



Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser

NOVA 2003

Landovervågningsoplande 1999

Faglig rapport fra DMU, nr. 334



Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser

NOVA 2003

Landovervågningsoplande 1999

*Faglig rapport fra DMU, nr. 334
2000*

*Ruth Grant
Gitte Blicher-Mathiesen
Jørgen Ole Jørgensen
Birgitte Kloppenborg-Skrumsager
Brian Kronvang
Pia Grewy Jensen
Marianne Pedersen
Afdeling for Vandløbsøkologi*

*Per Rasmussen
Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse*

Datablad

Titel:	Landovervågningsoplande 1999	
Undertitel:	NOVA 2003	
Forfattere:	R. Grant ¹ , G. Blicher-Mathiesen ¹ , J.O. Jørgensen ¹ , B. Kloppenborg-Skrumsager ¹ , B. Kronvang ¹ , P.G. Jensen ¹ , M. Pedersen ¹ , P. Rasmussen ²	
Afdelinger:	¹ Afdeling for Vandløbsøkologi ² Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse	
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 334	
Udgiver:	Miljø- og Energiministeriet Danmarks Miljøundersøgelser ©	
URL:	http://www.dmu.dk	
Udgivelsesår:	December 2000	
Tegninger: ETB:	Kathe Møgelvang, Juana Jacobsen, Tinna Christensen Hanne Kjellerup Hansen	
Bedes citeret:	Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Jørgensen, J.O., Kloppenborg-Skrumsager, B., Kronvang, B., Jensen, P.G., Pedersen, M. & Rasmussen, P. (2000): Landovervågningsoplande 1999. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 150 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 334	
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.	
Emneord:	Landovervågningsoplande, miljøtilstand, overvågning	
ISBN (trykt):	87-7772-577-8	
ISSN (trykt):	0905-815X	
ISSN(elektronisk):	1600-0048	
Tryk:	Silkeborg Bogtryk EMAS registreret nr. DK-S-0084	
Papirkvalitet:	Cyclus Print	
Oplag:	450	
Sideantal:	150	
Pris:	kr. 150,- (inkl. 25% moms, ekskl. forsendelse)	
Supplerende oplysninger:	NOVA 2003 rapportererne er en fortsættelse af rapportererne om Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, som dækker årene 1989-1997 (udgivet 1990-1998).	
Internet:	Rapporten kan også findes som PDF-fil på Danmarks Miljøundersøgelsers hjemmeside http://faglige-rapporter.dmu.dk	
Købes hos:	Danmarks Miljøundersøgelser Vejlsøvej 25 Postboks 314 DK-8600 Silkeborg Tlf. 8920 1400 Fax 8920 1414	Miljøbutikken Information & Bøger Læderstræde 1 DK-1201 København K Tlf. 3395 4000 Fax 3392 7690 butik@mem.dk www.mem.dk/butik

Indhold

Forord 7

Resumé 9

1. Indledning 15

2. Nedbørs- og temperaturforhold i oplandene 17

3. Gødnings- og pesticidforbrug i hele landet 21

3.1 Anvendte bekendtgørelser og opgørelsesmetoder 21

3.2 Forbrug af kvælstofgødning for hele landet 23

3.3 Forbrug af fosforgødning for hele landet 27

3.4 Pesticidanvendelse på landsplan 28

3.5 Sammenfatning 31

4. Landbrugspraksis i oplandene 33

4.1 Interviewundersøgelsen i landovervågningsoplandene 33

4.2 Afgrøder og husdyrhold i landovervågningsoplandene 35

4.3 Forbrug og udnyttelse af kvælstofgødning til afgrøderne i landovervågningsoplandene 39

4.4 Kvælstofbalancer for landbrugsarealet i landovervågningsoplandene 45

4.5 Fosforbalancer for landbrugsarealet i landovervågningsoplandene 46

4.6 Pesticidanvendelse i oplandene 48

4.7 Samlet vurdering af udviklingen i landbrugspraksis i landovervågningsoplandene og for hele landet 50

5. Næringsstofudvaskning fra rodzonen – målinger på stationsmarker 53

5.1 Beskrivelse af stationsmarker 53

5.2 Jordvandsmålinger 54

5.3 Drænvandsmålinger 58

5.4 Udviklingstendenser i jordvandets kvælstofkoncentrationer 61

5.5 Sammenfatning 62

6. Modelberegning af kvælstofudvaskning fra rodzonen 63

6.1 Beskrivelse af modellen 63

6.2 Sammenligning mellem målt og modelberegnet kvælstofudvaskning 65

6.3 Beregning af udvaskning ved normalafstrømning 65

6.4 Sammenfatning 65

7. Grundvand 69

- 7.1 Grundvandsstand 69
- 7.2 Næringsstofkoncentrationer i det øvre grundvand 70
- 7.3 Forekomst af uorganiske sporstoffer i det øvre grundvand 73
- 7.4 Pesticidforekomst i det øvre grundvand 75
- 7.5 Øvrige miljøfremmede stoffers forekomst i det øvre grundvand 76
- 7.6 Datering af grundvand 78
- 7.7 Grundvandskvalitet i relation til landbrugspraksis 78
- 7.8 Sammenfatning 79

8. Afstrømning, koncentration og transport af næringsstoffer i vandløb 81

- 8.1 Afstrømning 81
- 8.2 Koncentration af kvælstof og fosfor 84
- 8.3 Udvikling i kvælstof- og fosforkoncentration 85
- 8.4 Tab af kvælstof og fosfor fra oplandene 86
- 8.5 Kvælstoftab fra forskellige vandmagasiner 88
- 8.6 Sammenfatning 89

9. Sammenstilling – Landbrugets indflydelse på næringsstoftransporten i landovervågningsoplandene 91

- 9.1 Beskrivelse af kvælstoftransporterne i oplandene 91
- 9.2 Landbrugets indflydelse på kvælstofudvaskning til vandmiljøet 95

10. Konklusion – Udvikling i landbrugets kvælstofbelastning af vandområderne 97

- 10.1 Udviklingen i landbrugets kvælstofanvendelse frem til 1999 97
- 10.2 Udvikling i kvælstofudvaskning frem til 1999 98

Referencer 101

Bilag

- Bilag 3.1 Markbalancer for kvælstof i 1000 tons for hele landet 107
- Bilag 3.2 Markbalancer for kvælstof i kg N ha^{-1} 108
- Bilag 3.3 Markbalance for fosfor i 1000 tons 109
- Bilag 3.4 Markbalance for fosfor i kg P ha^{-1} 110
- Bilag 4.1 Data til beskrivelse af udviklingstendensen i gødningspraksis i afgrødegrupper 111
- Bilag 4.2 Datagrundlag for opgørelse af tildelte kvælstofmængder i forhold til de anbefalede kvælstofmængder 111
- Bilag 5.1 Afstrømning, N-udvaskning og vandføringsvægtede N koncentrationer som gennemsnit for stationer i oplandene 112
- Bilag 5.2 Ejendoms- og markoplysninger for stationsmarkerne 113

- Bilag 5.3 Nedbør, vanding, afstrømning samt N og P udvaskning fra rodzonen 124
- Bilag 6.1 Anbefalet tildeling af kvælstof, gødningsforbrug, normaludvaskning, nyttevirkning af husdyrgødning samt braklagt areal for landovervågningsoplandene 131
- Bilag 8.1 Hydrografopsplitning 133
- Bilag 8.2 Overfladenært kvælstoftan til vandløb 135
- Bilag 8.3 Opgørelse af kvælstof- og fosfortab 137

Appendiks

1. Beskrivelse af oplandene 138
2. Beskrivelse af undersøgelsesprogram 140
3. Vandmiljøhandlingsplaner 145

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU/NERI technical reports

[Tom side]

Forord

Denne rapport er udarbejdet af Danmarks Miljøundersøgelser som et led i den landsdækkende rapportering af det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet (NOVA), som fra 1998 afløste Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, iværksat efteråret 1988.

Hensigten med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram var at undersøge effekten af de reguleringer og investeringer, som er gennemført i forbindelse med Vandmiljøplanen (1987). Systematisk indsamling af data gør det muligt at opgøre udledninger af kvælstof og fosfor til vandmiljøet samt at registrere de økologiske effekter, der følger af ændringer i belastningen af vandmiljøet med næringsalte. Med NOVA er programmet udvidet til at omfatte både vandmiljøets tilstand i bredeste forstand og miljøfremmede stoffer og tungmetaller.

Danmarks Miljøundersøgelser har som sektorforskningsinstitution i Miljø- og Energiministeriet til opgave at forbedre og styrke det faglige grundlag for de miljøpolitiske prioriteringer og beslutninger. En væsentlig del af denne opgave er overvågning af miljø og natur. Det er derfor et naturligt led i Danmarks Miljøundersøgelsers opgave at forestå den landsdækkende rapportering af overvågningsprogrammet inden for områderne: ferske vande, marine områder, landovervågning og atmosfæren.

I overvågningsprogrammet er der en klar arbejdsdeling og ansvarsdeling mellem amterne og Københavns og Frederiksberg kommuner og de statslige myndigheder.

Rapporterne "Vandløb og kilder" og "Søer" er således baseret på amtskommunale data og rapporter af overvågningen af de ferske vande.

Rapporten "Marine områder - Status over miljøtilstanden i 1999" er baseret på amtskommunale data og rapporter af overvågningen af kystvande og fjorde samt Danmarks Miljøundersøgelsers og vore nabolandes overvågning af de åbne havområder.

Rapporten "Landovervågningsoplande" er baseret på data indberettet af amtskommunerne fra 7 overvågningsoplande og er udarbejdet i samarbejde med Danmarks Geologiske Undersøgelser.

Endelig er rapporten "Atmosfærisk deposition 1999" baseret på Danmarks Miljøundersøgelsers overvågning af luftkvaliteten i Danmark.

[Tom side]

Resumé

Konklusion

Modelberegninger har vist, at ændringer i landbrugets afgrødevalg og gødskningspraksis fra 1990 til 1999 vil medføre en reduktion i kvælstofudvaskningen på ca. 28 % i løbet af en årrække, når der ses bort fra de klimabetingede variationer i udvaskning. Dette hænger sammen med en betydelig forbedring i gødningsudnyttelsen i oplandene i nævnte periode. Korrigeret for ændringer i det dyrkede areal er beregnet reduktion i kvælstofudvaskning 32 %. I vandløbsovervågningen er der for vandløb i dyrkede oplande beregnet et generelt fald i kvælstoftransporten på ca. 13 % siden 1989. Faldet er dog kun signifikant for få vandløb.

Resumé af Landovervågningen er givet nedenfor.

Landovervågningsprogrammet

Landovervågning

I Vandmiljøplanens Landovervågningsprogram undersøges landbrugets gødnings- og pesticidanvendelse samt tab af disse stoffer til vandmiljøet. Overvågningsprogrammet startede i 1989 i 6 små landbrugsdominerede vandløbsoplande, hvert på 5-15 km². Programmet blev revideret i 1998, hvorunder der blev udvidet med et opland.

1989 udgjorde en startperiode, mens 1990 var første år med en fuldstændig dataserie.

Oplandenes repræsentativitet

Oplandene er udvalgt med henblik på at repræsentere landsgennemsnittet bedst muligt med hensyn til jordbund, klima, størrelsesfordeling, husdyrtæthed, bedrifttypesammensætning og afgrødefordeling. Oplandene vil dog nødvendigvis adskille sig fra landsgennemsnittet på enkelte punkter. Indtil 1997 var den væsentligste forskel et højere husdyrtryk i oplandene i forhold til landsgennemsnittet. Ved inkludering af det nye opland i 1998 opnåedes en gennemsnitlig husdyrtæthed (0,86 DE ha⁻¹), der var lidt lavere end for hele landet (0,96 DE ha⁻¹). Oplandene er imidlertid repræsentative for landet hvad angår landbrugspraksis for de enkelte bedriftstyper i oplandene.

Undersøgelserprogram

Ved programmets start blev der udført en jordbundskortlægning, samt en hydrogeologisk og kvartærgeologisk kortlægning af oplandene.

Undersøgelserprogrammet består af:

- Årlig interviewundersøgelse om landbrugsdriften blandt samtlige ejendomme i oplandene vedrørende arealanvendelse, gødningsforbrug, husdyrhold m.v. For et mindre antal marker indsamles oplysninger om pesticidforbrug.
- Måleprogrammer: klimastationer, jordvandsstationer, drænvandsstationer, grundvandsstationer, vandløbsstationer.

Amterne er ansvarlige for indsamling af data fra interviewundersøgelsen og måleprogrammet i de enkelte oplande samt for rapportering af eget Landovervågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse er ansvarlige for den faglige koordinering samt databehandling og rapportering af hele Landovervågningsprogrammet.

Rapportering

Nærværende rapport giver en analyse af landbrugets gødningsanvendelse og en beskrivelse af måleresultater for 1989-1999, samt en modelberegning af udvaskningen fra rodzonen i de oplandene. Rapporten indeholder endvidere en vurdering af næringsstofcirkulationen i oplandene, samt landbrugets indflydelse herpå. I konklusionen vurderes udviklingen i landbrugets næringsstofbelastning af vandområderne.

Udviklingen i gødningsforbrug for hele landet

Det samlede forbrug af kvælstofgødning har været faldende fra omkring 1990. Dette er især udtalt for handelsgødning. Kvælstof udbragt med husdyrgødning er også faldet, men knap så meget.

Udvikling i kvælstofforbrug og gødskningspraksis for hele landet 1985 - 1999

På landsplan er den samlede tilførsel af handelsgødning faldet fra 392 mio. kg N i 1985 til 257 mio. kg N i 1999. Mængden af udbragt husdyrgødning (uden udbinding) er faldet med ca. 16 mio. kg N i perioden. Derved er den samlede kvælstoftilførsel til de dyrkede arealer faldet med 24 % fra 606 mio. kg N i 1985 til 463 mio. kg N i 1999.

Kvælstofbalancer for landbrugsjord i Danmark, 1985 - 1999

Total kvælstofinput (handelsgødning, husdyrgødning samt kvælstof tilført ved bælgeplanter fiksering og atmosfærisk deposition) til landbrugsjord i Danmark er faldet fra 744 mio. kg N i 1985 til 572 mio. kg N i 1999. Kvælstof fjernet med afgrøderne har varieret mellem 308 og 408 mio. kg N. Nettotilførsel af kvælstof faldt fra 374 mio. kg N i 1985 til 227 mio. kg N i 1999. Set over hele perioden udgjorde faldet i nettotilførsel af kvælstof 37 %.

Antallet af husdyr, regnet i dyreenheder, har været nogenlunde stabilt siden 1990. Fordelingen mellem kvæg og svin er dog ændret, således at svin nu udgør 49 % af dyreenhederne og kvæg kun 46 %.

Fosforbalancer for landbrugsjord i Danmark, 1985 - 1999

Tilførsel af fosfor med handelsgødning pr arealenhed landbrugsjord i Danmark faldt fra 16,8 kg P ha⁻¹ i 1985 til 7,3 kg P ha⁻¹ i 1999, mens tilførsel med husdyrgødning steg fra 17,0 kg P ha⁻¹ til 20,7 kg P ha⁻¹ i samme periode. Stigningen i fosfortilførsel med husdyrgødningen kan delvis tilskrives en opjustering af husdyrgødningsnormerne i 1997. Fosfor fjernet med afgrøderne har varieret mellem 17 og 22 kg P ha⁻¹. Nettotilførsel af fosfor til landbrugsjord er således faldet fra ca. 15 til knap 11 kg P ha⁻¹ i perioden 1985 til 1999.

Pesticidforbruget i Danmark 1999

Pesticidforbruget opgøres både som den solgte mængde aktivstof og som behandlingshyppighed (her beregnet efter den gamle beregningsmetode). I 1999 havde det samlede pesticidesalg nået reduktionsmålet for 1997 i Pesticidhandlingsplanen. For alle pesticider set over et var behandlingshyppigheden kun reduceret med 13 % i 1999, i forhold til referenceperioden 1981-85. Den samlede behandlings-

hyppighed for 1999 var 2,33 og er højere end målet på 2,0 som den skal reduceres til i år 2002 ifølge Pesticidhandlingsplan II.

Udvikling i landbrugspraksis i landovervågningsoplandene

Udvikling i landbrugspraksis i landovervågningsoplandene 1990 - 1999

Grønne marker udgør 70 % af det dyrkede areal. Heraf udgør græs inklusiv brak, vinterraps og korn med udlæg 41 %, vinterkorn 41 % og rodfrugter, majs, halmnedmuldning og juletræer 18 %. Kun førstnævnte gruppe samt rodfrugter (roer) kan forventes at optage betydelige kvælstofmængder i efterårs- og vintermånederne. I 1999 står 85 % af dyreenhederne på ejendomme med mindst 9 måneders opbevaringskapacitet. Andelen af forårs-/sommerudbringningen steg 31 %-point fra 1990 til 1999, dette inkluderer et fald på 5 %-point fra 1997 til 1999.

Kvælstof tilførsel i landovervågningsoplandene 1990 - 1999

Fra 1990 til 1998 blev handelsgødningsforbruget reduceret, således at udnyttelsen af husdyrgødningen steg 42 %-point, men i 1999 faldt udnyttelsen til 47 % primært på grund af normsænkningen. Husdyrgødningen fordeles bedre i 1994-1999 end tidligere, idet især brugen af slæbeslanger er blevet mere udbredt. I 1999 overgødskes der på ca. 20 % af arealet. Opgøres overgødskningen i forhold til afgrødernes optimale normer overgødes på ca. 10 % af arealet. I perioden er overgødskningens størrelse aftaget betydeligt. Ca. 14 % af ejendommene, som anvendte husdyrgødning i 1999, opfyldte ikke minimumskravet til udnyttelse af husdyrgødning; disse havde et jordtilliggende på ca. 15 % af det dyrkede areal. For en bedre udnyttelse af husdyrgødningen skal handelsgødningsforbruget sænkes yderligere.

Fosfortilførsel i landovervågningsoplandene 1990-1999

I landovervågningsoplandene i 1999 er det vist at, planteavlslbrugene havde negativ fosfor tilførsel; $-0,7 \text{ kg P ha}^{-1}$. Nettotilførselen på kvæg- og svinebrugene udgjorde henholdsvis 4,3 og 12,6 kg P ha^{-1} og blandede brug tilførte 9,8 kg P ha^{-1} . På husdyrbrugene steg nettotilførselen med stigende husdyrtæthed.

Pesticidanvendelse i landovervågningsoplandene

Indberetningen af pesticidforbrug er startet i overvågningsoplandene i 1998. Behandlingsindekset i 1998/99 var lavt, idet det våde efterår i 1998 forhindrede landmændene i at sprøjte for ukrudt til vinterafgrøderne. Fortsatte opgørelser over pesticidanvendelse på markniveau i de kommende år i Landovervågningen vil gøre det muligt at følge udviklingen i behandlingspraksis.

Næringsstofudvaskning fra stationsmarkerne

Undersøgelse af næringsstofudvaskning fra rodzonen er udført på 18 stationsmarker i 3 lerjordsoplande og på 14 stationsmarker i 2 sandjordsoplande (indtil 1998 dog yderligere 8 stationer i et tredje sandjordsopland). Undersøgelsen dækker 10 hydrologiske år, 1989/90-1998/99.

Som gennemsnit for måleperioden udgjorde udvaskningen af kvælstof fra rodzonen $74 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ for 3 lerjordsoplande og $138 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ for 1 sandjordsopland.

Det generelle udviklingsmønster for målt kvælstofudvaskning er, at udvaskningen har været stigende igennem perioden indtil 1992-1994, hvorefter udvaskningen igen har været faldende. I 1995/96 og

1996/97 var udvaskningerne lave på grund af lille nedbør, mens udvaskningerne i 1997/98 og 1998/99 igen var steget betydeligt på grund af stor nedbør, dog ikke til samme niveau som først i 1990'erne.

En statistisk analyse for perioden 1990/91-1998/99 har vist et signifikant fald i målte kvælstofkoncentrationer i jordvandet som gennemsnit for grupper af stationer. På grund af det begrænsede antal stationer og usikkerhed mht. klimapåvirkning, vil der være meget stor usikkerhed på størrelsen af reduktionen.

Udvaskning af fosfor fra rodzonen har været lav ved 26 stationer, gennemsnitlig $0,060 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ i den 10-årige måleperiode. Koncentrationerne var her $0,011\text{-}0,016 \text{ mg P l}^{-1}$. Ved fem stationer har koncentrationerne derimod været høje, $0,038\text{-}0,410 \text{ mg P l}^{-1}$.

Drænvandsundersøgelser i to lerjordsoplande har vist, at nitratudvaskningen gennem drænen udgjorde ca. 43 % af udvaskningen fra rodzonen.

Fosfortab gennem 6 dræne har ligget på gennemsnitlig $0,043 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, og heraf har opløst ortho-P udgjort 49 %. Fra ét dræn har P tabet været væsentlig højere, gennemsnitlig $0,162 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, ortho-P har udgjort 91 %. Fra begyndelsen af afstrømningsåret 1998/99 er drænvandsundersøgelserne udvidet med kontinuert prøvetagning med henblik på en mere korrekt bestemmelse af fosfortab fra drænen.

Modelberegning af kvælstofudvaskningen fra rodzonen

Med en empirisk model er der gennemført beregninger af udvaskningen fra rodzonen i landovervågningsoplandene. I en sammenligning med målt udvaskning på stationsmarkerne, er den beregnede udvaskning lig med den målte. På enkeltoplandsniveau forekommer dog både over- og underestimering på henholdsvis op til +11 og -7 kg N ha^{-1} . Modellen vurderes at afspejle forskelle mellem ler- og sandjorde samt forskelle i landbrugspraksis.

Beregninger på aktuel dyrkningspraksis i perioden 1990/1991 til 1998/1999 viser, at kvælstofudvaskningen fra det dyrkede areal i oplandene som helhed vil reduceres med ca. 28 % i løbet af en årrække. Korrigeres for ændringer i det dyrkede areal vil reduktionen være 32 % over en årrække.

Grundvand

Det øvre grundvands indhold af nitrat er fortsat højt. Det gennemsnitlige nitratindhold i 1999 var i de sandede oplande på $50 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ og i de lerede oplande $21 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$. I 1999 var nitratindholdet i grundvandet lavere end i 1997 og 1998. Men for overvågningsperioden som helhed ses ingen generel tendens til fald eller stigning i nitratkoncentrationen i det allerøverste grundvand.

Overskridelser af drikkevandskvalitetskravene for uorganiske sporstoffer forekommer primært i én boring i et sandopland. Det drejer sig om stofferne aluminium, cadmium, nikkel og zink.

Der er gjort fund af 20 forskellige pesticider og nedbrydningsprodukter i det øvre grundvand i 1999. De fleste fund er nedbrydningsprodukter fra triaziner. To pesticider som i dag er godkendte til anvendelse er fundet i koncentrationer over den højst tilladelige værdi for drikkevand. Det drejer sig om Terbutylatrazin og Bentazon, som er målt i hver ét filter med en højeste koncentration på henholdsvis 0,13 $\mu\text{g l}^{-1}$ og 0,19 $\mu\text{g l}^{-1}$.

Ingen fund af øvrige organiske mikroforureninger i det øvre grundvand i landovervågningsoplandene overskrider de vejledende grænseværdier for drikkevand.

Stoftransport i vandløb

Stor afstrømning i 1998/99

Afstrømningen var stor i det seneste hydrologiske år, 1998/99 sammenlignet med gennemsnittet for de forudgående 9 år.

Ny hydrologisk model viser at mere vand stammer fra umættet zone

En opsplitning af vandløbshydrograferne for de 5 oplande viser, at en stor del af afstrømningen til vandløb sker via overfladenær afstrømning i de lerede oplande, mens afstrømningen i de sandede oplande hovedsagelig sker via grundvand. Den årlige overfladenære andel af afstrømningen til vandløbene udgjorde i måleperioden 38-43 % for vandløb i lerjordsoplandene og 16-23 % for de to vandløb i sandjordsoplandene beregnet på baggrund af en simpel hydrografopslitnings metode. Ved anvendelse af en ny hydrologisk model er det konstateret at den overfladenære og hurtige afstrømningskomponent generelt er lidt højere i de lerede (40-57 %) og især højere i ét sandet opland (43 %). Det betyder, at sandsynligheden for, indenfor kortere perioder, at kunne registrere ændringer i kvælstoftransport i vandløb som følge af ændringer i landbrugspraksis er øget.

Kvælstofkoncentration i vandløb er højere i lerede end i sandede områder

Den vandføringsvægtede årsmiddelkoncentration af kvælstof lå i gennemsnit for perioden på 9,2 mg N l^{-1} i vandløbene i de lerede oplande og 4,4 mg N l^{-1} i de sandede oplande. Det lavere gennemsnit for de sandede oplande skyldes formentlig at en større andel af over-skudsnedbøren siver til grundvand end i de lerede oplande hvilket alt andet lige giver mulighed for en omsætning af nitrat via denitrifikation i nedsivnings- og udstrømningsområder.

Mere end dobbelt så stort et kvælstoftab fra lerede end fra sandede oplande

Den totale kvælstoftilførsel til vandløbene fra dyrkede arealer har i undersøgelsesperioden ligget på gennemsnitlig 25,9 kg N $\text{ha}^{-1} \text{år}^{-1}$ i lerjordsoplandene, og på gennemsnitlig 11,3 kg N $\text{ha}^{-1} \text{år}^{-1}$ i sandjordsoplandene. Til sammenligning er kvælstoftabet fra naturarealer i undersøgelsesperioden på 1,3-4,3 kg N $\text{ha}^{-1} \text{år}^{-1}$.

Kvælstofkoncentrationen falder signifikant i 2 vandløb

I to af oplandene er der sket et statistisk signifikant fald ($p < 0,05$) i kvælstoftabet siden 1989. I de andre tre oplande er der ingen signifikant udvikling. Der er i testen korrigeret for ændringer i afstrømning, men ikke for ændringer i jordens kvælstofpulje ved skift mellem våde og tørre år.

Næsten samme fosfortab fra lerede og sandede oplande

Det totale tab af fosfor fra dyrkede arealer til vandløb, beregnet på baggrund af normal prøvetagning, har i måleperioden ligget på gennemsnitligt 0,36 kg P $\text{ha}^{-1} \text{år}^{-1}$. Der var ingen entydig forskel mellem lerjords- og sandjordsoplandene. Til sammenligning er tabet af fosfor fra naturoplande i samme periode på 0,03-0,14 kg P $\text{ha}^{-1} \text{år}^{-1}$.

Fosforkoncentrationen falder signifikant i 2 vandløb og stiger i et vandløb

Fosforkoncentrationen er faldet signifikant ($p < 0,05$) i 2 vandløb og steget signifikant i et vandløb. Fald i udledninger fra spredt bebyggelse, og i enkelte tilfælde fra punktkilder bidrager til faldet. I et tilfælde stiger fosforkoncentrationen hvilket kan skyldes et stigende diffust fosfortab fra arealerne i oplandet.

Fosfortabet er tidligere blevet undervurderet

Intensive målinger af fosfortransporten i 1998/99 viser, at fosfortabet er ca. 20 % større end det hidtil er opgjort på baggrund af den normale stikprøvetagning i de 5 vandløb.

Stor andel af udvasket kvælstof når ud til vandløb i lerjordsoplande

Kvælstoftransport i det hydrologiske kredsløb i oplandene

På baggrund af måleresultater og beregnede størrelser er opstillet en vurdering af kvælstoftransporten i 3 lerjordsoplande og 2 sandjordsoplande for de 10 hydrologiske år 1989/90 - 1998/1999. I lerjordsoplandene er der en årlig nettotilførsel til markerne (total input med gødninger, N-fiksering og deposition minus output med høstede afgrøder) på ca. 81 kg N ha⁻¹. Udvasningen fra rodzonen er målt til ca. 74 kg N ha⁻¹; af denne udvasning er ca. 35 % nået ud til vandløbene. I sandjordsoplandene er den årlige nettotilførsel til jorden ca. 145 kg N ha⁻¹. Udvasningen fra rodzonen er målt til ca. 138 kg N ha⁻¹; af denne udvasning er ca. 7 % nået ud til vandløbene.

1 Indledning

Regulering af landbrugets næringsstofudledning

Siden midten af 1980'erne er landbrugets næringsstofudledning til vandmiljøet søgt reguleret gennem en række handlingsplaner: NPO-Handlingsplanen fra 1986, Vandmiljøplanen fra 1987, Handlingsplanen for Bæredygtigt Landbrug fra 1991, Opfølgning på Handlingsplanen for Bæredygtigt Landbrug i 1996, og endelig blev Vandmiljøplan II vedtaget i februar 1998.

Vandmiljøplanens reduktionsmål

Den samlede kvælstofudledning fra landbruget var i midten af 1980'erne beregnet til 260.000 t N år⁻¹. Med vedtagelsen af Vandmiljøplanen i 1987 var målsætningen, at landbrugets udledning skulle reduceres med 127.000 t N år⁻¹, svarende til 49 % af den samlede udledning fra landbruget. Der forventedes en reduktion af markbidraget (udvaskning fra rodzonen) på 100.000 t N år⁻¹, mens den øvrige reduktion skulle komme fra gårdbidraget, først og fremmest ved stop af ulovlige udledninger.

Overvågning af landbrugsoplande, grundvand og vandløb

Med vedtagelsen af Vandmiljøplanen blev det samtidig besluttet at igangsætte et overvågningsprogram til at følge op på effekten af de vedtagne tiltag. Således blev Landovervågningsprogrammet iværksat i 1989. Målet med dette program er, at kortlægge udviklingen i landbrugspraksis, at bestemme næringsstofudvaskningen fra rodzonen under de aktuelle forhold mht. landbrugspraksis, og desuden at bestemme næringsstoftransporten til vandløbene og betydningen for grundvandskvaliteten.

I 1998 blev overvågningsprogrammet revideret. For Landovervågningen medførte dette en udvidelse af antal overvågningsoplande med det formål at opnå større repræsentativt af dansk landbrugspraksis. Endvidere blev vedtaget en række nye initiativer, herunder overvågning af miljøfremmede stoffer, til iværksættelse i 1998 og år.

I 1998 blev Landovervågningen udført i 7 små veldefinerede landbrugsoplande (5-15 km²). Udvalget af disse oplande er foretaget med den hensigt at få dækket et bredt spektrum af faktorer som jordbundstype, husdyrhold, ejendomsstørrelse, afgrødefordeling og gødningsforbrug. Sammen med klimaforholdene er disse faktorer bestemmende for størrelsen af næringsstofudvaskningen.

Undersøgelserprogrammet i 1998 består af følgende komponenter:

- Interviewundersøgelse blandt landmændene i oplandene (7 oplande).
- Måleprogram for vandafstrømning og næringsstofkoncentrationer i samtlige dele af vandkredsløbet (5 oplande); stationsnettet består af:
 - Jordvandsstationer
 - Drænstationer
 - Grundvandsstationer (øvre grundvand)
 - Vandløbsstationer.

- Måleprogram for uorganisk sporstoffer, pesticidindhold og andre miljøfremmede stoffer i det øvre grundvand (5 oplande), og for pesticider i dræn og vandløb.

Rapportering

Amterne har foretaget en vurdering af arealanvendelsen samt næringsstofudvaskningen fra de enkelte målestationer og pesticidfund i det øvre grundvand. I denne rapport er foretaget en overordnet sammenstilling af resultater fra de 7 oplande. Opgørelser over gødningspraksis og arealanvendelse er sammenlignet med de forrige års resultater. Næringsstofudvaskningen fra rodzonen på stationsmarkerne, kvaliteten af det øvre grundvand i oplandene samt næringsstofafstrømningen til vandløbene beskrives. Desuden er der for hvert opland foretaget en modelberegning af den samlede udvaskning. Til slut i rapporten sammenkobles hovedresultaterne til en beskrivelse af næringsstofcirkulationen i landbrugsøkosystemer, og udviklingen i landbrugets næringsstofbelastning af vandområderne vurderes. Rapporten beskriver endvidere pesticidanvendelsen i oplandene samt resultater vedrørende pesticidfund i det øvre grundvand.

Afsnittene, der beskriver de enkelte delelementer, kan læses særskilt og afsluttes med en sammenfatning. Disse sammenfatninger er yderligere samlet til et fælles resume først i rapporten.

Baggrundsmateriale, herunder beskrivelse af oplandene og undersøgelsesprogrammet, samt oversigt over Vandmiljøhandlingsplaner er vedlagt som appendiks 1 - 3.

Rapportens udarbejdelse

Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Vandløbsøkologi er ansvarlig for rodzone- og vandløbsprogrammet, mens Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse er ansvarlig for grundvandsprogrammet. Rapporten er koordineret af Danmarks Miljøundersøgelser.

Resultater fra Landovervågningen er anvendt til modelopsætning og skal anvendes til evaluering af Vandmiljøplan II

Resultater fra Landovervågningen er anvendt til udarbejdelse af en forbedret udvaskningsmodel, Simmelsgaard III (*Simmelsgaard et al., 2000*).

Resultaterne er endvidere anvendt i den faglige vurdering, der ligger til grund for Vandmiljøplan II. Resultater fra programmet vil ligeledes skulle indgå i den evaluering af Vandmiljøplan II, som skal finde sted i 1999/2000 og 2002/2003.

2 Nedbørs- og temperaturforhold i oplandene

De klimatiske forhold, der har været gældende i undersøgelsesperioden, er væsentlige at kende, fordi de har stor indflydelse på udvaskningen af især kvælstof som nitrat. Kvælstof udvaskes især når der er et overskud af nitrat i jordvandet og der er en nedadgående vandbevægelse. Begge dele påvirkes af vejret. Plantevæksten er afhængig af både temperatur og nedbør. Er begge forhold optimale, har planterne den største kvælstofoptagelse og der efterlades mindre i jorden til potentiel udvaskning. Temperaturen i vintermånederne er betydende for mineraliseringen i jorden. Det vil sige, at jo højere vintertemperatur des større mængde kvælstof frigives til potentiel udvaskning. Nedbørsmængden er bestemmende for vandbevægelsen i jorden og dermed afgørende for den aktuelle udvaskning.

Temperatur

Generelt har overvågningsperioden været præget af år med gennemsnitstemperaturer over normalt (figur 2.1). Dette gælder også for både 1997, 1998 og 1999 som lå henholdsvis 0,8 °C, 0,4 °C og 1,1 °C over normalt. Vintermånederne 1998/1999 var som helhed noget mildere end normalt. Marts og april var også meget milde, hhv. 1,5 °C og 1,9 °C over normalen. Juni måned var en smule køligere end gennemsnittet. Sensommeren var noget varmere end normalt og toppede med september måned som blev den varmeste der er registreret; 16,2 °C mod en normal temperatur på 12,7 °C. Samlet set havde vækståret 1998/1999 temperaturer der lå en smule over gennemsnittet (DMI, 1999).

Nedbør

Nye nedbørskorrekationer fra 1998

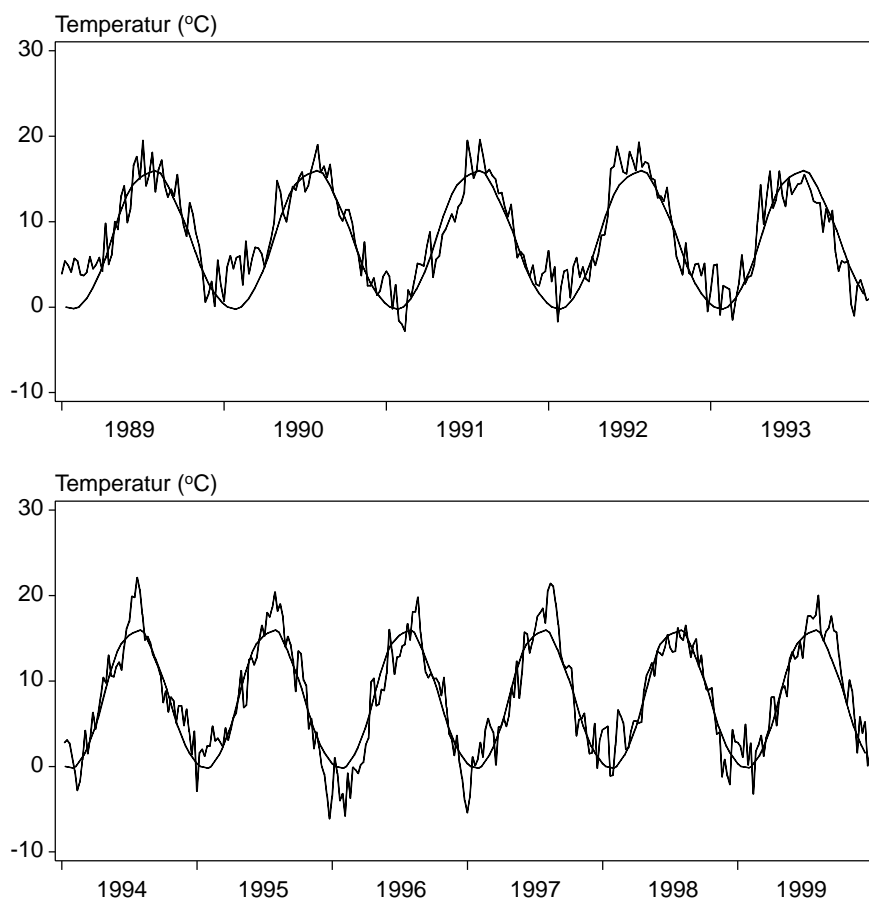
I slutningen af 1998 udsendte Danmarks Meteorologiske Institut (DMI, 1998) nye standardværdier af nedbørskorrekationer. Som års gennemsnit er korrektionsfaktoren blevet 5 % større. Dette skyldes primært en ny model til beregning af korrektionsfaktoren for de målte værdier af fast og blandet nedbør (sne og slud). Dette betyder at langt den største del af ændringerne i korrektionen ligger i vintermånederne, som også har den største afstrømning. Derfor får det stor betydning for beregning af udvaskningen. Alle nedbørstal der figurerer i denne rapport er korrigerede med de nye standardværdier.

Nedbørsforhold i 1998 og 1999

Efter en periode med nedbørsfattige år fulgte 1998 som var det næstvådeste år siden 1874. 1999 blev det vådeste siden 1874. Vinteren 1998/1999 var meget nedbørsrig; flere steder er observeret så fugtige jordbundsforhold, at de nysåede afgrøder gik ud. Marts fik næsten dobbelt så meget nedbør som normalt, mens april og maj nedbørmæssigt lå tæt på det normale for månederne. Det våde vejr vendte tilbage i juni og fortsatte til begyndelsen af juli. Resten af juli og ind i august fortsatte det tørre vejr. Det blev efterfulgt af en del nedbør, således at det samlede resultat for august blev en måned med 20 mm mere nedbør end normalt. Størstedelen af september var tør, men i slutningen af september og i starten af oktober kom der meget ned-

bør, således at september og oktober sammenlagt blev en smule mere nedbørsrige end normalt.

Figur 2.1 Middeltemperaturen for landet, beregnet på ugebasis for 1989-1999. Normalkurven repræsenterer månedsgennemsnit af perioden 1961-1990.



Som det fremgår af tabel 2.1 er nedbøren ikke jævnt fordelt i landet. Sønderjylland og Midt- og Vestjylland får normalt mere nedbør end landet som helhed og især Storstrøm får ofte mindre end landsgennemsnittet. Det er derfor vigtigt at kende den aktuelle nedbørsmængde i landovervågningsoplandene, når fx næringsstofudvaskningen skal beregnes.

Beregning af vandafstrømning fra rodzonen

Korrigerede nedbørsdata anvendes til beregning af vandafstrømning fra rodzonen, og dermed til opgørelse af næringsstofudvaskningen (kapitel 5).

Ved opgørelse af udviklingstendenser for næringsstofudvaskning er det naturligvis vigtigt, at der er konsistens i data; således må hele materialet regnes igennem med enten gamle eller nye korrektionsfaktorer. Modelberegnete kvælstofudvaskninger anvendes i denne rapport til beskrivelse af udviklingen (kapitel 6). Til dette formål er anvendt nye korrektionsfaktorer for hele perioden 1961-1990.

Table 2.1 Årsnedbør (korrigeret til jordoverfladen, nye korrektionsværdier) på hydrologiske år (1.6-31.5) for 1990-1999 for oplandene samt gennemsnit for perioden.

LOOP	Nedbør, mm									
	Gnm. 1990-99	90/91	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96	96/97	97/98	98/99
1. Storstrøm	712	825	679	581	998	863	423	568	700	773
4. Fyn	855	894	828	765	1146	1153	411	736	829	932
3. Vejle/Århus	913	980	849	835	1176	1213	505	782	850	1025
7. Vestsjælland	654	715	639	527	853	782	351	457	697	869
2. Nordjylland	778	742	700	580	803	988	518	741	864	1065
5. Ringkøbing/Viborg	844	967	958	880	958	1191	508	49	950	1137
6. Sønderjylland	1002	1029	893	903	1159	1303	523	822	1060	1325

[Tom side]

3 Gødnings- og pesticidforbrug i hele landet

Jord og vandmiljø

Gødningsforbruget i landbruget følger ændringer i afgrødesammensætningen, udvikling i antal og sammensætning af husdyr, priser på gødning og høstede produkter samt ændringer i landbrugets anbefalinger og teknologi til gødningshåndtering.

I dette kapitel beskrives udviklingen i forbruget af kvælstof- og fosforgødning samt forbruget af pesticider på landsplan. 1) Kvælstofforbruget beskrives først via udviklingen i landbrugets forbrug af kvælstofgødning set i forhold til afgrødernes normer. Denne udvikling belyser, hvorvidt administrative tiltag og øget rådgivning har ændret gødskningspraksis i landbruget. Dernæst beskrives en markbalance opgjort som det totale kvælstofinput set i forhold til den kvælstofmængde, der fjernes med de høstede afgrøder. Denne opgørelse belyser udviklingen i tabspotentialet af kvælstof fra de dyrkede arealer. Sidste afsnit vedrørende kvælstof omhandler udviklingen i husdyrtætheden set i forhold til gældende regler for harmonikrav til husdyrbrug. 2) Fosforforbruget beskrives via udviklingen i forbrug af fosforgødning set i forhold til, hvad der fjernes med afgrøderne. 3) Pesticidforbruget beskrives via udviklingen i forbruget opgjort dels som den solgte mængde aktivstof og dels som behandlingshyppighed.

3.1 Anvendte bekendtgørelser og opgørelsesmetoder

Grundlag for gødskningsplanlægning

Fra driftsåret 1993/94 blev der indført nye regler for gødningsplanlægning. Med disse regler blev indført definerede kvælstofnormer for de enkelte afgrøder, kvælstofnormerne justeres hvert år efter indstilling fra Danmarks JordbrugsForskning. Hver bedrift får således på baggrund af afgrøderne, jordtype og klimaområde en vis kvælstofkvote til rådighed, som frit kan fordeles på de enkelte marker. Kvælstofnormerne kan udbyttekorrigeres, hvis et forøget udbytte kan dokumenteres. For korn og forårssæede afgrøder skal der endvidere korrigeres for den årlige kvælstofprognose. Desuden stilles der et minimumskrav til udnyttelsen af kvælstof i husdyrgødningen. Kravet er afhængig af hvilken type gødning der er tale om. Fra driftsåret 1994/95 skal N-behovene i gennemsnit for bedriften endvidere reduceres med 10 % af den kvælstofmængde, der blev givet med husdyrgødning det foregående driftsår (eftervirkning). Dette krav er øget til 15 % for dybstrøelse fra driftsåret 96/97. Fra gødningsåret 1998/99 startede implementeringen af VMPII tiltagene: 10 % normreduktion, 6 pct.-ordningen for efterafgrøder samt skærpede harmonikrav.

Bekendtgørelser

Lovgrundlaget for ovennævnte regler for før 1999 er refereret i *Grant et al., (1999)*. Lovgrundlaget for 1999 vedrørende implementeringen af 10 % normreduktion samt 6 pct. ordningen for efterafgrøder er beskrevet i Bekendtgørelse nr. 523 af 8. juli 1998 samt i ændringsbekendtgørelserne nr. 736 af 12. oktober 1998 og nr. 259 af 3. maj 1999

og vedrører jordbrugets anvendelse af gødning og om plantedække. Disse bekendtgørelser skal ses i sammenhæng med "Lov om landbrugets anvendelse af gødning og om plantedække" nr. 472 af 1. juli 1998. Reglerne for kvælstofprognosen beskrives i Bekendtgørelse fra Plantedirektoratet nr. 159 af 22. marts 1999. Reglerne vedrørende husdyrhold og dyreenheder er beskrevet i bekendtgørelser fra Miljøstyrelsen nr. 906 af 14. oktober 1996 og nr. 877 af 10. december 1998 om erhvervsmæssig dyrehold, husdyrgødning, ensilage m.v.

Ovennævnte administrative tiltag vil i dette afsnit blive beskrevet i forhold til landbrugspraksis i hele landet.

Opgørelsesmetoder

Det dyrkede areal for perioden 1985 - 1995 omfatter bedrifter over 5 ha samt små bedrifter fra 0,5 til 5 ha. Selve afgrødefordelingen er baseret på Danmarks Statistiks opgørelse for det dyrkede areal tilføjet arealfordelingen for de ca. 23.000 ha, som udgøres af de små brug. Fra 1996 ændres opgørelsen af det dyrkede areal til alene at omfatte bedrifter over 5 ha.

Udskilt kvælstof og fosfor i husdyrgødning af dyr i perioden 1994-1996 er beregnet af *Danmarks Statistik, 1997* ud fra de gældende normer for husdyrgødningsproduktion og næringsstofindhold i husdyrgødning (*Laursen, 1994*). I 1997 blev normen for udskilte næringsstoffer i husdyrgødning revurderet, bl.a. p.g.a en forbedret fodringspraksis (*Poulsen og Kristensen, 1997*). Efter disse normer er kvælstofindholdet i husdyrgødningen (af dyr) reduceret med 10,5 %, mens normen for fosforindholdet er steget med 9 %. I opgørelsen af gødningsforbruget for hele landet er tallene beregnet af Danmarks Statistik efter (*Laursen, 1994*), men DMU har korrigeret disse tal så de svarer til husdyrgødningsmængderne af lager for de nye normer fra 1997.

Afgrødernes kvælstofnormer er opgjort efter metode af *Hansen (1990a)* for perioden 1985-95. I 1994 trådte der en ny bekendtgørelse vedrørende kvælstofgødsning i kraft. Miljøstyrelsen har i samarbejde med DMU, Danmarks JordbrugsForskning (DJF) og Landbrugets Rådgivnings-tjeneste udarbejdet en metode til beregning af det landsdækkende kvælstofbehov, i henhold hertil (*Miljøstyrelsen, 1996*). Kvælstofbehovet er derfor opgjort efter sidstnævnte metode for årene 1994 til 1999. For 1999 blev normreduktionen implementeret. Det landsdækkende optimale behov er opgjort af Landbrugs Rådgivningscenter for hele det dyrkede areal. DMU har korrigeret dette tal til at gælde for det dyrkede areal med bedrifter over 5 ha. Desuden er det optimale behovet reduceret i forhold til proceduren for normreduktionen.

Forbruget af industriaffald og slam fra rensningsanlæg i landbruget har været stigende fra 1990'erne op til 1997. Fra 1997 er der observeret et lille fald i den samlede mængde slam tilført landbrugsjorden. Det skyldes bl.a. at en række virksomheder har specialiseret sig i at genanvende den uorganiske del af slammet (*Miljøstyrelsen, 1994, 1995, 2000*). Samtidig er man fra 1997 begyndt at registrere det slam der går til langtidslager (mineraliseringsanlæg) som et selvstændigt bidrag, denne del blev tidligere indregnet i slam tilført landbrugsjorden. De tidlige opgørelser af kvælstof- og fosforindholdet i industriaffald og slam er, bl.a. på grund af en mindre prøvetagningsfrekvens,

samt manglende data, baseret på skøn. Fra og med 1995 antages analyserne for kvælstof og fosfor at være repræsentative for både slam og industri affald (*Miljøstyrelsen, 1997*). Fra 1996 blev registrering af affald opdelt i to indberetningsskemaer: Industriaffald og Slam fra renseanlæg med en kapacitet større end 30 PE. Industriaffald og slam er for før 1996 opgivet som selvstændige tal, hvor noter fra miljøstyrelsen med skøn over den procentuelle fordeling har været tilgængelige. Det plantetilgængelige indhold af kvælstof i industriaffald og slam er skønnet ud fra tal fastsat af Plantedirektoratets "Vejledning og skemaer 1996/97-1999/2000", sammenholdt med Miljøstyrelsens rapporter; "Jordbrugsmæssig Anvendelse af Affaldsprodukter fra Industrien 1996 og 1997". Forbruget af slam og industriaffald for 1999 er endnu ikke opgjort. Derfor sættes forbruget til det samme som i 1998.

3.2 Forbrug af kvælstofgødning for hele landet

N forbrug og behov i 1999

Handelsgødningsforbruget er faldet med 20.000 tons N fra 1998 til 1999, hvilket fremgår af tabel 3.1. Antallet af husdyr-dyreenheder er faldet med knap 4 %, mens udbragt husdyrgødning er faldet med 2 %. Afgrødernes samlede kvælstofnorm er faldet med 30.000 tons N fra 1998 til 1999, hvilket hovedsagelig skal tilskrives implementeringen af normreduktionen på 10 %. Desuden medførte kvælstofprognosen et tillæg på 9 mio. kg N i 1999 mod ingen korrektion i 1998. Herved udgjorde faldet i den landsdækkende kvælstofnorm til afgrøderne korrigeret for kvælstofprognosen 39.000 tons N. Fra gødningsåret 1998/99 blev reglerne ændret, således at gødning afsat under afgræsning skulle indgå i beregningen af udnyttelse af husdyrgødning og normerne ændres så der kun opereres med én norm til græs (sletgræs). Herved er kvælstofnormen på landsplan i 1999 øget med 10-15.000 tons N. Den indregnede eftervirkning af husdyrgødning var derfor lidt højere i 1999 på 20,9 mio. kg N mod 18,2 mio. kg N i 1998. Det samlede gødningsforbrug i effektiv N var i 1999 25.000 tons lavere end i 1998 (tabel 3.1).

Udvikling i kvælstofforbrug 1985 - 1999

På landsplan er den samlede tilførsel af handelsgødning faldet med 135 mio. kg N fra 1985 til 1999. Mængden af kvælstof i husdyrgødning faldt med 16 mio. kg N i samme periode. Det samlede fald i kvælstoftilførsel (handelsgødning og husdyrgødning uden udbinding) til de dyrkede arealer udgør 151 mio. kg N svarende til et fald på 25 %. I samme periode faldt afgrødernes kvælstofnorm med 66 mio. kg N.

Handelsgødning udgjorde i 1999 75 % af afgrødernes normer

Handelsgødningens andel af afgrødernes kvælstofnorm var størst i 1985, hvor 96 % af afgrødernes kvælstofnorm blev dækket af handelsgødning og næsten alt kvælstof i husdyrgødningen var i overskud. Dette forhold er ændret gradvist frem til nu, hvor handelsgødningen udgør omkring 75 % af afgrødernes kvælstofnormer (bilag 3.1).

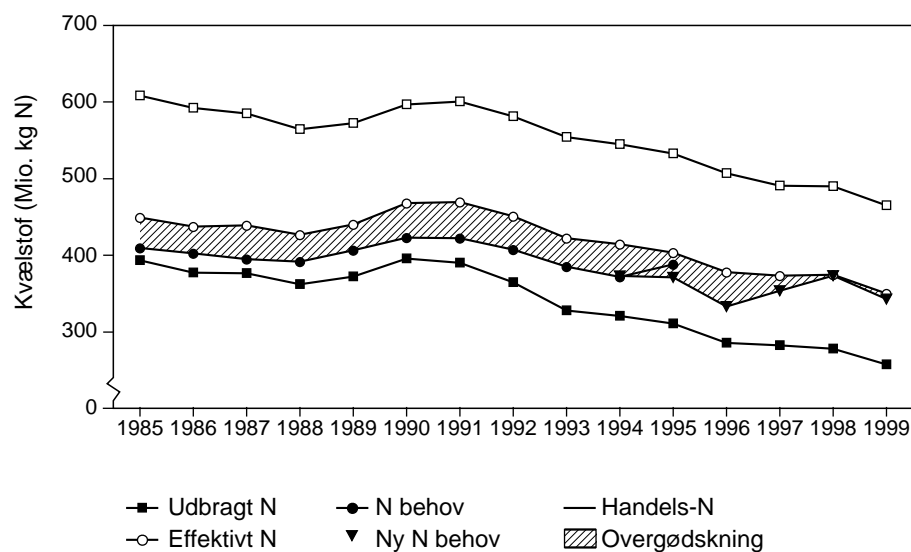
Tabel 3.1 Gødningsforbrug, dyreenheder og anbefalet kvælstofbehov for hele landet i 1985, 1996, 1997, 1998 og 1999 (sammendrag af bilag 3.1 og 3.2).

	1985	1996	1997	1998	1999
Handelsgødningskvælstof i mio. kg N	392	285	282	277	257
Udbragt husdyrgødningskvælstof i mio. kg N	214	212	200	202	198
Effektiv gødning i mio. kg N	448	377	372	374	349
Afgrøderne norm i mio. kg N ²⁾	408	332	353	372	342
DE i 1000	2507	2394	2396	2442	2349
Total kvælstofinput ¹⁾	744	627	604	608	572

¹⁾ Kvælstofinput består af kvælstof i handelsgødning og husdyrgødning, slam, industriaffald, kvælstoffiksering og kvælstofdeposition.

²⁾ For 1985 er afgrødernes kvælstofnormer opgjort efter Hansen (1990a). For 1995-1999 er kvælstofnormen opgjort efter Plantedirektoratets regler (Miljøstyrelsen, 1996).

Figur 3.1 Udviklingen i total og effektivt tildelt kvælstof, afgrødernes kvælstofnorm og handelsgødningskvælstof for hele landet i perioden 1985 til 1998. (Der er indregnet 2 % stigning i nyttevirkningen af husdyrgødningskvælstof pr. år fra 1985 til 1993; fra 1994-1996 er nyttevirkningen fastholdt på 42 %, mens den steg til 44 % i 1997 og 46 % i 1998 og faldt til 45 % i 1999.



Overgødsning i forhold til lovgivningen

Den kvælstofmængde, der er tilgængelig for afgrøderne angives som effektiv N og består dels af kvælstof fra handelsgødningen, dels af det kvælstof i husdyrgødningen, der kan udnyttes af planterne samt af det anslåede indhold af kvælstof i industriaffald og spildevandsslam, der kan udnyttes af planterne. I opgørelsen af effektiv N er nyttevirkningsprocenten, dvs. den procentdel af husdyrgødningen som er tilgængelig for planterne, beregnet ud fra udbragt husdyrgødning uden udbinding. Det bedste skøn over den gennemsnitlige nyttevirkning af husdyrgødningen blev for 1985 fastsat til 26 %, og det er antaget at nyttevirkningen herefter er øget med 2 % om året frem til 1993. Til underbyggelse af disse skøn fandt Hansen (1990b) i en opgørelse for syv landbrugsdominerede oplande, at nyttevirkningen var henholdsvis 28 % og 30 % i 1984 og 1987. Den gennemsnitlige nyttevirkning blev på basis af ovennævnte fastsat til 42 % i 1993. På baggrund af opgørelserne i Landovervågningen (bilag 4.1) er der ikke basis for at antage, at nyttevirkningen er steget i perioden 1994-1996, mens nyttevirkningen er steget til 44 % i 1997, 46 % i 1998 og faldet lidt i 1999 til 45%. Faldet fra 1998 til 1999 skyldes primært at dybstrøelse udgør en større andel af husdyrgødningen.

