrationer kan bundvegetationen ikke trives på større dybder, da de ikke får tilstrækkeligt lys (figur 5.18). Det skyldes primært en øget mængde planteplankton i vandet, men også at der vokser flere fasthæftede mikroalger på vegetationen. Når vegetationen forsvinder svækkes lyset yderligere som følge af ophvirvling af sediment.

*Høje næringsstofkoncentrationer ændrer plantesammensætningen*

Høje næringsstofkoncentrationer i de inderste dele af Roskilde Fjord medførte ikke en større samlet planteproduktion eller



**Figur 5.17.** Årstidsvariationen i forholdet mellem maksimal optagelseshastighed ( $V_{max}$ ) og aktuel optagelseshastighed ( $V_{akt}$ ) hos algeplankton i forsøg med tilsætning af næringsstoffer i det sydøstlige Kattegat. Værdier over 2 indikerer, at det pågældende næringsstof er i underskud, (Efter C8).



**Figur 5.18.** Sammenhængen mellem dybdegrænser for A: Ålegræs. B: flerårige brunalger og C: andre store alger, og henholdsvis sigtdybde og gennemsnitskoncentration af kvælstof i en række kystvande (C3).

gennemsnitlig plantemængde i forhold til den ydre næringsfattige del af fjorden (figur 5.19). I stedet ændredes plantesammensætningen, således at planteproduktionen ved øget belastning domineredes af planktonalger på bekostning af de øvrige plantegrupper. De forskellige plantegrupper har forskellige næringsstofbehov og evne til at akkumulere og konservere næringsstoffer. Ålegræs og store flerårige alger har lavere næringsstofkrav end planktonalger, og ålegræs kan ophobe og gemme kvælstof til perioder med høj vækst. Dermed er de ikke så afhængige af kvælstoftilførslen i den kritiske sommerperiode som planktonalger.

#### *Årsag til iltsvind i lavvandede kystområder*

Forekomst af iltsvind i næringsstofbelastede lavvandede områder skyldes altså ikke en stigende samlet planteproduktion, men derimod ændrede nedbrydningsforhold som følge af skiftet i planteproduktionens sammensætning. I kystområder er iltforbruget langt større end i de åbne havområder, fordi de generelt er mere produktive, og fordi nedbrydningen foregår i et

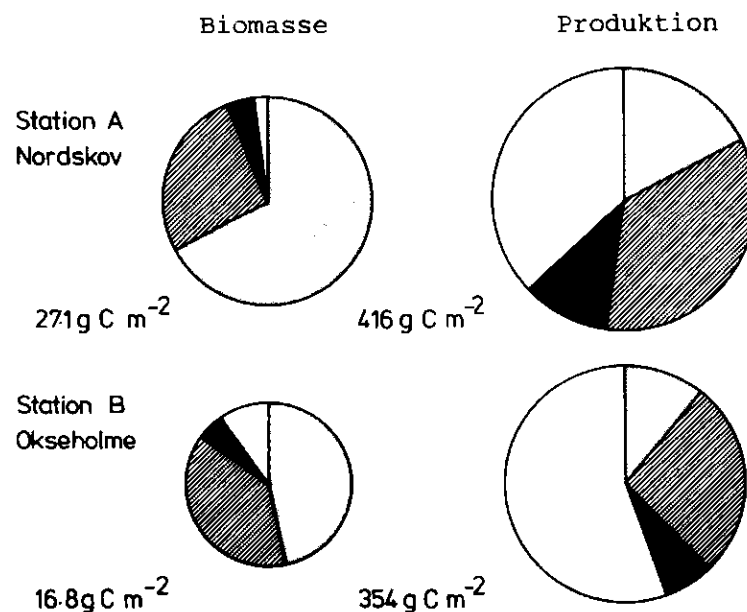
mindre vandvolumen. Der er derfor meget betydelige iltsvingninger over døgnet selv på helt lavt vand. Der skal kun være små tidslige eller rumlige forskydninger mellem produktion og iltforbrug eller kortvarig lagdeling af vandsøjlen, før der kan opstå alvorlige iltproblemer i kystvandene. Ophobning af planktonalger og store frit drivende alger som søsalat på dybere steder, hvor lyset ikke trænger ned, kan således hurtigt give anledning til iltsvind ved bunden.

### 5.5.3 Den biologiske strukturs betydning

Selvom næringsstofftilførsel ikke øger den samlede planteproduktion i kystnære områder, så bestemmer mængden af især kvælstof overordnet størrelsen af planktonalgernes produktion. Den biologiske struktur i de frie vandmasser afgør imidlertid, i hvilket omfang denne sammenhæng kommer til udtryk i det enkelte tilfælde. Mængden af rovdyr og planteædere, der kan være bestemt af f.eks. vanddybde eller iltforhold regulerer plantep planktonets mængde og sammensætning.

