



Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser

NOVA 2003

Landovervågningsoplande 2000

Faglig rapport fra DMU, nr. 376

[Tom side]



Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser

NOVA 2003

Landovervågningsoplande 2000

*Faglig rapport fra DMU, nr. 376
2001*

Ruth Granth

Gitte Blicher-Mathiesen

Irene Paulsen

Jørgen Ole Jørgensen

Anker Rode Laubel

Pia Grewy Jensen

Marianne Pedersen

Afdeling for Vandløbsøkologi

Per Rasmussen

Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse

Datablad

Titel:	Landovervågningsoplande 2000
Undertitel:	NOVA 2003
Forfattere:	R. Grant ¹ , G. Blicher-Mathiesen ¹ , I. Paulsen ¹ , J.O. Jørgensen ¹ , A.R. Laubel 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. 376
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser © Miljøministeriet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt:	December 2001
Tegninger: ETB:	Kathe Møgelvang, Juana Jacobsen, Tinna Christensen Hanne Kjellerup Hansen
Bedes citeret:	Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Paulsen, I., Jørgensen, J.O., Laubel, A.R., Jensen, P.G., Pedersen, M. & Rasmussen, P. 2001: Landovervågningsoplande 2000. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 154 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 376. http://faglige-rapporter.dmu.dk
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Sammenfatning:	<p>Det gennemsnitlige kvælstofoverskud på landbrugsjorden i Danmark, angivet pr arealenhed, er reduceret med ca. 38 % i perioden fra 1990 til 2000. Modelberegninger for landovervågningsoplandene har vist at kvælstofudvaskningen reduceres med 32 % når de iværksatte tiltag slår fuldt igennem. Målinger har ligeledes vist at kvælstofkoncentrationerne i rodzonevandet er faldet ca. 43 %. Spredningen på tallet er imidlertid meget stor. I Ferskvandsovervågningen er der for vandløb i dyrkede oplande beregnet et generelt fald i kvælstoftransporten på ca. 22 % siden 1989.</p> <p>Den mindre reduktion i vandløbene end ved rodzonen skyldes for det første at modelberegningerne angiver den langsigtede effekt, og at der er en tidsforsinkelse i rodzonen. Dernæst skal man ikke forvente samme reduktionsstørrelse i overfladevand som ved rodzonen. En halvering af kvælstofudvaskningen i henhold til vandmiljøplanerne vil ikke føre til en tilsvarende reduktion i vandløbstransporten, idet det naturbetingede baggrundsbidrag vil stadig være der.</p>
Emneord:	Landovervågningsoplande, miljøtilstand, overvågning
Finansiel støtte:	Ingen ekstern finansiering
ISBN:	87-7772-642-1
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	154
Internet:	Rapporten findes kun som PDF-fil på Danmarks Miljøundersøgelsers hjemmeside. http://faglige-rapporter.dmu.dk
Supplerende oplysninger:	NOVA 2003 rapporterne er en fortsættelse af rapporterne om Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, som dækker årene 1989-1997 (udgivet 1990-1998).

[Tom side]

Indhold

Forord 7

Resumé 9

1 Indledning 19

2 Nedbørs- og temperaturforhold i oplandene og på landsplan 21

3 Gødnings- og pesticidforbrug i hele landet 23

3.1 Forbrug af kvælstofgødning for hele landet 23

3.2 Forbrug af fosforgødning for hele landet 26

3.3 Pesticidanvendelse på landsplan 27

4 Landbrugspraksis i 20 oplande, 1999 31

4.1 Dataindsamling i 20 oplande 31

4.2 Oplandenes repræsentativitet 33

4.3 Afgrødefordeling i oplande 34

4.4 Husdyrhold i 20 oplande 35

4.5 Udbringning af husdyrgødning i 20 oplande 36

4.6 Kvælstofforbrug i 20 oplande 36

4.7 Markbalancer for kvælstof i 20 oplande 37

4.8 Markbalancer for fosfor 39

5 Landbrugspraksis 41

5.1 Interviewundersøgelsen i landovervågningsoplandene 41

5.2 Afgrøder og husdyrhold i landovervågningsoplandene 43

5.3 Forbrug af kvælstofgødning og kvælstofnormer til afgrøderne i landovervågningsoplandene 46

5.4 Udnyttelse af husdyrgødning samt forbrug af kvælstof i forhold til bedrifteres N-kvote i landovervågningsoplandene 48

5.5 Markbalancer for kvælstof i landovervågningsoplandene 50

5.6 Markbalancer for fosfor i landovervågningsoplandene 52

5.7 Næringsstofbalancer for landbrugsbedrifter i oplandene 53

5.8 Pesticidanvendelse i oplandene 55

6 Rodzonemålinger - næringsstoffer og pesticider 61

6.1 Næringsstoffer i jordvand 61

6.2 Næringsstoffer i drænvand 64

6.3 Udviklingstendenser i jordvandets kvælstofkoncentrationer og effekt af brugstyper 67

6.4 Fosfor i jord 69

6.5 Pesticider i dræn 71

7 Modelberegning af kvælstofudvaskning fra rodzonen 73

- 7.1 Beskrivelse af modellen 73
- 7.2 Sammenligning mellem målt og modelberegnet kvælstofudvaskning 75
- 7.3 Beregning af udvaskning ved normalafstrømning 75

8 Grundvand 79

- 8.1 Grundvandsstand 79
- 8.2 Næringsstofkoncentrationer i det øvre grundvand 80
- 8.3 Forekomst af uorganiske sporstoffer i det øvre grundvand 83
- 8.4 Pesticidforekomst i det øvre grundvand 84
- 8.5 Øvrige miljøfremmede stoffers forekomst i det øvre grundvand 87
- 8.6 Grundvandskvalitet i relation til landbrugspraksis 88

9 Afstrømning, koncentration og transport af næringsstoffer i vandløb 91

- 9.1 Afstrømning 91
- 9.2 Koncentration af kvælstof og fosfor 93
- 9.3 Udvikling i kvælstof- og fosforkoncentration 94
- 9.4 Tab af kvælstof og fosfor fra oplandene 95
- 9.5 Kvælstoftab fra forskellige vandmagasiner 97

10 Landbruget og vandmiljøet 99

- 10.1 Vandbalancen 99
- 10.2 Vandets transportvej og tidsforsinkelse 102
- 10.3 Kvælstofkredsløbet 103
- 10.4 Udvikling i kvælstoftab fra landbrug til vandmiljøet i perioden 1990-2000 105
- 10.5 Fosforkredsløbet 106

Referencer 109

Bilag 113

- Bilag 3.1 Markbalancer for kvælstof i 1000 tons for hele landet 113
- Bilag 3.2 Markbalancer for kvælstof i kg N ha^{-1} 114
- Bilag 3.3 Markbalance for fosfor i 1000 tons 115
- Bilag 3.4 Markbalance for fosfor i kg P ha^{-1} 116
- Bilag 3.5 Anvendte bekendtgørelser og opgørelsesmetoder 117
- Bilag 5.1 Data til beskrivelse af udviklingstendensen i gødningspraksis i afgrødegrupper 119
- Bilag 5.2 Datagrundlag for opgørelse af kvælstofbalancer for landbrugsarealet 119
- Bilag 5.3 Miljøfremmede stoffer i gylle 120
- Bilag 6.1 Ejendoms- og markoplysninger for stationsmarkerne 121
- Bilag 6.2 Datagrundlag for opgørelse af kvælstofbalancer 133

Bilag 7.1	Anbefalet tildeling af kvælstof, gødningsforbrug, normaludvaskning, nyttevirkning samt braklagt areal	143
Bilag 9.1	Metodebeskrivelse - kvælstoftab til vandløb	145
Bilag 9.2	Metodebeskrivelse - opgørelse af kvælstof- og fosfortab	147

Appendiks

1. Beskrivelse af oplandene 148
2. Vandmiljøhandlingsplaner 150

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 næringssalte. 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 2000. Miljøtilstand og udvikling" 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 2000" baseret på Danmarks Miljøundersøgelsers overvågning af luftkvaliteten i Danmark.

[Tom side]

Resumé

Konklusion

Det gennemsnitlige kvælstofoverskud på landbrugsjorden i Danmark, angivet pr arealenhed, er reduceret med ca. 38 % i perioden fra 1990 til 2000. Modelberegninger for landovervågningsoplandene har vist at kvælstofudvaskningen reduceres med 32 % når de iværksatte tiltag slår fuldt igennem. Målinger har ligeledes vist at kvælstofkoncentrationerne i rodzonevandet er faldet ca. 43 %. Spredningen på tallet er imidlertid meget stor. I Ferskvandsovervågningen er der for vandløb i dyrkede oplande beregnet et generelt fald i kvælstoftransporten på ca. 22 % siden 1989.

Den mindre reduktion i vandløbene end ved rodzonen skyldes for det første at modelberegningerne angiver den langsigtede effekt, og at der er en tidsforsinkelse i rodzonen. Dernæst skal man ikke forvente samme reduktions-størrelse i overfladevand som ved rodzonen. En halvering af kvælstofudvaskningen i henhold til vandmiljøplanerne vil ikke føre til en tilsvarende reduktion i vandløbstransporten, idet det naturbetingede baggrundsbidrag vil stadig være der.

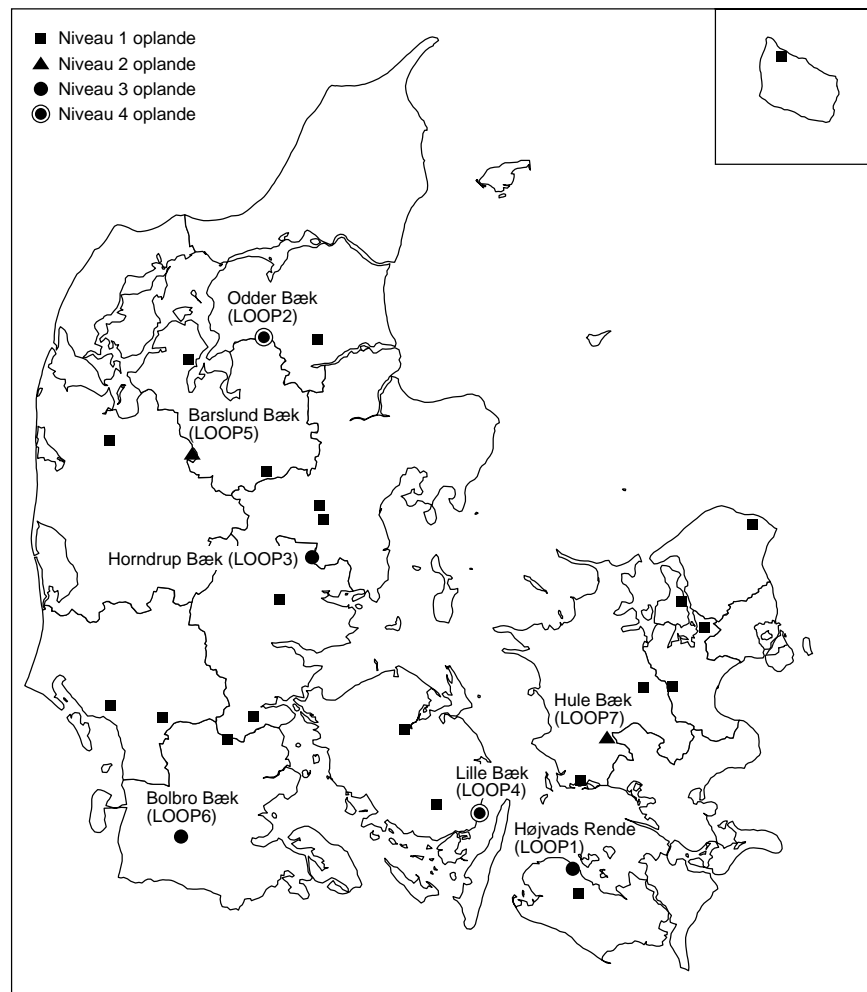
Landovervågningsprogrammet

Landovervågning

I Vandmiljøplanens Landovervågningsprogram undersøges landbrugets gødnings- og pesticidanvendelse samt tab af disse stoffer til vandmiljøet. Programmet startede i 1989. Landovervågningen udføres som en niveaudelt opgave. I 7 små landbrugsdominerede vandløbsoplande på hver 5-15 km² foretages årlig interviewundersøgelse om landbrugspraksis. I fem af oplandene udføres desuden målinger af næringsstoftransport og pesticidforekomst i samtlige dele af vandkredsløbet (figur 1). Oplandene er udvalgt med henblik på at repræsentere landsgennemsnittet bedst muligt med hensyn til jordbund, klima og landbrugspraksis. Husdyrtætheden i oplandene i 2000 var 0,93 DE ha⁻¹ hvilket var meget tæt på husdyrtætheden for hele landet (0,97 DE ha⁻¹). Oplandene vil dog ikke nødvendigvis i alle forhold være repræsentative for landet, men de kan betragtes som repræsentative hvad angår landbrugspraksis for de enkelte driftstyper.

Med henblik på at fremskaffe et mere fyldestgørende datamateriale med oplysninger om kilderne til næringsstofftab fra dyrkede områder til vandløb foretages endvidere interviewundersøgelse i et større antal oplande med års mellemrum. Således er der indsamlet data om landbrugspraksis fra 20 oplande for dyrkningsårene i henholdsvis 1993/94 og 1998/99 (figur 1).

Figur 1 Oversigt over landovervågningsopländenes placering.



Næringsstoffer og pesticider i landbruget

Vandmiljøplanerne

En række af handlingsplaner

Under vandmiljøplanerne er indført en række initiativer, som især har til formål at nedbringe forbruget af kvælstof i handelsgødning. Endvidere er der stillet krav til sædskifterne i form af plantedække om vinteren. Formålet er at disse afgrøder skal optage det kvælstof som er tilbage i jorden efter høst, eller som frigives i løbet af vinteren, og som ellers ville blive udvasket. Planerne er kort beskrevet i tabel 1.

Tabel 1 Oversigt over Vandmiljøhandlingsplaner i Danmark

NPO-handlingsplanen, 1985	Forbud mod direkte udledninger, ingen husdyrgødning på frossen jord, harmonikrav
Vandmiljøplan I, 1987	Krav til opbevaringskapacitet, forbud mod husdyrgødningsudbringning efterår og vinter på ubevokset jord, grønne marker, sædskifte- og gødningsplaner, krav til spildevandsrensning
Handlingsplanen for Bæredygtigt landbrug, 1990 og 1996	Lovpligtig N-normer til afgrøder og lovpligtige gødningsregnskaber, krav til udnyttelse af kvælstof i husdyrgødning
Vandmiljøplan II, 1998	Vådområder, skovrejsning, miljøvenlig jordbrugsdrift, økologisk jordbrug, yderligere efterafgrøder, nedsatte gødningsnormer, øget krav til udnyttelse af husdyrgødning
Politisk midtvejsevaluering af Vandmiljøplan II, 2001	Ændrede regler for tilskud til retablering af vådområder, reduktion i brødhvedetillæg, opstramninger af normer til græs, efterafgrøder og vinterhvede og byg

Kvælstof – gødskningspraksis i landovervågningsoplandene

Krav om grønne marker og efterafgrøder opfyldt

Grønne marker har igennem hele perioden udgjort 70-77 % af det dyrkede areal. Kravet om 65 % grønne marker er hermed opfyldt. Knap halvdelen af det vintergrønne areal har været bevokset med græs, udlæg, vinterraps og roer. Disse kan alle betegnes som effektive kvælstofsamlere. Den anden halvdel derimod, består af vinterkorn, majs, halmnedmuldning mv. som ikke kan forventes at optage større mængder kvælstof i efterårs- og vintermånederne. Krav i VMP II om ekstra 6 % efterafgrøder er også opfyldt.

Væsentlig forbedring i anvendelsen af husdyrgødning

Krav om opbevaringskapacitet for husdyrgødning, forbud mod at sprede flydende husdyrgødning om efteråret og vinteren undtagen til vinterraps og græs samt krav til udnyttelse af husdyrgødning har ført til væsentlige forbedringer i anvendelsen af husdyrgødning (tabel 2). Den effektive del af husdyrgødningen er herved steget fra 34 % i 1990 til 45 % i 2000.

Tabel 2 Oversigt over udvikling i nøgleparametre for husdyrgødningsanvendelse i landovervågningen i perioden 1990-2000.

	1990	2000
9 måneders opbevaringskapacitet, % af dyreenheder	38	85
Forårsudbringning af husdyrgødning, % af total N i husdyrgødning	55	85
Udbringning med slæbeslanger, % af total N i husdyrgødning	4	57
Effektiv del af husdyrgødning % af total N i husdyrgødning	34	45

Lovbindende normer, indført under Handlingsplanen for Bæredygtig Landbrug, betyder at de enkelte ejendomme har fået lagt loft over deres gødningsforbrug; de enkelte ejendomme får hvert år tildelt en kvælstofkvote som udregnes i forhold til afgrødevalget. Udtrykket "krav til udnyttelse" af kvælstof i husdyrgødning angiver hvor stor en andel af husdyrgødningens kvælstofindhold der lovmæssigt set skal indregnes under kravopfyldelsen. Under VMP II og med virkning fra 1999 blev gødningsnormerne reduceret med 10 % i forhold til de økonomisk optimale normer. Endvidere blev der vedtaget øget krav til udnyttelse af kvælstof i husdyrgødningen på 5 %-point i hvert af årene 2000, 2002 og 2003.

Gødskning i forhold til kvælstofkvoter

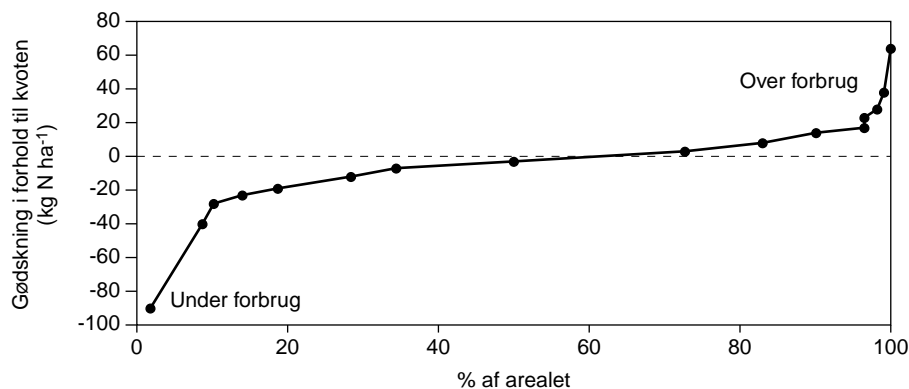
Gødningsreglerne gælder på bedriftsniveau. I 2000 blev der på ca. 17 % af det konventionelt dyrkede areal tilført mere end 10 kg N ha⁻¹ over bedrifternes kvote (overforbrug). På ca. 28 % af det konventionelt dyrkede areal blev derimod tilført mindre end 10 kg N ha⁻¹ under bedrifternes kvote (underforbrug) (figur 2).

"Luft" i gødningsregnskaber

For bedrifter med underforbrug af kvælstofgødning i forhold til kvoten kan siges at der er "luft" i gødningsregnskabet. Dvs. her kan kravene stadig strammes uden at landmændene behøver at reducere handelsgødningsforbruget tilsvarende. En del af årsagen hertil er at gødningsreglerne er udformet således at landmændene kan fastsætte højere kvoter til nogle afgrøder end de faktisk har behov for. Ved midtvejsevalueringen af Vandmiljøplan II strammes regelsættet med

det formål at landmændenes kvotefastsættelse bliver i bedre overensstemmelse med hensigten bag normerne.

Figur 2 Fordeling af det konventionelt dyrkede areal efter over- og underforbrug af N-gødning i forhold til bedrifternes kvote i 2000.



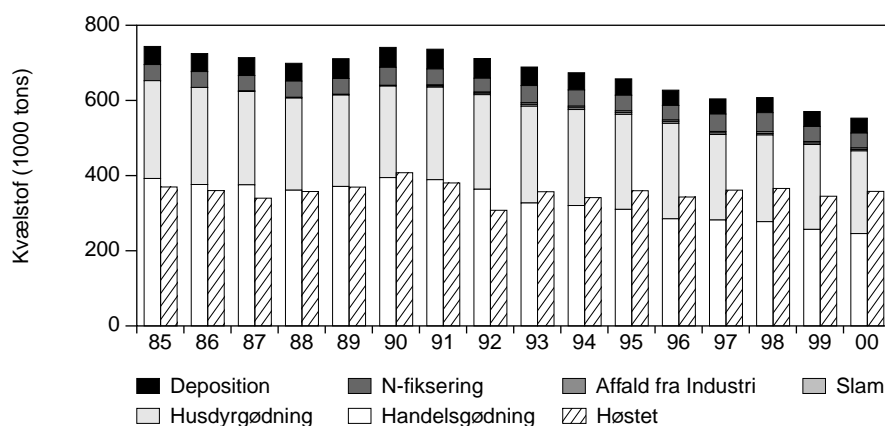
Godt 70 % af ejendommene opfylder krav til udnyttelse af husdyrgødning i 2000

Godt 70 % af ejendommene opfyldte i 2000 kravet til udnyttelse af kvælstof i husdyrgødningen. Ejendomme som ikke opfyldte kravene havde et jordtilliggende på ca. 19 % af det dyrkede areal. Her skal handelsgødningsforbruget sænkes yderligere for at reglerne bliver opfyldt.

Kvælstof - udviklingen i gødningsforbrug for hele landet

Den forbedrede landbrugspraksis har ført til et markant fald i handelsgødningsforbruget på landsplan. Data fra Danmarks Statistik viser at handelsgødningsforbruget af kvælstof er faldet fra 395.000 tons N i 1990 til 246.000 tons N i 2000. Ligeledes er også kvælstof i husdyrgødningen faldet fra ca. 244.000 til 220.000 tons N i samme periode. Mængden af kvælstof fjernet fra markerne med høstede afgrøder har varieret i perioden afhængig af årets høst. Samlet set er nettotilførselen (kvælstofoverskuddet på markerne) herved reduceret fra 332.000 tons N i 1990 til 195.000 tons N i 2000 (figur 3). Tages i betragtning at også landbrugsarealet er faldet i nævnte periode fra 2,77 til 2,65 mio. ha, udgør reduktionen i kvælstofoverskud pr. arealenhed dyrket jord 38 %.

Figur 3 Udviklingen i tildelt kvælstof og høstet kvælstof for hele landbrugsarealet i Danmark i perioden 1985 til 2000.

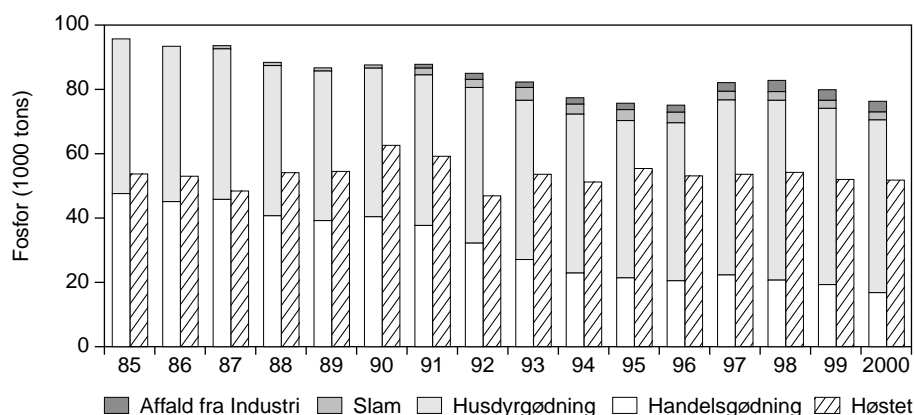


Fosfor – gødskningsforbrug for hele landet og praksis i oplandene

Vandmiljøplanernes krav med hensyn til fosfor i landbruget antages at være opfyldt med stop for de direkte udledninger fra gårdene. Der er ingen krav i forhold til fosforgødskning. På landsplan er der sket

en reduktion i forbrug af fosfor med handelsgødning fra 1990 til 2000, men samtidig har der været en stigning i fosforudskillelsen i husdyrgødningen. Nettotilførslen har været faldende i perioden og udgør i 2000 ca. 25.000 tons P (figur 4).

Figur 4. Udviklingen i tildelt fosfor og høstet fosfor for hele landbrugsarealet i Danmark i perioden 1985 til 2000.



Nettotilførsel af fosfor til markerne på husdyrbrug

Data fra landovervågningsoplandene viser at der er stor forskel på nettotilførslen af fosfor afhængig af brugstype og husdyrtæthed. På planteavlsbrug er der en lille negativ balance, mens nettotilførslen på husdyrbrugene stiger med stigende husdyrtæthed (tabel 3).

Tabel 3. Fosforbalancer for landbrugsjord på ejendomme med forskellig brugstyper og dyretæthed, Landovervågningsoplande 2000.

		Dyretæthed (DE ha ⁻¹)			
		0	0-1,0	1,0-1,7	> 1,7
Handelsgødning	(kg P ha ⁻¹)	11,6	4,9	2,5	2,4
Husdyrgødning ¹⁾	(kg P ha ⁻¹)	4,6	16,4	27,6	32,1
Høstet	(kg P ha ⁻¹)	18,4	18,8	17,8	20,5
Total tilført.-høstet	(kg P ha ⁻¹)	-2,2	2,5	12,3	14,0

¹⁾ Husdyrgødning incl. udbinding.

Ophobning af fosfor i jord

Nettotilførsel af fosfor medfører en ophobning af fosfor i jorden. I Landovervågningen er der i 2000/2001 udtaget i alt ca. 1400 jordprøver til fosfortals bestemmelse (Pt). Knap 50 % af jordene i oplandene har højere fosfortal (Pt > 4) end nødvendigt for plantevækst. Fortsat overskudsproduktion af fosfor på husdyrbrugene vil føre til stadig stigende fosforindhold i jorden.

Pesticidforbrug og behandlingsindeks

Reduktionsmål for salg af pesticider og behandlingshyppighed

I Pesticidhandlingsplanen fra 1987 er kravet at salget af aktive stoffer halveres inden 1997 i forhold til referenceperioden 1981-85. Dette reduktionsmål er på landsplan nået i 1999. I Pesticidhandlingsplanen fra 1998 er der sat det mål at behandlingshyppigheden skal reduceres til under 2,0 inden 2002. Dette mål blev på landsplan opnået i 2000 (her beregnet efter den gamle beregningsmetode).

Behandlingshyppigheden er en teoretisk beregning der foretages på baggrund af salgsstatistikken for pesticider, afgrødefordelingen og det dyrkede areal. I landovervågningen er foretaget opgørelser over faktisk pesticidanvendelse på markerne. Her er behandlingsindeks i

2000 for de store afgrøder (vinterkorn 1,9, vårkorn 1,4) meget lig behandlingshyppigheden på landsplan (vinterkorn 2,1, vårkorn 1,5).

Det hydrologiske kredsløb i Landovervågningsoplandene

Problemer med vandbalancen

Vandbalancen i et opland kan udtrykkes ved vandbalanceligningen:

$$N = E_a + Q_o + Q_u + P$$

hvor N = nedbør, E_a = aktuel fordampning, Q_o = afstrømning til vandløb, Q_u = afstrømning direkte via grundvandet til et nabooplund eller til havet, P = oppumpning til vandindvinding.

Vandafstrømning fra rodzonen muligvis overvurderet

Når posterne i denne balance opgøres hver for sig er der sædvanligvis en rest på 0-100 mm som der ikke kan gøres rede for. Samme rest forekommer også i andre opgørelser. Problemet har været kendt igennem de sidste 10 år. Der er indikationer af at fordampningen er undervurderet og afstrømningen fra rodzonen dermed overvurderet. Men der kan også være fejl på nedbørskorrekturen og opgørelser af afstrømning til vandløb. Og vor viden om underjordisk afstrømning er mangelfuld.

I Landovervågningen beregnes kvælstofudvaskning på baggrund af målte koncentrationer og beregnede værdier for vandafstrømning. En eventuel fejl på vandafstrømningen vil derfor også være til stede i kvælstofudvaskningen. De beregningsmetoder som er accepteret i dag, anvendes i Landovervågningen indtil bedre metoder foreligger.

Vandets transportveje

Overfladenær afstrømning i lerjordsområder, fortrinsvis grundvandsafstrømning i sandjordsområder

Der er for landovervågningsoplandene vha. NAM modellen foretaget en opdeling af vandløbstilstrømningen i komponenter med forskellig nedbørsrespons. Modellen giver hermed et mål for om et opland er præget af hurtigt eller langsommere tilstrømmende vand, og dermed indirekte et fingerpeg om hvorvidt strømningen foregår overfladenært eller via grundvand. Det ses herved at en stor del af det vand der når ud til vandløbene i lerjordsoplande er overfladenært vand (ca. 38 %) mens den øvrige del er fra dybere jordlag eller grundvand. På sandjordene er en mindre del overfladenært vand (ca. 17 %) og en tilsvarende større del fra dybere jordlag eller grundvand.

Kvælstof kredsløbet

Netto tilførslen af kvælstof (overskuddet) til markerne udgør et potentielt tab af kvælstof til omgivelserne. Kvælstof tabes ved ammoniakfordampning i forbindelse med udbringning af husdyrgødning, denitrifikation i jorden samt udvaskning fra rodzonen. Endvidere medgår der kvælstof til opbygning af jordens organiske pulje.

Udviklingstendenser i kvælstofindholdet i det hydrologiske kredsløb

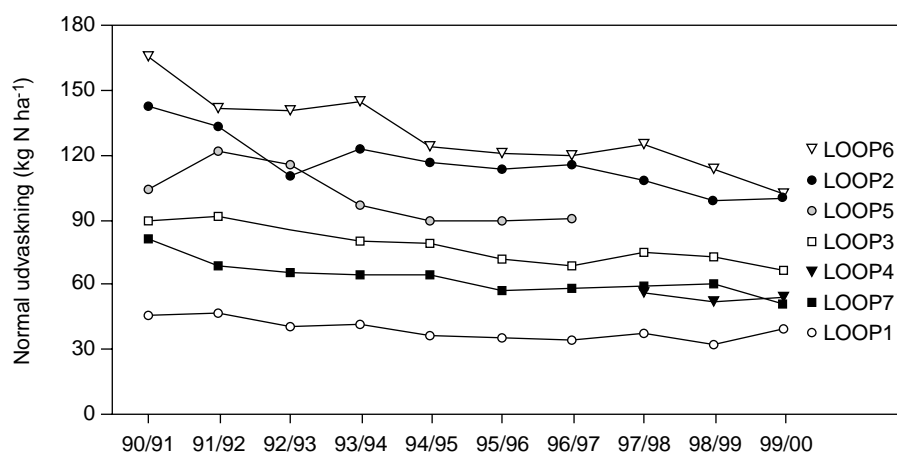
Signifikant reduktion i målt kvælstofudvaskning fra rodzonen

I Landovervågningen måles kvælstofkoncentrationerne i rodzonen på 18 stationsmarker i 3 lerjordsoplande og på 14 stationsmarker i 2 sandjordsoplande. Der er store årstidsvariationer afhængig af de klimatiske forhold. En analyse af udviklingstendenser, som delvis tager højde for disse variationer, viser et statistisk signifikant fald i de vandføringsvægtede kvælstofkoncentrationer på ca. 43 % for både sandjorde og lerjordene for perioden 1990-2000. Spredningen på tallene er imidlertid stor, og med 95 % sandsynlighed er reduktionen mellem 23 og 58 %.

32 % reduktion i modelberegnet udvaskning

Kvælstofudvaskning fra hele det dyrkede areal i landovervågningsoplandene er desuden modelberegnet ved hjælp af N-LES modellen på baggrund af data fra interviewundersøgelsen og ved normal klima. Her er fundet et fald i kvælstofudvaskning på 32 % i perioden fra 1990 til 2000 (figur 5).

Figur 5 Modelberegnet udvaskning ved normal klima for de 7 overvågningsoplande for driftsårene 1990/1991 - 1999/2000.



Fald i kvælstof indhold i øvre grundvand

I det øvre grundvand er der i de seneste tre-fire år tendens til fald i nitrat indholdet .

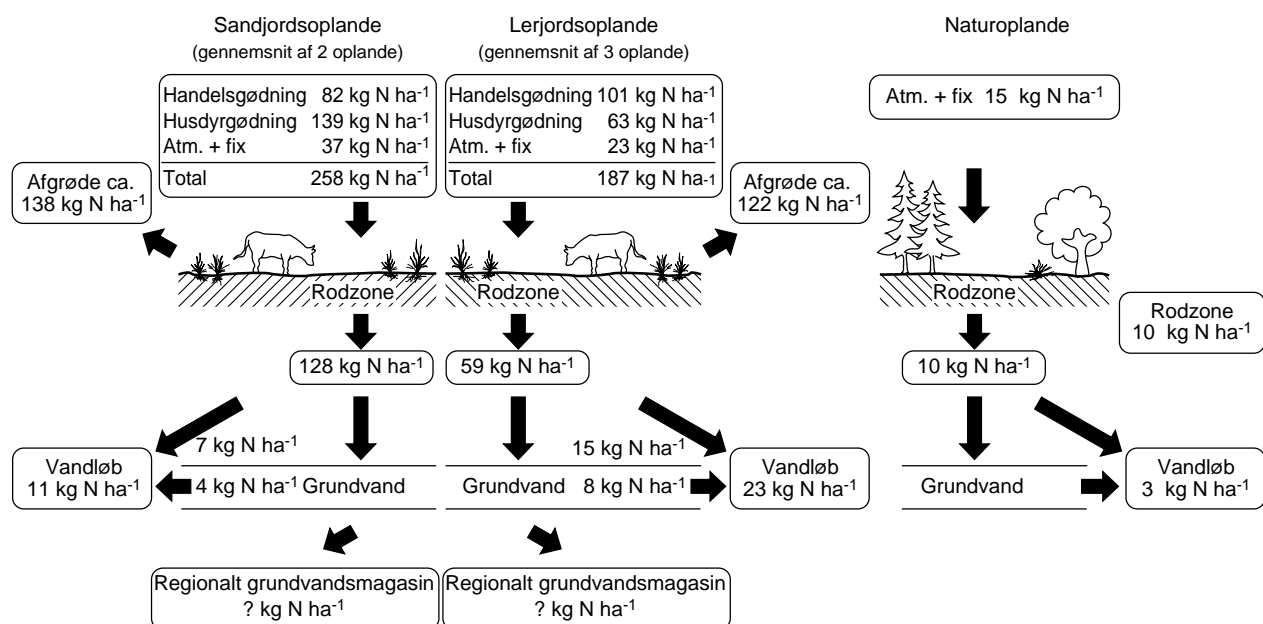
Godt 20 % reduktion i målt kvælstoftransport i vandløb

En statistisk analyse af de vandføringsvægtede kvælstofkoncentrationer i vandløbene i oplandene viser et fald som er statistisk signifikant (95 %) i tre ud af de fem oplande. Reduktionen er i størrelsesordenen 20 %. I et større antal landbrugsdominerede oplande, i alt 63 oplande, i Ferskvandsovervågningen er der fundet et fald i de vandføringskorrigerede kvælstoftransporter i vandløbene på 22 % i samme periode.

Kvælstoftransporter i det hydrologiske kredsløb

Kvælstofkredsløbet for de seneste 4 år, 1996/97- 1999/00, er skitseret i figur 6. Den årlige kvælstofudvaskning fra rodzonen, 59 kg N ha⁻¹ på lerjorde og 128 kg N ha⁻¹ på sandjorde, svarer stort set til nettotilførslerne af kvælstof til markerne. Udvasningen er væsentlig større fra sandjordene end fra lerjordene. Til trods herfor er kvælstoftransporterne i vandløbene væsentlig højere i lerjordsoplandene (23 kg N ha⁻¹) end i sandjordsoplandene (11 kg N ha⁻¹). Dette skyldes at vandafstrømningen på lerjordene sker gennem de øvre jordlag, mens vandafstrømningen på sandjordene fortrinsvis sker gennem de dybe-

Det årlige kvælstofkredsløb (1996/97 - 1999/2000)



Figur 6 Skematisering af kvælstofkredsløbet i henholdsvis dyrkede lerjords- og sandjordsoplande samt for naturoplande for årene 1996/97-1999/00. NB! Vandløbstransport i landbrugsoplandene er korrigeret for naturarealer og spildevandsudledning, dvs. transporten repræsenterer det dyrkede areal incl. spredt bygelse.

re jordlag hvor det eventuelt har passeret redoxzonen og således har været udsat for betydelig nitratreduktion.

Fra naturarealer er den årlige kvælstofudvaskning ca. 10 kg N ha⁻¹ og transporten til vandløb ca. 2 kg N ha⁻¹.

Fosforkredsløbet

Kun en lille del af nettotilført fosfor tabes til vandmiljø

Den gennemsnitlige nettotilførsel af fosfor i Landovervågningsoplandene var i perioden 1991-2000 ca. 8 kg P ha⁻¹ pr år. Tab af fosfor til vandløbene udgjorde i samme periode 0,360 kg P ha⁻¹ pr år. Det er altså kun en lille del af nettotilførslen der tabes til overfladevand. Den øvrige del ophobes i overfladejorden eller nedvaskes til dybere jordlag.

Koncentrationer af opløst fosfor i rodzonevandet har ved 26 stationer varieret mellem 0,005-0,024 mg P l⁻¹ i måleperioden 1990-2000. Ved fem stationer har koncentrationerne været meget højere, 0,038-0,410 mg P l⁻¹. Dette skyldes enten at jorden havde et meget højt fosforindhold eller at der har være store tilførsler af husdyrgødning på sandjord.

I det øvre grundvand har koncentrationerne af opløst ortho-fosfat varieret mellem < 0,01-0,02 mg P l⁻¹, og i vandløbene har koncentrationerne i gennemsnit af måleperioden varieret mellem 0,009-0,111 mg P l⁻¹.

18-64 % af jordene i landovervågningen har fosfortal større end 4,0.

Ingen synlig sammenhæng mellem fosfortal i oplandet og transport af opløst fosfor i vandløb

Jordprøver udtaget i landovervågningsoplandene har vist at der i de enkelte oplande er 18-64 % af jordene som har fosfortal større end 4,0 mens 0-12 % af jordene har fosfortal større end 6,0.