Den totale udbragte kvælstofmængde, den effektive kvælstofmængde, afgrødernes kvælstofnorm og kvælstof i handelsgødning vises i figur 3.1. Overgødsningen vises ved det skraverede felt som forskellen mellem tilført effektiv kvælstof og afgrødernes norm. Over-

gødskningen svinger mellem 1 og 45 mio. kg N i hele perioden med en tendens til generelt at nærme sig nul midt i 1990'erne. Selvom der på landsplan er en meget lille overgødskning, kan der alligevel forekomme over- og/eller undergødskning på markniveau, se kapitel 4.

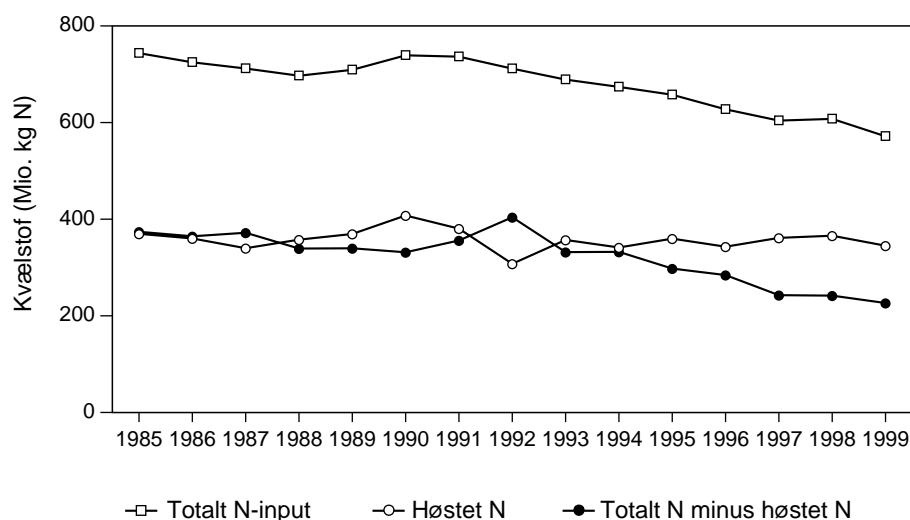
I opgørelsen af afgrødernes kvælstofnorm for hele landet er der indregnet et areal med brødhvedesorter på 275.000 ha i 1999 (L. Knudsen, 2000, pers. medd.). Dette areal er lavt i forhold til salgsstatistikken for forseglede hvedsorter, som antyder at arealet i 1999 var 390.000 ha (Grant et al., 2000).

Markbalance for det totale kvælstofinput og høstet kvælstof fra det dyrkede areal

Udviklingen i det totale kvælstofinput i forhold til det høstede kvælstof er vist i figur 3.2. Det totale input af kvælstof kommer fra handelsgødningsforbruget, forbruget af slam, industriaffald, kvælstof-fixeringen, depositionen og kvælstof udskilt fra husdyrerne fratrukket ammoniakfordampningen fra stald og lager. Kvælstofoverskuddet er reduceret fra 374 mio. kg N i 1985 til 227 mio. kg N i 1999. Set over hele perioden udgør reduktionen 37 % (beregnet ved lineær regression). Kvælstofoverskuddet svarer til tabspotentialet. Tab af kvælstof kan ske ved kvælstofudvaskning fra rodzonen, ændringer i jordens organiske puljer, denitrifikation og ammoniakfordampningen ved udbringning af husdyrgødningen.

Markbalance for kvælstof opgjort for hele landet

Figur 3.2 Udviklingen i tildelt kvælstof og høstet kvælstof for hele landet i perioden 1985 til 1999.



Nettotilførsel pr arealenhed dyrket jord i Danmark

En opgørelse af kvælstofbalancerne pr. arealenhed det dyrkede areal findes i bilag 3.1. Det fremgår, at nettotilførsel af kvælstof til det dyrkede areal er faldet fra 132 til 87 kg N ha⁻¹ fra 1985 til 1999. Gennem perioden har der været nogen udsving i nettotilførslen, men generelt har kvælstofinput været faldende siden 1992, mens udbyttet har været stabilt i samme periode, på nær år med megen tørke. Dermed er der en klar faldende tendens i kvælstofoverskuddet. Set over hele perioden udgør faldet i nettotilførsel af kvælstof pr arealenhed dyrkningsjord 33 % (beregnet ved lineær regression).

Tabel 3.2 Kvælstofbalance opgjort pr. arealenhed landbrugsjord i Danmark, 1985, 1995, 1996, 1997, 1998 og 1999 (udledt af bilag 3.1 og 3.2).

		1985	1995	1996	1997	1998	1999
Handelsgødning,	kg N ha ⁻¹	138	114	105	105	104	97
Udbr. husdyrgødning,	kg N ha ⁻¹	92	93	94	85	86	85
Slam	kg N ha ⁻¹	-	2	2	2	2	2
Industriaffald	kg N ha ⁻¹	-	2	2	2	2	2
Total input,	kg N ha ⁻¹	262	241	231	224	227	216
Høstet kvælstof,	kg N ha ⁻¹	131	132	126	134	137	131
Tilført - høstet kvælstof,	kg N ha ⁻¹	132	109	105	90	90	86

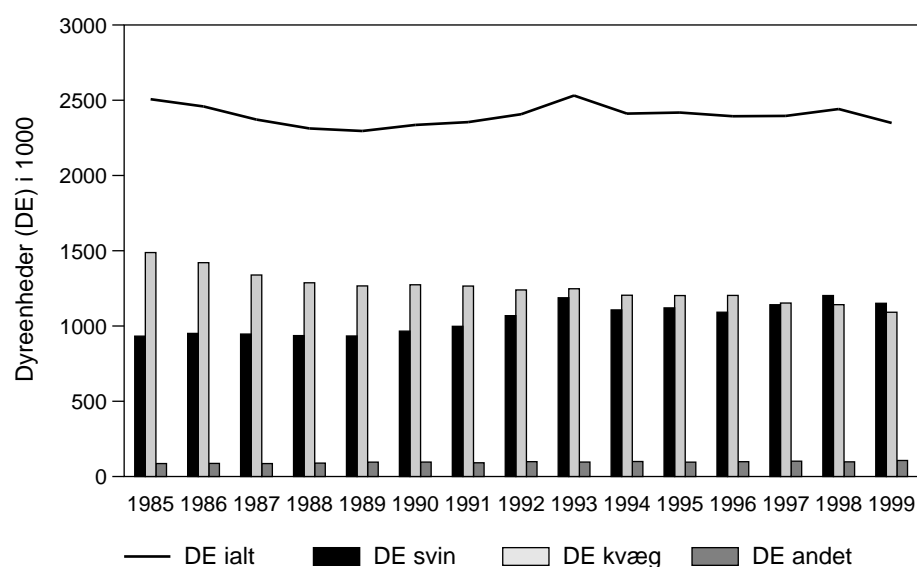
Husdyrtæthed og harmonikrav

Husdyrtætheden i 1999

Antallet af dyreenheder på landsplan er faldet med 4% fra 1998 til 1999. Dermed bliver den gennemsnitlige husdyrtæthed i 1999 på 0,95 DE ha⁻¹ opgjort for det dyrkede areal med en gødningsnorm. Det vil sige, hele det dyrkede areal fratrukket brakarealet .

Det totale antal dyreenheder (DE) har været nogenlunde stabilt i perioden siden 1985. Fordelingen af dyreenhederne mellem svin, kvæg og andet er derimod ændret markant gennem perioden. I 1985 udgjorde kvæg knap 60 % af dyreenhederne, men kvæg og svin har nærmet sig hinanden og har i perioden 1993-97 udgjort nogenlunde det samme antal dyreenheder. I 1998 er andelen af svine-dyreenheder for første gang større end kvæg andelen. Denne tendens fortsætter i 1999 (figur 3.3).

Figur 3.3 Udvikling i dyreenheder (DE) i 1000 for hele landet i perioden 1985 til 1999.



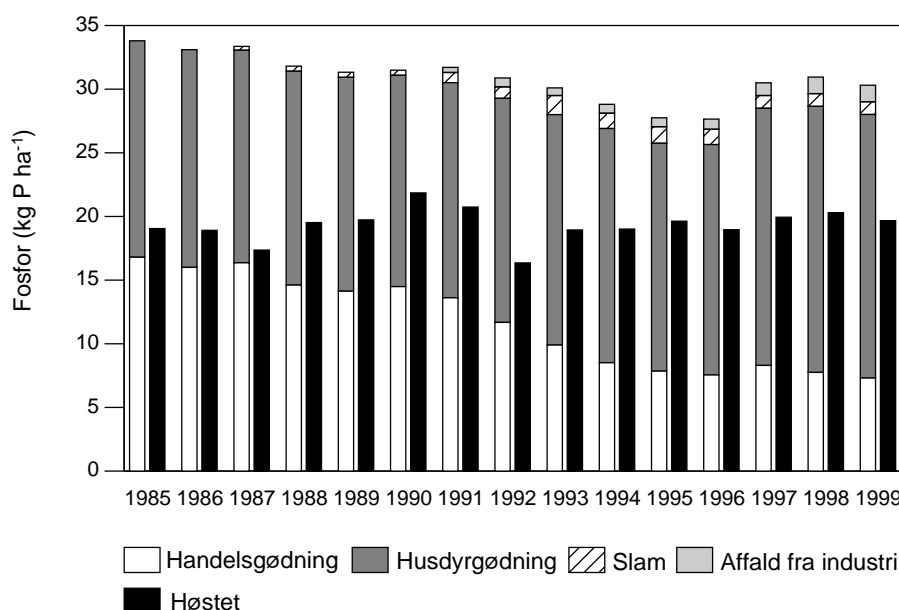
Der er stor spredning i antallet af husdyr i forhold til arealtilliggen-det. På brug med mere end 2,0 DE ha⁻¹ produceres således 38 % af husdyrgødningen, disse bedrifter har et areal, der svarer til 14 % af husdyrbrugenes samlede dyrkede areal. Brug med 2,5 DE ha⁻¹ producerer 25 % af husdyrgødningen. Disse bedrifter har et areal, der svarer til 7 % af det dyrkede areal, som hører under husdyrbrug (*Danmarks Statistik, 2000*). Hvis denne husdyrgødning skulle udbringes på disse bedrifters areal ville gennemsnitstildelingen blive 394 kg N ha⁻¹, når der regnes med 100 kg N DE⁻¹. Krav om overførsel af husdyrgødning til andre bedrifter skal således sikre, at disse meget store

husdyrgødningsmængder spredes på arealer, hvor der ikke i forvejen overgødes.

3.3 Forbrug af fosforgødning for hele landet

I dette afsnit er foretaget en opgørelse af forbrug af fosforgødning samt høstet fosfor pr. arealenhed landbrugsjord (figur 3.4). I bilag 3.3 og 3.4 er opgørelsen vist dels totalt for hele landet, dels pr. arealenhed dyrket jord.

Figur 3.4 Udviklingen i tilført fosfor med handelsgødning, husdyrgødning og slam til det dyrkede areal og høstet fosfor for perioden 1985 til 1999.



Forbrug og fraførsel pr arealenhed landbrugsjord i Danmark

Tilførsel af fosfor med handelsgødning faldt fra 16,8 kg ha⁻¹ i 1985 og til 7,3 kg ha⁻¹ i 1999, hvilket betyder godt en halvering af forbruget i nævnte periode. Med hensyn til udskilt fosfor i husdyrgødning er der en stigning fra ca. 17,0 kg ha⁻¹ i 1985 til 20,7 kg ha⁻¹ i 1999. En del af denne stigning skyldes revurdering af husdyrgødningsnormerne i 1997. Her blev fosfornormerne opjusteret, idet disse tidligere havde været undervurderet. Fosfor i husdyrgødning udgør i dag således den største andel, ca. 68 % af det totale forbrug. Fosfor fjernet med afgrøderne har varieret mellem ca. 17 og 22 kg ha⁻¹ i perioden afhængig af udbytterne de enkelte år. Der har således været et overskud af fosfor tilførsel gennem hele perioden, dette er dog mindsket betydeligt fra ca. 15 kg ha⁻¹ i 1985 til knap 11 kg ha⁻¹ i 1999. Nedgangen i fosforoverskud må dog antages reelt at være større end tallene angiver, idet fosfornormerne i husdyrgødning har været undervurderet i årene frem til 1996.

Overskud og jordens fosforstatus

Overskud af tilført fosfor bindes til jorden, mens kun en mindre del udvaskes til vandmiljøet. Den konstante nettotilførsel har medført, at indholdet af lettilgængeligt fosfor i de danske jorde er steget.

3.4 Pesticidanvendelse på landsplan

Pesticidhandlingsplan II, reduktionsmål for 2002: Behandlingshyppigheden < 2,0

I 1987 vedtog Folketinget en handlingsplan til nedsættelse af pesticidforbruget i Danmark. Målet var en 50 % reduktion af pesticidforbruget inden 1. januar 1997. Gennemsnitsforbruget i perioden 1981-85 anvendes som udgangspunkt. Med Pesticidhandlingsplan II har man yderligere sat et reduktionsmål for 2002 hvor behandlingshyppigheden (beregnet efter gammel metode) skal være faldet til under 2,0. Beregninger baseret på afgrøde- og pesticidpriser fra 1995/96 har vist, at den nuværende behandlingshyppighed kan nedsættes til mellem 1,4 og 1,7 inden for 5-10 år uden væsentlige drifts- og samfundsøkonomiske tab (Miljø- og Energiministeriet, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, 2000)

Opgørelsen af pesticidforbruget kan ske på flere måder. Den mest simple er registrering af den solgte mængde aktivstof. Denne metode er meget unuanceret, idet der ikke tages hensyn til, at der udvikles nye midler med mindre mængde aktivstof.

Behandlingshyppighed på landsplan

Behandlingshyppigheden er et lidt mere sigende udtryk for pesticidforbruget, idet behandlingshyppigheden angiver det antal gange, det dyrkede areal kunne have været behandlet, hvis den godkendte dosis for hvert middel var blevet anvendt. Behandlingshyppigheden udregnes på baggrund af den solgte mængde aktivstof (eller det solgte produkt), det dyrkede areal og den godkendte dosis.

Behandlingshyppigheden er indtil 1997 opgjort således, at hvert produkt havde en standarddosis i hver relevant afgrøde. Fra 1997 har hvert aktivstof en standarddosis i hver relevant afgrøde. Den nye beregningsmetode giver behandlingshyppigheder der er ca. 5-6 % større end den gamle for herbicider, fungicider og insekticider, mens der ingen ændring er for vækstoffremmere. Fra 1998 er man desuden begyndt at fratække de økologisk dyrkede arealer fra det beregningsmæssige samlede areal. Dette gælder for både den gamle og den nye beregningsmetode. De økologiske arealer fratrækkes først når de er registrerede som økologiske. Årene hvor driften omlægges er ikke fratrukket.

Ny Beh.hyp. = ((solgt aktivstof x dyrket areal)/godkendt dosis)/dyrket areal

Gl. Beh.hyp. = ((solgt produkt x dyrket areal)/godkendt dosis)/dyrket areal

Alle behandlingshyppigheder er beregnet efter gammel beregningsmetode

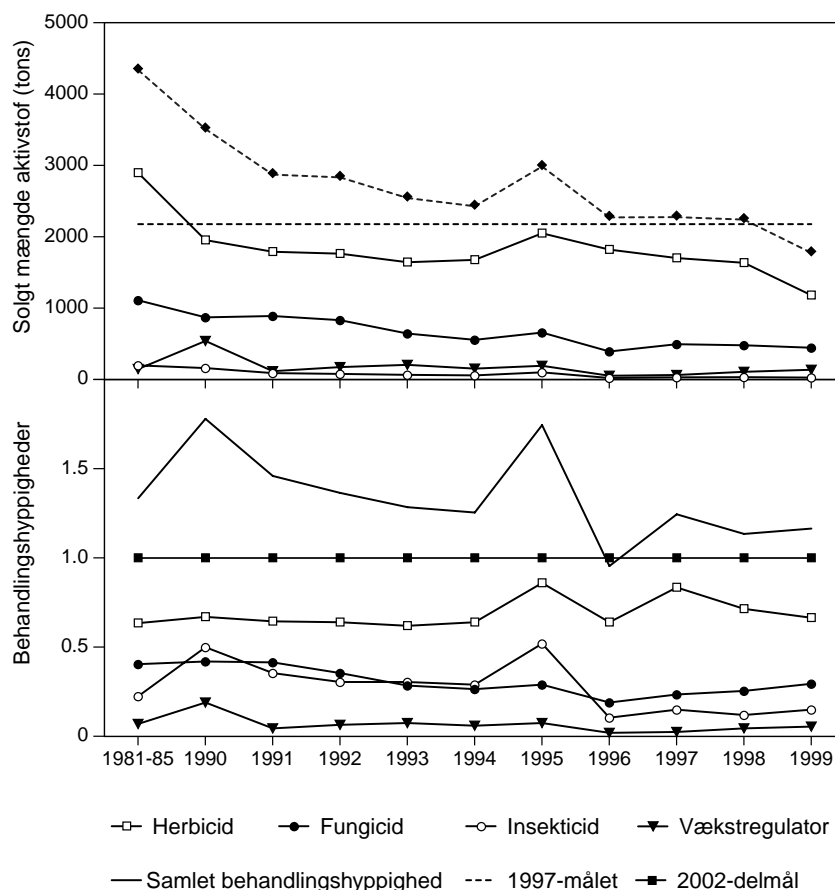
Det skal bemærkes, at alle behandlingshyppigheder er beregnet efter den gamle beregningsmetode. Baggrunden for dette er muligheden for at sammenligne tal fra årene før 1997 hvor tallene kun foreligger beregnet efter den gamle beregningsmetode. Desuden vil evalueringen af hvorvidt målsætningen i Pesticidhandlingsplan II er opfyldt, ske med udgangspunkt i behandlingshyppigheder beregnet efter den gamle metode (*Miljøstyrelsen, 2000*).

Reduktionsmålet var ikke nået pr. 1. januar 1997

Ønsket om 50 % reduktion i forbruget gælder både mængden af aktivstof og behandlingshyppighed. Når der måles i mængde aktivstof er målet nået for alle pesticidgrupper, undtagen herbicider, som manglede 13 % i at nå det ønskede reduktionsmål pr. 1. januar 1997. Når behandlingshyppigheden benyttes som måleenhed, havde ingen af pesticidgrupperne nået reduktionsmålet. Det samlede fald i be-

handlingshyppighed var kun på 28 %, hvilket er langt fra opfylder målet, se figur 3.5. Reduktionsmålet er en behandlingshyppighed på under 2,0 inden udgangen af år 2002 (*Miljøstyrelsen, 2000*). Ved slutningen af 1999 var behandlingshyppigheden 2,33, dvs. at der skal ske et fald på 14 % inden for de næste to år for at nå reduktionsmålet. Fra 1998 til 1999 steg behandlingshyppigheden med 2,6 %, Det skyldes fungicider, insekticider og vækstregulatorere som steg hhv. 16 %, 25 % og 22%. Herbicider som udgør ca. 60 % af de samlede pesticider var faldet med 7 %.

Figur 3.5 Udviklingen i mængde aktivstof, solgt og behandlingshyppigheder, fra 1990-99. Udgangspunktet for reduktionen er et gennemsnit af 1981-85



Afgrødekorrigeret behandlingshyppighed

Afgrødesammensætningen det pågældende år har betydning for behandlingshyppigheden, f.eks. behandles vinterafgrøder traditionelt mere end vårafgrøder. Andelen af netop vinterafgrøder er steget de seneste år. Man kan i en teoretisk beregning forsøge at tage højde for den ændrede afgrødesammensætning. Når den sættes i forhold til den faktiske behandlingshyppighed i 1999, finder man et fald i behandlingshyppigheden på 26 % i forhold til referenceperioden (*Danmarks Statistik, 1998*).

1999 i forhold til reduktionsmålet for aktive stoffer

I 1999 blev der solgt 745 tons mindre aktivstof end i 1998 svarende til knap 21 % (figur 3.5). Dermed er det samlede pesticidesalg faldet til under reduktionsmålet for 1997.

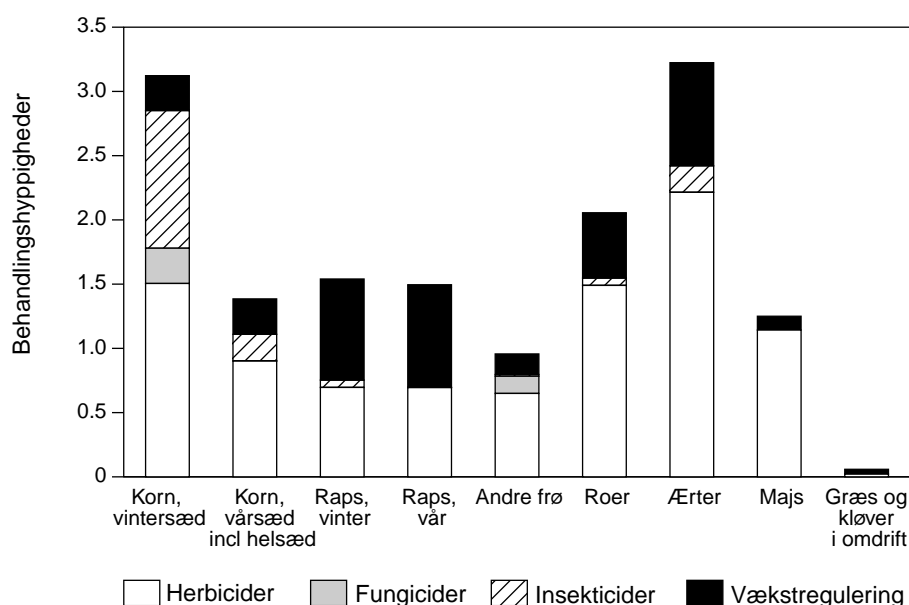
Behandlingshyppigheden i 1999

Hvis man ser på behandlingshyppigheden er forholdet anderledes. Den samlede behandlingshyppighed er steget med 2,6 % i forhold til 1998, og kun faldet med 13 % i forhold til referenceperioden. Dette skal dog ses i lyset af at arealet med vinterafgrøder i 1999 var dobbelt så stort som i referenceperioden. Som samlet er behandlingshypp-

pigheden for pesticiderne langt fra reduktionsmålet på 2,0 for år 2002. Herbiciderne vejer tungt i regnskabet, trods et fald på 7 % i forhold til 1998 er forbruget i 1999 5 % højere end i referenceperioden (figur 3.5) (*Miljøstyrelsen, 2000*).

Herbiciderne til bekæmpelse af ukrudt var i 1999, ligesom tidligere, den mængdemæssigt dominerende gruppe af bekæmpelsesmidlerne. Herbicidesalget udgjorde 66 % af det samlede pesticidesalg i 1999 (*Miljøstyrelsen, 2000*). Af herbiciderne bruges over 60 % til bekæmpelse af græsukrudt, herunder kvik. Vintersæd og andre frø, primært græsfrø er de eneste afgrødegrupper hvor der bruges vækstregulerende midler i nævneværdig grad. Den samlede behandlingshyppighed var i 1999 for kartofler 8,8, hvoraf behandlingshyppigheden med fungicider var 7. Grønsager havde en behandlingshyppighed på 7,4 mens vintersæd og ærter gns. havde en behandlingshyppighed på 3,2. Roer havde en samlet behandlingshyppighed på 2,1. Resten af afgrøderne, undtagen græs, havde en gennemsnitlig behandlingshyppighed på 1,3 (figur 3.6).

Figur 3.6 Behandlingshyppigheder på landsplan i 1999 fordelt på afgrødegrupper



Behandlingshyppigheden er ikke udtryk for, hvor mange gange der aktuelt er sprøjtet på marken, idet der ofte anvendes nedsatte doser. Nedsatte doser betyder at enten kan et større areal behandles eller samme areal kan behandles flere gange end behandlingshyppigheden antyder.

Behandlingshyppigheden har svinget en del fra 1994 og frem. En del af forklaringen skal findes i en varslet afgiftsforhøjelse fra 95/96, hvilket bevirkede et øget salg i 1995 og et tilsvarende mindre salg i 1996. Derfor er behandlingshyppigheden reelt lavere i 1995 og højere i 1996. Dette ville mindske udsvingene væsentligt, se figur 3.5. Derudover har klimaet naturligvis en indflydelse på hvor meget der behandles det enkelte år.

3.5 Sammenfatning

Det samlede forbrug af kvælstofgødning har været faldende fra omkring 1990. Dette er især udtalt for handelsgødning. Kvælstof udbragt med husdyrgødning er også faldet, men knap så meget.

Udvikling i kvælstofforbrug og gødskningspraksis for hele landet 1985 - 1999

På landsplan er den samlede tilførsel af handelsgødning faldet fra 392 mio. kg N i 1985 til 257 mio. kg N i 1999. Mængden af udbragt husdyrgødning (uden udbinding) er faldet med ca. 16 mio. kg N i perioden. Derved er den samlede kvælstoftilførsel til de dyrkede arealer faldet med 25 % fra 606 mio. kg N i 1985 til 463 mio. kg N i 1999.

Kvælstofbalancer for det dyrkede areal i Danmark, 1985 - 1999

Total kvælstofinput (handelsgødning, husdyrgødning samt kvælstof tilført ved bælgplanters fiksering og atmosfærisk deposition) til landbrugsjord i Danmark er faldet fra 744 mio. kg N i 1985 til 572 mio. kg N i 1999. Kvælstof fjernet med afgrøderne har varieret mellem 308 og 408 mio. kg N. Nettotilførsel af kvælstof faldt fra 374 mio. kg N i 1985 til 227 mio. kg N i 1999. Set over hele perioden udgjorde faldet i nettotilførsel af kvælstof 37 %.

Antallet af husdyr, regnet i dyreenheder, har været nogenlunde stabilt siden 1990. Fordelingen mellem kvæg og svin er dog ændret, således at svin nu udgør 49 % af dyreenhederne og kvæg kun 46 %.

Fosforbalancer for det dyrkede areal i Danmark, 1985 - 1999

Tilførsel af fosfor med handelsgødning pr arealenhed dyrket jord i Danmark faldt fra 16,8 kg P ha⁻¹ i 1985 til 7,3 kg P ha⁻¹ i 1999, mens tilførsel med husdyrgødning steg fra 17,0 kg P ha⁻¹ til 20,7 kg P ha⁻¹ i samme periode. Stigningen i fosfortilførsel med husdyrgødningen kan delvis tilskrives en opjustering af husdyrgødningsnormerne i 1997. Fosfor fjernet med afgrøderne har varieret mellem 17 og 22 kg P ha⁻¹. Nettotilførsel af fosfor til landbrugsjord er således faldet fra ca. 15 til knap 11 kg P ha⁻¹ i perioden 1985 til 1999.

Pesticidforbruget i Danmark 1999

Pesticidforbruget opgøres både som den solgte mængde aktivstof og som behandlingshyppighed (her beregnet efter den gamle beregningsmetode). I 1999 havde det samlede pesticidesalg nået reduktionsmålet for 1997 i Pesticidhandlingsplanen. For alle pesticider set over et år var behandlingshyppigheden kun reduceret med 13 % i 1999, i forhold til referenceperioden 1981-85. Den samlede behandlingshyppighed for 1999 var 2,33 og er højere end målet på 2,0 som den skal reduceres til i år 2002 ifølge Pesticidhandlingsplan II.

[Tom side]

4 Landbrugspraksis

I dette kapitel beskrives udviklingen i landbrugspraksis i landovervågningsoplandene fra 1990 og frem til 31. december 1999.

4.1 Interviewundersøgelsen i landovervågningsoplandene

Landmændene i de syv landovervågningsoplande bliver en gang om året interviewet om afgrødesammensætning, gødningsforbrug og husdyrhold. Interviewundersøgelsen er gennemført i ti år, således at det er muligt at gøre rede for ti driftsår fra 1989/90 til 1998/99. I dette kapitel refereres til driftsårene som hele årstal. Beskrivelse af undersøgelsen findes i appendiks 2.

I interviewundersøgelsen er anvendt de til enhver gældende normer for husdyrgødning. Det vil sige for perioden 1990-1995 er der anvendt normtal fra *Laursen (1987)*, for perioden 1996-1997 normtal efter *Laursen (1994)* og for 1998-1999 normtal efter *Poulsen & Kristensen (1997)*.

Fra 1997/98 bliver interviewdataene indberettet via en speciel udgave af programmet Bedriftsløsning fra Landbrugets Rådgivningscenter. Ændring af indberetningsmetode kan betyde mindre forskydninger fra 1997 til 1998, blandt andet fordi flere oplysninger, som tidligere blev skønnet eller udregnet manuelt, nu udregnes automatisk.

Indtil 1996/97 bestod undersøgelsen af seks oplande. Fra driftsår 1997/98 er undersøgelsen udvidet med ét opland, beliggende i Vestsjælland Amt. I 1998/99 mangler beklageligvis data for landbrugspraksis for LOOP 5. Oplandet er forholdsvis lille og indgår normalt med ganske få brug. Opgørelser som beskriver udvikling over tid er foretaget på alle data, det vil sige at for 1998/99 indgår LOOP 1, 2, 3, 4, 6 og 7 hvis ikke andet er beskrevet.

Oplandenes repræsentativitet

Landovervågningsprogrammet i 1999 omfatter to sandjords- og fire lerjordsoplande. Andelen af sandede jorde i oplandene er lidt mindre (41 %) end på landsplan (48 %). Lerjorde er derimod lidt overrepræsenteret (59 % i oplandene mod 45 % af landsbrugsjorden i Danmark som helhed. Ved opgørelse uden LOOP 7 bliver andelen af sandjorde større, 54 % og lerjorde tilsvarende mindre 46 %.

Beliggenheden af de 7 overvågningsoplande (LOOP 1-7) er vist i figur 4.1. Beskrivelse af oplandene findes i appendiks 1.

Det dyrkede areals fordeling på svinebrug i oplandene svarer næsten fuldstændig til fordelingen i hele landet. Andelen for kvægbrug og blandede brug i oplandene er større end på landsplan henholdsvis (36 % mod 21 %) og (8 % mod 4 %). Andelen af planteavlbrug tilsvarende mindre (29 % mod 48 %).

*Tre sandjords- og fire
lerjordsoplande*

Fordeling af bedriftstyper

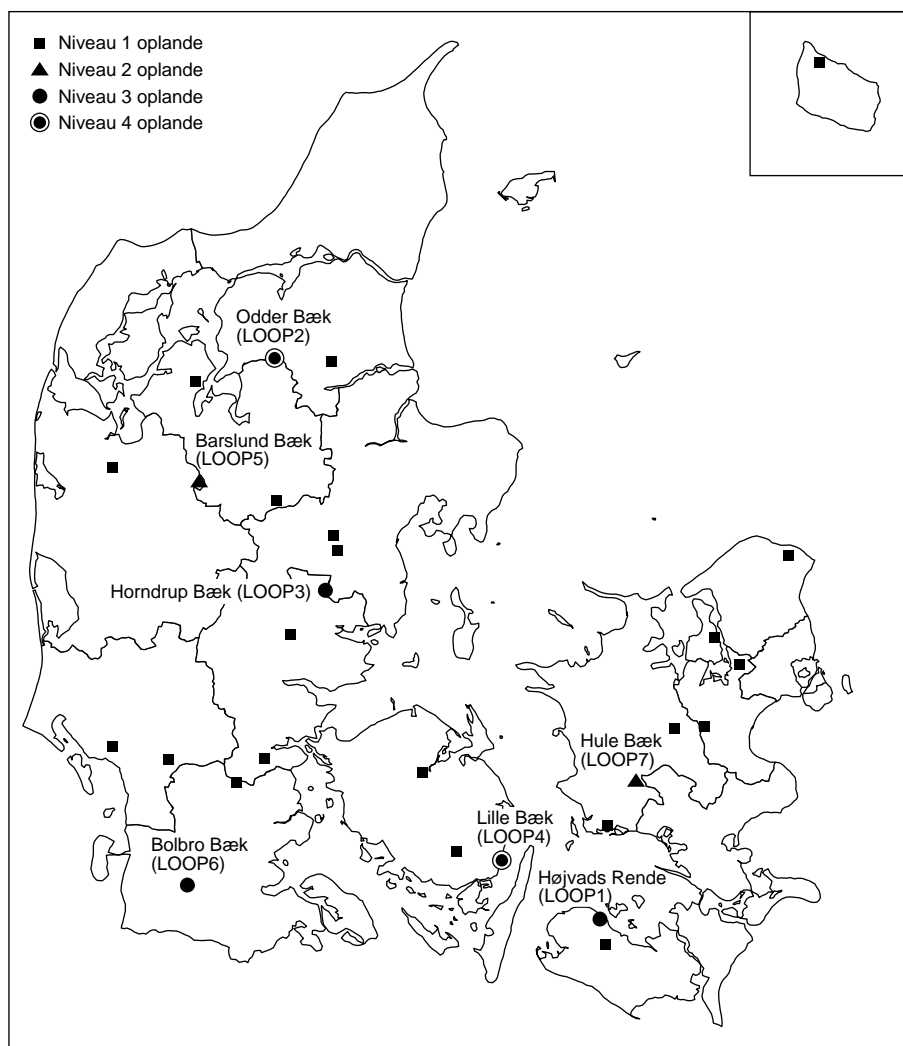
Figur 4.1 Oversigt over landovervågningsoplandenes placering.

I niveau 1 oplande foretages interview om markanvendelse hvert 5. – 7. år.

I niveau 2 oplande foretages årlige interviews af landmændene i oplandene, om markanvendelsen, eks. pesticidanvendelse.

I niveau 3 oplande foretages årlige interviews af landmændene i oplandene, incl. pesticidanvendelse. Desuden måles på udvalgte marker jordvand, drænvand, pesticider i drænvand og fosfor i jord. Desuden registreres klimadata.

Niveau 4 oplande er som niveau 3 blot udvidet med målinger af hydraulisk ledningsevne og vandindhold i jord.



Interviewundersøgelsens omfang

Undersøgelsen omfatter 167 ejendomme

På grundlag af interviewundersøgelsen fra 1990 til 1999 er der foretaget en opgørelse af landbrugspraksis for driftsårene 1989/90 til 1998/99. Opgørelsen er foretaget for alle marker, der er omfattet af interviewundersøgelsen og som har fuldstændige oplysninger på markniveau. Det vil sige marker, der ligger såvel indenfor som udenfor de respektive oplande. Antallet af ejendomme og størrelserne af de arealer, der har fuldstændige oplysninger om gødningstilførsler og udbytter for driftsårene er vist i tabel 4.1.

Husdyrbrug i interviewundersøgelsen

På husdyrbrugene omfatter interviewundersøgelsen alle marker - også dem, der ligger udenfor oplandet. Dette sker for at sikre så stor nøjagtighed som muligt med hensyn til husdyrgødningens fordeling og for at sikre, at der er overensstemmelse mellem produceret husdyrgødning og den mængde der udbringes på markerne. Husdyrtætheden for LOOP 1-4, 6 og 7 er lidt mindre i oplandene end i landet som helhed, mens for hele datamaterialet svarer husdyrtætheden til landsgennemsnittet (tabel 4.2). Undersøgelsen kan ikke beskrive gødningsniveauet for hele landet, men kan anvendes til at belyse landbrugspraksis for forskellige brugstyper, idet oplandene anses for at være nogenlunde repræsentative i den henseende.

Tabel 4.1 Omfanget af interviewundersøgelsen fra 1990 til 1999

	LOOP 1-6									LOOP 1-7	LOOP 1-4, 6 og 7
	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1998	1999
Ejendomme	162	157	147	145	140	139	128	128	128	168	167
Areal (ha)	3937	4274	4722	5087	4763	5039	5132	5020	4935	6338	6745
Husdyr (DE)	5655	5877	5775	5967	6098	6041	5406	5588	5517	6000	6624

Tabel 4.2 Husdyrtæthed i de syv landovervågningsoplande og for Danmark i 1999

	DE ha ⁻¹
Indenfor opland:	
1. Storstrøm	0,25
7. Vestsjælland	0,48
4. Fyn	0,73
5. Vejle/Århus	1,02
2. Nordjylland	1,66
6. Sønderjylland	1,37
LOOP 1-4,6	0,92
LOOP 1-4,6,7	0,83
Samtlige arealer i interview:	
LOOP 1-6	1,05
LOOP 1-7	0,95
Danmark	0,95

70 % grønne marker i oplandene i 1999

4.2 Afgrøder og husdyrhold i landovervågningsoplandene

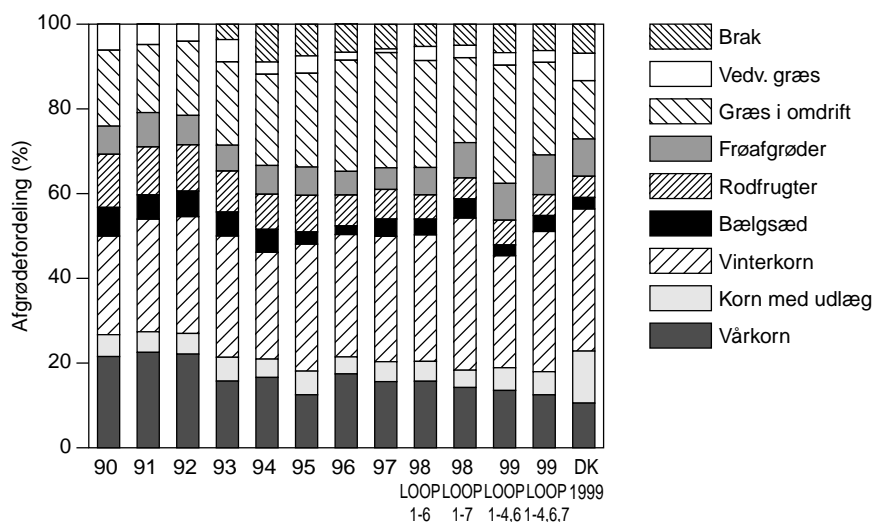
Afgrødefordeling og grønne marker.

Afgrødefordelingen i de seks oplande i 1990-1998 og for LOOP 1-4, 6 og 7 i 1999 samt for hele landet er vist i figur 4.2. I forhold til landet som helhed udgør det samlede kornareal i oplandene en lidt mindre andel og arealet med græs i omdrift en større andel. Arealet med brak udgør knap 6,2 % i oplandene i 1999 og 6,8 % i hele landet.

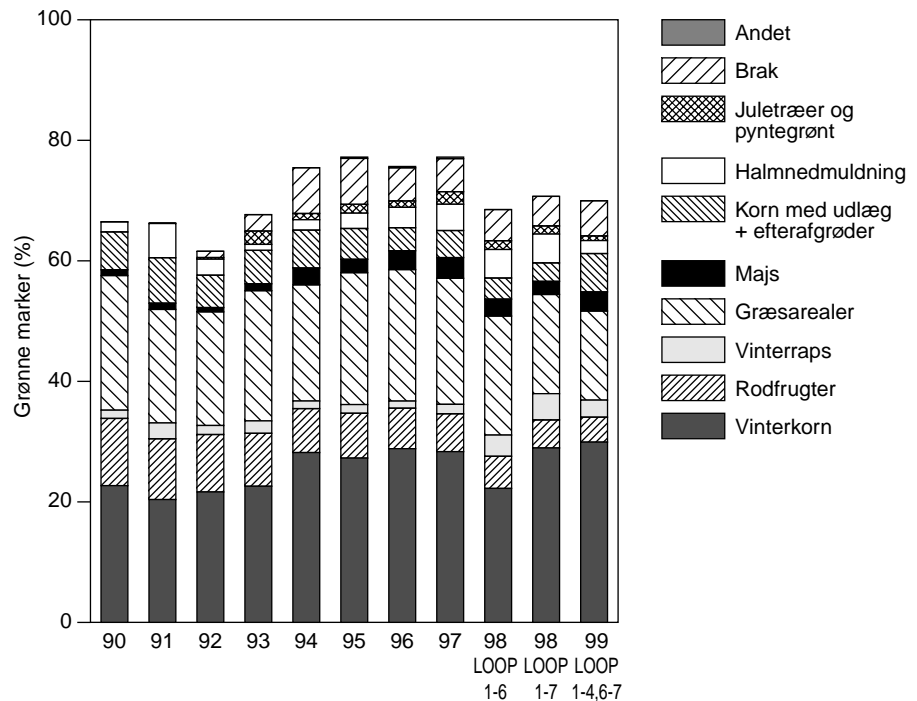
Ifølge bekendtgørelsen om grønne marker er det et lovkrav, at 65 % af det dyrkede areal på landbrugsbedrifter over 10 ha skal være plantedækket i efteråret. Afgrøder, der kan indgå i grønne marker, omfatter vinterkorn, fodermajs, rodfrugter, frøgræs, vinterraps, juletræer og pyntegrønt, sene frilandsgrøntsager samt frugt- og bærkulturer. Desuden kan græsmarksafgrøder, der pløjes efter 20. oktober, indgå. Op til 20 % af arealet, der indgår i grønne marker, kan erstattes med halmnedmuldning, dog skal 1,6 ha nedmuldes for at erstatte 1 ha grønne marker.

I LOOP 1-4, 6 og 7 udgør grønne marker 70 % af arealet i 1999, figur 4.3. Oplandene opfylder som helhed dermed kravet om, at 65 % af det dyrkede areal skal være plantedækket om efteråret. Af de grønne marker udgør græs inklusiv brak, vinterraps og korn med udlæg 41 %, vinterkorn 41 % og rodfrugter, majs, halmnedmuldning og juletræer 18 %. Kun førstnævnte gruppe samt rodfrugter (roer) kan forventes at optage betydelige kvælstof mængder i efterårs- og vintermånederne. Andelen af de grønne marker er steget fra 67 % i 1990 til 77 % i 1997. I 1998 og 1999 er andelen faldet til ca. 70 %.

Figur 4.2 Afgrødefordeling for de seks landovervågningsoplande fra 1990 til 1998 og for LOOP 1-4,6 og 7 i 1999.



Figur 4.3 Arealet af grønne marker i procent og fordelt på afgrødetyper fra 1990 til 1999.



I gødningsåret 1998/99 blev som før nævnt implementeret regler for efterafgrøder. Af et nærmere defineret basisareal skal hver ejendom etablere 6 pct. efterafgrøder. Reglen om 6 pct. efterafgrøder kan opfyldes som et gennemsnit af det aktuelle år samt 4 foregående planperioder, men man kan ikke "skylde" efterafgrøder. I LOOP 1-4, 6 og 7 blev der etableret efterafgrøder på 7,7 % af basisarealet, hvorved arealet med efterafgrøder som gennemsnit er opfyldt. Inden for de enkelte LOOP svinger etableringen af efterafgrøder mellem 2,7 og 10,3 pct. af basisarealet. I to LOOP er etableringen under 6 pct. af basisarealet.

Husdyrhold

I 1999 lå den gennemsnitlige husdyrtæthed for LOOP 1-4,6 og 7 på 0,83 DE ha⁻¹ for arealerne inden for oplandene og på 0,95 DE ha⁻¹ for det totale areal i interviewundersøgelsen (tabel 4.2).

Frem til 1997 var husdyrtætheden i datamaterialet (LOOP 1-6) lidt højere end på landsplan. Ved inkludering af det 7. opland er husdyrtætheden i oplandene lidt lavere i 1999 end landsgennemsnittet på 0,95 DE ha⁻¹, men i 1999 svarer DE ha⁻¹ for hele interviewundersøgelsen med LOOP 1 - 4, 6 og 7 til langsgennemsnittet.

Opbevaringskapaciteter og udbringningstider

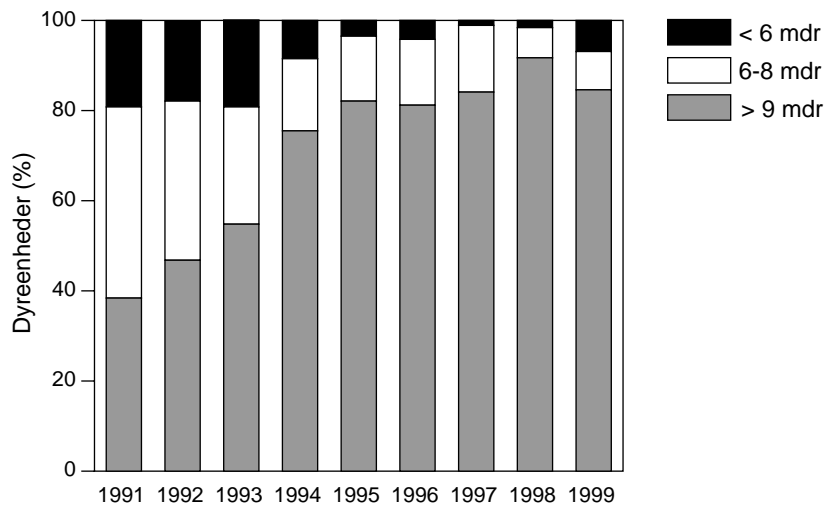
Kravet til opbevaringskapacitet, som ifølge Bekendtgørelse fra Miljøministeriet nr. 11 af 3. januar 1992 var 9 måneder, skulle være opfyldt senest den 31. december 1993. Dog var 6 måneder tilstrækkeligt, hvis det kunne godtgøres, at husdyrgødningen kunne udnyttes tilstrækkeligt. Ved Bekendtgørelse fra Miljøministeriet nr. 1121 af 15. december 1992 blev opbevaringskravet revideret til, at der skulle være tilstrækkelig opbevaringskapacitet til at reglerne for udbring-

ningstider og udnyttelsesprocenten kan overholdes, hvilket normalt svarer til 9 måneder for svinebrug og 7 måneder for kvægbrug med dyrene ude om sommeren. Der skal dog altid være minimum 6 måneders opbevaringskapacitet. Kravet skulle være opfyldt den 31. december 1994.

85 % af dyreenhederne på ejendomme med mindst 9 måneders opbevaringskapacitet

I LOOP 1-4, 6 og 7 i 1999 stod 85 % af dyreenhederne på ejendomme med opbevaringskapacitet til flydende husdyrgødning på 9 måneder eller derover, mens 93 % af dyreenhederne stod på ejendomme med 6 måneders opbevaringskapacitet eller derover. Andelen af dyreenhederne med mindst 9 måneders opbevaringskapacitet er steget igennem hele perioden fra 1991 til 1998 med i alt 53 %-point (figur 4.4). Den største stigning fandt sted fra 1993 til 1994, idet lovkravet om tilstrækkelig opbevaringskapacitet skulle være opfyldt med udgangen af 1994. Fra 1998 til 1999 faldt andelen af dyreenheder med mindst 9 måneders opbevaringskapacitet med 7 %.

Figur 4.4 Opbevaringskapaciteten til gylle og ajle opgjort i procent af dyreenhederne fra 1991 til 1999.



På landsbasis i 1999 hørte 82 % af dyreenhederne til ejendomme med 9 måneders opbevaringskapacitet eller derover, mens yderligere 14 % af dyreenhederne tilhørte ejendomme med 6 måneders opbevaringskapacitet eller derover. Dette er beregnet på baggrund af tal fra *Danmarks Statistik (1999)* for opbevaringsfaciliteter til gylle og ajle. Opbevaringskapacitet i oplandene svarer dermed nogenlunde til gennemsnittet for hele landet.

31 %-point stigning i forårs-/sommerudbringning siden 1990

Udbringningstidspunkterne for husdyrgødning er vist i figur 4.5 for årene 1990-1999. Opgørelsen registrerer den udbragte husdyrgødning eksklusiv den mængde, der efterlades på marken ved afgræsning. Det ses, at den største husdyrgødningsmængde udbringes om foråret. Således er forårs- og sommerudbringningen steget fra 55 % i 1990 til 86 % i 1999.

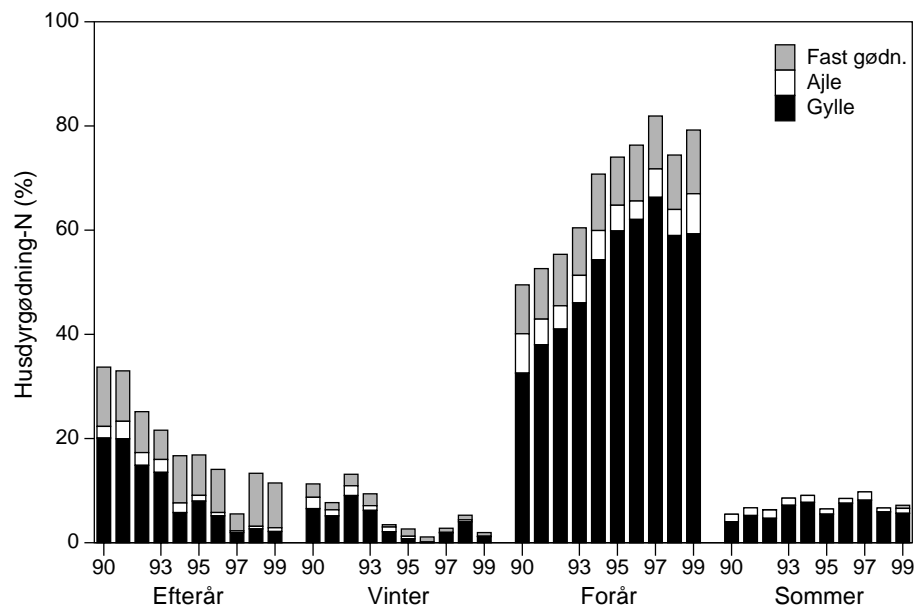
Der er igennem perioden 1990 til 1997 sket en stigning i andelen af forårs- og sommerudbragt husdyrgødning i takt med udbygningen af opbevaringskapacitet. Følgelig var stigningen også størst fra 1993 til 1994.

I 1998 er der imidlertid set en tilbagegang i andelen af forårs- og sommerudbragt husdyrgødning, som dog er steget med 5 %-point fra 1998 til 1999. Nedgangen i forårs/sommerudbringningen skyldes at

andelen af fastgødning/dybstrøelse er steget i de forløbne år; for de 6 oprindelige oplande udgjorde denne andel 14 % i 1997, 20 % i 1998 og 23 % i 1999. Den øgede mængde fast gødning/dybstrøelse er ifølge figur 4.5 udbragt fortrinsvis om efteråret.

Stigning i produktion af fast gødning/dybstrøelse går i retning af bedre dyrevelfærd, men muligheden for at udnytte kvælstoffet i denne gødningsform er ringere end for flydende husdyrgødning.

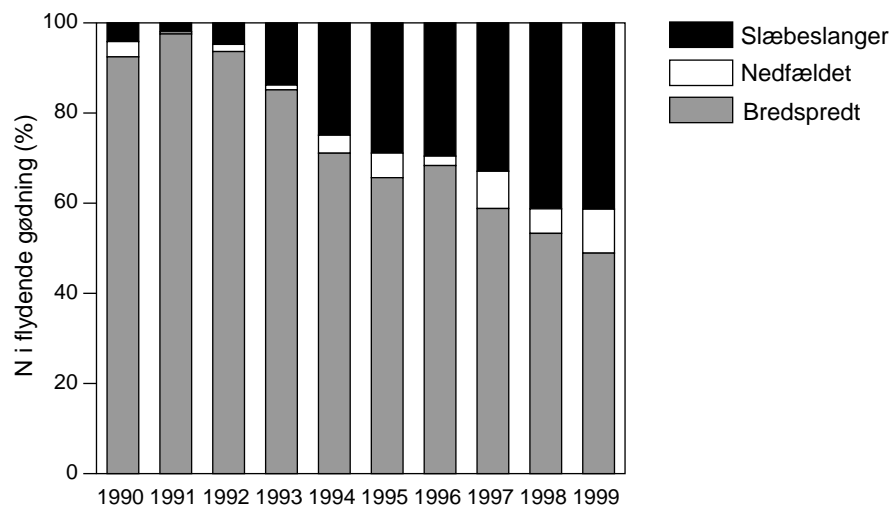
Figur 4.5 Udbringningstid for husdyrgødning fra 1990 til 1999.



Udbringningsmetode

Udbringningsmetoden har stor betydning for hvor stor ammoniakfordampningen fra husdyrgødningen (ab lager) bliver. Ved nedfældning af husdyrgødning er ammoniakfordampningen mindst. Det er vurderet, at ved brug af slæbeslanger er markeeffekten 5-10 % point mindre og ved bredspredning yderligere 5-10 %-point mindre end ved nedfældning. Disse forskelle i udbringningsmetode er mest udtalte i forårs månederne (*Håndbog for plantedyrkning 1997*). Kravene til udnyttelse af kvælstof i husdyrgødningen trådte i kraft første gang pr. 1. august 1993. Af figur 4.6 ses at den største ændring i udbringningsmetode netop skete fra 1993 til 1994.

Figur 4.6 Udbringningsmetode for flydende husdyrgødning fra 1990 til 1999, fordelt efter procent kg N for hver metode.



Udbringningsmetoden har indflydelse på, hvor meget kvælstof der er tilbage i husdyrgødningen, når den ender i jorden. Med skærpede krav til udnyttelsen af husdyrgødningen, er interessen for at mindske kvælstoftabet ved ammoniakfordampning tilsvarende øget. I 1990 blev 92 % af kvælstoffet i den flydende husdyrgødning bredspredt, i 1999 var dette reduceret til 49 %. Især blev slæbeslanger brugt i stedet. I 1990 blev 4 % af kvælstoffet i den flydende i husdyrgødning bragt ud med slæbeslanger, dette var steget til 41 % i 1999. Nedfældning har først vundet indpas de seneste år og i 1999 blev 10 % af kvælstoffet i den flydende husdyrgødning nedfældet.

4.3 Forbrug og udnyttelse af kvælstofgødning til afgrøderne i landovervågningsoplandene

Gødningstildeling til afgrøderne i 1999

Alle afgrødegrupper med en kvælstofnorm

Gødningstildelingen til marker med en kvælstofnorm i LOOP 1 - 4, 6 og 7 udgjorde i 1999 gennemsnitlig 101 kg N ha⁻¹ med handelsgødning, 85 kg N ha⁻¹ med husdyrgødning og 12 kg N ha⁻¹ med udbinding. Kvælstoftildelingen til de enkelte afgrøder er vist i tabel 4.3.