*Indhegningsforsøg i Roskilde Fjord*

I C5 er det undersøgt, hvorledes næringsstoffer, muslinger og dyreplanktonspisende fisk indvirker på mængden af plankton-

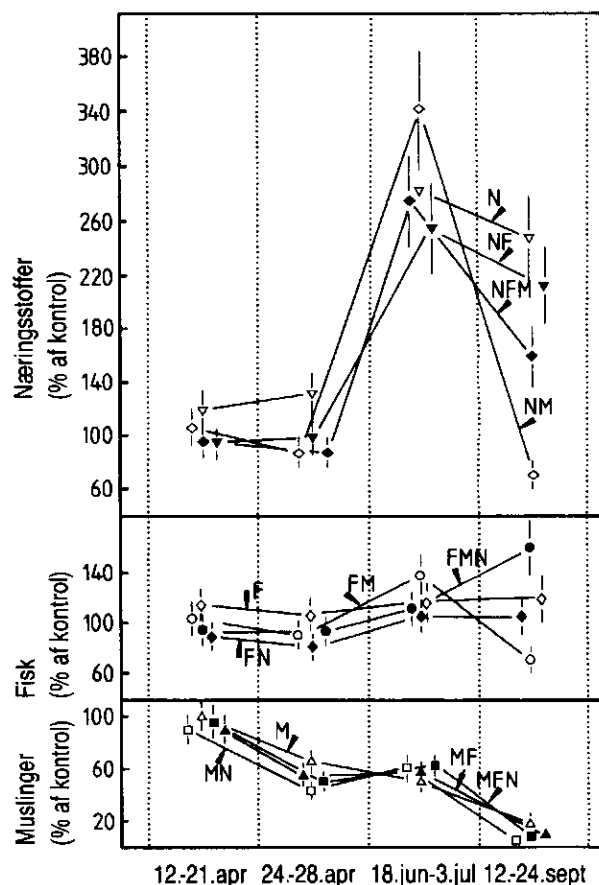


**Figur 5.19.** Den gennemsnitlige plantemængde og planteproduktion pr. m<sup>2</sup> fordelt på Ålegræs (raste), enårige store alger (skravet), fasthæftede mikroalger (sort) og planktonalger (hvid) i A: Den næringsfattige Frederiksværk Bredning (Nordiskov) og B: den næringsrige Roskilde Bredning (Okseholme). (Efter C3).

alger, på algernes størrelsessammensætning og omsætnings-hastighed og mængden af nedbryderorganismer i de frie vand-masser. Forsøgene blev gennemført på forskellige årstider i sto-re indhegninger i Roskilde Fjord og i Limfjorden, hvor der blev tilsat næringsstoffer, muslinger og fisk i forskellige kombina-tioner.

#### Effekt af næringsstoffer

Mængden af planktonalger mere end fordobledes efter tilsæt-ning af næringsstoffer i sommerperioden og det tidlige efterår, hvor algerne var næringsstofbegrænsede (figur 5.20).



**Figur 5.20.** Effekten af tilsætning af næringsstoffer (N), muslin-ger (M) og fisk (F) på mængden af planktonalger i % af kontroller i sækkeforsøg i Roskilde Fjord (Efter C5).

*Muslinger kan reducere mængden af alger*

Muslingerne var i stand til at reducere algemængden betydeligt og ophævede i september effekten af næringsstofftilsætning. I juni blev der flere små planktonalger de såkaldte picoalger

(< 0,002 mm), idet disse ikke effektivt kunne filtreres af muslingerne.

Tilsætning af næringssalte øgede omsætningshastigheden gennem den mikrobielle fødekæde. Samtidig blev systemerne mere ustabile med større udsving i bestandsstørrelserne af alger, bakterier og ciliater. Modsat virkede muslingerne stabiliserende, antagelig fordi de kan frafiltrere og konsumere både alger, flagellater og endog større dyreplankton.

#### 5.5.4 Omsætning af næringsstoffer i de frie vandmasser

I de åbne havområder er der en mere entydig sammenhæng mellem planteproduktion og næringsstofforhold. Planktonalgernes produktion foregår i det øvre vandlag, fordi der kun her er lys nok. Produktionen er baseret på næringsstoffer som dels tilføres det øvre vandlag, dels regenereres i det øvre vandlag i forbindelse med dyreplanktonets græsning og algernes nedbrydning, hvorved næringsstofferne kan genbruges. I åbne havområder tilføres der næringssalte til det øvre vandlag ved opblanding med bundvand. Ligeledes sker der en tilførsel fra vandløb, fjorde og tilstødende farvande samt fra luften. Set over flere år vil den del af algeproduktionen, som er baseret på nytildførte næringsstoffer, blive balanceret af et tilsvarende tab. Tabet skyldes udsynkning fra det øvre vandlag, fiskeri og transport til andre farvande.