Undersøgelser fra Danmarks JordbrugsForskning har vist en klar sammenhæng mellem vandopløseligt fosfor i jord og jordens fosfortal. Ligeledes har udenlandske markundersøgelser samt undersøgelser i Landovervågningen vist at udvaskning af opløst fosfor gennem rodzonen og til dræn stiger med stigende fosfortal. Desuden vil der alt andet lige tabes mere fosfor med partikulært stof når jordens fosforindhold er højt. Der er imidlertid i Landovervågningen ikke fundet nogen sammenhæng mellem jordenes fosfortal på oplandsniveau og tab af opløst fosfor til vandløb. Andre forhold, fx spildevand fra spredt bebyggelse, erosionsrisiko, dræningsforhold m.v. slører billedet. Det kan ikke udelukkes at der ved øget andel af jorde med høje fosfortal, vil være risiko for øget tab til overfladevand.

Pesticider og miljøfremmede stoffer i drænvand og grundvand

Drænvand - pesticider

I 2000 blev der udtaget i alt 9 prøver til pesticid analyse fra fire drænairealer. Der blev gjort fund af pesticider på tre af arealerne, dog kun i koncentrationer over $0,1 \mu\text{g l}^{-1}$ på et areal.

Af nuværende godkendte sprøjtemidler der ikke har været anvendt på de respektive drænairealer i de sidste tre år, findes aktiv stoffet / nedbrydningsproduktet stadig i drænvandet. Det drejer sig om stofferne ioxynil og AMPA som er nedbrydningsprodukt af glyphosat. Desuden er der gjort fund af nedbrydningsprodukter fra sprøjtemidler som ikke har været anvendt på drænairealerne i sidste 8-10 år. Det drejer sig om herbicidet atrazin som blev forbudt i 1995.

Grundvand - pesticider

I 2000 blev der endvidere udtaget 98 vandprøver fra 40 grundvandsfiltre 1,5-5 m under terræn til analyse for pesticider. I 17 af disse filtre blev der fundet pesticider eller nedbrydningsprodukter svarende til 43 %. Grænseværdien for drikkevand var overskredet en eller flere gange i 4 filtre svarende til 10 %.

Også i det øvre grundvand er der fundet atrazin og dets nedbrydningsprodukter - i stort set samme omfang og i samme koncentrationer som før det blev forbudt i 1995. Dette viser at der i rodzonen må være opbygget en pulje af stoffet som langsomt frigives.

Øvrig mikroforurening

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

Uorganiske sporstoffer

Analyseresultater tyder på at uorganiske sporstoffer i større mængder kan udvaskes og akkumuleres i rodzonen eller umiddelbart under denne samt at udvaskningen ikke kan antages at foregå jævnt hen over året.

[Tom side]

1 Indledning

Vandmiljøplan I's reduktionsmål

Med vedtagelsen af Vandmiljøplan I i 1987 var målsætningen at landbrugets udledning af kvælstof skulle reduceres fra 260.000 tons N til 133.000 tons N år⁻¹, svarende til en reduktion på 49 % af den samlede udledning fra landbruget. Der forventedes en reduktion af markbidraget (udvaskning fra rodzonen) på 100.000 tons N år⁻¹ mens den øvrige reduktion skulle komme fra gårdbidraget, først og fremmest ved stop af direkte udledninger.

For landbrugets udledning af fosfor var målsætningen at denne skulle reduceres fra 4400 tons P til 400 tons P år⁻¹ alene ved stop af direkte udledninger fra gårdene. Der var ingen krav til reduktion i markbidraget af fosfor.

Overvågning af landbrugs- oplande, grundvand og vandløb

Med vedtagelsen af Vandmiljøplan I blev det samtidig besluttet at igangsætte et overvågningsprogram til at følge op på effekten af de vedtagne tiltag. Landovervågningsprogrammet blev iværksat i 1989. Målet med dette program er at kortlægge udviklingen i landbrugspraksis, at bestemme næringsstofudvaskningen og næringsstoftransporten til vandløbene samt at vurdere landbrugets betydning for grundvandskvaliteten.

I 1998 blev overvågningsprogrammet udvidet fra 6 til 7 overvågningsoplande med årlig kortlægning af landbrugspraksis, og der blev etableret yderligere 20 oplande hvor landbrugspraksis kortlægges med års mellemrum. Endvidere blev der i 1998 inkluderet miljøfremmede stoffer.

Undersøgelserprogrammet gennemføres af amterne og består i 2000 af følgende komponenter:

- Interviewundersøgelse blandt landmændene i oplandene (7 oplande samt yderligere 20 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.

Arbejdsdeling

Amterne står for de årlige interviewundersøgelser samt målinger i vandkredsløbet og udarbejder rapport for hvert opland. Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks Grønlands Geologiske Undersøgelse foretager sammenstilling af data og landsdækkende vurderinger, som offentliggøres i denne rapport.

[Tom side]

2 Nedbørs- og temperaturforhold i oplandene og på landsplan

De klimatiske forhold, der har været gældende i undersøgelsesperioden, er væsentlige at kende fordi de har stor indflydelse på udvaskningen af især kvælstof i form af nitrat. Kvælstof udvaskes når der er 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.

Temperaturen er desuden afgørende for fordampningen af vand. Om sommeren sker der fordampning mens der om vinteren stort set ingen fordampning er. Des mindre fordampning des større overskud af vand til at sive gennem rodzonen.

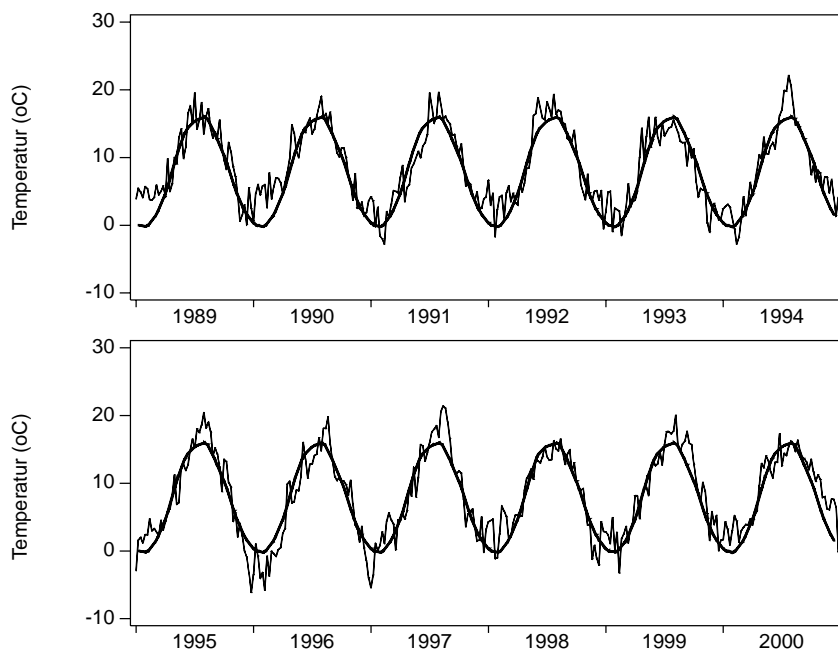
Nedbørsmængden er bestemmende for vandbevægelsen i jorden og dermed afgørende for den aktuelle udvaskning.

Temperatur

Efteråret 1999 var præget af varmt vejr. September blev den varmeste der er registreret. I 2000 var temperaturen over normalen alle måneder, undtagen sommermånederne. Det mest sommerlige vejr optrådte i foråret fra midten af april til midten af maj, og der var ingen nattefrost før 17. december. Samlet set lå temperaturen lidt over gennemsnittet både i 1999 og 2000 (Cappelen og Jørgensen, DMI, 2000).

Temperaturforhold i 1999 og 2000

Figur 2.1 Middeltemperaturen for landet, beregnet på ugebasis for 1989-2000. Normalkurven repræsenterer månedsgennemsnit af perioden 1961-1990.



Nedbør

Nedbørskorrekktioner

Alle nedbørstal der figurerer i denne rapport, er korrigerede til jordoverfladen med standardværdierne udsendt fra DMI i slutningen af 1998 (Allerup et al., 1998).

Nedbørsforhold i 1999 og 2000

1999 blev det vådeste siden 1874. I år 2000 kom kun en anelse mere nedbør end normalt, jævnt fordelt over året. Sommeren var, selvom den var knap så varm som normalt, mere tør end normalt.

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.

Tabel 2.1 Årsnedbør (korrigeret til jordoverfladen, nye korrektionsværdier) på hydrologiske år (1.6-31.5) for 1990-2000 for oplandene samt gennemsnit for perioden. (*Indberettet af amterne).

LOOP	Nedbør, mm										
	Gnm. 1990-2000	90/91	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96	96/97	97/98	98/99	99/00
1. Storstrøm	727	825	680	581	998	863	423	568	700	773	858
4. Fyn	871	894	828	765	1146	1153	411	736	829	932	1018
3. Vejle/Århus*	932	981	851	837	1177	1215	506	784	888	1024	1056
7. Vestsjælland	680	715	639	527	853	782	351	457	697	872	902
2. Nordjylland*	836	800	767	684	925	984	561	730	839	1029	1044
5. Ringkøbing/Viborg	960	967	958	880	958	1191	508	849	950	1137	1199
6. Sønderjylland*	1051	1053	897	846	1161	1305	527	830	1068	1363	1458

3 Gødnings- og pesticidforbrug i hele landet

I dette kapitel beskrives udviklingen i forbruget af kvælstof- og fosforgødning samt forbruget af pesticider på landsplan.

3.1 Forbrug af kvælstofgødning for hele landet

N forbrug og norm i 2000

Forbruget af handelsgødning er faldet med 11.000 tons N fra 1999 til 2000 hvilket fremgår af tabel 3.1. Antallet af husdyr-dyreenheder er stort set uændret mens udbragt husdyrgødning er faldet med 6 tons N. Dette skyldes ændringen i forholdet mellem antal kvæg og svin. Der bliver flere svin og færre kvæg, og der er i gennemsnit lidt mindre kvælstof i husdyrgødning fra svin end fra kvæg. Det samlede gødningsforbrug i effektiv N var i 2000 16.700 tons lavere end i 1999 (se tabel 3.1). Fra 1999 til 2000 er den eneste stramning i lovgivningen at kravene til udnyttelse af husdyrgødningen er øget med 5 %-point

Afgrødernes kvælstofbehov eller -kvote på landsplan er beregnet ud fra afgrødefordelingen og afgrødernes kvælstofnorm (*L. Knudsen, pers. medd.*). Før 1993/94 er der tale om et anbefalet behov og herefter om en kvote. I det følgende refereres dog for hele perioden til en kvote. Denne teoretisk fastsatte kvælstofkvote for hele landet er stort set uændret fra 1999 til 2000. Dette var også forventeligt. Når det dyrkede areal er uændret, ligger den kvælstofmængde der er tilladt at bruge, fast; nemlig 10 % under behovet 1997/98 forudsat afgrødefordelingen er den samme. Kvælstofprognosen var i 1999 9000 tons og i 2000 7500 tons N på landsplan.

Udvikling i kvælstofforbrug 1985 - 2000

På landsplan er den samlede tilførsel af handelsgødning faldet med 147 mio. kg N fra 1985 til 2000. Den totale mængde af kvælstof i husdyrgødning er faldet med 40 mio. kg N i samme periode. Det samlede fald i kvælstoftilførsel (handelsgødning og husdyrgødning incl. udbinding) til de dyrkede arealer udgør 191 mio. kg N svarende til et fald på 26 %. I samme periode er afgrødernes samlede kvælstofkvote faldet med 67 mio. kg N.

Handelsgødning udgjorde i 2000 72 % af afgrødernes kvote

Handelsgødningens andel af afgrødernes kvælstofkvote var størst i 1985, hvor 96 % af afgrødernes kvælstofkvote 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 72 % af afgrødernes kvælstofkvote (bilag 3.1).

Tabel 3.1 Gødningsforbrug, dyreenheder og kvælstofkvoter for hele landet i 1985, 1997, 1998, 1999 og 2000 (sammendrag af bilag 3.1 og 3.2).

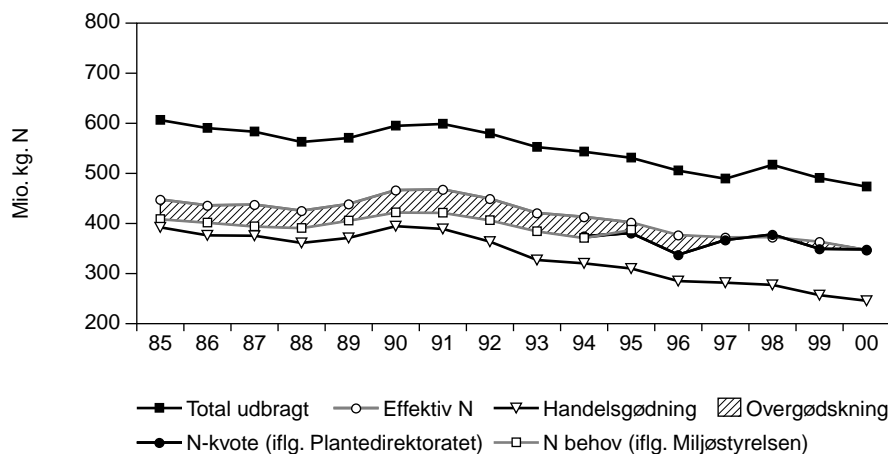
	1985	1997	1998	1999	2000
Handelsgødningskvælstof i mio. kg N	392	282	277	257	246
Total husdyrgødningskvælstof i mio. kg N	260	228	231	226	220
Effektiv gødning i mio. kg N ²⁾	448	372	372	364	347
Nyttevirkning, %	26	44	46	45	45
Afgrødernes kvote i mio. kg N ³⁾	408	353	372	342	341
DE i 1000	2507	2396	2442	2349	2369
Total kvælstofinput ¹⁾	744	604	608	571	553

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

²⁾ Effektivt N = den effektive del af den udbragte husdyrgødning + 15 mio. kg N fra gødning lagt ved udbinding. Til beregning af effektivt N benyttes nyttevirkningen fra landovervågningstallene.

³⁾ For 1985 er afgrødernes kvælstofkvote opgjort efter Hansen (1990a). For 1995-1999 er kvælstofkvoten opgjort efter Plantedirektoratets regler (Miljøstyrelsen, 1996).

Figur 3.1 Udviklingen i total og effektivt tildelt kvælstof, afgrødernes kvælstofkvote og handelsgødningskvælstof for hele landet i perioden 1985 til 2000.



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 umiddelbart 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 %. Det er siden steget frem til 1998 hvorefter nyttevirkningen har været konstant på ca. 45 % beregnet på baggrund af Landovervågningen (bilag 5.1).

Overgødsning i forhold til lovgivningen

Den totale udbragte kvælstofmængde, den effektive kvælstofmængde, afgrødernes kvælstofkvote og kvælstof i handelsgødning vises i figur 3.1. Merforbruget vises ved det skraverede felt som forskellen mellem tilført effektiv kvælstof og afgrødernes kvælstofkvote. Indtil 1997 var der et merforbrug på 15-47 mio. kg N år⁻¹. Fra 1997 og frem har det samlede forbrug af kvælstofgødning stort set balanceret med den teoretisk beregnede kvælstofkvote for hele landet.

**Brødhvedearealet udgør
70 % af vinterhveden**

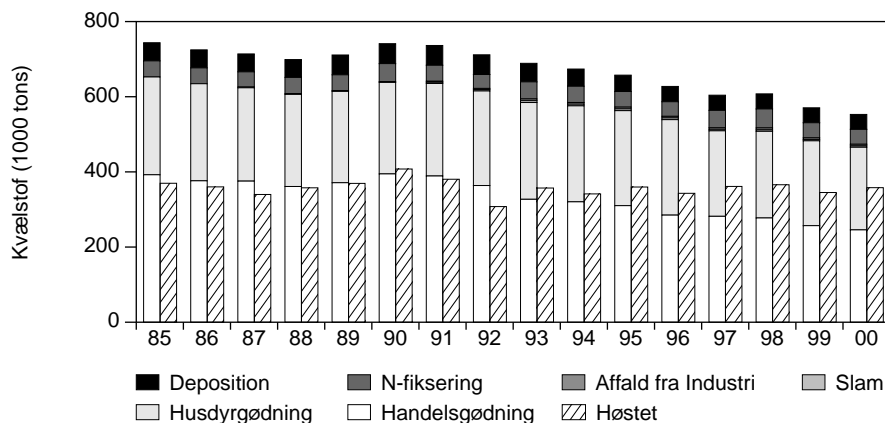
I opgørelsen af afgrødernes kvælstofkvote for hele landet er der indregnet et areal med brødhvedesorter på ca. 70 % af det samlede areal med vinterhvede, svarende til 430.000 ha i 2000. Denne opgørelse er baseret på salget af sædekorn (*L. Knudsen, 2001, pers. medd. og Plantedirektoratet 2001, pers. medd.*). For hver hektar der blev dyrket med brødhvede i 2000, blev der givet et brødhvedetillæg på 30 kg N ha⁻¹. Fra 2002 begrænses arealet der kan få dette tillæg til 50.000 ha.

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

*Markbalance for kvælstof
opgjort for hele landet*

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 195 mio. kg N i 2000. Set over hele perioden udgør reduktionen 44 % (beregnet ved lineær regression).

Figur 3.2 Udviklingen i tildelt kvælstof og høstet kvælstof for hele landbrugsarealet i Danmark i perioden 1985 til 2000.



**Nettotilførsel pr.
arealenhed dyrket jord i
Danmark**

En opgørelse af kvælstofbalancerne pr. arealenhed dyrket jord findes i tabel 3.2. Det fremgår at nettotilførsel af kvælstof til det dyrkede areal er faldet fra 132 til 74 kg N ha⁻¹ fra 1985 til 2000. Set over hele perioden udgør faldet i nettotilførsel af kvælstof pr. arealenhed dyrkningsjord 40 % (beregnet ved lineær regression). Fra 1990 til 2000 er faldet 38 %.

Tabel 3.2 Kvælstofbalance opgjort pr. arealenhed dyrket jord i Danmark, 1985, 1996, 1997, 1998, 1999 og 2000 (udledt af bilag 3.1 og 3.2).

		1985	1996	1997	1998	1999	2000
Handelsgødning,	kg N ha ⁻¹	138	105	105	104	97	93
Udbr. husdyrgødning,	kg N ha ⁻¹	92	94	85	86	85	83
Slam	kg N ha ⁻¹	-	2	2	2	2	1
Industriaffald	kg N ha ⁻¹	-	2	2	2	2	2
Total input,	kg N ha ⁻¹	262	231	224	227	216	209
Høstet kvælstof,	kg N ha ⁻¹	131	126	134	137	131	130
Tilført - høstet kvælstof,	kg N ha ⁻¹	132	105	90	90	86	79

Totalinput er incl. N-fixering og deposition

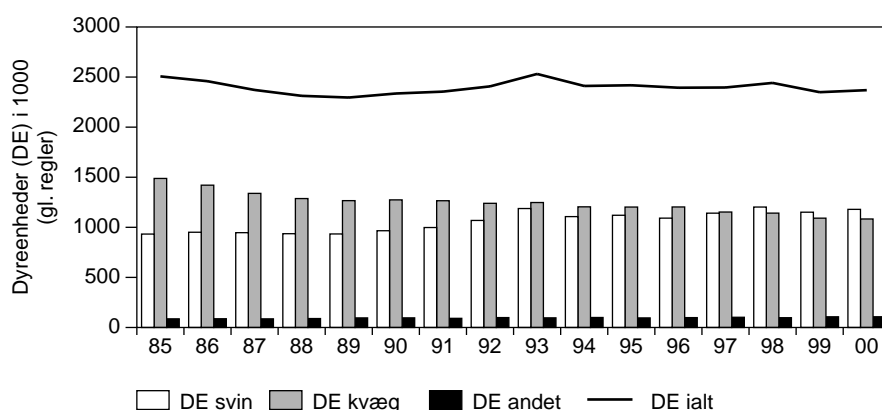
Husdyrtætheden i 2000

Husdyrtæthed og harmonikrav

Antallet af dyreenheder på landsplan har været stort set det samme i 1999 og 2000. Harmoniarealet er faldet lidt, dermed bliver den gennemsnitlige husdyrtæthed i 2000 på 0,97 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 andre dyr 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 var andelen af svine-dyreenheder for første gang større end kvægandelen. Denne tendens er fortsat i 1999 og 2000 (figur 3.3).

Figur 3.3 Udvikling i dyreenheder (DE) i 1000 for hele landet i perioden 1985 til 2000, beregnet efter regler gældende før 1998.



Der er stor spredning i antallet af husdyr i forhold til arealtilliggenhed. Brug med 2,5 DE ha⁻¹ producerer 25 % af husdyrgødningen. Disse bedrifter har et areal der svarer til 8 % af husdyrbrugenes dyrkede areal (*Danmarks Statistik, 2001*). Hvis denne husdyrgødning skulle udbringes på disse bedrifters areal, ville gennemsnitstildelingen blive 403 kg N ha⁻¹ når der regnes med 100 kg N DE⁻¹. Krav om overførsel af husdyrgødning til andre bedrifter skal sikre at disse meget store husdyrgødningsmængder spredes på et større areal.

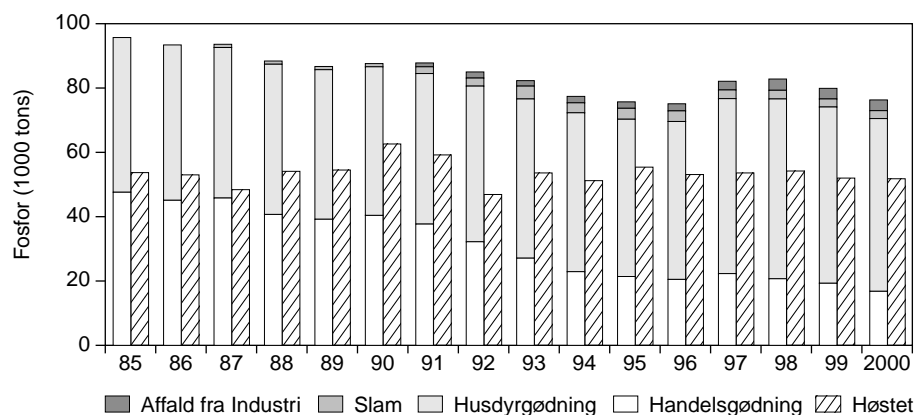
3.2 Forbrug af fosforgødning for hele landet

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

Tilførsel af fosfor med handelsgødning faldt fra 47,6 mio. kg i 1985 til 16,8 mio. kg i 2000 hvilket betyder over en halvering af forbruget i nævnte periode. Med hensyn til udskilt fosfor i husdyrgødning er der en stigning fra ca. 48,1 mio. kg i 1985 til 53,7 mio. kg i 2000. En del af denne stigning skyldes revurdering af husdyrgødningsnormerne i 1997. Fosfor i husdyrgødning udgør i dag således den største andel, ca. 70 % af det totale forbrug. Fosfor fjernet med afgrøderne har varieret mellem ca. 62,6 og 46,9 mio. kg i perioden afhængig af udbytterne de enkelte år. Der har således været et overskud af fosfortilførsel

gennem hele perioden. Dette er dog mindsket betydeligt fra godt 40 mio. kg i 1985 til ca. 25 mio. kg i 2000. 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.

Figur 3.4 Udviklingen i til-delt fosfor med handelsgødning, husdyrgødning og slam til det dyrkede areal og høstet fosfor for perioden 1985 til 2000.



Beregnet pr. arealenhed er overskuddet faldet fra ca. 15 kg P ha⁻¹ til 9,3 kg P ha⁻¹, se desuden bilag 3.4.

Overskud og jordens fosforstatus

Overskud af tilført fosfor bindes til jorden mens kun en mindre del udvaskes til vandmiljøet. Den konstante nettotilførsel medfører at der sker en ophobning af fosfor i jorden på det dyrkede areal.

3.3 Pesticidanvendelse på landsplan

I 1987 vedtog Folketinget en handlingsplan til nedsættelse af pesticidforbruget i Danmark. Målet var en 50 % reduktion af pesticidforbruget inden 1. januar 1997, både målt i kg aktivstof og som behandlingshyppighed. Gennemsnitsforbruget i perioden 1981-85 anvendes som udgangspunkt. Målet blev ikke nået; 1. januar 1997 var mængden af solgt aktivt stof faldet med ca. 40 % i forhold til referenceperioden. Behandlingshyppigheden var faldet ca. 25 % når der tages højde for den ændrede afgrødesammensætning.

Forbrug og fraførsel af fosfor til dyrket jord i Danmark

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

Med Pesticidhandlingsplan II har man sat et nyt reduktionsmål; i 2002 skal behandlingshyppigheden (beregnet efter gammel metode) være faldet til under 2,0. Beregninger baseret på afgrøde- og pesticidpriser fra 1995/96 har vist at den nuværende behandlingshyppighed under en række forudsætninger mht. mekanisk bekæmpelse m.v. 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*).

Behandlingshyppighed på landsplan

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, gammel metode), det dyrkede areal og den godkendte dosis.

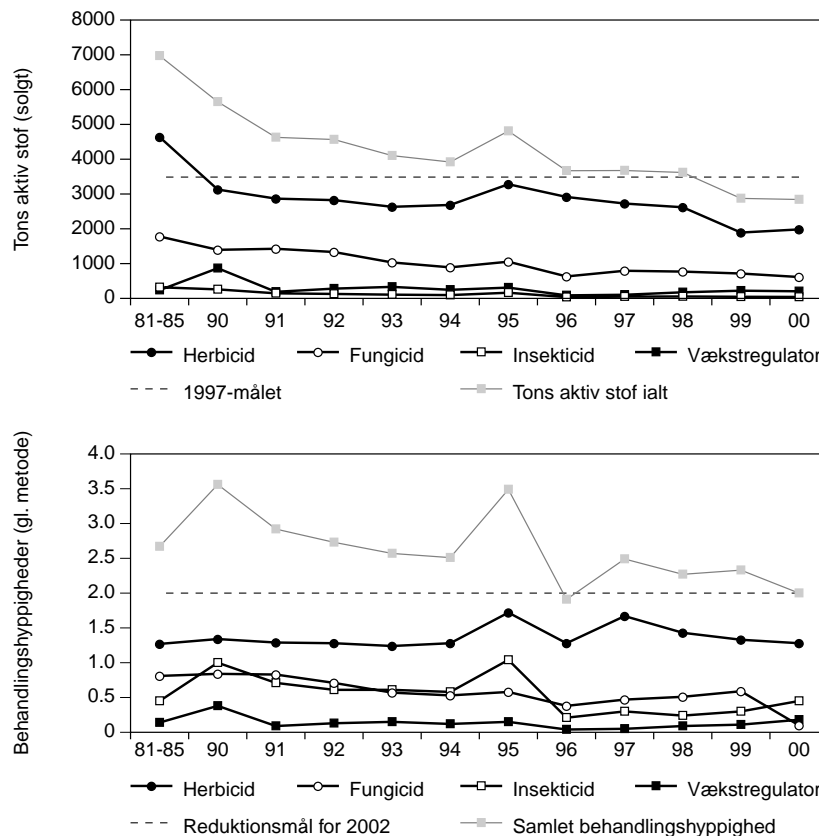
Ny Beh.hyp. = (solgt aktivstof / godkendt dosis) / dyrket areal

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

Alle behandlingshyppigheder er beregnet efter gammel beregningsmetode

Det skal bemærkes at her er 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).

Figur 3.5 Udviklingen i mængde aktivstof, solgt og behandlingshyppigheder, fra 1990-2000. Udgangspunktet for reduktionen er et gennemsnit af 1981-85



I 1999 og 2000 var mængden af solgt aktivt stof faldet med ca. 60 % i forhold til referenceperioden 1981-85 og dermed er målet for den første Pesticidhandlingsplan opfyldt. Der er ingen mål for mængden af solgt aktivt stof i Pesticidhandlingsplan II.

Behandlingshyppighed på 2,0 i 2000

I 2000 var behandlingshyppigheden 2,00 hvilket er et fald fra 1999 på 14 % (fra 2,33) og et fald på 25 % i forhold til den oprindelige referenceperiode, se figur 3.5. Dette til trods for at arealet med vinterkorn er dobbelt så stort som i referenceperioden. Dermed tangeres målet for 2002.

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, se figur 3.5. Derudover har klimaet naturligvis en indflydelse på hvor meget der behandles det enkelte år.

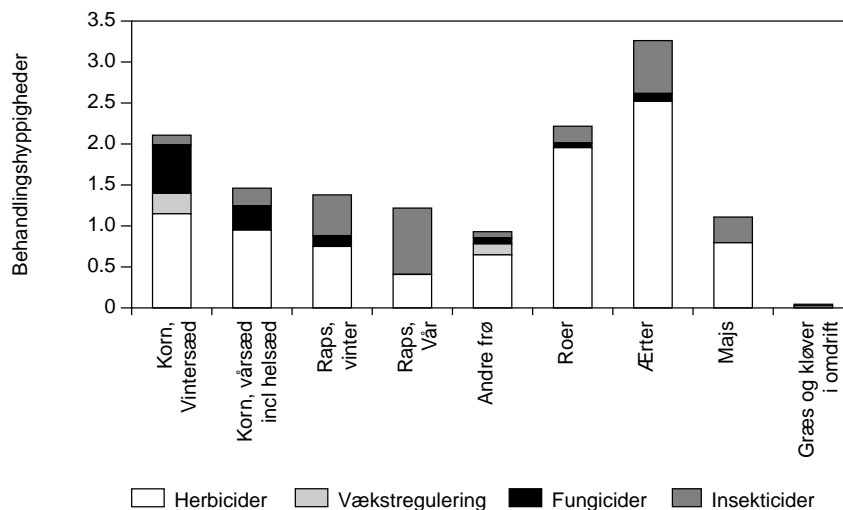
Behandlingshyppigheden fordelt på pesticidgrupper i 2000

Behandlingshyppigheden varierer meget mellem de fire pesticidgrupper. Herbiciderne udgør 64 % af den samlede behandlingshyppighed, fungiciderne 5 %, insekticider 22 % og vækstregulatorer 9 %. Også målt i mængde solgt aktivtstof er herbiciderne, ligesom tidligere, den dominerende gruppe. Herbicidesalget udgjorde 70 % af det samlede pesticidesalg i 2000 (*Miljøstyrelsen, 2001*).

Vintersæd og andre frø, primært græsfrø, er de eneste afgrødegrupper hvor der bruges vækstregulerende midler i nævneværdig grad.

Den samlede behandlingshyppighed var i 2000 for kartofler 7,8, hvoraf behandlingshyppigheden med fungicider var 6,3. Grønsager havde en behandlingshyppighed på 5,5 mens ærter havde en behandlingshyppighed på 3,2. Roer havde en samlet behandlingshyppighed på 2,2 og vintersæd 2,1. Resten af afgrøderne havde en gennemsnitlig behandlingshyppighed på 1,4 (figur 3.6). Behandlingshyppigheden for vintersæd er faldet med 1,1 fra 1999 til 2000. Da arealet med vintersæd er stort, får det stor indflydelse på den samlede behandlingshyppighed.

Figur 3.6 Behandlingshyppigheder på landsplan i 2000 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.

[Tom side]

4 Landbrugspraksis i 20 oplande, 1999

Udover de årlige indberetninger af oplysninger om landbrugspraksis i syv vandløbsoplande, blev der i 2000 indsamlet oplysninger fra 20 andre vandløbsoplande, niveau 1 oplande, for driftsåret 1998/99 (se desuden *Paulsen, 2001*). Data fra sidstnævnte dataindsamling præsenteres i dette kapitel. Placeringen af oplandene kan ses på kortet i figur 5.1 i kapitel 5.

Formålet med undersøgelsen er at fremskaffe fyldestgørende data-materiale med oplysninger om kilderne til næringsstofftab fra dyrkede områder til vandløb med henblik på oplandsmodellering. Data skal i denne forbindelse anvendes til udvaskningsberegninger samt analyser og scenarier for kvælstofkredsløb i oplandene (*Andersen et al. 2001*). Derudover suppleres de årlige interviewundersøgelser med et større og mere repræsentativt datamateriale for dyrkningspraksis.

4.1 Data indsamling i 20 oplande

Metode

Danmarks Miljøundersøgelser indgik en samarbejdsaftale med Landbrugets Rådgivningscenter (LR) om den praktiske indsamling af data. Via konsulentnettet og den udbredte brug af planlægningsprogrammet Bedriftsløsning havde LR både den faglige indsigt og kontakten til landbruget. Registreringen af data skete via en tilrettet version af planlægningsprogrammet Bedriftsløsning. Hovedparten af landmændene har på forhånd deres driftsoplysninger liggende i Bedriftsløsning, hvorfra data blev overført. Dataene blev indsamlet efter landmændene havde færdiggjort deres gødningsregnskab.

Data fra de bedrifter som ikke anvender Bedriftsløsning, blev indtastet i den tilrettede version af medarbejdere fra LR, enten på baggrund af interviews eller udskrifter fra planlægningsprogrammet Næsgård Mark. Dataindsamlingen foregik i år 2000 og dækker høståret 1998/99. Deltagelse i undersøgelsen har været frivillig for landmændene og alle de deltagende har givet tilsagn. Den enkelte landmand er garanteret fuld anonymitet. Desuden er det garanteret at de indsamlede data kun anvendes til faglige undersøgelser og ikke videregives til kontrolmyndighederne.

Alle data blev samlet hos Landbrugets Rådgivningscenter som sørgede for konvertering, således at alle data blev gemt i en database. Herefter blev data leveret til DMU hvor den videre kvalitetskontrol og bearbejdning af data er foretaget. Hvor der er anvendt normtal, for eksempel høstet kvælstof, anvendes de samme normer som i de syv oplande beskrevet i kapitel 5.

Kvalitetskontrol

Summen af registrerede handelsgødningstildelingerne på markniveau er sammenlignet med landmandens registrering af handelsgødningsforbrug på ejendomsniveau baseret på indkøbt handelsgødning og korrigeret for lagerforskydning. Forskellen mellem de to opgørelser af handelsgødningsforbrug for hele datamaterialet er 1 %. Dette

dækker selvfølgelig over nogen udsving, men for hovedparten af ejendommene var forskellen mellem de to opgørelser inden for 10 %.

Areal

Arealmæssigt dækker de topografiske oplande tilsammen ca. 32.000 ha. Interviewundersøgelsen dækker ca. 47.000 ha hvoraf 43.000 ha er dyrket. Interviewundersøgelsen dækker et større areal end oplandene fordi mange bedrifter har arealer både indenfor og udenfor oplandet. Alle arealer må nødvendigvis indgå i undersøgelsen, blandt andet for at få gødningskvoterne og harmoniarealer rigtigt beregnet. Desuden opgøres lovpligtige gødningsregnskaber på ejendomsniveau.

Landet opdelt i tre regioner

Oplandene i denne opgørelse er inddelt i tre regioner. Opdelingen er foretaget på baggrund af en sammenvæjning af kendskab til generel dyrkningspraksis i områderne og nedbørsforhold. Opdelingen følger amtsgrænserne. Region A dækker Nordjylland, Viborg, Ringkøbing, Ribe og Sønderjyllands amter, Region B dækker Århus, Vejle, Fyn og Bornholms amter og Region C dækker Frederiksborg, Roskilde, Vestsjælland og Storstrøms amter.

Omfang

I de tyve oplande var der alt i alt 1143 bedrifter hvoraf 276 er valgt fra på forhånd af ressourcemæssige årsager, fordi de havde mindre end 7-8 ha i oplandet. Der blev kontaktet 867 bedrifter hvoraf 686 bedrifter gav tilsagn, 181 afslag. Dermed omfatter selve undersøgelsen 686 bedrifter hvoraf der var samdrift mellem 28 ejendomme. Ved samdrift registreres alle oplysninger under den ene ejendom. Således vil der i datamaterialet figurere 678 bedrifter. Dette svarer til en tilslutning på ca. 80 % af de kontaktede.

Table 4.1 Omfanget af interviewundersøgelsen i 20 oplande

	Region A	Region B	Region C	I alt
Ejendomme	235	255	188	678
Areal, total (ha)	15453	15535	15745	46733
Husdyr (DE)	16053	15108	4766	35927

Region A: Nordjylland, Viborg, Ringkøbing, Ribe og Sønderjyllands amter

Region B: Århus, Vejle, Fyn og Bornholms amter

Region C: Frederiksborg, Roskilde, Vestsjælland og Storstrøms amter.

Definitionen på en dyreenhed er ændret i undersøgelsesperioden, derfor er opgørelsen af dyreenheder en kombination af ny og gammel beregning af dyreenheder.

Man skal være opmærksom på at gødningstildelingerne på markniveau kan være planlagte, idet landmanden ikke har pligt til at opdatere disse i forhold til aktuelle udbringninger. Derimod er bedriftens samlede forbrug af gødning i overensstemmelse med aktuelt tilført fordi husdyrgødningsmængden beregnes ud fra husdyrholdet, og handelsgødningsforbruget opgives fra forhandleren.

Da dataene i mange tilfælde er taget direkte fra landmandens registreringer i Bedriftsløsning kan det i forbindelse med størrelsen høst-udbyttet være tale om det forventede frem for det faktiske udbytte.

4.2 Oplandenes repræsentativitet i 20 oplande

Jordtypefordeling i regioner og hele landet

Undersøgelsen omfatter 14 lerjordsoplande og 6 sandjordsoplande. At der er så forholdsvis mange lerjordsoplande viser sig også i jordtypefordelingen sammenlignet med jordtypefordelingen for landbrugsjord hele landet. Især sandblandet ler er overrepræsenteret i undersøgelsen på bekostning af sandjorden, se tabel 4.2

Tabel 4.2 Jordtypefordeling i regionerne i henhold til oplysninger i gødningsplanerne og i hele landet.