"Udnyttelsen af husdyrgødning" udtrykker hvor stor en procentdel af kvælstoffet i husdyrgødningen, som afgrødernes kvælstofnorm udgør, når handelsgødningskvælstoffet (og andet) er fratrukket. Som nævnt i kapitel 3 indgår udbinding i "Total tildelt husdyrgødningskvælstof" og altså i beregningen af udnyttelsen fra gødningsåret 1998/99. Samtidig er normen til græs ændret således alt alle græsmarker får normen til slæt græs, hvor der før var et fradrag i normen til afgræsningsgræs. Udnyttelsen beregnes på følgende måde:

$$\frac{\text{Afgrødernes kvælstofnorm} - \text{Tildelt handelsgødningskvælstof}}{\text{Total tildelt husdyrgødningskvælstof}} \times 100$$

Udviklingstendenser i tildelt kvælstofgødning og afgrødernes kvælstofnorm

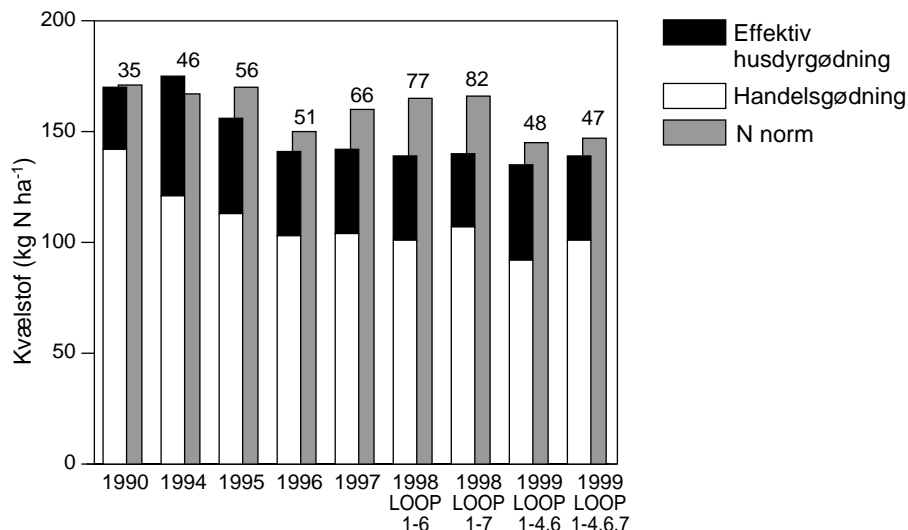
Opgørelser over udviklingstendenser i tildelte kvælstofmængder er udarbejdet for alle afgrødegrupper med en kvælstofnorm. Græsafgrøder er med i denne opgørelse, til trods for at gødningstildelinger og kvælstofnormer til disse afgrøder er vanskelige at definere entydigt.

Tabel 4.3 Oversigt over gødningsanvendelse til afgrødegrupper i seks landovervågningsoplande, 1999.

		Vårkorn	Vinterkorn	Rodfrugt	Frøafgrøder	Græs omd.	Vedv. græs
Handelsgødning	(kg N ha ⁻¹)	87	127	85	998	83	69
Husdyrgødning	(kg N ha ⁻¹)	45	81	95	69	131	14
Udbinding	(kg N ha ⁻¹)	0	0	0	0	42	67
Afgrødernes norm	(kg N ha ⁻¹)	107	160	119	135	161	223
Effektiv N i husdyrgødning	(kg N ha ⁻¹)	20	38	43	29	56	6
Effektivt tildelt N	(kg N ha ⁻¹)	107	165	128	127	139	75
Udnyttelse af husdyrg.	(%)	44	41	36	54	45	-
Total tildelt	(kg N ha ⁻¹)	132	208	180	167	256	150
Høstet	(kg N ha ⁻¹)	111	141	148	91	177	97
Høstet/tildelt x 100	(%)	84	68	82	54	69	65
Tildelt - høstet		21	67	32	76	79	53

Anbefalet kvælstof (fra Plantedirektoratet) bliver her korrigeret både op og ned, afhængig af forventet udbytte.

Figur 4.7 Udviklingen i gødningspraksis for alle afgrødegrupper med et gødningsbehov. Udnyttelsen af husdyrgødning er angivet i procent over søjlerne.



Udviklingen i forbrug af kvælstofgødning og afgrødernes kvælstofnorm for perioden 1990-99 er vist i figur 4.7; datamaterialet er desuden vist i bilag 4.1. Der er kun medtaget 1990 og 1994-99 i denne opgørelse, fordi lovbindende krav om kvælstof normer først blev indført i 1994. 1990 er med for at vise udgangspunktet.

Handelsgødningsforbruget faldt fra 142 til 101 kg N ha⁻¹ i perioden 1990-99. Tilførsel af effektiv husdyrgødningskvælstof er faldet fra 54 kg N ha⁻¹ i 1994 til 38 kg N ha⁻¹ for LOOP 1 - 4, 6 og 7 i 1999. Faldet skyldes i høj grad en større andel af dybstrøelse på bekostning af gylle gennem perioden. Dybstrøelse har en lavere nyttevirkning end gylle. Total effektiv kvælstoftilførsel er således faldet fra 170 kg N ha⁻¹ i 1990 til 139 kg N ha⁻¹ i 1999. Kvælstofnormen til afgrøderne har ligget på mellem 150 og 171 kg N ha⁻¹ i 1990-98. I 1999 var kvælstofnormen til afgrøderne faldet til 147 kg N ha⁻¹ på grund af normreduktionen. Gennem årene er der sket et fald i det gennemsnitlige forbrug af kvælstofgødning set i forhold til afgrødernes kvælstofnorm, således at den effektive tildelte mængde kvælstof i de seneste fem år har været lavere end de gennemsnitlige normer. Her skal det tages i betragtning, at græsafgrøder er med i opgørelsen, disse afgrøder har en relativ høj kvælstofnorm, som ofte ikke udnyttes.

Udnyttelse af husdyrgødningens kvælstof

Udnyttelsen af husdyrgødning opgjort for marker med en kvælstofnorm steg 12 %-point fra 1990 til 1999

Den gennemsnitlige udnyttelse af husdyrgødningen, opgjort for samtlige marker med en kvælstofnorm, er generelt steget i perioden 1990-98, men faldet igen fra 1998 til 1999 primært på grund af normreduktionen (figur 4.7). I 1990 lå udnyttelsesprocenten af husdyrgødning på gennemsnitlig 35 % og i 1998 på 77 % for LOOP 1-6; dvs. der er en stigning på 42-point igennem perioden. I 1999 faldt udnyttelsesprocenten for LOOP 1-4,6 og 7 til 47%. Til denne opgørelse over udvikling i udnyttelse af husdyrgødning er anvendt kvælstofnormer efter Hansen (1990a) for 1990 og normer fra Plantedirektoratet de øvrige år.

Lovkrav til udnyttelse af kvælstof i husdyrgødning

Det lovmæssige krav til udnyttelse af kvælstof i husdyrgødning på ejendomsniveau var fra 1. august 1997: 50 % for svinegylle, 45 % for kvæggylle, 15 % for dybstrøelse og 40 % for anden husdyrgødning. Dette var for gyllen en stigning i kravet på 5 %-point i forhold til året

før. Yderligere skal der korrigeres for eftervirkningen af husdyrgødning og anden organisk gødning, udbragt året før; 15 % for dybstrøelse, 10 % for al anden organisk gødning. I 1999 blev afgrødernes kvælstofnormer reduceret med 10 %. For husdyrbrugene betyder dette en reel stramning af udnyttelseskravet.

Ca. 86 % af ejendommene opfyldte minimumkrav til udnyttelse af husdyrgødning i 1999

Udnyttelsen er opgjort i følge lovgivningen jvf. formlen side 37, det vil sige før 1999 var den tildelte husdyrgødning uden udbinding, men fra 1999 er udbindingen inkluderet i mængden af tildelt husdyrgødning. Den gennemsnitlige udnyttelse af husdyrgødning for ejendommene er vist i tabel 4.4 for 1999. I henhold til lovgivningen er der medtaget ejendomme, som anvender husdyrgødning, og som har et matrikulært areal større end 10 ha. Kvælstofnormerne i henhold til Plantedirektoratet er udbyttekorrigeret, hvis det forventede udbytte er højere end normudbyttet. Endvidere er normerne korrigeret for eftervirkning af husdyrgødning; kvælstofprognosen var i 1999 ca. 3 kg N ha⁻¹ i gennemsnit. Som gennemsnitlig udnyttelse er anvendt et simpelt gennemsnit for at vise det typiske for ejendommene. Som gennemsnit for ejendommene var kravet til minimumsudnyttelse 40,3 %, hvilket var det samme som i 1998 og kun 1 %-point højere end i 1997 til trods for at kravet til kvælstofudnyttelsen i gylle var øget med 5 %-point. Dette skyldes primært en stigning i husdyrgødnings andel af dybstrøelse på knap 9 % på bekostning af gylle fra 1997 til 1999. Kravet til udnyttelse af dybstrøelse er som førnævnt kun 15 %, men kravet til gylle er 45-50 %. Opnået udnyttelse lå i 1999 på 61,6 %, hvilket var 11 %-point lavere end i 1998 (72,6 %).

De ovenfor nævnte tal viser, at den opnåede udnyttelse var ca. 20 %-point højere end kravet. Kvægbrugene og de blandede brug havde væsentlig højere udnyttelsesprocent i forhold til lovkravet end svinebrugene og planteavlsbrugene. Årsagen hertil kan være, at græsmarker ofte ikke gødes så meget som tilladt. Dette giver en høj udnyttelsesprocent for den husdyrgødning, der udbringes på græsmarkerne. Da især kvægbrug har græsmarker, bliver det særlig udtalt for kvægbrug. Gennemsnitstallene dækker dog over store variationer. Af tabel 4.5 fremgår det, at 86 % af ejendommene havde opnået en udnyttelsesprocent, der var større end minimumskravet, mens 14 % havde en udnyttelse, der var mere end 5 %-point under kravet. Sidstnævnte gruppe anvendte 15 % af husdyrgødningen og udgjorde 16 % af arealet i opgørelsen.

På baggrund af ovenstående kan det konkluderes, at opnået udnyttelse af kvælstof i husdyrgødningen var lavere i 1999 end i 1998.

Tabel 4.4 Udnyttelse af husdyrgødning i henhold til gældende lovgivning på ejendomme i landovervågningsoplandene (LOOP 1-7) større end 10 ha og med anvendelse af husdyrgødning. Opdeling på brugstyper, 1999.

	Antal brug i opgørelsen	Opnået udnyttelse (%)	Krav til udnyttelse (%)	Antal brug som opfylder krav	Areal ha 4853	Husdyr-Gødning 558,2 t N
Kvægbrug	40	63,7	39,0	33	2284	322,4
Svinebrug	31	52,5	43,0	23	1685	153,0
Kvæg+svin	7	79,7	34,6	6	438	49,9
Planteavl	8	70,9	41,6	7	446	32,9
Alle brug	86	61,6	40,3	69	4853	558,2

Tabel 4.5 Antal ejendomme i procent i forhold til opfyldelse af krav om udnyttelse af deres husdyrgødning på ejendomme større end 10 ha i landovervågningsoplandene (LOOP 1-4, 6 og 7) , 1999

	Ejendomme	Opnået udnyttelse	Krav til udnyttelse	Areal ¹	Husdyrgødning
	Antal 86			4853 ha	558,2t N
	%	%	%	%	%
Opfyldt krav til udnyttelsen	81	69,5	40,3	81,3	80,3
Udnyttelsen er mindre end krav, men større end krav minus 5	5	36,6	39,3	3,9	3,5
Udnyttelsen er mere end 5 % under kravet	14	23,8	40,0	14,8	16,2

¹⁾ Angiver areal for ejendomme, som anvender husdyrgødning.

Dette skyldes primært normreduktionen samt at andelen af dybstrøelse som før nævnt stiger på bekostning af gylle.

Afgrødernes normer i landovervågningen er opgjort på baggrund af Plantedirektoratets regler (*Plantedirektoratet, 1998*) af DMU. Opgørelser af normer for afgrøder i forskellige datasæt viser, at i forhold til landsstatistik og Landovervågningen er den gennemsnitlige norm 7 og 11 kg N ha⁻¹ højere i henholdsvis landbrugets indberettede gødningsregnskaber som omfatter alle indberettede skemaer og i Plantedirektoratets kontrolrapporter som indeholder kontrollerede oplysninger fra 524 tilfældigt udvalgte bedrifter (*Grant et al., 2000*). Årsagen til højere indberettede normer end i landsstatistikken kan bl.a. skyldes at de implementerede regler for 6 pct. efterafgrøder kan udløse en ekstra norm. I Landovervågningen tildeles disse afgrøder kun en norm hvis de bliver høste. Desuden indebærer klassifikationen af græsafgrøder i henhold til normreguleringen et skøn. Forskellene mellem opgørelse af afgrødernes normer i Landovervågningen og i landmændenes indberetning af gødningsregnskaber kan betyde at en større andel af bedrifterne i opgørelsen fra landovervågningen ikke opfylder udnyttelseskravet end i de tilsvarende indberetninger til Plantedirektoratet.

Effektivt kvælstof i husdyrgødningen

Forventet markeffekt af kvælstof i husdyrgødning

Forventet markeffekt er en tabellagt værdi for, hvor meget af husdyrgødningens kvælstof, der kan erstatte handelsgødningskvælstof. Når der tildeles kvælstof i form af husdyrgødning, vil en del af kvælstoffet være organisk bundet og dermed ikke umiddelbart tilgængeligt for planterne. En del af husdyrgødningens uorganiske kvælstof vil fordampe ved eller efter udbringning. Resten af det uorganiske kvælstof er i princippet tilgængeligt for afgrøderne; men denne del kan også udvaskes i perioder med afstrømning. Hvor meget der er tilgængeligt afhænger af plantearten, udbringningstidspunktet og udbringningsmåden.

Effektiv kvælstof steg 11 %-point fra 1990 til 1999

I landovervågningsoplandene er det gennemsnitlige effektive kvælstof af udbragt husdyrgødning, til alle afgrødegrupper med et kvælstofbehov, steget fra 34 % i 1990 til 45 % i 1999; beregningerne er baseret på forventet markeffekt for de enkelte år, (bilag 4.1) (*Håndbog for plantedyrkning, 1990, 1994-1998*). Fra 1990 til 1999 ses således en stigning på 11 %-point, som afspejler, at en stigende del af husdyrgødningen blev udbragt om foråret og sommeren i perioden 1990-99 og

en forbedret udbringningsteknik. Stigningen i udnyttelsen af husdyrgødningen har bevirket at handelsgødningens forbrug har kunnet nedsættes. Handelsgødningens forbrug faldt fra 142 kg N ha⁻¹ i 1990 til 101 kg N ha⁻¹ i 1999. Således udgør handelsgødningen nu en mindre andel af afgrødernes normer, 69 % i 1999 mod 83 % i 1990.

Overgødskning til afgrøderne

Overgødskning

Total effektiv tildelt kvælstof set i forhold til afgrødernes normer er et udtryk for overgødskningens størrelse. Ved total effektiv tildeling forstås kvælstof i handelsgødning plus den effektive del af husdyrgødningen. Denne opgørelse er foretaget for alle marker med en kvælstofnorm. Arealerne er herefter inddelt i 10 %-fraktiler med stigende forhold af total effektiv tildelt N / afgrødernes kvælstofnorm. Ved optimal kvælstoftildeling vil forholdet være 100 %, men på grund af usikkerheder ved opgørelsen må man anse kvælstoftildelinger med en margin på 20 % af den anbefalede værdi for at være indenfor normal praksis. I vores beregninger korrigeres afgrødernes behov for eftervirkning af husdyrgødning på markniveau.

I praksis vil nogle landmænd korrigere for eftervirkningen af husdyrgødningen som en gennemsnitlig fradrag i afgrødernes norm på alle marker, andre efter kendskabet til den enkelte mark. Forskelle i håndtering af husdyrgødningens eftervirkning bidrager derfor til ovennævnte usikkerhed i normfastsættelsen. Formålet med beregningen af overgødskningen, er at få et billede af landbrugets gødskningspraksis i forhold til lovgivningen.

Ovennævnte opgørelse er foretaget for årene 1990 og 1994 til 1999. For 1999 vises desuden overgødskningen i forhold til den optimale norm. Til vurdering af udviklingstendenser er anvendt afgrødernes normer efter Plantedirektoratet 1994-99 og forventet markeffekt efter Håndbog for Plantedyrkning 1994-99. I 1990 er anvendt *Hansen (1990a)* til beregning af afgrødernes normer og forventet markeffekt er fra Håndbog for Plantedyrkning 1991 (figur 4.8).

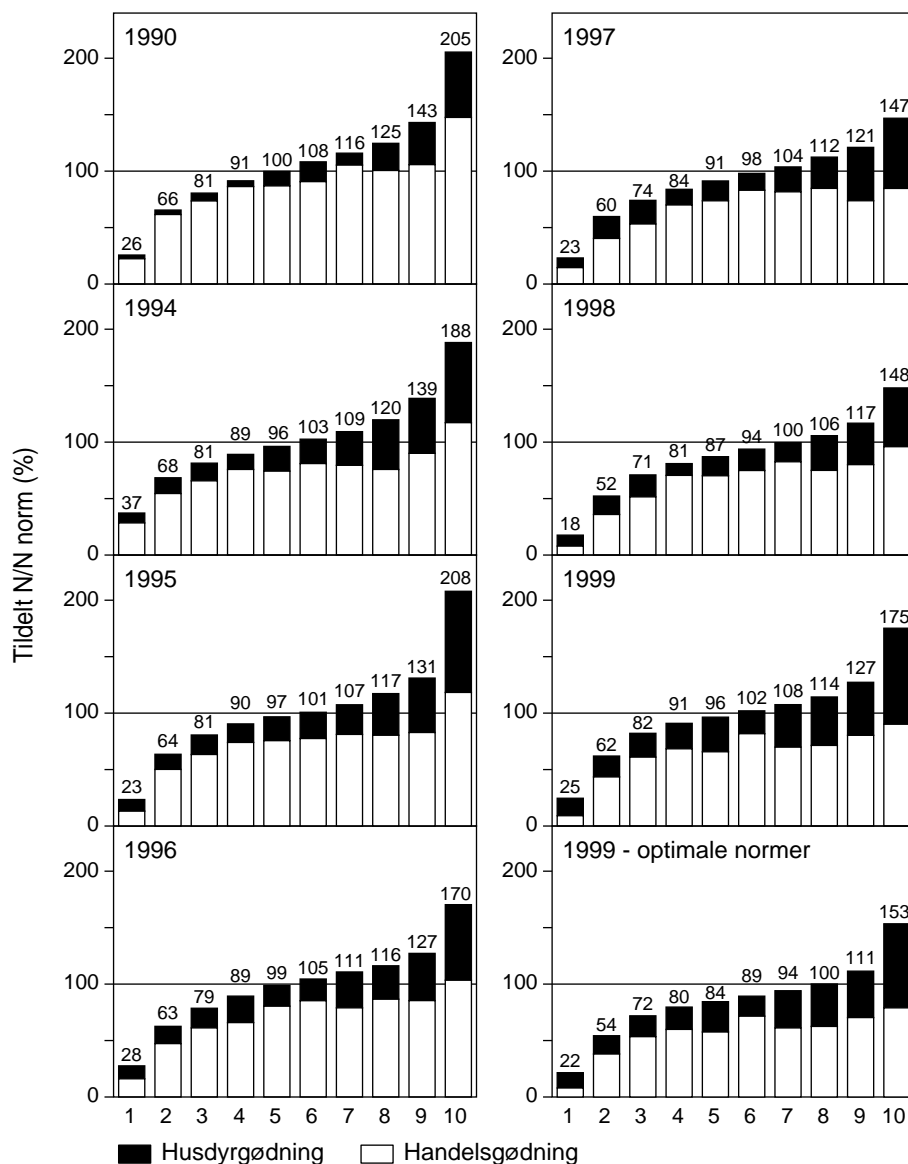
Der overgødes på ca. 20 % af arealet

I 1990 blev der overgødet på ca. 30 % af arealet, hvilket falder til ca. 20 % af arealet i 1995-97. I 1998 overgødes kun på 10 % af arealet mens overgødskningen igen steg til 20% af arealet i 1999, men bevarer på 10% af arealet, hvis opgørelsen baseres på optimale normer. Mindst lige så vigtigt er det, at overgødskningens størrelse er aftaget: på 30 % af arealet blev der i 1990 gødet med 25-105 % over afgrødenormen, hvilket gradvis er faldet til 6-48 % og 14-75 % over afgrødenormen i henholdsvis 1998 og 1999. I 1998 svarer dette til en effektiv gødningstildeling på mellem 8-57 kg N ha⁻¹ over afgrødernes normer for de tre sidste arealfraktiler, men de tilsvarende tal for 1999 er 20-67 kg N ha⁻¹.

Overgødskning og udnyttelse af husdyrgødning

Figur 4.8 viser, at handelsgødningen siden 1990 udgør en stadig mindre del af afgrødernes kvælstofnorm. Den resterende del opfyldes af husdyrgødningen, hvilket betyder at den faktiske udnyttelse af husdyrgødningen forbedres. Der overgødes stadig på noget af arealet, hvilket også udledes af tabel 4.5, hvor 14 % af ejendommene endnu ikke lever op til kravene om udnyttelse af husdyrgødningen.

Figur 4.8 Tildelte effektive kvælstofmængder i forhold til afgrødernes normer for alle afgrøder med et kvælstofbehov - fordelt på 10 % arealfraktiler efter stigende kvælstoftildeling. Opgørelsen viser udviklings tendensen fra 1990 og 1994 til 1999. For 1999 vises desuden opgørelsen med optimale normer for afgrøderne. For 1990 er anbefalet N efter Hansen (1990a) og forventet markoeffekt efter Håndbog for plantedyrkning 1990. For 1994-99 er benyttet Plantedirektorates normer for de pågældende år og forventet markoeffekt efter Håndbog for plantedyrkning de respektive år.



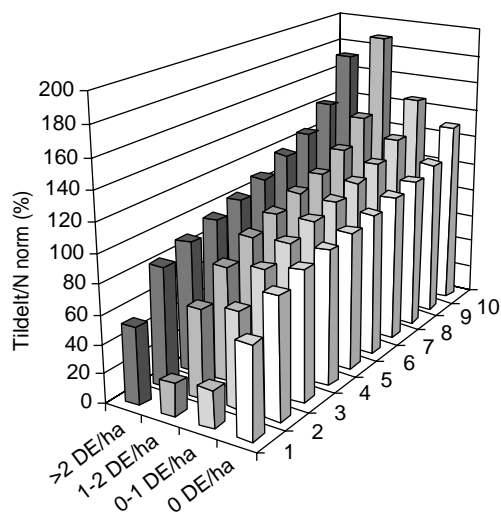
Overgødskning i relation til husdyrhold og brugstyper

Stigende overgødskning med stigende husdyrtæthed

For at beskrive overgødskningens størrelse i relation til husdyrtætheden er de tildelte kvælstofmængder for afgrøder med en kvælstofnorm opgjort i forhold til afgrødernes kvælstofnormer (Plantedirektoratets normer) grupperet på ejendomme efter stigende husdyrtæthed.

Opgørelsen ses i figur 4.9 for 1999. Der overgødskes på et større areal efter stigende husdyrtæthed. På 10 % af arealet for gruppen 0 DE ha⁻¹, på 20 % af arealet for 0-1 og 1-2 DE ha⁻¹ og på 30 % af arealet for gruppen >2 DE ha⁻¹. På ca. 20 % af arealet overgøder gruppen med 0 DE ha⁻¹ med 10-39 %, op til 1 DE ha⁻¹ med 24-46 %, 1-2 DE ha⁻¹ med 36-88 % og over 2,0 DE ha⁻¹ overgødskes på 30 % af arealet med 26-72 %. Datamaterialet til figuren er vist i bilag 4.2.

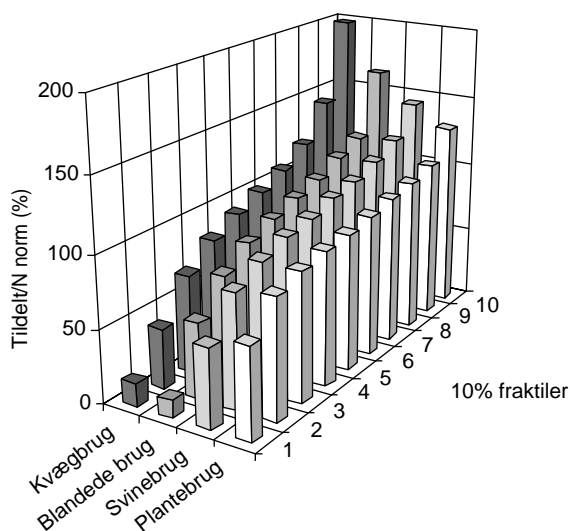
Figur 4.9 Tildelte effektive kvælstofmængder i forhold til afgrødernes kvælstofnorm for afgrødegrupper med et kvælstofbehov indenfor fem ejendomsgrupper med stigende husdyrtætheder for 1999. Afgrødernes kvælstofnormer er fra Plantedirektoratet for 1999 og forventet markeffekt af husdyrgødning er opgjort med normaltal for 1997.



Brugstyper og overgødskning

De tildelte kvælstofmængder er opgjort for alle afgrødegrupper med en kvælstofnorm (Plantedirektoratets normer) grupperet efter brugstyper. Figur 4.10 viser, at der i 1999 på alle brug overgødskes på ca. 20 % af arealet. Overgødskningen er størst på kvægbrugene, her gødes med ca. 44-98 % over den anbefalede mængde på 20 % af arealet. Svinebrugene gødes med ca. 24-45 % over den anbefalede mængde på 20 % af arealet. Datamaterialet til figuren er vist i bilag 4.2.

Figur 4.10 Tildelte effektive kvælstofmængder i forhold til afgrødernes kvælstofnormer for afgrødegrupper med et kvælstofbehov indenfor fire bedriftstyper for 1999. Afgrødernes kvælstofnormer er fra Plantedirektoratet for 1999 og forventet markeffekt af husdyrgødning er opgjort med normaltal for 1997.



4.4 Kvælstofbalancer for landbrugsarealet i landovervågningsoplandene

For at belyse tabspotentialt for kvælstof i forbindelse med landbrugsproduktion er der foretaget en opgørelse over input og output på markniveau i landovervågningsoplandene. Input består i denne sammenhæng af tilført kvælstof med handelsgødning og husdyrgødning inklusiv udbinding samt kvælstoffixering og atmosfærisk deposition. Kvælstoffixering er fra 1990-97 beregnet efter *Kyllingsbæk (1995)*, og fra 1998 beregnet efter model opstillet i Grønt Regnskab i landbruget. Output i form af fjernet kvælstof er opgjort på basis af høstudbyttet og normaltal for afgrødernes kvælstofindhold for 1990-97 (*Vilhelm og Nielsen, 1990; Landsudvalget for kvæg, 1993 og 1995*), og for 1998 og 1999 beregnet i indberetningsprogrammet *Bedriftsløsning*.

Opgørelsesmetode

Opgørelsen over fjernet kvælstof er imidlertid forbundet med en vis usikkerhed; dette gælder specielt hvor afgrøden, afgrøderesten eller en eventuel efterafgrøde anvendes til foder. Dette skyldes dels usikkerhed ved indberetningerne med hensyn til brutto- og nettoudbytter; dels skyldes det usikkerhed, over hvorvidt hele udbyttet er blevet registreret, eller der for eksempel er taget et ekstra slæt eller foregæet en sen afgræsning. Balancen kan følgelig undervurdere fraførslen af kvælstof især fra græsafgrøder og korn med udlæg.

Ved beregning af balancer ses på hele det dyrkede areal, dvs. brakarealerne er også indregnet.

Tabspotentiale for kvælstof

Balancen er et mål for tabspotentialet; kvælstof kan tabes ved udvaskning, men også ved ammoniakfordampning og denitrifikation eller der kan ske en ophobning i jorden.

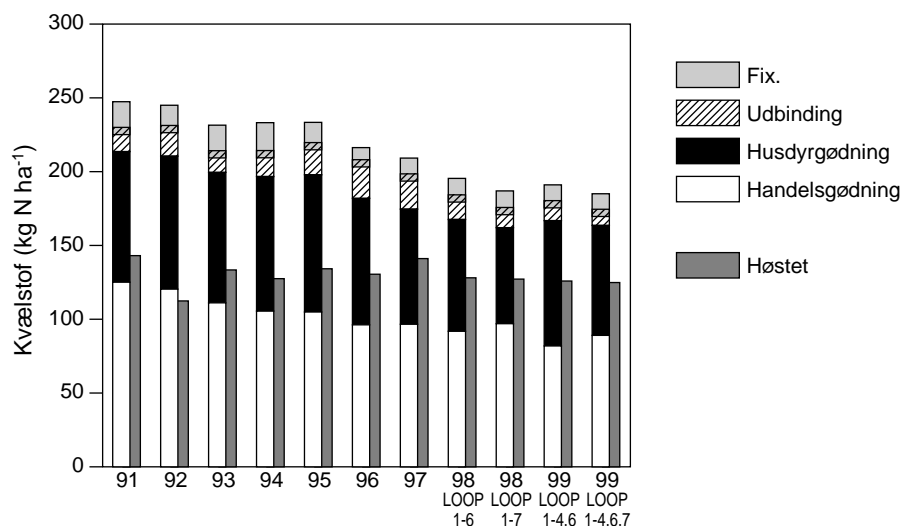
Udvikling i tabspotentiale

Udviklingen i kvælstofbalancerne for det dyrkede areal i perioden 1991-99 er vist i figur 4.11. Tilførslen af handelsgødningskvælstof er faldet fra 125 kg N ha⁻¹ i 1991 til 75 kg N ha⁻¹ i 1999. Tilførslen af husdyrgødningskvælstof har ligget nogenlunde stabilt fra 1991-95. Fra 1995 til 1999 har tilførslen via husdyrgødning været jævnt faldende, til 75 kg N ha⁻¹. Den totale tilførsel til landbrugsarealet er faldet med ca. 24 % fra 1991 til 1999. Kvælstof fjernet med afgrøderne har varieret mellem 112 og 143 kg N ha⁻¹, med de laveste værdier i 1992. Nettotilførslerne har varieret afhængig af høstudbytterne, men har dog generelt været faldende fra 128 kg N ha⁻¹ i 1991 til 80 kg N ha⁻¹ i 1999.

Nettotilførsel af kvælstof stiger med stigende husdyrtæthed

Nettotilførslen af kvælstof til markerne er stigende med stigende husdyrtæthed. Således var overskuddet i 1999 for planteavlsbrug, husdyrbrug med 0-1,0 DE ha⁻¹, 1,0-2,0 DE ha⁻¹ og husdyrbrug med mere end 2,0 DE ha⁻¹ henholdsvis 44, 62, 84 og 99 kg N ha⁻¹.

Figur 4.11 Kvælstofinput og kvælstofbalance for landbrugsjord i landovervågningsoplandene, 1991-99. (Brakarealerne er indregnet i denne opgørelse).



4.5 Fosforbalancer for landbrugsarealet i landovervågningsoplandene

Baggrund

Med hensyn til fosforgødsning forefindes vejledende normer for de enkelte afgrøder (*Håndbog for Plantedyrkning, 1999*); normerne gælder for jorde med middelhøj fosforstatus, og behovene og tilførslerne skal ses over en flerårig periode.

I Danmark sker regulering af husdyrgødningstilførsel til afgrøderne på basis af afgrødernes kvælstofbehov og husdyrgødningens indhold af kvælstof og i mindre omfang af fosfor. Dette betyder, at nogle husdyrgødede marker kan få tilført meget store mængder fosfor, uafhængigt af jordens fosforindhold i øvrigt. I nogle lande, fx Sverige reguleres husdyrgødningstilførslen desuden på basis af fosforindholdet i denne.

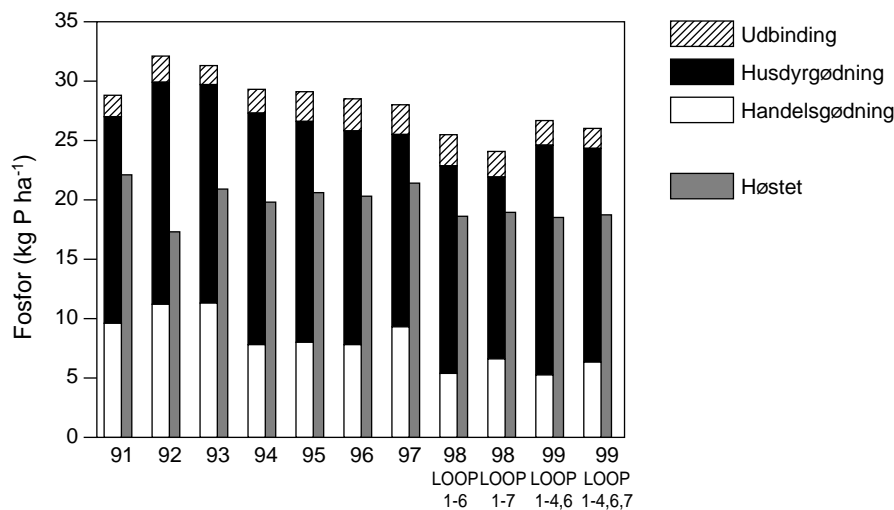
Udvikling i fosfor input

Fosfor fjernet med afgrøder

Udviklingen i fosforbalancerne for landbrugsarealet i perioden 1991-99 er vist i figur 4.12. Tilførsel af handelsgødningfosfor er faldet fra ca. 10,5 kg P ha⁻¹ i 1991-92 til 6,3 kg P ha⁻¹ i 1999. Alene fra 1997 til 1999 er forbruget af handelsgødning faldet fra 9,3 til 6,3 kg P ha⁻¹. Tilførslen af husdyrgødning fosfor var i 1991-92 ca. 19,6 kg P ha⁻¹ og i 1999 18,0 kg P ha⁻¹. Den totale tilførsel til landbrugsarealet er faldet med knap 20 %. Det største fald er sket fra 1997 til 1998 og skyldes primært faldet i brugen af handelsgødning.

Fra 1991 til 1997 er fosfor fjernet med afgrøderne opgjort på basis af høstudbyttet og normaltal for afgrødernes kvælstofindhold (Vilhelm og Nielsen, 1990; Landsudvalget for kvæg, 1993 og 1995). Fra 1998 er fosforindholdet udregnet i indberetningsprogrammet Bedriftsløsning. Opgørelsen er behæftet med samme usikkerhed som beskrevet for høstet kvælstof (afsnit 4.4). Det ses af figur 4.12, at høstet fosfor har varieret mellem 17,3 og 22,1 kg P ha⁻¹ i årene 1991-1999 med de laveste værdier i 1992. Dette medfører, at nettotilførslerne af fosfor til landbrugsjorden er faldet fra ca. 10,5 kg P ha⁻¹ i 1991-92 til 7,3 kg P ha⁻¹ i 1999.

Figur 4.12 Fosforinput og fosforbalance for det dyrkede areal i land-overvågningsoplandene, 1991-1999. (Brakarealerne er indregnet i denne opgørelse).



Nettotilførsel af fosfor størst for svinebrug og blandede brug

I tabel 4.6 er fosforbalancerne for 1999 opgjort for henholdsvis brugstyper og dyretæthedsgrupper. Tilførsel af fosfor til markerne på planteavlsbrugene udgjorde 12,8 kg P ha⁻¹ med handelsgødning og 4,3 kg P ha⁻¹ med husdyrgødning, mens husdyrbrugene forbrugte gennemsnitlig 3,3 kg P ha⁻¹ med handelsgødning og 24,2 kg P ha⁻¹ med husdyrgødning. Resultatet blev, at alle husdyrbrug havde en positiv nettotilførsel af fosfor. Planteavlsbrugene havde en netto frøelse af fosfor på 0,7 kg P ha⁻¹. Kvæg- og svinebrugene havde en nettotilførsel på henholdsvis 4,3 og 12,6 kg P ha⁻¹ og de blandede brug en nettotilførsel på 9,8 kg P ha⁻¹.

Tabel 4.6 Fosforbalancer for landbrugsjord på ejendomme med forskellig brugstyper og dyrtæthed, 1999.

	Brugstyper				Dyrtæthed			
	Plante	Kvæg	Svin	Blandet	0	0-1,0	1,0-2,0	> 2,0
Areal (ha)	1937	2412	1850	546	1960	1550	2053	711
Handelsgødn. (kg ha ⁻¹)	12,8	4,3	3,4	2,3	12,8	4,5	4,1	2,0
Husdyrgødn. ¹⁾ (kg ha ⁻¹)	4,3	19,5	28,4	24,6	4,3	20,1	23,9	32,0
Høstet P (kg ha ⁻¹)	17,8	19,5	19,2	17,1	17,9	19,0	18,0	21,9
Total tilf.-høstet (kg ha ⁻¹)	-0,7	4,3	12,6	9,8	-0,8	5,6	10,0	12,1

¹⁾ Husdyrgødning incl. udbinding.

Nettotilførsel af fosfor stiger med stigende husdyrtæthed

Af tabellen ses endvidere, at nettotilførslen steg med stigende husdyrtæthed; for grupperne 0, 0-1,0 og større end 1,0 DE ha⁻¹ udgjorde nettotilførslen således henholdsvis -0,8, 5,6 og ca. 11 kg P ha⁻¹.

4.6 Pesticidanvendelse i oplandene

I bekæmpelsesmiddelstatistikkerne opgøres pesticidforbruget dels som mængden af solgte aktive stoffer, dels som behandlingshyppigheden (kapitel 3). Behandlingshyppigheden er et udtryk for, hvor mange gange et areal er behandlet med den godkendte dosis. Behandlingshyppigheden beregnes på baggrund af salgsstatistikken for pesticider, afgrødefordelingen og det dyrkede areal.

Behandlingsindeks

I Landovervågningen, hvor pesticidforbruget er kendt på markniveau, kan foretages mere detaljerede opgørelser. Mængden af aktive stoffer udspredd på den enkelte mark er kendt. Endvidere kan der udregnes et behandlingsindeks (BI). Dette indeks, som er hentet fra indberetningsprogrammet Bedriftsløsning, beregnes for den enkelte behandling som den faktisk anvendte dosis set i forhold til den godkendte dosis. Herefter kan det totale behandlingsindeks for de enkelte marker eller for forskellige gruppeinddelinger opgøres. Behandlingsindekset udtrykker således samme forhold som den ovenfor beskrevne behandlingshyppighed.

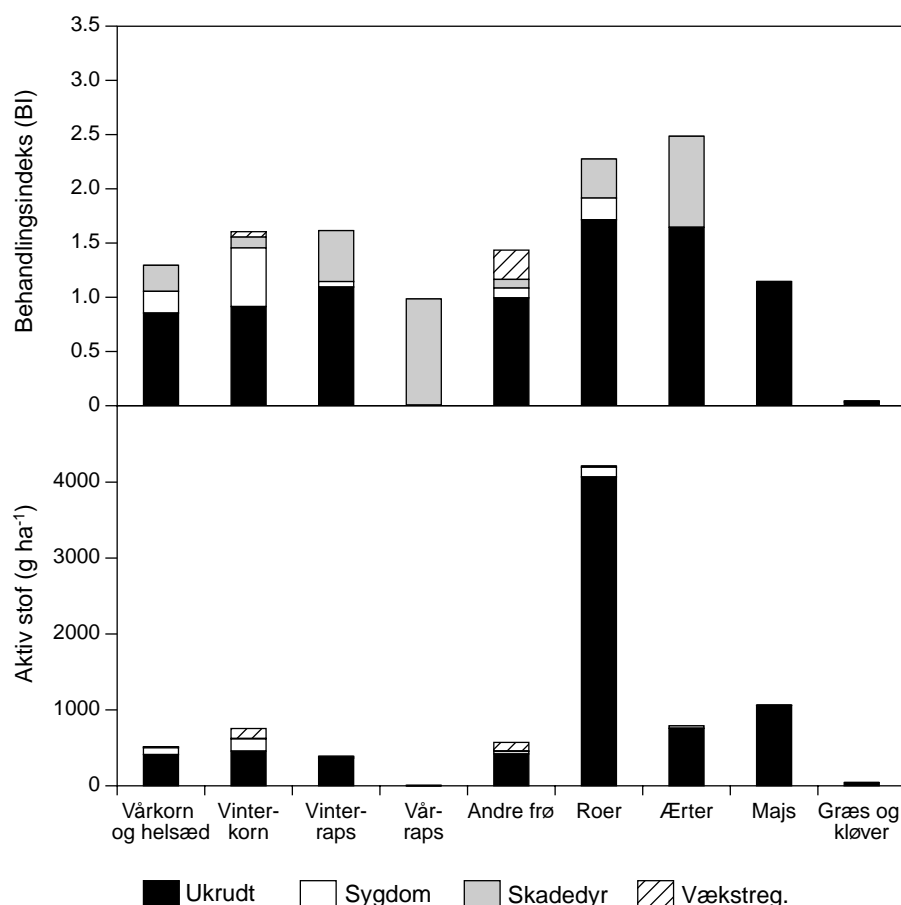
Pesticidanvendelse kan deles i fire behandlingsemner: herbicid, fungicid, insekticid og vækstregulering. I nærværende beskrivelse er behandlingsindeks og mængde aktiv stof opdelt på disse emner og opgjort for forskellige afgrødegrupper (figur 4.13)

Det ses, at herbiciderne udgør langt den overvejende del. Opgjort som aktiv stof er der, som gennemsnit for hele det dyrkede areal, anvendt 0,83 kg ha⁻¹. Heraf udgør herbiciderne 82 %, mens fungicider, insekticider og vækstreguleringsmidlerne udgør henholdsvis 11 %, 1 % og 6 %. Opgjort som behandlingsindeks er herbiciderne stadig dominerende, men fungicider og insekticider har også et vist omfang. Det gennemsnitlige behandlingsindeks for hele det dyrkede areal er 1,15. Heraf udgør herbiciderne 65 %, fungiciderne 19 % og insekticiderne 14 %; vækstreguleringsmidlerne udgør 2 %.

Roer har det højeste BI og græs behandles stort set ikke

Behandlingsindekset er lavere for vårkorn (1,29) end for vinterkorn (1,61) og lavere for vårraps (0,98) end for vinterraps (1,61). Roer har langt det højeste behandlingsindeks (2,5). Græsafgrøder behandles så godt som aldrig.

Figur 4.13. Behandlingsindeks og udspredd aktiv stof til forskellige afgrøder i Landovervågningen 1998/99 (LOOP 1-4 og 6).



Behandlingsindeks lavt i 1998/99 på grund af vådt efterår i 1998.

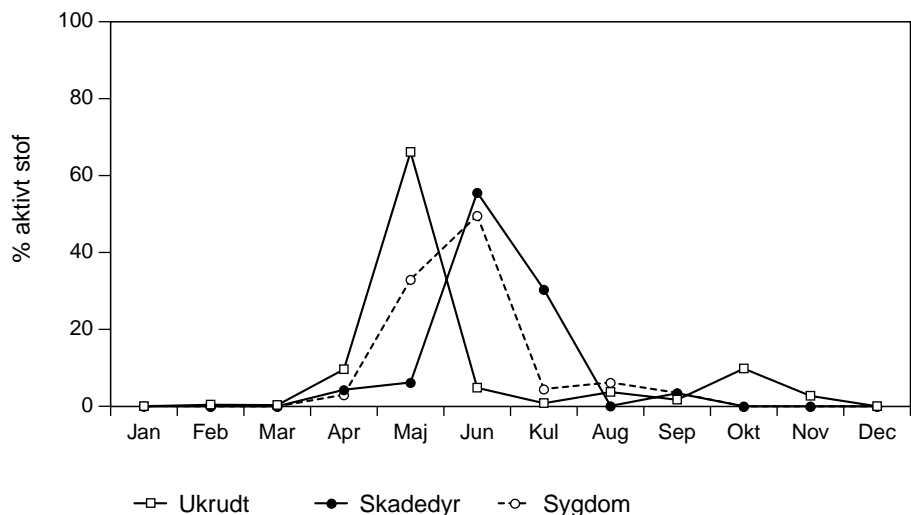
Behandlingsindekset er lavere i 1998/99 (1,15) end det foregående år (1,40). Årsagen hertil er specielt lave behandlingsindeks til vinterafgrøder i oplandene på Fyn og Jylland. I LOOP 1 (Storstrøm) er behandlingsindekset for vinterafgrøderne på samme niveau som foregående år. Efteråret 1998 var meget fugtigt, hvilket forhindrede landmændene i at komme ud med sprøjten i de vestlige dele af landet. Dette vil normalt følges op af en større sprøjtning om foråret. Men der kan ikke behandles for græsukrudd i vintersæd om foråret, hvorfor forårssprøjtning ikke fuldt ud bliver kompenseret for manglende sprøjtning i efteråret.

På landsplan var behandlingshyppigheden for vintersæd meget større (3,2) end behandlingsindekset i Landovervågningen (1,6). Den manglende behandling i efteråret 1998 viser sig formodentlig ikke i ståtistikken på landsplan, idet landmændene kan have indkøbt midlerne i forventning om at der skulle sprøjtes.

Sprøjtetidspunkterne opgjort på baggrund af anvendt mængde aktiv stof er vist i figur 4.14 for de enkelte behandlingsemner. Det fremgår at sprøjtesæsonerne hovedsagelig er koncentreret til april-maj-juni (81 % af aktiv stoffer) og oktober måned (10 % af aktiv stoffer). Herbiciderne anvendes især i april-maj og oktober, fungiciderne i maj-juni og insekticiderne i juni-juli måned. Sprøjtning med herbicider i oktober måned er fortrinsvis til vinterhvedemarker.

Fortsatte opgørelser over pesticidanvendelse på markniveau i de kommende år i Landovervågningen vil gøre det muligt at følge udviklingen i behandlingspraksis.

Figur 4.14. Sprøjtetidspunkter for de enkelte behandlingsemner i Landovervågningen i 1998/99 (LOOP 1-4 og 6).



4.7 Samlet vurdering af udviklingen i landbrugspraksis i landovervågningsoplandene og for hele landet

Udvikling i landbrugspraksis i landovervågningsoplandene 1990 - 1999

Grønne marker udgør 70 % af det dyrkede areal. Heraf udgør græs inklusiv brak, vinterraps og korn med udlæg 41 %, vinterkorn 41 % og rodfrugter, majs, halmnedmuldning og juletræer 18 %. Kun førstnævnte gruppe samt rodfrugter (roer) kan forventes at optage betydelige kvælstofmængder i efterårs- og vintermånederne. I 1999 står 85% af dyreenhederne på ejendomme med mindst 9 måneders opbevaringskapacitet. Andelen af forårs-/sommerudbringningen steg 31 %-point fra 1990 til 1998, dette inkluderer et fald på 5 %-point fra 1997 til 1999.

Kvælstof tilførsel i landovervågningsoplandene 1990 - 1999

Fra 1990 til 1998 blev handelsgødningsforbruget reduceret, således at udnyttelsen af husdyrgødningen steg 42 %-point, men i 1999 faldt udnyttelsen til 47% primært på grund af normsænkningen. Husdyrgødningen fordeles bedre i 1994-1999 end tidligere, idet især brugen af slæbeslanger er blevet mere udbredt. I 1999 overgødskes der på ca. 20 % af arealet, opgøres overgødskningen i forhold til optimale afgrødenormer overgødskes på ca. 10% af arealet. I perioden er overgødskningens størrelse aftaget betydeligt. Ca. 14 % af ejendommene, som anvendte husdyrgødning i 1999, opfyldte ikke minimumskravet til udnyttelse af husdyrgødning; disse havde et jordtilliggende på ca. 15 % af det dyrkede areal. For en bedre udnyttelse af husdyrgødningen skal handelsgødningsforbruget sænkes yderligere.

Fosfortilførsel i landovervågningsoplandene 1990-1999

I landovervågningsoplandene i 1999 er det vist at, planteavlslbrugene havde negativ fosfor tilførsel; $-0,7 \text{ kg P ha}^{-1}$. Nettotilførselen på kvæg- og svinebrugene udgjorde henholdsvis 4,3 og 12,6 kg P ha^{-1} og blandede brug tilførte 9,8 kg P ha^{-1} . På husdyrbrugene steg nettotilførselen med stigende husdyrtæthed.

Pesticidanvendelse i landovervågningsoplandene

Indberetningen af pesticidforbrug er startet i overvågningsoplandene i 1998. Behandlingsindekset i 1998/99 var lavt, idet det våde efterår i 1998 forhindrede landmændene i at sprøjte for ukrudt til

vinterafgrøderne. Den manglende efterårsprøjtning er ikke fuldt ud kompenseret af større forårsprøjtning. Fortsatte opgørelser over pesticidanvendelse på markniveau i de kommende år i Landovervågningen vil gøre det muligt at følge udviklingen i behandlingspraksis.

[Tom side]

5 Næringsstofudvaskning fra rodzonen - målinger på stationsmarker

I dette afsnit gives en beskrivelse af stationsmarkerne mht. jordbundsforhold og arealanvendelse. Resultater fra jordvandsmålinger og drænvandsmålinger præsenteres, og der foretages en beskrivelse af udviklingstendenser med hensyn til kvælstofkoncentrationer i jordvandet.

Ved overvågningsperiodens start udførtes målingerne i 6 oplande. Ved revisionen i 1998 blev måleprogrammet i ét sandjordsopland lukket på grund af problemer med manglende funktionsevne af jordvandsstationer, og desuden forurening fra en flyveplads.

5.1 Beskrivelse af stationsmarker

Jordbundsforhold

Jordbundskemiske og fysiske parametre for stationsmarkerne er beskrevet af *Jensen & Madsen (1990)*, og *Blicher-Mathiesen et al. (1990)*. Nedenfor er givet nogle nøglepunkter.

Oplandene kan inddeles i to hovedgrupper

Lerjordsoplandene:	LOOP 1 Storstrøm LOOP 4 Fyn LOOP 3 Vejle/Århus
Sandjordsoplandene:	LOOP 2 Nordjylland LOOP 5 Ringkøb./Viborg (lukket 1998) LOOP 6 Sønderjylland

For lerjordsoplandene er 14 stationsmarker klassificeret som sandblandet ler (jb nr. 6), mens 4 marker er klassificeret som lerjorde (jb nr. 7). Jordene i LOOP 1 er yderligere karakteriseret ved at have et højt kalkindhold i lagene umiddelbart under rodzonen (gns. 16 % i 100-130 cm dybde).

For de to sandjordsoplande (LOOP 2 og 6) er 11 stationsmarker klassificeret som grovsandet jord (jb nr. 1), mens 2 stationsmarker er klassificeret som lerblandet sandjord (LOOP 2) og en stationsmark som sandblandet lerjord (LOOP 6). For jordene i LOOP 2 er der ofte fundet et lerholdigt lag i eller umiddelbart under rodzonen. For LOOP 5, som blev lukket i 1998 er alle stationsmarkerne klassificeret som grovsandet jord (jb nr. 1)

Landbrugsmæssig drift

Landbrugsmæssige forhold vedrørende de enkelte stationsmarker findes i bilag 5.2. Det gennemsnitlige gødskningsniveau på stationsmarkerne ligger meget tæt på niveauet for oplandene, dog er gødningsniveauet for stationsmarkerne i LOOP 6 højere end for oplandet (tabel 5.1). Ligeledes svarer afgrødefordelingen på stationsmarkerne nogenlunde til fordelingen i oplandene; dog udgør værkorn m. udlæg og rodfrugter en større andel på stationsmarkerne, mens vedvarende

græs ikke indgår i afgrødefordelingen på stationsmarkerne (se i øvrigt Grant et al., 1997).

Det antages på denne baggrund, at de nedenfor beskrevne næringsstofudvaskninger fra rodzonen, herunder drænvand anses for niveaustørrelser for oplandene.

Tabel 5.1. Gødskningsniveau (summen af tilført handelsgødning, husdyrgødning og udbinding), angivet i kg N ha⁻¹, for stationsmarker og for oplandene 1989/90-1998/99.

	Stationsmarker	Oplandet
Lerjorde		
LOOP 1	132	146
LOOP 4	200	204
LOOP 3	187	188
Sandjorde		
LOOP 2	254	248
LOOP 6	305	237

5.2 Jordvandsmålinger

Kvælstofformer i jordvandet

Nitrat N udgør 82-97 % af total N

Siden 1993 er der ved alle jordvandsstationer blevet bestemt nitrat N, ammonium N og total N på de ugentlige puljede prøver. Middelværdier af nitrat N og total N er vist for de enkelte oplande i tabel 5.2. Indholdet af ammonium N har været lavt ved alle stationer, overvejende mellem 0,01 og 0,1 mg N l⁻¹. Forskellen mellem total N og nitrat N må derfor hovedsageligt bestå af organisk bundet kvælstof.

Tabel 5.2 Gennemsnitlige årlige koncentrationer af total N og nitrat N (simple middelværdier af ugentlige målinger) for årene 1993-1999.

	Tot-N mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	Forskel %
Lerjorde			
LOOP 1	16,2	15,7	3,1
LOOP 4	15,7	14,9	5,1
LOOP 3	16,2	13,3	17,9
Sandjorde			
LOOP 2	28,6	26,3	8,0
LOOP 6	19,9	18,9	5,6

Forskellen mellem koncentrationen af total N og nitrat N har for de fem oplande varieret mellem 3,1-17,9 %. En gennemgang af koncentrationskurverne har vist, at de største forskelle generelt er til stede i begyndelsen af afstrømningssæsonen, september-oktober. Det er muligt, at der efter sommerperioden sker frigørelse og nedvaskning af opløselige organiske kolloider fra topjorden. Da afstrømningsmængderne i begyndelsen af afstrømningssæsonen stadig er lave, får

et stort indhold af organisk N i jordvandet i denne periode ikke stor indflydelse på den totale årlige udvaskning.

Beregningsmetode for afstrømning og udvaskning fra rodzonen

Afstrømningen fra rodzonen beregnes vha. en afstrømningsmodel (EVACROP eller DAISY) og med nedbør korrigeret til jordoverfladen som inputdata. DMI udmeldte i 1998 nye korrektionsfaktorer, som også er gældende tilbage i tid. Der er foretaget genberegning med de nye korrektionsfaktorer af alle afstrømningsdata tilbage fra 1989. Næringsstofudvaskningen fra rodzonen beregnes på baggrund af målte næringsstofkoncentrationer i jordvandet og de beregnede afstrømningsdata.

Afstrømning fra rodzonen

Beregnet årlig vandafstrømning fra stationsmarkerne er vist i figur 5.1 og desuden i bilag 5.1 som gennemsnit for oplandene. Afstrømningerne har varieret betydeligt gennem måleperioden afhængig af nedbør og vækstbetingelser i øvrigt. Således var 1993/94 og 1994/95 meget nedbørsrige år med stor afstrømning fra rodzonen. Disse år blev efterfulgt af 1995/96 - et år med rekord lav nedbør og lille afstrømning fra rodzonen. For nogle af lerjordsoplandene var der slet ikke afstrømning i dette år. Også i 1996/97 var afstrømningen lav. 1997/98 og især 1998/99 var atter nedbørsrige år, med henholdsvis 10% og 37 % højere afstrømning end gennemsnittet for perioden 1989/90-1998/99.

Som gennemsnit for hele måleperioden 1989/90-1998/99 var afstrømningen fra lerjordsoplandene (LOOP 1, 4, 3) 376 mm pr år og for sandjordsoplandene (LOOP 2, 6) 530 mm pr. år.

Kvælstofudvaskning

De årlige udvaskninger af kvælstof samt de årlige vandføringsvægtede kvælstofkoncentrationer er vist i figur 5.1 og desuden i bilag 5.1 som gennemsnit for oplandene. Koncentrationer og udvaskning er beregnet for nitrat-N.

N koncentrationer for landbrugsjord

Koncentrationen af nitrat-N i jordvandet på landbrugsjord har varieret igennem måleperioden, og lå på gennemsnitlig 19,6 mg N l⁻¹ i lerjordsoplandene (LOOP 1, 4, 3) og på 28,5 mg N l⁻¹ i sandjordsoplandene (LOOP 2, 6).

De højeste koncentrationer igennem måleperioden var generelt at finde for lerjordene i 1992/93 og for sandjordene i 1991/92 og 1992/93. De høje koncentrationer i 1992/93 skyldes utvivlsomt den tørre sommer (lavt udbyttensniveau) efterfulgt af store nedbørsmængder i efteråret 1992.