*En stor del af produktionen i Kattegat er baseret på regenererede næringsstoffer*

I Kattegat var 80-90% af algeproduktionen baseret på regenererede næringsstoffer. Især i sommerperioden var der en effektiv tilbageholdelse og genbrug af næringsstoffer i det øvre vandlag.

*Produktion, baseret på nytildførte næringsstoffer forekommer især i marts-april*

Omkring halvdelen af den algeproduktion, som var baseret på tilførte næringsstoffer, lå i perioden marts-april. Forårsopblomstringen af alger opbrugte den pulje af næringsstoffer, som var ophobet i løbet af vinteren. En del af algerne blev omsat i overfladelaget. Algerne og dermed næringsstofferne kan dog ikke effektivt fastholdes i det øvre vandlag om foråret, da antallet af græssende dyreplankton, er lavt på dette tidspunkt.

Sammenfattende er forårsopblomstringen af alger i Kattegats åbne dele baseret på tilførte næringsstoffer, og de fleste af disse alger sedimenterer. Om sommeren er størstedelen af produktionen baseret på regenererede næringsstoffer, og sedimentationen af alger er ubetydelig.

## 5.6 Sammenfatning

### *Vandløb*

I vandløbene er det undersøgt, hvilken virkning næringssaltene har på mængden af de vigtigste plantegrupper: de rodfæstede planter (grøden) og de bundlevende alger.

Grøden har afgørende betydning for vandløbenes vandføringsevne. Den reducerer strømhastigheden, hvorved næringsstoftransporten nedsættes med 10-30% om sommeren, og grønne kan forårsage store døgnsvingninger i iltforholdene. Samtidig skaber grønne flere og bedre levesteder for bunddyr og fisk, og det er vist, at grønne kan være en vigtig fødekilde for bunddyr.

### *Styrende faktorer for grønne*

For grønne er lysmængden og de hydrauliske forhold de vigtigste styrende faktorer, mens næringssaltene er af underordnet betydning i danske vandløb.

### *Styrende faktorer for bundlevende alger*

For de bundlevende alger er lysforholdene og bundens beskaffenhed vigtige styrende faktorer. Ligeledes kan bunddyrenes græsning af algerne være af betydning. Hvis næringssalte er styrende, er det fosfor, da kvælstofniveauet generelt er højt i de danske vandløb. Feltforsøg med tilsætning af fosfor til et fosforfattigt vandløb øgede da også mængden af alger. Der er ikke fundet nogen entydig sammenhæng mellem fosforkoncentrationen og den maksimale algevækst, men meget store algemængder forekommer kun ved en høj fosforkoncentration. I de fleste tilfælde er andre styringsmekanismer dog dominerende.

### *Søer*

Mens det fortrinsvis er de store, dybe søer, der er grundigt undersøgt herhjemme og i udlandet, så er de fleste danske søer små og lavvandede. De fleste får tilført store mængder næringsstoffer, og mængden af planteplankton er derfor stor og vandets gennemsigtighed ringe.

### *Dårlig miljøtilstand i søer skyldes P*

Hovedårsagen til den dårlige miljøtilstand er en for stor tilførsel af fosfor. Kendes fosforkoncentrationen, kan man forudsige både sigtddybden (som et mål for algemængden), fordelingen mellem de forskellige algegrupper, samt udbredelsen af vandplanterne. Det er påvist, at også dybden af søen er væsentlig, fordi ophvirvlet bundmateriale er en betydningsfuld faktor i lavvandede søer.

### *Vandplanterets betydning*

Vandplanterne har stor betydning for hele den biologiske struktur i lavvandede søer, fordi de bl.a. påvirker næringsstoffrigivelsen fra søbunden. Søer med udbredt undervandsvegetation har større sigtddybde ved en given fosforkoncentration end



søer uden undervandsplanter. Tilbagegang af vandplanternes udbredelse vil derfor have en forstærkende virkning på eutrofieringen.

#### *Fiskenes betydning*

I klarvandede søer dominerer rovfiskene. Når vandets uklarhed øges ved eutrofiering favoriseres fisk som skalle og brasen. De er i stand til at holde bestanden af store dyreplanktonorganismer nede, og så er der ingen til at spise algerne. Resultatet er endnu flere alger, hvorved eutrofieringsprocessen forstærkes. Undersøgelserne viser entydigt, at ved fosforkoncentrationer på 0,08-0,15 mg P pr l i lavvandede søer, sker der forandringer i den biologiske struktur, som omfatter algemængde, sigtdybde, bundplanternes udbredelse og balancen mellem rovfisk og byttefisk.

