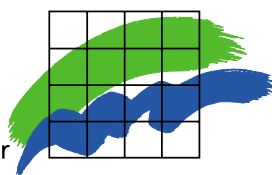


Kvælstofbalancer i dansk landbrug

Mark- og staldbalancer



Kvælstofbalancer i dansk landbrug
Mark- og staldbalancer

Udgiver:
Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser

Udgivet:
December 2000

Forsidefoto:
Anders Correll

Oplag:
500 eksemplarer

Tryk:
Rounborgs Grafiske Hus

Papir:
Cyclus Offset
Omslag Colorit, sølvgrå

Internet: Rapporten kan også findes som pdf-fil på Danmarks Miljøundersøgelsers og Danmarks JordbrugsForsknings hjemmesider

ISBN:
87-7772-584-0

Kvælstofbalancer i dansk landbrug

Mark- og staldbalancer

Arne Kyllingsbæk, Danmarks JordbrugsForskning
Christen Duus Børgesen, Danmarks JordbrugsForskning
Johnny M. Andersen, Danmarks Miljøundersøgelser
Hanne Damgaard Poulsen, Danmarks JordbrugsForskning
Christian Friis Børsting, Danmarks JordbrugsForskning
Finn P. Vinther, Danmarks JordbrugsForskning
Tove Heidmann, Danmarks JordbrugsForskning
Villy Jørgensen, Danmarks JordbrugsForskning
Svend E. Simmelsgaard, Danmarks JordbrugsForskning
Jørgen Nielsen, Danmarks JordbrugsForskning
Bent T. Christensen, Danmarks JordbrugsForskning
Ruth Grant, Danmarks Miljøundersøgelser
Gitte Blicher-Mathiesen, Danmarks Miljøundersøgelser

December 2000

[Tom side]

Forord

I den politiske aftale om Vandmiljøplan II af 17. februar 1998 blev det aftalt, at Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) og Danmarks JordbrugsForskning (DJF) efter udløbet af gødningsåret 1999/2000 skulle foretage en midtvejsevaluering af Vandmiljøplan II. Den foreligger nu i form af en fælles, faglig redegørelse fra de to institutioner.

Den politiske aftale om Vandmiljøplan II omfatter tillige en handlingsplan til reduktion af ammoniakfordampningen fra landbruget. Som fagligt grundlag for en ammoniakhandlingsplan har DMU, DJF og Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut efter anmodning fra Miljøstyrelsen og Fødevareministeriet i 1999 udarbejdet faglige redegørelser vedrørende ammoniakfordampning.

Miljøstyrelsen og Fødevareministeriet anmodede samtidig om, at landbrugets kvælstofbalance siden medio firserne blev inddraget i arbejdet. Resultatet af arbejdet med kvælstofbalancer opdelt på mark- og staldbalancer foreligger nu i form af nærværende, fælles faglige rapport fra DJF og DMU. Rapporten offentliggøres samtidig med offentliggørelse af rapporten ”Vandmiljøplan II – midtvejsevaluering”. Endvidere offentliggøres en DJF-rapport med beregning af den årlige totalbalance for dansk landbrug.

Søren A. Mikkelsen
Danmarks JordbrugsForskning

Torben Moth Iversen
Danmarks Miljøundersøgelser

[Tom side]

Indholdsfortegnelse

Forord.....	5
Sammendrag.....	9
1 Indledning.....	15
2 Totale kvælstofbalancer 1979/80 til 1998/99.....	17
3 Beregning af kvælstofindhold i husdyrgødning.....	21
3.1 Husdyrgødningsnormer ab dyr.....	21
3.2 Husdyrgødning på landsplan.....	24
4 Tab af kvælstof ved landbrugsproduktion.....	29
4.1 Tab af kvælstof ved ammoniakfordampning mv.	29
4.2 Tab af kvælstof til vandmiljøet	32
4.3 Tab af kvælstof ved denitrifikation	38
5 Ændring i jordens indhold af total kvælstof.....	41
6 Kvælstofbalancer for mark- og stalddrift.....	45
7 Generel diskussion	51
Konklusion	55
Referencer	57
Appendiks 1.....	61
Appendiks 2.....	63
Appendiks 3.....	67
Appendiks 4.....	69

[Tom side]

Sammendrag

Hovedsigtet med nærværende arbejde var at vurdere ændringen i landbrugets kvælstofoverskud over tid fra midt i 80'erne til i dag baseret på kvælstofbalancer, samt klarlægge, hvorledes kvælstofoverskuddet fordeler sig på de forskellige tabskilder i mark- og stalldriften, vurderet på baggrund af den nyeste viden på området.