Lav N koncentration ved skov-areal

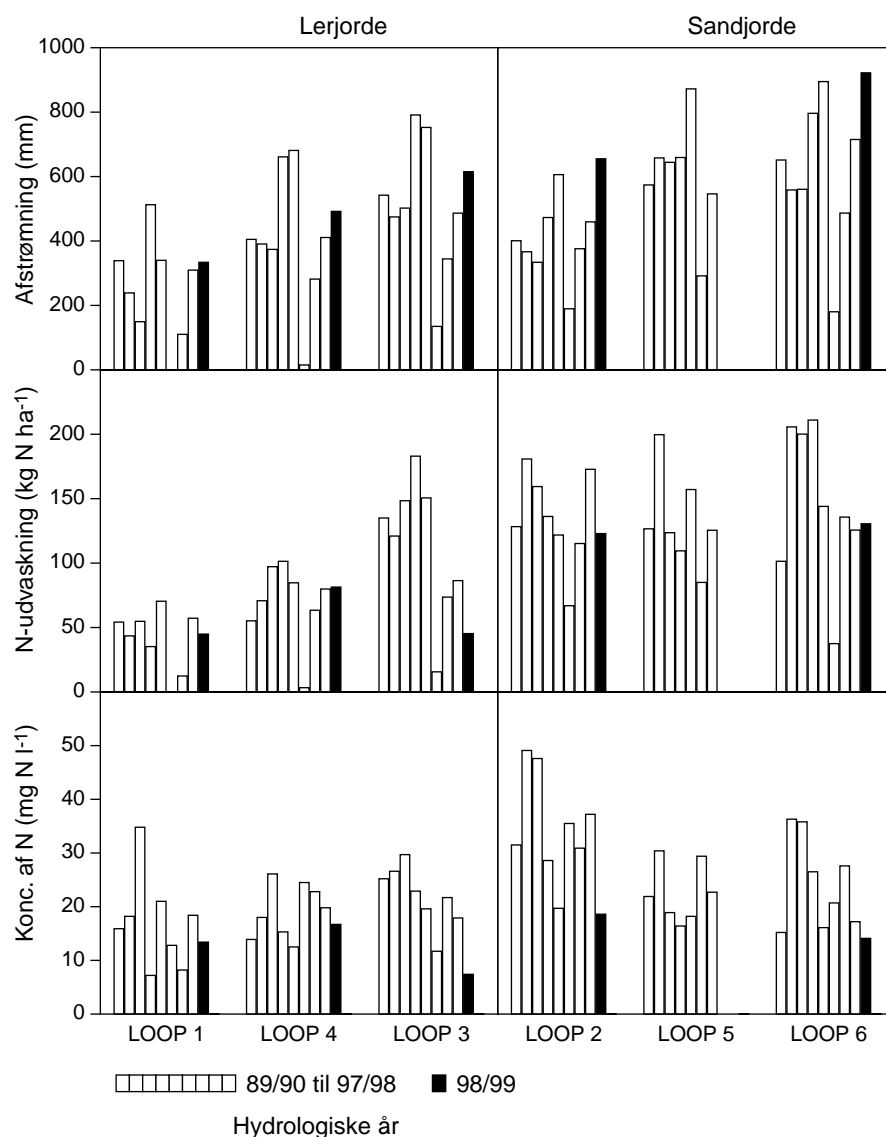
Ved en skovstation i LOOP 3 lå den gennemsnitlige koncentration af nitrat-N på 4,4 mg N l⁻¹ i perioden 1989/90 - 1997/98.

Årlig N udvaskning

De årlige kvælstofudvaskninger har varieret gennem måleperioden og i nogen grad fulgt variationerne i vandafstrømning. Således var udvaskningen af nitrat-N i 1995/96 og 1996/97 lav og i 1997/98 og 1998/99 igen ret høje. Som gennemsnit for måleperioden 1989/90-

1998/99 udgjorde kvælstofudvaskningerne henholdsvis 73 kg N ha⁻¹ år⁻¹ for lerjordene (LOOP 1, 4, 3) og 138 kg N ha⁻¹ år⁻¹ for sandjordene (LOOP 2, 6).

Figur 5.1 Årlig vandafstrømning og N udvaskning fra rodzonen, samt vandføringsvægtede N koncentrationer i jordvandet som gennemsnit for stationerne i de seks oplande for årene 1989/90-1998/99. N er angivet som nitrat N. Tallene er desuden præsenteret i bilag 5.1.



Udvikling i N udvaskning

Det generelle mønster er at udvaskningen har været stigende igennem perioden indtil 1992-1994, hvorefter udvaskningen igen har været faldende. Variationerne igennem denne periode kan være klimatisk betingede. I 1995/96 og 1996/97 var udvaskningerne som før nævnt lave på grund af den lille nedbør i perioden, mens udvaskningerne i 1997/98 og 1998/99 igen var steget som følge af stor nedbør, dog ikke til samme niveau som først i 1990'erne.

Fosforudvaskning

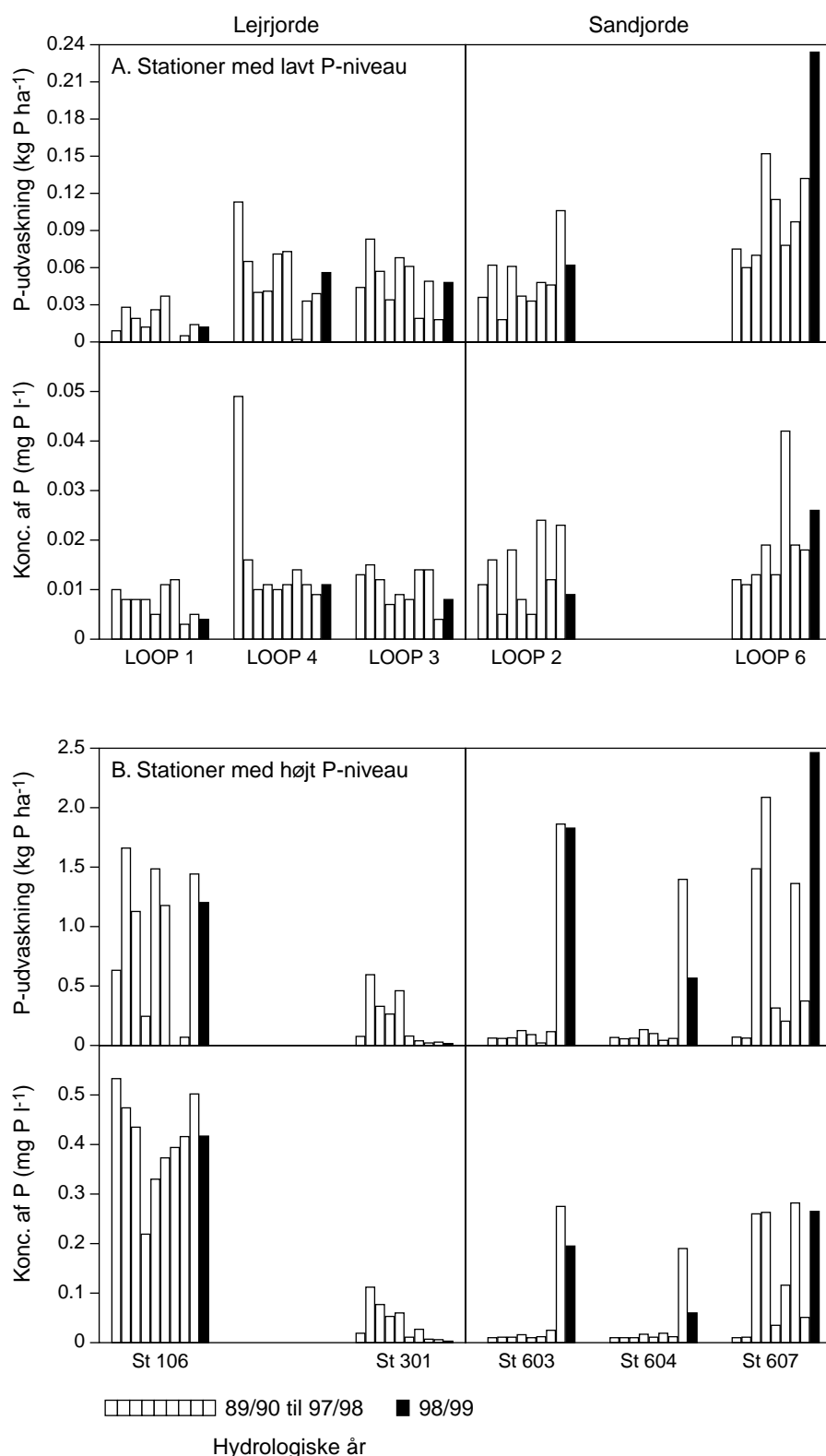
De årlige udvaskninger af ortho-P samt de årlige vandføringsvægtede koncentrationer af ortho-P er vist i figur 5.2 som gennemsnit for stationer dels med lave P værdier (a) dels med høje P værdier (b). De årlige udvaskninger af ortho-P for de enkelte stationer er givet i bilag 5.3.

Lave P koncentrationer og udvaskninger ved de fleste stationer

For 26 jordvandsstationer har koncentrationerne af ortho-P været lave i hele måleperioden, henholdsvis 0,011 mg P l⁻¹ for lerjordsoplandene og 0,016 mg P l⁻¹ for sandjordsoplandene. Ligeledes har

udvaskningerne været lave, henholdsvis 0,039 kg P ha⁻¹ år⁻¹ for lerjordsoplandene og 0,082 kg P ha⁻¹ år⁻¹ for sandjordsoplandene.

Figur 5.2. Årlig udvaskning af ortho-P fra rodzonen samt vandføringsvægtede koncentrationer af ortho-P i jordvandet som gennemsnit for stationerne i fem oplande for årene 1989/90-1998-/99. A: stationer med lave P niveauer, B: stationer med højt P niveau.

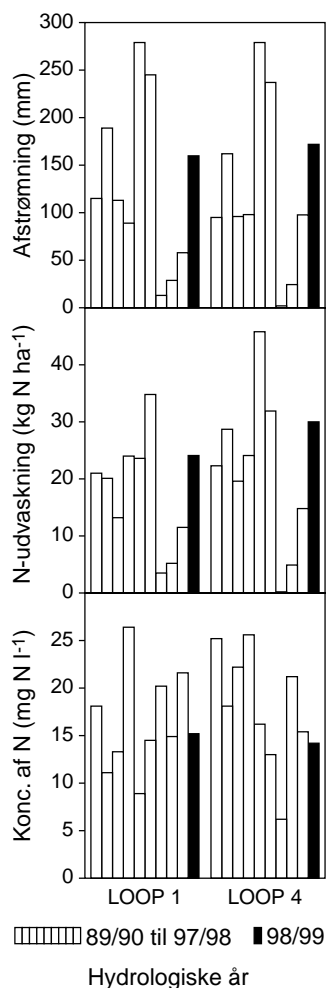


Høje P koncentrationer og udvaskninger på enkelte stationer

For én station i LOOP 1 (Storstrøm) har der været målt konstant høje P koncentrationer i jordvandet, gennemsnitlig 0,409 mg P l⁻¹. Høje fosforværdier på denne lokalitet er også målt for drænvand og grundvand. Disse høje fosforkoncentrationer må ses som en effekt af jordens meget høje fosfortal (Pt=10,7).

I LOOP 3 (Vejle/Århus) ved station 301 har de vandføringsvægtede koncentrationer af ortho-P i gennemsnit ligget på 0,038 mg P l⁻¹. Koncentrationen har dog tydeligvis været faldende fra 1990/91 og igennem måleperioden. Ved samme station har N-udvaskningerne også været større end forventet på baggrund af N tilførslerne og N-udvaskningerne har ligesom P-udvaskningerne været faldende igennem måleperioden (bilag 5.3). De høje udvaskninger af både N og P må skyldes, at der ved måleperiodens begyndelse fandtes et stort indhold af let omsættelig organisk materiale i jorden, f.eks. på grund af tidligere store tilførsler af husdyrgødning.

I LOOP 6 (Sønderjylland) var der ved to stationer i 1997/98 og 1998/99 meget høje koncentrationer 0,060-0,272 mg P l⁻¹, og ved én station har koncentrationerne fluktueret mellem 0,010 og 0,270 mg P l⁻¹. Årsagen til de høje koncentrationer kan henføres til meget store P tilførsler med husdyrgødning givet på en gang - op til 155 kg ha⁻¹ (st. 607) eller stor afgræsningsintensitet. Opløjning af græs (st. 603 og 607) kan eventuelt også medvirke til den store udvaskning. Johnston (1998) har beskrevet betydningen af husdyrgødning og organisk materiale for fosfortransporten i jorden.



Figur 5.3 Årlig vandafstrømning og N udvaskning fra dræn samt vandføringsvægtede N koncentrationer i drænvandet som gennemsnit for stationerne i to lerjordsoplande for årene 1989/90-1998/99. N er angivet som nitrat N.

5.3 Drænvandsmålinger

Prøvetagning af drænvand har i perioden 1989-1997 alene bestået af ugentlige stikprøver. I erkendelse af at fosfor transport til dræn sker episodisk ved nedbørshændelser (Grant et al., 1997) er programmet i 1998 udvidet med intensiv prøvetagning. Dette prøvetagningsprogram startede ved afstrømningssæsonens start i efteråret 1998.

Drænvandsafstrømning fra lerjorde

Den årlige vandafstrømning fra drænene er vist i figur 5.3 som gennemsnit for stationerne i lerjordsoplandene LOOP 1 (Storstrøm) og LOOP 4 (Fyn).

Drænvandsafstrømningen har ligesom afstrømningen fra rodzonen varieret betydeligt igennem måleperioden afhængig af de klimatiske forhold. I 1995/96 og 1996/97 var drænene kun vandførende i korte perioder, og drænvandsafstrømningen udgjorde kun nogen få mm. Som gennemsnit for hele måleperioden 1989/90-1998/99 udgjorde drænvandsafstrømningen 53 % af afstrømningen fra rodzonen i LOOP 1 og 32 % af afstrømningen i LOOP 4.

Kvælstoftab fra lerjorde

De årlige tab af kvælstof samt de årlige vandføringsvægtede kvælstofkoncentrationer er vist i figur 5.3 som gennemsnit for stationerne i de to oplande. Koncentrationer og tab er givet som nitrat-N.

De gennemsnitlige koncentrationer af nitrat-N har igennem måleperioden meget nøje fulgt variationerne for jordvandet.

Sammenholdes koncentrationerne af NO₃-N og total N for de stationer, hvor begge parametre er bestemt, fremgår at NO₃-N udgør 96 % af total N.

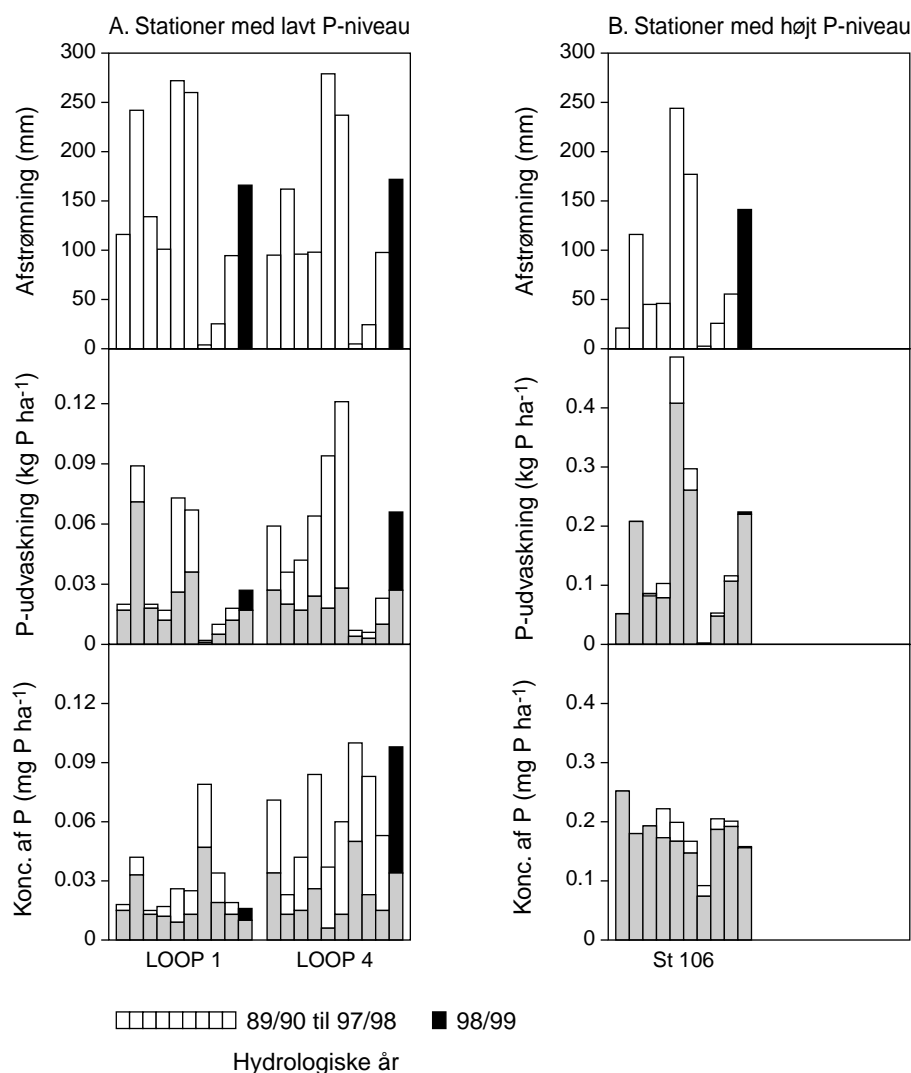
Koncentrationerne af $\text{NH}_4\text{-N}$ har været lave i drænvandet. Oftest har de ligget på et endnu lavere niveau end ved jordvandsanalyserne.

Variationen i kvælstoftab fra drænene i både LOOP 1 og LOOP 4 har fulgt variationen i afstrømningen. Tabet af nitrat fra drænene har i måleperioden udgjort henholdsvis 43 % og 31 % af udvaskningen fra rodzonen i LOOP 1 og LOOP 4.

Fosfortab fra lerjorde

De årlige tab af opløst og total P samt de årlige vandføringsvægtede koncentrationer af P former er vist i figur 5.4 som gennemsnit for stationerne i de to oplande. Forskellen mellem total P og opløst P antages at bestå af partikulært P og/eller organisk P. I LOOP 1 ved station 106 har P i drænvandet ligesom ved jordvandet ligget på et langt højere niveau end ved de øvrige stationer; denne station er derfor ikke medtaget i gennemsnittet. Ligeledes er de to manuelle stationer ikke medtaget, idet der ved disse stationer kun blev målt ortho-P; udeladelse af disse to stationer antages ikke at forskyde billedet, idet ortho-P koncentrationerne her har ligget tæt på gennemsnittet.

Figur 5.4. Årlig vandafstrømning og P tab fra dræn, samt vandføringsvægtede koncentrationer af P i drænvand som gennemsnit for stationerne i to lerjordsoplande for årene 1989/90-1998/99. Søjlerne angiver total P, mens den skraverede del af søjlerne angiver ortho-P. A: stationer med lavt P niveau, B: station med højt P niveau.



Opløst og partikulært P i drænvand

De vandføringsvægtede koncentrationer af total P i drænvand har i gennemsnit over 10 måleår ligget på 0,029 mg P l⁻¹ ved tre stationer i LOOP 1 og 0,065 mg P l⁻¹ ved fem stationer i LOOP 4; mens tabene

har ligget på 0,034 kg P ha⁻¹ år⁻¹ i LOOP 1 og 0,052 kg P ha⁻¹ år⁻¹ i LOOP 4. Tabene af ortho-P har udgjort henholdsvis 62 % og 35 % af total P for de to oplande. Det vil sige partikulært P udgør en væsentlig del af P tabet fra dræn på lerede jorde; andelen har været særlig stor i LOOP 4. Lignende indhold af partikulært P er rapporteret af f.eks. Hansen (1986), Hansen og Petersen (1985) og Grant et al. (1996; 1997). Ved station 106 i LOOP 1 har de gennemsnitlige koncentrationer af total P ligget på 0,187 mg P l⁻¹ og udvaskningen har ligget på gennemsnitlig 0,162 kg P ha⁻¹ år⁻¹; heraf har ortho-P udgjort 91 %. Som nævnt tidligere er årsagen til et stort P tab fra denne jord et meget højt fosfortal i topjorden (Pt=10,7).

Drænvandsafstrømning fra et lavt liggende sandjordsareal

Næringsstofudvaskning fra et lavtliggende areal på sandjord

Næringsstofudvaskningen bestemmes fra et lavtliggende areal i LOOP 2 (Nordjylland). Arealet er et tidligere engareal med tilstrømmende grundvand. De arealspecifikke afstrømninger baseret på det topografiske opland er derfor høje; den gennemsnitlige vandafstrømning har således ligget på 892 mm år⁻¹ i perioden 1990/91-1998/99, og årsvariationerne har været langt mindre end på lerjorde.

Nitrat koncentrationerne har i samme periode ligget på gennemsnitlig 10,9 mg N l⁻¹, hvilket er lavt sammenlignet med de nitratkoncentrationer, der normalt forekommer i rodzonevand på sandjorde. Der er tendens til aftagende nitrat koncentration igennem perioden, idet koncentrationerne i 1990/91-1993/94 lå på gennemsnitlig 14,2 mg N l⁻¹ og i 1994/95-1998/99 på 8,2 mg N l⁻¹.

Fosfor koncentrationerne i drænvandet fra dette areal er høje. Således har koncentrationen af total P i måleperioden ligget på gennemsnitlig 0,094 mg P l⁻¹. Ortho-P har udgjort 38 % af den totale P udvaskning. Den resterende del af udvasket P består formodentlig både af partikulært/kollodiale P samt opløst organisk P, idet der er tale om et tidligere engareal. Det må konkluderes, at dette tidligere engområde på sandjord har et stort potentiale for tab P til vandmiljøet.

Usikkerhed omkring bestemmelse af fosfortab

De ovenfor beskrevne fosfortab gennem dræn er bestemt ved udtagning af ugentlige stikprøver. Da fosforkoncentrationen i drænvandet kan variere betydeligt indenfor korte tidsintervaller i forbindelse med nedbørshændelser, kan det være ret tilfældigt, hvilket koncentrationsniveau stikprøven repræsenterer. Tidligere undersøgelser af drænvand (Grant et al., 1997) og vandløb (Bøgestrand, 2000) har vist, at fosfortransporten oftest undervurderes med stikprøvetagning i forhold til intensiv prøvetagning.

For at optimere bestemmelsen af fosfortab gennem dræn i Landovervågningen blev der fra begyndelsen af det hydrologiske år 1998/99 etableret intensiv prøvetagning fra to dræn i LOOP1 og i LOOP4 og fra ét dræn i LOOP2. Der er foretaget en tidsproportional prøvetagning i form af timeprøver, puljet til en ugentlig prøve. Resultaterne heraf viser, at fosfortabet i 1999 bestemt ved den normale stikprøvetagning i 1999 i nogen tilfælde var undervurderet og i andre tilfældet overvurderet i forhold til den intensive prøvetagning (tabel 5.2). Således har tabet af ortho-P og total P bestemt ved stikprøver ligget på

henholdsvis 80-128 % og 61-196 % i forhold til bestemmelsen ved intensiv prøvetagning. Fremtidige undersøgelser vil vise om der eventuelt kan trækkes et generelt mønster frem.

Tabel 5.2. Bestemmelse af fosfortab fra drænen ved henholdsvis stikprøve og intensiv prøvetagning, 1999.

	Ortho-P			Total P		
	stikpr. kg P ha ⁻¹	int. pr. kg P ha ⁻¹	forskel %	stikpr. kg P ha ⁻¹	int. pr. kg P ha ⁻¹	forskel %
LOOP1 a	0,016	0,020	80	0,025	0,041	61
LOOP1 b	0,281	0,253	111	0,298	0,293	102
LOOP4 a				0,157	0,080	196
LOOP4 b				0,040	0,066	61
LOOP2	0,877	0,682	128	1,709	1,959	87

5.4 Udviklingstendenser i jordvandets kvælstofkoncentrationer

Opgørelser over landbrugspraksis (kapitel 3 og 4) har vist en væsentlig forbedring i landbrugets gødningsanvendelse. Ligeledes har modelberegninger ved normalt klima vist en reduktion i kvælstofudvaskningen (kapitel 6). Også målinger af kvælstof i jordvandet har vist faldende kvælstofkoncentrationer siden 1990. Klimatiske variationer samt år til år variationer i driftsforhold slører imidlertid billedet. I det følgende er der foretaget en statistisk udviklingsanalyse, som i nogen grad tager højde for de store variationer fra år til år.

Kendall test på grupper af stationer

En 'Kendall sæson test' (Hirsch & Slack, 1984) er velegnet til analyse af miljø data. En Kendall test er en ikke-parametrisk statistisk test, som er robust mod sæsonvariationer. Analysen foretages på grupper af målestationer. Der udføres først en statistisk test for hver station, og disse test kombineres herefter til en overordnet test. Analysen er udført på vandføringsvægtede årskoncentrationer for perioden 1990/91-1998/99, dvs. for en 9-års måleperiode. Til trods for at koncentrationerne er vandføringsvægtede er de dog ikke fuldstændig klima uafhængige. I undersøgelsen indgår data fra alle jordvandsstationer, hvor der er en fuld analyseserie, i alt 29 jordvandsstationer. LOOP 5 er udeladt af undersøgelsen.

Der er udført to sæt analyser - ét sæt med gruppering af målestationer i oplande, og ét sæt med gruppering efter jordtyper.

Signifikant fald i N-koncentration i jordvandet

Ved analysen af oplandsgrupperne er der fundet et fald i jordvandets N-koncentrationer i alle oplande (tabel 5.3). Faldet er signifikant i tre ud af fem oplande. Foretages undersøgelsen på grupper af jordtyper ses en signifikant reduktion i kvælstofkoncentrationer for både sand og ler. Den gennemsnitlige reduktion for sandjorderne er 2,8 mg N l⁻¹ pr. år og for lerjorderne 1,1 mg N l⁻¹ pr. år.

Det må konkluderes, at der som gennemsnitsbetragtning er et signifikant fald i de målte kvælstofkoncentrationer i jordvandet igennem perioden fra 1991 til 1999. På grund af det begrænsede antal stationer og usikkerheden mht. klimapåvirkningen, vil der være meget stor usikkerhed på størrelsen af reduktionen.

Tabel 5.3. Udvikling i vandføringsvægtede kvælstofkoncentrationer i jordvand i Landovervågningen i perioden 1990/91-1998/99.

Opland	Region	Antal st.	Jord-type	Målt N-konc. mg N l ⁻¹ Gns.90/91-98/99	Udvikling, mg N l ⁻¹ per år
LOOP 2	Nordjyll.	6	JB 1-4	33,4	***
LOOP 6	Sønderjyll.	8	JB 1	23,3	***
<i>Sandjorde</i>		14		27,5	-2,8***
LOOP 1	Lolland	5	JB 6-7	17,2	ns
LOOP 4	Fyn	6	JB 6-7	19,0	ns
LOOP 3	Østjylland	4	JB 6-7	22,9	**
<i>Lerjorde</i>		15		18,5	-1,1*

5.5 Sammenfatning

Undersøgelse af næringsstofudvaskning fra rodzonen er udført på 18 stationsmarker i 3 lerjordsoplande og på 14 stationsmarker i 2 sandjordsoplande (indtil 1998 dog yderligere 8 stationer i et tredje sandjordsopland). Undersøgelsen dækker 10 hydrologiske år, 1989/90-1998/99.

Som gennemsnit for måleperioden udgjorde udvaskningen af kvælstof fra rodzonen 73 kg N ha⁻¹ år⁻¹ for 3 lerjordsoplande og 138 kg N ha⁻¹ år⁻¹ for 2 sandjordsoplande.

Det generelle udviklingsmønster for målt kvælstofudvaskning er, at udvaskningen har været stigende igennem perioden indtil 1992-1994, hvorefter udvaskningen igen har været faldende. I 1995/96 og 1996/97 var udvaskningerne lave på grund af lille nedbør, mens udvaskningerne i 1997/98 og 1998/99 igen var steget betydeligt på grund af stor nedbør, dog ikke til samme niveau som først i 1990'erne.

En statistisk analyse for perioden 1990/91-1998/99 har vist et signifikant fald i målte kvælstofkoncentrationer i jordvandet som gennemsnit for grupper af stationer. På grund af det begrænsede antal stationer og usikkerhed mht. klimapåvirkning, vil der være meget stor usikkerhed på størrelsen af reduktionen.

Udvaskning af fosfor fra rodzonen har været lav ved 26 stationer, gennemsnitlig 0,060 kg P ha⁻¹ år⁻¹ i den 10-årige måleperiode. Koncentrationerne var her 0,011-0,016 mg P l⁻¹. Ved fem stationer har koncentrationerne derimod været høje, 0,038-0,410 mg P l⁻¹.

Drænvandsundersøgelser i to lerjordsoplande har vist, at nitratudvaskningen gennem drænen udgjorde ca. 43 % af udvaskningen fra rodzonen.

Fosfortab gennem 6 dræne har ligget på gennemsnitlig 0,043 kg P ha⁻¹ år⁻¹, og heraf har opløst ortho-P udgjort 49 %. Fra ét dræn har P tabet været væsentlig højere, gennemsnitlig 0,162 kg P ha⁻¹ år⁻¹, ortho-P har udgjort 91 %. Fra begyndelsen af afstrømningsåret 1998/99 er drænvandsundersøgelserne udvidet med kontinuert prøvetagning med henblik på en mere korrekt bestemmelse af fosfortab fra dræne.

6 Modelberegning af kvælstofudvaskningen fra rodzonen

I dette afsnit præsenteres beregninger af den integrerede udvaskning for alle marker i landovervågningsoplandene. Beregningerne er udført med en ny empirisk model udviklet ved et samarbejde imellem Danmarks JordbrugsForskning (DJF), Landbrugets Rådgivningscenter (LR) og Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) (Simmelsgaard et al., 2000). Efter en beskrivelse af den anvendte model præsenteres beregninger ved fastholdt normalafstrømning for driftsårene 1990/1991 - 1998/1999. Herved isoleres betydningen af udviklingen i gødningsforbrug og landbrugspraksis fra klimatiske variationer.

6.1 Beskrivelse af modellen

Der anvendes den nye empiriske model N-LES₁, (Simmelsgaard, IIIB), udviklet i et samarbejde mellem DJF, LR og DMU.

Den anvendte model, kaldet Simmelsgaard IIIB eller N-LES₁ er empirisk og baseret på et stort antal måledata fra såvel landovervågning som kontrollerede mark- og lysimeterforsøg. Det empiriske grundlag er væsentligt forbedret i forhold til den tidligere anvendte model, og modellen er blevet mere detaljeret og dermed mere velegnet til at beregne et aktuelt udvaskningsniveau. Specielt er anvendelsen af husdyrgødning samt efterafgrøder bedre beskrevet.

Modellen er opdelt i multiplikative og additive effekter. Således indgår hoved-/efterafgrøde-kombination, afstrømning, lerindhold og humusindhold multiplikativt, mens de additive effekter omfatter gødningstildeling fordelt på generelt N-niveau (gns. gødskning til sædskiftet), aktuel forårsgødskning, efterårsgødskning, kvælstof afsat under udbinding samt kvælstoffrigørelse efter opløjning af græs. Modellen, der er detaljeret beskrevet af Simmelsgaard et al., (2000), har følgende udformning:

$$Y = (80.2 + 0.00135 * G^2 + 0.00051 * F^2 + k_1 * E + 1.75 * U + k_2 * P) * k_3 *$$

$$(1 - \exp(-A * 0.00473)) * \exp(-0.030 * L) * \exp(-0.094 * H) * 1.085 \text{ hvor}$$

Y: udvaskning ved aktuel gødskning, kg N ha⁻¹år⁻¹

G: generelt N-niveau i et sædskifte, kg N ha⁻¹år⁻¹

F: aktuel forårsgødskning, kg N ha⁻¹år⁻¹

k₁: konstant afhængig af jordtype

E: efterårsgødskning med plantetilgængeligt N, kg N ha⁻¹år⁻¹

U: udbinding, kg N ha⁻¹år⁻¹

k₂: konstant afhængig af afgrøde (græs eller udlæg)

P: pløjeeffekt

k₃: konstant afhængig af afgrøde

A: afstrømning fra rodzonen, mm år⁻¹

L: lerindhold i jorden %

H: humusindhold i jorden %

De afgrødekombinationer, der indgår i modellen samt deres relative effekt, fremgår af tabel 6.1. Således er konstanten for kombinationen Korn / bar jord lig med 1 og de andre kombinationer indgår med en effekt relativt til denne. Dermed vil 1. års græs/do. med en konstant på 0,198 have den mindste udvaskning, mens Vinterraps/vinterkorn med en konstant på 1,239 vil have den største udvaskning, når andre forhold er lige.

Tabel 6.1 Afgrødekombinationer der indgår i modellen samt deres relative effekt i forhold til udvaskningen efter Korn / bar jord.

Sommer/vinterafgrøde	konstant
Frøgræs / do.	0,198
1. års græs / do.	0,258
2. års græs / do.	0,539
Korn med udlæg / græs	0,499
Græs eller brak / vinterkorn	0,509
Foderroer / bar jord	0,605
Fabriksroer / bar jord	0,518
Kartofler eller anden rodfrugt / bar jord	1,111
Korn / vinterkorn	0,973
Korn / efterafgrøde eller vinterraps	0,846
Korn / bar jord	1
Vårraps eller ærter / vinterkorn	1,008
Vinterraps / vinterkorn	1,239

Der er i nærværende anvendelse af modellen sat enkelte begrænsninger ind; faktoren for udbinding er sat til 1.0 og majs/bar jord sættes til at have effekt som vårbyg/bar jord.

Beregning af afstrømning fra rodzonen.

Afstrømning fra rodzonen beregnes med vandbalancemodellen EVACROP (Olesen og Heidmann, 1990) på basis af oplysninger om klima, afgrøde og jordtype. De årlige værdier refererer til en afstrømningsperiode, dvs. et hydrologisk år. Det betyder med andre ord, at udvaskningen hidrørende fra afgrøder dyrket i driftsåret 1990/1991 (ca. 1.9.1990 - 31.8.1991) finder sted i det hydrologiske år 1991/1992 (1.6.1991 - 31.5.1992).

Beregninger i modellen

Da modellen er empirisk, er den kun gyldig for forhold svarende til de eksperimenter på hvilke, den er funderet. Det vil sige, at hvis der sker store ændringer i sædskifte eller dyrkningspraksis kan modellen ikke længere bruges. Imidlertid indgår der i det empiriske grundlag monitoringsdata frem til og med dyrkningsåret 1994/95, hvilket styrker modellens anvendelighed.

Forsinkelse i rodzonen

Modelberegningen forudsætter, at der er en tilnærmet ligevægt i jordens organiske puljer. Ved ændret gødskning vil der gå en årrække (evt. 5-10 år), inden dette er tilfældet. En af modellen beskrevet ændring i kvælstofudvaskning kan således være forbundet med en forsinkelse på en længere årrække.

6.2 Sammenligning mellem målt og modelberegnet kvælstofudvaskning

Sammenligning med udvaskning fra stationsmarkerne

I en vurdering af den anvendte model er udvaskningen for stationsmarkerne beregnet og sammenlignet med de målte udvaskninger, der er præsenteret i kapitel 5. Idet de målte udvaskninger frem til og med dyrkningsåret 1994/95 indgår i modellens empiriske grundlag, er sammenligningen kun foretaget for de 3 efterfølgende år. Det skal understreges, at der ikke er tale om en egentlig validering, idet dette ville kræve helt uafhængige data. De sammenstillede udvaskninger ses i tabel 6.2, hvor værdierne er grupperet på de enkelte oplande.

Tabel 6.2 Sammenligning mellem henholdsvis udvaskning baseret på sugecellemålinger og udvaskning beregnet med N-LES, ved aktuelt klima. Data fra stationsmarkerne for de hydrologiske år 1996/97 - 1998/99 i kg N ha⁻¹.

	Målinger	Modelberegnet	n
Lerjorde			
LOOP1	39	46	17
LOOP3	83	77	20
LOOP4	71	67	11
Sandjorde			
LOOP2	130	123	16
LOOP5*	96	107	14
LOOP6	-	-	-
Gns.	84	84	70

*2 år 1996/97 og 1997/98

Gennemsnitligt er den modelberegnete udvaskning identisk med den målte. På oplandsniveau ses den største overestimering i LOOP5 med 11 kg N ha⁻¹, mens den største underestimering ses i LOOP2 med -7 kg N ha⁻¹.

Vurdering af model

Usikkerheden på modelberegningen ligger på 13-18% for et større datamateriale (*Kristensen, DJF, 2000, pers. medd.*), mens der kan være meget store afvigelser på beregningen for enkeltmarker. Modellen vurderes dog at afspejle forskelle mellem ler og sand og forskelle i dyrkningspraksis.

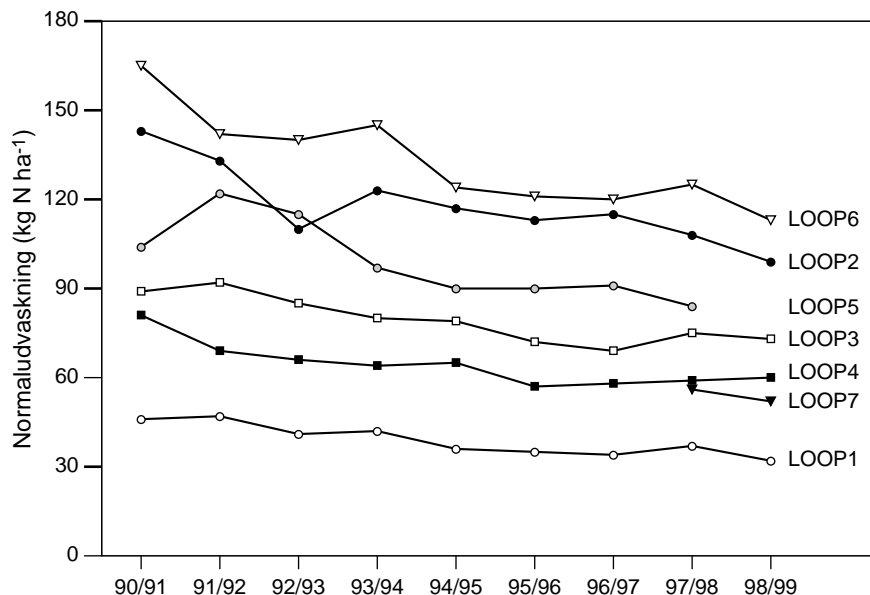
6.3 Beregning af udvaskning ved normalafstrømning

Modelberegningen er blevet udført for 9 driftsår 1990/91 - 1998/99 ved fastholdt normalafstrømning for at tydeliggøre betydningen af afgrødesammensætning, gødningsforbrug og gødningshåndtering. Ved normalafstrømning forstås et gennemsnit af de beregnede årlige afstrømninger for perioden 1961/62 - 1990/91. Nedbørsdata er korrigeret med DMI's nye faktorer for korrektion af nedbør til jordoverfladen. Generelt N-niveau til de enkelte marker og for et enkelt år er antaget at være lig bedriftens gennemsnitlige gødningsforbrug det pågældende år.

I figur 6.1 er vist de beregnede værdier for udvaskning ved normalafstrømning for de 9 driftsår. I tabel 6.3 er udvaskningen fra oplandene grupperet efter jordtype, mens tabel 6.4 indeholder nøgletal

fra udvaskningsberegningen. I alle foretagne gennemsnit over oplandene på udvaskning, gødningsforbrug, udbinding og N-fixering er alle oplande vægtet ens uanset forskel i størrelse. For driftsårene 1997/98 og 1998/99 er loop 5 taget ud af beregninger over gennemsnit, idet andelen af interviewede ejendomme i dette opland nu er ret lille.

Figur 6.1 Modelberegnet udvaskning ved normal-klima for de 6 overvågnings-oplande for driftsårene 1990/91 - 1998/99.



Tabel 6.3 Beregnet udvaskning ved normal klima i kg N ha⁻¹ for driftsårene 1990/91 - 1998/99. Et driftsår strækker sig fra forrige års høst til dette års høst. Udvasningen fra et bestemt driftsår vil hovedsagelig forekomme i det hydrologiske år, der starter den 1.6. i driftsåret og slutter den 31.5. det følgende år.

	Sandjord (LOOP 2, 5 og 6)	Sandjord (LOOP 2 og 6)	Lerjord (LOOP 1, 3 og 4)	Gennemsn. sand/ler ¹⁾
1990/91	137	154	72	107,8
1991/92	132	138	69	96,6
1992/93	122	125	64	88,4
1993/94	122	134	62	90,8
1994/95	110	121	60	84,4
1995/96	108	117	55	79,8
1996/97	109	118	54	79,6
1997/98	-	117	57	81,0
1998/99	-	106	55	75,0

¹⁾ hvert opland vægter ens

Fald i den modelberegnete udvaskning fra det dyrkede areal på 28 % fra 1990/91 til 1998/99 ved normal-afstrømning. Ved korrektion for ændring i dyrket areal er fald i beregnet udvaskning 32 %

I driftsårene 1997/98 og 1998/99 faldt husdyrgødningsforbruget i LOOP 2 med henholdsvis 28 og 16 % i forhold til første halvdel af 90'erne, hvilket er en del mere end det tilsvarende fald på landsplan. Der er derfor foretaget en korrektion i udvaskningsberegningerne for dette opland. Reduktionen i kvælstofudvaskning fra rodzonen på det dyrkede areal gennem overvågningsperioden er herefter beregnet til ca. 28 % fordelt med 24 % på lerjordsoplandene LOOP 1, 3 og 4 og 31 % på sandjordsoplandene LOOP 2 og 6. Hvis der foretages korrektion for ændring i det dyrkede areal i samme periode, vil reduktion i kvælstofudvaskningen være 32 %.

Tabel 6.4 Nøgletal fra beregning af udvaskningen for landovervågningsoplandene, vist som gennemsnit for de to jordtyper. For 1998 og 1999 indgår kun LOOP 2 og 6 i sandjordsoplandene. Handels- og husdyrgødning*, udbinding, fixering samt udvaskning i gennemsnit for det totale, dyrkede areal.

		kg N ha ⁻¹				
		Handels- gødning	Husdyr- gødning	Udbinding	Fixering	Udvaskning
1991	Sand	120	96	14	22	154
	Ler	124	63	8	18	72
1992	Sand	116	99	14	21	138
	Ler	122	66	7	12	69
1993	Sand	109	105	23	28	125
	Ler	111	71	6	14	64
1994	Sand	107	90	24	29	134
	Ler	105	71	6	15	62
1995	Sand	98	97	25	23	121
	Ler	107	67	5	9	60
1996	Sand	98	88	29	16	117
	Ler	98	60	6	6	55
1997	Sand	91	86	28	16	118
	Ler	102	55	4	9	54
1998	Sand	53	66	17	16	117
	Ler	105	61	5	8	57
1999	Sand	49	74	14	13	106
	Ler	90	70	5	11	55

*Husdyrgødningsmængderne harmonerer ikke umiddelbart med dyretæthederne vist i kapitel 4. Det skyldes to forhold: dels er husdyrgødningen her vist i forhold til hele det dyrkede areal, mens dyretæthed i kapitel 4 er opgjort for landbrugsarealet fratrukket brak, dels er kvælstof tilført i forbindelse med udbinding ikke medtaget i tabellen. Udbinding udgør i 1998/99 13 % af summen af udbragt husdyrgødning og udbinding.

Af tabel 6.3 fremgår det, at udvaskningen målt i kg N ha⁻¹ er faldet mest på sandjordene gennem perioden, nemlig 48 kg N ha⁻¹ mod 17 kg N ha⁻¹ på lerjordene.

Stor forskel i udvaskning fra forskellige afgrøder ved aktuel landbrugspraksis

Ovenstående betragtninger over gennemsnitligt gødningsforbrug og oplands-integreret udvaskning dækker over store forskelle mellem afgrøder og ejendomme. I tabel 6.5 er der for en række afgrødegrupper opdelt på sand- og lerjord vist tildelt - og udvasket kvælstof ved normalafstrømning sammen med afgrødegruppernes arealmæssige vægt indenfor afgrødegruppen. Tallene er fra driftåret 1998/1999.

6.4 Sammenfatning

Med en empirisk model er der gennemført beregninger af udvaskningen fra rodzonen i landovervågningsoplandene. I en sammenligning med målt udvaskning på stationsmarkerne, er den beregnede udvaskning lig med den målte. På enkeltoplandsniveau forekommer dog både over- og underestimering på henholdsvis op til +11 og -7 kg N ha⁻¹. Modellen vurderes at afspejle forskelle mellem ler- og sandjorde samt forskelle i landbrugspraksis.

Beregninger på aktuel dyrkningspraksis i perioden 1990/1991 til 1998/1999 viser, at kvælstofudvaskningen fra det dyrkede areal i oplandene som helhed vil reduceres med ca. 28 % i løbet af en år-række. Ved korrektion for ændring i dyrket areal er reduktionen 32%.

Tabel 6.5 Nøgletal vedrørende gødsning og modelberegnet udvaskning i landovervågningsoplandene fordelt på afgrødegrupper. Normaludvaskningstal beregnet med udvaskningsmodellen for driftsåret 1998/99. Udvasningstallene for afgrøderne er uden effekt af eventuel forudgående omplojning af græs eller udlæg.

Afgrødegruppe		kg N ha ⁻¹					Arealfraktion
		Handelsgødning	Husdyrgødning	Udbinding	Fixering	Udvaskning	
Vårkorn	ler	70	48	0	2	50	15
	sand	69	94	0	2	114	9
Korn m. udlæg	ler	27	94	3	2	52	4
	sand	64	106	6	4	80	7
Vinterkorn	ler	58	147	0	2	63	44
	sand	82	134	0	2	111	20
Bælgsæd	ler	0	0	0	190	60	4
	sand	0	13	0	125	103	3
Rodfrugt	ler	81	63	0	2	23	7
	sand	53	307	0	2	79	2
Frøafgrøder	ler	56	115	0	2	50	14
	sand	89	159	0	2	86	3
Græs i omdrift	ler	56	146	53	54	84	5
	sand	84	131	41	54	120	45
Vedvarende græs	ler	29	18	65	5	23	1
	sand	78	18	60	5	38	4
Brak	ler	0	0	0	0	12	5
	sand	0	0	1	0	21	6

7 Grundvand

National grundvandsovervågning

Analyseprogrammet for grundvand i landovervågningsoplandene ligger tæt op af det program der gennemføres i 67 nationale grundvandsovervågningsområder (GRUMO). Analyseresultaterne fra landovervågningsoplandene indgår som en del af den nationale grundvandsovervågning, og i "Grundvandsovervågning 2000" (Stockmarr, 2000) findes en uddybende behandling af de enkelte stofgrupper set i et nationalt perspektiv.

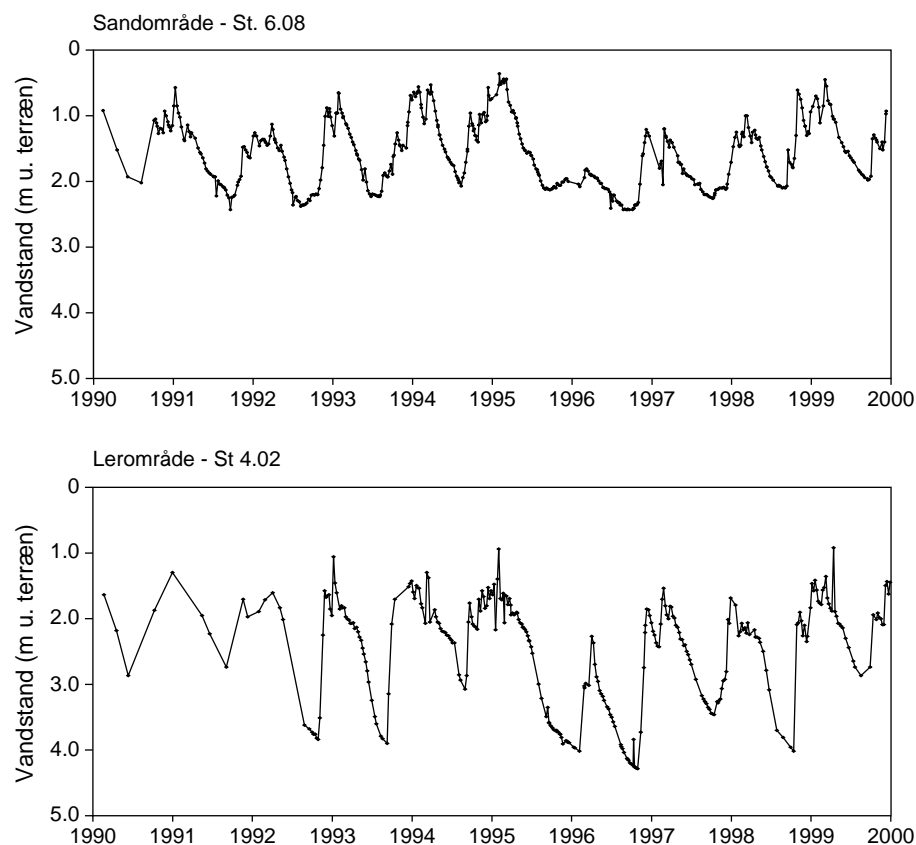
7.1 Grundvandsstand

Resultater

Pejling af vandstand

Grundvandsstanden måles ugentlig i vinterhalvåret ved hver jordvandsstation i fem landovervågningsoplande, i sommerperioden måles grundvandsstanden månedligt. I figur 7.1 ses typiske tidsserier for vandstandsvariationerne i de sandede oplande og i de lerede oplande.

Figur 7.1 Eksempler på variationer i grundvandsstanden i sandområder (øverst fra Bolbro Bæk) og lerområder (nederst Lillebæk).



Diskussion

Der ses en geologisk betinget væsentlig større årsvariation i grundvandsstanden i lerområder sammenlignet med sandområder. I lerområder vil den dybeste vandstand ofte svare til dybden af den hydraulik aktive zone og den i geokemisk sammenhæng oxiderede zone (Nilsson et al., 2000).

Hydrogeologi og grundvandsstand

Grundvandsstanden er nu igen oppe på et niveau i såvel sommer- som vintersituationen, svarende til niveauet før den meget tørre vinter 1995/96. Også vinteren 1996/97 var forholdsvis nedbørsfattig. Normale til nedbørsrige forhold i de følgende vintre har betydet at grundvandsstanden hurtigt har nået et normalt niveau igen. Nedbør og klimaforhold i landovervågningsoplandene er mere indgående behandlet i kapitel 2.

7.2 Næringsstofkoncentrationer i det øvre grundvand

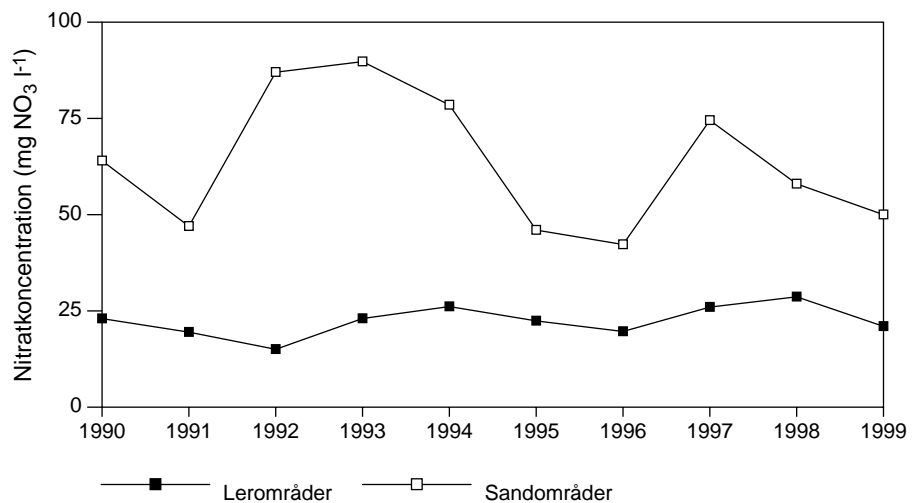
Resultater

Grundvandets indhold af næringsstoffer måles i landovervågningsoplande i såvel overvågningsboringer, der udelukkende bruges til dette formål, som i dybere markvandingsboringer. Overvågningsboringerne er filtersat mellem 1,5 og 5 meter under terræn. I tabel 7.1 er den gennemsnitlige nitratkoncentration opgjort på filterdybder.

Nitrat i grundvand

I figur 7.2 er beregnet den årlige gennemsnitkoncentration af nitrat i overvågningsboringer filtersat mellem 1,5 og 5 meter under terræn for de 2 sandoplande og 3 leroplande.

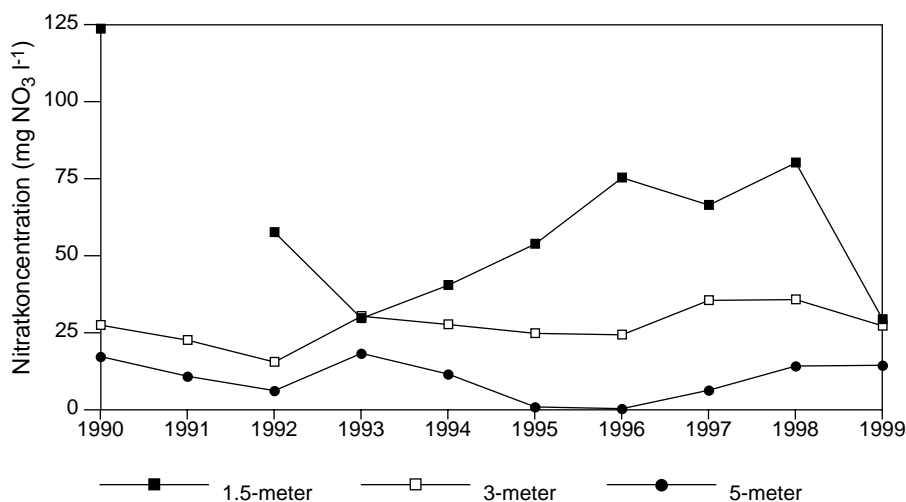
Figur 7.2 Årlig gennemsnitkoncentration (medianværdi) af nitrat for 3 leroplande og 2 sandoplande i grundvand udtaget mellem 1,5 og 5 meter under terræn.



Tabel 7.1 Gennemsnitligt nitratkoncentration i grundvand opgjort på filterdybder for perioden 1990-1999. Gennemsnit er baseret på alle målinger foretaget i perioden. Filtre placeret i dybder mellem 1,5 og 5 meter under terræn er overvågningsfiltre, mens prøvetagningsfiltre placeret dybere end 5 meter under terræn i sandoplandene (LOOP 2 og 6) overvejende er markvandingsboringer.