	Region A		Region B		Region C		Alle regioner	Landet*
	ha	%	ha	%	ha	%	%	%
Sandjord (jbnr1+2)	1358	9	177	1	0	0	3	34
Lerbl. sand (jbnr. 3+4)	8379	54	2747	18	2509	16	29	28
Sandbl. ler (jbnr. 5+6)	4776	31	10960	70	10855	69	57	24
Lerjord (jbnr. 7+8)	703	5	1477	10	2348	15	10	7
Andet (jbnr. 9 og over)	237	1	174	1	34	0	1	7
Total	15453	100	15535	100	15745	100	100	100

* Tallet på landsplan stammer fra Håndbog for Plantedyrkning, 1997

Region A: Nordjylland, Viborg, Ringkøbing, Ribe og Sønderjyllands amter

Region B: Århus, Vejle, Fyn og Bornholms amter

Region C: Frederiksborg, Roskilde, Vestsjælland og Storstrøms amter.

Lille overvægt af store ejendomme

Størrelsesfordelingen af ejendommene i undersøgelsen fremgår af tabel 4.3. Her fremgår det at de største ejendomme er svagt overrepræsenteret i undersøgelsen på bekostning af de mindste ejendomme.

Tabel 4.3 Andel af arealet tilhørende ejendomme i forskellige størrelse, i regioner og i landet (%).

Ejendoms størrelse	Region A	Region B	Region C	Alle regioner	Hele landet, 1994*	Hele landet, 1998*
Under 10 ha	9	10	12	10	16	17
10-20 ha	15	19	19	18	23	21
20-30 ha	14	8	13	12	17	13
30-50 ha	15	19	13	16	20	18
50-100 ha	30	28	19	26	17	21
Over 100 ha	16	16	25	18	7	10

* Tal for hele landet stammer fra Landbrugsstatistik 1998, Danmarks Statistik

Region A: Nordjylland, Viborg, Ringkøbing, Ribe og Sønderjyllands amter

Region B: Århus, Vejle, Fyn og Bornholms amter

Region C: Frederiksborg, Roskilde, Vestsjælland og Storstrøms amter.

Brugstype fordeling i regioner og hele landet

Fordelingen af brugstyper svarer for svinebrugs vedkommende til andelen i LOOP-oplandene og på landsplan. I interviewundersøgelsen er andelen af kvægbrug og blandede brug overrepræsenterede, dog knap så meget som i LOOP-oplandene. Andelen af planteavlbrug er tilsvarende underrepræsenteret i undersøgelsen. Region A har en meget stor andel kvægbrug, region B den største andel af svi-

nebrug, mens region C har en meget stor andel planteavlsbrug (se tabel 4.4).

Tabel 4.4 Antallet af ejendomme, fordelt på brugstyper i regioner og landet (%).

	Region A	Region B	Region C	Alle regioner	LOOP, 1999*	Landet*
Kvægbrug	46	34	11	32	36	21
Svinebrug	18	34	25	26	27	27
Blandede brug	12	6	9	9	8	4
Planteavl	24	26	55	33	29	48

*Tallene på stammer fra landovervågningsrapporten, 1999

Region A: Nordjylland, Viborg, Ringkøbing, Ribe og Sønderjyllands amter

Region B: Århus, Vejle, Fyn og Bornholms amter

Region C: Frederiksborg, Roskilde, Vestsjælland og Storstrøms amter.

4.3 Afgrødefordeling i 20 oplande

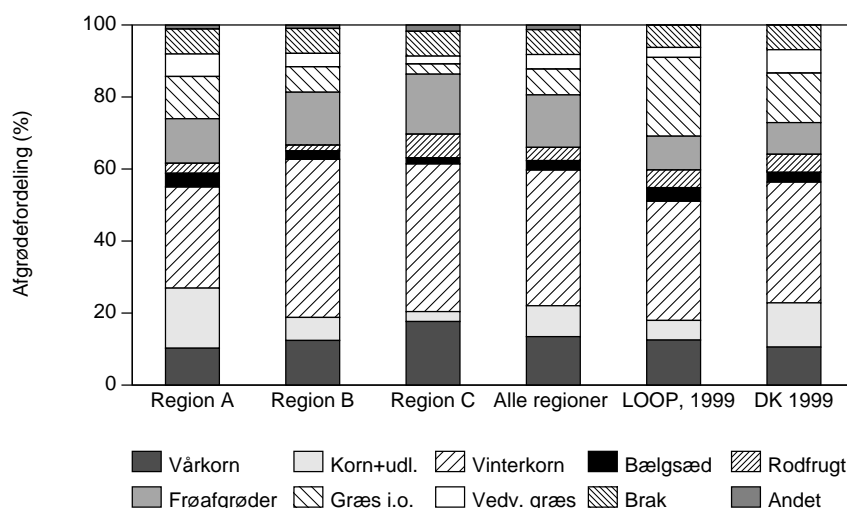
Den gennemsnitlige afgrødefordeling i alle oplande svarer nogenlunde til fordelingen af afgrøder i LOOP-oplandene og i hele landet (Landovervågningsrapporten, 1999), dog er andelen af græs noget større i LOOP-oplandene. Når afgrødefordelingen splittes op i regioner ses tydelig forskel mellem regionerne. Region A, som har den største andel kvægbrug, har langt mere græs og korn med udlæg end de to andre regioner på bekostning af vinterkorn. Region B, hvor hovedparten af husdyrene er svin, er den region med mest vinterkorn og til gengæld mindre frøafgrøder og korn med udlæg. Region C, som omfatter blandt andet Lolland/Falster, har en stor del både vår- og vinterkorn og en relativ stor del rodfrugter, men næsten ingen græs i omdrift. Brakarealet er næsten lige stort i alle regioner. Se figur 4.1.

Figur 4.1 Afgrødefordeling for de tre regioner, LOOP oplandene 1999 og hele landet

Region A: Nordjylland, Viborg, Ringkøbing, Ribe og Sønderjyllands amter

Region B: Århus, Vejle, Fyn og Bornholms amter

Region C: Frederiksborg, Roskilde, Vestsjælland og Storstrøms amter.

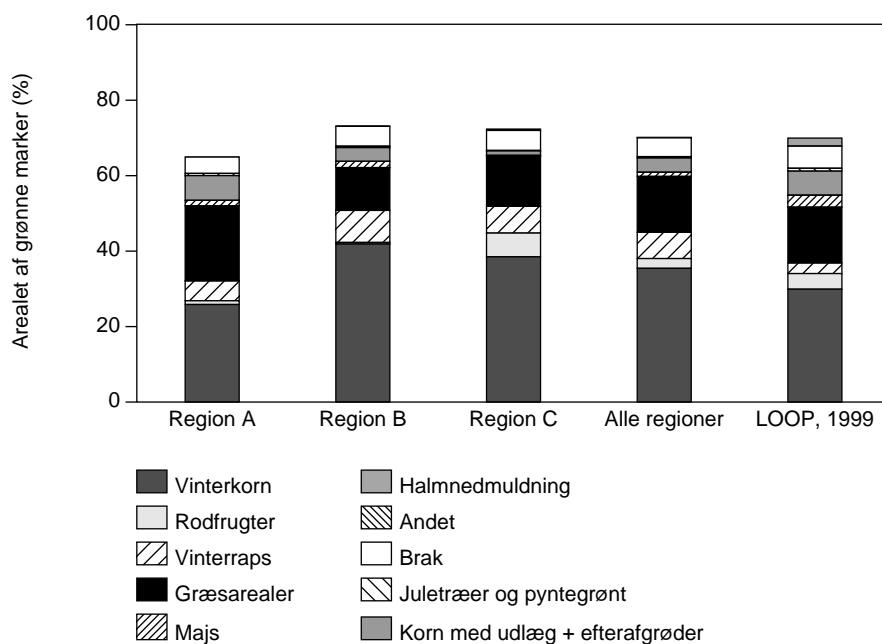


Grønne marker, vinteren 1998

Ud fra det foreliggende datamateriale fra de 20 oplande var det ikke muligt at opgøre plantedækket på markerne i efteråret 1999. Derfor er opgørelsen af grønne marker foretaget for vinteren 98/99. Opgørelsen indeholder ikke halmnedmuldning hvilket betyder at andelen af grønne marker reelt er lidt større end vist i figur 4.2. Opgørelsen

fra Landovervågningen 1999 viser at halmnedmuldningen, der tælles med som grøn mark, foretages på ca. 2 % af landbrugsarealet.

Figur 4.2 Arealet med grønne marker i procent og fordelt på afgrødetyper. Region A: Nordjylland, Viborg, Ringkøbing, Ribe og Sønderjyllands amter Region B: Århus, Vejle, Fyn og Bornholms amter Region C: Frederiksborg, Roskilde, Vestsjælland og Storstrøms amter.



Region A har 65 % grønne marker, region B 73 % og region C 72 %. Alle oplande til sammen har 70 % grønne marker. Det betyder at kravet om 65 % grønne marker til fulde er opfyldt, selvom halmnedmuldningen ikke er medregnet.

4.4 Husdyrhold i 20 oplande

Husdyrtætheder i regioner og hele landet

Dyretætheden er udregnet ud fra antal dyreenheder og harmoniarealet i det område beregningen dækker. Dyretætheden er størst i region A og B, hvilket vil sige Jylland og Fyn, mens den er markant lavere i region C, som dækker Sjælland og Lolland/Falster. Den samlede dyretæthed i alle oplande er lidt lavere end i LOOP-oplandene og landet som helhed.

Tabel 4.5 Dyretætheder i regionerne og alle oplande.

	DE ha ⁻¹	Kvæg (%)	Svin (%)	Andet (%)	DE i alt
Region A	1,10	58	38	4	16053
Region B	1,05	38	59	2	15108
Region C	0,32	17	81	3	4766
Alle regioner	0,82	44	53	3	35927
LOOP oplande, 1999*	0,95	55	41	4	6624
Landsplan, 1999*	0,95	46	49	5	2349000

*Tallene på stammer fra landovervågningsrapporten, 1999, beregnet med gamle DE for kvæg.

Region A: Nordjylland, Viborg, Ringkøbing, Ribe og Sønderjyllands amter

Region B: Århus, Vejle, Fyn og Bornholms amter

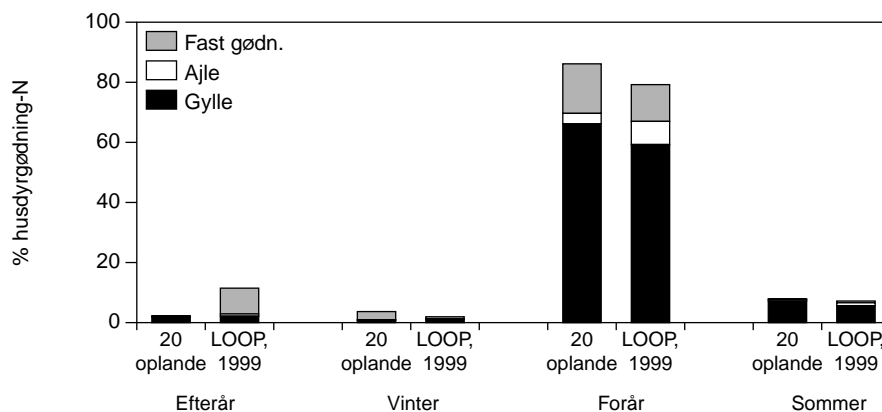
Region C: Frederiksborg, Roskilde, Vestsjælland og Storstrøms amter.

Fordelingen af dyreenheder i alle oplande mellem kvæg, svin og andre husdyr svarer nogenlunde til procentfordelingen på landsplan. I LOOP-oplandene er kvæg noget overrepræsenteret på bekostning af svin, både i forhold til 20 oplandsundersøgelsen og hele landet. Der er dog meget store forskelle mellem regionerne. Region A har langt flest kvæg mens region B har flest svin. Region C har flest svin blandt de relativt få husdyr der er i regionen. Se tabel 4.5.

4.5 Udbringning af husdyrgødning i 20 oplande

Langt den største del af husdyrgødningen udbringes om foråret, 86 % af den totale mængde N. Dette gælder alle tre grupper af gødning, dog udbringes en betydelig del (14 %) af den faste gødning, herunder dybstrøelse, om vinteren, det vil sige i december, januar eller februar, se figur 4.3. Mønsteret i udbringningstidspunktet svarer næsten til LOOP-oplandene, dog udbringes mindre som sommeren og tilsvarende mere om efteråret i LOOP-oplandene.

Figur 4.3 Udbringningstid for N i husdyrgødning.



4.6 Kvælstofforbrug i 20 oplande

I det følgende anvendes følgende definitioner:

Kvælstofkvote

Kvælstofkvoten er beregnet ud fra landmandens definitioner af afgrøder og Plantedirektoratets normer 1999 (PLD-norm) + N-prognosen 1999 + geografiske reguleringer + norm for efterafgrøder - 10 % af husdyrgødning givet til marken (eftervirkning).

Fradraget af 10 % af husdyrgødning givet til marken skal gøre det ud for den eftervirkning af husdyrgødning givet året før man normalt skal fratække PLD-normen. I denne undersøgelse kendes ikke gødningen givet året før og derfor antages husdyrgødningen givet i 98/99 at svare til den mængde husdyrgødning tildelt året før.

Effektiv kvælstof i husdyrgødningen

Effektiv tildelt N i husdyrgødning indeholder den beregnede mængde plantetilgængelige kvælstof i husdyrgødningen (beregnet ud fra dyretype, stalddtype, udbringningsmåde, tidspunkt og afgrøde) + 1/3 af kvælstoffet afsat ved udbindingen. Hvad der faktisk skal indregnes afhænger af stalddypen.

Tabel 4.6 Oversigt over gødningsanvendelse til syv afgrødegrupper med en kvælstofnorm.

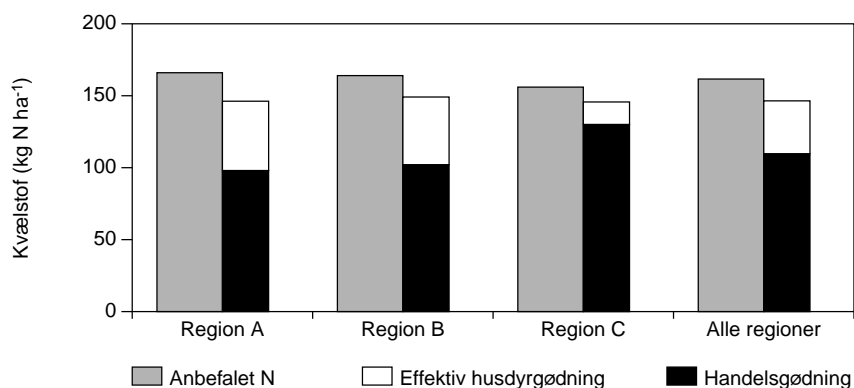
		Vårkorn	Vinterkorn	Rodfrugter	Frøafgrøder	Korn med udlæg	Græs i omdrift	Vedvarende græs
Handelsgødning	(kg N ha ⁻¹)	79	137	86	110	86	92	67
Husdyrgødning	(kg N ha ⁻¹)	55	71	119	69	132	110	8
Udbinding	(kg N ha ⁻¹)	0	0	0	7	12	72	69
Afgrødernes kvælstofnorm	(kg N ha ⁻¹)	116	179	125	145	173	191	181
Effektiv N i husdyrgødning	(kg N ha ⁻¹)	24	34	49	29	47	46	4
Effektiv N i udbinding	(kg N ha ⁻¹)	0	0	0	2	4	24	23
Effektivt tildelt N	(kg N ha ⁻¹)	103	171	135	142	137	163	93
Total tildelt	(kg N ha ⁻¹)	134	209	206	187	230	275	144
Høstet	(kg N ha ⁻¹)	107	146	137	86	139	165	76
Høstet/tildelt x 100	(%)	80	70	66	46	60	60	53
Tildelt- høstet	(kg N ha ⁻¹)	27	63	69	101	91	109	67

Gødningstildelingen som arealvægtet gennemsnit af alle afgrøder med en kvælstofnorm var totalt 198 kg N ha⁻¹ fordelt med 110 kg N som handelsgødning, 77 kg N som husdyrgødning og 11 kg N som udbinding. Det giver total effektivt tildelt N på 147 kg N ha⁻¹. Den gennemsnitlige kvælstofkvote (arealvægtet gennemsnit) til disse afgrøder var 162 kg N ha⁻¹. Der er altså 15 kg N i den gennemsnitlige kvote som ikke bruges, se figur 4.4. Af tabel 4.6 fremgår at det især er græsmarker der ikke tildeles den tilladte kvælstofmængde.

På regionsniveau er kvælstofkvoten i region C omkring 10 kg N ha⁻¹ lavere end i region A og B hvilket skyldes at der er markant mindre græs i denne region. Græs har, i forhold til andre afgrøder, en relativ høj kvælstofnorm. Effektivt tildelt kvælstof er næsten ens i alle regioner, se figur 4.4.

Figur 4.4 Gødningsforbrug og kvælstofnorm fordelt på regioner og alle oplande samlet.

Region A: Nordjylland, Viborg, Ringkøbing, Ribe og Sønderjyllands amter
 Region B: Århus, Vejle, Fyn og Bornholms amter
 Region C: Frederiksborg, Roskilde, Vestsjælland og Storstrøms amter.



Den gennemsnitlige totale gødningstildeling til afgrøder med en kvælstofnorm i dataene for Landovervågningsoplandene var i 1999 også 198 kg N ha⁻¹ fordelt med 101 kg ha⁻¹ som handelsgødning, 85 kg ha⁻¹ som husdyrgødning og 12 kg ha⁻¹ som udbinding.

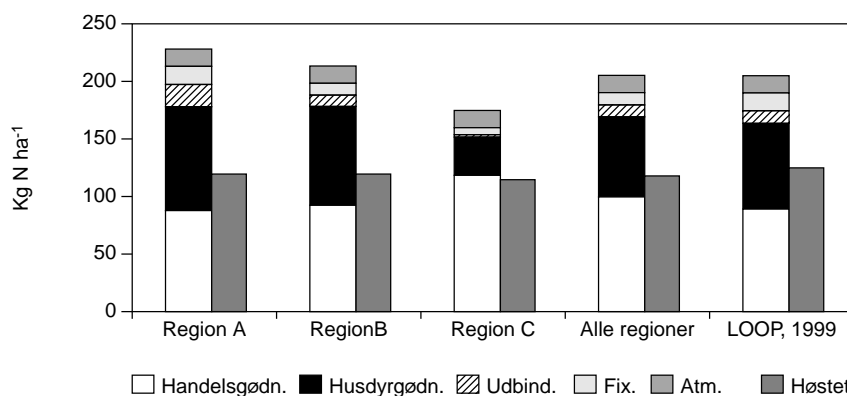
4.7 Markbalancer for kvælstof i 20 oplande

Mængden af kvælstof fjernet ved høst er meget ens i de tre regioner. Region A, som er karakteriseret ved mange kvægbrug, har en stor mængde husdyrgødning og en relativ stor del kvælstof lagt ved udbinding. Region C har meget færre husdyr og dermed langt mindre

husdyrgødning, både udbragt og lagt ved udbinding. Handelsgødningsforbruget et stort set ens i region A og B mens region C har anvendt mere handelsgødning pr. ha som konsekvens af mindre husdyrgødning. Total set udbringes markant mindre kvælstof på markerne i region C end i region A og B. I region B udbringes lidt mindre end i region A hvilket primært skyldes lidt mindre udbragt husdyrgødning, mindre udbinding og en anelse mindre kvæstoffixering på markerne. Som gennemsnit er overskuddet i 20 oplandsundersøgelsen (87 kg N ha^{-1}) lidt større end overskuddet i LOOP-oplandene (80 kg N ha^{-1}), se figur 4.5.

Figur 4.5 Markbalance for kvælstof i alle oplande til sammen og fordelt på regioner.

Region A: Nordjylland, Viborg, Ringkøbing, Ribe og Sønderjyllands amter
Region B: Århus, Vejle, Fyn og Bornholms amter
Region C: Frederiksborg, Roskilde, Vestsjælland og Storstrøms amter.



Kvælstofbalancen fordelt efter brugstyper og dyretæthedsgrupper i tabel 4.7 viser at kvægbrugene har det største overskud af kvælstof. Når dyretæthedsgrupperne sammenlignes er der en tydelig stigning i kvælstof overskuddet med stigende dyretæthed.

Generelt er overskuddet lidt lavere i LOOP-oplandene end i 20 oplandsundersøgelsen, dog er både niveau og tendenser de samme.

Tabel 4.7 Kvælstofbalancer fordelt efter brugstyper og dyretæthedsgrupper.

		Brugstyper				Dyretæthedsgrupper (DE ha ⁻¹)			
		Plante-avl	Kvægbrug	Svinebrug	Blandede brug	0	0-1	1-2	over 2
Areal	(ha)	14412	13736	15925	2660	14412	13326	15989	3006
Handelsgødning	(kg ha ⁻¹)	120	87	91	100	120	103	83	69
Husdyrgødning	(kg ha ⁻¹)	25	97	83	88	25	53	110	139
Udbinding	(kg ha ⁻¹)	0	32	1	10	0	9	19	18
Fixering ¹	(kg ha ⁻¹)	6	21	6	9	6	10	15	11
Deposition	(kg ha ⁻¹)	15	15	15	15	15	15	15	15
Total tilført	(kg ha ⁻¹)	167	253	196	222	167	191	242	253
Høstet ²	(kg ha ⁻¹)	111	131	114	116	111	114	126	127
Overskud	(kg ha ⁻¹)	56	122	83	106	56	78	116	126
Overskud i LOOP-oplandene 1999	(kg ha ⁻¹)	44	108	80	83	44	68	106	129

¹Kvæstoffikseringen er beregnet i henhold til 'Vejledning i Grønt Regneskab'

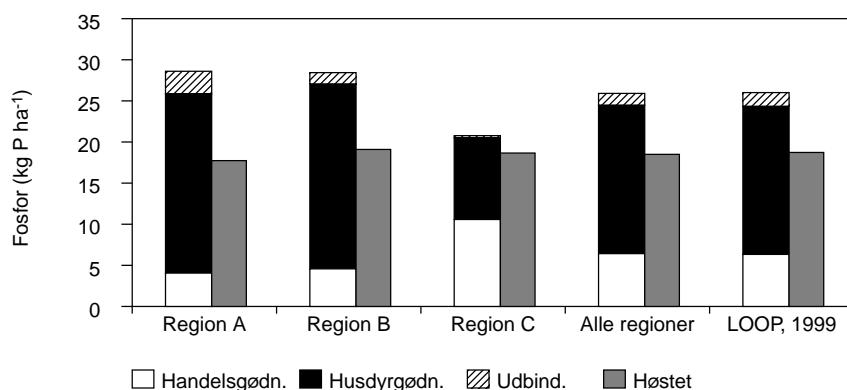
²Høstet mængde er i mange tilfælde opgjort som forventet udbytte

4.8 Markbalancer for fosfor

Fosforbalancen for hele landet er 10,6 kg ha⁻¹ i overskud i 1999. Opgørelsen for LOOP-omlandene viser et overskud på 7,3 kg ha⁻¹ i 1999. I denne undersøgelse er det gennemsnitlige overskud for alle oplandene 7,3 kg ha⁻¹. Ved opsplitning i regioner skiller region C sig ud med et væsentligt mindre overskud (2,1 kg ha⁻¹) end de to andre regioner. Dette hænger sammen med den langt mindre mængde husdyrgødning i region C, se figur 4.6.

Figur 4.6 Markbalancer for fosfor, for alle oplande til sammen og fordelt på regioner

Region A: Nordjylland, Viborg, Ringkøbing, Ribe og Sønderjyllands amter
Region B: Århus, Vejle, Fyn og Bornholms amter
Region C: Frederiksborg, Roskilde, Vestsjælland og Storstrøms amter.



Når fosforbalancen splittes op i brugstyper og dyretæthedsgrupper ses betydelig forskel mellem grupperne. Planteavl, som svarer til ingen husdyr, har langt det mindste fosforoverskud, kun 0,5 kg ha⁻¹, hvilket må siges at være i balance. Husdyrbrugene har stort set samme fosforoverskud selvom det dækker over lidt forskellig fordeling af fosfortilførslen. For kvægbrug er der større fosforoverskud i 20 oplandsundersøgelsen end i LOOP-omlandene i 1999, se tabel 4.8.

Der er derimod markant forskel mellem dyretæthedsgrupperne. Jo flere dyr pr. ha des mere fosforoverskud. Der er en faldende tilførsel af fosfor med handelsgødning med stigende husdyrtæthed, men ikke nær nok til at opveje den stigende tilførsel af fosfor med husdyrgødning. Tilsvarende billede findes i LOOP-omlandene, omend på et lidt lavere niveau, se tabel 4.8.

Tabel 4.8 Fosforbalancer fordelt efter brugstyper og dyretæthedsgrupper.

		Brugstyper				Dyretæthedsgrupper (DE ha ⁻¹)			
		Planteavl	Kvægbrug	Svinebrug	Blandede brug	0	0-1	1-2	over 2
Areal	(ha)	14412	13736	15925	2660	14412	13326	15989	3006
Handelsgød.	(kg ha ⁻¹)	11,5	5,0	3,5	3,6	11,5	6,7	2,5	1,5
Husdyrgød.	(kg ha ⁻¹)	7,1	18,7	25,9	27,1	7,1	16,4	26,2	34,3
Udbinding	(kg ha ⁻¹)	0,0	4,6	0,1	1,3	0,0	1,2	2,8	2,5
Høstet	(kg ha ⁻¹)	18,2	18,0	19,3	18,3	18,2	18,1	19,0	19,5
Overskud	(kg ha ⁻¹)	0,5	10,4	10,1	13,6	0,5	6,2	12,6	18,8

[Tom side]

5 Landbrugspraksis

I dette kapitel beskrives udviklingen i landbrugspraksis i landovervågningsoplandene fra 1990 og frem til 31. december 2000.

5.1 Interviewundersøgelsen i landovervågningsoplandene

Landmændene i de syv landovervågningsoplande bliver en gang om året interviewet om afgrødesammensætning, gødningsforbrug og husdyrhold. I fem oplande interviewes desuden om pesticidanvendelse. Interviewundersøgelsen er gennemført i elleve år således at det er muligt at gøre rede for elleve driftsår fra 1989/90 til 1999/2000. I dette kapitel refereres til driftsårene som hele årstal.

I interviewundersøgelsen er anvendt de til enhver tid 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 1998-2000 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.

Indtil 1996/97 bestod undersøgelsen af seks oplande. Fra driftsår 1997/98 er undersøgelsen udvidet med ét opland beliggende i Vestsjællands Amt. Opgørelser som beskriver udvikling af gødningsforbrug over tid er foretaget uden LOOP 7.

Oplandenes repræsentativitet

Landovervågningsprogrammet i 2000 omfatter tre sandjords- og fire lerjordsoplande. For de to sandjordsoplande LOOP 2 og 6 samt lerjordsoplandene LOOP 1, 3, 4 og 7 er andelen af sandede jorde i oplandene lidt mindre (41 %) end på landsplan (48 %). Lerjorde er derimod lidt overrepræsenteret med 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 5.1. Beskrivelse af oplandene findes i appendiks 1.

Tre sandjords- og fire lerjordsoplande

Fordeling af bedriftstyper

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 %.

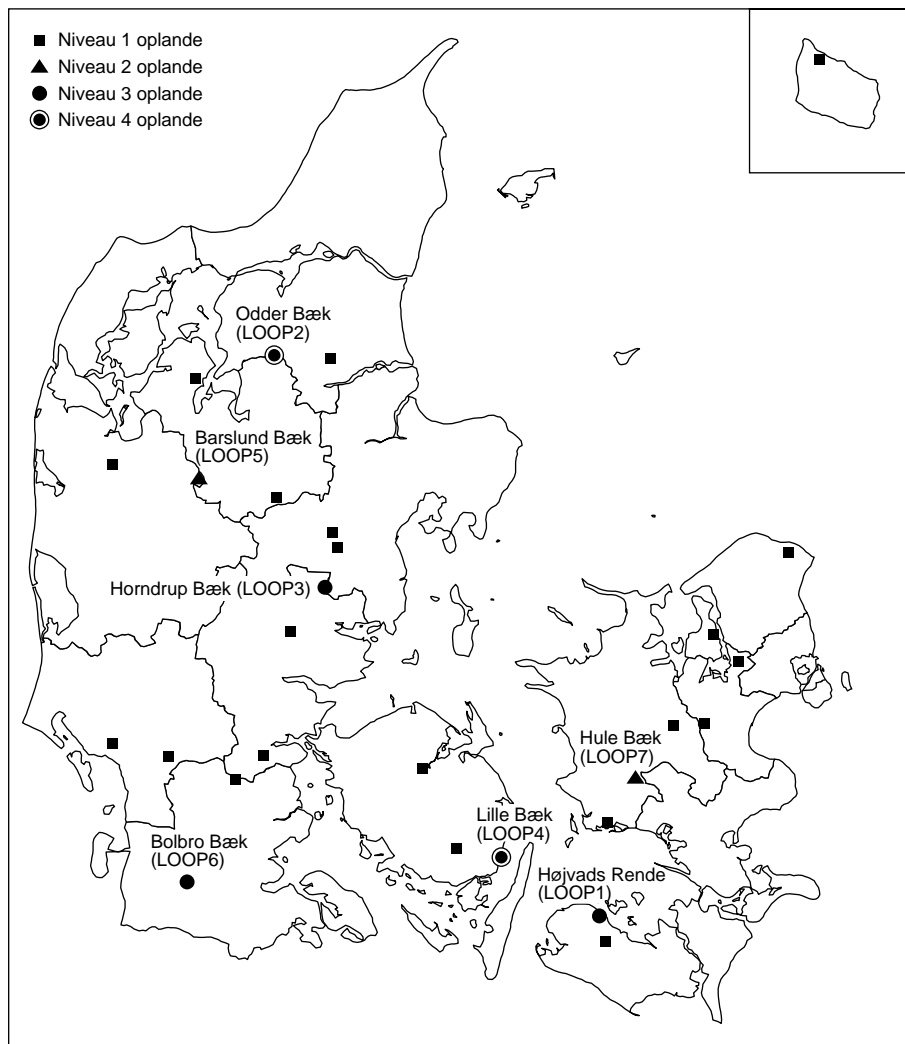
Figur 5.1 Oversigt over landovervågningsoplandenes beliggenhed.

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

På grundlag af interviewundersøgelsen fra 1990 til 2000 er der foretaget en opgørelse af landbrugspraksis for driftsårene 1989/90 til 1999/2000. Opgørelsen er foretaget for alle marker der er omfattet af interviewundersøgelsen og som har fuldstændige oplysninger på markniveau. I interviewundersøgelsen arbejdes med hele ejendomme, dvs. der indgår også arealer der helt eller delvis ligger udenfor oplandene. Dette skyldes at al gødningsregulering sker på driftsniveau. Enkelte landbrug med meget store arealer udenfor oplandet, indgår dog kun med arealer i oplandet. Antallet af ejendomme og størrelserne af de arealer der har fuldstændige oplysninger om gødningstilførsler og udbytter for driftsårene er vist i tabel 5.1.

Undersøgelsen kan ikke beskrive gødskningsniveauet for hele landet, men kan anvendes til at belyse landbrugspraksis for forskellige brugstyper idet oplandene anses for at være nogenlunde repræsentative i den henseende.

Undersøgelsen omfatter 165 ejendomme

Hele ejendomme i interviewundersøgelsen

Tabel 5.1 Omfang af interviewundersøgelsen fra 1990 til 2000

	LOOP 1-6					LOOP 1-7		
	1990	1991	1998	1999	2000	1998	1999	2000
Ejendomme	162	157	128	125	126	168	167	165
Areal (ha)	3937	4274	4935	5212	5626	6338	6745	7820
Husdyr (DE)	5655	5877	5517	5761	5607	6000	6624	6356

5.2 Afgrøder og husdyrhold i landovervågningsoplandene

Afgrødefordeling og grønne marker.

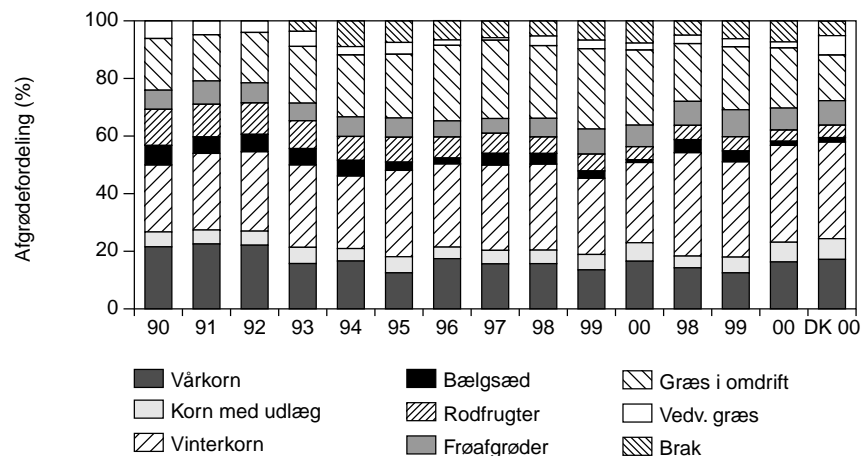
Afgrødefordelingen for oplandene i 1990-2000 samt for hele landet er vist i figur 5.2. I forhold til landet som helhed udgør det samlede kornareal i oplandene en lidt mindre andel og arealet med græs i omdrift en større andel. Arealet med vedvarende græs er lidt mindre i oplandene end i hele landet mens andelen af brak på 7,2 % i oplandene svarer til andelen for hele landet.

Ifølge bekendtgørelsen om grønne marker er det et lovkrav at 65 % af det dyrkede areal på landbrugsbedrifter over 10 ha skal være plantede 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.

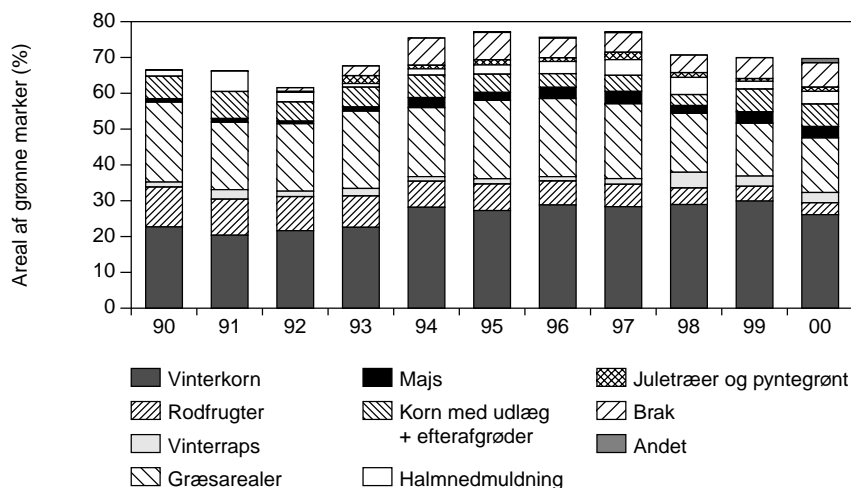
70 % grønne marker i oplandene i 2000

Grønne marker udgør 70 % af arealet i 2000, figur 5.3. Oplandene opfylder dermed som helhed kravet om at 65 % af det dyrkede areal skal være plantede om efteråret. Af de grønne marker udgør græs inklusiv brak, vinterraps og korn med udlæg 50 %, vinterkorn 38% og majs, halmnedmuldning og juletræer 22 %. Kun førstnævnte gruppe kan forventes at optage betydelige kvælstofmængder i efterårs- og vintermånederne. Andelen af de grønne marker er steget fra 67 % i 1990 til 77 % i 1997. Efter 1998 er andelen faldet til ca. 70 %.

Figur 5.2 Afgrødefordeling for landovervågningsoplandene LOOP 1-6 fra 1990 til 2000 og LOOP 1-7 fra 1998 til 2000 samt hele landet i 2000



Figur 5.3 Arealet af grønne marker i procent og fordelt på afgrødetyper fra 1990 til 2000.



Tabel 5.2 Husdyrtæthed for de syv landovervågningsoplande og for Danmark i 2000

	DE ha ⁻¹
1. Storstrøm	0,18
7. Vestsjælland	0,34
4. Fyn	0,67
3. Vejle/Århus	1,09
5. Ringkøbing/ Viborg*	0,09
2. Nordjylland	1,38
6. Sønderjylland	1,31
LOOP 1-4, 6	0,93
LOOP 1-4, 6, 7	0,83
Danmark	0,97

* indgår med ganske få ejendomme og arealer, medtages derfor ikke i gennemsnittet.

I gødningsåret 1998/99 blev der implementeret regler for ekstra efterafgrøder. Af et nærmere defineret basisareal skal hver ejendom etablere 6 % efterafgrøder. Reglen om 6 % efterafgrøder kan opfyldes som et gennemsnit af det aktuelle år samt 4 foregående planperioder, men man kan ikke "skyld" efterafgrøder. I oplandene blev der etableret efterafgrøder på 7,7 og 5,6 % af basisarealet i henholdsvis 1999 og 2000, hvorved arealet med efterafgrøder som gennemsnit er opfyldt. Opgørelsen er uden LOOP 5 samt uden LOOP 3 i år 2000, idet der ikke blev indberettet 6 % efterafgrøder fra disse oplande.

Husdyrhold

Frem til 1997 var husdyrtætheden i datamaterialet lidt højere end på landsplan. I 2000 var den gennemsnitlige husdyrtæthed 0,93 DE ha⁻¹ hvilket er 4 % mindre i oplandene end landsgennemsnittet på 0,97 DE ha⁻¹ (tabel 5.2). Ved inkludering af det 7. opland er husdyrtætheden i 2000 lavere for oplandene end i hele landet.