#### *Intern P-frigivelse*

I mange tilfælde opnås den ventede reduktion i fosforkoncentrationen i søvandet ikke, selv om tilførslerne nedsættes. Årsagen er, at den interne belastning ved frigivelse af fosfor fra bundens fosforpulje fortsætter. Ved nedsættelse af belastningen falder fosforindholdet i søvandet, men der kan gå mere end 8-10 år inden faldet svarer til nedsættelsen af belastningen.

Der er foretaget undersøgelser af de styrende faktorer for denne frigivelse, og det konstateres, at især jernindholdet i sedimentet er vigtigt.

Et stort jernindhold i sedimentet øger mængden af det fosfor, der ophobes. Det høje fosforindhold i jernrige søsedimenter kan derfor føre til store fosforfrigivelser i tilfælde af iltsvind eller ved høje pH-værdier i søvandet. Hvis bunden imidlertid er veliltet og jernindholdet højt vil frigivelsen blive mindre. Analyser af jern-fosfor indholdet er derfor et vigtigt redskab ved vurdering af sedimentets fosforfrigivelse, og ved en vurdering af hvor hurtigt søerne vil reagere på en nedsat belastning.

Mineraliseringen af det sedimenterede planteplankton er hovedkilden til fosforfrigivelsen fra sedimentet. Når algerne nedbrydes, bliver det iltede øvre sedimentlag tyndere, hvorved yderligere jernbundet fosfor frigives. Ved lave nitratkoncentrationer i søvandet kan nitrattilsætning øge fosforfrigivelsen, mens nitrat ved høje koncentrationer har en iltende virkning på sedimentet, hvorved fosfatfrigivelsen mindskes.

#### *Blågrønalger stimulerer P-frigivelse*

Ved dominans af blågrønalger stiger fosforkoncentrationen markant, samtidig med at nitrat stort set forsvinder. Det har tidligere været antaget, at fosforfrigivelsen øges, fordi det iltende nitrat forsvinder, men undersøgelserne viser det modsatte; nitrat vil under disse forhold stimulere fosforfrigivelsen. Det er således opblomstringen af blågrønalgerne, der stimulerer fos-

forfrigivelsen, idet disse arter bedre end de fleste andre undgår sedimentation. Når sedimentationen mindskes, men frigivelsen fra bunden fortsat er høj, ophobes der fosfat i søvandet.

*Indgreb i fiskebestand*

Forbedring af søers miljøtilstand kan også forsinkes af træghed i det biologiske system. Især fisk som skalle og brasen kan i kraft af deres lange levetid fastlåse en dårlig tilstand i en årrække, trods nedsættelse af belastningen. For at fremme en forbedring i tilstanden kan indgreb mod fiskebestanden derfor være nødvendige. En varig effekt af et sådant indgreb kan kun forventes, hvis P-koncentrationen er lavere end 0,08-0,15 mg P pr l. Kun under denne grænse vil de selvforstærkende kredsløb kunne vendes og medvirke til at forbedre tilstanden.

*Marine områder*

På grund af iværksættelsen af HAV-90 forskningsprogrammet, blev der kun udført et begrænset undersøgelsesprogram for de marine områder. Der er i disse især lagt vægt på at belyse, hvorvidt det er kvælstof eller fosfor, der er vigtigst for tilstanden i de marine områder. Endvidere er der udført undersøgelser af virkningen af næringssaltbelastningen i de kystnære områder.

*N er vigtigst begrænsende næringsstof*

For både de undersøgte kystvande og åbne havområder bekræftede undersøgelserne samstemmende, at kvælstof er det vigtigste begrænsende næringsstof for planteproduktionen. Fosforbegrænsning forekommer dog, men kun i korte tidsrum.

I de kystnære områder er rodfæstede planter og fasthæftede alger naturligt dominerende. Ved øgede næringssaltkoncentrationer og formindsket sigtedybde kan planterne imidlertid ikke trives på større dybder, og når planterne forsvinder svækkes lyset yderligere som følge af ophvirvling af sedimentet.

*Mange næringssalte giver anden plantesammensætning og iltsvind*

Højere næringstofindhold i de inderste dele af Roskilde fjord medførte ikke øget planteproduktion i forhold til de mere næringfattige ydre dele. I stedet ændredes plantesammensætningen, således at planktonalger dominerede på bekostning af de øvrige plantegrupper. Øgede iltsvind i de lavvandede områder skyldes derfor ikke stigende produktion, men derimod ændrede nedbrydningsforhold som følge af skiftet i planteproduktionens sammensætning. Ophobning af planktonalger og store fritdrivende alger som søsalat på dybere steder, hvor lyset ikke trænger ned, kan således hurtigt give anledning til iltsvind ved bunden.