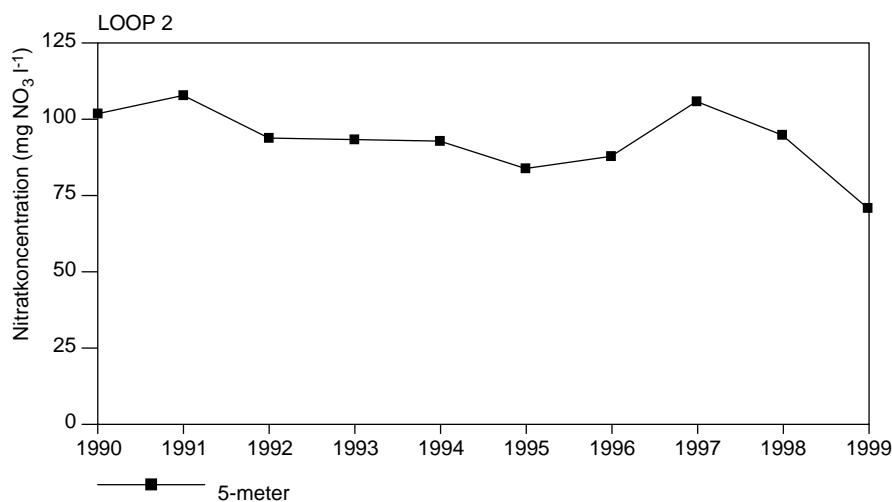
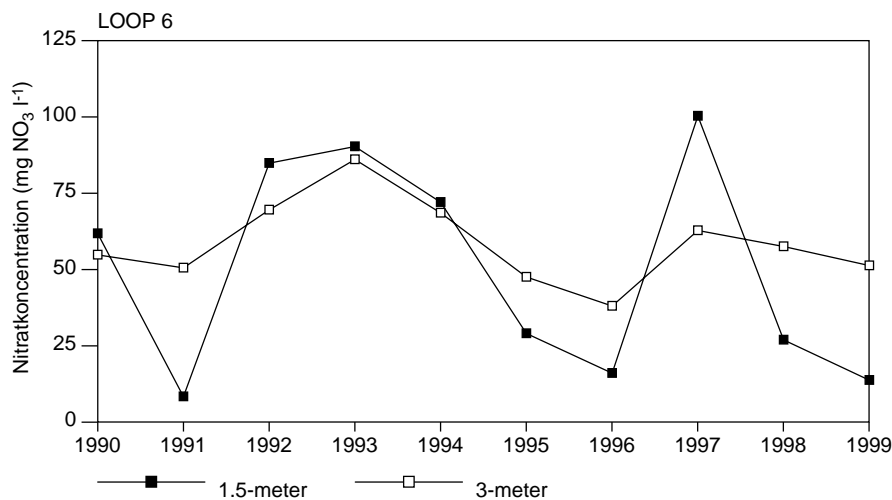
Dybde (m u.terr.)	LOOP 1 leropland	LOOP 2 sandopland	LOOP 3 leropland	LOOP 4 leropland	LOOP 6 sandopland
1,5	60	89	65	62	83
3	25	66	37	31	48
5	13	67	36	27	-
5,1-10	-	112	-	5	67
10,1-20	-	73	-	10	21
20,1-40	-	46	-	-	<1
> 40	-	45	-	-	-

Figur 7.3 Nitratkoncentration i det øvre grundvand, filterdybder 1,5, 3 og 5 meter under terræn. Årligt gennemsnit (median) for 3 leroplande.



Den tidlige udvikling i det øvre grundvands nitratindhold for de 3 leroplande fremgår af figur 7.3 og for de 2 sandoplande af figur 7.4. Der er beregnet en årlig medianværdi for det enkelte filter, og derudfra er der beregnet en samlet medianværdi for hvert år. Datagrundlaget er de 85 filtre som blev prøvetaget i 1999, og som er anvendt til prøvetagning i hele perioden 1990-1999 med ca. 6 analyser pr år. Der er ikke så hyppige analyser fra 1,5-meter filterne, da disse ofte er tørre. Dette gælder især i leroplandene.

Figur 7.4 Nitratkoncentration i det øvre grundvand, filterdybder 1,5, 3 og 5 meter under terræn. Årligt gennemsnit (median) for 2 sandoplande, øverst LOOP 6, nederst LOOP 2.



For de 2 sandoplunde (LOOP 2 og 6) er de gennemsnitlige nitratkoncentrationer vist på to separate figurer, da grundvandsfiltrene er placeret i forskellige dybder under terræn, i LOOP 2 fem meter under terræn og i LOOP 6 mellem 1,5 og 3 meter under terræn.

Orthofosfat i grundvand

I tabel 7.2 er vist de gennemsnitlige koncentrationer af orthofosfat for perioderne 1990-1998 og 1999 for henholdsvis ler- og sandoplunde.

Tabel 7.2 Gennemsnitlig koncentration af orthofosfat i det øvre grundvand i 3 leroplunde og 2 sandoplunde (medianværdier) for perioden 1990-1998 og for 1999. Detektionsgrænsen varierer mellem 0,01 og 0,002 mg PO₄-P l⁻¹, højest i sandområderne.

Dybde (m u. terr.)	Leroplunde (mg PO ₄ -P l ⁻¹)		Sandoplunde (mg PO ₄ -P l ⁻¹)	
	1990-98	1999	1990-1998	1999
1,5	0,012	0,037	< 0,010	0,011
3	0,008	0,011	< 0,010	0,012
5	0,007	0,007	0,019	0,013

Diskussion

Drikkevandskrav

Det øvre grundvands indhold af nitrat er fortsat højt. Det gennemsnitlige nitratindhold i 1999 var i de sandede oplunde på 50 mg NO₃ l⁻¹, hvilket svarer til den højst tilladelige koncentration i drikkevand. I de lerede oplunde var nitratindholdet på 21 mg NO₃ l⁻¹, hvilket er lidt under den vejledende grænseværdi for drikkevand på 25 NO₃ l⁻¹ (figur 7.2).

Nitratindhold og nedbør

Især i sandoplundene har der været en stor variation i nitratindholdet i det øvre grundvand igennem overvågningsperioden, svingende fra 90 mg NO₃ l⁻¹ i 1993 til 42 mg NO₃ l⁻¹ i 1996. Tilsvarende har nitratindholdet i leroplundene ligget mellem 15 og 29 mg NO₃ l⁻¹. Et generelt mønster begynder at tegne sig med faldende og lavt nitratindhold i relativt nedbørsfattige perioder, som efterfølges af en relativ kraftig stigning af nitratindholdet ved begyndelsen af en mere nedbørsrig periode, og gennem den nedbørsrige periode ses igen et fald i nitratindholdet (figur 7.2, 7.3 og kapitel 2).

Lav nitratkoncentration i 1999

I LOOP 2 er det gennemsnitlige nitratindhold i 1999 det laveste målt i overvågningsperioden, og der ses en svag tendens til et mindre fald i nitratindholdet i 5 meters dybde gennem overvågningsperioden. De kommende års overvågning vil vise om det signifikante fald i jordvandetets kvælstofkoncentration (se afsnit 5.4) vil slå igennem i grundvandet. I LOOP 3, hvor der også er fundet et signifikant fald i jordvandetets kvælstofkoncentration (se afsnit 5.4), ses tilsvarende en svag tendens til fald i grundvandetets nitratkoncentration 1½-3 meter under terræn, hvorimod nitratkoncentrationen 5 meter under terræn viser en svag stigende tendens (Vejle Amt, 2000). I de øvrige oplunde er nitratindholdet i de mest terrænnære filtre lavere end i 1997 og 1998, men ikke det lavest målte i overvågningsperioden. For overvågningsperioden som helhed ses ingen tendens til fald eller stigning i nitratkoncentrationen i det allerøverste grundvand.

Nitratreduktion

I leroplandene ses et markant fald i nitratindholdet med dybden fra 1,5 til 5 meter under terræn, som følge af den geokemisk betingede nitratreduktion som finder sted i lerjorde relativt tæt på terræn. I sandoplandene ses faldet i nitratkoncentration først markant fra dybder 10 til 20 meter under terræn (tabel 7.1 og figur 7.3).

Uændret lavt orthofosfatindhold

Det gennemsnitlige orthofosfat-P indhold målt i det øvre grundvand i 1999 er uændret i forhold til den forudgående periode 1990-1998 (tabel 7.2). Fosforindholdet er lavt, på niveau med den krævede detektionsgrænse på 0,01 mg PO₄-P l⁻¹, og lavt set i forhold til grænseværdien for drikkevand på 0,15 mg PO₄-P.

7.3 Forekomst af uorganiske sporstoffer i det øvre grundvand

Resultater

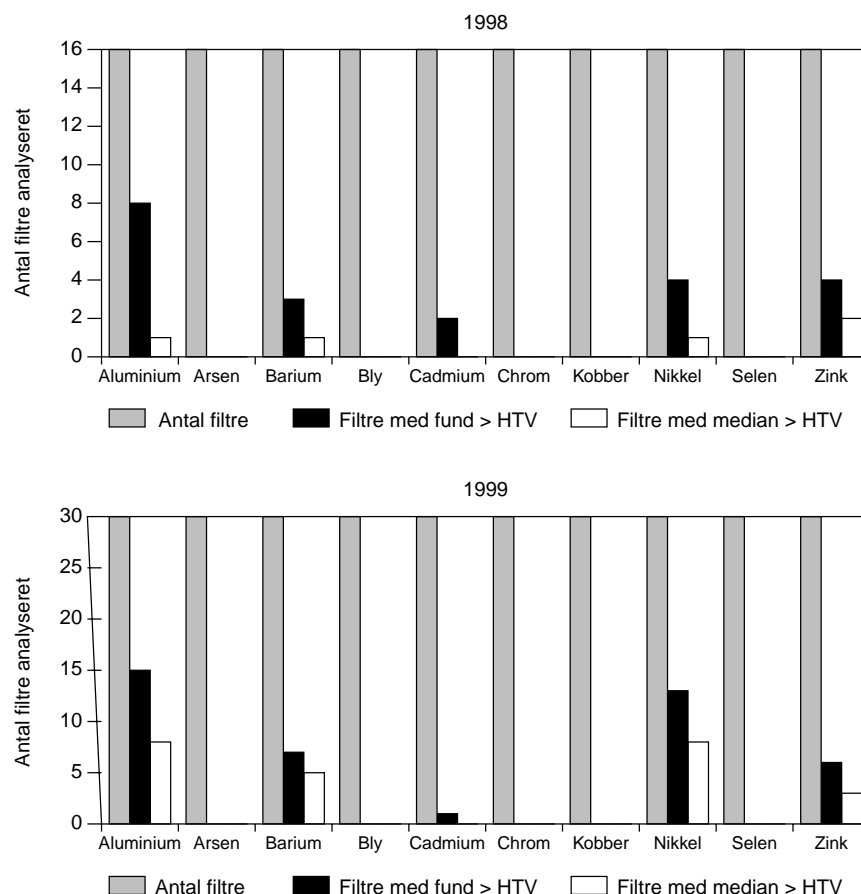
Analyse for 10 uorganiske sporstoffer

I 1998 startede analyse af grundvandsprøver for følgende 10 uorganiske sporstoffer: aluminium (Al), arsen (Ar), barium (Ba), bly (Pb), cadmium (Cd), chrom (Cr), kobber (Cu), Nikkel (Ni), selen (Se) og zink (Zi). I hvert landovervågningsopland analysere 6 filtre hvert tredje år og 2 filtre fire gange om året.

Drikkevandskrav

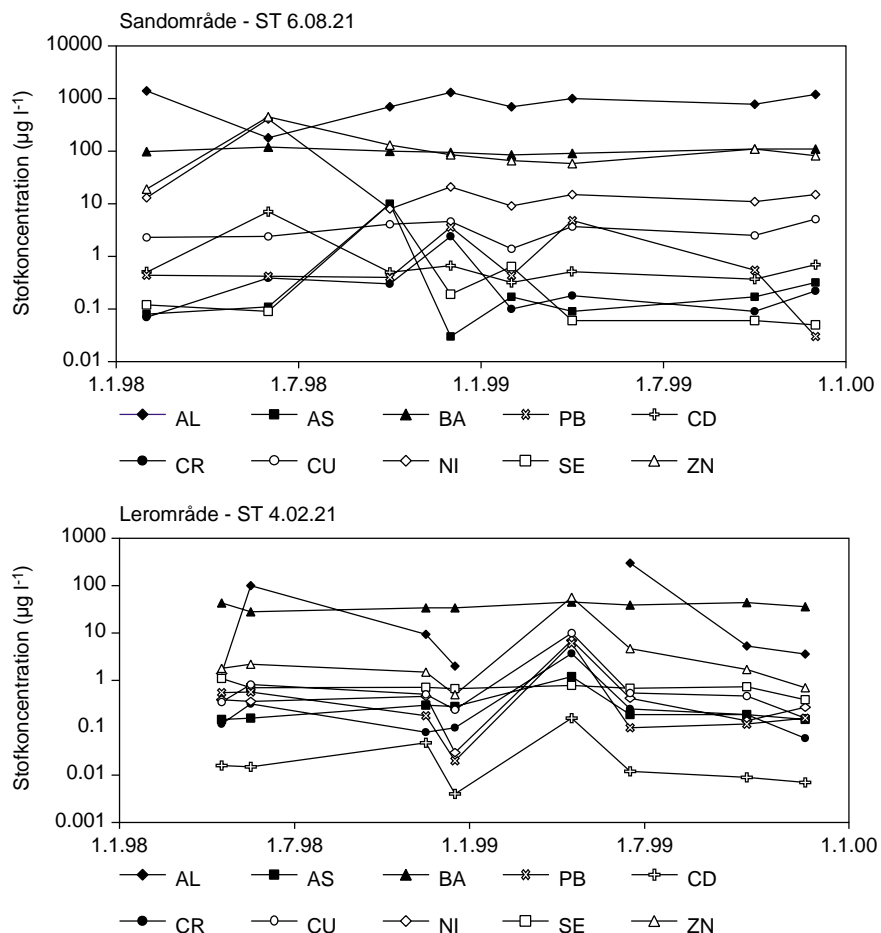
I figur 7.5 er opgjort antallet af grundvandsfiltre med mindst et fund af organiske sporstoffer over højst tilladelige værdi for drikkevand (HTV) og antallet af filtre med gennemsnitlig koncentration over HTV.

Figur 7.5 Antal grundvandsfiltre i 1998 og 1999 med mindst et fund af organiske sporstoffer over højst tilladelige værdi for drikkevand (HTV) og med gennemsnitlig koncentration over HTV. For Barium er anvendt den vejledende værdi for drikkevand. Som gennemsnit er anvendt medianværdi.



For årene 1998 og 1999 er der beregnet en gennemsnitlig koncentration af hver af de 10 uorganiske sporstoffer (tabel 7.3). For de analyser, hvor stofkoncentrationen har været under detektionsgrænsen er denne brugt ved gennemsnitsberegningen, dette gælder især selen (alle oplande) og chrom (Lillebæk oplandet).

Figur 7.6 Tidsserier for 10 uorganiske sporstoffer fra et filter i et sandopland (øverst, Bolbro Bæk) og fra et filter i et leropland (nederst, Lillebæk).



For enkelte filtre er der nu gennemført i alt 8 analyser for uorganiske sporstoffer i 1998 – 1999. I figur 7.6 er præsenteret tidsserier fra et grundvandsfilter i et sandopland og fra et filter i et leropland.

Diskussion

De undersøgte uorganiske sporstoffer forekommer alle naturligt i grundvand, ofte i lave koncentrationer i forhold til detektionsgrænsen, dette gælder især selen (alle oplande) og chrom (Lillebæk oplandet).

Overskridelser af drikkevandskvalitetskravene findes næsten udelukkende i sandoplandet i Sønderjylland (tabel 7.3). Det drejer sig om stofferne aluminium, cadmium, nikkel og zink. De forhøjede koncentrationer stammer hovedsageligt fra ét grundvandsfilter, og analyserne er verificeret ved fornyet prøvetagning i 1998 og 1999. I den landsdækkende grundvandsovervågning måles hyppigt aluminiumskoncentrationer over grænseværdien i de syd- og vestjyske amter, dette tilskrives den lavere pH i grundvandet i disse områder (Larsen, 2000).

Naturligt forekommende stoffer

Høje koncentrationer i Sønderjylland

Tabel 7.3 Gennemsnitlig koncentration af 8 uorganiske sporstoffer i det øvre grundvand i 5 landovervågningsoplande i 1998 og 1999 (median værdi i mikrogram/liter), samt drikkevandskvalitetskrav, u.d. = under detektionsgrænsen.

LOOP	År	Antal prøver	Genn. dybde	Aluminium ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Arsen ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Barium ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Bly ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Cadmium ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Chrom ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Kobber ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Nikkel ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Selen ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Zink ($\mu\text{g l}^{-1}$)
1	1998	6	4.7	0.92	0.39	83.65	0.10	0.01	0.06	0.66	1.39	0.22	2.41
1	1999	14	4.8	1.61	0.51	59.95	0.53	0.02	0.20	1.69	2.21	0.35	5.19
2	1998	19	4.9	14.00	0.11	33.00	0.50	0.09	0.52	1.50	3.80	0.10	20.00
2	1999	35	5.0	160.00	0.54	41.00	0.35	0.12	0.64	3.20	7.00	0.20	28.40
3	1998	8	4.0	0.88	0.32	43.85	0.30	0.11	0.07	2.47	16.66	0.30	56.17
3	1999	6	4.0	2.51	0.35	40.50	0.80	0.16	0.09	4.00	24.00	0.28	70.50
4	1998	8	5.0	5.15	0.30	42.50	0.23	0.01	0.11	0.29	0.43	0.67	2.00
4	1999	9	5.5	12.40	0.19	45.00	0.16	0.01	0.19	0.47	2.30	0.39	4.60
6	1998	8	3.0	185.00	0.10	99.00	0.43	6.85	0.31	2.55	315.00	0.11	335.00
6	1999	14	2.7	490.00	0.17	79.50	0.65	0.61	0.24	4.00	39.50	0.08	74.00
Vejledende grænseværdi:				50.00	u.d.	100.00	u.d.	u.d.	u.d.	-	-	u.d.	-
Højest tilladelige værdi:				200.00	50.00	-	50.00	5.00	50.00	100.00	20.00	10.00	100.00

Tidsserie

De 10 uorganiske sporstoffer er nu i enkelte filtre målt op til 8 gange i 1998 og 1999 (figur 7.5). For mange af stofferne ses store koncentrationsvariationer over korte tidsrum. Med længere tidsserier vil mulighederne blive forbedret med hensyn til at vurdere koncentrationsvariationerne i forhold ændringer i vandstand, pH-værdi og arealanvendelse.

7.4 Pesticidforekomst i det øvre grundvand

I 1999 er der gennemført pesticidanalyser af grundvand fra 47 boringer, de fleste filtersat mellem 3 og 5 meter under terræn (tabel 7.4).

Tabel 7.4 Dybdefordeling af grundvandsboringer benyttet til pesticidanalyser i landovervågningsoplandene i 1999.

Filter dybde (m u. terræn)	LOOP 1	LOOP 2	LOOP 3	LOOP 4	LOOP 6	I alt
1½	1			2	1	4
2					4	4
3			5	4	3	12
5	7	7	3	6		23
>5				4		4

Analyse for 46 pesticider

Der er analyseret for op til 46 forskellige pesticider og nedbrydningsprodukter, 4 gang årligt i ca. 8 boringer pr. opland, jf. programbeskrivelsen for NOVA 2003 (*Miljøstyrelsen, 2000*). Der kan være afvigelser fra programmet, da vandmængderne i de mest terrænnære grundvandsboringer kan være begrænset.

Fund af 20 pesticider

Der er gjort fund af 20 forskellige pesticider og nedbrydningsprodukter. De fleste fund er nedbrydningsprodukter fra triaziner, hvor anvendelsen af atrazin i dag er forbudt og anvendelsesområderne for simazin er indskrænket betydeligt (tabel 7.5).

2 pesticider over grænseværdi

To pesticider som i dag er godkendte til anvendelse er fundet i koncentrationer over den højst tilladelige værdi for drikkevand på 0,1 µg l⁻¹. Det drejer sig om Terbutylatrazin og Bentazon, som er målt i hver ét filter med en højeste koncentration på henholdsvis 0,13 µg l⁻¹ og 0,19 µg l⁻¹. Terbutylatrazin er fundet yderligere en gang i samme filter i 1999 i en koncentration på 0,02 µg l⁻¹. Bentazon er målt 2 gange yderligere i samme filter i 1999 i koncentrationer på 0,03 og 0,02 µg l⁻¹.

7.5 Øvrige miljøfremmede stoffers forekomst i det øvre grundvand

6 grupper af øvrige organiske mikroforureninger

I landovervågningsoplandene er der i perioden 1995-1999 analyseret for 6 grupper af øvrige miljøfremmede stoffer, dvs. miljøfremmede stoffer udover pesticider og nedbrydningsprodukter (tabel 7.6). Undersøgelserne har især været rettet mod phenol (73 analyser) og chlorphenolerne.

Tabel 7.5 Fund af pesticider og nedbrydningsprodukter i det øvre grundvand i landovervågningsoplandene i 1999.

	Filterdybde (m u.terr)	Antal filtre analyseret	Antal filtre med fund	Filtre med fund > 0.1 µg l ⁻¹	Helt eller delvist forbud mod anvendelse
Desethyldeisopropylatrazin	2	4	1	1	(metabolit triaziner)
	3	12	4	1	
	5	23	3	1	(metabolit triaziner)
Desethylterbutylatrazin	5	23	1	1	
	2	4	2	0	(metabolit triaziner)
	3	12	3	1	
Desisopropylatrazin	5	23	1	0	
	2	4	2	0	(metabolit triaziner)
	3	12	2	0	
Desethylatrazin	5	23	1	0	
	2	4	2	0	(metabolit triaziner)
	3	12	2	0	
Hydroxyatrazin	5	23	2	0	(metabolit triaziner)
	5	23	1	0	NEJ
	5	23	1	0	NEJ
Terbutylatrazin	5	23	1	1	NEJ
	5	23	2	0	JA
	3	12	1	1	JA
Isoproturon	5	23	2	0	
	3	12	1	0	NEJ
	5	23	1	0	
Glyphosat ¹⁾	3	12	1	0	NEJ
	5	23	1	0	
					(metabolit glyphosat)
AMPA ¹⁾					
Atrazin	3	12	2	0	JA
Bentazon	3	12	2	1	NEJ
	5	23	1	0	
	1.5	4	1	0	NEJ
Metribuzin	3	12	1	0	
	1.5	4	1	0	JA
	2	4	1	0	(JA)
Simazin	3	12	1	0	NEJ
	5	23	2	0	
	5	23	2	0	NEJ
Pendimethalin	5	23	2	0	NEJ
					JA
	2	4	2	1	(metabolit dichlorbenil)
Dichlorbenil	3	12	1	0	
	2	4	2	1	
	3	12	1	0	JA
Lenacil	10	4	1	0	JA

¹⁾ I LOOP 4, Lillebæk-oplandet; Fyns Amt er der gjort adskillige fund af glyphosat og AMPA, en nærmere undersøgelse af eventuelle lækager omkring disse boringer endnu ikke afsluttet, hvorfor disse fund er udeladt (se Brüsck, 2000; Fyns Amt, 2000).

Tabel 7.6 Fund af organiske mikroforureninger i det øvre grundvand i 5 landovervågningsoplande i perioden 1995-1999 (*Felding og Jacobsen, 2000*)

	Antal Analyser	Analyser med fund	Filtre med analyse	Filtre med fund		Median af fund ¹⁾ µg l ⁻¹	Maksimum af fund µg l ⁻¹
				Antal	%		
Aromatiske kulbrinter							
Benzen	25	0	25	0			
Naphtalen	25	0	25	0			
Toluen	25	11 ²⁾	25	7	44,0	0,04	0,63
O-xylen	18	2	18	2	11,1	0,18	0,31
M+P-xylen	18	2	18	2	11,1	0,52	0,89
Xylen	7	6	7	6	85,7	0,15	0,44
Halogenerede alifatiske kulbrinter							
Tetrachlorethen	7	0	7	0			
Tetrachlormethan	7	0	7	0			
1,1,1-trichlorethan	7	0	7	0			
Trichlorethen	7	0	7	0			
Trichlormethan (chloroform)	7	0	7	0			
Phenoler							
Nonylphenoler	19	5	19	5	26,3	?	0,52
Nonylphenoldi-ethoxylater	7	0	7	0			
Nonylphenolmono-ethoxylater	7	0	7	0			
Phenol	73	8	39	8	20,5	0,09	0,27
Chlorphenoler							
2,4-dichlorphenol	103	1	45	1	2,2	0,04	0,04
2,6-dichlorphenol	80	0	39	0			
Pentachlorphenol	79	0	39	0			
Blødgørere							
Dibutylphthalat (DBP)	12	8	12	8	66,7	0,46	3
Detergenter							
Anionisk (sum)	17	7	17	7	41,2	6,2	35
Kationisk (sum)	5	0	5	0			

¹⁾ Alle medianværdier er beregnet på grundlag af medianværdier for de enkelte filtre, da en simpel gennemsnitsberegning ville være meget påvirkelig af enkeltstående meget høje koncentrationer.

²⁾ Fyns Amt (2000) bemærker at 2 fund af toluen i grundvand i LOOP 4 i koncentrationer nær detektionsgrænsen måske skyldes analysetekniske problemer.

Ud af 73 analyser for phenol er der fundet indhold i 8 ud af 39 filtre svarende til ca. 21 %. De 103 analyser, der er udført for 2,4-dichlorphenol, repræsenterer 45 filtre heraf er der 1 filter med fund svarende til ca. 2 %. Analyser for 2,6-dichlorphenol og pentachlorphenol, repræsenterende 39 filtre for begge vedkommende, gav ingen fund (*Felding og Jacobsen, 2000*).

Ingen fund af øvrige organiske mikroforureninger i det øvre grundvand i landovervågningsoplandene overskrider de vejledende grænseværdier for drikkevand. I *Felding og Jacobsen (2000)* er der givet en uddybende beskrivelse af mulige kilder og fejkilder til fund af organiske mikroforureninger i grundvand.

7.6 Datering af grundvandet

Kun CFC-analyser fra ét opland

Der er indtil nu kun gennemført aldersdatering af det øvre grundvand med CFC-metoden i Bolbro Bæk oplandet. Der har der været nogle metodiske problemer i forbindelse med den måde grundvandsboringerne er udbygget på i landovervågningsoplandene (med montejust-pumpe). Dette har medført et udviklingsarbejde omkring selve prøvetagningsmetoden. De foreløbige resultater af dateringen af grundvand udtaget i filtre placeret i forskellige dybder mellem 1,3 og 3,0 meter under terræn, viser en forskel på mere end 20 år mellem filtrene med det yngste og det ældste grundvand. Af de 16 prøvetagede filtre er der fundet 6 filtre med grundvand dannet i 1995 eller senere, 5 filtre med grundvand fra 1990-94 og 5 filtre med grundvand ældre end 1990. Den målte alder af grundvand i et filter kan ændre sig fra en prøvetagning til en anden afhængigt af grundvandsstanden. Fremtidige analyser vil belyse dette aspekt. Desuden forventes en kommende opstilling af en numerisk grundvandsmodel for området, at kunne belyse de store variationer i de målte aldre af det øvre grundvand.

7.7 Grundvandskvalitet i relation til landbrugspraksis

Lav kvælstofudvaskning i 1999

I 1999 var nitratindholdet i det øvre grundvand lavere end i de to foregående år, hvilket stemmer godt overens med den generelt mindre kvælstofudvaskning i 1999. Fyns Amt (2000) viser en god overensstemmelse mellem mængden af tilført kvælstof til stationsmarkerne og medianindholdet af nitrat i grundvandet 3 til 5 meter under terræn. Tilsvarende forhold ses i LOOP 6 (*Sønderjyllands Amt, 2000*), tilplantning med skov efter brak på en stationsmark giver et markant fald i nitratindholdet, og marker med kraftig tildeling af husdyrgødning i efterårs månederne medfører stigninger i nitratkoncentrationen i det allerøverste grundvand.

Men den almene nedgang i kvælstoftilførslen til markerne og den bedre udnyttelse af husdyrgødningen ses endnu ikke som et generelt lavere nitratindhold i det øvre grundvand i landovervågningsoplandene, når der ses på overvågningsperioden som helhed.

Klimapåvirkninger og nitrat

Nitratindholdet i det øvre grundvand i sandoplandene varierer omkring 50 mg NO₃ l⁻¹, svarende til grænseværdien for drikkevand. I leroplandene varierer nitratindholdet omkring 25 mg NO₃ l⁻¹. Større udsving i nitratindholdet gennem overvågningsperioden er sammenfaldende med usædvanlige klimatiske forhold, primært anormale nedbørsforhold. Variationerne i de klimatiske forhold dominerer fortsat i forhold til den forventede landbrugsbetingede nedgang i nitratindholdet i det øvre grundvand.

Fosfor

Fosforindholdet i det øvre grundvand er fortsat meget lavt, og viser ingen tegn på påvirkning fra landbrugsdriften i landovervågningsoplandene.

Pesticider Til trods for at anvendelsen af atrazin har været forbudt siden 1994 og brugen af simazin er begrænset findes der fortsat hyppigt nedbrydningsprodukter fra triaziner i det øvre grundvand, og fortsat i koncentrationer over grænseværdien for drikkevand.

Der er fundet glyphosat i november 1999 i en boring 3 meter under terræn på en mark, hvor der kort forinden blev anvendt roundup 2000 i begyndelsen af august (*Vejle Amt, 2000*).

7.8 Sammenfatning

Nitrat Det øvre grundvands indhold af nitrat er fortsat højt. Det gennemsnitlige nitratindhold i 1999 var i de sandede oplande på 50 mg NO₃ l⁻¹ og i de lerede oplande 21 mg NO₃ l⁻¹. I 1999 var nitratindholdet i grundvandet lavere end i 1997 og 1998. Men for overvågningsperioden som helhed ses ingen generel tendens til fald eller stigning i nitratkoncentrationen i det allerøverste grundvand.

Uorganiske sporstoffer Overskridelser af drikkevandskvalitetskravene for uorganiske sporstoffer forekommer primært i én boring i et sandopland. Det drejer sig om stofferne aluminium, cadmium, nikkel og zink.

Pesticider Der er gjort fund af 20 forskellige pesticider og nedbrydningsprodukter i det øvre grundvand i 1999. De fleste fund er nedbrydningsprodukter fra triaziner. To pesticider som i dag er godkendte til anvendelse er fundet i koncentrationer over den højst tilladelige værdi for drikkevand. Det drejer sig om Terbutylatrazin og Bentazon, som er målt i hver ét filter med en højeste koncentration på henholdsvis 0,13 µg l⁻¹ og 0,19 µg l⁻¹.

Organiske mikroforureninger Ingen fund af øvrige organiske mikroforureninger i det øvre grundvand i landovervågningsoplandene overskrider de vejledende grænseværdier for drikkevand.

[Tom side]

8 Afstrømning, koncentration og transport af næringsstoffer i vandløb

Hvorfor måle næringsstoffer i vandløb?

Koncentrationen og transporten af kvælstof og fosfor i vandløb afspejler både menneskeskabte påvirkninger af oplandet og de naturgivne betingelser som år til år variationer i klimaet, jordbund og topografi.

Kvælstof kredsløb

Udvaskningen af kvælstof fra rodzonen på de dyrkede arealer føres enten direkte til vandløb med det tilstrømmende overfladenære vand eller siver ned til øvre og nedre grundvandsmagasiner. Herfra når vandet efter kortere eller længere tid frem til vandløb. Under vandets nedsivning i jorden kan nitrat under iltfrie forhold blive omdannet til frit kvælstof (denitrifikation), ved biologiske eller kemiske processer (Jacobsen *et al.*, 1990). Den samme omsætning af nitrat kan foregå i udstrømningsområder, vådområder (Ambus og Hoffmann, 1990). Det er derfor kun en del af det udvaskede kvælstof fra rodzonen, der når frem til vandløb. Hvor de hydrogeologiske forhold betinger, at størstedelen af afstrømningen i vandløbet kommer fra grundvandet, vil effekter af ændringer i f.eks. dyrkningspraksis indenfor oplandet først kunne registreres efter en længere måleperiode. Derimod vil ændringer i kvælstoftabet hurtigt kunne registreres i vandløb med en stor overfladenær tilstrømning, som f.eks. i lerede og drænedede oplande.

Fosforkilder

Tabet af fosfor fra dyrkede arealer sker både via udvaskning og erosion. Hertil kommer at fosforudledninger fra spredt bebyggelse, mindre bysamfund og i form af eventuelle gårdbidrag kan have stor betydning. De mange kilder til fosfor i vandløb, de enkelte kilders store geografiske variation og den store tidsmæssige variation i tilførslen af fosfor gør, at det er svært at måle - og at fastslå årsagen til - eventuelle ændringer i tilførslerne af fosfor til vandløb selv over forholdsvis lange måleperioder.

Indholdet i kapitlet

I kapitlet gennemgås resultaterne fra de fem landovervågningsoplande hvad angår afstrømning, samt koncentration og transport af kvælstof og fosfor. Der fokuseres på hydrologiske år, dvs. perioden juni til maj. Det gør vi for bedre at kunne sammenligne kvælstoftabet via vandløb med udvaskningen af kvælstof fra de dyrkede arealer indenfor oplandene. Denne sammenstilling findes i kapitel 9. I de fleste af oplandene findes der målinger fra ti hydrologiske år: fra 1989/90 til 1998/99.

8.1 Afstrømning

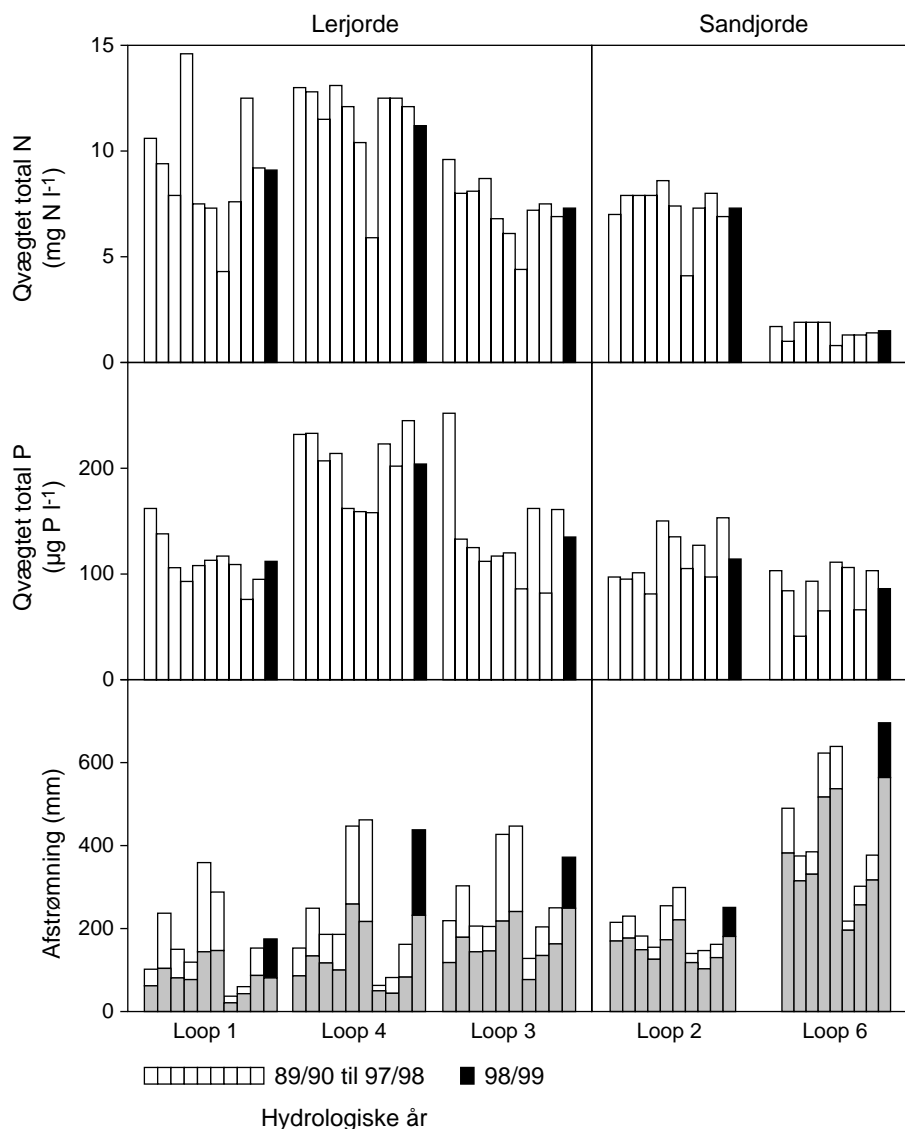
Stor afstrømning i 1999

Afstrømningen var i 1998/99 større end gennemsnittet for alle de 10 år siden 1989 (tabel 8.1). Den gennemsnitlige årlige afstrømning i de 5 hovedvandløb, som afvander overvågningsoplandene varierer betydeligt (figur 8.1). Afstrømningen er størst fra Bolbro Bæk, hvor nedbørsoverskuddet (nedbør minus fordampning) også er størst. Den mindste afstrømning er målt fra det østlige opland, Højvadsrende.

Også variationer i vand-afstrømningen fra år til år

Desuden er der store variationer i afstrømningen mellem de hydrologiske år, der indtil videre er målt under overvågningsprogrammet (figur 8.1).

Figur 8.1 Vandføringsvægtet koncentration af total kvælstof og total fosfor, samt afstrømningen delt i to komponenter fra de 5 LOOP-vandløb i perioden 1989/90-1998/99.



Tabel 8.1 Vandafstrømning i de fem Landovervågningsvandløb i det hydrologiske år 1998/99 og gennemsnittet i den forudgående periode 1989/90-1997/98.

	Seneste hydrologiske år (1998/99)	Gennemsnit forudgående periode (1989/90-1997/98)
Højvads Rende (LOOP 1)	175 mm	167 mm
Lillebæk (LOOP 4)	438 mm	221 mm
Horndrup Bæk (LOOP 3)	372 mm	265 mm
Oddebæk (LOOP 2)	251 mm	198 mm
Bolbro Bæk (LOOP 6)	696 mm	426 mm

Der er en generel forskel i afstrømningen fra de overvejende lerede oplande (Højvads Rende; Lillebæk og Horndrup Bæk) og de sandede oplande (Oddebæk og Bolbro Bæk): Afstrømningen fra de lerede oplande varierer typisk mere mellem tørre og våde år, end det er tilfældet for afstrømningen fra de sandede oplande (figur 8.1). Dette

skyldes, at en stor andel af afstrømningen i vandløbene, der afvander de sandede oplande, tilstrømmer fra dybere grundvandsmagasiner, som først over flere år reagerer på ændrede nedbørsoverskud.

Hydrografopsplitning

Afstrømningen i de enkelte vandløb er forsøgt opdelt på den del, der tilstrømmer fra henholdsvis grundvand og den mere overfladenære tilstrømning. Opdelingen er foretaget ved en hydrografopsplitning, hvilket er beskrevet i bilag 8.1 (*Institute of Hydrology, 1993*).

*En stor del af
overskudsnedbøren når
hurtigt frem til vandløb fra
de lerede oplande*

Opgørelsen giver dog ikke et nøjagtigt mål for henholdsvis grundvandsafstrømningen og den overfladenære afstrømning, men giver et godt mål for forskellen i nedbørsrespons imellem de enkelte vandløb. Hydrograf-opsplitningen viser, at en stor del af vandafstrømningen til vandløb i de lerede oplande (38-43 %) sker ved overfladenær afstrømning, mens afstrømningen i de sandede oplande hovedsageligt stammer fra grundvandsmagasiner (77-84 %) (figur 8.1).

For første gang er der medtaget resultater fra opsætning af en hydrologisk model (nedbørs/afstrømningsmodel: NAM) på daglige afstrømninger i de fem vandløb. En beskrivelse af modellen kan findes i Kronvang m.fl. (2000). Resultaterne fra NAM-modellen vedrørende året 1998/99 og gennemsnittet for hele perioden 1989/90-1998/99 er vist i tabel 8.2 sammen med de tilsvarende resultater fra den simple opsplitning af hydrografen (BFI-indeks metoden). I 3 af vandløbene predikterer NAM-metoden en større andel overfladisk afstrømmende vand end baseflow-indeks metoden over hele måleperioden 1989-99. I det specielt tørre år 1995/96 predikterer NAM-modellen derimod en mindre andel overfladenær afstrømning fra de to lerede oplande på Øerne og en større andel i de tre jyske oplande. NAM-modellens beregnede andel overfladenær afstrømning i 1995/96 er dermed mere i overensstemmelse med den beregnede perkolation af vand fra rodzonen i de to lerede oplande, end hvad der beregnes med baseflow-indeks metoden.

Tabel 8.2 Sammenligning mellem den beregnede overfladenære afstrømnings andel af den totale vandafstrømning i de fem Landovervågningsvandløb ved anvendelse af baseflow-indeks metoden og NAM-metoden i det tørre hydrologiske år 1995/96 og gennemsnittet i perioden 1989/90-1998/99.

	BFI-metode (1995/96)	NAM-metode (1995/96)	BFI-metode (1989-99)	NAM-metode (1989-99)
Højvads Rende (LOOP 1)	43 %	20 %	43 %	54 %
Lillebæk (LOOP 4)	20 %	4 %	43 %	40 %
Horndrup Bæk (LOOP 3)	40 %	45 %	38 %	57 %
Odderbæk (LOOP 2)	16 %	35 %	23 %	43 %
Bolbro Bæk (LOOP 6)	10 %		16 %	

8.2 Koncentration af kvælstof og fosfor

Den vandføringsvægtede koncentration af total kvælstof er 5-7 gange lavere i Bolbro Bæk end i de øvrige vandløb pga. omsætning af nitrat-N i grundvandet.

Den vandføringsvægtede årsmiddelkoncentration af total kvælstof indenfor hydrologiske år er vist i figur 8.1. Den vandføringsvægtede koncentration af total kvælstof er 5-7 gange lavere i Bolbro Bæk end i Oddebæk og de vandløb, som afvander lerede oplande, - til trods for stor kvælstofudvaskning fra rodzonen. I Bolbro Bæk er andelen af uorganisk kvælstof ($\text{NO}_3\text{-N}$ og $\text{NH}_4\text{-N}$) også uforholdsmæssig lille (72 %).

Den lave kvælstofkoncentration i Bolbro Bæk skyldes omsætning af nitrat i grundvandet, hvilket også giver sig udslag i 3-4 gange højere jernkoncentrationer i Bolbro Bæk end i de øvrige fire vandløb (ca. $1,8 \text{ mg l}^{-1}$ sammenlignet med ca. $0,5 \text{ mg l}^{-1}$), da der ved iltning af pyrit både frigives ferrojern til udvaskning og frit kvælstof til luften (Jacobson et al., 1990).

Koncentrationen af kvælstof i Oddebæk afviger betydeligt fra koncentrationen i Bolbro Bæk, selvom begge vandløb afvander sandede oplande (tabel 8.3). Dette skyldes formentlig, at der i Oddebæks opland kun er en mindre andel organogene og okkerpotentielle lavbundsområder, og måske også at en del af oplandet er drænet.

Tabel 8.3 Vandføringsvægtet koncentration af total kvælstof i de fem Landovervågningsvandløb i det hydrologiske år 1998/99 og gennemsnittet i den forudgående periode 1989/90-1997/98.

	Seneste hydrologiske år (1998/99)	Gennemsnit forudgående periode (1989/90-1997/98)
Højvads Rende (LOOP 1)	9,2 mg N l ⁻¹	9,1 mg N l ⁻¹
Lillebæk (LOOP 4)	12,1 mg N l ⁻¹	11,5 mg N l ⁻¹
Horndrup Bæk (LOOP 3)	6,9 mg N l ⁻¹	7,4 mg N l ⁻¹
Oddebæk (LOOP 2)	6,9 mg N l ⁻¹	7,3 mg N l ⁻¹
Bolbro Bæk (LOOP 6)	1,4 mg N l ⁻¹	1,5 mg N l ⁻¹

Den vandføringsvægtede koncentration af total fosfor er højest i vandløb, der afvander de lerede oplande

Den vandføringsvægtede årsmiddelkoncentration af total fosfor er vist i figur 8.1 og tabel 8.4. Fosforkoncentrationen er generelt højere i vandløbene, der afvander de lerede oplande, end i vandløbene, der afvander de sandede oplande. Det skyldes formentlig at andelen af den overfladenære afstrømning (drænvand, mv.) er større i de lerede oplande end i de sandede oplande (jævnfør figur 8.1). Fosforudledninger fra mindre bysamfund og spredt bebyggelse kan også påvirke billedet, og desuden spiller de høje jernkoncentrationer i Bolbro Bæk en rolle, idet okker er i stand til at adsorbere opløst fosfor, som herefter kan sedimentere på vandløbsbunden og først komme i transport igen under episodiske hændelser i vandløbet. Opløst uorganisk fosfor udgør i den okkerpåvirkede Bolbro Bæk kun ca. 10 % imod 43-50 % i de andre fire vandløb.

Tabel 8.4 Vandføringsvægtet koncentration af total fosfor i de fem Landovervågningsvandløb i det hydrologiske år 1998/99 og gennemsnittet i den forudgående periode 1989/90-1997/98.

	Seneste hydrologiske år (1998/99)	Gennemsnit forudgående periode (1989/90-1997/98)
Højvads Rende (LOOP 1)	0,095 mg P l ⁻¹	0,114 mg P l ⁻¹
Lillebæk (LOOP 4)	0,245 mg P l ⁻¹	0,199 mg P l ⁻¹
Horndrup Bæk (LOOP 3)	0,161 mg P l ⁻¹	0,132 mg P l ⁻¹
Oddebæk (LOOP 2)	0,153 mg P l ⁻¹	0,110 mg P l ⁻¹
Bolbro Bæk (LOOP 6)	0,103 mg P l ⁻¹	0,084 mg P l ⁻¹

8.3 Udvikling i kvælstof- og fosforkoncentration

Ingen klar udvikling fra år til år mht. vandføringsvægtede fosfor- og kvælstofkoncentrationer

I ingen af de fem vandløb har den vandføringsvægtede årsmiddelkoncentration af total kvælstof og total fosfor været fortsat faldende gennem de 10 hydrologiske år (figur 8.1). Der er dog en synlig faldende tendens i Horndrup Bæk og Bolbro Bæk for total kvælstof og Horndrup Bæk og Højvads Rende for total fosfor. Det markante fald i fosforkoncentrationen i Horndrup Bæk fra 1989 til 1990 skyldes afskæring af en punktkilde i 1989. Den lave koncentration af total kvælstof i 1995/96 skyldes at der dette år var en meget lille nedbørsmængde og en deraf følgende lille perkolation af vand og kvælstof gennem rodzonen. I de efterfølgende 3 hydrologiske år er den vandføringsvægtede koncentration da også generelt på niveau med årene før det tørre år 1995/96 (figur 8.1).

Statistisk test for udvikling i kvælstof- og fosforkoncentration

Ved hjælp af en ikke-parametrisk test, hvor der korrigeres for vandføringen på de dage hvor vandprøverne er taget, er det muligt at undersøge, om der igennem måleperioden er sket et fald i koncentrationen af kvælstof og fosfor. Testen tager hensyn til forskelle i afstrømning men ikke til, at jordens kvælstofpulje ændres ved skift mellem tørre og våde år. Testen udnytter, at der er sammenhæng mellem afstrømning og koncentration af kvælstof. Den er nærmere omtalt af Larsen (1996).

Koncentrationen af kvælstof falder signifikant i 2 vandløb

Den statistiske test på enkeltobservationer viser, at der i 2 af de 5 oplande er sket et signifikant fald ($p < 0,05$) i koncentrationen af total kvælstof gennem tiårs perioden 1989-99, nemlig i Horndrup Bæk og Bolbro Bæk. I de øvrige tre vandløb kan der ikke konstateres nogen signifikant udvikling.

Fosforkoncentrationen falder signifikant i 2 vandløb og stiger signifikant i 1 vandløb

Den statistiske test på enkeltobservationer viser at koncentrationen af total fosfor er faldet signifikant ($p < 0,05$) i 2 af oplandene (Horndrup Bæk og Højvads Rende), hvorimod fosforkoncentrationen er steget signifikant i et af vandløbene (Oddebæk). Faldet i fosforkoncentrationen i de to oplande er sandsynligvis relateret til en faldende fosforudledning fra punktkilder og spredt bebyggelse. Fosforbidraget pr. personekvivalent (p.e.) er reduceret fra 1,5 kg P år⁻¹ p.e.⁻¹ til 1,0 kg P år⁻¹ p.e.⁻¹ i perioden siden slutningen af 1980'erne (Miljøstyrelsen, 1994). Den stigende fosforkoncentration i Oddebæk skyldes sandsynligvis et øget diffust fosfortab fra arealerne i oplandet.

8.4 Tab af kvælstof og fosfor fra oplandene

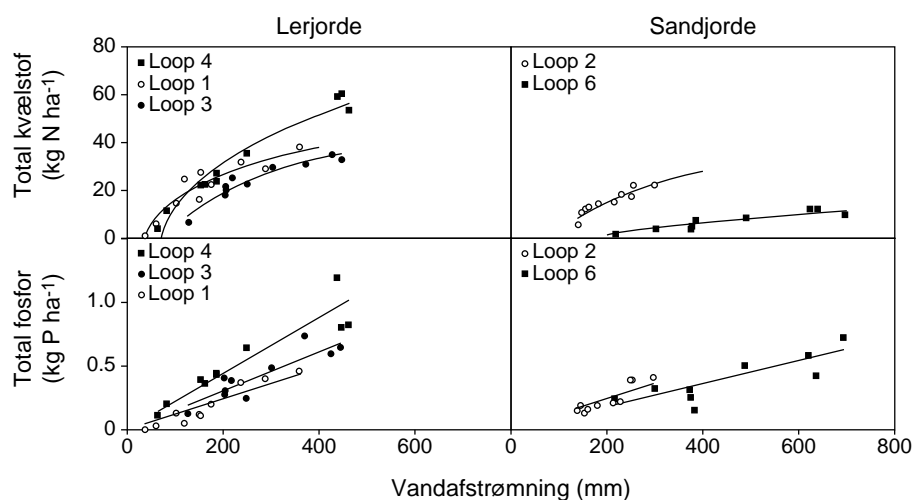
Den målte transport af kvælstof og fosfor i vandløbet kan omregnes til et tab fra landbrugsarealer ved at fratrække udledninger fra punktkilder og naturarealer i oplandet (se bilag 8.3). I det beregnede tab fra landbrugsarealer indgår udledninger af kvælstof og fosfor fra spredt bebyggelse og gårde.

Kvælstoftabet fra de dyrkede arealer var i 1998/99 større end gennemsnittet for den forudgående periode 1989/90-1998/99 i alle oplande (tabel 8.5). Der var i det seneste hydrologiske år meget stor forskel i tabet af total kvælstof fra landbrugsarealer i de 3 lerede oplande (22,6-59,2 kg N ha⁻¹ dyrket areal), sammenholdt med tabet fra de sandede oplande (9,8-17,6 kg N ha⁻¹ dyrket areal). Det beregnede tab af kvælstof fra de dyrkede arealer til vandløb kan sammenholdes med tabet af kvælstof fra udyrkede arealer i årene 1989-99, der varierer mellem 1,3 og 4,3 kg N ha⁻¹ (Bøgestrand, 2000). Det meget store kvælstoftab fra Lillebæk i 1998/99 i forhold til gennemsnittet i den forudgående periode skyldes formentlig en meget stor nedbør og dermed vandafstrømning i 1998/99 i forhold til den forudgående periode (se tabel 8.1).

Tabel 8.5 Tabet af total kvælstof fra dyrkede arealer i de fem Landovervågningsvandløb i det hydrologiske år 1998/99 og gennemsnittet i den forudgående periode 1989/90-1997/98.

	Seneste hydrologiske år (1998/99)	Gennemsnit forudgående periode (1989/90-1997/98)
Højvads Rende (LOOP 1)	22,6 kg N ha ⁻¹	21,2 kg N ha ⁻¹
Lillebæk (LOOP 4)	59,2 kg N ha ⁻¹	29,0 kg N ha ⁻¹
Horndrup Bæk (LOOP 3)	31,1 kg N ha ⁻¹	23,7 kg N ha ⁻¹
Oddebæk (LOOP 2)	17,6 kg N ha ⁻¹	15,1 kg N ha ⁻¹
Bolbro Bæk (LOOP 6)	9,8 kg N ha ⁻¹	6,8 kg N ha ⁻¹

Figur 8.2 Sammenhænge mellem årligt kvælstoftab og fosfortab fra landbrugsarealer og vandafstrømningen i perioden 1998/99



Signifikante sammenhænge mellem årligt kvælstoftab fra landbrugsarealer og vandafstrømningen

Tabet af kvælstof fra de dyrkede arealer er meget styret af nedbørmængderne og dermed afstrømningen i de enkelte målear. For de fem vandløb kan der således opstilles signifikante logaritmiske regressions-sammenhænge mellem den årlige afstrømning og det årlige

tab af total kvælstof fra landbrugsarealer i oplandet indenfor hydrologiske år (figur 8.2). Det årlige kvælstoftab fra landbrugsarealer stiger i de enkelte oplande med stigende afstrømning (figur 8.2). Ved stigende afstrømning stiger kvælstoftabet mest fra det lerede Lillebæk opland, efterfulgt af det sandede Oddebæk opland og de to andre lerede oplande Højvads Rende og Horndrup Bæk (figur 8.2). I det grovsandede Bolbro Bæk opland stiger kvælstoftabet fra dyrkede arealer derimod kun svagt ved stigende afstrømning.

Kvælstoftabet fra dyrkede arealer stiger ikke lineært med stigende afstrømning. I stedet falder stigningstakten med stigende afstrømning. Dette kan forklares med at mængden af udvaskbare kvælstof-forbindelser i rodzonen er begrænset af andre faktorer en nedbøren (mineralisering og udbringning).

Stort fosfortab i 1998/99

Fosfortabet fra de dyrkede arealer var i 1998/99 større end gennemsnittet for den forudgående periode 1989/90-1998/99 i alle oplande (tabel 8.6). Der var i det seneste hydrologiske år ikke den store forskel i tabet af total fosfor fra landbrugsarealer i de 3 lerede oplande sammenholdt med tabet fra de 2 sandede oplande. Det beregnede tab af total fosfor fra de dyrkede arealer til vandløb kan sammenholdes med tabet af total fosfor fra udyrkede arealer i årene 1989-99, der varierer mellem 0,03 og 0,14 kg P ha⁻¹ (Bøgestrand, 2000).

Tabel 8.6 Tabet af total fosfor fra dyrkede arealer i de fem Landovervågningsvandløb i det hydrologiske år 1998/99 og gennemsnittet i den forudgående periode 1989/90-1997/98.

Vandløbsopland	Seneste hydrologiske år (normal prøvetagning) (1998/99)	Seneste hydrologiske år (intensiv prøvetagning) (1998/99)	Gennemsnit forudgående periode (1989/90-1997/98)
Højvads Rende (LOOP 1)	0,20 kg P ha ⁻¹	0,27 kg P ha ⁻¹	0,18 kg P ha ⁻¹
Lillebæk (LOOP 4)	1,19 kg P ha ⁻¹	1,26 kg P ha ⁻¹	0,47 kg P ha ⁻¹
Horndrup Bæk (LOOP 3)	0,73 kg P ha ⁻¹	1,00 kg P ha ⁻¹	0,38 kg P ha ⁻¹
Oddebæk (LOOP 2)	0,39 kg P ha ⁻¹	0,56 kg P ha ⁻¹	0,23 kg P ha ⁻¹
Bolbro Bæk (LOOP 6)	0,72 kg P ha ⁻¹	0,76 kg P ha ⁻¹	0,35 kg P ha ⁻¹

Signifikante sammenhænge mellem årligt kvælstoftab fra landbrugsarealer og vandafstrømningen

Tabet af fosfor fra de dyrkede arealer er meget styret af nedbørmængderne og dermed afstrømningen i de enkelte måleår. For de fem vandløb kan der således opstilles signifikante lineære regressions-sammenhænge mellem den årlige afstrømning og det årlige tab af total fosfor fra landbrugsarealer i oplandet indenfor hydrologiske år (figur 8.2). Det årlige fosfortab fra landbrugsarealer stiger i de enkelte oplande med stigende afstrømning (figur 8.2). Ved stigende afstrømning stiger fosfortabet mest fra det lerede Lillebæk opland og mindst fra det grovsandede opland til Bolbro Bæk (figur 8.2).