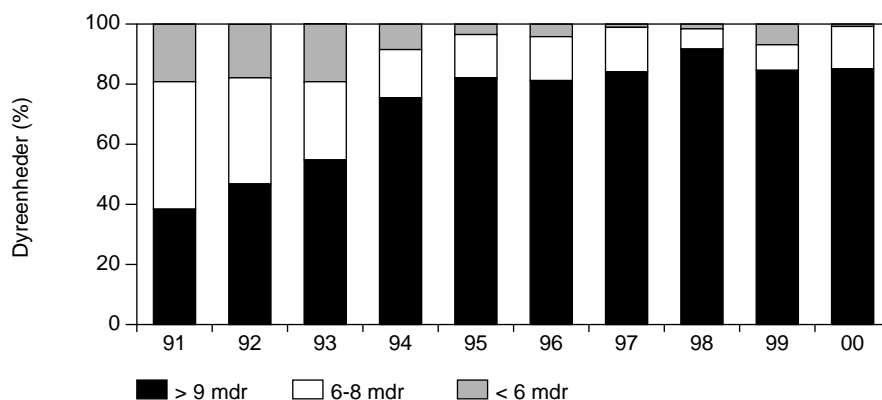
Opbevaringskapaciteter og udbringningstider

Ved Bekendtgørelse fra Miljøministeriet nr. 1121 af 15. december 1992 blev opbevaringskravet revideret til, at der skulle være tilstrækkelig opbevaringskapacitet til at reglerne for udbringningstider 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.

I 2000 stod 85 % af dyreenhederne på ejendomme med opbevaringskapacitet til flydende husdyrgødning på 9 måneder eller derover, mens 99 % af dyreenhederne stod på ejendomme med 6 måneders opbevaringskapacitet eller derover. Andelen af dyreenheder med mindst 9 måneders opbevaringskapacitet er steget igennem hele perioden fra 1991 til 1998 med i alt 53 %-point (figur 5.4). Den største stigning fandt sted fra 1993 til 1994, idet lovkravet om tilstrækkelig opbevaringskapacitet skulle være opfyldt med udgangen af 1994. Fra 1998 til 2000 faldt andelen af dyreenheder med mindst 9 måneders opbevaringskapacitet med 7 %.

85 % af dyreenhederne på ejendomme med mindst 9 måneders opbevaringskapacitet

Figur 5.4 Opbevaringskapaciteten til gylle og ajle opgjort i procent af ejendommens dyreenhederne fra 1991 til 2000.

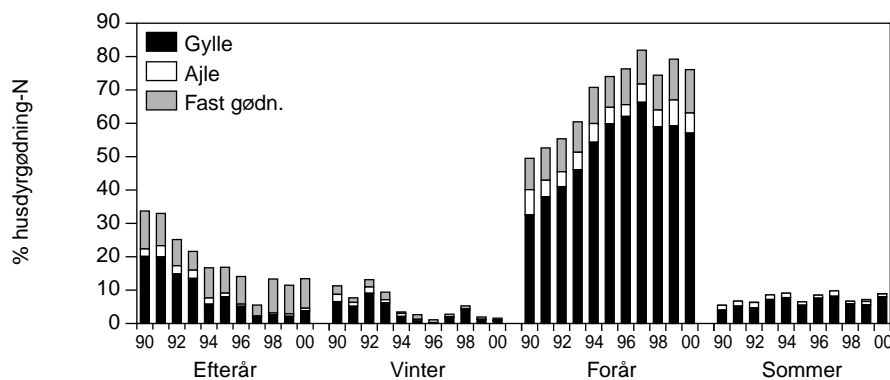


På landsbasis i 2000 hørte 83 % af dyreenhederne til ejendomme med 9 måneders opbevaringskapacitet eller derover for gylle eller ajle, mens yderligere 13 % af dyreenhederne tilhørte ejendomme med 6 måneders opbevaringskapacitet eller derover. Dette er beregnet på baggrund af tal fra *Danmarks Statistik (2000)* for opbevaringsfaciliteter til gylle og ajle. Opbevaringskapacitet i oplandene svarer dermed nogenlunde til gennemsnittet for hele landet.

30 %-point stigning i forårs-/sommerudbringning siden 1990

Udbringningstidspunkterne for husdyrgødning er vist i figur 5.5 for årene 1990-2000. 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 85 % i 2000.

Figur 5.5 Udbringningstid for husdyrgødning fra 1990 til 2000.



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.

Fra 1997 er der imidlertid en tilbagegang i andelen af forårs- og sommerudbragt husdyrgødning på ca. 7 %-point for hele datamaterialet (LOOP 1-7). En del af nedgangen skyldes at det Vestsjællandske opland (LOOP 7) er medtaget fra 1998. Uden dette opland er nedgangen ca. 4 %. Nedgangen i forårs-/sommerudbringningen skyldes at andelen af fastgødning/dybstrøelse er steget i de forløbne år. I 1997 udgjorde andelen af fastgødning/dybstrøelse 14 % af kvælstoffet i husdyrgødningen mod 20-23 % i 1998-2000. Den øgede mængde

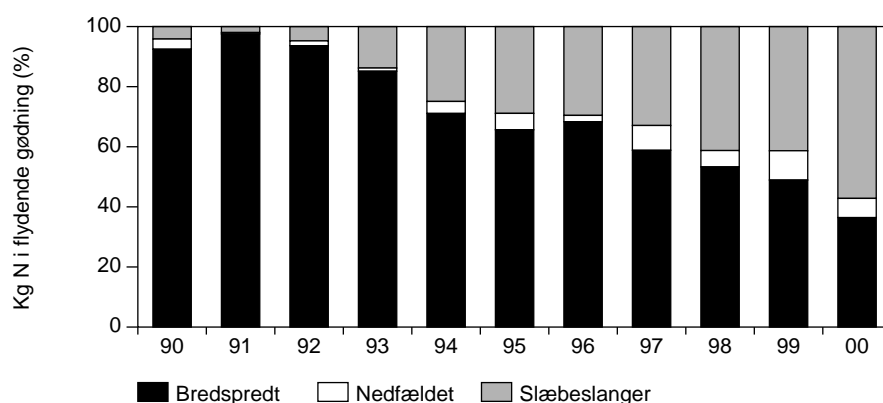
fast gødning/dybstrøelse er ifølge figur 5.5 udbragt fortrinsvis om efteråret.

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.

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 markeffekten 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 1999*). Kravene til udnyttelse af kvælstof i husdyrgødningen trådte i kraft første gang pr. 1. august 1993. Af figur 5.6 ses at den største ændring i udbringningsmetode netop skete fra 1993 til 1994.

Figur 5.6 Udbringningsmetode for flydende husdyrgødning fra 1990 til 2000, 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 2000 var dette reduceret til 36 %. Især blev slæbeslanger brugt i stedet. I 1990 blev 4 % af kvælstoffet i den flydende i husdyrgødning bragt ud med slæbeslange - dette var steget til 57 % i 2000. Nedfældning har først vundet indpas de seneste år og i 2000 blev 6 % af kvælstoffet i den flydende husdyrgødning nedfældet.

5.3 Forbrug af kvælstofgødning og kvælstofnormer til afgrøderne i landovervågningsoplandene

Effektivt kvælstof i husdyrgødningen

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

Forventet markeffekt af kvælstof i husdyrgødning

også udvaskes i perioder med afstrømning. Hvor meget der er tilgængeligt afhænger af afgrøde, udbringningstidspunktet og udbringningsmetode.

Effektiv kvælstof steg 10 %-point fra 1990 til 2000

I landovervågningsoplandene er det gennemsnitlige effektive kvælstof af udbragt husdyrgødning til alle afgrødegrupper med et kvælstofbehov, steget fra 34 % i 1990 til 44 % i 2000; beregningerne er baseret på forventet markeeffekt for de enkelte år (bilag 5.1) (*Håndbog for plantedyrkning, 1990, 1994-1999*). Fra 1990 til 2000 ses således en stigning på 10 %-point som afspejler, at en stigende del af husdyrgødningen er blevet udbragt om foråret og sommeren igennem perioden 1990-2000, og at udbringningsteknikken er blevet forbedret. Stigningen i andelen af kvælstoffet i husdyrgødningen som planterne kan optage har bevirket at handelsgødningsforbruget har kunnet ned sættes.

Gødningstildeling til afgrøderne i 2000

Alle afgrødegrupper med en kvælstofnorm

Kvælstoftildelingen til de enkelte afgrøder er vist i tabel 5.3. Til rodfrugter tildeles gennemsnitlig 153 kg N ha⁻¹ effektivt kvælstof hvilket er mere end den gennemsnitlige norm for rodfrugter på 121 kg N ha⁻¹. Til vår- og vinterkorn tildeles der gennemsnitlig 101 og 162 kg N ha⁻¹ effektiv gødning, hvilket stort set svarer til de gennemsnitlige normer for de to afgrødegrupper. Til de øvrige afgrøder tildeles gennemsnitlig mindre effektivt gødning end normen for afgrødegrupperne, størst forskel er der for vedvarende græs, helsæd og græs i omdrift. Udviklingen i forbrug af kvælstofgødning og afgrødernes kvælstofnorm for perioden 1990-2000 er vist i figur 5.7; datamaterialet er desuden vist i bilag 5.1. Der er kun medtaget 1990 og 1994-2000 i denne opgørelse, fordi lovbindende krav om kvælstofnormer først blev indført i 1994. 1990 er med for at vise udgangspunktet.

Handelsgødningsforbruget faldt fra 142 til 88 kg N ha⁻¹ i perioden 1990-2000. I samme periode steg tilførsel af effektiv husdyrgødningskvælstof fra 28 til 48 kg N ha⁻¹. I beregning af effektiv husdyrgødning for år 2000 indgår den effektive andel af udbindingen med 50 % af total N, hvilket nogenlunde svarer til udnyttelseskravet. Total effektiv kvælstoftilførsel er således faldet fra 170 kg N ha⁻¹ i 1990 til 136 kg N ha⁻¹ i 2000. Kvælstofnormen til afgrøderne har ligget på mellem 150 og 171 kg N ha⁻¹ i 1990-98. I 1999 og 2000 faldt kvælstofnormen til afgrøderne til henholdsvis 160 og 155 kg N ha⁻¹ på grund af normre-

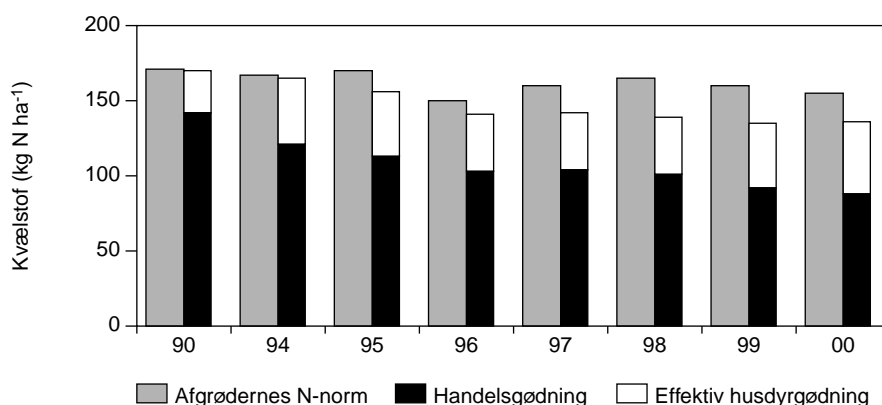
Tabel 5.3 Oversigt over gødningsanvendelse til afgrødegrupper i syv landovervågningsoplande, 2000.

		Vårkorn	Vinterkorn	Korn med udlæg	Rodfrugt	Frøafgrøder	Helsæd	Græs i omdrift	Vedv. græs
Handelsgødning	(kg N ha ⁻¹)	81	126	99	106	103	60	82	50
Husdyrgødning	(kg N ha ⁻¹)	46	80	91	91	77	180	124	6
Udbinding	(kg N ha ⁻¹)	0	0	3	0	5	14	46	53
Afgrødernes norm	(kg N ha ⁻¹)	108	162	152	121	149	191	199	170
Effektiv N i husdyrg.	(kg N ha ⁻¹)	20	36	42	47	36	65	79	29
Effektivt tildelt N	(kg N ha ⁻¹)	101	162	141	153	139	125	161	79
Total tildelt	(kg N ha ⁻¹)	127	206	193	197	185	254	252	109
Høstet	(kg N ha ⁻¹)	110	144	124	128	91	190	166	83
Høstet/tildelt x 100	(%)	87	70	64	64	49	75	66	76
Tildelt - høstet		17	62	69	69	94	64	86	26

Anbefalet kvælstof (fra Plantedirektoratet) er ikke korrigeret i forhold til forventet udbytte.

duktionen. Gennem årene er der sket et fald i det gennemsnitlige forbrug af kvælstofgødning set i forhold til afgrødernes kvælstofnorm. Således udgør handelsgødningen nu en mindre andel af afgrødernes normer, 57 % i 2000 mod 83 % i 1990.

Figur 5.7 Udviklingen i tildeling af kvælstofgødning for og kvælstofnorm for alle afgrødegrupper med et gødningsbehov, LOOP 1-6 i 1990-2000.



5.4 Udnyttelse af husdyrgødning samt forbrug af kvælstof i forhold til bedrifters N-kvote i landovervågningsoplandene

"Udnyttelsen af husdyrgødning" udtrykker den procentandel af N-kvoten som dækkes af husdyrgødningen. Den resterende andel dækkes af handelsgødning. Bedriftens N-kvote er summen af afgrødernes kvælstofnormer plus N-prognose og minus eftervirkning af husdyrgødning. Fra 1999 er normen til græs ændret således at alle græsmarker får normen til slæt græs. Før 1999 var normen til afgræsning-græs mindre idet der ikke var krav om udnyttelse af kvælstoffet i udbindingen. Derfor indgår udbinding i "Total tildelt husdyrgødningskvælstof" og altså i beregningen af udnyttelsen fra gødningsåret 1998/99 og frem.

Udnyttelsen beregnes på følgende måde:

$$\frac{\text{Bedriftens "N - kvote" - Tildelt handelsgødningskvælstof}}{\text{Total tildelt husdyrgødningskvælstof}} \times 100$$

Lovkrav til udnyttelse af kvælstof i husdyrgødning steg med 5 %-point i 2000

Det lovmæssige krav til udnyttelse af kvælstof i husdyrgødning på ejendomsniveau var fra 1. august 1999: 55 % for svinegyde, 50 % for kvæggylle, 20 % for dybstrøelse og 45 % for anden husdyrgødning. For alle gødningstyper var dette en stigning i kravet på 5 %-point i forhold til året før. Yderligere er der et krav til eftervirkningen af husdyrgødning og anden organisk gødning udbragt året før; 15 % for dybstrøelse og 10 % for al anden organisk gødning. I 1999 blev afgrødernes kvælstofnormer reduceret med 10 %.

Udnyttelsen af kvælstof i husdyrgødningen er opgjort i følge lovgivningen jvf. formlen ovenover. Den gennemsnitlige udnyttelse af husdyrgødning for ejendommene er vist i tabel 5.4 for 2000. I henhold til lovgivningen er der medtaget ejendomme som har mere end 10 dyreenheder eller har en husdyrtæthed på mere end 1,0 DE ha⁻¹ eller modtager mere end 25 tons husdyrgødning om året. Kvælstofnor-

merne i henhold til Plantedirektoratet er ikke udbyttekorrigeret da data fra Plantedirektoratets kontrolrapporter viser, at opjustering af normerne på baggrund af dokumenteret merudbytte kun udnyttes i ganske få tilfælde og udgør mindre end 0,05 % af den samlede kvote (Grant et al., 2000).

Kvælstofprognosen var i 2000 knap 3 kg N ha⁻¹ i gennemsnit. Som gennemsnitlig udnyttelse er anvendt et simpelt gennemsnit for at vise det typiske for ejendommene. Den gennemsnitlige udnyttelse var ca. 8 %-point højere end kravet. Kvægbrugene og de blandede brug havde væsentlig højere udnyttelsesprocent i forhold til lovkravet. Årsagen hertil kan være at græsmarker ofte ikke gødes så meget som tilladt, jvf. afsnit 5.3. Dette betyder en høj udnyttelse på ejendomme med græsmarker. Den gennemsnitlige udnyttelse for svinebrugene var lidt større end lovkravet. Gennemsnitstallene dækker dog over store variationer. Af tabel 5.5 fremgår det at 72 % af ejendommene havde opnået en udnyttelsesprocent der var større end minimumskravet, hvis der i opgørelsen accepteres en usikkerhed på 5 %-point. 28 % havde en udnyttelse der var mere end 5 %-point under kravet. Sidstnævnte gruppe af ejendomme rådede over 28 % af husdyrgødningen og 26 % af arealet med husdyrbrug og 19 % af arealet med alle brug.

Godt 70 % af ejendommene opfyldte minimumskravet til udnyttelse af kvælstof i husdyrgødning i 2000

En opgørelse af henholdsvis over-/underforbrug af kvælstofgødning i forhold til bedrifternes kvote i 2000 er vist i figur 5.8a. Opgørelsen dækker alene konventionelle bedrifter. Dette er fordi økologiske bedrifter oftest ikke gøder efter N-normen. Ca. 17 % af det dyrkede areal på de konventionelle bedrifter får mere end 10 kg N ha⁻¹ over bedrifternes kvote (overforbrug), mens ca. 28 % af arealet på de konventionelle bedrifter får mindre end 10 kg N ha⁻¹ under bedrifternes kvote (underforbrug).

Når en bedrift tilfører mindre gødning end kvoten tillader kan man også sige at bedriften har "luft" i gødningsregnskabet. Det er især

Tabel 5.4 Udnyttelse af husdyrgødning i henhold til gældende lovgivning på konventionelle brug i landovervågningsoplandene med anvendelse af husdyrgødning. Opdeling på brugstyper, 2000.

	Antal brug i opgørelsen	Opnået udnyttelse (%)	Krav til udnyttelse (%)	Antal brug som opfylder krav	Areal (ha)	Husdyr-Gødning (tons N)
Kvægbrug	32	56,4	44,1	22	2015	295
Svinebrug	28	50,3	48,3	14	1669	140
Kvæg+svin	4	63,7	39,5	4	398	53
Planteavl	10	54,1	47,2	6	331	34
Alle brug	74	54,2	45,9	46	4413	522

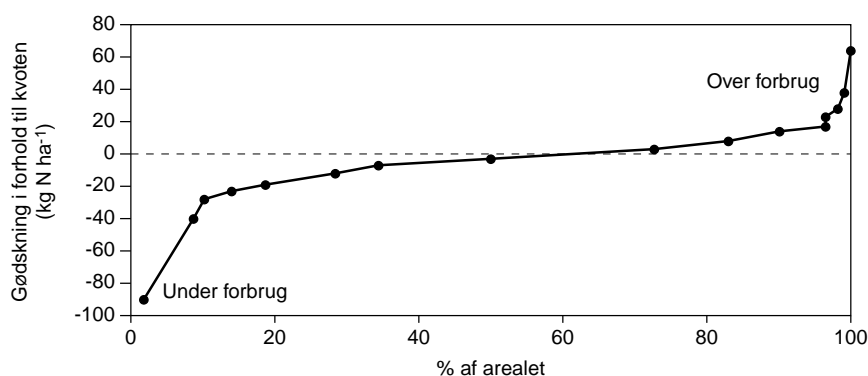
Tabel 5.5 Antal konventionelle brug i procent i forhold til opfyldelse af krav om udnyttelse af deres husdyrgødning på ejendomme i landovervågningsoplandene for år 2000

	Ejendomme Antal 74	Opnået udnyttelse %	Krav til udnyttelse %	Areal ¹ 4413 ha	Husdyr-gødning 522 t N
Opfyldt krav til udnyttelsen	62	66,2	45,0	62	59
Udnyttelsen er mindre end krav, men større end krav minus 5	10	42,7	46,6	12	13
Udnyttelsen er mere end 5 % under kravet	28	31,7	46,2	26	28

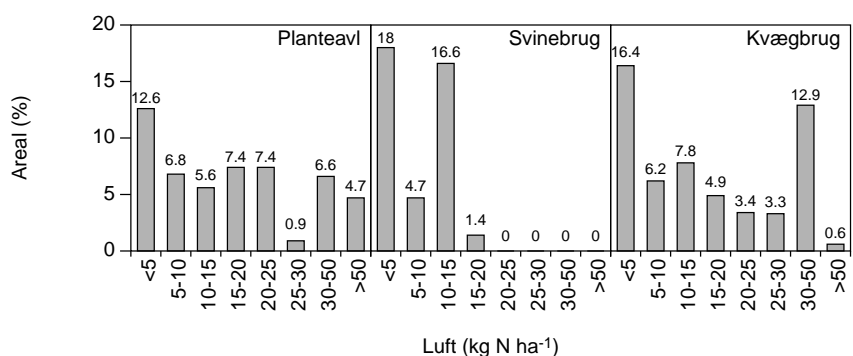
¹ Angiver areal for ejendomme, som anvender husdyrgødning.

kvægbrug og planteavlbrug, der har luft i gødningsregnskabet (figur 5.8b). Lovgivningsmæssigt set behøver bedrifter med luft i gødningsregnskabet ikke at skære ned på gødningsforbruget i takt med stramninger i regelsættet.

Figur 5.8a. Fordeling af det dyrkede areal på konventionelle bedrifter efter over- og underforbrug af N-gødning i forhold til bedrifternes N-kvotest i landovervågningen, 2000. N-forbruget er opgjort som handelsgødning-N plus kravet til udnyttelse af N i husdyrgødning.



Figur 5.8b Fordeling af ikke benyttet N-kvotest ("luft" i gødningsregnskabet) på konventionelle brug i landovervågningen, 2000. "Luft" er beregnet som N-kvotest - handelsgødning-N - udnyttelseskrav til husdyrgødning-N.



5.5 Markbalancer for kvælstof i landovervågningsoplandene

Opgørelsesmetode til markbalance

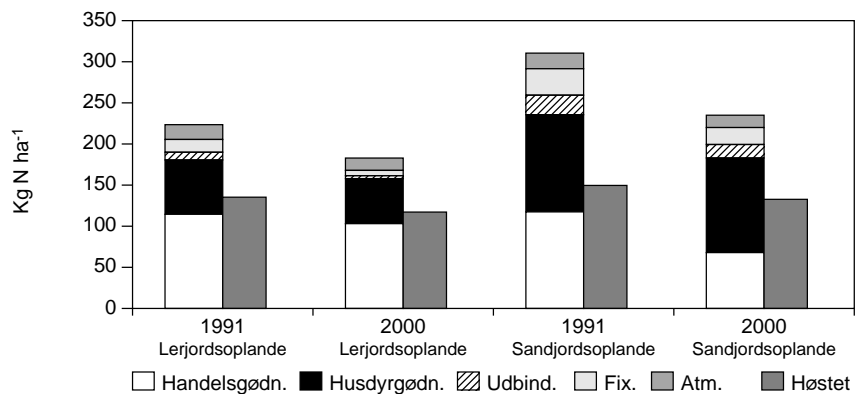
For at belyse tabspotentialen for kvælstof i forbindelse med landbrugsproduktion er der foretaget en opgørelse over input og output på markniveau i landovervågningsoplandene. Input består i denne sammenhæng af tilført kvælstof med handelsgødning og husdyrgødning inklusiv udbinding samt kvælstoffixering 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 normtal for afgrødernes kvælstofindhold for 1990-97 (*Vilhelm og Nielsen, 1990; Landsudvalget for kvæg, 1993 og 1995*), og for 1998-2000 i indberetningsprogrammet Bedriftsløsning. 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 foregået 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. brak-arealerne er også indregnet.

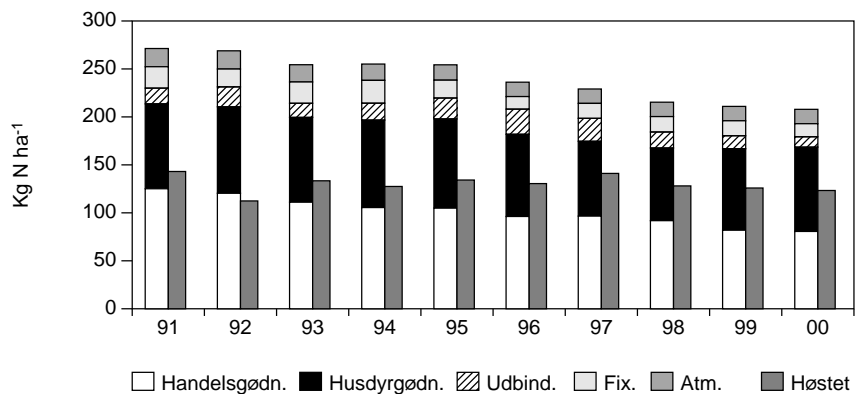
Tabspotentiale for kvælstof

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. I figur 5.9 er kvælstofbalancerne for landbrugsjorden vist for ler- og sandjordsoplande for 1991 og 2000. Her ses at kvælstofinput, kvælstofoverskuddet samt reduktionen i kvælstofoverskuddet fra 1991 til 2000 er størst for de to sandjordsoplande hvor reduktionen i det gennemsnitlige kvælstofoverskud er 58 kg N ha⁻¹ mod 24 kg N ha på lerjordsoplandene LOOP 1, 3 og 4.

Figur 5.9 Markbalance for kvælstof opgjort for ler- og sandjordsoplande i 1991 og 2000



Figur 5.10 Markbalance for kvælstof i landovervågningsoplandene 1-6, 1991-2000. (Brakarealerne er indregnet i i denne opgørelse).



Udvikling i nettotilførsel til marker

Udviklingen i kvælstofbalancerne for det dyrkede areal i perioden 1991-2000 er vist i figur 5.10. Tilførslen af handelsgødningskvælstof er faldet fra 125 kg N ha⁻¹ i 1991 til 81 kg N ha⁻¹ i 2000. Fra 1995 til 2000 har tilførslen via husdyrgødning været jævnt faldende til 99 kg N ha⁻¹. Den totale tilførsel til landbrugsarealet er faldet med ca. 23 % fra 1991 til 2000. Kvælstof fjernet med afgrøderne har varieret mellem 112 og 143 kg N ha⁻¹ med de laveste værdier i 1992. Nettotilførslerne er generelt reduceret med 33 % fra 128 kg N ha⁻¹ i 1991 til 85 kg N ha⁻¹ i 2000. Der fremkommer dog nogen variation på grund af forskelle i høstudbyttet.

Netttilførsel af kvælstof stiger med stigende husdyrtæthed

For år 2000 stiger nettotilførslen af kvælstof til markerne med stigende husdyrtæthed. Således var overskuddet 41, 69, 105 og 115 kg N ha⁻¹ på brug med henholdsvis 0, 0-1,0 DE ha⁻¹, 1,0-1,7 DE ha⁻¹ og mere

end 1,7 DE ha⁻¹. Data for markbalancer for kvælstof opdelt på brugstyper og husdyrtæthedsgrupper findes i bilag 5.2.

5.6 Markbalancer for fosfor for landovervågningsoplandene

Baggrund

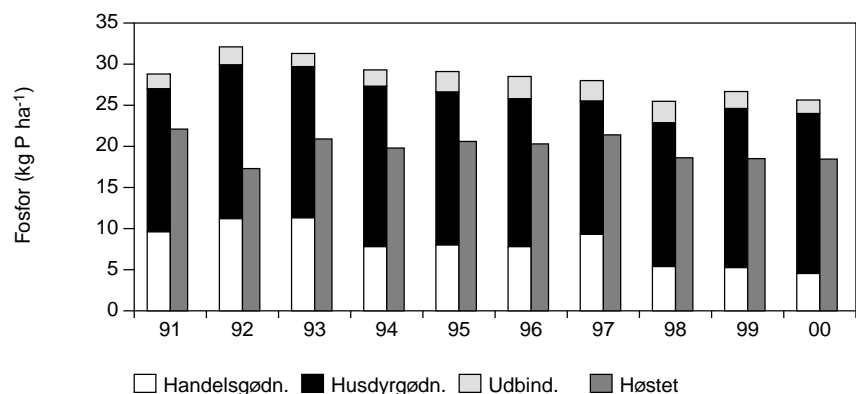
Med hensyn til fosforgødskning forefindes vejledende normer for de enkelte afgrøder (*Håndbog for Plantedyrkning, 1999*); normerne gælder for jorde med middelhøj fosforstatus og behovene og tilførslerne skal ses over en flerårig periode.

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

Udviklingen i fosforbalancerne for landbrugsarealet i perioden 1991-2000 er vist i figur 5.11. Tilførslen af handelsgødningsfosfor er faldet fra ca. 10,5 kg P ha⁻¹ i 1991-92 til 4,5 kg P ha⁻¹ i 2000. Alene fra 1997 til 2000 er forbruget af handelsgødning faldet fra 9,3 til 4,5 kg P ha⁻¹. Tilførslen af husdyrgødnings fosfor var i 1991-92 ca. 19,6 kg P ha⁻¹ og i 2000 19,5 kg P ha⁻¹. Den totale tilførsel til landbrugsarealet er faldet med godt 10 %. Det største fald er sket fra 1997 til 1998 og skyldes primært faldet i brugen af handelsgødning.

Figur 5.11 Markbalance for fosfor i landovervågningsoplandene 1-6, 1991-2000. (Brakarealerne er indregnet i denne opgørelse).



Fosfor fjernet med afgrøder

Fra 1991 til 1997 er fosfor fjernet med afgrøderne opgjort på basis af høstudbyttet og normtal 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 5.4). Høstet fosfor har varieret mellem 17,3 og 22,1 kg P ha⁻¹ i årene 1991-2000 med de laveste værdier i 1992 (figur 5.12). Dette medfører at nettotilførslerne af fosfor til landbrugsjorden er faldet fra ca. 10,5 kg P ha⁻¹ i 1991-92 til 7,2 kg P ha⁻¹ i 2000.

Tabel 5.6 Fosforbalancer for landbrugsjord på ejendomme med forskellig brugstyper og dyretæthed, 2000.

	Brugstyper				Dyretæthed (DE ha ⁻¹)			
	Plante	Kvæg	Svin	Blandet	0	0-1,0	1,0-1,7	> 1,7
Areal (ha)	2155	2642	1777	471	2155	1435	2069	1386
Handelsgødning (kg P ha ⁻¹)	11,6	3,8	2,6	1,5	11,6	4,9	2,5	2,4
Husdyrgødning ¹⁾ (kg P ha ⁻¹)	4,6	25,1	25,1	30,8	4,6	16,4	27,6	32,1
Høstet (kg P ha ⁻¹)	18,4	19,0	19,0	17,5	18,4	18,8	17,8	20,5
Total tilført.-høstet (kg P ha ⁻¹)	-2,2	9,9	8,7	14,8	-2,2	2,5	12,3	14,0

¹⁾ Husdyrgødning incl. udbinding.

Nettotilførsel af fosfor størst for svinebrug og blandede brug

I tabel 5.6 er fosforbalancerne for 2000 opgjort for henholdsvis brugstyper og dyretæthedsgrupper. Tilførsel af fosfor til markerne på planteavlsbrugene udgjorde 11,6 kg P ha⁻¹ med handelsgødning og 4,3 kg P ha⁻¹ med husdyrgødning, mens husdyrbrugene forbrugte gennemsnitlig 2,6 kg P ha⁻¹ med handelsgødning og 27,0 kg P ha⁻¹ med husdyrgødning. Resultatet blev at alle husdyrbrug havde en positiv nettotilførsel af fosfor. Planteavlsbrugene havde et netto underskud af fosfor på 2,2 kg P ha⁻¹. Kvæg- og svinebrugene havde en nettotilførsel på henholdsvis 9,9 og 8,7 kg P ha⁻¹ og de blandede brug en nettotilførsel på 14,8 kg P ha⁻¹.

Nettotilførsel af fosfor stiger med stigende husdyrtæthed

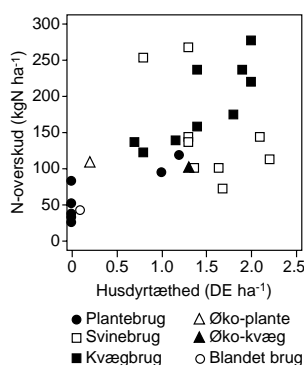
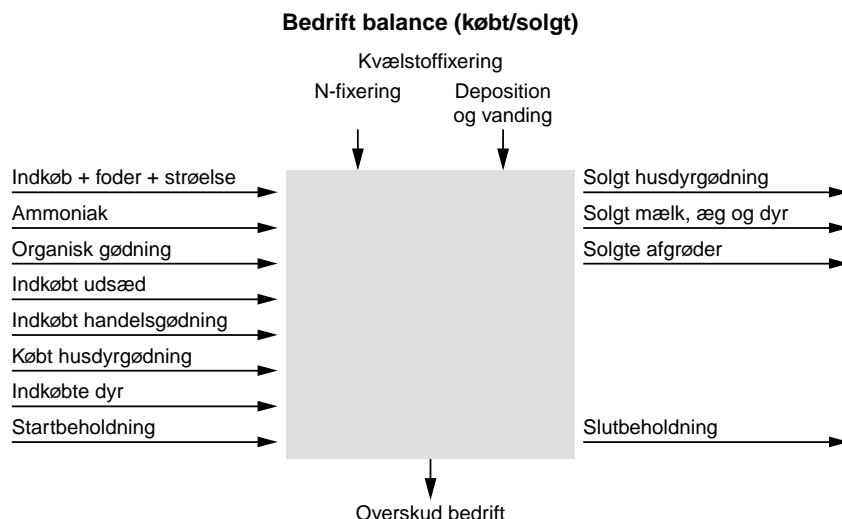
Af tabellen ses endvidere, at nettotilførslen steg med stigende husdyrtæthed.

5.7 Næringsstofbalancer for landbrugsbedrifter i oplandene

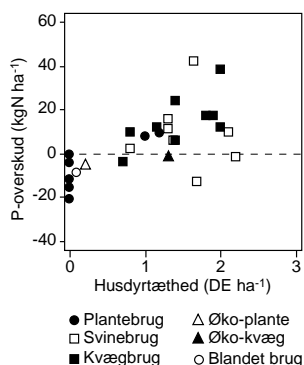
I 2000 er der for hele bedrifter beregnet næringsstofbalancer på i alt 25 bedrifter, 4-8 bedrifter for hver af de 7 LOOP-oplandene. Opgørelserne følger de samme principper og metoder som i Grønt Regnskab, som er udviklet af Landbrugets Rådgivningscenter. Landbrugets Rådgivningscenter har udviklet et edb-program til registrering af data samt til opgørelser af næringsstofbalancer for en bedrift. Programmet er tilknyttet Bedriftsløsningen og indholder alle relevante normtalstabeller til opgørelserne. Næringsstofbalancerne for landbrugsbedrifter i landovervågningsoplandene er opgjort med edb-programmet til Grønt Regnskab.

I Grønt Regnskab kan næringsstofbalancer for landbrugsbedrifter opgøres med to forskellige metoder: Som en overordnet bedriftsbalance eller som en bedriftsbalance der er sammensat af stald- og markbalancer. I Grønt Regnskab er programmet til opgørelser af stald- og markbalancer endnu ikke færdigudviklet hvorfor balancerne for landbrugsbedrifterne i oplandene alene er opgjort som overordnede bedriftsbalancer, hvor tilførsel og bortførsel af næringsstoffer fra bedriften hovedsagelig er baseret på købte og solgte produkter (figur 5.12).

Figur 5.12 Stofstrømme for en overordnet næringsstofbalance for landbrugsbedrifter, hvor dataene hovedsagelig baseres på købte og solgte produkter



Figur 5.13 Kvælstofoverskud i relation til husdyrtæthed for bedriftstyper i oplandene for år 2000



Figur 5.14 Fosforoverskud i relation til husdyrtæthed for bedriftstyper i oplandene for år 2000

Den samlede tilførsel, bortførsel og beholdninger af næringsstoffer til bedriften beregnes og differencen imellem disse udtrykker næringsstofoverskuddet. De relevante poster for tilførsel er: indkøbt foder og strøelse, handelsgødning, købt husdyrgødning, forbrug af slam eller andre organiske gødninger, udsæd, indkøbte dyr, kvælstoffiksering, deposition, vanding, forbruget af ammoniak til behandling af halm, besætning (start). For bortførsel er de relevante poster: salg af afgrøder, dyr, solgt husdyrgødning, kød, mælk og æg og besætning (slut). Derefter skal der korrigeres for bedriftens start- og slutbeholdninger af handelsgødning, husdyrgødning, udsæd, foder m.v. samt tages højde for jordbeholdninger, som er forbrug af udsæd og gødning, der anvendes i efterårsperioden hvor afgrøden først høstes den efterfølgende sommer.

I figur 5.13 er kvælstofoverskuddet i relation til husdyrtætheden vist for forskellige bedriftstyper. Af dataene ses at kvælstofoverskuddet stiger ved stigende husdyrtæthed. Selvom der er stor variation imellem de enkelte bedrifters overskud ligger det gennemsnitlige kvælstofoverskud for kvægbrug på 188 kg N ha⁻¹ generelt højere end overskuddet for svinebrug på 155 kg N ha⁻¹. De laveste kvælstofoverskud registreres for plantebrugene på 25-92 kg N ha⁻¹.

Overskuddet af fosfor har nogenlunde samme tendens som kvælstofoverskuddet omend variationen mellem de enkelte bedrifter er større. Fosforoverskuddet er generelt størst for kvægbrugene, 10-38 kg P ha⁻¹, mens overskuddet for svinebrug varierer mellem -13 og 42 kg P ha⁻¹ (figur 5.14). Plantebrugene har generelt underskud af fosfor; under/overskuddet varierer mellem -30 og 9 kg P ha⁻¹. Alle balancerne er opgjort for et enkelt år, år 2000. For et enkelt år kan der være store forskydninger i beholdninger af husdyrgødning og foder hvorfor et generelt niveau for næringsstofoverskud bør ses over flere år. I de kommende års opgørelser af balancerne vil årsagen til de store variationer der især registreres i P-overskuddet, blive analyseret.

5.8 Pesticidanvendelse i oplandene

I bekæmpelsesmiddelstatistikkerne opgøres pesticidforbruget dels som mængden af solgte aktiv 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.

Definition af behandlingsindeks BI

I Landovervågningen, hvor pesticidforbruget er kendt på markniveau, kan foretages mere detaljerede opgørelser. Mængden af aktiv stoffer udspremt på den enkelte mark er kendt. Endvidere kan der udregnes et behandlingsindeks (BI). Dette indeks 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.