*Den biologiske struktur kan regulere algemængden*

Selvom næringsstofftilførsel ikke øger den samlede planteproduktion i kystnære områder, bestemmer især mængden af kvælstof overordnet størrelsen af planktonalgenes produktion.

Men den biologiske struktur i de frie vandmasser er afgørende for i hvilket omfang denne sammenhæng kommer til udtryk. Mængden af rovdyr og planteædere, der kan være bestemt af f.eks. vanddybde eller iltforhold, virker også regulerende på planteplanktonets mængde og sammensætning.

Tilsætning af næringssalte øger omsætningshastigheden gennem den mikrobielle fødekæde. Men samtidig bliver systemerne ustabile med store udsving i mængden af alger, bakterier, etc. Til gengæld kan tilstedeværelsen af muslinger reducere algemængden betydeligt, og således virke stabiliserende på de miljømæssige forhold.

#### *N-fjernelse*

Det er fundet, at der sker en betydelig kvælstoffjernelse pr areal i enge, vandløb, søer og kystnære områder. Sammenlignet med den årlige totale transport er kvælstoffjernelsen i vandløbene imidlertid ringe, men om sommeren kan kvælstoffjernelsen i vandløb dog udgøre 10-30% af transporten.

#### *N-fjernelse i eng- områder*

I engområder med rigelig tilførsel af nitratholdigt vand er der konstateret en årlig kvælstoffjernelse på op mod 400 kg N pr ha. Ved at lede drænvand over engarealer opnåedes en kvælstoffjernelse af omtrent samme størrelsesorden.

#### *N-fjernelse i søer*

I en analyse af 69 danske søer er der konstateret en gennemsnitlig kvælstoffjernelse på næsten halvdelen af tilførslen, og heraf udgør denitrifikation ca tre fjerdedele. De opstillede modeller viser, at hvis opholdstiden er mindre end et halvt år, reduceres kvælstoffjernelsen væsentligt. Kvælstoffjernelsen synes styret af det organiske indhold i sedimentet. Genophvirvling af sediment er en vigtig faktor, idet der herved føres nitrat ned i sedimentet.

#### *N-fjernelse i Århus Bugt*

I Århus bugt er denitrifikation en størrelsesorden mindre end i de eutrofe søer. Kvælstoffjernelsen i Århusbugten er knyttet til sedimentation af friske alger, der sedimenteres under forårsopblomstringen. Desuden er denitrifikationen afhængig af tilgængeligheden af nitrat.

Ud fra undersøgelserne af kvælstoffjernelsen i de forskellige miljøer konkluderes det, at reetablering af vådområder i stor skala vil kunne bidrage til en væsentlig reduktion i kvælstofbelastningen af det marine miljø.

## 6. Referenceliste

### 6.1 Liste over NPo-forskningsrapporterne

- Nr. A1: *Kvælstof- og fosforbalancer ved kvæg- og svinehold.*  
Nils Koefoed, Statens Planteavlsforsøg.  
Bjarne Hansen, Det Danske Hedeselskab.
- Nr. A2: *Kortlægning af landbrugsdriften i to områder i Danmark.*  
Bjarne Hansen, Det Danske Hedeselskab.
- Nr. A3: *Temperatur og denitrifikation.*  
Finn Vinther, Statens Planteavlsforsøg.
- Nr. A4: *Ammoniakafsætning omkring et landbrug med malkekø.*  
Sven G. Sommer, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Nr. A5: *Ammoniakmonitoring.*  
Helle Vibeke Andersen, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Nr. A6: *Atmosfærisk nedfald af næringssalte i Danmark.*  
Lone Grundahl, Danmarks Miljøundersøgelser.  
Jens Grønbech Hansen, Statens Planteavlsforsøg.
- Nr. A7: *NH<sub>3</sub>-fordampning fra handels- og husdyrgødning.*  
Sven G. Sommer, Bent T. Christensen, Statens Planteavlsforsøg.
- Nr. A8: *Næringsstofudvaskning fra arealer i landbrugsdrift.*  
Bjarne Hansen, Det Danske Hedeselskab.
- Nr. A9: *Kvælstofomsætning og -transport i to dyrkede jorde.*  
Anne-Margrethe Lind, Kasia Deboz, Jørgen Djurhuus, Michael Maag, Statens Planteavlsforsøg.
- Nr. A10: *DAISY – Soil Plant Atmosphere System Model.*  
Søren Hansen, Henry E. Jensen, Niels Erik Nielsen, Henrik Svendsen, Den Kgl. Vet. og Landbohøjskole.
- Nr. A11: *Bestemmelse af NH<sub>3</sub>-fordampning med passive fluxmålere.*  
Jan K. Schjørring, Den Kgl. Vet. og Landbohøjskole. Sven G. Sommer, Søren Byskov-Nielsen, Statens Planteavlsforsøg. Martin Ferm, Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning
- Nr. A12: *NH<sub>3</sub>-fordampning fra gyllebeholdere.*  
Sven G. Sommer, Statens Planteavlsforsøg.