Fosfortransporter i vandløb er generelt underestimeret

Koncentrationen af total fosfor er fra 1998 målt intensivt i alle fem vandløb i Landovervågningsoplandene. I de tre af vandløbene blev de intensive målinger startet tilbage i 1993/94. I de fem vandløb er der ved hjælp af de intensive målinger konstateret en væsentlig større transport af total fosfor, end hvad der kan beregnes ud fra den normale prøvetagning (tabel 8.6).

For de 25 'intensiv'-stationer, der indgår i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram siden 1998, blev det fundet, at fosfortransporten i 1999 var 1-2,66 gange større med det intensive prøvetagningsprogram end med det normale program (*Kronvang et al., 2000*).

8.5 Kvælstof tab fra forskellige vandmagasiner

Med henblik på at kvantificere mængden af kvælstof der strømmer til vandløb fra forskellige vandmagasiner i oplandet er der gennemført en opsplitning af vandafstrømningen i to komponenter. Den daglige afstrømning opsplittes ved anvendelse af et simpelt baseflow indeks (se bilag 8.1). Den langsomt reagerende afstrømningskomponent kan antages at stamme fra strømning i mættet zone ("grundvand"), mens den hurtigt responderende komponent antages at være vand der strømmer til vandløbet fra den umættede zone ("overfladenær og overfladisk afstrømning"). Kvælstoftabet fra de to vandmagasiner i oplandene beregnes ved at opstille regressions sammenhænge mellem de enkelte målinger af kvælstofkoncentrationen og afstrømningen i perioder hvor der er dominans af vandtilstrømning fra den mættede zone. Herefter kan kvælstoftabet fra de to vandmagasiner kvantificeres. Bilag 8.2 beskriver metoden.

Tabel 8.7 Andelen af vandløbenes totale kvælstoftransport som stammer fra fra den umættede zone ("overfladenær afstrømning") i de 5 Landovervågningsoplande i det hydrologiske år 1998/99 og gennemsnittet i den forudgående periode 1989/90-1997/98. Tallene er beregnet ved anvendelse af baseflow-indeks metoden beskrevet i bilag 8.2.

	Seneste hydrologiske år (1998/99)	Gennemsnit forudgående periode (1989/90-1997/98)
Højvads Rende (LOOP 1)	58 %	55 %
Lillebæk (LOOP 4)	49 %	53 %
Horndrup Bæk (LOOP 3)	38 %	53 %
Oddebæk (LOOP 2)	45 %	42 %
Bolbro Bæk (LOOP 6)	29 %	30 %

Fra lerede oplande når en stor andel af kvælstoftransporten hurtigt frem til vandløb

I tabel 8.7 er vist hvor stor en andel af oplandstabet af kvælstof, der fra rodzonen via overfladenær afstrømning hurtigt når frem til vandløb. I 1998/99 var tabet af kvælstof via overfladenær afstrømning 38-58 % i de tre lerede oplande og 29-45 % i de to sandede oplande (tabel 8.7). Bortset fra en lavere andel i Horndrup Bæk var andelen af overfladenært kvælstoftab næsten det samme i 1998/99 som gennemsnittet for de ni tidligere år.

I det hydrologiske år, 1995/96, var tabet af total kvælstof fra dyrkede arealer i oplandet markant lavere end de andre 9 år (tabel 8.8). Det skyldes i høj grad det meget tørre hydrologiske år 1995/96. Således var perkolationen af vand og udvaskningen af kvælstof fra rodzonen meget lille dette år. I oplandet til Højvads Rende og Lillebæk var den målte kvælstofudvaskning fra rodzonen i dette år således henholdsvis 0 og 2 kg N ha⁻¹. I Horndrup Bæk målt i 1995/96 kun en kvælstofudvaskning på 14 % af den gennemsnitlige, mens de tilsvarende tal for Oddebæk og Bolbro Bæk var 43 % og 26 %.

Kvælstoftabet fra de dyrkede arealer i oplandet beregnet ud fra målinger i vandløbene i det hydrologiske år (1995/96) må derfor være et maksimalt skøn over bidraget af vand og kvælstof fra dybere og dermed mere gammelt grundvand til vandløbene i både de lerede og de sandede oplande. I de sandede oplande og i Horndrup Bæk har der selv i det tørre år 1995/96 formentlig også været et mindre bidrag af kvælstof fra mere overfladenært afstrømmende vand (umættet zone og øvre grundvand).

Tabel 8.8 Total kvælstoftransport i de 5 Landovervågningsoplande i det tørre hydrologiske år 1995/96 og gennemsnittet i tiårs perioden 1989/90-1998/99, samt tabet i 1995/96 udtrykt som procent af tiårsperiodens gennemsnitlige kvælstoftab.

	Kvælstoftab fra dyrkede arealer i oplandet (1995/96)	Kvælstoftab fra dyrkede arealer i oplandet (1989/90-1998/99)	Maksimalt beregnet andel kvælstof fra dybere grundvand til vandløb
Højvads Rende (LOOP 1)	1,2 kg N ha ⁻¹	21,3	6 %
Lillebæk (LOOP 4)	4,0 kg N ha ⁻¹	32,0	13 %
Horndrup Bæk (LOOP 3)	6,8 kg N ha ⁻¹	24,4	28 %
Odderbæk (LOOP 2)	5,8 kg N ha ⁻¹	15,3	38 %
Bolbro Bæk (LOOP 6)	1,7 kg N ha ⁻¹	7,2	24 %

8.6 Sammenfatning

Stor afstrømning i 1998/99

Afstrømningen var stor i det seneste hydrologiske år, 1998/99 sammenlignet med gennemsnittet for de forudgående 9 år.

Ny hydrologisk model viser at mere vand stammer fra umættet zone

En opsplitning af vandløbshydrograferne for de 5 oplande viser, at en stor del af afstrømningen til vandløb sker via overfladenær afstrømning i de lerede oplande, mens afstrømningen i de sandede oplande hovedsagelig sker via grundvand. Den årlige overfladenære andel af afstrømningen til vandløbene udgjorde i måleperioden 38-43 % for vandløb i lerjordsoplandene og 16-23 % for de to vandløb i sandjordsoplandene beregnet på baggrund af en simpel hydrografopplitnings metode. Ved anvendelse af en ny hydrologisk model er det konstateret at den overfladenære og hurtige afstrømningskomponent generelt er lidt højere i de lerede (40-57 %) og især højere i Odderbæk (43 %).

Kvælstofkoncentration i vandløb er højere i lerede end i sandede områder

Den vandføringsvægtede årsmiddelkoncentration af kvælstof lå i gennemsnit for perioden på 9,2 mg N l⁻¹ i vandløbene i de lerede oplande og 4,4 mg N l⁻¹ i de sandede oplande. Det lavere gennemsnit for de sandede oplande skyldes, at en større andel af overskuds-nedbøren siver til grundvand end i de lerede oplande, hvilket giver mulighed for en omsætning af nitrat via denitrifikation i nedsivnings- og udstrømningsområder.

Mere end dobbelt så stort et kvælstoftab fra lerede end fra sandede oplande

Den totale kvælstoftilførsel til vandløbene fra dyrkede arealer har i undersøgelsesperioden ligget på gennemsnitlig 25,9 kg N ha⁻¹ år⁻¹ i lerjordsoplandene, og på gennemsnitlig 11,3 kg N ha⁻¹ år⁻¹ i sandjordsoplandene. Til sammenligning er kvælstoftabet fra naturarealer i undersøgelsesperioden på 1,3-4,3 kg N ha⁻¹ år⁻¹.

Kvælstofkoncentrationen falder signifikant i 2 vandløb

I to af oplandene er der sket et statistisk signifikant fald ($p < 0,05$) i kvælstoftabet siden 1989. I de andre tre oplande er der ingen signifikant udvikling. Der er i testen korrigeret for ændringer i afstrømning, men ikke for ændringer i jordens kvælstofpulje ved skift mellem våde og tørre år.

Næsten samme fosfortab fra lerede og sandede oplande

Det totale tab af fosfor fra dyrkede arealer til vandløb, beregnet på baggrund af normal prøvetagning, har i måleperioden ligget på gennemsnitligt $0,36 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Der var ingen entydig forskel mellem lerjords- og sandjordsoplandene. Til sammenligning er tabet af fosfor fra naturoplande i samme periode på $0,03\text{-}0,14 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$.

Fosforkoncentrationen falder signifikant i 2 vandløb og stiger i et vandløb

Fosforkoncentrationen er faldet signifikant ($p < 0,05$) i 2 vandløb og steget signifikant i et vandløb. Fald i udledninger fra spredt bebyggelse, og i enkelte tilfælde fra punktkilder bidrager til faldet. I et tilfælde stiger fosforkoncentrationen hvilket kan skyldes et stigende diffust fosfortab fra arealerne i oplandet.

Fosfortabet er tidligere blevet undervurderet

Intensive målinger af fosfortransporten i 1998/99 viser, at fosfortabet er 6-44 % større end det er opgjort på baggrund af den normale stikprøvetagning i de 5 vandløb.

9 Sammenstilling - Landbrugets indflydelse på næringsstoftransporten i landovervågningsoplandene

Sammenstilling af måleresultater og opgørelser

Dette afsnit sammenstiller hovedresultaterne fra de enkelte delprogrammer i landovervågningen til en samlet beskrivelse af næringsstoftransporter i landbrugsøkosystemer. Landbrugets næringsstofbidrag til vandmiljøet vurderes. Til disse sammenstillinger anvendes gennemsnitsværdier for overvågningsperioden 1989/90 – 1998/99.

Sammenfatningen gælder kvælstofkredsløbet

Sammenstillingen beskriver kvælstofkredsløbet. Tab af kvælstof fra landbrugsarealer til vandmiljøet sker gennem udvaskning fra rodzonen og videre transport til grundvand og vandløb. Det hydrologiske kredsløb indenfor et opland er afgørende for den tidsmæssige forsinkelse, hvormed vand med dets indhold af kvælstof når frem til vandløbet. Undervejs kan kvælstof fjernes via denitrifikation i jord og enge samt ved reduktionsprocesser i grundvandet. Det hydrologiske kredsløb samt kvælstoftransporterne i overvågningsoplandene er beskrevet nedenfor.

Opprioritering af kvantificering af fosforkredsløbet

Vor viden om fosfortransport processerne er mangelfuld, og det er ikke muligt på nuværende tidspunkt at foretage en egentlig kvantificering af fosfortransporterne i det hydrologiske kredsløb. I det reviderede overvågningsprogram er der foretaget en opprioritering af fosforanalyser og –beskrivelser: I Landovervågningen blev der i 1998 igangsat intensive drænvandsundersøgelser, og yderligere vil der blive foretaget analyser af fosfortal (Pt) i jord. Oplandsanalyserne i Vandløbsovervågningen vil medvirke til at beskrive fosforkredsløbet.

Med hensyn til miljøproblemerne i forbindelse med fosforgødskning henvises til tidligere landovervågningsrapporter (*Grant et al., 1998*) og seminarbidrag (*Jacobsen & Kronvang, 2000*). Der vil i de følgende års rapporter blive medtaget resultater fra de igangsatte fosforanalyser.

9.1 Beskrivelse af kvælstoftransporterne i oplandene

Det hydrologiske kredsløb

Det hydrologiske kredsløb i 5 oplande er beskrevet i tabel 9.1 som gennemsnit for måleperioden 1989/90 til 1998/99. Her er angivet nedbør og fordampning samt den nedsivende mængde (afstrømning fra rodzonen). Afstrømningen til vandløbene er vist dels som en overfladenær komponent (inklusiv dræning), dels som en grundvandsafstrømning. Endvidere er størrelsen af nedsivningen til det regionale grundvand vist.

Tabel 9.1 Det hydrologiske kredsløb for de 6 overvågningsoplande, angivet som årlige vandtransporter (mm) og den procentvise fordeling. Tabellen repræsenterer gennemsnit for de hydrologiske år 1989/90 - 1998/99 (LOOP 1-4) og 1990/91 - 1998/99 (LOOP 6)

Hydrologisk kredsløb:	Lerjordsoplande						Sandjordsoplande			
	Storstrøm LOOP 1		Fyn LOOP 4		Vejle/Århus LOOP 3		Nordjylland LOOP 2		Sønderjyll. LOOP 6	
	mm	%	mm	%	mm	%	mm	%	mm	%
Nedbør	748	100	888	100	906	100	769	100	943	100
Fordampning	504	67	494	56	406	45	350	46	302	32
Nedsivning	244	33	394	44	500	55	419	55	641	68
Nedsivning	244	100	394	100	500	100	419	100	641	100
Overfladenær afstr.	72	30	105	27	105	21	47	11	73	12
Grundvandsafstr.	96	39	138	35	171	34	156	37	380	59
Total t.vandløb	168	69	243	62	276	55	203	48	453	71
Netto til gr.vand	81	31	151	38	224	45	216	52	188	29

¹⁾ Inklusiv vanding ca. 33 mm i LOOP 6

³⁾ Grundvandsdannelse er fratrukket 33 mm i LOOP 6 pga. oppumpning til vanding

Nedsivning gennem rodzonen

Det fremgår, at såvel nedbørsmængden som afstrømningen fra rodzonen stiger fra den østlige til den vestlige del af landet; de mindste afstrømningsmængder er således beregnet for Storstrøm (LOOP 1) (gns. 244 mm pr år) og de største mængder i Sønderjylland (LOOP 6) (gns. 641 mm pr år).

Afstrømning til vandløbene

I lerjordsoplandene er 21-29 % af den nedsivende vandmængde hurtigt strømmet til vandløbene som overfladenær afstrømning; heri indgår drænvandsafstrømning. Yderligere 34-39 % er via grundvand strømmet til vandløbene. I sandjordsoplandene er ca. 12 % af den nedsivende vandmængde strømmet til vandløbene som overfladenær afstrømning, mens yderligere ca. 37-59 % er strømmet til vandløbene via grundvand. Afstrømningen til vandløbene i disse områder sker altså med en langt større forsinkelse.

Afstrømning også til regionalt grundvandsmagasin

29-52% af afstrømningen fra rodzonen er i henhold til ovennævnte beregning sivet til det regionale grundvand, hvilket synes at være en stor andel. En del af årsagen hertil kan være, at landovervågningsoplandene udgør den øverste del af vandløbssystemet, hvorfor nedsivende grundvand herfra kan medgå til såvel grundvandsdannelse som grundvandsafstrømning længere nede i vandløbssystemet. Men det kan ikke udelukkes, at der også kan være fejkilder i opgørelsen, herunder nedbørskorrektion til jordoverfladen, fordampningsberegning, fastsættelse af oplandsgrænserne m.v. Endelig er vores viden om grundvandsdannelsen tilbage i tid ufuldstændig.

Kvælstofkoncentrationer

Koncentrationsmønster i lerjordsoplandene

Koncentrationer af kvælstof i de forskellige vandtyper i det hydrologiske kredsløb er vist i tabel 9.2 som gennemsnit for måleperioden.

Tabel 9.2 Kvælstofkoncentrationer i de forskellige medier af det hydrologiske kredsløb, gennemsnit for de hydrologiske år 1989/90 - 1998/99 (LOOP 1-4) og 1990/91 - 1998/99 (LOOP 6). For rodzonevand, drænvand og vandløbsvand er anvendt vandføringsvægtede årskoncentrationer og for grundvand gennemsnitskoncentrationer. Kvælstof er angivet som nitrat-N for rodzonevand, drænvand og grundvand og som total N for vandløbsvand. (I vandløbsvand udgør nitrat N ca. 90 % af total N). Alle værdier er målte størrelser.

Hydrologisk kredsløb	Lerjordsoplande			Sandjordsoplande	
	LOOP 1	LOOP 4	LOOP 3	LOOP 2	LOOP 6
	mg N l ⁻¹	mg N l ⁻¹	mg N l ⁻¹	mg N l ⁻¹	mg N l ⁻¹
Rodzonevand	17,0	19,1	22,8	33,7	23,3
Drænvand	16,4	17,7	-	-	-
Grundvand 1,5m	13,6	14,0	14,7	20,1	18,8
Grundvand 3,0m	5,7	7,0	8,4	14,9	10,8
Grundvand 5,0m	2,7	6,1	8,1	15,1	-
Grundvand 5-10m	-	1,3	-	25,3	15,1
Grundvand 10-20m	-	-	-	16,5	4,7
Grundvand 20-40m	-	-	-	10,4	<1
Vandløb	9,1	11,6	7,4	7,3	1,5

I lerjordsoplandene har kvælstofkoncentrationerne i rodzonevandet ligget i intervallet 17,0-22,8 mg N l⁻¹. Koncentrationerne i drænvand har ligget en anelse lavere. Fra rodzonen og ned gennem det øvre grundvand (1,5-5,0m) er observeret en tydelig nedgang i koncentrationsniveau.

I vandløbsvandet har kvælstofkoncentrationerne ligget på 7,4-11,6 mg N l⁻¹. For LOOP 1 og LOOP 4 antyder koncentrationerne i vandløbsvandet, at dette udgøres af rodzonevand og grundvand ned til ca. 3 m's dybde. For LOOP 3 har vandløbsvandet en koncentration, der er lavere end grundvand i 5 m's dybde, hvorfor det må antages at afstrømningen til vandløbet i dette opland sker gennem et dybere jordlag.

Koncentrationsmønster i sandjordsoplandene

I sandjordsoplandene har kvælstofkoncentrationerne i rodzonevandet ligget på ca. 28,5 mg N l⁻¹. Også her er der set et fald i koncentrationsniveau fra rodzonen og ned gennem det øvre grundvand. Reduktionen er dog først af væsentlig betydning i 10-20 m's dybde, hvor der er målt koncentrationer på ca. 5-10 mg N l⁻¹. I vandløbsvandet har koncentrationerne ligget på 7,3 i Nordjylland (LOOP 2) og 1,5 mg N l⁻¹ i Sønderjylland (LOOP 6). Dette kan skyldes, at afstrømningen til vandløbene sker gennem væsentlig dybere jordlag, hvor der sker en større reduktion af kvælstofindholdet i grundvandet, men også at vandet gennemstrømmer enge/vådområder, hvor der sker denitrifikation, inden vandet når ud i vandløbet.

Kvælstoftransporter

Præsentation

I tabel 9.3 er vist de gennemsnitlige kvælstofstrømme for perioden 1989/90 - 1998/99 for de enkelte landovervågningsoplande. I tabellen er vist kvælstoftilførsler i form af handelsgødning, husdyrgødning, estimeret kvælstoffixering samt tilførsel fra atmosfæren. Kvælstoftilførslerne samt kvælstof høstet med afgrøderne er baseret på oplandsdækkende opgørelser for de dyrkede arealer (jævnfør interviewundersøgelsen). Der er tale om bruttotilførsler af kvælstof, idet fordampning af ammoniak i forbindelse med udbringning af

Tabel 9.3 Kvælstofstrømme for det dyrkede areal i de 6 overvågningsoplande. For vandløb er korrigeret for naturarealer og spildevand, men ikke for spredt bebyggelse. Tallene repræsenterer gennemsnitværdier for årene 1989/90 - 1998/99 (LOOP 1-4) og 1990/91-1998/99 (LOOP 6).

Årlig kvælstofcirkulation										
Kvælstofstrømme	Lerjordsoplande						Sandjordsoplande			
	Storstrøm LOOP 1		Fyn LOOP 4		Vejle/Århus LOOP 3		Nordjylland LOOP 2		Sønderjylland LOOP 6	
	kg N ha ⁻¹	%	kg N ha ⁻¹	%	kg N ha ⁻¹	%	kg N ha ⁻¹	%	kg N ha ⁻¹	%
Handelsgødning	125		118		102		99		92	
Husdyrgødning	24		73		104		152		140	
Afm. + fixering ¹⁾	24		29		29		41		43	
Total tilført	174		217		235		293		275	
Høstet	127		132		124		144		133	
Tilført - høstet	47		86		112		150		142	
Udvasket rodzonen (Drænvand) ²⁾	39	100	67	100	120	100	134	100	144	100
	(13)	(33)	(11)	(16)						
Udv. til vandløb										
Overfladenært	11,8	30	16,8	24	12,6	11	6,5	5	2,1	1,5
Grundvand	9,5	25	15,2	22	11,8	11	8,8	7	5,1	3,5
Total	21,3	55	32,0	46	24,4	22	15,3	12	7,2	5,0

¹⁾ Fra atmosfæren regnes 19 kg kg N ha⁻¹ år⁻¹ i 1990 aftagende til 15 kg kg N ha⁻¹ år⁻¹ i 1999

²⁾ Forudsat 70 % dræning af landbrugsareal i LOOP 1 og 50 % i LOOP 4; opskalering til oplandsniveau usikker

husdyrgødning og efter udbringning ikke er kvantificeret. Ligeledes er kvælstofmineralisering samt opbygning af jordens humuspulje og denitrifikationstab fra rodzonen ikke kvantificeret.

Med hensyn til kvælstofudvaskningen fra rodzonen er der tale om gennemsnitsværdier for de 6-8 stationer i hvert opland. Udvaskningerne herfra kan tages som niveaustørrelser for oplandene.

Kvælstofafstrømningen til vandløbene er baseret på målinger ved hovedvandløbsstationerne. Den heraf beregnede arealkoefficient er herefter korrigeret for naturarealer og spildevandsudledninger. Den angivne arealkoefficient repræsenterer således det dyrkede areal, inklusiv spredt bebyggelse.

Kvælstofkredsløbet er herefter skematiseret i figur 9.1 for henholdsvis sandjordsoplande og lerjordsoplande. Den interne kvælstofomsætning (kvælstofmineralisering/humusopbygning og denitrifikation) er ikke medtaget.

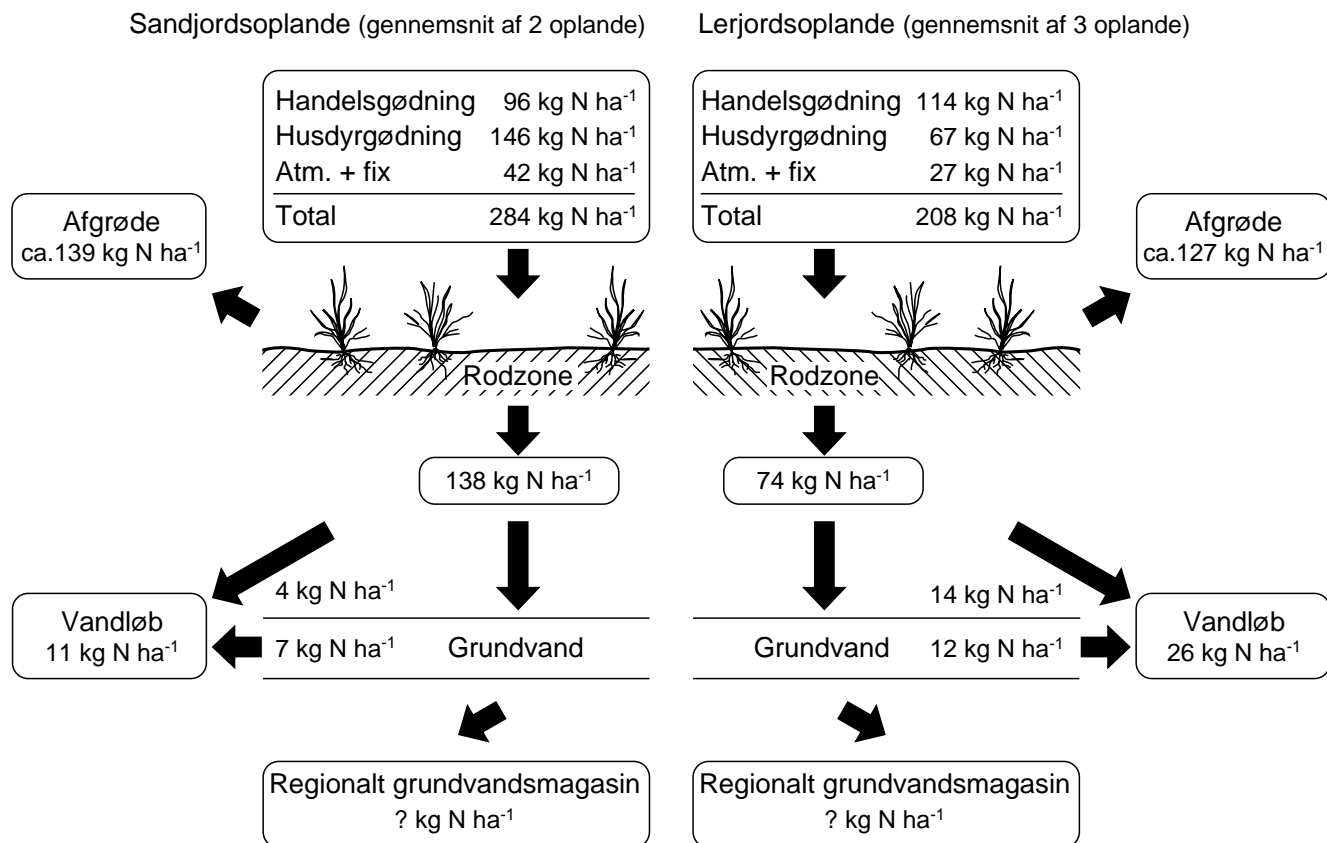
Lerjordsoplande

I lerjordsoplandene er der årligt netto tilført ca. 82 kg N ha⁻¹. Den målte udvaskning fra rodzonen har i perioden udgjort ca. 74 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Kvælstoftransporten i vandløbene har udgjort ca. 26 kg N ha⁻¹ år⁻¹; det svarer til at gennemsnitlig ca. 35 % af rodzoneudvaskningen er nået til vandløbene.

Sandjordsoplande

I sandjordsoplandene er der årligt netto tilført jorden ca. 146 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Udvaskningen fra rodzonen er målt til ca. 138 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Kvælstoftransporten i vandløbene har udgjort ca. 10 kg N ha⁻¹ år⁻¹; det svarer til, at ca. 7 % af rodzoneudvaskningen er nået ud til vandløbene.

Det årlige kvælstofkredsløb (1989/90 - 1998/99)



Figur 9.1. Schematisering af kvælstofkredsløbet for henholdsvis lerjords- og sandjordsoplandene for årene 1989/90 - 1998/99.

Naturoplande

Til sammenligning med ovennævnte kvælstoftab fra dyrkede arealer til vandløb kan anføres, at tabet fra naturarealer i årene 1989-99 lå på 1,3-4,3 kg N ha⁻¹ år⁻¹ (Bøgestrand, 2000)

9.2 Landbrugets indflydelse på kvælstofudvaskning til vandmiljøet

Gødskningens indflydelse på kvælstofudvaskningen fra rodzonen.

Den aktuelle kvælstofudvaskning fra rodzonen er et resultat af en række faktorer og processer. Således er sædskiftet, kvælstoftildelingen og jordens humuspuljer af afgørende betydning for den mængde kvælstof, der er til rådighed i rodzonen for tab til vandmiljøet - under hensyn til klima og jordtype (kapitel 5.4).

Jordens humuspuljer

Mineraliseringsprocesser har haft stor indflydelse på den kvælstofudvaskning, der er målt i perioden 1989 til 1999. Størrelsen af jordens omsættelige humusfraktion er et resultat af mange års landbrugsproduktion med et højt gødskningsniveau. Den hastighed, hvormed mineraliseringsprocesserne og kvæstoffikseringen forløber, øges blandt andet med temperaturen. Derfor vil et sammenfald af en stor mineraliserbar pulje i jorden og høje efterårs- og vintertemperaturer øge den kvælstofmængde, der er til rådighed i jorden.

Aktuelt gødskningsniveau

Det er vist, at der gennem forskellen mellem tilført og høstet kvælstof opbygges et stort tabspotentiale. For at opnå en reduktion i kvælstofudvaskningen må størrelsen af netto tilført kvælstof mindskes. Det betyder, at gødningen må udnyttes bedre og tilførslerne følgelig ned-sættes, eller at kvælstoftoptagelsen i planterne øges.

Kvælstofafstrømning til vandmiljøet

I den præsenterede 10-årige periode er der målt en årlig gennemsnitlig udvaskning fra rodzonen på 74 kg N ha⁻¹ i lerjordsoplandene og på 138 kg N ha⁻¹ i sandjordsoplandene. Den større udvaskning på sandjordene end på lerjordene skyldes større nedbør, lettere gennemtrængelig jord, større husdyrtæthed samt større N-tilførsel i forhold til N fjernet (dvs. større nettotilførsel).

Vandløbene

Det er vist, at en stor del af det kvælstof, der forlader rodzonen (11-30 %) i lerjordsoplandene hurtigt når ud til vandløbene gennem dræn og overfladenært vand, mens yderligere 10-26 % når til vandløbene via det øvre grundvand. En eventuel ændring i landbrugets gødningspraksis vil derfor hurtigt slå igennem i vandløbskvaliteten. I sandjordsoplandene derimod når kun en ganske lille del af det kvælstof, der forlader rodzonen (ca. 4 %) hurtigt til vandløbene med overfladenært vand. I disse oplande sker afstrømningen til vandløbene hovedsageligt via dybereliggende grundvand. Under vandets transport nedad i grundvandet sker der oftest reduktion af nitrat, hvorfor det afstrømmende vand har lave kvælstofindhold. Det er således fundet, at vandløb i disse oplande er mindre belastet med kvælstof end i lerjordsoplandene til trods for at udledningen fra landbruget er større. Reduktionen af nitrat i grundvandet afhænger af redoxforholdene og kan være anderledes i andre sandjordsoplande. Det må imidlertid konkluderes, at en eventuel ændring i landbrugspraksis næppe vil kunne måles i vandløb i sandjordsoplande inden for en kortere årrække.

Det øvre grundvand

Det fremgår af sammenstillingen, at det øvre grundvand i alle landovervågningsoplandene tydeligt er påvirket af landbrugsdriften. De beskrevne belastningsforhold, strømningsmønsteret samt kvælstofreduktionsprocesserne i jordprofilen medfører, at grundvandet er stærkere belastet i sandjordsoplandene end i lerjordsoplandene. I 3-5 m's dybde har nitratkoncentrationerne i sandjordsoplandene ligget omkring eller over drikkevandskravet (11,3 mg NO₃-N l⁻¹/50 mg NO₃ l⁻¹), mens de i lerjordsoplandene har ligget under drikkevandskravet. Der er i alle oplande set et fald i kvælstof koncentrationerne i grundvandet fra 1,5 til 3m's dybde.

Analyser, der medtager landbrugets gødningspraksis i to oplande (*Grant et al., 1995*) har vist, at kvælstofindholdet i det øvre grundvand er væsentlig højere på arealer tilhørende husdyrbrug end på arealer tilhørende planteavlsbrug. Endvidere er det vist, at grundvandet under udyrkede arealer har de mindste kvælstofindhold (oftest mindre end 1,0 mg N l⁻¹).

10 Konklusion - udvikling i landbrugets kvælstofbelastning af vandområderne

10.1 Udviklingen i landbrugets kvælstofanvendelse frem til 1999

Første initiativer i Vandmiljøplan II er implementeret i 1999

En oversigt over de vedtagne Vandmiljøhandlingsplaner siden 1986 er givet i Appendiks 3. Samtlige tiltag i Vandmiljøplan I og Handlingsplanen for Bæredygtigt Landbrug overfor landbrugets udvaskning af kvælstof er fuldt implementeret i 1998. I 1999 blev følgende krav under VMP II, som omhandler gødningsanvendelse, implementeret - skærpet harmonikrav for kvæg, 6 % efterafgrøder og 10 % nedsættelse af gødningsnormerne. I 2000-2003 vil der ske yderligere skærpelse mht. harmonikrav samt skærpelse af kravet til udnyttelse af kvælstof i husdyrgødningen.

Lovkrav til grønne marker, opbevaringskapacitet og udbringningstider omtrent opfyldt

I Landovervågningsoplandene er lovkravet om grønne marker opfyldt, idet disse i 1999 udgjorde 70 % af det dyrkede areal. Heraf udgjorde græs inklusiv brak, vinterraps og korn med udlæg 41 %, vinterkorn 41 % og rodfrugter, majs, halmnedmuldning og juletræer 18 %. Kun førstnævnte gruppe samt rodfrugter (roer) kan forventes at optage store kvælstofmængder i efterårs- og vintermånederne. Udover dette areal er der i 1999 etableret efterafgrøder under 6% reglen på 7,7 % af basisarealet.

I 1999 stod 85 % af dyreenhederne på ejendomme med mindst 9 måneders opbevaringskapacitet til den flydende husdyrgødning. Dette er en forøgelse på 46 %-point i forhold til 1991. Samtidig er der sket en betydelig stigning i forårs/sommer udbringning af husdyrgødning. I 1999 blev 86 % af den samlede kvælstofmængde i husdyrgødning udbragt om foråret/sommeren, hvilket er en forøgelse på 31 %-point i forhold til 1990. Den store stigning i forårs/sommer udbringningen skal ses dels i lyset af de forbedrede opbevaringskapaciteter, dels som følge af forbud mod at sprede flydende husdyrgødning om efteråret og frem til 1. februar, gældende fra driftsåret 1993/94. Desuden fordrer kravet om øget udnyttelse af husdyrgødning, at denne udbringes på det mest optimale tidspunkt.

Udnyttelse af husdyrgødning steget til ca. 77 % i 1998, men overgødsning forekommer stadig på ca. 10 % af arealet

Udnyttelsen af husdyrgødningen, beregnet på baggrund af gødningstildeling til hele landbrugsarealet med kvælstofnorm i landovervågningsoplandene, er steget jævnt fra 35 % i 1990 til ca. 77 % i 1998, men er faldet igen i 1999 til 47%. Dette skyldes: i) At kvælstofnormerne er nedsat med 10 %, hvilket ifølge beregningsmetoden automatisk betyder lavere udnyttelse. ii) At der er sket en stigning i andelen af fast gødning/dybstrøelse igennem de seneste år; i 1997 udgjorde denne gødningstype 14 % og i 1999 23 % af den samlede husdyrgødningsmængde. Dette trækker i retning af en lavere udnyttelse af kvælstof i husdyrgødningen.

I henhold til gødningsbehovet opgjort i landovervågningen er lovkravet af 1. august 1997 om udnyttelse af kvælstof i husdyrgødning blev ikke fuldt efterlevet, idet ca. 14 % af ejendommene havde en opnået udnyttelse, der var lavere end kravet. Gødningsbehovet kan være opgjort anderledes af den enkelte bedriftsleder, således at lovkravet ved indberetning til Plantedirektoratet kan være opfyldt.

Fald i handelsgødningsforbrug og i overskud af N input

Ændringen i landbrugspraksis har medført et fald i handelsgødningsforbruget på landsplan fra 392.000 tons N i 1985 til 257.000 tons N i 1999, et fald på 135.000 tons N (34 %). Ligeledes har overskuddet (total input minus fjernet kvælstof ved høst) været faldende i perioden 1985 til 1999. Således udgjorde kvælstofoverskuddet for det danske landbrugsareal 374.000 tons N i 1985 og 227.000 tons N i 1999. Set over hele perioden udgjorde reduktionen i kvælstofoverskud på landsplan 147.000 tons N (37 %). En del af reduktionen i kvælstofoverskud skyldes, at landbrugsarealet er blevet mindre. Foretages opgørelsen pr arealenhed landbrugsjord (inklusive brak) udgjorde reduktionen i kvælstof-overskud 33 %.

10.2 Udvikling i kvælstofudvaskning frem til 1999

Reduktion i målte N koncentrationer i jordvandet

Den forbedrede gødsningspraksis i perioden fra 1989 til 1999 har medført, at de målte kvælstofkoncentrationer i rodzonevandet i landovervågningen er signifikant reduceret i samme periode. På grund af et begrænset antal målestationer og usikkerhed mht. klimapåvirkning, vil der dog være meget stor usikkerhed på størrelsen af reduktionen.

Ca. 32 % reduktion i N udvaskning fra landbruget i løbet af en årrække

Modelberegninger udført med udvaskningsfunktioner viser, at ændringerne i landbrugspraksis fra 1990 til 1999 ved normalklima vil medføre en gennemsnitlig reduktion i kvælstofudvaskningen fra det dyrkede areal på ca. 28 % i løbet af en årrække. Tages der højde for nedgang i det dyrkede areal vil reduktionen i udvaskningen være 32 %. Hvis udvaskningen i 1990 var 230.000 tons N, vil det svare til en reduktion i udvaskningen på 74.000 tons N.

VMP II midtvejsevaluering

Udviklingen i kvælstofudvaskning som følge af VMP II tiltagene i øvrigt er udførligt analyseret i VMP II midtvejsevalueringen til Folketinget (*Grant et al., 2000*).

Ca. 13 % reduktion i N transport til vandløb

I 63 vandløb i dyrkede oplande er der beregnet en reduktion i den afstrømningskorrigerede kvælstoftransport på 13 % (*Bøgestrand, 2000*). Den lavere reduktion i vandmiljøet end i den modelberegnete udvaskning fra rodzonen skyldes fortrinsvis to forhold:

- I modelberegning af kvælstofudvaskning er der tale om *den langsigtede effekt*, dvs. den effekt der fremkommer når en ændret gødsningspraksis har været fulgt i en årrække, således at der tilnærmelsesvis har indstillet sig en ny ligevægt i jorden.
- På grund af vandets strømningsveje i det hydrologiske kredsløb vil der være en tidsforsinkelse fra vandet forlader rodzonen, til det når ud til vandløbene. Under denne transport vil der ske en vis reduktion af vandets nitratindhold. Denne tidsforsinkelse og nitratreduktion vil være betydelig større på sandjorde end på lerjorde.

Der vil i de følgende år blive fokuseret på vand- og stoftransport i det hydrologiske kredsløb.

[Tom side]

Referencer

Ambus, P. og Hoffmann, C.C. (1990): Kvælstofomsætning og stofbalance i ånære områder. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, Nr. C13, 67 s.

Blicher-Mathiesen, B., Grant, R., Jensen, C. & Nielsen, H. (1990): Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1989. Landovervågningsoplande - Næringsstofudvaskning fra rodzonen. Danmarks Miljøundersøgelser - Faglig rapport fra DMU, nr. 6 (hovedrapport + bilagsrapport).

Brüsch, W. 2000. Pesticider og nedbrydningsprodukter. I *Stockmarr, J.* Grundvandsovervågning 2000. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse. Særudgivelse. December 2000.

Bøgestrand J. (red.) (2000): Vandområder – Vandløb og kilder 1999. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 336.

Bøgestrand J. (red.) (1999): Vandområder – Vandløb og kilder 1998. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 292.

Danmarks Meteorologiske Institut (1998). Standardværdier (1961-96) af Nedbørskorrektioner. Teknisk Rapport 98-10. pp. 17.

Danmarks Statistik . Landbrugsstatistikken 1989 -1999.

Danmarks Statistik (1998): Pesticidsalget i 1997. Statistiske Efterretninger, Miljø, nr. 14, pp 20.

Danmarks Statistik (2000): Husdyrtætheden i landbruget 1999.

Danmarks Statistik (2000): Månedsberegninger, januar – december.

Felding, G. og Jacobsen, R.(2000): Organiske mikroforureninger. I *Stockmarr, J.* Grundvandsovervågning 2000. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse. Særudgivelse. December 2000.

Fyns Amt (2000): Vandmiljøovervågning - Landovervågning 1999, 54 pp + bilag.

Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Andersen, H.E., Berg, P., Jensen, P.G., Laubel, A. & Rasmussen, P. (1995): Landovervågningsoplande. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1994. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 141.

Grant, R., Jensen, P.G., Andersen, H.E., Laubel, A.R., Deibjerg, C., Rasmussen, H. & Rasmussen, P. (1996): Landovervågningsoplande. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 175.

Grant, R., Laubel, A., Kronvang, B., Andersen, H.E., Svendsen, L.M. & Fulgsang, A. (1996b): Loss of dissolved and particulate phosphorus from arable catchments by subsurface drainage. *Water Research* 30, 2633-2642.

Grant, R., Blicher-Mathiesen G., Andersen, H.E., Laubel, A.R., Jensen P.G. & Rasmussen, P. (1997): Landovervågningsoplande. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1996. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 210.

Grant, R., Laubel, A. & Kronvang, B. (1997b): Nedvaskning af fosfor til dræn. *Vand og Jord* 4, 169-172.

Grant, R., Blicher-Mathiesen G., Andersen, H.E., Laubel, A.R., Paulsen, I., Jensen P.G. & Rasmussen, P. (1998): Landovervågningsoplande. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 252.

Grant, R., Paulsen, I., Andersen, H.E., Laubel, A.R., Jørgensen, J.O., Jensen, P.G., Pedersen, M. & Rasmussen, P. (1999): Landovervågningsoplande 1998. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 154 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 293

Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Jørgensen, V., Kyllingsbæk, A., Poulsen, H.D., Børsting, C., Jørgensen, J.O., Schou, J.S., Kristensen, E.S., Waagepetersen, J. & Mikkelsen, H. (2000): Vandmiljøplan II - midtvejsevaluering. Danmarks Miljøundersøgelser.

Hansen, B. (1986): Tilførsel af kvælstof, fosfor og organisk stof til vandløb fra landbrugsområder: Gjelbæk og Rabis Bæk. Rapport til Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium.

Hansen, B. (1990b): Landbrugets gødnings- og arealanvendelse i 1993 og 1989. Npo-forskning fra Miljøstyrelsen nr. A2.

Hansen, E. (1990a): Normtal for økonomisk optimale N-mængder til landbrugsafgrøder. Miljøstyrelsen. 4 pp.

Hansen, L. & Pedersen, E.F. (1985): Drænvandsundersøgelser 1971-74. *Tidsskrift for Planteavl* 79: 670-688.

Hedeselskabet (1998). Jordbrugsmæssig anvendelse af affaldsprodukter fra industrien 1996. Hedeselskabet, Miljø og Energi Divisionen. April 1998.

Hirsch, R.M.S. og Slack, J.R. (1984). A non-parametric trend test for seasonal data with serial dependence. *Water Resour. Res.* 20, 727-732.

Håndbog for plantedyrkning (1990-1998): Landskontoret for planteavl.

Institute of Hydrology (1993): Low flow estimation in the United Kingdom. IH report 108. Institute of Hydrology, Wallingford, United Kingdom.

Jacobsen, O.H. , & Kronvang, B. (red.) (2000): Tab af fosfor fra landbrugsjord til miljøet. Phosphorus loss from agricultural areas to the aquatic environment. DJF rapport Markbrug nr. 34. Oktober 2000.

Jacobsen, O.S., Larsen, H.V. & Andersen, L. (1990): Geokemiske processer i et grundvandsmagasin. NPO-forskning fra Miljøstyrelsen, Nr. B10, 45s.

Jensen, N.H. & Madsen, H.B. (1990): Jordprofilundersøgelse i Vandmiljøplanens landovervågningsoplande. Statens Planteavlsvforsøg. Afd. for Arealdata for Kortlægning, 17 pp + bilag.

Kronvang, B., Iversen, H.L., Pedersen, M.L. og Müller-Wohlfeil, D.-I. Op-landsanalyse i Bøgestrand J. (red.) (2000): Vandområder – Vandløb og kilder 1999. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. XXX

Kronvang, B., Grant, R., Laubel, A., Iversen, H.L., Svendsen, L.M. & Hansen, B. (2000): Kan vi forklare fosfortransporten i vandløb med tabet fra markerne? i *Jacobsen, O.H. , & Kronvang, B. (red.) (2000):* Tab af fosfor fra landbrugsjord til miljøet. Phosphorus loss from agricultural areas to the aquatic environment. DJF rapport Markbrug nr. 34. Oktober 2000.

Kyllingsbæk, A. (1995): Kvælstofoverskud i dansk landbrug 1950-1959 og 1979-1994. Statens Planteavlsvforsøg, rapport nr. 23.

Kyllingsbæk, A. (1999). Kvælstofbalancer i landbruget. Danmark JordbrugsForskning. (ikke publiceret)

Landsudvalget for kvæg (1993): Fodermiddeltabel 1993. Statens Planteavlsvforsøg, rapport nr. 28.

Landsudvalget for kvæg (1995): Fodermiddeltabel 1995. Statens Planteavlsvforsøg, rapport nr. 52.

Larsen, C.L. 2000. Uorganiske sporstoffer. I *Stockmarr, J.* Grundvandsovervågning 2000. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse. Særudgivelse. December 2000.

Larsen, S.E. (1996). En statistisk testprocedure til analyse af udviklingstendenser i tidsserier af vandkvalitetsdata. Upubliceret notat fra Danmarks Miljøundersøgelser. Afd. for Vandløbsøkologi.

Laursen, B. (1987): Normtal for husdyrgødning. Statens Jordbrugsøkonomiske Institut, rapport nr. 28.

Laursen B. (1994): Normtal for husdyrgødning - revideret udgave af rapport nr. 28. Statens Jordbrugsøkonomiske Institut, rapport nr. 82.

Miljø- og Energiministeriet. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (2000): Pesticidhandlingsplan II.

Miljøstyrelsen, 2000. NOVA-2003. Programbeskrivelse for det nationale program for overvågning af vandmiljøet 1998-2003. Redegørelse fra Miljøstyrelsen, Nr. 1 – 2000.

- Miljøstyrelsen (1989):* Spildevandsslam fra kommunale renselanlæg i 1987. Orientering fra Miljøstyrelsen, nr. 10.
- Miljøstyrelsen (1990):* Vandmiljø-90. Redegørelse fra Miljøstyrelsen, nr 1.
- Miljøstyrelsen (1994):* Notat vedrørende indberetning af affaldsprodukter anvendt til jordbrugsformål i 1991 og 1992. 6 sider.
- Miljøstyrelsen (1994):* Vandmiljø-94. Redegørelse fra Miljøstyrelsen, nr. 2.
- Miljøstyrelsen (1995):* Jordbrugsmæssig anvendelse af affaldsprodukter i 1993. 7 sider.
- Miljøstyrelsen (1995):* Spildevandsslam i 1994. 10 sider.
- Miljøstyrelsen (1996):* Beregning af landsdækkende behov for N-gødning. Ferskvand og Landbrugskontoret, Miljøstyrelsen, 16. januar 1996.
- Miljøstyrelsen (1997):* *Spildevandsslam i 1995.*
- Miljøstyrelsen (1999):* Bekæmpelsesmiddelstatistik 1998. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 5.
- Miljøstyrelsen (1999):* Spildevandssalm fra Kommunale og private renselanlæg i 1997. Miljøprojekt nr. 473.
- Miljøstyrelsen (2000):* Bekæmpelsesmiddelstatistik 1999. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 11.
- Miljøstyrelsen (2000):* Spildevandsslam fra kommunale og private renselanlæg i 1998. Orientering.
- Nilsson, B., Brüsck, W., Morthorst, J., Vosgerau, H., Abildtrup, H.C., Pedersen, D., Jensen, P. og Clausen, E.V. (2000):* Undersøgelse af landovervågningsboringerne DGU nr. 165.295 – 165.297 i LOOP område 4, Lillebæk, Fyns Amt. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse. Rapport 2000/47. (UDKAST)
- Nordjyllans Amt (2000):* Vandmiljøovervågning – Landovervågning 1999, 99 pp + bilagsrapport.
- Olesen, J.E. og Heidmann, T. (1990):* EVACROP. Et program til beregning af aktuel fordampning og afstrømning fra rodzonen. Statens Planteavlfsforsøg.
- Plantedirektoratet (1998):* Vejledning og skemaer, mark- og gødningsplan, gødningsregnskab, plantedække, harmoniregler 1998/99.
- Plantedirektoratet (1999):* Vejledning og skemaer, mark- og gødningsplan, gødningsregnskab, plantedække, harmoniregler 1999/2000.
- Poulsen, H.D. & Kristensen, V.F. (1997):* Normtal for husdyrgødning. En revurdering af danske normtal for husdyrgødningens indhold af

kvælstof, fosfor og kalium. Danmarks JordbrugsForskning. Beretning nr. 736. 165 pp.

Ringkjøbing Amtskommune (2000): Landovervågning 1999 – Interviewundersøgelse, 24 pp + bilag.

Schou, J.S. (1998). Undersøgelser af landbrugets pesticidanvendelse. SJFI-working paper 13/98.

Simmelsgaard, S.E. (1991): Estimering af funktioner for kvælstofudvaskning. In: Rude, S.: Kvælstofgødning i landbruget - behov og udvaskning nu og i fremtiden. Rapport nr. 62. Statens Jordbrugsøkonomiske Institut.

Simmelsgaard, S.E., Kristensen, K., Andersen, H.E., Grant, R., Jørgensen, J.O. & Østergaard, H.S. (2000): Empirisk model til beregning af kvælstofudvaskning fra rodzonen. N_Les - Nitrate Leaching Estimator. DJF rapport. Markbrug nr. 32. September 2000.

Stockmarr, J. (red.) 2000. Grundvandsovervågning 2000. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse. Særudgivelse. December 2000.

Stockmarr, J. (red) (1999): Grundvandsovervågning 1998. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse. Særudgivelse. København.

Storstrøms Amt (2000): Vandmiljøovervågning – Landovervågning 1999, 55 pp + bilag.

Sønderjyllands Amt (2000): Vandmiljøovervågning 1999 – Landovervågning, 42 pp.

Vejle Amt (2000): Horndrup Bæk (LOOP 3) 1999. Landbrugsdrift. Næringsstofudvaskning. Stoftransport. 58 pp + bilag.

Vestsjællands Amt (2000): Landovervågning ved Hulebæk, høstår 99. 23 pp + bilag.

Viborg Amt (2000): Landovervågning 1999 – Interviewundersøgelse, 24 pp + bilag.

Vilhelm, K. & Nielsen, H. (1990): Næringsstofbalancer på landbrugsjendomme. Danmarks Miljøundersøgelser, 57 sider.

[Tom side]

Bilag 3.1

Markbalance for kvælstof i 1000 tons for hele landet fra 1985 til 1999

Markbalance for kvælstof i 1000 tons for hele landet fra 1985 til 1999															
År	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Handelsgødning ¹	392,3	376,3	375,5	361,2	371,2	394,6	389,1	363,7	327,1	320,4	310,1	285,0	281,8	277,4	256,9
Husdyrgødning	260,2	258,3	248,3	245,1	243,1	243,5	246,2	251,6	257,5	255,4	252,8	254,0	227,5	230,6	225,8
Slam ²			2,0	2,0	2,0	2,0	3,2	3,8	4,9	4,4	4,7	4,6	4,0	4,0	4,0
Affald fra industri							2,7	3,0	4,5	4,5	4,6	4,2	4,1	4,9	4,9
N-fixering	42,9	42,2	40,5	43,2	42,1	48,0	42,6	37,0	45,6	43,3	41,6	38,9	46,4	50,6	40,2
Deposition ³	48,2	47,9	47,6	47,4	52,7	53,0	52,6	52,4	49,3	45,7	43,6	40,7	40,3	40,1	39,7
Tilført	743,6	724,7	711,9	696,9	709,1	739,1	736,4	711,6	688,9	673,8	657,5	627,4	604,0	607,6	571,5
Afgørdernes norm	408,4	401,4	393,9	390,6	405,4	421,8	421,1	406,2	384,1	372,1 ²	370,2 ²	332,3 ²	352,8	372,4,0	342,0
Fraført															
Høstet	369,7	360,1	339,9	357,6	369,4	407,7	380,4	307,7	357,1	341,4	359,7	343,6	361,3	365,8	345,1
Balance (tilført-fracført)	373,9	364,6	371,9	339,3	339,7	331,5	355,9	403,9	331,9	332,4	297,8	284,3	242,7	241,8	226,5
Udskilt N ⁴	309,5	307,2	295,3	291,6	289,2	289,7	292,8	299,3	306,3	303,8	300,7	302,1	270,6	276,8	271,0
NH ₃ -fordampning ⁵	49,3	48,9	47,0	46,5	46,1	46,2	46,6	47,7	48,8	48,4	47,9	48,1	43,1	46,2	45,2
Husdyrg. læger	260,2	258,3	248,3	245,1	243,1	243,5	246,2	251,6	257,5	255,4	252,8	254,0	227,5	230,6	225,8
Dyrket areal (1000ha)	2834,1	2818,9	2799,9	2786,6	2774,1	2788,3	2769,7	2756	2738,6	2691,2	2726,0	2716,0	2688,0	2671,9	2644,0

¹ Handelsgødningsforbruget (Danmarks Statistik) er fratrukket 5,8 mio. kg N, som er forbrugt til golfbaner, kommunale anlæg m.v.

² Afgørdernes norm for 1994-1996 er opgjort efter Plantedirektoratets normer; for 1994 og 1995 er kvælstofnormen henholdsvis 370,8 og 387,1 mio. kg N opgjort efter Hansen (1990).

³ Kvælstofindholdet i husdyrgødnings er fra og med 1997 beregnet ud fra Poulsen & Kristensen (1997).

⁴ Fra og med 1998 bliver ammoniakfordampningen beregnet efter Andersen et al. (1999).

Bilag 3.2

Markbalancer for kvælstof i kg N/ha for hele landet fra 1985 til 1999

Markbalancer for kvælstof i kg N/ha for hele landet fra 1985 til 1999																					
	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	
Tilført																					
Handelsgødning ¹	133,6	127,1	128,2	135,5	142,1	138,4	133,5	134,1	129,6	133,8	141,5	140,5	132	119,4	119,0	113,8	104,9	104,8	103,8	97,2	
Husdyrgødning	98,5	97,7	94,0	96,2	92,6	91,8	91,6	88,7	88,0	87,6	87,3	88,9	91,3	94,0	94,9	92,7	93,5	84,6	86,3	85,4	
Slam ²	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,7	0,7	0,7	1,2	1,4	1,8	1,6	1,7	1,7	1,5	1,5	1,5	
Affald fra industri ²	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	1,1	1,6	1,7	1,7	1,5	1,5	1,8	1,9	
N-fixering	8,5	8,7	8,8	8,6	12,2	15,1	15,0	14,5	15,5	15,2	17,2	15,4	13,4	16,7	16,1	15,3	14,3	17,2	18,9	15,2	
Deposition	15,0	15,0	15,0	15,0	17,0	17,0	17,0	17,0	17,0	19,0	19,0	19,0	19,0	18,0	17,0	16,0	15,0	15,0	15,0	15,0	
I alt	255,7	248,5	246,0	255,3	263,9	262,4	257,1	254,2	250,1	255,6	265,1	265,9	258	251,6	250,4	241,2	231,0	224,7	227,4	216,2	
Fraført																					
Høstet	114,1	120,8	127,3	106,3	143,5	130,5	127,8	121,4	128,3	133,2	146,2	137,4	112	130,4	126,9	132,0	126,3	134,4	136,9	130,5	
Balance	141,6	127,8	118,7	149	120,5	131,9	129,3	132,8	121,7	122,5	118,9	128,5	147	121,2	123,5	109,2	104,7	90,3	90,5	85,6	

¹ Handelsgødningsforbruget (Danmarks Statistik) er fratrukket 5,8 mio. kg N, som er forbruget til golfbaner og kommunale anlæg

² Dataene for forbruget af slam og affald fra industri til landbrugsjord findes kun fra henholdsvis 1991 og 1996 selvom det må forventes at der var et forbrug af disse produkter tidligere.