Gennemsnitlig mængde aktiv stof 1,22 kg ha⁻¹ og BI 1,19

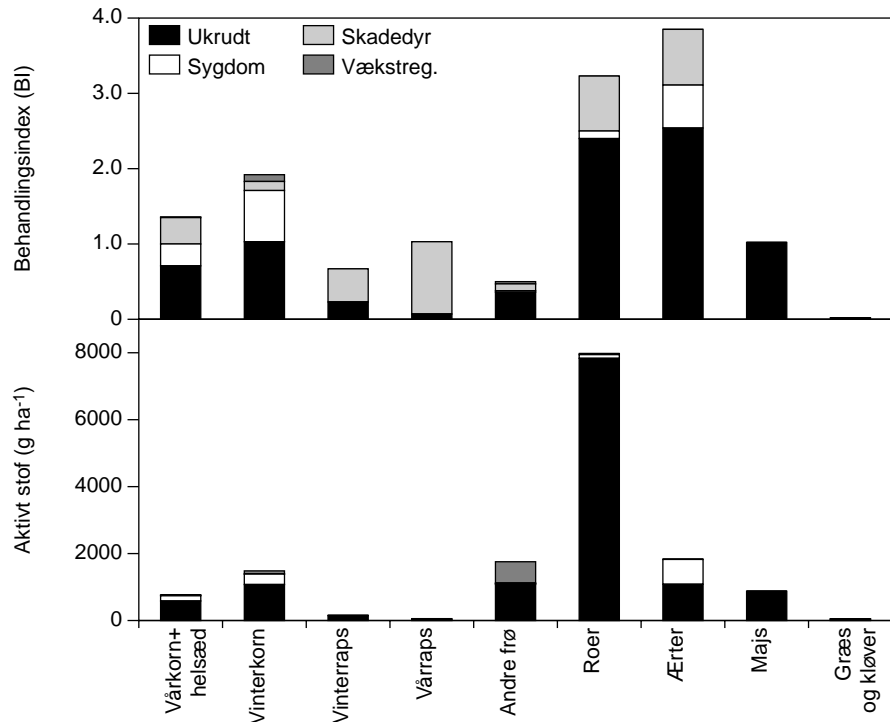
Herbicerne udgør langt den overvejende del af sprøjtningerne. Som gennemsnit for det dyrkede areal blev der i 2000 anvendt 1,22 kg aktiv stof per ha. Heraf udgør herbicerne 72 % mens fungicider, insekticider og vækstreguleringsmidlerne udgør henholdsvis 23 %, 1 % og 4 %. Opgjort som behandlingsindeks er herbicerne stadig dominerende, men fungicider og insekticider har også et vist omfang. Det gennemsnitlige behandlingsindeks for hele det dyrkede areal er 1,19. Heraf udgør herbicerne 57 %, fungiciderne 24 % og insekticiderne 16 %; vækstreguleringsmidlerne udgør 2 %.

Roer og ærter har det højeste BI og græs behandles stort set ikke

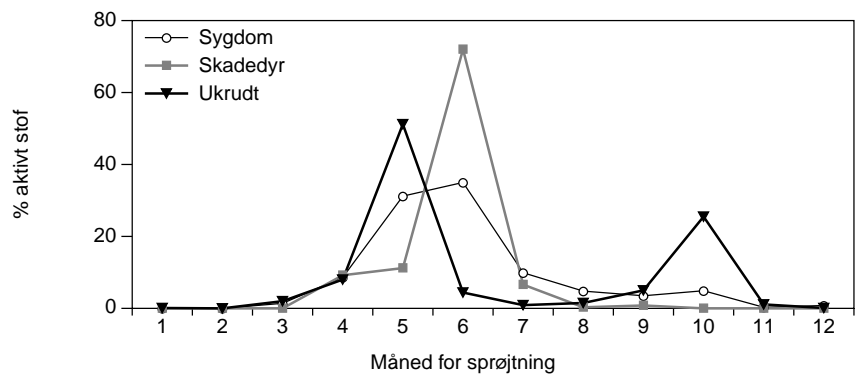
De gennemsnitlige behandlingsindeks i oplandene er lavere end behandlingshyppigheden på landsplan. Dette skyldes formentlig at andelen af afgrøder der sprøjtes meget, fx kartofler, udgør en mindre andel i oplandene end på landsplan. Behandlingsindekset for de store afgrødegrupper i oplandene (vinterkorn 1,9 og vårkorn 1,4) er meget lig behandlingshyppigheden på landsplan (vinterkorn 2,1; vårkorn 1,5). Roer og ærter har langt det højeste behandlingsindeks (over 3). Græsafgrøder behandles så godt som aldrig, figur 5.15.

Sprøjtetidspunkterne opgjort på baggrund af anvendt mængde aktiv stof er vist i figur 5.16. Det fremgår at sprøjtesæsonerne hovedsagelig er koncentreret til april-maj-juni (65 % af aktiv stoffer) og oktober måned (20 % af aktiv stoffer). Herbicerne anvendes især i april-maj og oktober, fungiciderne i maj-juni og insekticiderne i juni måned. Sprøjtning med herbicider i oktober måned er fortrinsvis til vinterhvedemarker.

Figur 5.15. Behandlingsindeks og udspredd aktiv stof til forskellige afgrøder i Landovervågningen 1999/2000 (LOOP 1-4 og 6).



Figur 5.16. Sprøjtetidspunkter for de enkelte behandlingsemner i Landovervågningen i 1999/2000 (LOOP 1-4 og 6).



5.9 Miljøfremmede stoffer i gylle

I foråret 2001 blev taget 29 gylleprøver fordelt i Fyns og Vejle amter. Prøverne i Jylland blev udtaget medio marts mens prøverne på Fyn først blev taget medio maj, på grund af frygt for mund- og kløvsyg i foråret 2001. Denne undersøgelse skal fungere som forundersøgelse for den planlagte mere omfattende undersøgelse i 2002. Gennemsnitsberegninger af analyseresultaterne er præsenteret i bilag 5.3. Se desuden *Paulsen et al. 2001*.

Tabel 5.7 Antal undersøgte gylletanke

	Fyn	Jylland
Svin	5	8
Kvæg	5	7
Økologisk kvæg	1	3
	11	18

*Tørstofindhold i gennemsnit
5,7 %*

Generelle parametre

Tørstofindholdet, der angives i procent af vægten af den friske gylleprøve, varierede mellem 0,8 – 14,1 % med et gennemsnit på 5,7 %. Indholdet af tørstof var generelt højere i konventionelt kvæggylle end i økologisk kvæggylle. Ligeledes var tørstofindholdet i kvæggylle højere end i svinegylle. Indenfor hver af de tre typer af gylle var der kun en mindre forskel i det gennemsnitlige tørstofindhold fra fynske og østjyske prøver. Det skal bemærkes at der var en betydelig variation i resultaterne fra de fynske prøver af svinegylle, som kan skyldes at de fynske prøver blev taget meget sent, og at især svinebrug kan have meget varierende forbrug af vaskevand. På baggrund af Normtal for Husdyrgødning (*Poulsen og Kristensen, 1997*) kan til sammenligning beregnes et gennemsnitligt tørstofindhold i svinegylle på 5 % og i kvæggylle på 10 %.

*Total kvælstof indhold
svarende til normtal*

Totalkvælstof indholdet (N) lå mellem 38 og 150 g N kg⁻¹ tørstof (TS) med et gennemsnit for alle prøver på 76,4 ± 36,7 g N kg⁻¹ TS. Kvælstofindholdet var betydeligt højere i svinegylle end i konventionel kvæg- og økologisk kvæggylle. Variationen i kvælstofindholdet var væsentlig højere for svinegylle end for de to typer kvæggylle. Groft beregnede gennemsnit ud fra Normtal for husdyrgødning viser at kvælstof indholdet i svinegylle er 100 g N kg⁻¹ TS og for kvæggylle 55 g N kg⁻¹ TS, hvilket passer fint med denne undersøgelse (se bilag 5.3).

*Total fosfor indhold
svarende til normtal*

Total-fosfor (P) for alle prøver lå mellem 7,7 og 28 g P kg⁻¹ TS med et gennemsnit på 15,9 ± 7,2 g P kg⁻¹ TS. Fosforindholdet var som ventet væsentligt højere i svinegylle end i de to typer kvæggylle. Et groft gennemsnit af tallene i Normtal for husdyrgødning viser at svinegylle indeholder omkring 30 g P kg⁻¹ TS og kvæggylle omkring 10 g P kg⁻¹ TS. Også her passer undersøgelsen nogenlunde med normtallene.

*Højt indhold af kobber,
nikkel og zink i
svinegylle*

Metaller

Der blev analyseret for en række metaller: aluminium, arsen, barium, bly, cadmium, chrom, kobber, nikkel, selen, og zink. Indholdet af aluminium var generelt meget højt i gylleprøverne, uden i øjnefaldende forklaring. Kobber, nikkel og zink kan tilsættes svinefoder som væksthjælpemiddel. Analyserne viser da også at svinegylle har betydeligt højere indhold af disse stoffer end kvæggylle. Selen er et mikronæringsstof der kan tilsættes både kvæg- og svinefoder, som er fundet i alle prøver.

*Ingen fund af
parathion, men af
parathion-methyl*

Pesticider

Der blev analyseret for pesticidet parathion, samt dets nedbrydningsprodukt parathion-methyl.

Anvendelse af insekticidet parathion har været forbudt i Danmark siden december 1992. Parathion blev ikke påvist i nogen af prøverne. Nedbrydningsproduktet blev fundet i 3 af prøverne hvilket svarer til fund i ca. 10 % af prøverne. De 3 prøver med fund af parathion-methyl kom alle fra jyske, konventionelle kvægbrug.

*Fund af DDE, men
ikke DDT*

Det andet pesticid som indgik i analysen, var DDT og dets nedbrydningsprodukt DDE. DDT har været forbudt på landbrugsjord i

Danmark siden 1969, men er svært nedbrydeligt. Pesticidet DDT blev ikke påvist i nogen af prøverne. Derimod var der fund af DDE i 4 af prøverne hvilket svarer til DDE-fund i ca. 3 % af prøverne. Der var fund af DDE i 3 af de 6 grupper: fynsk kvæg- og svinegylle samt jysk svinegylle.

Polyaromatiske hydrocarboner (PAH)

Kilderne til PAH-er er atmosfærisk nedfald, tjærede overflader og asfalt. Benz(a)pyren og benz(a)athracen er begge carcinogene. Ved at tilsætte spildolie til gylletanken kan overskumning undgås. Det er forbudt i Danmark, men det kan ikke helt udelukkes at det kan ske i enkelte tilfælde.

PAH-er fund i 93 % af prøverne

I alt blev der analyseret for 16 PAH-forbindelser. Heraf blev 3 forbindelser: acenaphthen, anthracen, og dibenz(a,h)anthracen ikke påvist i nogen af gylleprøverne. De 13 fundne PAH-forbindelser i gylleprøverne blev fundet i et varierende antal prøver. Der blev ikke fundet PAH'er i 2 gylleprøver fra svin medens der var fund i de øvrige gylleprøver, svarende til en samlet fundhyppighed på 93 %. PAH-koncentrationen i kvæggylle var generelt noget højere end i svinegylle.

Polychlorede biphenyler (PCB)

PCB-er er en uønsket stofgruppe fordi stofferne er hormon forstyrrende. De bruges i mange forskellige produkter blandt andet maling, transformatorer og som flammehæmmere. De kan transporteres i luften bundet til atmosfæriske partikler.

Ingen fund af PCB i økologisk kvæggylle

I alt blev der analyseret for 7 PCB-forbindelser: PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153 og PCB 180. I 48 % af prøverne blev der fundet PCB. I en prøve fra svinegylle blev hver af de 7 PCB-forbindelser påvist. I de øvrige gylleprøver med PCB-fund blev der kun fundet PCB 28. I gylle fra økologiske kvægbrug var der ingen fund af PCB, i gylle fra konventionel kvægbrug var der PCB-fund i 33 % af prøverne medens der var hele 77 % PCB-fund i svinegylle.

Phenol-forbindelser

Der blev analyseret for nonylphenoler, nonylphenolpolyethoxylater, phenol, o-cresol, m-cresol og p-cresol. Nonylphenol-mono- og diet-hoxylater kunne ikke måles på grund af kromatografisk interferens.

Cresoler er et naturligt nedbrydning produkt fra lignin.

Cresoler blev fundet i alle prøver: m-cresol og p-cresol var at finde i alle prøver medens o-cresol blev målt i 27 prøver. Der blev fundet langt højere koncentration af cresoler i svinegylle end i gylle fra henholdsvis konventionelt og økologisk kvægbrug. Derimod var der ingen forskel i det samlede indhold af cresoler i gylle for de to kvægbrugstyper. Cresoler udskilles naturligt ved omsætning af ligning og er derfor ikke egentlig miljøfremmede stoffer i gylle.

Phenol blev fundet i alle prøver. Der var ingen klar tendens til niveauforskelle mellem forskellige gylletyper.

Koncentrationen af nonylphenoler nærmer sig grænserne i Slambekendtgørelsen

Nonylphenoler stammer blandt andet fra opløsningsmidler, maling og pesticider og blev fundet i 83 % af prøverne. Både nonylphenol og nonylphenolpolyethoxylater er hormonforstyrrende. I Slambekendtgørelsen strammes den maksimalt tilladte mængde fra 1. juli 2002 til 10 mg kg⁻¹ TS. Til sammenligning var max-observationen i gylleanalyserne 11,3 mg kg⁻¹ TS. Nonylphenolpolyethoxylater blev fundet i 14 % af prøverne.

Kun få fund af fosfortriester

Fosfortriester

Fosfortriester anvendes blandt andet som flammehæmmere. I alt blev der analyseret for 4 fosfortriester: tri-n-butylphosphat, tricresylphosphat, trichlorpropylphosphat (TCPP) og triphenylphosphat. Stofferne TCPP og triphenylphosphat blev ikke påvist i nogen af prøverne mens tri-n-butylphosphat og tricresylphosphat hver især blev fundet i 2 prøver med fælles overlap i en af prøverne og dermed var der fund af fosfortriester i 3 % af prøverne. Prøver med fund af fosfortriester stammede fra 2 konventionelle kvægbrug og 1 svinebrug.

Phthalater

Phthalater anvendes i PVC som blødgørere og frigøres fra produkter af PVC. Phthalater er problematiske for de er hormonforstyrrende. Der blev analyseret for 5 phthalater, tre stoffer, benzylbutylphthalat, di-(2-ethylhexyl)-adipat og di-n-octylphthalat, blev ikke fundet i gylleprøverne.

Fund af DEHP i alle de jyske prøver

Der var ikke fund af phthalater i de fynske gylleprøver, men der imod i alle de jyske prøver. Den eneste kendte forskel der har været er omrøring af gylletankene, som er sket i Jylland men ikke på Fyn. Dette giver dog ingen forklaring på forskellen. Di-(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) blev fundet i 62 % af prøverne. Di-n-butylphthalat blev fundet i 7 % af prøverne.

LAS fundet i 79 % af prøverne

Lineære alkylbenzensulfonater (LAS)

LAS findes blandt andet i rengøringsmidler og visse pesticider som spredeagenter. LAS nedbrydes let under aerobeforhold. LAS blev fundet i 79 % af gylleprøverne. Inden for hver af de tre gylletyper var der en betydelig variation i LAS-indholdet. På grund af denne store variation synes der ikke at være nogen forskel i koncentrationsniveau mellem grupperne.

Belastning af jorden i forhold til Økotoksikologisk jordkvalitetskriterie

Når der tages udgangspunkt i den størst mulige belastning af jorden, for kvæggylle svarende til 210 kg N ha⁻¹ og 170 kg N ha⁻¹ for svinegylle, kan belastningen med hvert af de miljøfremmede stoffer pr kg jord beregnes. Der regnes med en pløjedybde på 20 cm.

Om 10 år risiko for problemer med aluminium og nonylphenol

Ingen af de målte stoffer nærmer sig de økotoksikologiske jordkvalitetskriterier, selv ved maksimal belastning. Hvis man spreder de mængder gylle der maksimalt er tilladt i dag og med det indhold som er påvist i denne undersøgelse, vil der dog allerede om 10 år være problemer med aluminium og nonylphenol i forhold til det

økotoksikologiske jordkvalitetskriterie. Dette under forudsætning af at stofferne ikke optages, nedbrydes eller på anden måde fjernes.

6 Rodzone målinger – næringsstoffer og pesticider

I dette kapitel præsenteres resultater fra jordvandsmålinger og drænvandsmålinger, og der foretages en beskrivelse af udviklingstendenser med hensyn til kvælstofkoncentrationer i jordvandet.

6.1 Næringsstoffer i jordvandet

Kvælstoffer i jordvandet

Nitrat N udgør 81-96 % af total N

Jordvandets kvælstofindhold består overvejende af nitrat-N (tabel 6.1). 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 6.1 Gennemsnitlige årlige koncentrationer af total N og nitrat N (simple middelværdier af ugentlige målinger) for årene 1993-2000.

	Tot-N mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	Forskel %
Lerjorde			
LOOP 1	16,0	15,4	3,8
LOOP 4	16,3	15,4	5,5
LOOP 3	15,4	12,5	18,8
Sandjorde			
LOOP 2	29,8	27,5	7,7
LOOP 6	20,9	19,6	6,2

Afstrømning fra rodzonen

Afstrømningen fra rodzonen beregnes vha. en afstrømningsmodel (EVACROP eller DAISY) og med nedbør korrigeret til jordoverfladen i henhold til udmeldinger fra DMI, dvs. der er tale om nye nedbørs korrektioner (Allerup et al, 1998). For LOOP 2 er der anvendt de års-specifikke korrektioner. Usikkerheder omkring afstrømningsberegningerne er omtalt i kapitel 10.

Afstrømningerne har varieret betydeligt gennem måleperioden afhængig af nedbør og vækstbetingelser i øvrigt (figur 6.1). 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 rekordlav 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. 1998/99 og 1999/00 var igen nedbørsrige år med ca. 30 % højere afstrømning end gennemsnittet for måleperioden.

Som gennemsnit for hele måleperioden var afstrømningen fra lerjordsoplandene (LOOP 1, 4, 3) 407 mm pr år og for sandjordsoplandene (LOOP 2, 6) 556 mm pr. år.

Kvælstofudvaskning fra rodzonen

De årlige udvaskninger af kvælstof samt de årlige vandføringsvægtede kvælstofkoncentrationer i rodzonevandet er vist i figur 6.1. Koncentrationer og udvaskning er beregnet for nitrat-N. Usikkerheder omkring beregning af kvælstofudvaskning er omtalt i kapitel 10.

Høje N koncentrationer for landbrugsjord

Koncentrationen af nitrat-N i jordvandet på landbrugsjord har varieret igennem måleperioden fra 7-34 mg N l⁻¹ i lerjordsoplandene (LOOP 1, 4, 3) og fra 14-51 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.

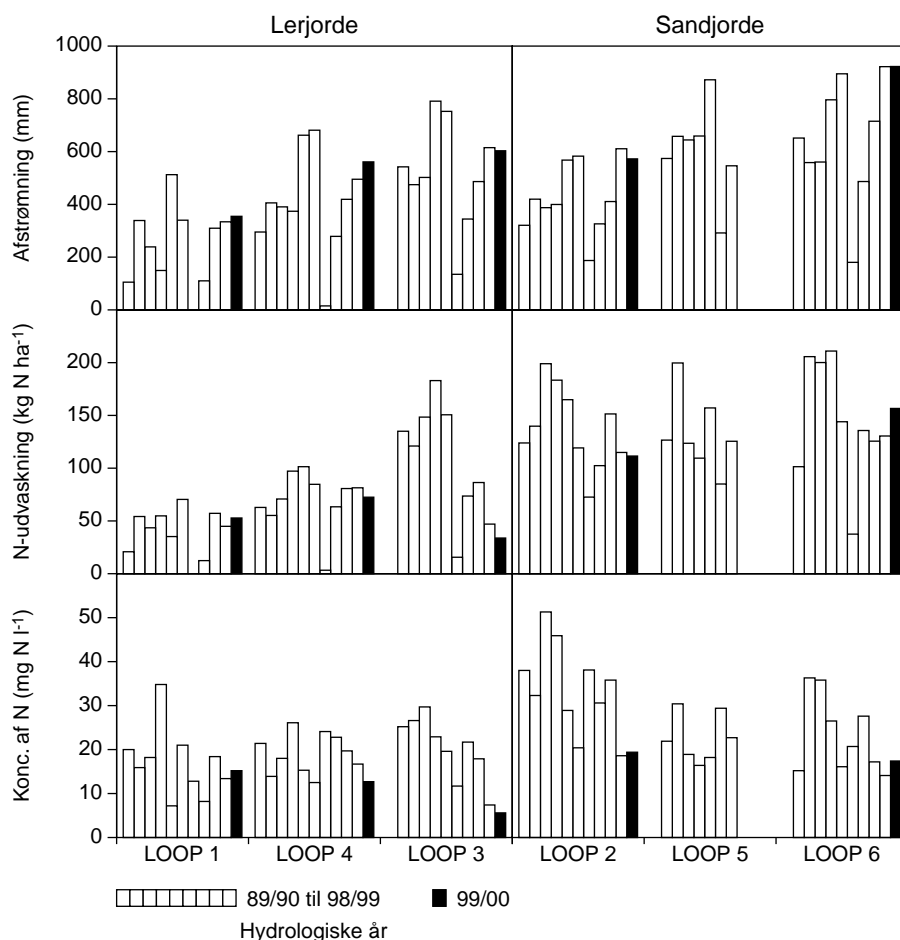
Lav N koncentration ved skov-areal

Ved en skovstation i LOOP 3 lå den gennemsnitlige koncentration af nitrat-N på 3,9 mg N l⁻¹ i perioden 1990-2000.

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 1997/98-1999/00 igen ret høje. Kvælstofudvaskningerne har i måleperioden varieret fra 0 til ca. 150 kg N ha⁻¹ år⁻¹ for lerjordene (LOOP 1, 4, 3) og fra 37 til ca. 200 kg N ha⁻¹ år⁻¹ for sandjordene (LOOP 2, 6).

Figur 6.1 Årlig vandafstrømning og N udvaskning fra rodzonen, samt vandføringsvægtede N koncentrationer i jordvandet som gennemsnit for stationerne i de seks oplande for årene 1990/91-1999/00. N er angivet som nitrat N.

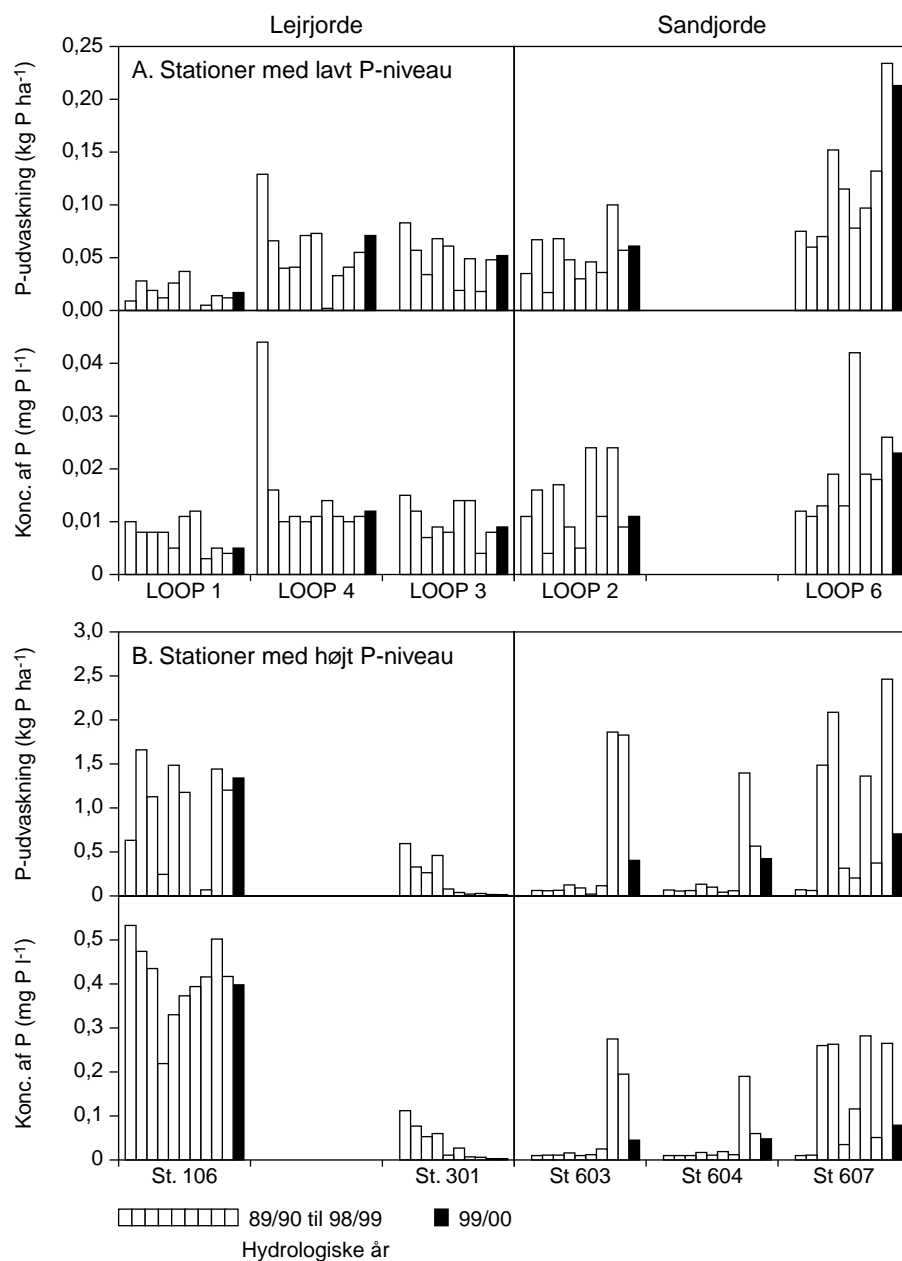


Fosforudvaskning til grundvand

De årlige udvaskninger af ortho-P samt de årlige vandføringsvægtede koncentrationer af ortho-P i rodzonevandet er vist i figur 6.2 som gennemsnit for stationer dels med lave P værdier (a) dels med høje P værdier (b).

Lave P koncentrationer og udvaskninger ved de fleste stationer

Figur 6.2. Årlig udvaskning af ortho-P fra rodzonen samt vandføringsvægtede koncentrationer af ortho-P i jordvandet som gennemsnit for stationerne i fem oplande for årene 1990/91-1999/00. A: stationer med lave P niveauer, B: stationer med højt P niveau.



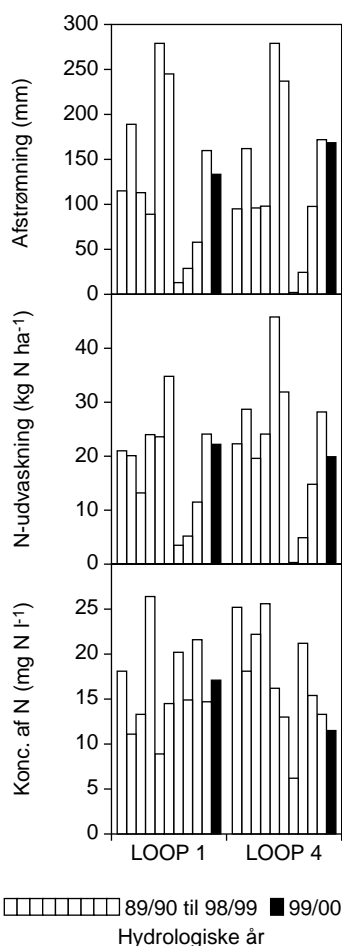
Høje P koncentrationer og udvaskninger ved enkelte stationer på lerjord

For én station på lerjord i LOOP 1 (Storstrøm) har der været konstant høje P koncentrationer i jordvandet, gennemsnitlig $0,40 \text{ mg P l}^{-1}$. 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 ($P_t=10,7$). Marken adskiller sig ikke fra

de øvrige marker i samme opland med hensyn til jordtype (jb 6) og sædskifte (vinterhvede, vårbyg, ærter og fabriksroer)

Endvidere er der ved én station på lerjord i LOOP 3 (Vejle/Århus) målt høje koncentrationer af ortho-P i begyndelsen af måleperioden. Koncentrationen har dog tydeligvis været faldet igennem måleperioden og er i 1996/97 på niveau med de øvrige stationer i oplandet. 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 6.3). 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, fx på grund af tidligere store tilførsler af husdyrgødning.

Husdyrgødning på sandjorde medfører P-udvaskning.



Figur 6.3 Årlig vandafstrømning og N udvaskning fra dræn samt vandføringsvægtede N koncentrationer i drænvandet som gennemsnit for stationerne i to lerjordsoplande for årene 1990/91-1999/00. N er angivet som nitrat N.

På sandjorde i LOOP 6 (Sønderjylland) var der ved to stationer i 1997/98 og 1998/99 meget høje koncentrationer 0,060-0,27 mg P l⁻¹, og ved én station har koncentrationerne fluktueret mellem 0,010 og 0,28 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.

6.2 Næringsstoffer i drænvand

Drænvandsafstrømning fra lerjorde

Drænvandsafstrømningen har ligesom afstrømningen fra rodzonen varieret betydeligt igennem måleperioden afhængig af de klimatiske forhold. Som gennemsnit for hele måleperioden 1990/91-1999/00 udgjorde drænvandsafstrømningen 48 % af afstrømningen fra rodzonen i LOOP 1 og 31 % af afstrømningen i LOOP 4.

Kvælstoftab fra lerjorde

De gennemsnitlige koncentrationer af nitrat-N har igennem måleperioden meget nøje fulgt variationerne for jordvandet (figur 6.3).

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.

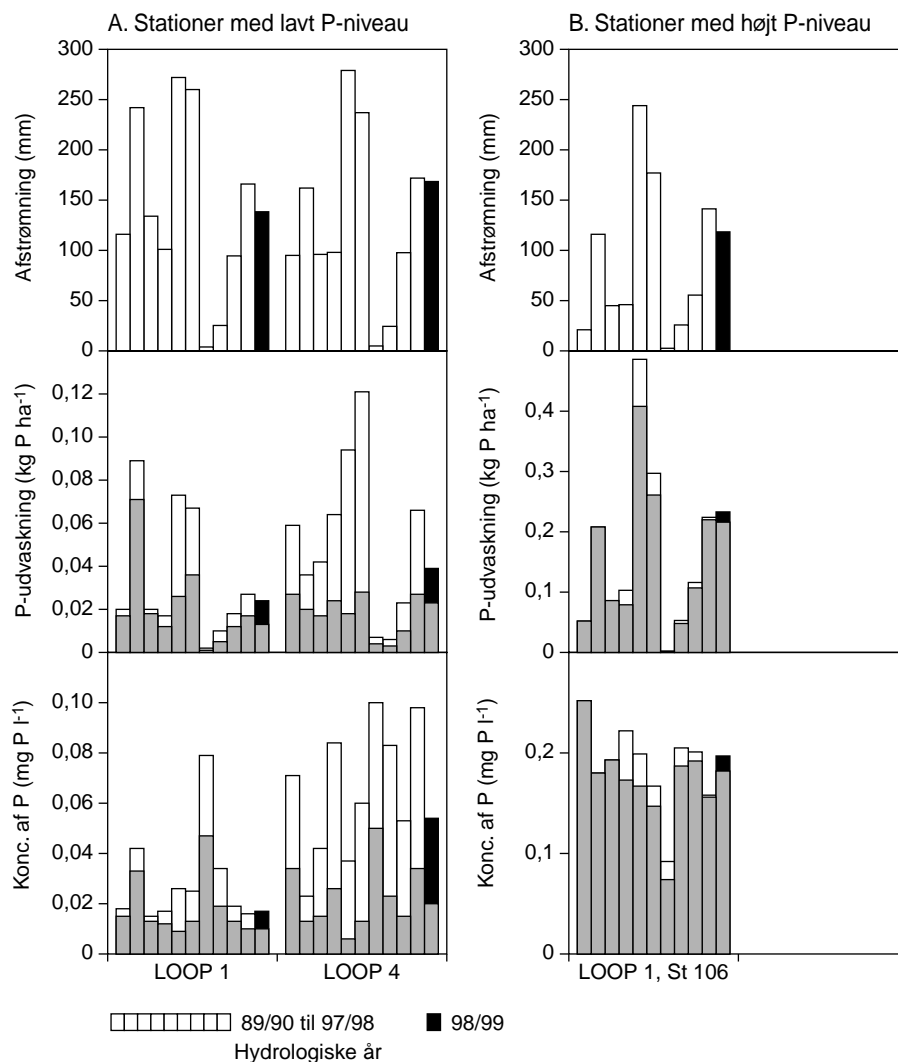
Koncentrationerne af NH₄-N har været lave i drænvandet. Oftest har de ligget på et endnu lavere niveau end ved jordvandsanalyserne.

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 42 % 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 6.4. Forskellen mellem total P og opløst P antages at bestå af partikulært P og/eller organisk P.

Figur 6.4 Årlig vandafstrømning og P tab fra dræn samt vandføringsvægtede koncentrationer af P i drænvand som gennemsnit for stationerne i to lerjordsoplande for årene 1990/91-1999/00. 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 P udgør 47 % af total P indholdet i drænvand på lerjord

Transporten af total fosfor gennem dræn har i gennemsnit af måleperioden ligget på $0,043 \text{ kg P ha}^{-1}$ pr år, hvoraf opløst P har udgjort ca. 47 % (tabel 6.2). 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).

Tabel 6.2 Årlige vandføringsvægtede koncentrationer og drænvandstransport af fosfor fra tre stationer i LOOP 1 og fem stationer i LOOP 4, gennemsnit for 1990/91-1999/00.

	LOOP 1	LOOP 4
Koncentration (mg P l^{-1})		
Opløst P	0,018	0,022
Total P	0,029	0,063
Transport (kg P ha^{-1})		
Opløst P	0,021	0,017
Total P	0,035	0,050

Højt fosforindhold i jord giver stort tab af opløst P

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).

Lav N koncentration, men høj P koncentration i drænvand 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 909 mm år⁻¹ i perioden 1990/91-1999/00, og årsvariationerne har været langt mindre end på lerjordene.

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 (figur 6.2). Der sker antagelig en vis denitrifikation i det tilstrømmende grundvand.

Fosforkoncentrationerne i drænvandet er derimod høje. Koncentrationen af total P har i måleperioden ligget på gennemsnitlig 0,096 mg P l⁻¹. Ortho-P har udgjort 40 % 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 fosfortab til vandmiljøet.

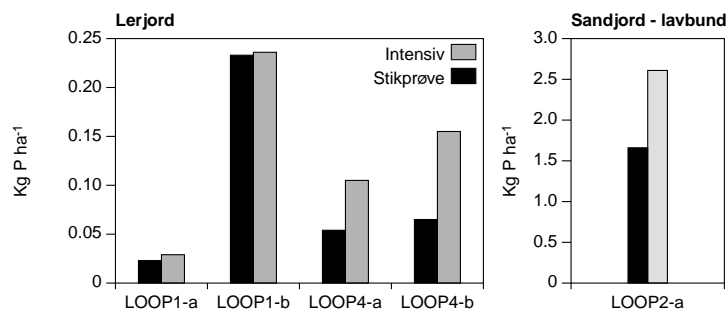
Usikkerhed omkring bestemmelse af fosfortab – intensiv prøvetagning

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.

Stikprøvetagnings strategi undervurderer dræntransport af total P

For 1999/00 er der desuden foretaget 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 transporten af opløst fosfor var omtrent uafhængig af prøvetagningsstrategi, mens transporten af total fosfor ved stikprøvetagning var understimeret med 1-58 % i forhold til den intensive prøvetagning (figur 6.5). Fremtidige undersøgelser vil vise om der eventuelt kan trækkes et generelt mønster frem.

Figur 6.5 Bestemmelse af transport fra dræn af total P ved henholdsvis stikprøve og intensiv prøvetagning, 1999/00.



6.3 Udviklingstendenser i jordvandets kvælstofkoncentrationer og effekt af brugstyper

Opgørelser over landbrugspraksis (kapitel 3 og 5) har vist en væsentlig forbedring i landbrugets gødningsanvendelse. Ligeledes har modelberegninger ved normalt klima vist en reduktion i kvælstofudvaskningen (kapitel 7). 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 miljødata. 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 1990/91-1999/00, dvs. for en 10-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.

Signifikant fald i N koncentration i jordvandet

Undersøgelsen er udført for målestationer i henholdsvis sandjords- og lerjordsoplande. Der er for begge oplandstyper fundet et signifikant fald (95 % niveau) i kvælstofkoncentrationerne i jordvandet (tabel 6.3). Når der korrigeres for årsvariationer udgør faldet på lerjorde 0,98 mg N l⁻¹ per år og på sandjorde 1,47 mg N l⁻¹ per år. Ved en udjævning over den 10 årige måleperiode svarer det til at koncentrationerne gennemsnitlig er faldet fra ca. 23 til 13 mg N l⁻¹ på lerjordene og fra 35 til 20 mg N l⁻¹ på sandjordene. Herved er der for begge oplandstyper set et fald i kvælstofkoncentration på 43 %. Spredningen på tallene er imidlertid meget stor og med 95 % sandsynlighed er reduktionen i udvaskningen mellem 23 og 58 %. På grund af det begrænsede antal stationer og effekten af klimapåvirkningen skal de aktuelle reduktionsstørrelser dog tages med et vist forbehold. For det første kan der ved overvågningsperiodens start have været en pulje af ophobet kvælstof i jorden som i de første år har givet anledning til en forhøjede kvælstofkoncentrationer. Endvidere kan de seneste års

store nedbørsmængder betyde at koncentrationerne er fortyndede. Begge forhold vil føre til en overvurdering af faldet i målte kvælstofkoncentrationer. Endelig skal det tages i betragtning at stationerne repræsenterer det dyrkede areal uden brak og vedvarende græs.

Tabel 6.3. Udvikling i vandføringsvægtede kvælstofkoncentrationer i jordvand i Landovervågningen i perioden 1990/91-1999/00. (I parentes er angivet 95% konfidensinterval for udviklingen).