- Nr. A13: *Næringsstofomsætning i marginaliseret landbrugsjord.*  
Niels Christensen, Finn Jørgensen, Danmarks Miljøundersøgelser. Vibeke Ernstsén, Danmarks Geologiske Undersøgelser. Finn P. Vinther, Statens Planteavlsvorsøg.
- Nr. A14: *Regionale beregninger af N-udvaskningen.*  
Thomas Borup Svendsén, Georg Kjærgaard Andreasén, Niels H. Jensen, Kristian Holst, Statens Planteavlsvorsøg. Arbejdsrapport.
- Nr. A15: *Ammoniakfordampning fra bygplanter.*  
Jan K. Schjørring og Søren Byskov-Nielsen, Den Kgl. Vet. og Landbohøjskole.
- Nr. A16: *Den mikrobielle biomassens variation i jordbunden.*  
Niels Erik Møller og Jan Sørensen, Den Kgl. Vet. og Landbohøjskole.
- Nr. A17: *Analyse af jordvands sammensætning – metodesammenligning.*  
Bjarne Hansen, Det Danske Hedeselskab. Jørgen Djurhuus, Statens Planteavlsvorsøg. Niels Christensen, Danmarks Miljøundersøgelser. Ole Stig Jacobsén, Danmarks Geologiske Undersøgelse. Carl Chr. Hoffmann, Danmarks Miljøundersøgelser
- Nr. A18: *Atmosfærisk ammoniak og ammonium i Danmark.*  
Willem Asmann, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Nr. A19: *N-transformation in soils amended with digested pig slurry.*  
Kasia Debosz, Michael Maag, Statens Planteavlsvorsøg.
- Nr. A20: *Simulation of nitrogen losses using the SOILN model.*  
Holger Johnsson, Swedish University of Agricultural Sciences.
- Nr. A21: *Landbrugets gødnings- og arealanvendelse i 1983 og 1989.*  
Bjarne Hansen, Det Danske Hedeselskab.
- Nr. A22: *Atmosfærisk NO<sub>x</sub> reaktionsprodukter og total N-deposition.*  
Willem Asman, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Nr. B1: *Kemisk Nitratreduktion med jern(II)forbindelser.*  
Jan Sørensen, Birgit Tejg Jensen, Århus Universitet.  
Dieke Postma, Danmarks Tekniske Højskole.  
Lærke Thorling, Århus Universitet.

- Nr. B2: *Nitratreduktion i moræner.*  
Vibeke Ernstsén, Danmarks Geologiske Undersøgelse.
- Nr. B3: *Nitratreduktion og organisk stof i grundvandsmagasin.*  
Jørn Kr. Pedersen, Danmarks Tekniske Højskole.
- Nr. B4: *Nitrat og fosfat i grundvand/drikkevand fra områder i Danmark.*  
Niels Kjelstrup, Finn Lykke Nielsen, Danmarks Geologiske Undersøgelse.  
Kurt Overgaard, Eva Rasmussen, Arne Willumsen, Danmarks Tekniske Højskole.
- Nr. B5: *Transport og omsætning af N og P i Rabis Bæks opland.*  
Henning Kristiansen, Walter Brüsch, Peter Gravesen, Danmarks Geologiske Undersøgelser.  
Steen Genders, Isotopcentralen, ATV.
- Nr. B6: *Transport og omsætning af N og P i Langvad Å's opland. I*  
Vibeke Ernstsén, Peter Gravesen, Bertel Nielson, Walter Brüsch, Johnny Fredericia. Danmarks Geologiske Undersøgelse. Steen Genders, Isotopcentralen, ATV.
- Nr. B7: *Transport og omsætning i Langvad Å's opland. II*  
Susanne B. Zeuten, Finn P. Vinther, Finn Eiland, Statens Planteavlsforsøg.
- Nr. B8: *Nitratreduktionsprocesser i Rabis hedesletteaquifer.*  
Dieke Postma, Carsten T. Boesen, Danmarks Tekniske Højskole.
- Nr. B9: *Afstrømning og transport til Rabis og Syv Bæk.*  
Bjarne Hansen, Det Danske Hedeselskab.
- Nr. B10: *Geokemiske processer i et grundvandsmagasin.*  
Ole Stig Jacobsen, Hanne Verge Larsen, Lene Andreasen, Danmarks Geologiske Undersøgelse.
- Nr. B11: *Grundvandsbelastningen fra to landbrug på sandjord.*  
Ole Stig Jacobsen, Danmarks Geologiske Undersøgelse. Finn Vinther, Statens Planteavlsforsøg.
- Nr. B12: *Fluktuationer i grundvandets nitratindhold.*  
Lars Jørgen Andersen og Niels Kjeldstrup, Danmarks Geologiske Undersøgelse.
- Nr. B13: *Flow and Transport Modelling - Rabis Field Site.*  
Peter Engesgaard, Karsten Høgh Jensen, Danmarks Tekniske Højskole.