³ Depositionen som er kvælstof nettoinddraget til landbruget fra atomsfæren og fixering er opgjort efter Kyllingsbæk, 2000.

Bilag 3.3

Markbalance for fosfor i 1000 tons for hele landet fra 1980 til 1999

Markbalance for fosfor i 1000 tons P for hele landet fra 1980 til 1999																					
	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	
Tilført																					
Handelsgødning ¹	57,1	47,4	44,9	48,5	50,8	47,6	45,1	45,8	40,7	39,2	40,4	37,7	32,2	27,1	22,9	21,4	20,5	22,3	20,7	19,3	
Husdyrgødning	50,3	49,6	49,2	49,8	48,1	48,1	48,3	46,8	46,7	46,5	46,2	46,8	48,4	49,5	49,4	48,9	49,1	54,4	55,9	54,8	
Slam ²								1,0	1,0	1,0	1,0	2,1	2,5	4,0	3,1	3,4	3,3	2,7	2,7	2,7	
Affald fra industri												1,2	1,9	1,7	2,0	2,0	2,2	2,7	3,5	3,5	
Ialt i 1000 tons P	107,4	97,0	94,1	98,3	98,9	95,7	93,4	92,6	87,4	85,7	86,6	87,8	85,0	82,3	77,4	75,7	75,1	82,1	82,8	80,3	
Fraført																					
Høstet	48,8	51,6	54,7	44,5	60,9	53,7	53,0	48,4	54,1	54,5	62,6	59,2	46,9	53,6	51,2	55,4	53,1	53,6	54,2	52,0	
Balance i 1000 tons P	58,6	45,4	39,4	53,8	38,0	42,0	40,4	44,3	33,3	31,2	24,0	28,7	38,2	28,7	26,2	20,3	22,1	28,5	28,5	28,3	
Dyrket areal (1000ha)	2905	2897	2887	2846	2855	2834	2819	2800	2787	2774	2788	2770	2756	2739	2691	2726	2716	2688	2672	2644	

¹ Handelsgødningsforbruget er fratrukket 1 mio. kg P til golfbaner og offentlige anlæg.

² Dataene for forbruget af slam og affald fra industri til landbrugsjord findes kun fra henholdsvis 1987, 1991 og 1996. For perioden 1988-1990 er værdien fra 1987 anvendt og for de øvrige år er brugt interne notater og manglende data er anslået (Industriaffald 1994 & 1997). Fra 1997 indeholder slam til landbrugsjord ikke slam til mineraliseringsanlæg (langtidslagring). Så den relative nedgang i slamtilførslen skyldes til dels dette forhold. Endvidere ender slam til anden udnyttelse fra 1998 ikke længere på landbrugsjorden, men hovedsagelig i industrien.

Bilag 3.4

Markbalance for fosfor i kg P/ha for hele landet fra 1980 til 1999

Markbalance for P 1980-1999																						
	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999		
Tilført																						
Handelsgødning ¹	19,7	16,4	15,6	17,0	17,8	16,8	16,0	16,4	14,6	14,1	14,5	13,6	11,7	9,9	8,5	7,9	7,5	8,3	7,7	7,3	7,3	
Husdyrgødning	17,3	17,1	17,0	17,5	16,8	17,0	17,1	16,7	16,8	16,8	16,6	16,9	17,6	18,1	18,4	17,9	18,1	20,2	20,9	20,7	20,7	
Slam ²							0,3	0,4	0,4	0,4	0,4	0,8	0,9	1,5	1,2	1,3	1,2	1,0	1,0	1,0	1,0	
Affald fra Industri							0,0					0,4	0,7	0,6	0,7	0,7	0,8	1,0	1,3	1,3	1,3	
Ialt i kg P/ha	37,0	33,5	32,6	34,5	34,6	33,8	33,1	33,4	31,7	31,3	31,4	31,7	30,8	30,0	28,8	27,8	27,7	30,6	31,0	30,4	30,4	
Fraført																						
Høstet	16,8	17,8	18,9	15,6	21,3	18,9	18,8	17,3	19,4	19,6	22,5	21,4	17,0	19,6	19,0	20,3	19,5	19,9	20,3	19,7	19,7	
Balance i kg P/ha	20,2	15,7	13,6	18,9	13,3	14,8	14,3	16,2	12,3	11,6	9,0	10,4	13,8	10,5	9,7	7,5	8,1	10,6	10,7	10,7	10,7	
Dyrket areal (1000ha)	2896	2890	2879	2832	2844	2847	2830	2814	2800	2786	2798	2776	2760	2750	2706	2744	2714	2688	2672	2644	2644	

¹ Handelsgødningsforbruget er fratrukket 1 mio. kg P til golfbaner og offentlige anlæg.

² Dataene for forbruget af slam og affald fra industri til landbrugsjord findes kun fra henholdsvis 1987, 1991 og 1996. For perioden 1988-1990 er værdien fra 1987 anvendt og for de øvrige år er brugt interne notater og manglende data er anslået (Industriaffald 1994 & 1997) Fra 1997 indeholder slam til landbrugsjord ikke slam til mineraliseringsanlæg (langtidslagring). Så den relative nedgang i slamtilførslen skyldes til dels dette forhold. Endvidere ender slam til anden udnyttelse fra 1998 ikke længere på landbrugsjorden, men hovedsagelig i industrien.

Bilag 4.1

Data til beskrivelse af udviklingstendensen i gødningspraksis til alle afgrødegrupper med et gødningsbehov i perioden 1990 og 1994 til 1999.

	1990	1994	1995	1996	1997	1998 LOOP 1-6	1998 LOOP 1-7	1999 LOOP 1-4,6,7
Handelsgødning (kg N ha ⁻¹)	142	121	113	103	104	101	107	101
Husdyrgødning (kg N ha ⁻¹)	82	100	101	92	85	83	72	85
Udbinding (kg N ha ⁻¹)	11	22	21	25	23	18	15	12
Effektiv N i husdyrgødning (kg N ha ⁻¹)	28	54	43	38	38	38	33	38
Total tildelt (kg N ha ⁻¹)	235	243	235	220	212	202	194	198
Effektiv tildelt, i alt (kg N ha ⁻¹)	170	175	156	141	142	139	140	139
Afgrødernes norm (kg N ha ⁻¹)	171	167	170	150	160	165	166	147
Nyttevirkning (%)	34	54	42	41	44	46	46	45
Udnyttelsesgraden af husdyrgød. (%)	35	46	56	51	66	77	82	47

Bilag 4.2

Datagrundlag for opgørelse af tildelte kvælstofmængde i forhold til de afgrødernes kvælstofnormer for afgrøder med et gødningsbehov opdelt på fire husdyrtæthedsgrupper og fire bedriftstyper i LOOP1-4, 6 og 7 i 1999 . Opgørelsen er foretaget i henhold til gældende lovgivning.

	Husdyrtæthed				Bedrifter			
	0 DE ha ⁻¹	0-1 DE ha ⁻¹	1-2 DE ha ⁻¹	>2 DE ha ⁻¹	Plante- brug	Blandede brug	Kvæg- brug	Svine- brug
Areal (ha)	1560	1140	2164	625	1589	470	2184	1615
Antal brug	69	38	40	15	67	22	45	33
Dyreenheder	5	717	3475	1997	0	674	3595	2355
Handelsgødning (kg N ha ⁻¹)	127	104	86	111	127	82	93	96
Husdyrgødning (kg N ha ⁻¹)	25	67	117	155	25	105	116	98
Udbinding (kg N ha ⁻¹)	0	3	22	19	0	11	30	1
Effektiv husdyrgødning (kg N ha ⁻¹)	10	31	54	70	11	41	49	51
Afgrødernes norm (kg N ha ⁻¹)	144	144	150	177	144	139	164	144
Eff. tildelt gødning - anbf. (kg N ha ⁻¹)	-7	-9	-10	4	-6	-16	-22	3
Udnyttelse af Husdyrgødning (%)	68	57	46	38	68	49	49	48
Høstet (kg N ha ⁻¹)	130	121	140	174	130	120	155	124

Bilag 5.1

Afstrømning, N-udvaskning og vandføringsvægtede N (NO₃-N) koncentrationer som gennemsnit for stationer i oplandene.

Opgørelse på hydrologiske år.

	Afstrømning (mm år ⁻¹)									
	89/90	90/91	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96	96/97	97/98	98/99
Lerjorde										
LOOP 1	105	339	239	149	513	340	0	110	310	334
LOOP 4	231	405	391	374	661	681	15	282	411	492
LOOP 3	357	542	475	502	791	753	135	344	486	615
Sandjorde										
LOOP 2	330	401	367	334	473	606	190	376	459	655
LOOP 5		574	658	644	659	872	292	546		
LOOP 6										
	N udvaskning (kg N ha ⁻¹ år ⁻¹)									
	89/90	90/91	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96	96/97	97/98	98/99
Lerjorde										
LOOP 1	21	54	44	55	35	70	0	12	57	45
LOOP 4	48	55	71	97	101	85	3	63	80	81
LOOP 3	167	135	121	148	183	151	16	74	86	45
Sandjorde										
LOOP 2	128	128	181	159	136	122	67	115	173	123
LOOP 5		127	200	124	110	157	85	126		
LOOP 6										
	N koncentration (mg N l ⁻¹)									
	89/90	90/91	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96	96/97	97/98	98/99
Lerjorde										
LOOP 1	20	16	18	35	7	21	13	8	18	13
LOOP 4	21	14	18	26	15	13	25	23	20	17
LOOP 3	46	25	27	30	23	20	12	22	18	7
Sandjorde										
LOOP 2	38	32	49	48	29	20	36	31	37	19
LOOP 5		22	30	19	16	18	29	23		
LOOP 6										

Bilag 5.2

LOOP 1

STNR	JBNR	År	Brugstype	DE_HA	Afgroede	Ha	N-tilf. (kg ha)		P-tilf. (kg ha)		N_FIX
							Hu	Ha	Hu	N-fjernet	
101	6	1990	plante	.	Fabriksroer	128,3	.	35,5	.	134,4	2,0
101	6	1991	plante	.	Vårbyg, foderkorn	110,1	.	.	.	159,3	2,0
101	6	1992	plante	.	Vinterhvede, foderkorn	201,7	.	23,8	.	183,0	2,0
101	6	1993	plante	.	Fabriksroer	131,2	.	32,8	.	137,3	2,0
102	7	1990	plante	.	Fabriksroer	120,0	.	37,5	.	104,0	2,0
102	7	1991	plante	.	Vårbyg, foderkorn	123,0	.	14,5	.	107,6	2,0
102	7	1992	plante	.	Vinterhvede, foderkorn	159,9	.	18,9	.	106,3	2,0
102	7	1993	plante	.	Fabriksroer	100,8	.	25,2	.	104,0	2,0
102	7	1994	plante	.	Vinterhvede, foderkorn	178,9	.	17,4	.	115,3	2,0
102	7	1995	plante	.	Vinterhvede, foderkorn	172,2	.	20,3	.	139,7	2,0
102	7	1996	plante	.	Fabriksroer	96,0	.	12,0	.	83,2	2,0
102	7	1997	plante	.	Vårbyg, malt	90,4	.	.	.	127,6	2,0
102	6	1998	plante	.	Vinterhvede	234,5	.	22,3	.	172,8	2,0
102	7	1999	plante	.	Fabriksroer_-_top	106,8	.	28,3	.	87,4	2,0
103	6	1990	plante	.	Vårbyg, foderkorn	176,5	.	13,1	.	105,8	2,0
103	6	1991	plante	.	Vårbyg, foderkorn	118,1	.	12,5	.	104,0	2,0
103	6	1992	plante	.	Vårbyg, foderkorn	110,1	.	13,6	.	72,2	2,0
103	6	1993	plante	.	Vårbyg, foderkorn	94,5	.	.	.	114,9	2,0
103	6	1994	plante	.	Fabriksært	.	.	12,0	.	175,2	233,8
103	6	1995	plante	.	Vinterhvede, brød	190,9	.	18,6	.	183,0	2,0
103	6	1996	plante	.	Fabriksroer	113,5	.	33,0	.	101,9	2,0
103	6	1997	plante	.	Vårbyg, malt	98,6	.	.	.	110,2	2,0
103	6	1998	plante	.	Vinterhvede_(brød)	198,7	.	22,3	.	160,1	2,0
103	6	1999	plante	.	Fabriksroer_-_top	123,3	.	28,0	.	120,4	2,0
104	5	1990	svin	0,2	Vinterhvede, foderkorn	292,0	57,8	40,5	4,1	177,1	2,0
104	5	1991	svin	0,1	Markært	205,5	266,0
104	5	1992	svin	0,2	Vinterhvede, foderkorn	172,2	.	20,3	.	186,4	2,0
104	5	1993	svin	0,2	Fabriksroer	130,0	.	39,0	.	129,8	2,0
104	5	1994	svin	0,2	Vårbyg, foderkorn	103,0	.	13,0	.	125,4	2,0
104	5	1995	svin	0,2	Vinterhvede, brød	186,8	.	18,1	.	190,9	2,0
104	5	1996	plante	0,1	Fabriksroer	119,0	.	34,2	.	109,4	2,0
104	5	1997	plante	.	Vårbyg, malt	92,7	.	11,7	.	155,1	2,0
104	6	1998	plante	.	Vinterhvede_(brød)	196,8	.	14,4	.	160,1	2,0
104	6	1999	plante	.	Fabriksroer_-_top	115,3	.	30,5	.	151,9	2,0
105	6	1990	plante	.	Fabriksroer	99,9	.	28,5	.	105,2	2,0
105	6	1991	plante	.	Vinterhvede, foderkorn	207,8	.	.	.	165,3	2,0
105	6	1992	plante	.	Vinterhvede, foderkorn	190,7	.	26,0	.	137,8	2,0
105	6	1993	plante	.	Fabriksroer	105,3	.	36,0	.	124,4	2,0
105	6	1994	plante	.	Vårbyg, foderkorn	86,4	.	.	.	106,6	2,0
105	6	1995	plante	.	Vinterhvede, brød	178,2	.	14,0	.	195,1	2,0
105	6	1996	plante	.	Fabriksroer	110,5	.	28,0	.	97,8	2,0
105	6	1997	plante	.	Vårbyg, malt	81,6	.	.	.	125,9	2,0
105	6	1998	plante	.	Vinterhvede	201,2	.	14,0	.	157,2	2,0
105	6	1999	plante	.	Fabriksroer_-_top	100,1	.	26,0	.	116,2	2,0

STNR	JBNR	År	Brugstype	DE_HA	Afgrøde	Ha	N-tilf. (kg ha)		P-tilf. (kg ha)		N_FIX
							Hu	Ha	Hu	N-fjernet	
106	6	1990	plante	.	Vinterhvede, foderkorn	202,5	.	19,0	.	226,3	2,0
106	6	1991	plante	.	Vinterhvede, foderkorn	189,0	.	34,2	.	191,1	2,0
106	6	1992	plante	.	Fabriksroer	127,2	.	46,1	.	85,7	2,0
106	6	1993	plante	.	Vårbyg, foderkorn	94,5	.	.	.	114,9	2,0
106	6	1994	plante	.	Vinterhvede, foderkorn	186,9	.	18,2	.	168,4	2,0
106	6	1995	plante	.	Vårbyg, malt	106,9	.	.	.	124,0	2,0
106	6	1996	plante	.	Vårbyg, malt	82,2	.	12,0	.	122,2	2,0
106	6	1997	plante	.	Vinterhvede, brød	191,6	.	285,9	.	183,2	2,0
106	6	1998	plante	.	Vårbyg	101,9	.	.	.	128,9	2,0
106	6	1998	plante	.	Vårbyg	101,9	.	.	.	128,9	2,0
106	6	1999	plante	.	Konserverstært	154,8	273,8
107	7	1993	plante	.	Vårbyg, foderkorn	86,1	.	10,2	.	102,1	2,0
107	7	1994	plante	.	Vinterhvede, foderkorn	177,6	.	17,3	.	175,6	2,0
107	7	1995	plante	.	Fabriksroer	126,4	.	29,2	.	92,8	2,0
107	7	1996	plante	.	Vårbyg, malt	74,0	.	.	.	134,0	2,0
107	7	1997	plante	.	Vinterhvede, brød	178,4	.	13,0	.	210,8	2,0
107	7	1998	plante	.	Fabriksroer_-_top	115,1	.	35,3	.	91,0	2,0
107	7	1999	plante	.	Vårbyg_til_malt	84,7	.	.	.	93,2	2,0

LOOP 2

STNR	JBNR	År	Brugstype	DE_HA	Afgrøde	N-tilf. (kg ha)		P-tilf. (kg ha)		N-fjernet	N_FIX
						Ha	Hu	Ha	Hu		
201	4	1990	kvæg	1,8	Foderroer	108,0	340,4	.	54,2	158,4	2,0
201	4	1991	kvæg	2,0	Vårbyg + udlæg, foderkorn	74,0	147,6	.	28,6	176,2	4,7
201	4	1992	kvæg	1,9	Vårbyg, foderkorn	74,0	203,6	.	39,5	47,4	2,0
201	4	1993	kvæg	1,9	Vårbyg + udlæg, foderkorn	65,8	261,0	.	49,0	93,0	4,5
201	4	1994	kvæg	2,2	Foderroer	24,3	461,5	.	75,6	134,0	2,0
201	4	1995	kvæg	2,3	Vårbyg + udlæg, foderkorn	87,6	303,2	.	51,4	135,2	4,0
201	4	1996	kvæg	3,2	Majs	36,0	379,2	40,0	65,0	207,7	2,0
201	4	1997	kvæg	1,6	Vårbyg, ærtehelsæd	.	.	8,8	.	83,0	59,3
201	2	1998	kvæg	1,6	Vinterhvede	61,5	221,5	.	39,5	171,8	2,0
201	2	1999	kvæg	1,9	Helsæd_vårbyg	85,9	190,5	.	31,3	229,5	4,0
202	1	1990	kvæg	1,8	Vårbyg + udlæg, foderkorn	82,2	147,6	.	28,6	165,6	4,9
202	1	1991	kvæg	2,0	Vårbyg + udlæg, foderkorn	90,4	147,6	.	28,6	176,2	4,7
202	1	1992	kvæg	1,9	Anden rodfrugt	54,0	352,0	.	66,6	169,8	2,0
202	1	1993	kvæg	1,9	Vårbyg + udlæg, foderkorn	65,8	261,0	.	49,0	72,0	5,1
202	1	1994	kvæg	2,2	Markært	.	108,6	.	17,8	151,6	226,0
202	1	1995	kvæg	2,3	Vinterhvede, foderkorn	86,4	217,4	.	36,9	170,6	2,0
202	1	1996	kvæg	3,2	Vårbyg, ærtehelsæd	.	74,2	.	12,6	118,7	62,1
202	1	1997	kvæg	1,6	Vinterhvede, foderkorn	57,6	104,5	.	15,2	149,0	2,0
202	2	1998	kvæg	1,6	Vinterrug	98,4	120,7	.	22,5	100,3	2,0
202	2	1999	kvæg	1,9	Havre	23,5	163,3	.	26,8	87,1	2,0
203	1	1990	svin	1,0	Vårbyg, foderkorn	74,0	.	.	.	129,0	2,0
203	1	1991	svin	1,1	Vårraps, industri	123,3	.	.	.	67,6	2,0
203	1	1992	svin	1,0	Vinterhvede, foderkorn	162,0	139,5	.	23,7	106,5	2,0
203	1	1993	svin	1,1	Vårbyg + udlæg, foderkorn	74,3	248,0	.	43,1	87,9	4,6
203	1	1994	svin	2,2	Helsæd	67,5	81,4	.	13,0	140,5	5,1
203	1	1995	svin	1,5	Markært	.	.	14,0	.	121,3	195,5
203	1	1996	svin	1,6	Vinterhvede, foderkorn	78,0	406,8	.	99,8	126,5	2,0
203	1	1997	svin	1,6	Vinterhvede, foderkorn	49,4	210,9	.	45,6	77,0	2,0
203	2	1998	svin	1,4	Vårbyg	48,0	106,4	.	26,3	87,1	2,0
203	2	1999	svin	1,3	Vårbyg_m_græsudlæg	49,2	201,0	.	202,8	70,7	2,0
204	1	1990	kvæg	2,3	Vårbyg + udlæg, foderkorn	90,4	90,0	.	18,4	145,6	4,7
204	1	1991	kvæg	2,2	Kløvergræs	191,6	211,7	6,0	36,0	177,6	53,6
204	1	1992	kvæg	1,6	Kløvergræs	251,1	100,5	13,2	17,1	159,8	51,6
204	1	1993	kvæg	1,6	Vårbyg + udlæg, foderkorn	89,8	128,5	.	15,3	81,1	4,9
204	1	1994	kvæg	2,7	Foderroer	54,0	181,6	.	26,5	256,8	2,0
204	1	1995	kvæg	2,1	Vårbyg + udlæg, foderkorn	113,8	144,6	.	29,4	97,3	4,0
204	1	1996	kvæg	1,7	Vårbyg + udlæg, foderkorn	65,8	54,0	.	13,2	134,0	2,0
204	1	1997	kvæg	1,5	Græs til afgræsning+slet, 0-10 pct. kløver	160,2	86,3	4,4	2,4	283,5	2,0
204	2	1998	kvæg	1,4	Kl.græs_s+a_11-30	147,0	55,5	.	4,9	207,0	135,2
204	2	1999	kvæg	1,4	Vårraps	47,3	66,6	.	6,1	110,5	2,0
205	3	1990	kvæg	1,3	Græs til slet	402,3	218,7	10,4	28,0	435,2	83,4
205	3	1991	kvæg	1,3	Foderroer	94,5	385,8	.	63,5	172,4	2,0
205	3	1992	kvæg	1,1	Markært	.	.	12,0	.	104,4	174,6
205	3	1993	kvæg	1,1	Vinterhvede, foderkorn	148,5	97,7	.	13,5	170,9	2,0
205	3	1994	kvæg	1,1	Vårbyg + udlæg, foderkorn	161,2	83,1	10,0	11,1	142,4	5,1
205	3	1995	kvæg	1,1	Foderroer	122,4	295,9	4,4	41,3	115,7	2,0
205	3	1996	kvæg	1,2	Markært	.	.	16,0	.	117,9	175,7
205	3	1997	kvæg	1,2	Vinterhvede, foderkorn	120,0	96,3	.	14,8	154,8	2,0
205	2	1998	kvæg	1,0	Vårbyg	73,8	96,7	.	17,6	123,8	4,0
205	2	1999	kvæg	1,2	Vårbyg_m_græsudlæg	116,9	109,7	.	18,9	108,0	4,0
206	1	1990	kvæg	1,7	Vinterhvede, foderkorn	183,6	.	5,6	.	111,9	2,0
206	1	1991	kvæg	1,6	Vårraps, industri	121,5	121,0	.	15,4	63,9	2,0
206	1	1992	kvæg	1,6	Vårbyg, foderkorn	47,3	108,0	.	15,2	38,3	2,0

STNR	JBNR	År	Brugstype	DE_HA	Afgrøde	N-tilf. (kg ha)		P-tilf. (kg ha)		N-fjernet	N_FIX
						Ha	Hu	Ha	Hu		
206	1	1993	kvæg	1,6	Markært	.	134,0	.	19,5	134,8	205,1
206	1	1994	kvæg	1,9	Udyrket Brak	0,0	2,0
206	1	1995	kvæg	1,4	Vinterhvede, foderkorn	113,0	134,0	14,5	20,0	165,0	2,0
206	1	1996	kvæg	2,3	Vårbyg, ærtehelsæd	96,0	105,2	.	16,4	152,9	64,4
206	1	1997	kvæg	1,4	Vårbyg + udlæg, helsæd	144,0	290,9	.	45,1	194,5	4,0
206	2	1998	kvæg	1,5	Helsæd,_vårbyg	141,6	115,3	7,5	21,5	198,9	4,0
206	2	1999	kvæg	1,8	Helsæd,_vårbyg	123,0	114,0	.	19,4	179,6	4,0

LOOP 3

STNR	JBN R	År	Brugstype	DE_HA	Afgrøde	N-tilf. (kg ha)		P-tilf. (kg ha)		N-fjernet	N_FIX
						Ha	Hu	Ha	Hu		
301	6	1990	kvæg	0,5	Vinterhvede, foderkorn	163,5	.	.	.	191,9	2,0
301	6	1991	kvæg	1,3	Vinterbyg + udlæg, foderkorn	135,0	137,5	.	17,5	201,0	4,5
301	6	1992	kvæg	1,3	Græs til afgræsning	183,6	92,0	24,0	12,7	229,4	60,4
301	6	1993	kvæg	1,4	Vinterhvede, foderkorn	119,0	.	.	.	206,8	2,0
301	6	1994	kvæg	1,5	Vinterbyg + udlæg, foderkorn	141,8	97,2	.	13,7	150,0	2,0
301	6	1995	kvæg	1,3	Græs til afgræsning+slet, 0-10 pct. kløver	138,0	.	.	.	220,5	76,3
301	6	1996	kvæg	1,3	Vinterhvede, foderkorn	114,8	93,0	.	33,5	167,3	2,0
301	6	1997	kvæg	1,1	Vinterbyg + udlæg, foderkorn	121,5	145,0	.	19,4	175,2	4,0
301	6	1998	kvæg	1,0	Græs	171,0	150,5	20,0	24,7	186,0	2,0
301	6	1999	kvæg	1,1	Rent_græs,_s+a	202,1	.	19,8	0,0	192,6	2,0
302	6	1990	kvæg	1,3	Vårbyg + udlæg, foderkorn	98,6	.	.	0,0	192,1	4,6
302	6	1991	kvæg	1,7	Kløvergræs	216,0	113,0	.	1,4	266,4	63,4
302	6	1992	kvæg	1,2	Kløvergræs	189,0	100,8	.	1,1	230,9	59,5
302	6	1993	kvæg	1,2	Græs til afgræsning+slet, 0-10 pct. kløver	140,4	167,6	14,3	1,8	.	61,5
302	6	1994	kvæg	1,2	Vinterhvede, foderkorn	190,1	.	19,4	.	149,0	2,0
302	6	1995	kvæg	1,2	Vinterbyg, foderkorn	164,8	.	20,8	.	139,2	2,0
302	6	1996	kvæg	1,2	Vårbyg, foderkorn	87,6	.	11,0	.	130,1	2,0
302	6	1997	kvæg	1,0	Vinterbyg, foderkorn	119,4	.	.	.	132,9	2,0
302	6	1998	kvæg	0,8	Vinterhvede	164,8	.	.	.	147,3	2,0
302	6	1999	kvæg	0,2	Vinterbyg	145,8	.	5,7	.	107,5	2,0
303	6	1990	svin	0,5	Vinterhvede, foderkorn	184,5	.	21,8	.	133,8	2,0
303	6	1991	svin	0,5	Vinterbyg, foderkorn	168,0	.	31,2	.	135,0	2,0
303	6	1992	svin	0,7	Vårbyg + udlæg, foderkorn	84,0	.	15,6	.	67,4	2,0
303	6	1993	svin	1,2	Frøgræs	121,5	327,6	.	78,0	63,6	35,7
303	6	1994	svin	1,4	Rent græs	34,0
303	6	1995	svin	1,5	Vårbyg, malt	92,0	.	.	.	145,1	2,0
303	6	1996	svin	1,4	Vårbyg, foderkorn	78,0	.	.	.	110,4	2,0
303	6	1997	svin	1,4	Vinterhvede, foderkorn	121,5	138,8	.	30,0	133,8	2,0
303	6	1998	svin	1,3	Vinterhvede	96,0	112,1	.	28,4	149,0	2,0
303	6	1999	svin	1,5	Vårbyg_m._græsudlæg	.	118,6	.	30,1	108,6	2,0
304	7	1990	plante		Vinterraps, industri	206,1	.	23,2	.	150,3	2,0
304	7	1991	plante		Vinterhvede, foderkorn	178,5	.	33,2	.	157,4	2,0
304	7	1992	plante		Vårbyg, foderkorn	126,9	.	25,7	.	42,1	2,0
304	7	1993	plante		Vinterhvede, foderkorn	169,1	.	27,5	.	103,4	2,0
304	7	1994	plante		Vinterhvede, foderkorn	205,9	.	30,1	.	103,4	2,0
304	7	1995	plante		Vinterbyg, foderkorn	141,9	.	19,4	.	73,0	2,0
304	7	1996	plante		Vinterbyg, foderkorn	129,8	.	16,4	.	82,1	2,0
304	7	1997	plante		Vinterbyg, foderkorn	129,4	.	16,3	.	67,5	2,0
304	4	1998	plante	0,0	Vinterraps	152,4	.	19,2	.	60,3	2,0
304	4	1999	plante	0,0	Vinterhvede	129,6	.	16,4	.	81,9	2,0
305	6	1990	kvæg+svin	1,1	Vinterhvede, foderkorn	.	69,3	.	16,5	84,6	2,0
305	6	1991	kvæg+svin	2,3	Udyrket Brak	2,0
305	6	1992	kvæg+svin	1,0	Vårbyg, foderkorn	16,4	2,0
305	6	1993	kvæg	0,4	Spildkorn	2,0
305	6	1994	kvæg	0,4	Frilandsgrønsager	.	100,8	.	24,0	.	2,0
305	6	1995	kvæg	0,5	Frilandsgrønsager	2,0
305	6	1996	kvæg	1,0	Vårhvede, brød	.	81,8	.	29,5	63,2	2,0
305	6	1997	kvæg	0,7	Græs til afgræsning+slet, 11-30 pct. kløver	.	74,4	.	26,8	189,0	71,4
305	6	1998	andet	0,6	Kl.græs,_a_11-30	.	44,0	.	14,4	118,8	161,8
305	6	1999	andet	0,4	Kl.græs,_a_11-30	112,3	172,4
306	6				Skov

LOOP 4

STNR	JBN R	År	Brugstype	DE_HA	Afgrøde	N-tilf. (kg ha)		P-tilf. (kg ha)		N-fjernet	N_FIX
						Ha	Hu	Ha	Hu		
401	7	1990	plante		Foderroer	122,4	.	33,3	.	254,6	2,0
401	7	1991	plante		Fodermajs	180,9	.	31,7	.	242,8	2,0
401	7	1992	plante		Fodermajs	181,4	.	53,8	.	225,5	2,0
401	7	1993	plante		Fodermajs	189,6	.	53,0	.	161,8	2,0
401	7	1994	plante		Majs	170,0	.	71,9	.	202,3	2,0
401	7	1995	plante		Vårbyg, malt	106,9	.	.	.	118,6	2,0
401	7	1996	plante		Majs	66,0	209,6	22,7	36,4	234,7	2,0
401	7	1997	plante		Vinterhvede, foderkorn	107,5	174,3	.	24,8	199,0	2,0
401	6	1998	svin	1,6	Vårbyg_til_malt	73,8	80,8	.	20,4	96,3	2,0
401	6	1999	svin	14,6	Vårbyg	91,0	76,3	.	19,3	124,7	2,0
402	6	1990	svin	0,7	Vinterhvede, foderkorn	172,2	.	18,2	.	177,1	2,0
402	6	1991	svin	0,7	Vårbyg + udlæg, foderkorn	108,0	.	17,6	.	97,3	2,0
402	6	1992	svin	0,6	Kløverfrø	202,0
402	6	1993	svin	0,6	Vinterhvede, brød	181,9	.	11,9	.	162,5	2,0
402	6	1994	svin	0,9	Vårbyg + udlæg, foderkorn	82,6	.	25,8	.	91,2	2,0
402	6	1995	svin	0,8	Markært	.	.	27,1	.	158,3	225,7
402	6	1996	svin	0,9	Vinterhvede, foderkorn	57,8	98,8	.	19,0	169,2	2,0
402	6	1997	svin	0,9	Vinterbyg, malt	137,1	.	21,5	.	131,3	2,0
402	6	1999	svin	0,9	Rajgræs_alm_sild._udl._eft.	109,5	.	13,1	.	75,1	2,0
403	6	1990	svin	0,7	Vinterhvede, foderkorn	159,2	182,5	6,5	62,5	206,8	2,0
403	6	1991	svin	0,7	Vårbyg, foderkorn	101,3	.	.	.	82,1	2,0
403	6	1992	svin	0,6	Vinterraps, industri	164,8	.	19,4	.	146,6	2,0
403	6	1993	svin	0,6	Vinterhvede, brød	135,0	170,1	.	40,5	210,8	2,0
403	6	1994	svin	0,9	Vinterbyg, foderkorn	170,4	.	23,2	.	114,8	2,0
403	6	1995	svin	0,8	Vinterraps, industri	174,6	204,3	9,5	51,0	120,3	2,0
403	6	1996	svin	0,9	Vinterhvede, foderkorn	59,5	368,8	.	106,0	159,4	2,0
403	6	1997	svin	0,9	Vinterhvede, foderkorn	123,0	114,0	.	93,6	177,1	2,0
403	6	1999	svin	0,9	Vinterbyg	160,0	.	.	.	143,5	2,0
404	6	1990	plante		Vårraps, industri	164,4	.	28,2	.	104,5	2,0
404	6	1991	plante		Vinterhvede, foderkorn	166,1	.	17,5	.	155,5	2,0
404	6	1992	plante		Vårbyg, foderkorn	106,9	.	0,0	.	78,2	2,0
404	6	1993	plante		Vinterbyg, foderkorn	162,4	88,2	19,1	21,0	127,8	2,0
404	6	1994	plante		Vinterraps, industri	163,7	.	8,0	.	109,0	2,0
404	6	1995	plante		Vinterhvede, brød	168,0	.	16,0	.	195,6	2,0
404	6	1996	plante		Vinterhvede, foderkorn	158,4	.	13,2	.	119,9	2,0
404	6	1998	plante	0,0	Vinterbyg	203,7	.	25,1	.	119,4	2,0
404	6	1999	plante	0,0	Nonfood_vinterraps	171,7	86,0	7,7	33,4	90,9	2,0
405	6	1990	plante		Vårbyg, foderkorn	106,9	.	25,1	.	154,2	2,0
405	6	1991	plante		Markært	.	.	33,0	.	117,9	187,6
405	6	1992	plante		Vinterhvede, foderkorn	174,3	.	32,4	.	229,6	2,0
405	6	1993	plante		Vinterhvede, foderkorn	186,9	.	34,7	.	190,6	2,0
405	6	1994	plante		Fabriksroer	162,2	.	36,9	.	208,9	2,0
405	6	1995	plante		Vårbyg, foderkorn	116,7	.	21,5	.	122,1	2,0
405	6	1996	plante		Vårraps, biobrændsel	134,3	.	45,1	.	248,0	2,0
405	6	1997	plante		Vinterhvede, foderkorn	166,6	.	16,3	.	186,9	2,0
405	6	1998	plante	0,0	Vinterhvede_(brød)	122,4	.	12,0	.	177,2	2,0
405	6	1999	plante	0,0	Vårbyg_til_malt	119,5	.	23,2	.	124,0	2,0

STNR	JBN R	År	Brugstype	DE_HA	Afgrøde	N-tilf. (kg ha)		P-tilf. (kg ha)		N-fjernet	N_FIX
						Ha	Hu	Ha	Hu		
406	6	1990	kvæg	1,4	Fodermajs	94,5	249,6	8,8	31,2	310,2	2,0
406	6	1991	kvæg	1,6	Fodermajs	122,5	222,2	27,7	30,1	310,2	2,0
406	6	1992	kvæg	1,5	Fodermajs	69,9	312,0	17,0	39,0	256,2	2,0
406	6	1993	kvæg	1,2	Vinterhvede, brød	134,2	192,0	.	24,0	196,8	2,0
406	6	1994	kvæg	1,4	Vinterhvede, foderkorn	159,3	120,0	.	15,0	214,3	2,0
406	6	1995	kvæg	1,5	Vinterhvede, foderkorn	135,0	52,8	.	6,6	196,8	2,0
406	6	1996	kvæg	1,2	Vinterhvede, foderkorn	117,5	99,4	.	12,4	154,8	2,0
406	6	1997	kvæg	1,3	Vinterhvede, foderkorn	133,8	89,5	.	11,2	175,7	2,0
406	6	1998	kvæg	1,1	Fabriksroer_-_top	27,3	179,0	.	33,5	92,9	2,0
406	6	1999	kvæg	1,4	Helsæd,_vårbyg	33,8	151,4	.	24,1	176,4	12,4

LOOP 5

STNR	JBN R	År	Brugstype	DE_HA	Afgrøde	N-tilf. (kg ha)		P-tilf. (kg ha)		N-fjernet	N_FIX
						Ha	Hu	Ha	Hu		
501	1	1990	kvæg	0,8	Vinterhvede, foderkorn	136,5	.	26,0	.	124,0	2,0
501	1	1991	kvæg	0,7	Kartofler, spise	168,8	132,6	.	30,8	105,9	2,0
501	1	1992	kvæg	0,8	Vårbyg + udlæg, foderkorn	131,5	86,6	16,0	3,8	93,3	4,4
501	1	1993	kvæg	0,8	Markært	.	145,2	18,0	18,2	33,7	106,9
501	1	1994	kvæg	0,8	Korn, ærter modenhed	148,9	.	14,4	.	216,2	90,7
501	1	1995	kvæg	0,8	Græs til afgræsning, 11-30 pct. kløver	174,2	.	14,3	.	238,3	76,3
501	1	1996	kvæg	0,7	Græs til afgræsning, 0-10 pct. kløver	164,7	.	9,9	.	159,0	2,0
501	1	1997	kvæg	0,7	Græs til afgræsning, 0-10 pct. kløver	164,7	.	9,9	.	159,0	2,0
502	1	1990	kvæg	0,8	Markært	.	.	20,0	.	134,8	189,8
502	1	1991	kvæg	0,7	Vinterrug	147,0	.	28,0	.	71,6	2,0
502	1	1992	kvæg	0,8	Anden rodfrugt	183,4	348,3	.	68,1	121,8	2,0
502	1	1993	kvæg	0,8	Markært	.	.	18,0	.	67,4	136,8
502	1	1994	kvæg	0,8	Majs	106,8	203,9	20,0	33,3	258,9	2,0
502	1	1995	kvæg	0,8	Vårbyg, foderkorn	119,2	175,9	8,0	22,8	106,2	2,0
502	1	1996	kvæg	0,7	Vårbyg, ærtehelsæd	189,0	108,4	8,0	15,8	121,2	61,2
502	1	1997	kvæg	0,7	Majs	135,5	85,6	20,0	12,5	242,8	2,0
503	1	1990	kvæg	0,6	Kartofler, spise	118,9	.	29,0	.	45,9	2,0
503	1	1991	kvæg	0,7	Vårbyg + udlæg, foderkorn	158,4	.	14,4	.	27,4	4,0
503	1	1992	kvæg	0,7	Kartofler, spise	148,0	144,6	40,0	20,4	127,1	2,0
503	1	1993	kvæg	0,8	Vårbyg + udlæg, foderkorn	118,4	.	21,6	.	97,3	2,0
503	1	1994	kvæg	0,5	Kartofler, spise	166,0	142,7	126,0	20,0	127,1	2,0
503	1	1995	kvæg	0,6	Vårbyg, foderkorn	133,2	.	.	.	102,4	2,0
504	1	1990	kvæg	1,8	Anden rodfrugt	175,5	309,2	.	53,7	134,0	2,0
504	1	1991	kvæg	1,9	Helsæd	225,7	85,3	28,0	0,8	244,1	6,7
504	1	1992	kvæg	2,2	Kartofler, spise	251,3	.	40,0	.	151,8	2,0
504	1	1993	kvæg	1,4	Vårbyg + udlæg, foderkorn	111,0	127,2	.	10,2	111,9	2,0
504	1	1994	kvæg	1,3	Korn, ærter modenhed	236,5	209,0	13,2	14,8	145,7	79,8
504	1	1995	plante		Kartofler, spise	139,7	.	40,0	.	121,8	2,0
504	1	1996	plante		Vårbyg, foderkorn	106,9	173,3	.	27,9	110,3	2,0
504	1	1997	plante		Vårbyg, foderkorn	65,8	148,5	.	14,4	111,7	2,0
505	1	1990	plante	0,1	Markært	.	.	21,8	.	67,4	133,4
505	1	1991	kvæg	0,1	Vinterbyg, foderkorn	160,7	.	30,6	.	49,2	2,0
505	1	1992	kvæg	0,3	Kartofler, spise	164,4	.	36,0	.	88,2	2,0
505	1	1993	kvæg	0,4	Vinterbyg, foderkorn	194,4	.	19,8	.	97,3	2,0
505	1	1994	kvæg	0,4	Vårbyg, foderkorn	154,4	.	17,3	.	98,4	2,0
505	1	1995	kvæg	0,5	Kartofler, spise	166,7	.	32,2	.	111,2	2,0
505	1	1996	kvæg	0,4	Vårbyg, foderkorn	124,7	.	17,8	.	97,3	2,0
505	1	1997	kvæg	0,4	Kartofler, industri	210,2	.	38,1	.	114,4	2,0
506	1	1990	plante		Vårbyg + udlæg, foderkorn	138,8	.	28,8	.	105,8	2,0
506	1	1991	plante		Kartofler, spise	207,5	.	40,0	.	139,8	2,0
506	1	1992	plante		Markært	.	.	20,0	.	121,3	190,4
506	1	1993	plante		Vinterhvede, foderkorn	218,0	.	140,0	.	206,8	2,0
506	1	1994	plante		Vårbyg, foderkorn	131,5	.	.	.	119,4	2,0
506	1	1995	plante		Kartofler, spise	188,5	.	.	.	158,8	2,0
506	1	1996	plante		Vårbyg, malt	124,9	.	16,0	.	98,5	2,0
506	1	1997	plante		Kartofler, industri	226,7	.	22,5	.	176,5	2,0

STNR	JBN R	År	Brugstyp e	DE_HA	Afgrøde	N-tilf. (kg ha)		P-tilf. (kg ha)		N-fjernet	N_FIX
						Ha	Hu	Ha	Hu		
507	1	1990	plante		Vårbyg, foderkorn	145,6	.	27,2	.	52,9	2,0
507	1	1991	plante		Vårbyg, foderkorn	170,3	.	13,8	.	40,1	2,0
507	1	1992	plante		Vårbyg, foderkorn	142,5	.	16,0	.	75,5	2,0
507	1	1993	plante		Vårbyg, malt	149,7	.	69,9	.	108,6	2,0
507	1	1994	plante		Kartofler, spise	229,6	.	.	.	158,8	2,0
507	1	1995	plante		Vårbyg, malt	133,2	.	.	.	82,1	2,0
507	1	1996	plante		Vårbyg, malt	124,9	.	16,0	.	91,2	2,0
507	1	1997	plante		Kartofler, spise	139,7	.	24,0	.	130,6	2,0
508	1	1990	plante		Vårbyg, foderkorn	149,2	.	27,0	.	69,3	2,0
508	1	1991	plante		Vårbyg, foderkorn	141,0	.	27,0	.	52,9	2,0
508	1	1992	plante		Kartofler, spise	176,0	.	40,0	.	43,1	2,0
508	1	1993	plante		Udyrket Brak	2,0
508	1	1994	plante		Vinterbyg, foderkorn	163,0	.	25,0	.	45,0	2,0
508	1	1995	plante		Udyrket Brak	2,0
508	1	1996	plante		Kartofler, industri	156,2	.	21,0	.	52,9	2,0
508	1	1997	plante		Kartofler, spise	143,5	.	30,0	.	88,2	2,0

LOOP 6

STNR	JBNR	År	Brugstype	DE_HA	Afgrøde	N-tilf. (kg ha)		P-tilf. (kg ha)		N-fjernet	N_FIX
						Ha	Hu	Ha	Hu		
601	1	1990	svin	3,3	Vinterbyg, foderkorn	121,5	213,8	.	54,0	127,7	2,0
601	1	1991	kvæg+svin	2,8	Markært	.	24,2	.	3,5	141,5	209,9
601	1	1992	svin	2,9	Vinterhvede, foderkorn	67,5	208,2	.	52,5	80,1	2,0
601	1	1993	kvæg+svin	2,4	Vårapps, industri	106,9	176,7	.	60,6	82,7	2,0
601	1	1994	kvæg+svin	2,2	Vinterhvede, foderkorn	54,0	261,8	.	66,0	188,3	2,0
601	1	1995	kvæg+svin	1,6	Vinterbyg, foderkorn	68,9	238,0	.	60,0	128,5	2,0
601	1	1996	kvæg+svin	1,5	Vårbyg, foderkorn	47,5	138,2	.	33,8	108,6	2,0
601	1	1997	kvæg+svin	1,4	Vinterraps, industri	62,5	112,2	.	27,5	45,1	2,0
601	1	1998	andet	1,6	Vinterhvede	49,2	138,6	.	39,2	155,3	2,0
601	1	1999	andet	1,6	Vinterhvede	80,0	156,5	.	43,5	119,0	2,0
602	5	1990	kvæg	1,3	Kløvergræs-slet	178,4	.	18,8	.	261,9	64,4
602	5	1991	kvæg	1,3	Vårbyg, foderkorn	158,1	.	14,7	.	136,7	2,0
602	5	1992	kvæg	1,3	Vinterhvede, foderkorn	172,5	.	19,0	.	183,5	2,0
602	5	1993	kvæg	1,3	Foderroer	97,2	420,8	9,9	75,1	170,6	2,0
602	5	1994	kvæg	1,8	Fodermajs	79,5	256,8	24,0	50,4	256,2	2,0
602	5	1995	kvæg	1,7	Fodermajs	93,0	162,9	23,0	35,7	269,7	2,0
602	5	1996	kvæg	1,6	Vårbyg, foderkorn	48,0	131,5	.	20,3	125,4	2,0
602	5	1997	kvæg	1,4	Vinterhvede, foderkorn	137,5	143,6	.	22,3	166,5	2,0
602	1	1998	kvæg	1,3	Fodersukkerroe	123,0	304,6	.	80,5	121,5	2,0
602	1	1999	kvæg	1,5	Silomajs	57,0	222,9	14,6	32,5	179,4	2,0
603	1	1990	kvæg	1,3	Græs til slet	209,1	.	22,1	.	253,9	62,8
603	1	1991	kvæg	1,3	Kløvergræs,afgr,slet	205,2	148,9	11,2	20,3	173,3	55,6
603	1	1992	kvæg	1,3	Vårbyg, foderkorn	102,7	.	.	.	73,0	2,0
603	1	1993	kvæg	1,3	Vinterhvede, foderkorn	121,5	101,2	.	12,1	160,7	2,0
603	1	1994	kvæg	1,8	Foderroer	135,0	300,1	.	60,8	182,8	2,0
603	1	1995	kvæg	1,7	Korn, ærter modenhed	40,5	186,6	.	32,7	209,4	83,3
603	1	1996	kvæg	1,6	Græs til afgræsning, 11-30 pct. kløver	223,5	.	16,5	.	204,2	71,4
603	1	1997	kvæg	1,4	Græs til afgræsning, 11-30 pct. kløver	207,4	.	16,5	.	221,3	73,9
603	1	1998	kvæg	1,3	Kl.græs,_a_11-30	179,5	.	6,0	.	138,6	109,4
603	1	1999	kvæg	1,5	Helsæd,_vårbyg	83,6	133,1	.	19,6	156,0	4,0
604	1	1990	kvæg	1,4	Vårbyg + udlæg, foderkorn	94,5	.	.	.	203,6	4,9
604	1	1991	kvæg	2,0	Vårbyg, foderkorn	81,0	49,0	.	0,4	97,3	2,0
604	1	1992	kvæg	1,1	Vårhvede, foderkorn	33,8	113,9	.	10,0	78,7	2,0
604	1	1993	kvæg	1,3	Fodermajs	27,0	268,0	.	47,3	242,8	2,0
604	1	1994	kvæg	1,3	Fodermajs	57,0	309,9	34,1	67,1	269,7	2,0
604	1	1995	kvæg	1,7	Vårbyg + udlæg, foderkorn	105,1	203,8	.	27,1	126,0	4,0
604	1	1996	kvæg	1,3	Græs til afgræsning, 0-10 pct. kløver	145,8	.	.	.	190,8	2,0
604	1	1997	kvæg	1,5	Grønkorn	128,3	92,8	.	13,8	198,8	4,0
604	1	1998	kvæg	2,1	Grønkorn,_vårbyg	161,5	144,1	.	33,1	186,2	4,0
604	1	1999	kvæg	2,5	Kl.græs,_a_11-30	152,5	.	.	.	131,0	123,2
605	1	1990	kvæg	3,1	Helsæd	219,8	120,3	8,7	15,3	142,2	2,0
605	1	1991	kvæg	3,8	Græs til slet	283,5	376,2	.	47,9	290,2	66,9
605	1	1992	kvæg	1,7	Græs til slet	294,5	178,6	.	22,7	126,9	48,4
605	1	1993	kvæg	1,4	Sletgræs, 0-10 pct. kløver	243,0	188,1	.	23,9	216,8	64,3
605	1	1994	kvæg	1,6	Korn, ærter modenhed	119,6	120,5	.	15,4	149,2	80,1
605	1	1995	kvæg	1,7	Korn, ærter modenhed	112,2	228,6	.	30,4	168,9	75,7
605	1	1996	kvæg	1,3	Vårbyg, helsæd	81,0	65,2	.	9,7	141,8	2,0
605	1	1997	kvæg	2,0	Vårbyg + udlæg, helsæd	54,0	69,5	.	10,6	130,9	2,0
605	11	1998	kvæg	1,2	Grønkorn,_vinterrug	133,5	128,8	.	24,2	152,2	4,0
605	11	1999	kvæg	1,3	Brak,_flerårig

STNR	JBNR	År	Brugstype	DE_HA	Afgrøde	N-tilf. (kg ha)		P-tilf. (kg ha)		N-fjernet	N_FIX
						Ha	Hu	Ha	Hu		
606	1	1990	svin	0,3	Vårbyg, foderkorn	90,4	.	13,3	.	127,7	2,0
606	1	1991	svin	0,3	Vårbyg, foderkorn	82,2	139,6	7,6	34,0	109,3	2,0
606	1	1992	svin	0,3	Vårbyg, foderkorn	90,4	.	14,0	.	51,1	2,0
606	1	1993	svin	0,3	Vårbyg, foderkorn	106,9	.	12,0	.	89,3	2,0
606	1	1994	svin	0,3	Våraps, industri	52,0	232,3	.	37,6	82,7	2,0
606	1	1995	svin	0,3	Vinterhvede, brød	75,6	201,6	.	48,0	147,6	2,0
606	1	1996	plante		Vinterbyg, foderkorn	75,3	163,8	.	26,4	107,5	2,0
606	1	1997	plante		Grønkorn	196,4	.	29,5	.	153,1	2,0
606	1	1998	kvæg	1,9	Kl.græs,_a_0-10	174,3	.	7,8	.	128,7	2,0
606	1	1999	plante	0,0	Kl.græs,_s+a_11-30	.	78,8	.	15,2	179,7	198,2
607	1	1990	kvæg	1,0	Græs til slet	198,6	.	9,6	.	217,6	58,7
607	1	1991	kvæg+svin	1,3	Rent græs	183,6	79,6	13,6	8,9	176,7	55,3
607	1	1992	kvæg	1,0	Vårbyg, foderkorn	32,4	.	3,3	.	73,4	2,0
607	1	1993	kvæg	1,0	Foderroer	110,1	594,8	2,3	154,6	188,8	2,0
607	1	1994	kvæg	1,3	Vårbyg + udlæg, foderkorn	.	185,3	.	53,7	113,2	4,8
607	1	1995	kvæg	1,3	Græs til afgræsning, 0-10 pct. kløver	212,7	.	10,3	.	222,6	2,0
607	1	1996	kvæg	1,3	Græs til afgræsning+slet, 0-10 pct. kløver	276,2	.	19,1	.	157,5	2,0
607	1	1997	kvæg	1,2	Vårbyg, foderkorn	4,0	92,1	15,9	18,8	95,1	2,0
607	1	1998	kvæg	1,3	Fodersukkerroe	90,0	308,4	9,0	104,2	206,6	2,0
607	1	1999	kvæg	1,6	Vårbyg_m._kløverudlæg	98,4	.	.	.	306,2	12,4
608	1	1990	kvæg	1,4	Græs til slet	135,0	.	11,4	.	253,9	62,8
608	1	1991	kvæg	1,5	Rent græs	110,0	77,5	6,0	11,2	224,8	61,1
608	1	1992	kvæg	1,3	Vinterhvede, foderkorn	162,0	.	.	.	114,1	2,0
608	1	1993	kvæg	1,6	Fodermajs	98,7	196,0	34,1	28,0	202,3	2,0
608	1	1994	kvæg	2,2	Korn, ærter modenhed	118,8	199,6	6,6	25,2	179,1	89,9
608	1	1995	kvæg	1,9	Græs til afgræsning+slet, 0-10 pct. kløver	351,0	125,8	.	16,0	252,0	81,2
608	1	1996	kvæg	1,9	Græs til afgræsning+slet, 0-10 pct. kløver	304,8	81,4	.	12,4	220,5	2,0
608	1	1997	kvæg	1,6	Græs til afgræsning+slet, 0-10 pct. kløver	204,0	150,8	.	22,8	236,3	2,0
608	1	1998	kvæg	1,9	Rent_græs,_s+a	266,0	77,3	7,8	14,3	211,5	2,0
608	1	1999	kvæg	2,1	Rent_græs,_s+a	207,7	67,6	.	11,0	166,3	2,0

Bilag 5.3

LOOP 1

St.	År	Nedbør mm	Afst. mm	Vand mm	N-udv. kg N/ha	P-udv. kg N/ha
102	9091	867	318		11	0,028
102	9192	721	248		19	0,020
102	9293	633	201		117	0,016
102	9394	1034	561		5	0,031
102	9495	911	346		86	0,057
102	9596	469	0		2	0,000
102	9697	615	123		13	0,009
102	9798	745	317		78	0,014
102	9899	813	339		62	0,011
103	9091	867	292		49	0,025
103	9192	721	240		30	0,020
103	9293	633	136		39	0,000
103	9394	1034	508		94	0,018
103	9495	911	256		48	0,022
103	9596	469	0		0	0,000
103	9697	615	74		6	0,002
103	9798	745	280		32	0,007
103	9899	813	336		34	0,010
104	9091	867	369		69	0,031
104	9192	721	221		71	0,018
104	9293	633	126		65	0,013
104	9394	1034	538		6	0,038
104	9495	911	366		58	0,044
104	9596	469	13		3	0,002
104	9697	615	84		9	0,000
104	9798	745	279		60	0,016
104	9899	813	335		46	0,013
105	9091	867	365		20	0,029
105	9192	721	226		21	0,017
105	9293	633	163		38	0,019
105	9394	1034	505		7	0,017
105	9495	911	339		70	0,030
105	9596	469	0		0	0,000
105	9697	615	204		25	0,008
105	9798	745	374		68	0,018
105	9899	813	397		57	0,016
106	9091	867	350		122	1,660
106	9192	721	259		78	1,127
106	9293	633	121		16	0,265
106	9394	1034	450		64	1,484
106	9495	911	316		100	1,177
106	9596	469	0		0	0,000
106	9697	615	16		0	0,069
106	9798	745	287		49	1,442
106	9899	813	288		62	1,202
107	9495	911	418		60	0,032
107	9596	469	16		2	0,001
107	9697	615	160		23	0,010
107	9798	745	320		56	0,016
107	9899	813	308		8	0,011