Opland	Antal st.	Målt N-konc. (vandføringsvægtede) mg N l ⁻¹		Beregnet ændring i N-konc. mg N l ⁻¹ per år
		90/91-93/94	96/97-99/00	
Lerjorde	17	21,4	15,0	-0,98** (-1,4 til -0,4)
Sandjorde	14	34,0	22,6	-1,47** (-2,3 til -0,8)

** signifikant på 95 % niveau

N-udvaskning stiger med stigende husdyrtæthed

Kvælstofkoncentrationerne er altså signifikant lavere i sidste del af overvågningsperioden end i den første del. I det følgende er det vist hvorledes kvælstofudvaskningerne i den sidste 4 års periode afhænger af brugstypen og husdyrtætheden (tabel 6.4). Det ses her at kvælstofudvaskningen er mindst for planteavlsbrug, større for svinebrug og størst for kvægbrug. Endvidere stiger udvaskningen med stigende husdyrtæthed. Dog er der ingen yderligere stigning i udvaskningen ved husdyrtætheder på 1,7-2,3 DE ha⁻¹ i forhold til 0-1,7 DE ha⁻¹.

Ved planteavlsbrugene er udvaskningen lidt større end nettotilførslen af kvælstof, dvs. der er et forbrug af jordens kvælstofpulje. Ved husdyrbrugene er udvaskningen mindre end nettotilførslen.

Tabel 6.4. Kvælstofudvaskning, kvælstofbalance samt vandafstrømning for jordvandsstationer opdelt på brugstyper og husdyrtæthedesgrupper, års-gennemsnit for den sidste fire års periode, 1997-2000.

Brug	N-udv kg N ha ⁻¹	afstrøm. mm	total tilf. ¹⁾ kg N ha ⁻¹	N-høst kg N ha ⁻¹	N-netto kg N ha ⁻¹
Plante	48	365	169	135	35
Svin	88	478	227	121	106
Kvæg	118	598	297	158	139

DE ha ⁻¹	N-udv kg N ha ⁻¹	afstrøm. mm	total tilf. ¹⁾ kg N ha ⁻¹	N-høst kg N ha ⁻¹	N-netto kg N ha ⁻¹
0	49	371	172	135	37
0-1	59	444	209	131	78
1-1,7	117	603	279	147	132
1,7-2,3	120	643	335	166	169

¹⁾ Tilført med handelsgødning, husdyrgødning, deposition og N-fiksering.

6.4 Fosfor i jord

I 2000/01 blev der i hvert opland udtaget ca. 250-300 jordprøver til bestemmelse af fosfortal (Pt). Det er den analyse landbruget bruger til vurdering af markernes behov for fosforgødskning. Der foretages hvert år ca. 50.000 Pt bestemmelser på landsplan. Metoden består i ekstraktion med 0,5 N NaHCO₃, bufferet ved pH 8,5. 1 Pt svarer til 100 mg P kg⁻¹ jord. Metoden benævnes på engelsk Olsen-P metoden, hvor 1 Pt svarer til 10 mg Olsen-P kg⁻¹ jord.

Undersøgelser fra Danmarks JordbrugsForskning har vist en klar sammenhæng mellem stigende fosfortal i jord og indholdet af vandopløseligt fosfor (*Rubæk et al., 2000*). Undersøgelser fra Rothamsted i England har vist at når jordens Pt overstiger vist niveau (for den givne jord ca. Pt 6) stiger udvaskningen af opløst fosfor gennem drænen stærkt (*Heckrath et al., 1995*). Også i Landovervågningen er der set høje koncentrationer af opløst fosfor i både jordvand og drænvand når Pt er høj (LOOP 1) (afsnit 6.1 og 6.2; samt *Grant et al., 1997*). Desuden vil der alt andet lige tabes mere fosfor med partikulært stof jo højere jordens fosforindhold er.

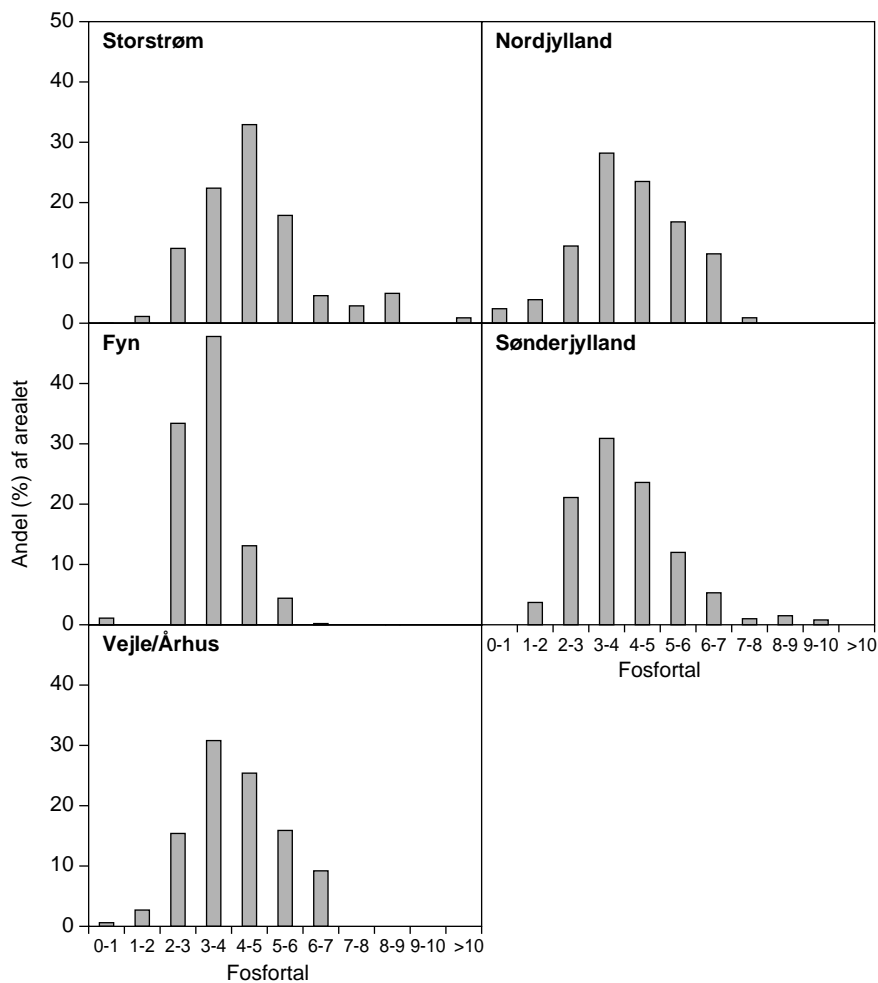
Formålet med nærværende undersøgelse er at vurdere om der kan trækkes en sammenhæng mellem landbrugspraksis og jordens Pt, og om jordenes Pt kan sige noget om fosforudvaskning til vandmiljøet.

Jordprøverne er relateret til marker i interviewundersøgelsen. For hvert enkelt opland er det herved fremkomne markareal opdelt efter stigende Pt (figur 6.6).

Landbrugets anbefalinger er at ved Pt < 2 er der behov for tilførsel af mere fosfor end der fjernes med afgrøderne (opbygning af jordens P-pulje), for Pt mellem 2 og 4 er der behov for at tilføre samme mængde fosfor som der fjernes med afgrøderne (vedligeholdelse af jordens P-pulje), og ved Pt > 4 kan der tilføres mindre end der fjernes med afgrøderne (mindskelse af jordens P-pulje).

Figur 6.6 bør ses sammen med nettotilførslerne af fosfor til oplandene (tabel 6.5). LOOP 1 (Storstrøm) adskiller sig markant fra de øvrige oplande ved at have en væsentlig større andel af marker med højt Pt, til trods for at der igennem de sidste 10 år i dette opland har været omtrent balance mellem tilførsel og fraførsel af fosfor. Ved alle øvrige oplande er der nettotilførsel af fosfor. I LOOP1 er jordens pH udtrykt ved reaktionstallet højere (Rt 7,6) end i de øvrige oplande (Rt 5,9-6,6) og der er stedvis kalk i jorden. Fosforbindingskapaciteten i denne jord vil adskille sig fra de andre oplande og der kan ikke umiddelbart foretages sammenligninger.

Figur 6.6 Arealfordeling i oplandene efter stigende fosfortal (Pt). Prøver udtaget i 2000/01. Relation til vandløbstransport af fosfor fremgår af tabel 10.4



Tabel 6.5 Gennemsnitlig netto tilførsel af fosfor til fem landovervågningsoplande i perioden 1991-2000 samt gennemsnitlig fosfortal (Pt) i oplandene og andelen af marker med høje Pt værdier i 2000.

LOOP	Netto tilførsel kg P ha ⁻¹	Gns. Pt	Andel >Pt 4 %	Andel >Pt 6 %	Gns. Rt
LOOP 1	-0,6	4,7	64	13,2	7,6
LOOP 4	5,0	3,3	18	0,2	6,7
LOOP 3	10,8	4,2	50	9,2	6,5
LOOP 2	11,7	4,2	53	12,4	5,9
LOOP 6	11,9	4,1	44	8,6	6,2

For de to andre lerjordsoplande er der en større andel af jorde med høj Pt i LOOP 3 (Vejle/Århus) end i LOOP 4 (Fyn) hvilket kan forklares ved en større nettotilførsel af fosfor.

I de to sandjordsoplande LOOP 2 (Nordjylland) og LOOP 6 (Sønderjylland) er andelen af jorde med høj Pt ensartede og på niveau med LOOP 3.

I LOOP 4 er der så godt som ingen jorde med Pt større end 6,0 mens der i LOOP 2, 3 og 6 er 9-12% af jordene som har Pt større end 6,0.

6.5 Pesticider i dræn

Fra 2000 blev der iværksat prøvetagning til pesticidanalyser på 2 dræn i henholdsvis LOOP 1 og LOOP 4. Der er programsat 8 analyser pr år, 5 prøver under stormhændelser og 3 under fastlagte tidspunkter. Fra LOOP 1 blev udtaget 1 prøve og fra LOOP 4 2-5 prøver. Den manglende prøvetagning skyldes få stormhændelser og at der var meget lidt eller ingen drænvandsafstrømning i efteråret 2000. Der er i alt analyseret for 47 stoffer i henhold til Programbeskrivelsen. Fund af stoffer er vist i tabel 6.6.

Nogle godkendte sprøjtemidler udvaskes til dræn

Der er gjort fund af pesticider ved tre af de fire dræn; ved et dræn i koncentrationer højere end grænseværdien på $0,1\mu\text{g l}^{-1}$ for vand der forlader rodzonen.

Der er gjort fund af tre stoffer som er godkendt i dag, ioxynil og pendimethalin samt AMPA der er nedbrydningsprodukt af glyphosat. Pendimethalin har været anvendt på marken i 2000 mens ioxynil og glyphosat ikke har været anvendt de sidste tre år.

Stadig fund af aktiv stoffer fra midler der ikke har været anvendt de sidste 3-10 år

Endvidere er der gjort fund af nedbrydningsprodukter af atrazin som blev forbudt i 1995. Nedbrydningsprodukterne er også fundet i grundvand. Atrazin har ikke været anvendt på nogen af markerne siden 1992. Af øvrige stoffer som blev forbudt i 1992-93, er der gjort fund af herbiciderne trichloreddikesyre (TCA) og DNOC samt et nedbrydningsprodukt af insekticidet parathion. Det er oplyst at stofferne ikke har været anvendt på markerne de sidste tre år. Der foreligger imidlertid ingen oplysning om hvornår de sidst har været anvendt.

Endelig blev der gjort fund af herbicidet isoproturon ved to dræn. Stoffet blev forbudt i december 1999. På den ene mark har stoffet været anvendt i 1999. På den anden mark har stoffet ikke været anvendt i de sidste tre år, og her blev målt koncentrationer på op til $23\mu\text{g l}^{-1}$. Stoffet er også fundet i grundvand.

Tabel 6.6. Fund af pesticider i drænvand fra fire dræn i 2000. Fund over grænseværdien er markeret med fed. (* angiver at der ikke foreligger information om pesticid anvendelse på marken forud for 1998)

Dræn	Aktiv stof	antal fund/ antal- prøver	Max. konc ug/l	Emne	Nedbrydn. produkt af	Godkendt	Anvendelse på mark	Fund i grund- vand- alle analyser op til 2000
LOOP1-a 1 prøve	-							
LOOP1-b 1 prøve	Desethyl- desisopropylatrazin	1/1	0,037	herbicid	atrazin	forbudt 95	ikke 1989-00	1995
	Isoproturon	1/1	0,037	herbicid		forbudt dec 99	nov 99	2000
LOOP4-a 5 prøver	Ioxynil	1/5	0,023	herbicid		ja	ikke 1998-00*	-
	Pendimethalin	1/5	0,040	herbicid		ja	2000	-
	Isoproturon	3/5	23,0	herbicid		forbudt dec 99	2000	ja
	TCA	1/5	0,077	herbicid		forbudt 93	ikke 1998-00*	-
	DNOC	1/5	0,750	herbicid		forbudt 93	ikke 1998-00*	ja
	AMPA	1/5	0,014	herbicid	glyphosat	ja	ikke 1998-00*	ja
	4-nitrophenol	1/5	0,790	insekti cid	parathion	forbudt 92	ikke 1998-00*	-
LOOP4-b 2 prøver	Desethyl- desisopropylatrazin	2/2	0,059	herbicid	atrazin	forbudt 95	1992	ja
	Desethylatrazin	2/2	0,041	herbicid	atrazin	forbudt 95	1992	ja
	hydroxyatrazin	2/2	0,020	herbicid	atrazin	forbudt 95	1992	ja

[Tom side]

7 Modelberegning af kvælstofudvaskningen fra rodzonen

I dette afsnit præsenteres beregninger af den samlede udvaskning for alle marker i landovervågningsoplandene. Beregningerne er udført med en 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 - 1999/2000. Herved isoleres betydningen af udviklingen i gødningsforbrug og landbrugspraksis fra klimatiske variationer.

7.1 Beskrivelse af modellen

Der anvendes den 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. gødsning til sædskiftet), aktuel forårsgødsning, efterårsgødsning, kvælstof afsat under udbinding samt kvælstoffrigørelse efter ompløjning 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 gødsning, kg N ha⁻¹år⁻¹

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

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

k₁: konstant afhængig af jordtype

E: efterårsgødsning 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 7.1. 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 7.1 Afgrødekombinationer der indgår i modellen samt deres relative effekt i forhold til udvaskningen efter Korn / bar jord.

Sommer/vinterafrøede	konstant (k _s)
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
Værraps 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 1998/1999 (ca. 1.9.1998 - 31.8.1999) finder sted i det hydrologiske år 1999/2000 (1.6.1999 - 31.5.2000). Der er siden sidste afrapportering sat fokus på at de beregnede afstrømningsværdier eventuelt kan være overvurderet. Effekten heraf på den efterfølgende modelberegning er omtalt i kapitel 10.

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 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 gødsning 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.

7.2 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 6. Idet de målte udvaskninger frem til og med dyrkningsåret 1994/95 indgår i modellens empiriske grundlag er sammenligningen kun foretaget for de 4 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 7.2, hvor værdierne er grupperet på de enkelte oplande.

Tabel 7.2 Sammenligning mellem henholdsvis udvaskning baseret på sugecellemålinger og udvaskning beregnet med N-LES₁ ved aktuelt klima. Data fra stationsmarkerne for de hydrologiske år 1996/97 - 1999/2000 i kg N ha⁻¹.

	Målinger	Modelberegnet	n (år x marker)
Lerjorde			
LOOP1	42	41	24
LOOP3	60	72	20
LOOP4	73	78	24
Sandjorde			
LOOP2	120	122	24
LOOP5*	111	118	10
LOOP6	146	152	30
Gns.	94	98	130

*2 år 1996/97 og 1997/98

Gennemsnitligt er den modelberegneede udvaskning 4 kg N ha⁻¹ større end den målte, svarende til 5 %. På oplandsniveau ses den største overestimering i LOOP3 med 12 kg N ha⁻¹ (20 %), mens den største underestimering ses i LOOP1 med -1 kg N ha⁻¹ (-2 %).

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. Modelresultater skal derfor altid præsenteres for grupper af marker. Modellen vurderes at afspejle forskelle mellem ler og sand og forskelle i dyrkningspraksis.

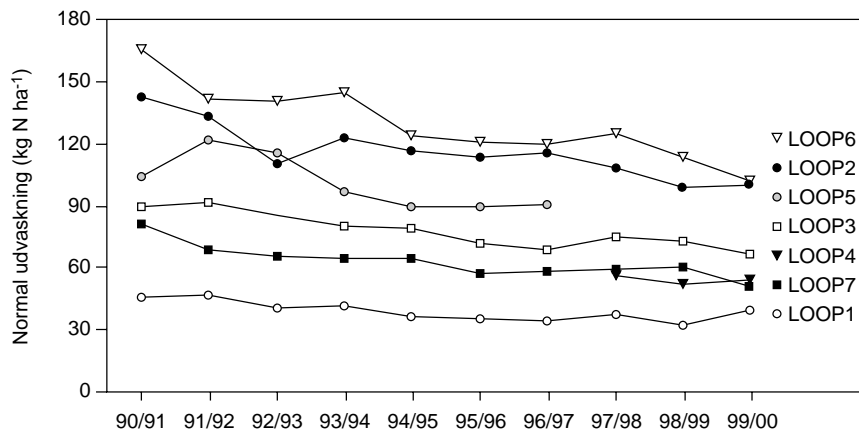
7.3 Beregning af udvaskning ved normalafstrømning

Modelberegningen er blevet udført for 10 driftsår 1990/1991 - 1999/2000 ved fastholdt normalafstrømning for at tydeliggøre betydningen af afgrødesammensætning, gødningsforbrug og gødningshåndtering. Ved normalafstrømning forstås et gennemsnit af de beregnede årlige afstrømninger for perioden 1961-1990. Nedbørsdata er korrigeret til jordoverfladen med 21 % iflg. DMI's faktorer for korrektioner (*Allerup et al., 1998*). 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 7.1 er vist de beregnede værdier for udvaskning ved normalafstrømning for de 10 driftsår. I tabel 7.3 er udvaskningen fra

oplandene grupperet efter jordtype mens tabel 7.4 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. Fra driftsåret 1997/1998 og fremefter er loop 5 taget ud af beregninger over gennemsnit, idet andelen af interviewede ejendomme i dette opland nu er ret lille.

Figur 7.1 Modelberegnet udvaskning ved normal-klima for de 7 overvågnings-oplande for driftsårene 1990/1991 - 1999/2000.



Tabel 7.3 Beregnet udvaskning ved normal klima i kg N ha⁻¹ for driftsårene 1990/1991 - 1999/2000. 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⁾
1990/1991	137	154	72	108
1991/1992	132	138	69	97
1992/1993	122	125	64	88
1993/1994	122	134	62	91
1994/1995	110	121	60	84
1995/1996	108	117	55	80
1996/1997	109	118	54	80
1997/1998	-	117	57	81
1998/1999	-	106	55	75
1999/2000	-	101	53	72

¹⁾ hvert opland vægter ens

Fald i den modelberegnete udvaskning fra det dyrkede areal på 32 % fra 1990/1991 til 1999/2000 ved normal-afstrømning.

I driftsårene 1997/1998 og 1998/1999 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. For driftsåret 1999/2000 er der ikke foretaget en korrektion, idet husdyrgødningsforbruget her er tilbage på samme niveau som i første halvdel af 90'erne.

Reduktionen i kvælstofudvaskning fra rodzonen på det dyrkede areal gennem overvågningsperioden er beregnet til ca. 32 % fordelt med 26 % på lerjordsoplandene LOOP 1, 3 og 4 og 34 % på sandjordsoplandene LOOP 2 og 6.

Tabel 7.4 Nøgletal fra beregning af udvaskningen for landovervågningsoplandene, vist som gennemsnit for de to jordtyper. Kun LOOP 2 og 6 indgår i sandjordsoplandene. Handels- og husdyrgødning*, udbinding, fixering samt udvaskning i gennemsnit for det totale, dyrkede areal.

	kg N ha ⁻¹				Udvaskning
	Handels-gødning	Husdyr-gødning	Udbinding	Fixering	
Sand					
1991	112	121	21	28	154
1992	105	124	13	25	138
1993	98	130	26	35	125
1994	97	120	28	34	134
1995	89	131	27	28	121
1996	85	120	33	22	117
1997	85	106	30	22	118
1998	80	99	25	24	117
1999	74	111	22	20	106
2000	69	116	17	21	101
Ler					
1991	124	63	8	18	72
1992	122	66	7	12	69
1993	111	71	6	14	64
1994	105	71	6	15	62
1995	107	67	5	9	60
1996	98	60	6	6	55
1997	102	55	4	9	54
1998	105	61	5	8	57
1999	90	70	5	11	55
2000	100	64	4	6	53

*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 6 er opgjort for landbrugsarealet fratrukket brak, dels er kvælstof tilført i forbindelse med udbinding medtaget separat i tabellen. Udbinding udgør i 1999/2000 10 % af summen af udbragt husdyrgødning og udbinding.

Af tabel 7.3 fremgår det at udvaskningen målt i kg N ha⁻¹ er faldet mest på sandjordene gennem perioden, nemlig 53 kg N ha⁻¹ mod 19 kg N ha⁻¹ på lerjordene, hvilket er i tråd med nedgangen i N-overskuddet fra markbalancerne på gennemsnitlig 58 kg N ha⁻¹ for sandjordsoplandene og 24 kg N ha⁻¹ for lerjordsoplandene (se kapitel 5.4.).

Stor forskel i udvaskning fra forskellige afgrøder ved aktuel landbrugspraksis

Ovenstående betragtninger over gennemsnitligt gødningsforbrug og oplandsintegreret udvaskning dækker over store forskelle mellem afgrøder og ejendomme. I tabel 7.5 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 1999/2000.

Table 7.5 Nøgletal vedrørende gødsning og modelberegnet udvaskning i landovervågningsoplandene fordelt på afgrødegrupper. Normaludvaskningstal beregnet med udvaskningsmodellen for driftsåret 1999/2000. Udvasningstallene for afgrøderne er uden effekt af eventuel forudgående ompløjning af græs eller udlæg.

Afgrødegruppe	Handelsgødning	Husdyr- gødning	kg N ha ⁻¹ Udbinding	Fixering	Udvask- ning	Areal- fraktion
Sand						
Brak	0	0	0	5	20	8
Bælgsæd	0	0	0	152	105	2
Frøafgrøder	101	103	14	2	84	4
Græs i omdrift	74	145	33	39	111	41
Korn med udlæg	72	128	4	4	65	7
Rodfrugt	67	183	0	2	89	3
Vedvarende græs	58	2	49	5	35	3
Vinterkorn	82	124	0	2	109	19
Vårkorn	55	93	0	2	99	14
Ler						
Brak	0	0	0	5	11	6
Bælgsæd	0	0	0	200	65	1
Frøafgrøder	83	88	2	2	47	11
Græs i omdrift	71	135	52	50	69	4
Korn med udlæg	120	61	1	2	34	7
Rodfrugt	120	54	0	2	27	5
Vedvarende græs	28	7	54	4	21	1
Vinterkorn	140	65	0	2	64	47
Vårkorn	99	14	0	2	53	18

8 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 2001" (Stockmarr, 2001) findes en uddybende behandling af de enkelte stofgrupper set i et nationalt perspektiv. De følgende afsnit er primært udarbejdet af henholdsvis af Carsten Langtofte Larsen (8.3 Uorganiske sporstoffer), Walter Brusch (8.4 Pesticider) samt Gitte Felding og René Juhler (8.5 Organiske mikroforureninger) i forbindelse med udarbejdelse af "Grundvandsovervågning 2001" (Stockmarr, 2001). I 2000 er der gennemført færre grundvandsanalyser for uorganiske sporstoffer, pesticider og øvrige organiske mikroforureninger pga. den igangværende reovering af grundvandsboringer i LOOP 1, 2, 3 og 4.

8.1 Grundvandsstand

Pejling af grundvandsstand

Resultater

Grundvandsstanden måles ugentlig i vinterhalvåret ved hver jordvandsstation i de fem landovervågningsoplande, i sommerperioden måles grundvandsstanden månedligt. I figur 8.1 ses typiske tidsserier for vandstandsvariationerne i de sandede oplande og i de lerede oplande.

Hydrogeologi og grundvandsstand

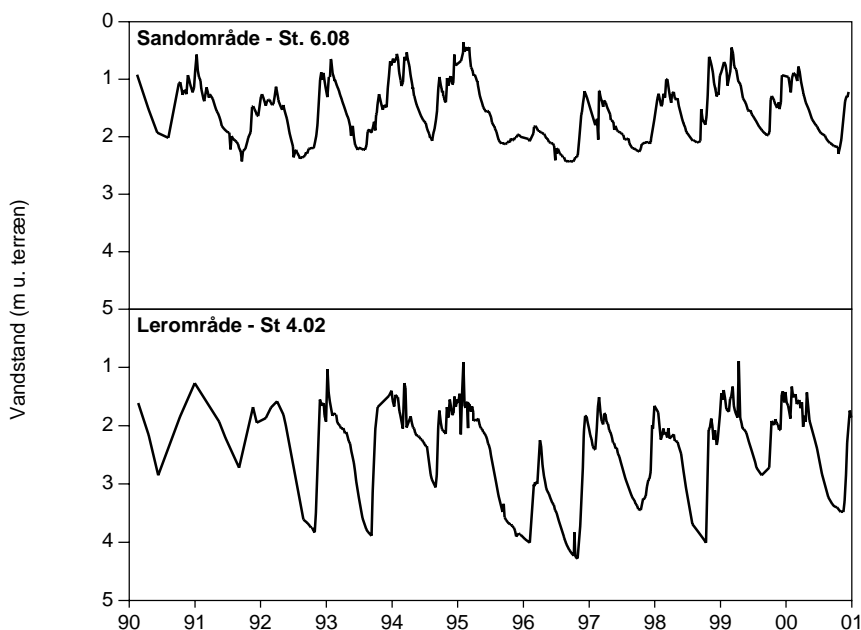
Diskussion

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 og andre, 2000).

Normal 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. I 2000 var nedbøren på Fyn tæt på det normale, mens den i Sønderjylland var lidt under det normale, og årsvariationen i grundvandsstanden i de to oplande har et tilsvarende normalt forløb i 2000 (figur 8.1). Nedbør og klimaforhold i landovervågningsoplandene er behandlet i kapitel 2.

Figur 8.1 Eksempler på variationer i grundvandsstanden i sandområder (øverst fra Bolbro Bæk) og i lerområder (nederst Lillebæk).



8.2 Næringsstofkoncentrationer i det øvre grundvand

Resultater

Provetagningsdybder

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 8.1 er den gennemsnitlige nitratkoncentration opgjort på filterdybder.

Tabel 8.1 Gennemsnitligt nitratkoncentration i grundvand opgjort på filterdybder for perioden 1990-2000. 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 overvejende er markvandingsboringer.

Dybde (m u.terr.)	LOOP 1 leropland	LOOP 2 sandomland	LOOP 3 leropland	LOOP 4 Leropland	LOOP 6 sandomland
1.5	65	89	59	63	75
3	29	66	36	29	48
5	14	67	37	26	-
5.1-10	-	114	-	3	67
10.1-20	-	72	-	45	4
20.1-50	-	46	-	50	1

Nitrat i grundvand

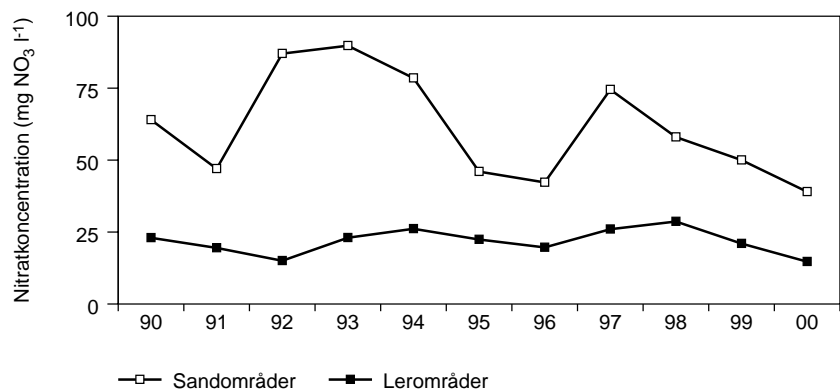
I figur 8.2 er beregnet den årlige gennemsnitskoncentration af nitrat i overvågningsboringer filtersat mellem 1.5 og 5 meter under terræn for de 2 sandomlande og 3 leroplande.

Den tidlige udvikling i det øvre grundvands nitratindhold for de 3 leroplande fremgår af figur 8.3 og for de 2 sandomlande af figur 8.4. Der er beregnet en årlig medianværdi for det enkelte filter, og derudfra er der beregnet en samlet medianværdi for hvert år.

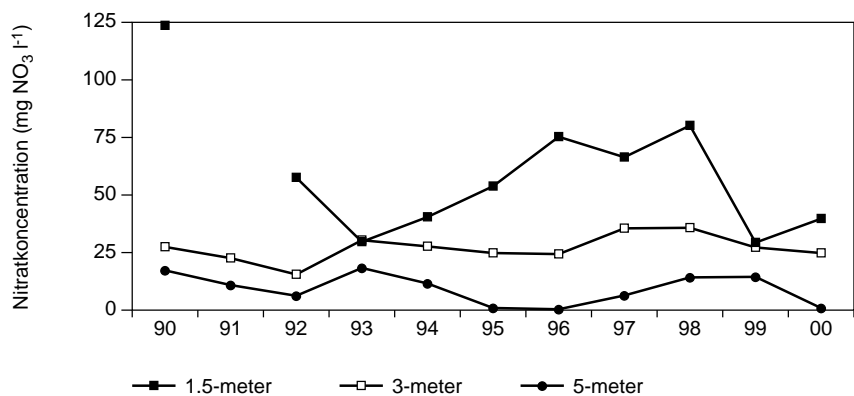
Datagrundlaget er de 85 filtre som blev prøvetaget i 1999, og som er anvendt til prøvetagning i hele perioden 1990-2000 med ca. 6 analyser pr år. Der er ikke så hyppige analyser fra 1.5-meter filtrene, da disse ofte er tørre. Dette gælder især i leroplønde.

For de 2 sandoplønde (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.

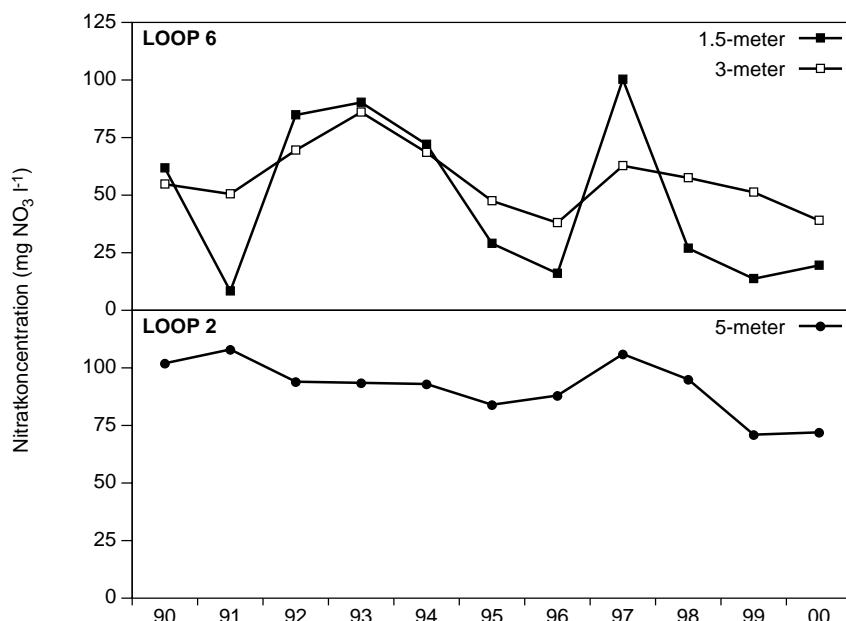
Figur 8.2 Årlig gennemsnitskoncentration (medianværdi) af nitrat for 3 leroplønde og 2 sandoplønde i grundvand udtaget mellem 1,5 og 5 meter under terræn.



Figur 8.3 Nitratkoncentration i det øvre grundvand, filterdybder 1.5, 3 og 5 meter under terræn. Årligt gennemsnit (median) for 3 leroplønde.



Figur 8.4 Nitratkoncentration i det øvre grundvand, filterdybder 1.5, 3 og 5 meter under terræn. Årligt gennemsnit (median) for 2 sandoplønde, øverst LOOP 6, nederst LOOP 2.



I tabel 8.2 er vist de gennemsnitlige koncentrationer af orthofosfat for perioderne 1990-1999 og 2000 for henholdsvis ler- og sandoplande.

Tabel 8.2 Gennemsnitlig koncentration af orthofosfat i det øvre grundvand i 3 leroplande og 2 sandoplande (medianværdier) for perioden 1990-2000. Detektionsgrænsen varierer mellem 0.01 og 0.002 mg PO₄-P/l, højest i sandområderne.

	Leroplande (mg PO ₄ -P/l)	Sandoplande (mg PO ₄ -P/l)
Dybde (m u. terr.)		
1.5	0,017	< 0,01
3	0,009	< 0,01
5	0,007	0,02

Diskussion

Det gennemsnitlige nitratindhold i 2000 var i de sandede oplande på 39 mg NO₃ l⁻¹, hvilket er under den højst tilladelige koncentration i drikkevand. I de lerede oplande var nitratindholdet på 15 mg NO₃ l⁻¹, hvilket er lidt under den vejledende grænseværdi for drikkevand på 25 NO₃ l⁻¹ (figur 8.2).

Især i sandoplandene har der været en stor variation i nitratindholdet i det øvre grundvand igennem overvågningsperioden, svingende fra 90 mg NO₃ l⁻¹ i 1993 til 39 mg NO₃ l⁻¹ i 2000. Tilsvarende har nitratindholdet i leroplandene 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 8.2, 8.3 og kapitel 2).

For overvågningsperioden som helhed ses ingen tendens til fald eller stigning i nitratkoncentrationen i det allerøverste grundvand. Men de seneste tre til fire års overvågning viser et fald i det øvre grundvands nitratindhold. De målte nitratkoncentrationer i 2000 er på niveau med de hidtil lavest målte koncentrationer i de atypiske år 1991/92 og 1995/96.

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 lerjorde relativt tæt på terræn. I sandoplandene ses faldet i nitratkoncentration først markant fra dybder 10 til 20 meter under terræn afhængigt af de geologiske forhold. I grundvandsprøver udtaget fra boringer dybere end fem meter under terræn, ofte fra markvandingsboringer ses ofte et nitratindhold på omkring på 50 mg NO₃ l⁻¹, hvilket svarer til den højst tilladelige koncentration i drikkevand (tabel 8.1 og figur 8.3).

Det gennemsnitlige orthofosfat-P indhold målt det øvre grundvand i landovervågningsoplandene er lavt (tabel 8.2). Fosforindholdet er på niveau med den krævede detektionsgrænse på 0,01 mg PO₄-P l⁻¹, og også lavt set i forhold til grænseværdien for drikkevand på 0,15 mg P.

8.3 Forekomst af uorganiske sporstoffer i det øvre grundvand

Uorganiske sporstoffer i landovervågningens grundvandsfiltre

Resultater

I landovervågningsoplandene er der analyseret for aluminium, arsen, barium, bly, cadmium, chrom, nikkel, kobber, selen og zink (tabel 8.3). Detektionsgrænserne er de samme som for grundvands-overvågningen. Alle stoffer er fundet, selen dog kun i et mindre antal filtre. Analyserne stammer overvejende fra de dybeste filtre i landovervågningsoplandene, dvs. 5 meter under terræen, med undtagelse af analyserne fra Sønderjyllands Amt, der stammer fra filtre i 2,2 meters dybde. I første halvdel af programperioden er der i alt taget prøver fra 10 filtre i Storstrøms Amt, 9 filtre i Nordjyllands Amt, 6 filtre i Vejle Amt, 4 filtre i Fyns Amt og 8 filtre i Sønderjyllands Amt.

Tabel 8.3 Uorganiske sporstoffer i landovervågningens grundvandsfiltre 1998-2000. Analyser under detektionsgrænsen er medregnet med dennes værdi (se Stockmarr, 2001). Overskridelser er i forhold til grænseværdien for drikkevand som angivet i udkast til ny bekendtgørelse. Bemærk at de sidste to kolonner er baseret på filtermedianer.

	Filtre med analyse fund			Overskridelse i				Medianværdi µg l ⁻¹	90 % percentil µg l ⁻¹	Maksimum µg l ⁻¹
	Antal	Antal	%	En analyse	%	Alle analyser	%			
Arsen	35	31	88	5	14	0	-	0,3	0,8	2,5
Bly	35	34	97	12	34	1	3	0,5	2,1	39
Cadmium	35	34	97	2	6	1	3	0,11	0,80	6,2
Selen	35	31	88	0	-	-	-	0,2	1,3	5,3
Nikkel	35	35	100	20	57	10	29	7,0	94	700
Zink	35	34	97	14	40	6	17	30	200	885
Kobber	35	35	100	0	-	-	-	2,2	9	61
Chrom	35	26	74	0	-	-	-	0,2	0,6	1,9
Aluminium	35	35	100	15	43	5	14	6,2	730	1.800

Tabel 8.4 Uorganiske sporstoffer i landovervågningens grundvandsfiltre 1998-2000 (median værdier). Analyser under detektionsgrænsen er medregnet med dennes værdi.

	Storstrøm	Fyn	Sønderjylland	Vejle	Nordjylland
	µg l ⁻¹	µg l ⁻¹	µg l ⁻¹	µg l ⁻¹	µg l ⁻¹
Arsen	0,5	0,3	0,1	0,3	0,4
Bly	0,4	0,2	0,6	0,9	0,4
Cadmium	0,02	0,01	0,75	0,13	0,11
Selen	0,2	0,5	0,1	0,3	0,1
Nikkel	1,9	0,8	61	22	5
Zink	3,2	4,2	110	73	28
Kobber	1,0	0,4	3,7	2,9	2,5
Chrom	0,12	0,15	0,3	0,1	0,5
Aluminium	1,6	7,0	260	0,9	65

Hovedtal for belastningen af det allerøverste grundvand i landovervågningsoplandene med uorganiske sporstoffer fremgår af tabel 8.4.