- Nr. B14: *Drainage Flow Modelling – Syv Field Site.*  
Peter Engesgaard, Karsten Høgh Jensen, Danmarks Tekniske Højskole.
- Nr. B15: *Regional model for næringssalttransport og -omsætning.*  
Børge Storm, Merete Styczen, Thomas Clausen, Dansk Hydraulisk Institut.
- Nr. B16: *Kortlægning af potentialet for nitratreduktion.*  
Peter Gravesen, Henning Kristiansen, Niels Kjellstrup, Kaj Strand Petersen, Danmarks Geologiske Undersøgelse.
- Nr. B17: *Klimastationer i NPo-værkstedsområderne.*  
Jørgen E. Olesen, Statens Planteavlfsforsøg.
- Nr. B18: *Grundvandsmoniteringsnet i Danmark.*  
Gert Andersen, Danmarks Geologiske Undersøgelse.
- Nr. B19: *Field Investigations of Preferential Flow Behaviour.*  
Karen Villholth, Karsten Høgh Jensen, Danmarks Tekniske Højskole. Johnny Fredericia, Danmarks Geologiske Undersøgelse.
- 
- Nr. C1: *Denitrifikation og N-omsætning i den kystnære havbund.*  
Jan Sørensen, Michael Hjort Jensen, Århus Universitet.
- Nr. C2: *Denitrifikation og iltomsætning i vandløbssedimenter*  
Jan Sørensen, Lars Peter Nielsen, Peter Bondo Christensen, Niels Peter Revsbech, Århus Universitet.
- Nr. C3: *Eutrofiering – effekter på marine primærproducenter.*  
Jens Borum, Ole Geertz-Hansen, Kaj Sand-Jensen, Søren Vium-Andersen, Københavns Universitet.
- Nr. C4: *Fosforbelastning i lavvandede eutrofe søer.*  
Henning Skovgaard Jensen, Frede Østergård Andersen, Odense Universitet.
- Nr. C5: *Carbon Dynamics in Coastal Marine Environments.*  
Bo Riemann, Peter Koefoed Bjørnsen, Torkel Gissel Nielsen, Steen Jesper Horsted, Vandkvalitetsinstituttet, Københavns Universitet, Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser.

- Nr. C6: *Jyllandsstrømmen.*  
Katherine Richardson, Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser. Torben Jacobsen, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Nr. C7: *Biologisk struktur i små vandløb.*  
Torben Moth Iversen, Niels Thyssen, Karina Kjeldsen, Danmarks Miljøundersøgelser.  
Peer Lund-Thomsen, Jens Thorup, Niels Bo Jensen, Carsten Lauge Pedersen, Thomas Winding, Københavns Universitet. Lars Peter Nielsen, Århus Universitet.
- Nr. C8: *Kvælstof og fosfor i havet.*  
Hanne Kaas, Henrik Kaas og Flemming Møhlenberg, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Nr. C9: *Eutrofieringsmodeller for søer.*  
Peter Khristensen, Jens Peter Jensen, Erik Jepsen, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Nr. C10: *Vandløbsmodeller – biologisk struktur og stofomsætning.*  
Niels Thyssen, Mogens Erlandsen, Brian Kronvang, Lars M. Svendsen, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Nr. C11: *Transportmodel for næringssalte i ferskvandssystemer.*  
Erik Koch Rasmussen, Jørgen Krogsgaard Jensen, Hanne Bach, Vandkvalitetsinstituttet.
- Nr. C12: *Erosion og transport af fosfor til vandløb og søer.*  
Bent Hasholt, Henrik Breuning Madsen, Hans Kuhlman, Københavns Universitet. Anders C. Hansen, Det Danske Hedeselskab. S. W. Platou, Statens Planteavlsvforsøg.
- Nr. C13: *Kvælstofomsætning og stofbalance i ånære områder.*  
Per Ambus, Københavns Universitet. Carl Chr. Hoffmann, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Nr. C14: *Vand- og stofbalance på lavbundsjord.*  
Bjarne Hansen, Anders C. Hansen, Det Danske Hedeselskab. Carl Chr. Hoffmann, Herluf Nielsen, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Nr. C15: *Nitratomsætning og vandbevægelse i et vådområde.*  
Walter Brüsch, Bertil Nilsson, Danmarks Geologiske Undersøgelse.