LOOP 2

St.	År	Nedbør mm	Afst. mm	Vand mm	N-udv. kg N/ha	P-udv. kg N/ha
201	9091	742	356		60	0,048
201	9192	702	317		109	0,011
201	9293	582	297		139	0,022
201	9394	803	432		87	0,021
201	9495	989	579		106	0,031
201	9596	519	147		62	0,013
201	9697	743	355		234	0,023
201	9798	863	427		117	0,079
201	9899	1065	640		141	0,050
202	9091	742	399		151	0,072
202	9192	702	352		212	0,026
202	9293	582	341		129	0,269
202	9394	803	477		155	0,040
202	9495	989	630		188	0,054
202	9596	519	205		139	0,049
202	9697	743	383		103	0,060
202	9798	863	473		271	0,106
202	9899	1065	668		162	0,059
203	9091	742	424		249	0,057
203	9192	702	359		190	0,016
203	9293	582	347		204	0,030
203	9394	803	482		173	0,031
203	9495	989	616		133	0,046
203	9596	519	190		83	0,041
203	9697	743	394		132	0,051
203	9798	863	476		271	0,193
203	9899	1065	682		206	0,095
204	9091	742	385		84	0,049
204	9192	702	361		195	0,016
204	9293	582	338		144	0,012
204	9394	803	486		182	0,019
204	9495	989	631		184	0,024
204	9596	519	196		32	0,089
204	9697	743	373		88	0,064
204	9798	863	467		248	0,076
204	9899	1065	637		125	0,059
205	9091	742	421		136	0,093
205	9192	702	368		162	0,017
205	9293	582	328	160	148	0,012
205	9394	803	469	90	69	0,093
205	9495	989	618		33	0,021
205	9596	519	204		29	0,080
205	9697	743	376		106	0,040
205	9798	863	461		79	0,093
205	9899	1065	657		80	0,049
206	9091	742	420		90	0,055
206	9192	702	441		216	0,021
206	9293	582	352		191	0,020
206	9394	803	490		151	0,019
206	9495	989	622		88	0,020
206	9596	519	195		56	0,013
206	9697	743	375		29	0,038
206	9798	863	453		50	0,089
206	9899	1065	646		24	0,060

LOOP 3

St.	År	Nedbør mm	Afst. mm	Vand mm	N-udv. kg N/ha	P-udv. kg N/ha
301	9091	981	528		274	0,595
301	9192	851	425		163	0,329
301	9293	837	496		269	0,264
301	9394	1177	766		266	0,460
301	9495	1215	725		112	0,079
301	9596	506	145		7	0,039
301	9697	784	320		163	0,021
301	9798	888	462		139	0,028
301	9899	1024	613		38	0,016
302	9091	981	527		180	0,121
302	9192	851	451		155	0,112
302	9293	837	501		270	0,035
302	9394	1177	831		413	0,079
302	9495	1215	762		166	0,086
302	9596	506	120		16	0,015
302	9697	784	362		104	0,048
302	9798	888	497		178	0,018
302	9899	1024	613		70	0,125
303	9091	981	530		63	0,081
303	9192	851	460		72	0,047
303	9293	837	447		26	0,041
303	9394	1177	780		25	0,104
303	9495	1215	751		13	0,071
303	9596	506	143		19	0,006
303	9697	784	361		40	0,045
303	9798	888	481		65	0,022
303	9899	1024	626		45	0,033
304	9091	981	571		122	0,083
304	9192	851	449		152	0,022
304	9293	837	481		119	0,020
304	9394	1177	771		107	0,032
304	9495	1215	733		90	0,036
304	9596	506	127		18	0,009
304	9697	784	347		45	0,065
304	9798	888	490		46	0,010
304	9899	1024	608		14	0,013
305	9091	981	555		36	0,048
305	9192	851	587		64	0,049
305	9293	837	584		57	0,042
305	9394	1177	808		104	0,058
305	9495	1215	792		372	0,053
305	9596	506	140		19	0,044
305	9697	784	332		16	0,037
305	9798	888	502		4	0,021
305	9899	1024	615		59	0,021

LOOP 4

St.	År	Nedbør mm	Afst. mm	Vand mm	N-udv. kg N/ha	P-udv. kg N/ha
401	9091	937	445		16	0,176
401	9192	869	426		56	0,102
401	9293	813	398		65	0,093
401	9394	1182	719		122	0,203
401	9495	1196	701		75	0,216
401	9596	455	33		4	0,008
401	9697	780	312		58	0,094
401	9798	872	417		39	0,116
401	9899	968	511		51	0,174
402	9091	937	406		42	0,049
402	9192	869	382		31	0,036
402	9293	813	398		84	0,035
402	9394	1182	657		105	0,063
402	9495	1196	678		43	0,072
402	9596	455	18		2	0,001
402	9697	780	286		37	0,025
402	9798	872	412		34	0,037
402	9899	968	471		137	0,051
403	9091	937	411		39	0,050
403	9192	869	371		25	0,023
403	9293	813	358		59	0,033
403	9394	1182	630		123	0,044
403	9495	1196	685		151	0,037
403	9596	455	11		8	0,004
403	9697	780	270		142	0,037
403	9798	872	387		185	0,019
403	9899	968	480		133	0,027
404	9091	937	357		71	0,030
404	9192	869	372		53	0,022
404	9293	813	352		91	0,024
404	9394	1182	616		72	0,032
404	9495	1196	678		102	0,034
404	9596	455	0		0	-0,000
404	9697	780	255		43	0,013
404	9798	872	409		81	0,020
404	9899	968	486		33	0,027
405	9091	937	394		72	0,036
405	9192	869	393		105	0,029
405	9293	813	368		82	0,033
405	9394	1182	685		88	0,036
405	9495	1196	683		35	0,034
405	9596	455	29		4	0,001
405	9697	780	290		46	0,015
405	9798	872	420		62	0,018
405	9899	968	509		82	0,016
406	9091	937	417		92	0,052
406	9192	869	398		155	0,029
406	9293	813	370		202	0,026
406	9394	1182	660		99	0,049
406	9495	1196	662		103	0,042
406	9596	455	4		1	0,000
406	9697	780	277		55	0,014
406	9798	872	420		78	0,023
406	9899	968	495		52	0,037

LOOP 5

St.	År	Nedbør mm	Afst. mm	Vand mm	N-udv. kg N/ha	P-udv. kg N/ha
501	9091	913	579	90	133	0,032
501	9192	896	685	150	186	0,052
501	9293	816	410	100	107	0,020
501	9394	882	687	150	155	
501	9495	1109	835	80	263	
501	9596	491	279	198	70	
501	9697	792	572	200	300	
502	9091	913	559	60	138	0,047
502	9192	896	627	90	210	0,024
502	9293	816	349	125	102	0,012
502	9394	882	680	150	151	
502	9495	1109	855	40	152	
502	9596	491	346	110	78	
502	9697	792	568	100	45	
504	9091	913	597	95	209	0,381
504	9192	896	670	325	247	0,045
504	9293	816	476	225	185	0,046
504	9394	882	660	100	68	
504	9495	1109	892	125	157	
504	9596	491	246	125	87	
504	9697	792	534	125	112	
505	9091	913	573	88	77	0,048
505	9192	896	654	75	197	0,024
505	9293	816	475	200	153	0,013
505	9394	882	664	125	103	
505	9495	1109	884	110	110	
505	9596	491	279	176	69	
505	9697	792	515	120	82	
506	9091	913	562	80	76	0,100
506	9192	896	652	120	158	0,093
506	9293	816	363	120	70	0,020
506	9394	882	604	160	71	
506	9495	1109	896	90	103	
506	9596	491	309	220	120	
506	9697	792	542	132	88	
507	9091	913	572	81	62	0,093
507	9192	896	628	120	212	0,030

LOOP 6

St.	År	Nedbør mm	Afst. mm	Vand mm	N-udv. kg N/ha	P-udv. kg N/ha
601	9091	1191	680		112	0,068
601	9192	1044	542		250	0,057
601	9293	986	575		175	0,059
601	9394	1351	803		233	0,131
601	9495	1525	902		122	0,089
601	9596	606	162		28	0,022
601	9697	957	528		209	0,239
601	9798	1139	789		124	0,068
601	9899	1363	921		139	0,083
602	9091	1191	654	25	169	0,045
602	9192	1044	609	50	9	0,102
602	9293	986	554		134	0,064
602	9394	1351	493	50	210	0,050
602	9495	1525	793		184	0,137
602	9596	606	840		199	0,085
602	9697	957	146		46	0,047
602	9798	1139	486		269	0,050
602	9899	1363	743		226	0,270
603	9091	1191	934	30	40	0,165
603	9192	1044	640	75	131	0,303
603	9293	986	617	75	33	0,062
603	9394	1351	562	50	65	0,059
603	9495	1525	570	60	183	0,063
603	9596	606	797	90	158	0,125
603	9697	957	917	60	162	0,091
603	9798	1139	185	70	23	0,021
603	9899	1363	467	60	39	0,116
604	9091	1191	676	30	31	1,862
604	9192	1044	938	30	113	1,828
604	9293	986	625	120	93	0,304
604	9394	1351	668	40	178	0,067
604	9495	1525	549	40	363	0,056
604	9596	606	580	30	285	0,060
604	9697	957	794	120	209	0,133
604	9798	1139	914		256	0,100
604	9899	1363	229		81	0,043
605	9091	1191	487		103	0,059
605	9192	1044	735		130	1,397
605	9293	986	943		342	0,566
605	9394	1351	606		275	0,183
605	9495	1525	608		68	0,071
605	9596	606	514		54	0,062
605	9697	957	561		193	0,072
605	9798	1139	788		261	0,168
605	9899	1363	890		54	0,095
606	9091	1191	181		17	0,048
606	9192	1044	494		185	0,059
606	9293	986	684		67	0,126
606	9394	1351	907		22	0,134
606	9495	1525	778		23	0,120
606	9596	606	659		73	0,066
606	9697	957	548		55	0,055
606	9798	1139	568		72	0,067
606	9899	1363	804		96	0,138

St.	År	Nedbør mm	Afst. mm	Vand mm	N-udv. kg N/ha	P-udv. kg N/ha
607	9091	1191	913	70	49	0,211
607	9192	1044	157	105	14	0,032
607	9293	986	473	90	82	0,044
607	9394	1351	655	50	29	0,090
607	9495	1525	902		20	0,444
607	9596	606	602	80	39	0,104
607	9697	957	689	90	254	0,070
607	9798	1139	586		476	0,062
607	9899	1363	571		253	1,486
608	9091	1191	793	90	139	2,087
608	9192	1044	897	120	89	0,315
608	9293	986	176	60	75	0,204
608	9394	1351	483	90	122	1,362
608	9495	1525	729	90	233	0,374
608	9596	606	930	90	174	2,463
608	9697	957	621	90	63	0,472
608	9798	1139	682		83	0,068
608	9899	1363	612		248	0,061

Bilag 6.1

Anbefalet tildeling af kvælstof, gødningsforbrug, normaludvaskning, nyttevirkning af husdyrgødning samt braklagt areal for landovervågningsoplandene for driftsårene 1989/90 – 1997/98. Udvasningen er relateret til de hydrologiske år 1990/91-1998/99. Anbefalet mængde og gødningstildeling og udvaskning i gennemsnit for alle marker. Nyttevirkning i gennemsnit for marker, der har modtaget husdyrgødning. Brak i % af totalarealet. Non-food indgår ikke i brak.

		kg N ha ⁻¹ år ⁻¹				
		Handelsgødning	Husdyrgødning	Udbinding	Fixering	Udvasning
1991	LOOP 1	134	25	3	10	46
	LOOP 2	113	121	23	25	143
	LOOP 3	116	77	16	21	89
	LOOP 4	126	87	5	23	81
	LOOP 5	135	47	0	10	104
	LOOP 6	111	121	18	31	165
1992	LOOP 1	139	29	2	3	47
	LOOP 2	98	133	25	25	133
	LOOP 3	107	101	14	16	92
	LOOP 4	119	69	5	18	69
	LOOP 5	138	51	17	14	122
	LOOP 6	112	114	0	25	142
1993	LOOP 1	115	28	2	10	41
	LOOP 2	97	135	30	35	110
	LOOP 3	97	122	12	14	85
	LOOP 4	120	64	4	17	66
	LOOP 5	132	54	17	15	115
	LOOP 6	99	125	21	35	140
1994	LOOP 1	111	33	2	13	42
	LOOP 2	91	112	32	31	123
	LOOP 3	96	98	11	16	80
	LOOP 4	107	93	4	16	64
	LOOP 5	129	31	17	19	97
	LOOP 6	102	127	24	37	145
1995	LOOP 1	122	21	1	4	36
	LOOP 2	92	140	30	28	117
	LOOP 3	87	107	11	12	79
	LOOP 4	111	73	4	11	65
	LOOP 5	116	30	20	14	90
	LOOP 6	85	122	24	27	124
1996	LOOP 1	112	18	0	3	35
	LOOP 2	89	131	39	26	113
	LOOP 3	81	92	11	8	72
	LOOP 4	100	70	6	7	57
	LOOP 5	125	23	20	6	90
	LOOP 6	80	109	27	17	121
1997	LOOP 1	109	13	0	12	34
	LOOP 2	93	115	35	21	115
	LOOP 3	92	83	7	9	69
	LOOP 4	104	71	5	6	58
	LOOP 5	103	45	24	5	91
	LOOP 6	76	97	25	23	120
1998	LOOP 1	124	12	1	3	37
	LOOP 2	80	94	25	20	108
	LOOP 3	89	91	10	11	75
	LOOP 4	101	81	5	10	59
	LOOP 6	80	104	25	27	125
	LOOP 7	113	32			56

1999	LOOP 1	99	12	1	19	32
	LOOP 2	77	108	19	15	99
	LOOP 3	92	95	7	7	73
	LOOP 4	103	78	6	8	60
	LOOP 6	70	113	24	24	113
	LOOP 7	116	39	2	15	52

Bilag 8.1

Hydrografopsplitning

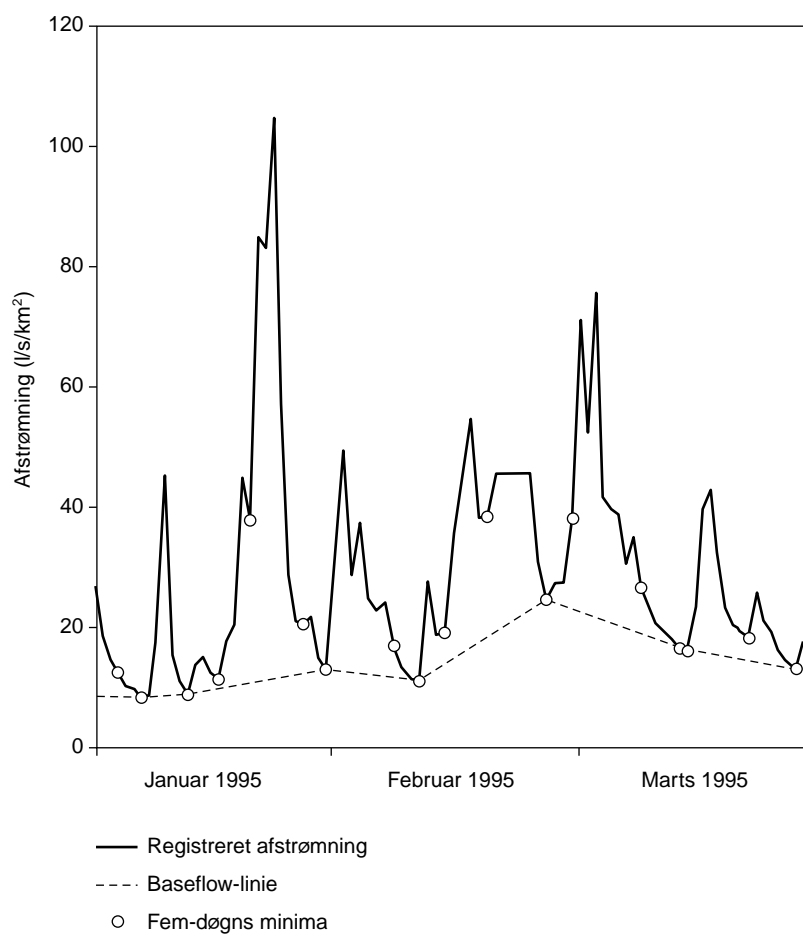
Hydrografopsplitning er foretaget efter en metode beskrevet af *Institute of Hydrology (1993)*. Afstrømningen opdeles for hvert enkelt døgn i en overfladenær og en grundvandsnær afstrømningsdel. Det såkaldte baseflow-indeks angiver for en længere måleperiode, typisk et år, forholdet mellem grundvands-andelen (baseflow) og den totale afstrømning (værdier mellem 0 og 1). Fremfor at angive et baseflow-indeks kan man dog vælge, som det er gjort her i rapporten, at angive den overfladenære afstrømning i procent af den totale afstrømning.

Bestemmelse af baseflow-indekset bygger på en metodisk udpegning af minimums-døgnvandføringer i måleperioden. En efterfølgende lineær interpolation mellem minimums-døgnvandføringer afgrænser den nedre del af hydrografen som den grundvandsnære afstrømning:

1. De daglige døgnmiddelvandføringer grupperes i fortløbende blokke på fem dage, og den mindste døgnmiddelvandføring i hver fem dages blok markeres som et minimum.
2. De minima, som når de multipliceres med 0,9 er mindre end begge de to nærmeste minima, markeres. De har varierende tidsperiode mellem sig. De forbindes med lige linier og danner baseflow-hydrografen. Derved fås daglige baseflow-værdier.
3. De døgn, hvor den udregnede baseflow-afstrømning er større end den totale afstrømning, sættes baseflow lig total-afstrømning.
4. Arealet under baseflow-linien fra det først benyttede til det sidst benyttede minimum udgør periodens samlede grundvandsnære afstrømning. For den tilsvarende periode udgør arealet under den registrerede daglige vandføring periodens samlede afstrømning.
5. Baseflow-indekset beregnes som forholdet mellem den grundvandsnære afstrømning og den samlede registrerede afstrømning, mens størrelsen af den overfladenære afstrømning kan estimeres som forskellen mellem de to. Hvis måleserien er flerårig, angives et baseflow-indeks for hvert enkelt år. I dette tilfælde er det valgt at opdele måleserien i hydrologiske år (1. juni - 31. maj).

Nedenstående figur viser princippet for hydrografopsplitning.

Eksempel på hydrografopsplitning: Horndrup Bæk 1. januar - 31. marts 1995.



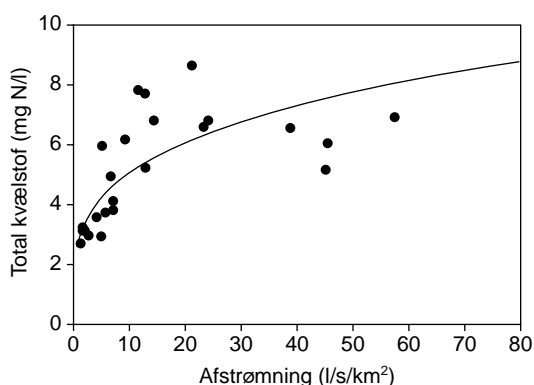
Bilag 8.2

Overfladenært kvælstoftab til vandløb.

Det overfladenære kvælstoftab findes som forskellen mellem det samlede kvælstoftab og det kvælstoftab, der stammer fra grundvandstilstrømning.

Det samlede kvælstoftab findes på baggrund af registrerede døgnmiddelvandføringer samt døgnkoncentrationer af kvælstof, estimeret ved lineær interpolation (*Kronvang og Bruhn, 1990*).

Beregningen af det kvælstoftab, der stammer fra grundvandstilstrømning, bygger dels på estimering af daglige baseflow værdier, fundet ved hydrografopsplitning, dels på estimerede døgnkoncentrationer af kvælstof i det vand, som kommer ved grundvandstilstrømning. Sidstnævnte døgnkoncentrationer findes ved, at der på hydrologiske år for hver enkelt vandløb etableres en sammenhæng mellem registrerede kvælstofkoncentrationer og tilhørende registrerede døgnmiddelafløbstrømninger. En sådan sammenhæng kan tage sig ud som her (*Horndrup Bæk, 1994/95*):



$$\log N_{\text{konc}} = 0,989 + 0,270 \log Q \quad (R^2=0,64 \quad P<0,001)$$

I tilfældet Horndrup Bæk 1994/95 fås således et samlet årligt kvælstoftab på 27,31 kg ha⁻¹ og et grundvandsnært kvælstoftab på 12,08 kg ha⁻¹. Det overfladenære kvælstoftab til vandløbet udgør altså med denne beregning 56 %.

Man kan alternativt vælge at etablere sammenhængen alene på baggrund af de dage, der domineres af grundvandstilstrømning. Eksempelvis kan registrerede kvælstofkoncentrationer sorteres fra, hvis de er målt på dage, hvor afstrømningen ifølge hydrografopsplitningen består af mere end 10 % overfladenær afstrømning. Estimeringen af kvælstoftab, der strømmer til fra grundvandet, kan eventuelt forbedres på den måde.

Men hvorfor estimere *det samlede kvælstoftab* med lineær interpolationsmetoden fremfor at benytte samme metode ("regressionsmetoden") som er brugt ved estimering af det tab, der stammer fra grundvandstilstrømning? Det hænger sammen med, at lineær inter-

polationsmetoden tilsyneladende tager bedst højde for forskellige afstrømningsforhold i hhv. lerede og sandede oplande. Ved regressionsmetoden er der en tendens til en relativ overvurdering af det samlede tab for de tre hovedvandløb, som afvander lerede landovervågningsoplande. I gennemsnit er kvælstoftabet for disse tre vandløb 10 % større ved estimering efter regressionsmetoden sammenlignet med lineær interpolationsmetoden. Problemet skyldes tildels, at der er relativt få målinger af kvælstofkoncentration ved de meget store afstrømninger. Netop ved de store afstrømninger er kvælstofkoncentrationen i vandløb meget varierende og derfor svær at beskrive. Det skyldes komplekse forhold som udtømning af den uorganiske kvælstofpulje i rodzonen og en eventuel fortynding af det overfladisk afstrømmende vand, fx ved snesmeltning.

I sammenligning med andre metoder til estimering af kvælstoftransporten, herunder regressionsmetoder, er lineær interpolationsmetoden den bedste og betragtes mht. beregningsresultatet som den bedst reproducerbare metode (*Kronvang og Bruhn, 1996*). Lineær interpolationsmetoden tager bedre end de øvrige testede metoder højde for variationer mellem vandløb og mellem år. Metoden er i nævnte undersøgelse i Gjærn Å oplandet fundet at underestimere den årlige N transport med 1-4 %, når man sammenligner med en beregning baseret på meget intensive målinger.

Der er væsentlig usikkerhed forbundet med udregning af det overfladenære kvælstoftab til vandløb. Derfor bør det angivne procentiske tab ikke opfattes som en nøjagtig opgørelse af det overfladenære kvælstoftab, men som et mål, der muliggør en sammenligning af kvælstofbelastninger fra forskellige vandløbsoplande på baggrund af oplandenes forskellige afstrømningsforhold og kvælstofudvaskning fra rodzonen (kapitel 9).

Bilag 8.3.

Opgørelse af kvælstof og fosfor tab

Det samlede tab af hhv. kvælstof og fosfor fra et opland findes på baggrund af målinger i oplandets hovedvandløbet (*oplandstabet*). Døgnmiddelvandføringer registreres, og døgnkoncentrationer estimeres ved lineær interpolation (*Kronvang og Bruhn, 1990*). For fosfors vedkommende kan man alternativt estimere tabet på baggrund af prøver, der tages hyppigere vha. automatisk prøvetager. Døgntransporter kan summeres op på måneder og år, og det samlede tab (kg ha^{-1}) fås ved, at man dividerer transporten med oplandsarealet.

Tabet fra dyrkede arealer i oplandet beregnes her i rapporten på denne måde: Bidrag fra punktkilder, naturarealer, og eventuel deposition direkte på ferskvand trækkes fra den samlede transport, som derpå divideres med oplandsarealet fratrukket naturarealer. I princippet bør man også fratække bidraget fra spredt bebyggelse, når tabet fra dyrkede arealer gøres op. Det er ikke gjort her i rapporten. Der er nemlig væsentlig usikkerhed forbundet med at estimere det faktiske bidrag fra spredt bebyggelse. Specielt i tørre år er det usikkert, hvor stor en andel af det potentielle bidrag fra spredt bebyggelse, der når ud til vandløbet.

For kvælstof udgør bidraget fra spredt bebyggelse kun en meget lille andel, typisk mindre end 2 % af tabet fra dyrkede arealer (jvf. *Windolf et al., 1998*). For fosfors vedkommende betyder bidraget fra spredt bebyggelse derimod mere, ofte ca. 20-30 % af det diffuse fosfortab fra et opland.

Appendiks 1. Beskrivelse af oplandene

Jordtypen kan bestemmes for hver enkelt mark

Kortlægning af alle oplandene

Jordbundsundersøgelsen blev udført af Statens Planteavlsvforsøg, Afdeling for Arealdata og Kortlægning i 1989 (Jensen og Madsen, 1990). I hvert opland er 10-11 jordprofiler detaljeret beskrevet og analyseret; endvidere er der udtaget et stort antal boreprøver. På grundlag heraf er udarbejdet detaljerede jordklassificeringskort. En geologisk jordartskortlægning samt en hydrogeologisk kortlægning blev udført af GEUS i 1988/89. På grundlag af jordklassificerings- og jordartskortene er det muligt at henføre hver enkelt mark i oplandene til en beskrevet jordtype.

Beskrivelse af de enkelte oplande

Storstrøm

LOOP 1, Højvads Rende (Storstrøms Amtskommune).

Oplandet udgør ca. 980 ha. Den nordøstlige del er præget af et bakket terræn med mange lavninger og mosearealer, den vestlige del er svagt bakket, mens den sydlige del er karakteriseret ved et fladt landskab. De øvre jordlag består af moræneler og sandlag, og herunder i 35-45 m's dybde findes skrivekridt. De dominerende jordtyper i oplandet er klassificeret som sandblandet ler (80 %) og lerjorder (14 %). Skov udgør 27 % af oplandsarealet, resten er i landbrugsmæssig drift.

Nordjylland

LOOP 2, Odderbæk (Nordjyllands Amtskommune).

Oplandet udgør ca. 1140 ha. Den nordlige og vestlige del er karakteriseret ved et småbakket terræn, mod øst er landskabet svagt kuperet, og i den sydlige del er terrænet markant fladt. Jordlagene består af vekslende ler og sandlag til stor dybde; i den øverste meter findes overvejende sand. De dominerende jordtyper i oplandet er klassificeret som grovsandet jord (72 %) og finsandet jord (17 %). Skov udgør ca. 2 % af oplandsarealet, omtrent resten er i landbrugsmæssig drift.

Vejle/Århus

LOOP 3, Horndrup Bæk (Vejle/Århus Amtskommune).

Oplandet udgør ca. 550 ha. Det er karakteriseret ved et stærkt kuperet terræn med Ejer Baunehøj beliggende i den sydlige del. Jordlagene består overvejende af moræneler med morænesand og -grus i små isolerede områder. Smeltevandssand findes i vandløbsdalene. De dominerende jordtyper i oplandet er klassificeret som sandblandet ler (70 %) og lerblandet sand (24 %). Skov udgør 18 % af oplandsarealet, resten anvendes til landbrugsmæssig drift.

Fyn

LOOP 4, Lillebæk (Fyns Amtskommune).

Oplandet udgør ca. 470 ha. Det fremtræder som et svagt skrånende terræn ned mod Storebælt. Jordlagene består overvejende af moræneler med indslag af smeltevandssand og ler. I de dybere jordlag fin-

des et sammenhængende sandlag. De dominerende jordtyper i oplandet er klassificeret som sandblandet ler (86 %) og lerblandet sand (4 %). Skov udgør 2 % af oplandsarealet, 89 % anvendes til intensiv landbrugsdrift, og 9 % af arealet er veje, byer m.v.

Ringkøbing/Viborg

LOOP 5, Barslund Bæk og Tværmosse Bæk (Ringkøbing/Viborg Amtskommune).

Oplandet udgør ca. 1310 ha. Området er en typisk hedeslette med okkerpåvirkninger. Jordtyperne i oplandet er klassificeret som grovsandet jord (90 %) og humusjord (10 %). Flyvestation Karup udgør en del af oplandsarealet (ca. 13 %); skov findes i ca. 22 % af arealet, mens omtrent resten anvendes til landbrugsmæssig drift.

Sønderjylland

LOOP 6, Bolbro Bæk (Sønderjyllands Amtskommune).

Oplandet udgør ca. 820 ha og er karakteriseret ved et fladt terræn, der skræner svagt fra nordøst mod sydvest. Jordtyperne i oplandet er klassificeret som grovsandet jord (67 %), lerblandet sandjord (18 %) og humusjord (14 %). Mere end 99 % af arealet er i landbrugsdrift; 0,4 % er skov.

Vestsjælland

LOOP 7, Hulebæk (Vestsjællands Amtskommune).

Oplandet udgør ca. 1520 ha. Området er karakteriseret ved et småkuperet morænelandskab. I oplandet er 76 % af landbrugsjorden klassificeret som sandblandet lerjord og 20 % som lerjord. Det dyrkede areal udgør 78 % , 15 % er skov og 7 % bebyggelse. Skovpartierne findes hovedsagelig i den nordlige del af oplandet, mens Fuglebjerg by skærer sydgrænsen. Oplandet i øvrigt er præget af spredt bebyggelse og mange mindre ejendomme.

Appendiks 2. Beskrivelse af undersøgelsesprogram

Oversigt

I dette afsnit gives en kortfattet beskrivelse af undersøgelsesprogrammet; for en mere detaljeret beskrivelse henvises til tidligere overvågningsrapporter fra Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) (Grant et al., 1991). Programmet består af følgende komponenter:

- Kortlægning af oplandene med hensyn til jordtype og geologi
- Interviewundersøgelse blandt landmændene i oplandene
- Måleprogram for vandafstrømning og næringsstofkoncentrationer i samtlige dele af vandkredsløbet; stationsnettet består af:
 - Nedbørsmåler
 - Jordvandsstationer
 - Drænstationer
 - Grundvandsstationer (øvre grundvand)
 - Vandløbsstationer
- Måleprogram for pesticidindhold i det øvre grundvand

Måleprogrammet startede i 1989 og blev revideret i 1998.

Kortlægning af oplandene

Jordtypen kan bestemmes for hver enkelt mark

Jordbundsundersøgelsen blev udført af Statens Planteavlsvforsøg, Afdeling for Arealdata og Kortlægning i 1989 (Jensen og Madsen, 1990). I hvert opland er 10-11 jordprofiler detaljeret beskrevet og analyseret; endvidere er der udtaget et stort antal boreprøver. På grundlag heraf er udarbejdet detaljerede jordklassificeringskort. En geologisk jordartskortlægning samt en hydrogeologisk kortlægning blev udført af GEUS i 1988/89. På grundlag af jordklassificerings- og jordartskortene er det muligt at henføre hver enkelt mark i oplandene til en beskrevet jordtype.

Interviewundersøgelsen

Formål

Interviewundersøgelsen udføres hvert år. Det tilstræbes, at samtlige lodsejere og forpagtere i oplandene deltager. Målet med dette undersøgelsesprogram er at indhente oplysninger, som er nødvendige for modelberegning af næringsstofudvaskningen fra enkeltmarker, samt at fremskaffe et statistisk grundlag for vurdering af næringsstofudvaskningen på oplandsniveau.

Interviewundersøgelsen blev i perioden 1989-97 foretaget i 6 oplande. Fra 1998 blev undersøgelsen udvidet med ét oplande for at opnå større repræsentativitet. Samtidig blev indholdet udvidet til også at omfatte opgørelser af pesticidanvendelse på markniveau i de 5 oplande, hvor der også foretages undersøgelser i vandkredsløbet.

Interviewprogram

Oplysningerne i interviewprogrammet omfatter:

Ejendomsniveau Størrelse, arealudnyttelse og dræning, punktkilder, husdyrhold, produktion af husdyrgødning samt opbevaringskapacitet for husdyrgødning.

Markniveau Afgrøder, efterafgrøder, udbytter, anvendelse af afgrøderester, tildeling af handelsgødning og husdyrgødning, udbinding af husdyr, pesticidanvendelse samt tidspunkter for alle markoperationer.

I LOOP 1, 2, 4 og 6 udføres undersøgelsen af lokale planteavlsskønsulenter, i LOOP 3 af amtet og i LOOP 5 af Hedeselskabet.

I 1993-95 er der udtaget prøver af den flydende husdyrgødning fra ejendomme med stationsmarker med det formål at vurdere, i hvor høj grad gødningens faktiske næringsstofindhold er i overensstemmelse med normtallene. Undersøgelsen afsluttedes 1. januar 1996; resultaterne er beskrevet i *Grant et al., 1996*.

Måleprogram for vandafstrømning og næringsstofkoncentrationer

Der måles løbende på nedbør, vandafstrømning og næringsstofkoncentrationer i samtlige dele af vandkredsløbet. På grundlag heraf foretages beregning over næringsstofudvaskning. Stationsopbygning og måleprogram er kort beskrevet nedenfor.

Måleprogrammet blev udført i 6 oplande i perioden 1989-97. Fra 1998 ophørte målingerne i LOOP 5 på grund af problemer med tolkning af data.

Nedbørsstationer og klimadata

Klimadata for oplandene er for årene 1989-97 indhentet og bearbejdet af Danmarks JordbrugsForskning. De indhentede data omfatter nedbør, temperatur, potentiel fordampning og global stråling. Oplysningerne er baseret på Statens Planteavlsvforsøgs ordinære net af klimastationer i forbindelse med kvadratnetsundersøgelsen, samt på 1-2 nedbørsstationer opstillet i hvert opland i forbindelse med etableringen af LOOP-programmet. Fra 1998 hentes data direkte fra DMI's 10*10 og 20*20 km gridnet.

Jordvandsundersøgelser

Målet med jordvandsprogrammet er at beregne næringsstofudvaskningen fra rodzonen på udvalgte marker. Til dette formål måles næringsstofkoncentrationen i jordvandet, mens vandafstrømningen fra rodzonen modelberegnes.

Måling og beregning

Formål

Jordvandsstationer

6-8 jordvandsstationer er etableret i hvert opland. En jordvandsstation består af 10 sugeceller til udtagning af jordvand. Cellerne er placeret i et V-formet mønster inden for et areal på 100 m² i 90-120 cm dybde. Oversigt over analyseparametre er givet i tabel 1.

<i>Modelberegning af afstrømning</i>	Vandafstrømningen (perkolationen) fra rodzonen på stationsmarkerne modelberegnes for LOOP 2, 3 og 6 ved hjælp af vandbalancemodellen EVACROP (<i>Olesen og Heidmann, 1990</i>); mens der for LOOP 1 og 4 anvendes rodzonemodellen DAISY (<i>Hansen et al. 1990</i>), idet denne er bedst egnet på de lerede jorde med højt grundvandspejl.
<i>Udvaskningsberegning</i>	Udvaskningsberegningerne er foretaget på baggrund af de modelberegne vandafstrømninger og de målte koncentrationer.
	Drænvandsanalyser
<i>Formål</i>	Drænvandsprogrammet er iværksat med det formål at bestemme den arealspecifikke næringsstofudledning via drænsystemer. Denne beregning kan foretages, hvor der er tale om veldefinerede drænoplande. Ofte er drænoplandet dårligt afgrænset; her kan imidlertid foretages en kvalitativ vurdering af næringsstofkoncentrationerne i drænvandet.
<i>Drænvandsstationer</i>	<p>I lerjordsoplandene LOOP 1, Storstrøm, og LOOP 4, Fyn, er det vurderet, at henholdsvis ca. 70 % og 50 % af landbrugsarealet er drænet. I disse oplande er anlagt drænstationer på eksisterende drænsystemer i forbindelse med de 6 jordvandsstationer. Ved 3-4 drænstationer i hvert opland måles vandføringen automatisk; de automatiske stationer er monteret med 30° Thomson overfald og datalogger. Ved de øvrige stationer måles vandføringen manuelt en gang om ugen i perioder, hvor drænene er vandførende; vandføringen bestemmes herefter ved korrelation til de automatiske stationer.</p> <p>I sandjordsoplandet LOOP 2, Nordjylland, er anlagt 2 drænstationer på eksisterende drænsystemer, begge som automatiske stationer.</p> <p>Der udtages drænvandsprøver til kemisk analyse en gang hver uge i perioder, hvor drænene er vandførende (stikprøver). Fra 1998 udtages fra udvalgte stationer desuden tidsproportionale prøver (timeprøver) ved hjælp af en automatisk prøvetager til en forbedret bestemmelse af fosfor og suspenderet stoftransport (intensiv prøver). Oversigt over analyseparametre er givet i tabel 1.</p>
	Grundvandsundersøgelser
<i>Formål</i>	Formålet med grundvandsprogrammet er dels at overvåge næringsstofudvaskningen til de øvre, sekundære grundvandsmagasiner, og dels at belyse udvaskningen af pesticider og disses nedbrydningsprodukter til grundvandet. For at få en bedre forståelse af kvaliteten af de nydannede grundvand gennemføres desuden et begrænset analyseprogram for tungmetaller, uorganiske sporstoffer og visse organiske mikroforureninger.
<i>Grundvandsreder</i>	I hvert opland er etableret omkring 20 terrænnære grundvandsstationer samt enkelte dybere filtre. En grundvandsstation består af 2-3 filtre placeret i 1,5-5 meters dybde. De dybere filtre er etableret med henblik på en forbedret beskrivelse af næringsstof- og pesticidtransporten gennem oplandene. Der analyseres på maksimalt 20 udvalgte filtre pr. opland afhængigt af analyseparametrene. Analysefrekvensen varierer fra 6 gange årligt til 1 gang hvert 3. år afhængigt af stoftypen.

<i>Pejleboringer</i>	Der findes omkring 15 pejleboringer i hvert opland til måling af variationerne i grundvandsstanden i de øvre jordlag. Pejleboringerne er ca. 7 meter dybe. I pejleboringerne placeret ved jordvandsstationerne foretages en ugentlig registrering af grundvandsstanden.
<i>Formål</i>	<p>Vandløbsundersøgelser</p> <p>Vandløbsundersøgelserne omfatter målinger af de vandkemiske forhold og vandføringen med det hovedformål at få en bedre viden om koncentrationen og mængderne af næringsstoffer, der via overfladevand tabes fra landbrugsoplande. Specielt den tidsmæssige udvikling i næringsstoffabet er væsentligt at følge og sammenholde med de øvrige målinger i oplandet af rodzoneudvaskning og tab via drænvand, samt de løbende interviewundersøgelser af ændringer i arealanvendelse og driftsforhold inden for landbruget.</p>
<i>Vandløbsstationer</i>	I hvert opland er der etableret 1 hovedvandløbsstation. Her foretages der manuelle målinger af vandføring (Q) og en kontinuerlig registrering af vandstanden til brug for beregning af døgnmiddelvandføringen. I perioden 1989-97 blev der som hovedregel udtaget vandprøver til kemisk analyse en gang ugentligt i vinterperioden og hver anden uge i sommerperioden (stikprøver). Fra 1998 udtages vandprøver 18-26 gange om året. Herudover udtages flowproportionale prøver ved hjælp af en automatisk prøvetager til en forbedret bestemmelse af fosfor og suspenderet stoftransport (intensiv prøver). En oversigt over analysevariable er givet i tabel 1.
<i>Beregning af tab fra det åbne, dyrkede land</i>	I rapporten er der foretaget en beregning af næringsstoffabet fra det åbne, dyrkede land på følgende måde: Fra den målte totale transport af kvælstof og fosfor er fratrukket eventuelle bidrag fra punktkilder (rensingsanlæg, regnvandsbetingede udløb), samt bidraget fra den del af oplandet, der ikke er dyrket (naturbidraget). I tabet fra det åbne, dyrkede land indgår således landbrugsbidraget, naturbidraget (baggrundsbidraget) på landbrugsarealer samt bidraget fra spredt bebyggelse.

Oversigt over analyseparametre for jordvand, drænvand, grundvand og vandløbsvand.

Analyse- parametre	Jordvand ¹⁾ (Fællesprøve)	Jordvand ²⁾ (Enkeltcelle)	Drænvand ³⁾	Vandløb
pH	x		x	x
Nitrat	x	x	x	x
Ammonium	x		x	x
Total N			(x)	x
Ortho-P, opløst	x		x	x
Total P			(x)	x
Kalium			(x)	
Ledningsevne ⁴⁾			(x)	x
Alkalinitet ⁵⁾			(x)	x
Aciditet ⁵⁾			(x)	
Organisk stof COD ⁶⁾			(x)	x
Na				x
CL				
SO ₄				
Ca				
Mg				
Fe				
Pesticider ⁷⁾				

¹⁾ 1-6 gange årligt er foretaget et udvidet analyseprogram (grundvandsprogram)

²⁾ Udført 2 gange årligt

³⁾ (x) kun udført på automatiske stationer

⁴⁾ Er ikke målt hvis total alkalinitet > 1,5 mmol/l

⁵⁾ Hvis pH er mindre end 4,5 målt aciditet, og hvis pH er større end 4,5 er målt alkalinitet.

⁶⁾ Målt hvor det er relevant

⁷⁾ Der analyseres for atrazin, dichlorprop, dinosep, DNOC, MCPA, mechlorprop, simazin og 2,4-D 4 gange årligt.

Appendiks 3. Vandmiljøhandlingsplaner

De gennemførte foranstaltninger til begrænsning af landbrugets forurening af vandmiljøet har taget udgangspunkt i NPO-Handlingsplanen fra 1986, Vandmiljøplanen fra 1987 og Handlingsplanen for Bæredygtigt Landbrug fra 1991. Endelig blev Vandmiljøplan II vedtaget i februar 1998.

NPO-Handlingsplanen, 1986

NPO-Handlingsplanen omhandler bl.a. initiativer med henblik på at stoppe gærdbidraget, dvs. udledning fra møddingspladser m.v., samt krav til husdyrbrug om harmoni mellem størrelsen af husdyrholdet og det jordtilliggende, som ejendommen har til rådighed for udspreddning af husdyrgødningen.

Vandmiljøplanen, 1987

Vandmiljøplanen har som målsætning at reducere kvælstof- og fosforudledningen med henholdsvis 50% og 80% inden 1993. Den samlede kvælstofudledning fra landbruget til vandmiljøet var beregnet til 260.000 t N midt i 1980'erne. Vandmiljøplanen indebærer, at landbrugets udledning skulle reduceres med 127.000 t N, svarende til 49% af den samlede udledning fra landbruget. Der forventedes en reduktion af markbidraget (udvaskning fra rodzonen) på 100.000 t N, mens den øvrige reduktion skulle komme fra gærdbidraget, først og fremmest ved stop af de ulovlige udledninger (*Miljøstyrelsen, 1990*).

De bindende virkemidler i Vandmiljøplanen overfor landbruget omfatter krav om 9 måneders opbevaringskapacitet for husdyrgødning (med dispensationsmulighed ned til 6 måneder), krav om udarbejdelse af sædskifte og gødningsplaner, samt krav om 65% grønne marker.

Handlingsplanen for bæredygtigt landbrug, 1991

De to ovenfor nævnte handlingsplaner har i væsentlig omfang bygget på, at landbruget frivilligt og gennem godt landmandskab skulle nedbringe forureningsproblemerne. Selvom landbruget allerede i slutningen af 80'erne stort set levede op til de bindende krav, har det frem til først i 90'erne ikke i væsentlig grad ændret gødningspraksis imod en bedre udnyttelse af husdyrgødningen, og et deraf følgende reduceret handelsgødningsforbrug (afsnit 4).

Som følge af de manglende resultater blev der i 1991 udarbejdet Handlingsplanen for Bæredygtigt Landbrug. Handlingsplanen omfatter bl.a. forlængelse af frister frem til år 2000 med hensyn til landbrugets opfyldelse af reduktionsmål for kvælstofudledningen. Desuden stilles der krav om gødningsregnskaber, bindende normer for gødningstildeling til afgrøderne, krav til udnyttelsen af husdyrgødningen og skærpede regler for udbringning af husdyrgødningen fra driftåret 1993/94. Disse regler omfatter forbud mod at sprede flydende husdyrgødning om efteråret, dog med undtagelse af udbringning til vinterraps og overvintrende græs. Endvidere er det fra 1995 kun tilladt at udbringe fast gødning i perioden fra høst og indtil 20. oktober på arealer, hvor der skal være afgrøder den følgende vinter.

Opfølgning på Handlingsplanen for Bæredygtigt Landbrug, 1996

Som led i opfølgning på Handlingsplanen for Bæredygtigt Landbrug har Landbrugs og Fiskeriministeriet den 15. december 1995 på regeringens vegne forelagt "Redegørelse for udnyttelse af husdyrgødning

og udvikling i landbrugets kvælstofhusholdning". Det fremgår heraf, at udbygning af eksisterende regelsæt sammen med iværksættelse af yderligere initiativer på landbrugsområdet er nødvendig for at målene i Handlingsplanen kan nås.

Ved en forespørgselsdebat i Folketinget i marts 1996 fremlagde regeringen sine planer til sikring af at målene nås. Dette har resulteret i, at landmændene ved udarbejdelse af gødningsregnskaber fra 1996 ikke længere frit kan fastlægge forventet udbytte, dette skal baseres på et gennemsnit af tidligere år. Med hensyn til næringsstofindhold i husdyrgødning kan landmændene selv værdisætte dette på baggrund af husdyrgødningsanalyser indtil 1997; fra 1998 skal fastsættelsen af næringsstofindholdet i husdyrgødning ske på baggrund af normværdier med mulighed for korrektion for aktuel fodring. Desuden indebærer planen en gradvis stigning i kravet til udnyttelse af husdyrgødning; fra 1. august 1997 er udnyttelseskravet således øget til 50% for svinegylle, 45% for kvæggylle, 15% for dybstrøelse og 40% for anden husdyrgødning.

Vandmiljøplan II, 1998

I januar 1998 foretog Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks JordbrugsForskning for Folketinget en evaluering af de hidtil iværksatte og aftalte styringsinstrumenters effektivitet. På baggrund heraf vedtog Folketinget i februar 1998 Vandmiljøplan II (VMPII). I planen er landbrugets reduktionskrav fastholdt, og initiativer til opfyldelse heraf skal være iværksat senest 2003. VMPII omfatter en bred vifte af virkemidler som vist nedenfor (tabel 1).

Der forventes en reduktion i kvælstofudvaskningen på 37.100 tons som følge af de aftalte virkemidler. For at nå denne reduktion skal handelsgødningsforbruget reduceres med 87.000 tons N.

Effekten for en del af virkemidlerne bygger på en forventet udvikling i landbrugspraksis, hvorfor Folketinget har vedtaget, at Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks JordbrugsForskning skal foretage en evaluering i 1999/2000 og 2002/2003. Herunder skal bl.a. handelsgødningsforbruget bruges som en indikator for udviklingen. Virkemidlerne vil blive justeret i forhold resultatet af evalueringerne.

Tabel 1. Miljøeffekterne og reduktionen i handelsgødningsforbruget er vurderet af DMU/DJF.

	Effekt i 2003, mindre udvaskning tons/år	Udtagne arealer, hektar	Reduktion i handelsgødningsforbrug, tons
Vådområder	5.600	16.000	1.100
SFL områder	1.900	88.000	10.000
Skovrejsning	1.100	20.000	2.440
Bedre foderudnyttelse	2.400		-13.600
Skærpede harmonikrav 2,3/1,4 ¹	300		600
Skærpede krav til udnyttelse af N i husdyrgødning (5+5+X ²)%	10.600		26.000
Økologisk jordbrug	1.700	170.000	17.600
Efterafgrøder på yderligere 6% af arealet	3.000	120.000	3.000
Nedsat N-norm. 10%	10.500		40.000
I alt	37.100	414.000	87.140

¹ Harmonikrav på 1,4 til svinebruget opfyldes i dag af de fleste fedesvinproducenter. For so- og smågriseproducenter vil dette kunne nås gennem, forbedret fodereffektivitet.

² Fem procent i gødningsåret 1999/2000, samt yderligere fem procent i gødningsåret 2001/2002. Ved midtvejsvurderingen for så vidt det er teknisk gennemførligt sættes udnyttelsesprocenten i 2002/2003 yderligere i vejret for at nå udvaskningsreduktionen på 10.600 tons i det omfang det ikke er muligt at nå målet ved blandt andet halmnedmuldning, permanent brak og økologisk jordbrug.

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljø- og Energiministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning indenfor natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 46 30 12 00
Fax: 46 30 11 14

*Direktion og Sekretariat
Forsknings- og Udviklingssektion
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Havmiljø
Afd. for Mikrobiel Økologi og Bioteknologi
Afd. for Miljøkemi
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Arktisk Miljø*

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejlsøvej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 89 20 14 00
Fax: 89 20 14 14

*Overvågningssektionen
Afd. for Sø- og Fjordøkologi
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Vandløbsøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 12-14, Kalø
8410 Rønne
Tlf.: 89 20 17 00
Fax: 89 20 15 15

*Afd. for Landskabsøkologi
Afd. for Kystzoneøkologi*

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, temarapporter, samt årsberetninger. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web.

I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

2000

- Nr. 307: Cadmium Toxicity to Ringed Seals (*Phoca hispida*). An Epidemiological Study of possible Cadmium Induced Nephropathy and Osteodystrophy in Ringed Seals from Qaanaaq in Northwest Greenland. By Sonne-Hansen, C., Dietz, R., Leifsson, P.S., Hyldstrup, L. & Riget, F.F. (in press)
- Nr. 308: Økonomiske og miljømæssige konsekvenser af merkedsordningerne i EU's landbrugsreform. Agenda 2000. Af Andersen, J.M., Bruun et al. 63 s., 75,00 kr.
- Nr. 309: Benzene from Traffic. Fuel Content and Air Concentrations. By Palmgren, F., Hansen, A.B., Berkowicz, R. & Skov, H. 42 pp., 60,00 DKK.
- Nr. 310: Hovedtræk af Danmarks Miljøforskning 1999. Nøgleindtryk fra Danmarks Miljøundersøgelsers jubilæumskonference Dansk Miljøforskning. Af Secher, K. & Bjørnsen, P.K. 104 s., 100,00 kr.
- Nr. 311: Miljø- og naturmæssige konsekvenser af en ændret svineproduktion. Af Andersen, J.M., Asman, W.A.H., Hald, A.B., Münier, B. & Bruun, H.G. 104 s., 110,00 kr.
- Nr. 312: Effekt af døgnregulering af jagt på gæs. Af Madsen, J., Jørgensen, H.E. & Hansen, F. 64 s., 80,00 kr.
- Nr. 313: Tungmetalledfald i Danmark 1998. Af Hovmand, M. & Kemp, K. 26 s., 50,00 kr.
- Nr. 314: Virkemidler i pesticidpolitikken. Reduktion af pesticidanvendelsen på behandlede jordbrugsarealer. Af Hasler, B., Schou, J.S., Ørum, J.E. & Gårn Hansen, L. 71 s., 75,00 kr.
- Nr. 315: Ecological Effects of Allelopathic Plants – a Review. By Kruse, M., Strandberg, M. & Strandberg, B. 64 pp., 75,00 DKK.
- Nr. 316: Overvågning af trafikens bidrag til lokal luftforurening (TOV). Målinger og analyser udført af DMU. Af Hertel, O., Berkowicz, R., Palmgren, F., Kemp, K. & Egeløv, A. 28 s. (Findes kun i elektronisk udgave)
- Nr. 317: Overvågning af bæver *Castor fiber* efter reintroduktion på Klosterheden Statsskovdistrikt 1999. Red. Berthelsen, J.P. 37 s., 40,00 kr.
- Nr. 318: Order Theoretical Tools in Environmental Sciences. Proceedings of the Second Workshop October 21st, 1999 in Roskilde, Denmark. By Sørensen, P.B. et al. 170 pp., 150,00 DKK.
- Nr. 319: Forbrug af økologiske fødevarer. Del 2: Modellering af efterspørgsel. Af Wier, M. & Smed, S. 184 s., 150,00 kr.
- Nr. 320: Transportvaner og kollektiv trafikforsyning. ALTRANS. Af Christensen, L. 154 s., 110,00 kr.
- Nr. 321: The DMU-ATMI THOR Air Pollution Forecast System. System Description. By Brandt, J., Christensen, J.H., Frohn, L.M., Berkowicz, R., Kemp, K. & Palmgren, F. 60 pp., 80,00 DKK.
- Nr. 322: Bevaringsstatus for naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet. Af Pihl, S., Søgaard, B., Ejrnæs, R., Aude, E., Nielsen, K.E., Dahl, K. & Laursen, J.S. 219 s., 120,00 kr.
- Nr. 323: Tests af metoder til marine vegetationsundersøgelser. Af Krause-Jensen, D., Laursen, J.S., Middelboe, A.L., Dahl, K., Hansen, J. Larsen, S.E. (in press)
- Nr. 324: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 1999/2000 i Danmark. Wing Survey from the Huntig Season 1999/2000 in Denmark. Af Clausager, I. 50 s., 45,00 kr.
- Nr. 325: Safety-Factors in Pesticide Risk Assessment. Differences in Species Sensitivity and Acute-Chronic Relations. By Elmegaard, N. & Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M. 57 pp., 50,00 DKK.
- Nr. 326: Integrering af landbrugsdata og pesticidmiljømodeller. Integreerede MiljøinformationsSystemer (IMIS). Af Schou, J.S., Andersen, J.M. & Sørensen, P.B. 61 s., 75,00 kr.
- Nr. 327: Konsekvenser af ny beregningsmetode for skorstenshøjder ved lugtemission. Af Løfstrøm, L. (Findes kun i elektronisk udgave)
- Nr. 328: Control of Pesticides 1999. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krøngaard, T., Petersen, K.K. & Christoffersen, C. 28 pp., 50,00 DKK.
- Nr. 329: Interkalibrering af metode til undersøgelser af bundvegetation i marine områder. Krause-Jensen, D., Laursen, J.S. & Larsen, S.E. (i trykken)
- Nr. 330: Digitale kort og administrative registre. Integration mellem administrativt registre og miljø-/naturdata. Energi- og Miljøministeriets Areal informations System. Af Hansen, H.S. & Skovpetersen, H. (i trykken)
- Nr. 331: Tungmetalledfald i Danmark 1999. Af Hovmand, M.F. Kemp, K. (i trykken)
- Nr. 332: Atmosfærisk deposition 1999. NOVA 2003. Af Ellermann, T., Hertel, O. & Skjødt, C.A. (i trykken)
- Nr. 333: Marine områder – Status over miljøtilstanden i 1999. NOVA 2003. Hansen, J.L.S. et al. (i trykken)
- Nr. 334: Landovervågningsoplande 1999. NOVA 2003. Af Grant, R. et al. (i trykken)
- Nr. 335: Søer 1999. NOVA 2003. Af Jensen, J.P. et al. (i trykken)
- Nr. 336: Vandløb og kilder 1999. NOVA 2003. Af Bøgestrand J. (red.) (i trykken)
- Nr. 337: Vandmiljø 2000. Tilstand og udvikling. Faglig sammenfatning. Af Svendsen, L.M. et al. (i trykken)