Diskussion

Overskridelser af kravværdier

Der er forekomst af alle de undersøgte uorganiske sporstoffer, som overskrider kravværdierne til drikkevand ved indgang til ejendom: En undtagelse er selen. Desuden er der forekomst af arsen, bly, cadmium, nikkel og zink, som overskrider grundvandskvalitetskriterierne. Der ses store forskelle landovervågningsoplandene imellem (tabel 8.3).

Cadmium

Markant højere indhold af især cadmium i Sønderjyllands Amt har vist sig hovedsageligt at stamme fra et enkelt filter, 06.01.02.11. Målingerne i 2000 bekræfter tidligere målinger. Et enkelt filter med meget højt blyindhold er ikke analyseret igen. Ej heller to filtre med meget høje nikkelindhold i Stortrøms Amt er analyseret igen.

Bly, chrom og zink

En front med høje bly- og chromkoncentrationer, som passerede en række filtre i Nordjyllands Amt fra december 1998 til maj 1999 er ikke observeret i 2000, måske af den simple grund at der kun er udtaget prøver en gang i 2000. Situationen understreger, at det er væsentligt med hyppige analyser i terrænnære filtre. Enkeltstående zinkanalyser fra 2000 peger på at zinkindholdet generelt er højt i efteråret i landovervågningsoplandet i Nordjyllands Amt.

Akkumulering i rodzonen

Samlet leder resultaterne til den antagelse, at uorganiske sporstoffer i større mængder kan udvaskes og akkumuleres i rodzonen eller umiddelbart under denne samt at udvaskningen ikke kan antages at foregå jævnt hen over året.

8.4 Pesticidforekomst i det øvre grundvand

Resultater

Analyse for 85 stoffer

Der er fundet ca. 35 pesticider og nedbrydningsprodukter ud af ca. 85 analyserede stoffer i landovervågningsoplande. I perioden 1993-2000 er der gennemført 976 analyser af vandprøver, heraf er 311 med fund af pesticider, og 60 fund med koncentration større end eller lig 0,1µg/l, grænseværdien for drikkevand.

Pesticidfund i 60% af borerne

Vandprøverne er udtaget fra 122 filtre der er placeret i højtliggende ungt grundvand, 1½ til 5 meter under terræn. Der er en eller flere gange påvist pesticider eller metabolitter i 74 filtre svarende til ca. 60 % af filterne. Grænseværdien var overskredet én eller flere gange i 25 filtre svarende til ca. 20 %, tabel 8.5.

Fund i 2000

I 2000 blev der udtaget 98 vandprøver fra 40 grundvandsfiltre. I 17 af disse filtre blev der fundet pesticider eller nedbrydningsprodukter, svarende til 43 %. Grænseværdien var overskredet en eller flere gange i 4 filtre svarende til 10 %.

Tabel 8.5 Antal analyser pr år, undersøgte filtre og filtre med fund af pesticider og nedbrydningsprodukter i landovervågningsoplandene 1993-2000.

	Analyser	Filtre med analyse	Filtre med fund	
			antal	%
1993	44	38	4	11
1994	129	57	24	42
1995	131	63	34	54
1996	93	48	16	33
1997	96	58	12	21
1998	194	48	19	40
1999	188	52	29	56
2000	98	40	17	43
1993-2000	973	122	74	60

Diskussion

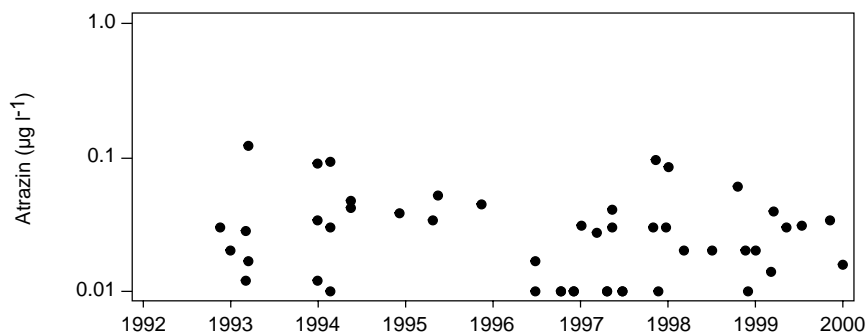
Mange fund af triaziner

Det er især triaziner og nedbrydningsprodukter fra triaziner, som er fundet hyppigt i landovervågningen (tabel 8.6). De mange fund af deethylisopropylatrazin er overraskende, da der hverken i grundvandsovervågningen eller i vandværkernes boringskontrol er fundet tilsvarende høje forekomster (henholdsvis 6,2 % og 2,4 %). De relativ få fund i GRUMO-områderne og i vandværkernes boringskontrol kan måske skyldes, at stoffet omsættes under transport ned gennem grundvandsmagasinerne eller at stoffet forekommer særligt hyppigt under landbrugsmæssigt drevne områder, hvor moderstofferne anvendes hyppigere end i urbane oplande. Bentazon er fundet hyppigt, men kun i et tilfælde i koncentrationer over grænseværdien for drikkevand.

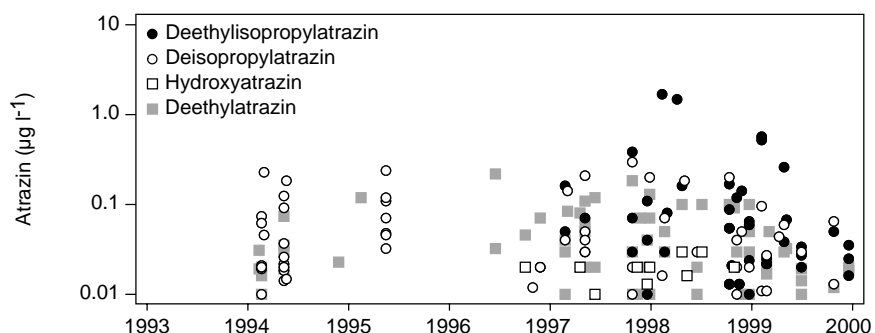
Tabel 8.6 De 19 hyppigst fundne stoffer i landovervågningsoplandene 1993-2000.

LOOP 1993-2000	antal analyser	filtre analyseret	filtre med fund	Filtre >0,1 µg l ⁻¹	% fund	% > 0,1 µg l ⁻¹
Atrazin, deethyldeisopropyl-	176	29	13	4	44,8	13,8
Atrazin, deethyl-	554	40	11	2	27,5	5
Atrazin, deisopropyl-	531	40	11	5	27,5	12,5
Mechlorprop	821	45	10		22,2	
Bentazon	600	40	9	1	22,5	2,5
MCPA	825	45	9		20	
Isoproturon	618	40	8	3	20	7,5
Metamitron	513	38	8		21,1	
Dichlorprop	825	45	7		15,6	
Atrazin	833	45	6	1	13,3	2,2
2,4-D	790	45	5	1	11,1	2,2
2,6-Dichlorbenzamid	465	39	5	1	12,8	2,6
Dinoseb	821	45	4	1	8,9	2,2
Terbutylazin, desethyl-	230	36	3	1	8,3	2,8
2,4-dichlorphenol-	147	37	3		8,1	
AMPA	257	37	3	1	8,1	2,7
Atrazin, hydroxy-	397	37	3		8,1	
Glyphosat	260	37	3	1	8,1	2,7
Cyanazin	548	40	2		5	

Figur 8.5 Fund af atrazin i LOOP områderne i perioden 1993-2000.



Figur 8.6 Fund af triazin nedbrydningsprodukter i LOOP områderne i perioden 1993-2000. 421 – Deethylisopropylatrazin, 3505 – deethylatrazin, 3506 – deisopropylatrazin, 3607 – hydroxyatrazin.



Atrazin findes fortsat

Atrazin blev sidste gang anvendt i Danmark i 1994. Alligevel er atrazin siden fundet i stort set samme omfang og i samme koncentrationer i LOOP systemet, figur 8.5. Dette viser, at der i rodzonen må være opbygget en pulje af stoffet som langsomt frigives. Tilsvarende findes der gennem hele perioden forskellige nedbrydningsstoffer fra triaziner, figur 8.6. Denne gruppe viser snarere en svag tendens til stigning i koncentrationer og hyppighed med hensyn til antal analyser med fund gennem perioden.

Triaziner, glyphosat og BAM

Den relative forekomst af pesticider og nedbrydningsprodukter i landovervågningen viser, at gruppen "triaziner og nedbrydningsprodukter" fra triaziner forekommer hyppigst, mens grupperne "phenoxy-syrer og nedbrydningsprodukter" og "glyphosat og nedbrydningsprodukter" forekommer omtrent lige hyppigt. I modsætning til i grundvandsovervågningen er BAM fundet relativt sjældent i landovervågningen, hvilket skyldes, at de installerede filtre under markerne i landovervågningen kun i ringe grad er påvirket af pesticidanvendelse langs veje og på gårdspladser m.m.

Herbicider er dominerende

Opgøres fundene af pesticider og nedbrydningsprodukter efter anvendelsesformål kan det konstateres at herbicider er dominerende, og at fungicider og insekticider kun findes i ringe omfang. Der er kun fundet herbicider og i mindre grad fungicider over grænseværdien for drikkevand.

8.5 Øvrige miljøfremmede stoffers forekomst i det øvre grundvand

Fund i 40% af borerne

Der er i landovervågningsoplandene i perioden 1993-2000 i alt gennemført 807 analyser for organiske mikroforureninger i 155 vandprøver repræsenterende 46 forskellige indtag (tabel 8.7 og 8.8). Der er påvisninger i 40 % af indtagene.

Tabel 8.7 Analyse for organiske mikroforureninger udført pr. år i grundvandsovervågningen i perioden 1996-2000.

Prøvetagningsår	Antal Prøver	Indtag med analyser Antal	Indtag med påvisning antal	%
1996	17	11		
1997	7	4		
1998	28	22	1	14
1999	56	36	22	44
2000	47	18	8	25
1996-2000	155	46	24	37

I landovervågningsoplandene er der i 1995-2000 blandt andet analyseret for 6 af de 7 grupper af organiske mikroforureninger (tabel 8.9). Undersøgelserne har, som det fremgår af tabel 8.8, især været rettet mod de chlorerede phenoler, kun stoffet 2,4-dichlorphenol er påvist i 3 filtre. Der er udført 94 analyser for phenol, og stoffet er fundet i 8. Der er nogle få data for nonylphenoler og nonylphenoethoxylater, der er påvist nonylphenol i 3 ud af 20 indtag, men i lave koncentrationer. Der er også udført analyser for DBP i landovervågningsoplandene, der er påvisning i 6 ud af 18 indtag.

Tabel 8.8 Data for de organiske mikroforureninger fordelt på grupper dækkende perioden 1995-2000.

LOOP	Antal analyser	Antal analyser med påvisning	Antal indtag med analyse	Antal indtag med påvisning	Indtag med påvisning %
Aromatiske kulbrinter					
Alle*	158	20	25	10	40,0
Halogenerede alifatiske kulbrinter					
Alle*	35	0	7	0	
Phenoler					
Alle*	157	13	41	10	24,4
Chlorphenoler					
Alle*	394	3	46	3	6,5
Blødgørere					
	26	6	18	6	33,3
Detergenter					
Alle*	37	22	20	9	45,0
Sum					
	807	64	46	24	52,1

*hvilke stoffer de forskellige grupper omfatter fremgår af tabel 8.9

Table 8.9 Organiske mikroforureninger i LOOP 1995-2000. Alle medianværdier er beregnet på grundlag af medianværdier for de enkelte indtag, da en simpel gennemsnitsberegning ville være meget påvirkelig af enkeltstående meget høje koncentrationer.

Landovervågning (LOOP) Organiske mikroforureninger	Analyser	Analyser med fund	Filtre med analyse	Filtre med fund		Median af fund $\mu\text{g l}^{-1}$	Maksimum af fund $\mu\text{g l}^{-1}$
				Antal	%		
Aromatiske kulbrinter							
Benzen	39	0	25	0			
Naphtalen	39	0	25	0			
Toluen	39	10	25	10	40,0	0,05	0,63
M+p-xylene	17	2	17	2	11,8	0,53	0,89
o-xylene	17	2	17	2	11,8	0,18	0,31
Xylene (uspecifik)	7	6	7	6	85,7	0,15	0,44
Halogenerede alifatiske kulbrinter							
Tetrachloethen	7	0	7	0			
Tetrachlormethan	7	0	7	0			
1,1,1-trichloethan	7	0	7	0			
Trichloethen	7	0	7	0			
Trichlormethan (chloroform)	7	0	7	0			
Phenoler							
Nonylphenoler	34	5	20	3	15,0	0,43	0,52
Nonylphenoethoxylater	29	0	15	0			
Phenol	94	8	39	8	20,5	0,09	0,27
Chlorphenoler							
2,4-dichlorphenol	147	3	46	3	2,1	0,04	0,09
2,6-dichlorphenol	124	0	40	0			
Pentachlorphenol	123	0	40	0			
Blødgørere							
Dibutylphthalat (DBP)	26	6	18	6	40,0	0,38	0,81
Detergenter							
Kationisk	5	0	5	0			
DTDMAC (sum)							
Anioniske detergenter (sum)	32	22	18	9	50,0	6,3	35

Medianværdierne for de stoffer, der er medtaget i bilag 8.9, er alle under grænseværdierne for indhold i drikkevand.

8.6 Grundvandskvalitet i relation til landbrugspraksis

I 2000 var nitratindholdet i det øvre grundvand lavere i 2000 end i de tre foregående år, hvilket stemmer godt overens med den generelt mindre kvælstofudvaskning i 2000.

Sammenstilling af data fra Fyns Amt (2001) giver en god indikation af den relative sammenhæng mellem mængden af tilført gødning til stationsmarkerne og de målte nitratkoncentrationer i det øvre grundvand det efterfølgende år.

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 landovervågningsoplan-

dene, når der ses på overvågningsperioden som helhed. Men over de sidste 3 år i lerområderne og 4 år i sandområderne er der sket et jævnt fald i det øvre grundvands nitratindhold. De målte nitratkoncentrationer i 2000 er på niveau med de hidtil lavest målte koncentrationer i de ekstreme år 1991/92 og 1995/96.

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. De største udsving i nitratindholdet gennem overvågningsperioden er sammenfaldende med usædvanlige klimatiske forhold, primært anormale nedbørsforhold.

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

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.

Anvendte pesticider som met amitron, iosproturon og terbuthylazin på stationsmarker i 1999 er genfundet i det øvre grundvand i LOOP 1 i 2000. Karakteristik for disse fund er at der i dagene efter sprøjtningen i 1999 kom relativt meget regn (*Storstrøms Amt, 2001*).

Der blev fundet glyphosat i november 1999 i en boring 3 meter under terræn på en mark, hvor der i august var anvendt Roundup. Men i 2000 er der ikke genfundet glyphosat i den pågældende boring (*Vejle Amt, 2001*).

I forhold til tidligere år er der i 2000 ikke målt koncentrationer af pesticider eller nedbrydningsprodukter i koncentrationer over grænseværdien for drikkevand i LOOP 6 (*Sønderjyllands Amt 2001*).

[Tom side]

9 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

Det udvaskede 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 10. I de fleste af oplandene findes der målinger fra elleve hydrologiske år: fra 1989/90 til 1999/2000.

9.1 Afstrømning

Stor afstrømning i 2000

Afstrømningen var i 1999/2000 generelt større end gennemsnittet for alle de 10 år siden 1989 (tabel 9.1). Undtagelsen er det østlige vandløb, Højvadsrende (tabel 9.1). Den gennemsnitlige årlige afstrømning i de 5 hovedvandløb, som afvander overvågningsoplandene varierer betydeligt. Afstrømningen er størst fra Bolbro Bæk hvor nedbørsoverskuddet (nedbør minus fordampning) også er størst. Den mindste afstrømning er målt fra det østlige opland, Højvadsrende. År til år

variationer i afstrømningen er størst i de lerede oplande, dvs. LOOP 1, LOOP 3 og LOOP 4.

Tabel 9.1 Vandafstrømning i de fem landovervågningsvandløb i det hydrologiske år 1999/2000 og gennemsnittet i den forudgående periode 1989/90-1998/99.

	Seneste hydrologiske år (1999/2000)	Gennemsnit forudgående periode (1989/90-1998/99)
Højvads Rende (LOOP 1)	159 mm	168 mm
Lillebæk (LOOP 4)	310 mm	232 mm
Horndrup Bæk (LOOP 3)	338 mm	276 mm
Oddebæk (LOOP 2)	292 mm	204 mm
Bolbro Bæk (LOOP 6)	576 mm	456 mm

Nedbør-afstrømningsmodellen 'NAM'

Afstrømningen i de enkelte vandløb er forsøgt opdelt på tre afstrømningskomponenter som udtrykker hvor hurtigt responsen på nedbør ses ude i vandløbet:

1. Hurtigt tilstrømmende vand,
2. Mellem-hurtigt tilstrømmende vand,
3. Langsomt tilstrømmende vand.

Opdelingen i de tre afstrømningskomponenter er foretaget vha. nedbør-afstrømningsmodellen 'NAM' (DHI, 1996) på baggrund af daglige afstrømninger i de fem vandløb. Opgørelsen giver et godt mål for forskellen i nedbørsrespons imellem de enkelte vandløb. En beskrivelse af modellen kan findes i *Kronvang m.fl. (2000)*.

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

Opgørelsen giver ikke et mål for hvor hurtigt tilstrømningen foregår for hver af de tre komponenter. Den giver heller ikke informationer om hvor i jorden strømning foregår. Den viser overordnet om hurtigt eller langsomt tilstrømmende vand præger et opland. Sandede oplande vil typisk være præget af langsomt tilstrømmende vand fremfor hurtigt tilstrømmende vand. Opgørelsen giver også indirekte et fingerpeg om hvorvidt strømningen foregår overfladisk og overfladenært eller derimod dybt i jorden. Tendensen er at hurtigt tilstrømmende vand primært er overfladeafstrømning eller overfladenært vand (fx dræn tilstrømning) hvorimod langsomt tilstrømmende vand primært kommer fra dybere dele af jorden. Modellen viser at hurtigt tilstrømmende vand udgør en større andel af den samlede afstrømning i de lerede oplande (38-40 %) end det gør i de sandede oplande (16-18 %) i 10-års perioden siden 1989. I de sandede oplande kommer mere af vandet (56-62 %) ved langsom tilstrømning end i de lerede oplande (41-52 %) (tabel 9.2). Det hydrologiske år 1999/2000 afviger ikke fra den forudgående 10-års periode.

Opdeling af afstrømning vha. NAM er blevet foretaget i i alt 21 oplande for perioden 1994-2000 (*Bøgestrand, 2001*). Herunder blev foretaget en sammenligning med målte årskoncentrationer af kvælstof i det ekstremt tørre år 1995/96 hvor praktisk taget al afstrømning bestod af grundvandsafstrømning. Man konstaterede en positiv 1:1 korrelation mellem modelestimerede værdier af kvælstof koncentration i langsomt + mellemhurtigt vand for hele perioden og målte års-

koncentrationer i 1995/96. Sammenhængen ses som en indikation af af NAM er i stand til succesfuldt på tværs af oplande at påvise reelle forskelle i, hvordan vandet strømmer til vandløbene.

Tabel 9.2 Opdeling af vandafstrømningen i de fem landovervågningsvandløb i tre afstrømningskomponenter (hurtigt tilstrømmende vand, mellemhurtigt tilstrømmende vand, langsomt tilstrømmende vand) i det hydrologiske år 1999/2000 og gennemsnittet i den forudgående periode 1989/90-1998/99.

	Seneste hydrologiske år (1999/2000)			Gennemsnit forudgående periode (1989/90-1998/99)		
	Hurtigt	Mellemhurtigt	Langsomt	Hurtigt	Mellemhurtigt	Langsomt
Højvads Rende (LOOP 1)	40 %	22 %	38 %	40 %	19 %	41 %
Lillebæk (LOOP 4)	38 %	12 %	50 %	38 %	10 %	52 %
Horndrup Bæk (LOOP 3)	36 %	25 %	38 %	38 %	20 %	42 %
Oddebæk (LOOP 2)	23 %	18 %	59 %	18 %	26 %	56 %
Bolbro Bæk (LOOP 6)	16 %	21 %	64 %	16 %	22 %	62 %

9.2 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 er vist i tabel 9.3. 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 som udvaskes 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 9.3). 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 9.3 Vandføringsvægtet koncentration af total kvælstof i de fem Landovervågningsvandløb i det hydrologiske år 1999/2000 og gennemsnittet i den forudgående periode 1989/90-1998/99.

	Seneste hydrologiske år (1999/2000)	Gennemsnit forudgående periode (1989/90-1998/99)
Højvads Rende (LOOP 1)	$7,9 \text{ mg N l}^{-1}$	$9,1 \text{ mg N l}^{-1}$
Lillebæk (LOOP 4)	$9,1 \text{ mg N l}^{-1}$	$11,6 \text{ mg N l}^{-1}$
Horndrup Bæk (LOOP 3)	$6,0 \text{ mg N l}^{-1}$	$7,3 \text{ mg N l}^{-1}$
Oddebæk (LOOP 2)	$6,3 \text{ mg N l}^{-1}$	$7,3 \text{ mg N l}^{-1}$
Bolbro Bæk (LOOP 6)	$1,3 \text{ mg N l}^{-1}$	$1,5 \text{ mg N l}^{-1}$

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

Den vandføringsvægtede årsmiddelkoncentration af total fosfor er vist i tabel 9.4. Tendensen er at fosforkoncentrationen er 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 tabel 9.2). 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 42-55 % i de andre fire vandløb (tabel 9.5).

Tabel 9.4 Vandføringsvægtet koncentration af total fosfor i de fem Landovervågningsvandløb i det hydrologiske år 1999/2000 og gennemsnittet i den forudgående periode 1989/90-1998/99.

	Seneste hydrologiske år (1999/2000)	Gennemsnit forudgående periode (1989/90-1998/99)
Højvads Rende (LOOP 1)	0,096 mg P l ⁻¹	0,112 mg P l ⁻¹
Lillebæk (LOOP 4)	0,178 mg P l ⁻¹	0,203 mg P l ⁻¹
Horndrup Bæk (LOOP 3)	0,106 mg P l ⁻¹	0,135 mg P l ⁻¹
Oddebæk (LOOP 2)	0,136 mg P l ⁻¹	0,114 mg P l ⁻¹
Bolbro Bæk (LOOP 6)	0,095 mg P l ⁻¹	0,086 mg P l ⁻¹

Tabel 9.5 Vandføringsvægtet koncentration af opløst uorganisk fosfor i de fem Landovervågningsvandløb i det hydrologiske år 1999/2000 og gennemsnittet i den forudgående periode 1989/90-1998/99.

	Seneste hydrologiske år (1998/99)	Gennemsnit forudgående periode (1989/90-1997/98)
Højvads Rende (LOOP 1)	0,046 mg P l ⁻¹	0,051 mg P l ⁻¹
Lillebæk (LOOP 4)	0,113 mg P l ⁻¹	0,112 mg P l ⁻¹
Horndrup Bæk (LOOP 3)	0,050 mg P l ⁻¹	0,057 mg P l ⁻¹
Oddebæk (LOOP 2)	0,060 mg P l ⁻¹	0,048 mg P l ⁻¹
Bolbro Bæk (LOOP 6)	0,009 mg P l ⁻¹	0,009 mg P l ⁻¹

9.3 Udvikling i kvælstof- og fosforkoncentration

Faldende tendenser mht. vandførings-vægtede fosfor- og kvælstofkoncentrationer

Der er 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.

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 af-

strømning og koncentration af kvælstof. Den er nærmere omtalt af *Larsen (1996)*.

Koncentrationen af kvælstof falder i vandløbene

Den statistiske test på enkeltobservationer viser at der i 3 af de 5 oplande er sket et signifikant fald ($p < 0,05$) i koncentrationen af total kvælstof gennem 12-års perioden 1989-2000, nemlig i Horndrup Bæk, Bolbro Bæk og Lillebæk. I de øvrige to vandløb finder man ikke et signifikant fald i kvælstofkoncentrationen, men der er dog en *tendens* til fald i koncentrationen. En grov gennemsnitsberegning viser at det samlede procentiske fald i kvælstofkoncentration over 12-års perioden er omkring 20 % for de 5 vandløb.

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 (Odderbæk). Faldet i fosforkoncentrationen i de to oplande er sandsynligvis relateret til en faldende fosforudledning fra punktkilder og spredt bebyggelse. Fosforbidraget pr. personækvivalent (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*).

9.4 Tab af kvælstof og fosfor fra oplandene

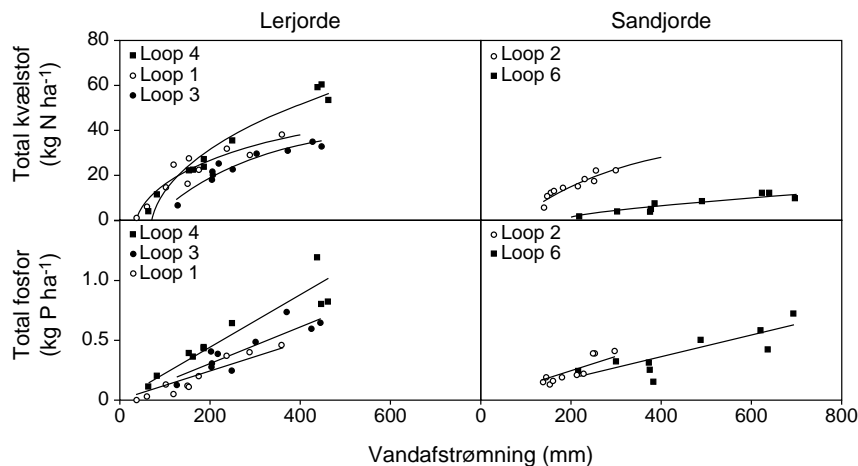
Den målte transport af kvælstof og fosfor i vandløbet kan omregnes til et tab fra landbrugsarealer ved at fratække udledninger fra punktkilder og naturarealer i oplandet (se bilag 9.2). I det beregnede tab fra landbrugsarealer indgår udledninger af kvælstof og fosfor fra spredt bebyggelse og gårde.

Kvælstoftabet fra de dyrkede arealer var større i de 3 lerede oplande (21,0-30,7 kg N ha⁻¹ dyrket areal) end i de sandede oplande (7,2-15,6 kg N ha⁻¹ dyrket areal) i 10-års perioden 1989/90-1999/2000 (tabel 9.6). I det hydrologiske år 1999/2000 lå kvælstoftabet på samme niveau som i den forudgående 10-års periode. Det lavere kvælstoftab i Højvadsrende i det hydrologiske år 1999/2000 sammenholdt med den forudgående 10-års periode afspejler, at vandafstrømningen var mindre end normalt (jvf. tabel 9.1). 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, 2001*).

Tabel 9.6 Tabet af total kvælstof fra dyrkede arealer i de fem Landovervågningsvandløb i det hydrologiske år 1999/2000 og gennemsnittet i den forudgående periode 1989/90-1998/99.

	Seneste hydrologiske år (1999/2000)	Gennemsnit forudgående periode (1989/90-1998/99)
Højvads Rende (LOOP 1)	17,4 kg N ha ⁻¹	21,0 kg N ha ⁻¹
Lillebæk (LOOP 4)	31,3 kg N ha ⁻¹	30,7 kg N ha ⁻¹
Horndrup Bæk (LOOP 3)	24,2 kg N ha ⁻¹	24,4 kg N ha ⁻¹
Odderbæk (LOOP 2)	18,9 kg N ha ⁻¹	15,6 kg N ha ⁻¹
Bolbro Bæk (LOOP 6)	7,6 kg N ha ⁻¹	7,2 kg N ha ⁻¹

Figur 9.1 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 nedbørsmængderne og dermed afstrømningen i de enkelte måleår. 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 9.1). Det årlige kvælstoftab fra landbrugsarealer stiger i de enkelte oplande med stigende afstrømning (figur 9.1). Ved stigende afstrømning stiger kvælstoftabet mest fra det lerede Lillebæk opland efterfulgt af det sandede Odderbæk opland og de to andre lerede oplande Højvads Rende og Horndrup Bæk (figur 9.1). 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 end nedbøren (mineralisering og udbringning).

Stort fosfortab i 1998/99

Fosfortabet fra de dyrkede arealer var i 1999/2000 større end eller på niveau med gennemsnittet for den forudgående periode 1989/90-1998/99 (tabel 9.7). Der var ikke den store forskel i tabet af total fosfor fra landbrugsarealer i de 3 lerede oplande sammenholdt med tabet fra de 2 sandede oplande. I Odderbæk var fosfortabet i det hydrologiske år 1999/2000 markant højere end i den forudgående 10-års periode. Det skyldes høj afstrømning og megen overfladenær afstrømning (se tabel 9.1 og 9.2). 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, 2001).

Signifikante sammenhænge mellem årligt fosfortab fra landbrugsarealer og vandafstrømningen

Tabet af fosfor fra de dyrkede arealer er meget styret af nedbørsmængderne 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 9.1). Det årlige fosfortab fra landbrugsarealer stiger i de enkelte oplande med stigende afstrømning (figur 9.1). Ved stigende afstrøm-

ning stiger fosfortabet mest fra det lerede Lillebæk opland og mindst fra det grovsandede opland til Bolbro Bæk (figur 9.1).

Tabel 9.7 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) (1999/2000)	Gennemsnit forudgående periode (normal prøvetagning) (1989/90-1998/99)
Højvads Rende (LOOP 1)	0,19 kg P ha ⁻¹	0,19 kg P ha ⁻¹
Lillebæk (LOOP 4)	0,61 kg P ha ⁻¹	0,52 kg P ha ⁻¹
Horndrup Bæk (LOOP 3)	0,42 kg P ha ⁻¹	0,42 kg P ha ⁻¹
Oddebæk (LOOP 2)	0,40 kg P ha ⁻¹	0,26 kg P ha ⁻¹
Bolbro Bæk (LOOP 6)	0,55 kg P ha ⁻¹	0,40 kg P ha ⁻¹

9.5 Kvælstoftab via langsomt tilstrømmende vand

Vi har forsøgt at tolke på hvor forskelligt oplandene fungerer med hensyn til hvor meget 'gammelt kvælstof' som modtages i vandløbet. Med 'gammelt kvælstof' mener vi kvælstof som langsomt tilstrømmende vand har ført ud i vandløbet. Sådant kvælstof kan have været lang tid undervejs, og altså afspejle datiden mere end nutidens forhold vedr. udvaskning af kvælstof fra rodzonen. 'Langsomt tilstrømmende vand', og er en af de 3 komponenter som NAM opsplitningen definerer (afsnit 9.1).

En sådan tolkning vedr. kvælstoftilstrømning giver ikke et mål for *hvor* langt tid 'gammelt kvælstof' har været undervejs. Den giver heller ikke et *præcist mål* for tilstrømningen af 'gammelt kvælstof'-snarere et *skøn*. Et skøn som kan have relevans i forbindelse med en videre diskussion af hvor hurtigt, man i forskellige slags oplande kan forvente at se resultatet af reduktioner i kvælstofudvaskning fra rodzonen uden i vandløbene.

Tilstrømningen af 'gammelt kvælstof' er vurderet på baggrund af regressions sammenhænge mellem de enkelte målinger af kvælstofkoncentrationen og afstrømningen i perioder hvor der er dominans af vandtilstrømning fra langsomt tilstrømmende vand. Bilag 9.1 beskriver metoden.

Tabel 9.8 Andelen af vandløbenes totale kvælstoftransport som er 'gammelt kvælstof' i de 5 Landovervågningsoplande i det hydrologiske år 1999/2000 og gennemsnittet i den forudgående periode 1989/90-1998/99.

	Seneste hydrologiske år (1999/2000)	Gennemsnit forudgående periode (1989/90-1998/99)
Højvads Rende (LOOP 1)	24 %	28 %
Lillebæk (LOOP 4)	43 %	46 %
Horndrup Bæk (LOOP 3)	29 %	27 %
Oddebæk (LOOP 2)	42 %	32 %
Bolbro Bæk (LOOP 6)	46 %	40 %

*I Lillebæk er der
tilsyneladende en stor andel
'gammelt kvælstof'*

I tabel 9.8 er det anslået, hvor stor en andel af oplandstabet af kvælstof der fra rodzonen via langsomt tilstrømmende vand, primært dybere vand, når frem til vandløb. Tallene antyder at der ikke generelt er forskel mellem lerede og sandede oplande med hensyn til hvor stor en andel 'gammelt kvælstof' som findes i vandløbene. I Lillebæk er der tilsyneladende mere 'gammelt kvælstof' end i de to andre lerede oplande, Højvadsrende og Horndrup bæk. Hurtigt og mellemhurtigt tilstrømmende vand fører dog generelt set mere kvælstof til vandløbene end langsomt tilstrømmende vand – uanset jordtype.

10 Landbruget og vandmiljøet

I dette afsnit sammenstilles hovedresultaterne fra de enkelte delprogrammer i landovervågningen til en samlet beskrivelse af næringsstoftransporter i landbrugsøkosystemer. Afsnittet beskriver problemer med at få vandbalancen til at passe. Desuden beskrives kvælstof- og fosforkredsløbet og udviklingstendenserne omtales.

10.1 Vandbalancen

Vandbalancen går ikke op

Vandbalancen i et opland kan udtrykkes ved vandbalanceligningen:

$$N = E_a + Q_o + Q_u + P$$

hvor

N = nedbør

E_a = aktuel fordampning

Q_o = overfladisk afstrømning, dvs den mængde der kan måles i vandløbene

Q_u = underjordisk afstrømning, dvs den mængde der direkte via grundvandet løber til et nabooplund eller til havet

P = oppumpning til vandindvinding

DMI's nye nedbørskorrektioner er anvendt

Potentiel fordampning er med modificeret Penman

Vandbalancen i de 5 LOOP oplande er vist i tabel 10.1 som gennemsnit for måleperioden 1990/91 til 1999/00. Nedbøren (N) er korrigeret til jordoverfladen med 21 % i henhold til udmeldinger fra DMI (*Allerup et al., 1998*). Aktuel fordampning (E_a) er beregnet med vandbalanceprogrammerne EVACROP eller DAISY, hvor inputvariablen for den potentielle fordampning er beregnet med modificeret Penman. Den beregnede aktuelle fordampning er for landbrugsafgrøder. Der er desuden foretaget en vurdering af merfordampning for skov og vådområder, jf. arealopgørelsen i tabel 10.2. Den potentielle fordampning er beregnet af DJF og DMI. Der er ingen grundvandsindvinding i oplandene, dog forekommer oppumpning til vanding i LOOP 6. Vandløbsafstrømningen er målt for oplandene. Der er imidlertid tale om de øverste systemer af oplandene hvorfor man må forvente, at en ikke ubetydelig del af grundvandet afstrømmer til dybereliggende grundvandsmagasiner, hvorfra der sker afstrømning til nedstrømsliggende vandløb eller afstrømmer til nabooplunde.

Vandbalancen går ikke op – et kendt problem gennem de sidste 10 år

Det fremgår af tabel 10.1 at der i vandbalanceberegningerne på fire ud af fem lokaliteter fremkommer en rest på 60-100 mm, der ikke kan gøres rede for, mens der på den sidste lokalitet er en negativ rest. Manglende overensstemmelse i vandbalancen er også rapporteret af *Douglas et al. (1992)* for 9 vandløbsoplunde for 3 perioder på hver 20 år. I *Ovesen et al., (2000)* går vandbalancen op hvis det antages at aktuel fordampning er lig potentiel fordampning. Da aktuel fordampning normalt regnes for at være ca. 100 mm lavere end potentiel fordampning vil der i disse opgørelser være en rest på ca. 100 mm som ikke kan forklares. Endelig rapporterer *Henriksen et al., (2000)* at der

ved anvendelse af GEUS's nationale vandressource model beregnes en vandløbsafstrømning, der er 5-30 % større end de målte vandløbsafstrømninger.

Tabel 10.1 Foreløbig opstilling af vandbalancen i fem Landovervågningsoplande, 1990/91-1999/00.

	Lerjordsoplande			Sandjordsoplande	
	Stor- strøm LOOP1	Fyn LOOP4	Vejle / Århus LOOP3	Nordjyll. LOOP2	Sønder- jyll. LOOP6
Nedbør	724	871	932	836	1081 ³
Fordampn. – landbrug ¹	455	443	407	390	412
Merfordampning pga skov og vådområder	32	0	16	13	21
Percolation - landbrug	269	428	525	446	669
Percolation – result	237	428	509	433	648
Vandløbsafst. opland	168	243	276	203	453
Vandløbsafst. nedstrøms ²	261	367	432	337	300 ⁴
Oppumpning (vanding)					33
Rest	-24	61	77	96	(348)
Grundvandsafst. til havet / ud af region	delvis	ja	nej	nej	ja

1. Potentiel fordampning beregnet af DJF for perioden op til 1998, herefter af DMI. Der er anvendt nye nedbørskorrektioner (*Allerup et al., 1998*). For LOOP 2 er anvendt årsspecifikke nedbørskorrektioner. I alle tilfælde er potentiel fordampning beregnet med modificeret Penman. Aktuel fordampning beregnet for marker med jordvandsstationer

2. Vandløbsafstrømningen for nedstrøms liggende/nabo område

3. Incl. gns. 33 mm vanding pr. år

4. Af *Ovesen et al. (2000)* fremgår at der her er vandafstrømning ud af området.

Tabel 10.2 Jordbunds- og arealopgørelse i fem Landovervågningsoplande (*Jensen og Madsen, 1990*), anvendt til korrektion af fordampningen i tabel 1.