## 6.2 Øvrige referencer.

*Christensen, B.T., 1989.*

Askov 1894-1989: Research on animal manure and mineral fertilizers. Proceedings of the Sanborn Field Centennial, June 27, 1989. Pub. nr. SR-415, University of Missouri, Colombia: 28-48.

*Iversen, T., Halvorsen, N.E, Saltbones, J. & Sandnes, H., 1990*

Calculated Budgets for Airborne Sulphur and Nitrogen in Europe. – Det Norske Meteorologiske Institutt, Technical Report 86.

*Kristensen, P., B. Kronvang, E. Jeppesen, P. Græsbøll, M. Erlandsen, Aa. Rebsdorf, A. Bruhn, M. Søndergaard, 1990*

Ferske vandområder – vandløb, kilder og søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 5.

*Miljøstyrelsen, 1983*

Nitrat i drikkevand og grundvand i Danmark. Redegørelse fra Miljøstyrelsen, oktober 1983.

*Miljøstyrelsen, 1984*

NPo-Redegørelsen.

*Miljøstyrelsen, Center for Jordøkologi, 1985*

Rammeforslag.  
Forsknings-, udviklings- og udredningsvirksomhed vedrørende Forurening med næringssalte og organisk stof fra landbrug til opfølgning af folketingsbeslutningen af 31. maj 1985  
Rapport fra Miljøstyrelsens Center for jordøkologi.

*Miljøstyrelsen, 1990*

Vandmiljø-90.  
Samlet status over vandmiljøet i Danmark.  
Redegørelse nr. 1.

*Pedersen, S., H. Takai, 1987*

Ammoniakfordampning fra stalde. SjøF Orientering 49.

*Planlægningsrådet for Forskning, 1987*  
Kvælstof og fosfor i vandmiljøet.  
Konsensusrapport.

*Schjørring, J. K., N.E. Nielsen, H. E. Jensen, A. Gottschau, 1989*  
Nitrogen losses from field-grown spring barley plants as affected by rate of nitrogen application. *Plant and soil* 116: 167-175.

*Statens Jordbrugs- og Veterinærvidenskabelige Forskningsråd, 1985*  
Kvælstofomsætning i dansk landbrugsjord – en evalueringsrapport.

















# Registreringsblad

**Udgiver:** Miljøstyrelsen, Strandgade 29, 1401 København K.

**Serietitel, nr.:** NPo-forskning fra Miljøstyrelsen: Samlerapport

**Udgivelsesår:** 1991

**Titel:**

Kvælstof og fosfor i jord og vand

**Undertitel:**

Transport, omsætning og effekt

**Forfatter(e):**

Dyhr-Nielsen, Mogens; Hansen, Ejvind; Holter, Vibeke; Krag-Andersen, Karin; Gravesen, Peter; Iversen, Torben Moth

**Udførende institution(er):**

Miljøstyrelsen; Danmarks Geologiske Undersøgelse; Danmarks Miljøundersøgelser. Afdeling for Ferskvandsøkologi

**Resumé:**

Resultaterne fra NPo-forskningsprogrammet er sammenstillet, og sammenhængen mellem udledning, transport, omsætning og effekt af kvælstof og fosfor er beskrevet. I landbrugsområder er ammoniakfordampning, kvælstofomsætning og -udvaskning belyst. I grundvandsmagasiner er nitratomsætning og -transport undersøgt. I enge, vandløb og søer er transport og omsætning af kvælstof og fosfor belyst. Endvidere er næringsstofferne betydning for eutrofikeringen vurderet.

**Emneord:**

landbrug; gødsning; grundvand; søer; vandløb; kortlægning; næringsstoffer; fosfor CAS 7723-14-0; nitrogen CAS 7727-37-9

**ISBN:** 87-503-8952-1

**ISSN:**

**Pris (inkl. moms):** 100,- kr.

**Format:** AS5

**Sideantal:** 160

**Md./år for redaktionens afslutning:** januar 1991

**Oplag:** 2000

**Andre oplysninger:**

**Tryk:** Scantryk, København

Trykt på miljøpapir



# Kvælstof og fosfor i jord og vand

Resultaterne fra NPo-forskningsprogrammet er sammenstillet, og sammenhængen mellem udledning, transport, omsætning og effekt af kvælstof og fosfor er beskrevet. I landbrugsområder er ammoniakfordampning, kvælstofomsætning og -udvaskning belyst. I grundvandsmagasiner er nitratomsætning og -transport undersøgt. I enge, vandløb og søer er transport og omsætning af kvælstof og fosfor belyst. Endvidere er næringsstofferne betydning for eutrofieringen vurderet.



Miljøministeriet **Miljøstyrelsen**

Strandgade 29 · 1401 København K · Tlf 31 57 83 10

**Pris kr. 100,- inkl. 22% moms**

ISBN nr. 87-503-8952-1