	Lerjordsoplande			Sandjordsoplande	
	Stor- strøm LOOP1	Fyn LOOP4	Vejle- /Århus LOOP3	Nord- jyll. LOOP2	Sønder- jyll. LOOP6
Landbrugsareal					
Lerjord	70	86	60	0	0
Sandjord	1	4	20	93	85
Humusjord	3		2	5	14
Naturarealer og andet					
Skov og sø	26	3	18	2	<1
Byer, veje m.v.	<1	7	0	0	<1

Grundvandsafstrømning ud af de øvre dele af vandløbssystemer

Der er således forhold omkring vandstrømningerne som der ikke er styr på. Fejlen kan i princippet ligge på alle variable der indgår i vandbalancen: Måling og korrektion af nedbør, beregning af fordampning, vandløbsmåling og vurdering af udstrømninger direkte til havet eller over vandskel. I *Ovesen et al. (2000)*, kort G er vandbalanceopørelserne vist for hele landet. Her fremgår det at der er en betydelig grundvandsbevægelse fra Vest Jylland over israndslinien mod Østjylland. I Sønderjylland ses at grundvand bevæger sig væk fra området, formodentlig direkte ud i havet.

Sandsynligt at afstrømning fra rodzonen er overvurderet, men alle led i vandbalancen skal gennemgås

Foreløbige vurderinger tyder på at den beregnede afstrømning fra rodzonen, dvs. nedbør – aktuel fordampning ($N - E_a$), er overvurderet. Dette kan både skyldes at nedbørskorrekturen er for stor og at beregning af potentiel og aktuel fordampning ikke er tilstrækkelig præcis. F.eks. kan det være at DMI's nye nedbørskorrekturen er overvurderet. Her korrigeres den målte nedbør med ca. 21 % mod tidligere ca. 16 %. Herved er nedbøren og dermed også afstrømningen forøget med ca. 45 mm. Endvidere kan der stilles spørgsmål ved beregningen af potentiel fordampning. DMI har gennem de sidste 10 år anvendt modificeret Penman hertil. Dette er den mest nøjagtige metode såfremt der er tilstrækkelig gode input data (*Mikkelsen og Olesen, 1991*). Makkink formelen til beregning af potentiel fordampning er mindre nøjagtig, men derimod mere robust overfor mindre gode data. En analyse på LOOP data har vist at der ved at anvende Makkink opnås en potentiel fordampning, der er 60-100 mm større end med modificeret Penman. Dette giver en forskel i aktuel fordampning på ca. 40 mm. Den beregnede vandafstrømning fra rodzonen bliver da 40 mm mindre hvis der anvendes Makkink i stedet for modificeret Penman.

Der vil blive igangsat et udredningsarbejde hvor alle variable i vandbalance beregningen vil blive gennemgået. Indtil et tilstrækkeligt udredningsarbejde foreligger, anvendes i Landovervågningen de i dag accepterede beregningsmetoder.

Betydning for beregning af kvælstofudvaskning

Kvælstofudvaskning måles normalt ved hjælp af sugeceller. Her er det koncentrationen i jordvandet der måles, og udvaskningen beregnes ved at gange en beregnet vandafstrømning på. Den fejl der evt. måtte være på beregningen af vandafstrømning vil naturligvis også give sig udslag i kvælstofudvaskningen angivet i kg N ha^{-1} . Dette gælder i langt mindre grad den beregnede vandføringsvægtede koncentration; her vil kun introduceres en fejl hvis der er fejl på afstrømningens fordeling over året.

Når kvælstofudvaskningerne beregnes ved hjælp af den empiriske model N-LES modellen (kapitel 7), vil for høje afstrømninger medføre for høje tal for kvælstofudvaskningen. Da både afstrømning og udvaskning er overestimeret bliver den resulterende kvælstofkoncentration omtrent korrekt. Dog vil der være en mindre fejl grundet skævvridning, da der ikke er lineær sammenhæng mellem udvaskning og afstrømning. En 15 % mindre afstrømning vil give en skævvridning på nitratkoncentrationen på ca. 7 %; afvigelsen afhænger af afstrømningsniveau og kvælstofudvaskning.

Når der foreligger et grundigt udredningsarbejde om vandbalancen, vil spørgsmålet om effekt på kvælstofudvaskning blive taget op.

10.2 Vandets transportvej og tidsforsinkelse

På lerjorde hurtig afstrømning gennem øvre jordlag til overfladevand

På sandjord afstrømning til overfladevand fortrinsvis via grundvand

En analyse af vandets strømningsveje er foretaget vha. NAM modellen (kapitel 9). Modellen deler vandløbstilstrømningen op i komponenter med forskellig nedbørsrespons (hurtig, mellemhurtig og langsom tilstrømning). Modellen giver hermed et mål om et opland er præget af hurtigt eller langsommere tilstrømmende vand, og dermed indirekte et fingerpeg for om hvorvidt strømningen foregår overfladenært eller via grundvand. Modellen viser at på lerjordene er en stor del af det vand, der når ud til vandløbene, hurtigt tilstrømmende vand (38 %), mens den resterende del er langsommere tilstrømmende. På sandjordene derimod når en mindre del hurtigt ud til vandløbene (17 %) mens den resterende del er langsommere tilstrømmende vand (figur 10.1).

Vand der forlader rodzonen, vil derfor relativt hurtigt nå ud til vandløbene på lerjorde mens der vil gå betydelig længere tid inden det når til vandløbene på sandjorde.

En beregning af vandets opholdstider i de forskellige transportveje er foretaget af GEUS i forbindelse med arbejdet med den nationale vandressourcemodel, DK-modellen (*Henriksen et al., 2000*) (tabel 10.3).

Tabel 10.3. Transporttid fra rodzonen til drænen, vandløb og kildepladser (i år) beregnet ud fra partikelbanemodellering for lerjordsoplandene Vårby å og Svendborg området (*Henriksen et al., 2000; Ullum et al., 2000*). (Eksempelvis ankommer hver anden partikel til et dræn eller mindre vandløbstilløb i løbet af 1 år, 10 % af partiklerne når allerede frem indenfor ca. 1 måned, mens 9 ud af 10 partikler når frem til et dræn eller mindre vandløbstilløb i løbet af 10-15 år).

Transporttid fra rodzone til "target"	Ankomst i afstrømning til drænen og småvandløb (overfladenær afstrømn. til vandløb) (år)	Ankomst i grundvandsafstrømning til større vandløb (grundvandsafstrømn. til vandløb) (år)	Ankomst i op-pumpning ved kildepladser (store vandindvindinger) (år)
10% fraktil	<0,1	1	35-80
25% fraktil	0,25-1	3-7	60-150
50% fraktil	0,8-1	12-15	100-250
75% fraktil	2-3	45-70	200-400
90% fraktil	10-15	110-150	500-800
Andel af total afstrømning	45-65 %	Ca. 15 %	20-40 %

NB. Det bemærkes at tabellen primært giver udtryk for opholdstiderne under Øst danske lerjordsforhold. Under Vest danske sandjordsforhold vil grundvandsafstrømning til vandløb udgøre en større procentdel, mens den overfladenære afstrømning vil være tilsvarende mindre.

Modelberegninger har vist, at for den del af afstrømningen, der svarer til overfladenær afstrømning (som f.eks. mindre vandløb og øvre dele af vandløbssystemer, der er tørre eller har lav afstrømning om sommeren) vil 50 % af det vand, der strømmer fra rodzonen nå ud til vandløbet i løbet af det første år, mens der vil gå 10-15 år før 90 % af vandet er nået ud til vandløbet.

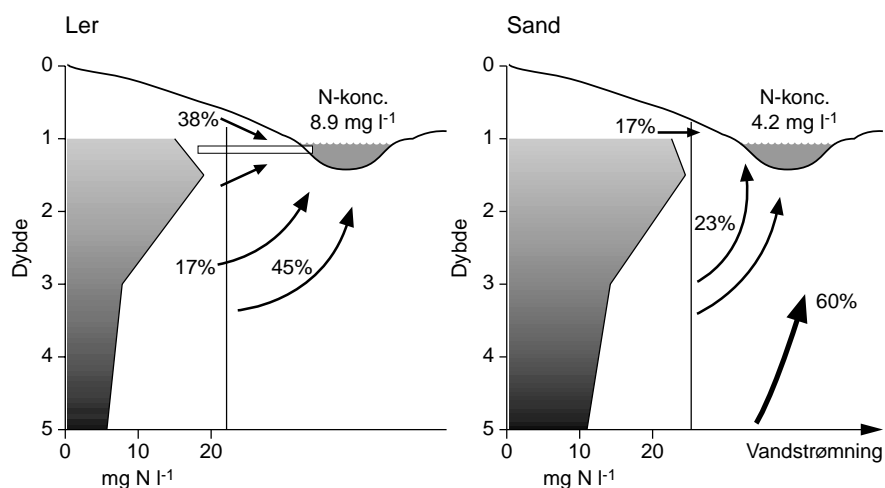
For den del af afstrømningen hvor vandet når vandløbet via grundvandsstrømning til større vandløb, vil 25 % af vandet nå ud til vandløbet i løbet af 3-7 år mens der vil gå 12-15 år før 50 % af rodzonevandet når ud til vandløbene. Vand der bevæger sig ned til det dybere grundvand (store vandindvindinger), vil være meget lang tid undervejs. Modelberegninger viser at der vil gå 100-250 år før 50 % af vandet når til disse grundvandsmagasiner.

10.3 Kvælstofkredsløbet

Der er sket et betydeligt fald i kvælstofindholdet i rodzonevandet i løbet af perioden 1990-2000. Her præsenteres et gennemsnit for den seneste fire års periode frem for hele perioden, for at give et opdateret billede af kvælstof transportforholdene.

Kvælstofkoncentrationer

Koncentrationer af kvælstof i vandtyperne i det hydrologiske kredsløb er vist i figur 10.1 som gennemsnit for årene 1996/97-1999/00.



Figur 10.1 Principskitse for vand- og kvælstoftransporten i det hydrologiske kredsløb: Målte kvælstofkoncentrationer i vandet, der forlader rodzonen og det øvre grundvand i jordprofilen ned til 5m's dybde, samt den resulterende kvælstofkoncentration i vandløb. Pilene angiver vandet strømningsveje; talstørrelserne er fra NAM modellens opdeling af vandløbstransporten i en hurtig, mellemhurtig og langsom responderende komponent. Gennemsnit for henholdsvis de 3 lerjords- og 2 sandjordsoplunde i perioden 1996/97-1999/00.

Kvælstofkoncentrationer falder fra rodzonen og ned gennem det øvre grundvand

Kvælstofkoncentrationerne i rodzonevandet var i gennemsnit 15,0 og 22,6 mg N l⁻¹ på henholdsvis lerjord og sandjord. Der ses et tydeligt fald i kvælstofkoncentrationerne ned gennem det øvre grundvand. Dette skyldes denitrifikationsprocesser under stedvis reducerede forhold i jorden. Dybere i grundvandet vil der normalt være reducerende jordlag, og her vil kvælstofindholdet falde til under detektionsgrænsen. I lerjordsområder strækker den oxiderede zone sig typisk 3-7 m under terræn mens den i sandede områder oftest er betydelig dybere, 15-20 m, under terræn, enkelte steder meget dybere.

I vandløbene er der i perioden 1996/97-1999/00 målt kvælstofkoncentrationer på henholdsvis 8,9 mg N l⁻¹ i lerede områder og 4,2 mg N

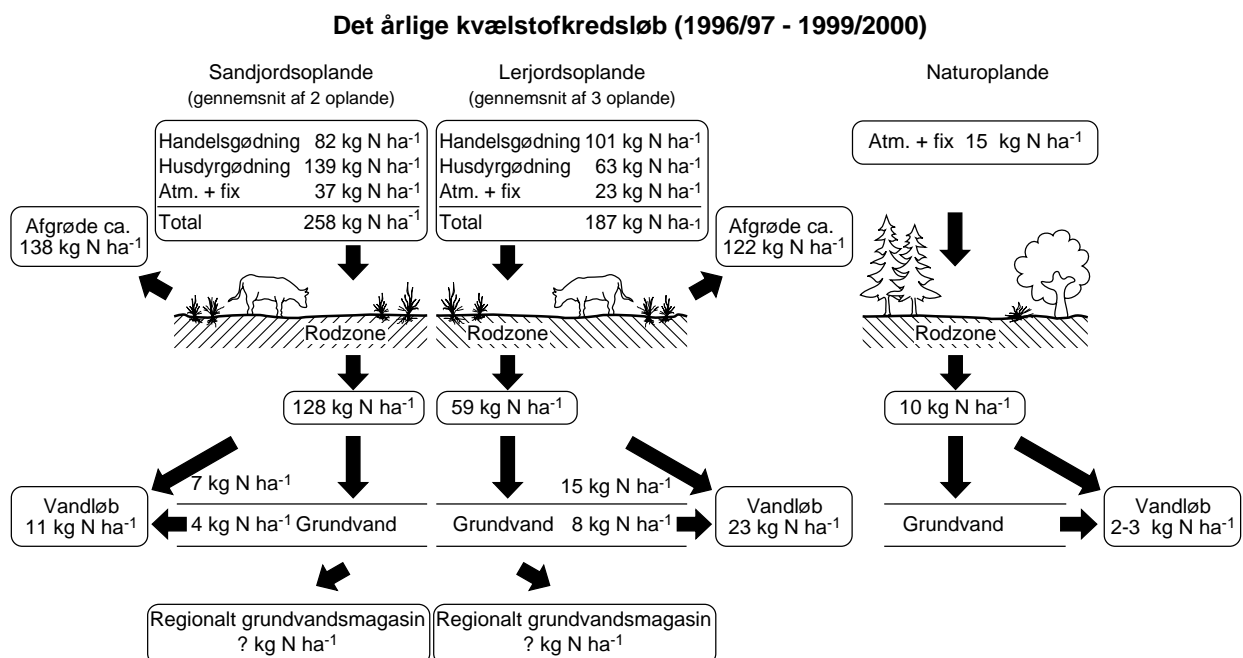
I¹ i sandede områder. Der skal lægges mærke til at vandløbskoncentrationerne er større i lerområderne end i sandområderne til trods for at kvælstofkoncentrationerne i rodzonen er lavest på lerjorderne. Det skyldes at en stor del af vandet på lerjorderne hurtigt strømmer til vandløbene via de øvre jordlag. På sandjorderne derimod bevæger vandet sig dybere og er meget længere tid undervejs. Under denne transport kan vandet have passeret redoxzonen hvor der sker omfattende nitratreduktion. Det er også muligt at vandet gennemstrømmer enge/vådområder, hvor der forekommer denitrifikation, inden vandet når ud i vandløbet. Kvælstofkoncentrationerne i vandløb vil således afhænge af om det er oxideret eller reduceret grundvand der når frem.

Kvælstoftransporter

De gennemsnitlige kvælstofstrømme i det hydrologiske kredsløb er skematiseret i figur 10.2 for de sidste 4 år af måleperioden 1996/97 – 1999/00 for henholdsvis lerjorde og sandjorde.

Markbalancen, dvs. kvælstof input minus output fra marken, er fra interviewundersøgelsen. Kvælstofudvaskningerne repræsenterer 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. Udledning fra spredt bebyggelse vil næppe have nogen målbar effekt på transporten til vandløb.



Figur 10.2 Skematisering af kvælstofkredsløbet i henholdsvis dyrkede lerjords- og sandjordsoplande samt for naturoplande for årene 1996/97-1999/00. NB! Kvælstofbalancen er fra interviewundersøgelsen, mens udvaskningen er målt ved jordvandsstationerne. Vandløbstransport i landbrugsoplandene er korrigeret for naturarealer og spildevandsudledning, dvs. transporten repræsenterer det dyrkede areal incl. spredt bebyggelse. Opdeling i overflade og grundvandskomponenter er foretaget vha. NAM modellen.

Gennemsnitlig kvælstofudvaskning fra rodzonen af dyrkede arealer på niveau med nettotilførslen

På lerjorde når ca. 1/3 af rodzoneudvaskningen ud til vandløb.

På sandjorde når en mindre del af rodzoneudvaskningen ud til vandløb

Kvælstofudvaskning fra naturarealer ca. 10 kg N ha⁻¹ år⁻¹, ca. 1/4 når ud til vandløb

Baggrundsbidrag fra landbrugsarealer

I lerjordsoplandene er der årligt netto tilført ca. 65 kg N ha⁻¹. Den målte udvaskning fra rodzonen har i perioden udgjort ca. 59 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Kvælstoftransporten i vandløbene har udgjort ca. 23 kg N ha⁻¹ år⁻¹; det svarer til at gennemsnitlig ca. 40 % af rodzoneudvaskningen er nået til vandløbene.

I sandjordsoplandene er der årligt netto tilført jorden ca. 120 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Udvasningen fra rodzonen er målt til ca. 128 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Kvælstoftransporten i vandløbene har udgjort ca. 11 kg N ha⁻¹ år⁻¹; det svarer til, at ca. 10 % af rodzoneudvaskningen er nået ud til vandløbene.

I naturoplande er der et kvælstofinput fra atmosfæren på ca. 15 kg N ha⁻¹ år⁻¹ mens der ikke sker nogen fraførsel. Udvasningen er af størrelsesorden ca. 10 kg N ha⁻¹ år⁻¹ (*Forskningscenter for Skov og Landskab, pers. medd. 2000*) mens afstrømningen til vandløbene ligger på ca. 2 kg N ha⁻¹ år⁻¹ (*Bøgestrand, 2001*).

Det må antages at der fra landbrugsarealer er en baggrundsudvaskning af tilsvarende størrelse, nemlig ca. 10 kg N ha⁻¹.

Det må konkluderes at kvælstofudvaskning fra rodzonen har en størrelsesorden der svarer til nettotilførslen af kvælstof til markerne samt at ca. 10-40 % af den kvælstof, der vaskes ud af rodzonen vil nå ud til vandløbene.

10.4 Udvikling i kvælstoftab fra landbrug til vandmiljø i perioden 1990-2000

Landbruget

Den forbedrede gødsningpraksis i perioden med vandmiljøplanerne frem til 2000 har givet sig udslag i et fald i handelsgødningsforbruget på landsplan fra 395.000 tons N i 1990 til 246.000 tons N i 2000. Ligeledes har overskuddet (total input minus fjernet kvælstof ved høst) været faldende i perioden. Således udgjorde kvælstofoverskuddet 332.000 tons N i 1990 og 195.000 tons N i 2000. En del af reduktionen i kvælstofoverskud skyldes at landbrugsarealet er blevet mindre. Foretages opgørelsen pr. arealenhed landbrugsjord (inklusive brak) udgjorde reduktionen i kvælstofoverskud 38 %.

Rodzonen

Den forbedrede gødsningpraksis har medført at de målte kvælstofkoncentrationer i rodzonevandet i landovervågningen er signifikant reduceret i samme periode. Denne er beregnet til 43 % for dyrkede arealer uden vedvarende græs og brak. Spredningen er imidlertid meget stor. På grund af et begrænset antal målestationer og usikkerhed mht. klimapåvirkning, vil der dog være meget stor usikkerhed på størrelsen af reduktionen.

Fald i handelsgødningsforbrug.

Fald i kvælstof overskud på ca. 38%.

Reduktion i målte N koncentrationer i jordvandet på ca. 43%

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 2000 ved normalklima medfører en gennemsnitlig reduktion i kvælstofudvaskningen fra det dyrkede areal på ca. 32 %.

VMP II opfølgning

En stramning i reglerne iværksættes i 2002 i henhold til regeringens opfølgning på midtvejsevalueringen af VMP II af 26. april 2001.

Godt 20 % reduktion i N transport til vandløb

Vandløb

I de fem landovervågningsoplande er der målt et fald i de vandføring svægtede kvælstofkoncentrationer på ca. 20 % i perioden 1990-2000, og i et større antal vandløb, ialt 63, i dyrkede oplande er der beregnet en reduktion på ca. 22 % i den vandføring skorrigerede kvælstoftransport (*Bøgestrand, 2001*). Den lavere reduktion i vandmiljøet end i den modelberegnete udvaskning fra rodzonen skyldes en række forhold, herunder:

- I modelberegning af kvælstofudvaskning er der tale om *den langsigtede effekt*, dvs. den effekt der fremkommer når en ændret gødskningspraksis har været fulgt i en årrække, således at der tilnærmelsesvis har indstillet sig en ny ligevægt i jorden.
- Vandets strømningsveje i det hydrologiske kredsløb medfører at der er en tidsforsinkelse fra vandet forlader rodzonen til det når ud til vandløbene. Denne tidsforsinkelse vil være betydelig større på sandjorde end på lerjorde.
- En opfyldelse af vandmiljøplanernes mål vil aldrig føre til en tilsvarende reduktion af kvælstofindhold og – transport i vandløb. Det naturbetingede baggrundsbidrag på ca. 1 mg N l⁻¹ vil stadig være der fra både dyrkede arealer og naturarealer.

Hvilken effekt kan forventes af vandmiljøplanerne på overfladevandet

Af ovennævnte fremgår at en halvering af landbrugsbidraget ikke vil medføre en halvering af kvælstoftransporten i vandløb. En reduktion på ca. 30-40 % er mere realistisk (*Iversen et. al, 1998*).

På vandets vej mod det åbne hav sker der også en delvis nitratfjernelse i søer og fjorde. I takt med reduktion i nitratudvaskning fra dyrkede arealer til vandløb bliver denitrifikationen i søer og fjorde også mindre, fordi kvælstof tilførslen bliver mindre. Det er dog sandsynligt, at denitrifikationen udtrykt som % af den tilførte mængde i gennemsnit kan fastholdes.

10.5 Fosforkredsløbet

Planteavlsbrug har i dag omtrent balance mellem tilførsel og fraførsel af fosfor til markerne. For husdyrbrugene er der en nettotilførsel af fosfor; og denne stiger med stigende husdyrtæthed (se tabel 5.6). I gennemsnit for oplandene var nettotilførslen ca. 8 kg P ha⁻¹ pr år i perioden 1990/91-1999/00.

Tab af fosfor til vandløb har i samme periode udgjort gennemsnitlig 0,360 kg P ha⁻¹ pr år. Det er altså kun en lille del af nettotilførslen der tabes til overfladevand. Den øvrige del ophobes i jorden og giver anledning til stigende fosforindhold. Knap 50 % af jordene i oplandene har højere fosforindhold udtrykt ved fosfortallet (Pt > 4) end nødvendigt for plantevækst. Husdyrbrugene må forventes fremover også at have overskudsproduktion af fosfor hvorfor det må antages at der stadig vil ske en ophobning af fosfor på disse arealer.

Tab af fosfor til vandmiljøet sker dels ved udvaskning af opløst fosfor dels ved erosion – overfladeerosion, brinkerrosion, vinddrift m.v.

Som tidligere nævnt har undersøgelser fra Danmarks Jordbrugs-Forskning vist en klar sammenhæng mellem stigende fosfortal i jord og indholdet af vandopløseligt fosfor (*Rubæk et al., 2000*). Undersøgelser fra Rothamsted i England har vist at når jordens Pt overstiger vist niveau (for den givne jord ca. Pt 6), stiger udvaskningen af opløst fosfor gennem drænen stærkt (*Heckrath et al, 1995*). Også i Landovervågningen er der set høje koncentrationer af opløst fosfor i både jordvand og drænvand når Pt er høj (LOOP 1) (afsnit 6.1 og 6.2; samt *Grant et al., 1997*). Desuden vil der alt andet lige tabes mere fosfor med partikulært stof jo højere jordens fosforindhold er. I tabel 10.4 er vist samhörørende værdier for andel af arealet med høje Pt-værdier i oplandet og koncentration af opløst fosfor i vandløbet.

Tabel 10.4. Samhörørende værdier af koncentration af opløst fosfor i vandløb (gns. for perioden 1990/91 og 1999/00) og fosforindhold i jordene i oplandet. Fosforindhold i jord er udtrykt ved jordene fosfortal (Pt) bestemt i 2000.

	Konc. af opløst P i vandløb mg P l ⁻¹	Gns. Pt i opland	andel af areal i opland med Pt>4 (%)	andel af areal i opland med Pt>6 %
LOOP 1 (Storstrøm)	0,048	4,7	64	13,2
LOOP 4 (Fyn)	0,111	3,3	18	0,2
LOOP 3 (Vejle/Århus)	0,054	4,2	50	9,2
LOOP 2 (Nordjylland)	0,050	4,2	53	12,4
LOOP 6 (Sønderjylland)	0,009	4,1	44	8,6

Der synes ikke at være nogen umiddelbar sammenhæng. I LOOP 1 (Storstrøm) har en stor andel af arealet med høje Pt værdier ikke givet anledning til høje koncentrationer af opløst fosfor i vandløbet. Dette hænger formodentlig sammen med at der er kalk i jorden som binder fosfor under transporten til vandløbet. Tilsvarende er der i LOOP 6 (Sønderjylland) jern i jorden som også binder fosfor. Tilbage er der lerjordsoplandene i Vejle/Århus (LOOP 3) og på Fyn (LOOP 4) og sandjordsoplandet i Nordjylland (LOOP 2). LOOP 4 har så godt som ingen jorde med Pt-værdier større end 6 mens der i LOOP 2 og 3 er 9-12 % af arealet der har høje Pt-værdier. Koncentrationen af opløst fosfor i vandløbet er imidlertid størst i LOOP 4. Der er altså andre forhold end jordens fosforindhold der har betydning. Det kunne være en effekt af spredt bebyggelse. I LOOP 4 er der en betydelig grad af dræning (ca. 1/3 af arealet), som giver betingelser for direkte udledning af spildevand. LOOP 2 og 3 har langt mindre dræning hvorfor spildevand for en stor del vil nedsive i jorden.

Det må konkluderes at der på markniveau måles høje koncentrationer i jordvand og drænvand hvor der er høje fosforindhold i jorden.

På oplandsniveau er der i Landovervågningen imidlertid ikke nogen sammenhæng mellem jordenes fosfortal og tab af opløst fosfor til vandløb. Det kan ikke udelukkes at der ved øget andel af jorde med højt Pt (øget ophobning af fosfor i vand) vil være risiko for øget tab af opløst fosfor.

Referencer

Allerup, P., Madsen, H. og Vejen, F. (1998). Standardværdier (1961-96) af Nedbørskorrektioner. Teknisk Rapport 98-10. pp. 17. Danmarks Meteorologiske Institut

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

Andersen, H.E., Kronvang, B., Larsen, S.E., Paulsen, I., Jørgensen, O. og Pedersen, M.L. (2001). Kapitel 6 i Vandområder – Vandløb og kilder 2000. NOVA 2003 (Bøgestrand J. red.). Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 378.

Andersen, J.M., Sommer, S.G., Hutchings N.J., Kristensen V.F. & Poulsen H.D. (1999): Emission af ammoniak fra landbruget – status og kilder. Ammoniakfordampning – redegørelse nr.1. Danmarks Jordbrugsforskning og Danmarks miljøundersøgelser.

Bøgestrand J. (red.) (2001): Vandområder – Vandløb og kilder 2000. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 336.

Cappelen, J. og Jørgensen, B.V. (2000): Danmarks Klima 2000. Teknisk rapport 01-06. Danmarks Meteorologiske institut.

Danmarks Statistik (2001): Husdyrtætheden i landbruget 2000.

Danmarks Statistik . Landbrugsstatistikken 1989 -2000.

Fyns Amt (2001): Vandmiljøovervågning - Landovervågning 2000, 72 pp + bilag.

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., Blicher-Mathiesen, G., Jørgensen, J.O., Kloppenborg-Skrumsager, B., Kronvang, B., Jensen, P.G., Pedersen, M. & Rasmussen, P. (2000): Landovervågnings-oplande 1999. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 105 pp+ bilag - Faglig rapport fra DMU nr. 334.

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 - midtvejsevalue-ring. Danmarks Miljøundersøgelser.

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

Grant, R., Laubel, A., Kronvang, B., Andersen, H.E., Svendsen, L.M. & Fulgsang, A. (1996): Loss of dissolved and particulate phosphorus

from arable catchments by subsurface drainage. *Water Research* 30, 2633-2642.

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

Hansen, E. (1990): 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.

Heckrath, G., Brookes, P.C., Poulton, P.R. & Goulding, K.W.T. (1995): Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk experiment. *J. Environ. Qual.* 24, 904-910.

Henriksen, H.J., Nyegaard, P., Ernsten, V., Rasmussen, P., Trolborg, L. & Refsgaard J.C. (2000): Betydningen af grundvandets strømningsveje, opholdstider og nitratreduktionskapacitet for belastningen til vandmiljøet. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse.- <http://www.vandmodel.dk>

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 (1990-1999): Landskontoret for planteavl.

Johnston, A.J. (1998): Phosphorus: essential plant nutrient, possible pollutant. I *Göte Bertilsson (red.):* Phosphorus balance and utilization in agriculture – towards sustainability. Kungl. Skogs- och Lantbruksskademiens *Tidsskrift* 135, nr. 7, 11-22.

Kronvang, B. & Bruhn, A.J. (1990): Overvågningsprogram. Metoder til bestemmelse af stoftransport i vandløb. Miljøministeriet. Danmarks Miljøundersøgelser.

Kronvang, B. & Bruhn, A.J. (1996): Choice of sampling strategy and estimation method for calculating nitrogen and phosphorus transport in small lowland streams. *Hydrological Processes*.

Kronvang, B., Jensen, J.P., Pedersen, M.L., Larsen, S.E., Laubel, A.R., Müller-Wohlfeil, D.I., Wiggers, L., Kronquist, H., Tornbjerg, H. & Ringsborg, O. (2000): Oplandsanalyse af vandløbs- og søoplade 1998-2003. Vandløb og søer. NOVA 2003. 2. udg. Danmarks Miljøundersøgelser. Teknisk anvisning fra DMU nr. 15.

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

Kyllingsbæk, A. (2000). Kvælstofbalancer og kvælstofoverskud i dansk landbrug 1979-1999. DJF rapport Markbrug nr. 36.

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

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

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

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

Mikkelsen, H.E. & Olesen, J.E. (1991): Sammenligning af metoder til bestemmelse af potentiel fordampning. Tidsskrift for Planteavls Specialserie. Beretning S1257. Statens Planteavlsforsøg.

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

Miljøstyrelsen (1990): Vandmiljø-90. Redegørelse fra Miljøstyrelsen, nr 1.

Miljøstyrelsen (1996): Beregning af landsdækkende behov for N-gødning. Ferskvand og Landbrugskontoret, Miljøstyrelsen, 16. januar 1996.

Miljøstyrelsen (2000). Bekæmpelsesmiddelstatistik 1999. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 11.

Miljøstyrelsen (2000): Spildevandsslam fra kommunale og private renselanlæg i 1998. Orientering.

Nilsson, B., Brüsch, 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.

Nordjyllands Amt (2001): Vandmiljøovervågning – Landovervågning 2000, 99 pp + bilagsrapport.

Olesen, J.E. og Heidmann, T. (1990): EVACROP. Et program til beregning af aktuel fordampning og afstrømning fra rodzonen. Statens Planteavlsforsøg.

Ovesen, N.B., Iversen, H.L., Larsen, S.E., Müller-Wohlfeil, D.-I., Svendsen, L.M., Blicher, A.S. & Jensen, P.M. (2000): Afstrømningsforhold i danske vandløb. Faglig rapport fra DMU, nr. 340.

Paulsen, I. (2001): Notat vedrørende ”Dyrkning og arealanvendelse, Rapportering af en dataindsamling i 20 oplande under Vandmiljøplanens Overvågningsprogram”. Danmarks Miljøundersøgelser.

Paulsen, I., Hansen, A.M., Hansen, P. og Nykrog, J. (2001): Notat vedrørende Miljøfremmede stoffer i flydende husdyrgødning. November 2001. Danmarks Miljøundersøgelser, Fyns amt, Vejle amt og Århus amt.

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 og Viborg Amt (2001): Landovervågning 2000 – Interviewundersøgelse, 29 pp + bilag.

Rubæk, G.H., Djurhuus, J., Heckrath, G., Olesen, S.E. & Østergaard, H.S. (2000). Er danske jorde mættede med fosfor? I *Jacobsen., O.H. & Kronvang, B. (red.) (2000):* Tab af fosfor fra landbrugsjord til miljøet. DJF rapport Markbrug nr. 34.

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.) 2001. Grundvandsovervågning 2000. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse. Særudgivelse. December 2001. *Storstrøms Amt (2001):* NOVA 2003 – Landovervågning 2000, 81 pp + bilag.

Sønderjyllands Amt (2001): Vandmiljøovervågning 2000 – Landovervågning, 51 pp.

Ullum, M., Nyegaard, P. og Henriksen, H.J. (2000): Grundvandsmodel for Svendborg området. Modelopsætning, kalibrering og tre scenarier. - Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse Rapport 2000/42.

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

Vestsjællands Amt (2001): Landovervågning ved Hulebæk, høstår 2000. 26 pp.

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

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljøministeriet. 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
Vejsøvej 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

- Nr. 349: Flora and fauna in Roundup tolerant fodder beet fields. By Elmegaard, N. & Bruus Pedersen, M. 37 pp., 50,00 DKK.
- Nr. 350: Overvågning af fugle, sæler og planter 1999-2000 med resultater fra feltstationerne. Af Laursen, K. (red.). 103 s., 80,00 kr.
- Nr. 351: PSSD – Planning System for Sustainable Development. A Methodical Report. By Hansen, H.S (ed.) 110 pp. (electronic)
- Nr. 352: Naturkvalitet på stenrev. Hvilke indikatorer kan vi bruge? Af Dahl, K. et al. 128 s., 140,00 kr.
- Nr. 353: Ammoniakemission fra landbruget siden midten af 80'erne. Af Andersen, J.M. et al. 45 s., 50,00 kr.
- Nr. 354: Phthalates, Nonylphenols and LAS in Roskilde Wastewater Treatment Plant. Fate Modelling Based on Measured Concentrations in Wastewater and Sludge. By Fauser, P. et al. 103 pp., 75,00 DKK.
- Nr. 355: Veststadil Fjord før og efter vandstandshævning. Af Søndergaard, M. et al. 54 s. (elektronisk)
- Nr. 356: Landsdækkende optælling af vandfugle, vinteren 1999/2000. Af Pihl, S., Petersen, I.K., Hounisen, J.P. & Laubek, B. 46 s., 60,00 kr.
- Nr. 357: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual report for 1999. By Kemp, K. & Palmgren, F. 74 pp. (electronic)
- Nr. 358: Partikelfiltre på tunge køretøjer i Danmark. Luftkvalitets- og sundhedsvurdering. Af Palmgren, F. et al. (Foreløbig elektronisk udgave)
- Nr. 359: Forekomst af "afvigende" isbjørne i Østgrønland. En interviewundersøgelse 1999. Af Dietz, R., Sonne-Hansen, C., Born, E.W., Sandell, H.T. & Sandell, B. 50 s., 65,00 kr.
- Nr. 360: Theoretical Evaluation of the Sediment/Water Exchange Description in Generic Compartment Models (Simple Box). By Sørensen, P.B., Fauser, P., Carlsen, L. & Vikelsøe, J. 58 pp., 80,00 DKK.
- Nr. 361: Modelling Analysis of Sewage Sludge Amended Soil. By Sørensen, P., Carlsen, L., Vikelsøe, J. & Rasmussen, A.G. 38 pp., 75,00 DKK.
- Nr. 362: Aquatic Environment 2000. Status and Trends – Technical Summary. By Svendsen, L.M. et al. 66 pp., 75,00 DDK.
- Nr. 363: Regulering på jagt af vandfugle i kystzonen. Forsøg med døgnregulering i Østvendssyssel. Af Bregnballe, T. et al. 104 s., 100,00 kr.
- Nr. 364: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 2000/2001 i Danmark. Wing Survey from the 2000/2001 Hunting Season in Denmark. Af Clausager, I. 53 s., 45,00 kr.
- Nr. 365: Habitat and Species Covered by the EEC Habitats Directive. A Preliminary Assessment of Distribution and Conservation Status in Denmark. By Pihl, S. et al. 121 pp. (electronic)
- Nr. 366: On the Fate of Xenobiotics. The Roskilde Region as Case Story. By Carlsen, L. et al. (in press)
- Nr. 367: Anskydning af vildt. Status for undersøgelser 2001. Af Noer, H. et al. 43 s., 60,00 kr.
- Nr. 368: The Ramsar Sites of Disko, West Greenland. A Survey in July 2001. By Egevang, C. & Boertmann, D. (in press)
- Nr. 369: Typeinddeling og kvalitetselementer for marine områder i Danmark. Af Nielsen, K., Sømod, B. & Christiansen, T. 105 s. (elektronisk).
- Nr. 370: Offshore Seabird Distributions during Summer and Autumn at West Greenland. Ship Based Surveys 1977 and 1992-2000. By Boertmann, D. & Mosbech, A. 57 pp. (electronic)
- Nr. 371: Control of Pesticides 2000. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T., Petersen, K.K. & Christoffersen, C. 28 pp., 50,00 DKK
- Nr. 372: Det lysåbne landskab. Af Ellemann, L., Ejrnæs, R., Reddersen, J. & Fredshavn, J. 110 s., 120,00 kr.
- Nr. 373: Analytical Chemical Control of Phthalates in Toys. Analytical Chemical Control of Chemical Substances and Products. By Rastogi, S.C. & Worsøe, I.M. (in press)
- Nr. 374: Atmosfærisk deposition 2000. NOVA 2003. Af Ellermann, T. et al. (elektronisk primo december 2001)
- Nr. 375: Marine områder 2000 – Miljøtilstand og udvikling. NOVA 2003. Af Henriksen, P. et al. (elektronisk primo december 2001)
- Nr. 376: Landovervågningsoplande 2000. NOVA 2003. Af Grant, R. et al. (elektronisk primo december 2001)
- Nr. 377: Søer 2000. NOVA 2003. Af Jensen, J.P. et al. (elektronisk primo december 2001)
- Nr. 378: Vandløb og kilder. NOVA 2000. Af Bøgestrand, J. (red.) (elektronisk primo december 2001)
- Nr. 379: Vandmiljø 2001. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning. Af Boutrup, S. et al. (i trykken)
- Nr. 380: Fosfor i jord og vand – udvikling, status og perspektiver. Kronvang, B. (red.) (i trykken)
- Nr. 381: Satellitsporing af kongeederfugl i Vestgrønland. Identifikation af raste- og overvintringsområder. Af Mosbech, A., Merkel, F., Flagstad, A. & Grøndahl, L. (i trykken)