At vurderingen foretages på baggrund af den nyeste viden betyder, at forudsætningerne for beregninger/vurderinger afviger fra tidligere anvendte forudsætninger. Dette medfører, at resultaterne er forskellige fra tidligere resultater, eksempelvis tidligere vurderinger af størrelsen af diverse tab af kvælstof til miljøet. Til gengæld må det forventes, at tabene sammenlignet over tid giver et mere realistisk billede af ændringen gennem den aktuelle periode.

Totale kvælstofbalancer

Først i 80'erne udgjorde den totale tilførsel af N til landbruget ca. 625.000 tons N pr. år. Tilførslen af kvælstof (N) var på sit højeste i årene 1990/91-1992/93, hvor der tilførtes 675.000-685.000 tons N pr. år. Siden har den totale tilførsel været faldende og udgjorde i 1998/99 omkring 575.000 tons N pr. år. Dvs. at den totale årlige tilførsel af kvælstof til landbruget er faldet med omkring 100.000 tons N de seneste 6 år.

Tilførslen med handelsgødning udgjorde indtil 1992/93 over halvdelen af den totale tilførte kvælstofmængde. Siden er tilførslen med handelsgødning faldet med ca. 135.000 tons N. Tilførslen med fodermidler udgør 200.000-220.000 tons N pr. år, tilførslen ved kvælstoffiksering som følge af dyrkning af bælgplanteafgrøder 25.000-45.000 tons N pr. år og nettotilførslen fra atmosfæren omkring 25.000 tons N pr. år.

Den totale fraførsel af kvælstof varierer en del fra år til år, men er generelt set steget fra 120.000-130.000 tons N først i 80'erne til 210.000-220.000 tons N først i 90'erne, som følge af en stor fraførsel med planteprodukter. Siden er fraførslen faldet med 30.000-40.000 tons N og var i 1998/99 ca. 190.000 tons N pr. år.

Fraførslen med planteprodukter var på sit højeste, 120.000-130.000 tons N pr. år først i 90'erne, men er siden faldet til mellem 70.000 og 90.000 tons N. Først i 90'erne udgjorde fraførslen med animalske produkter godt 90.000 tons N pr. år og er siden steget til 111.000 tons N pr. år. Hovedparten fraføres med slagtedyr.

Kvælstofoverskuddet, som udgør forskellen mellem tilført og fraført kvælstof, har i perioden fra 1979/80 til 1992/93 varieret fra knap 455.000 tons N pr. år til knap 510.000 tons N pr. år. I 1992/93 var overskuddet knap 480.000 tons N og er derefter faldet konstant til knap 385.000 tons i 1998/99. Dette svarer til en nedgang på ca. 95.000 tons N de seneste 6 år. Reduktionen i N-overskuddet gennem de seneste år skyldes givetvis i første række en bedre udnyttelse af husdyrgødningen som også kommer til udtryk ved en væsentlig reduktion i forbruget af handelsgødning jf. ovenfor.

Kvælstofudnyttelsen i landbruget beregnet som den totale fraførsel af kvælstof i procent af den totale tilførsel af kvælstof er steget fra knap 20% i 1979/80 til næsten 33% i 1998/99. Fra først til sidst i den betragtede periode på 19 år har der således været en stigning i kvælstofudnyttelsen på ca. 13% point.

Genberegning af kvælstofindhold i husdyrgødning

Anvendelse af den i dag anvendte metode til beregning af kvælstofindholdet i den producerede husdyrgødning tilbage i 80'erne viser, at produktionen af husdyrgødning og dermed kvælstofindholdet i husdyrgødningen pr. dyr i 1984/85 var undervurderet med 20-35% og i 1989/90 med 4-26%.

Ved opgørelse af mængden af kvælstof i husdyrgødningen med de oprindelige metoder for 1984/85 er den totale kvælstofmængde i udbragt husdyrgødning (N ab lager) og gødning afsat på græs i alt beregnet til knap 255.000 tons N. Beregnet med de i dag anvendte metoder var den totale kvælstofmængde 265.000 tons N. For 1989/90 er forskellen i kvælstofindholdet i husdyrgødningen på ca. 6.000 tons N.

Ammoniakfordampning

Tabet af kvælstof ved ammoniakfordampning er genberegnet for årene 1984/85, 1989/90 og 1995/96-1998/99. Ved opgørelse af ammoniakfordampningen med de oprindelige emissionskoefficienter for 1984/85 blev den samlede ammoniakfordampning beregnet til godt 58.000 tons N. Beregnet med de i dag anvendte emissionskoefficienter er den samlede ammoniakfordampning beregnet til godt 84.000 tons N pr. år. For 1989/90 er forskellen forsvindende.

For årene 1995/96-1997/98 beror forskellen stort set på en ændring af emissionskoefficienterne for tab ved ammoniakfordampning i stald og lager. Ved anvendelse af reviderede emissionskoefficienter reduceres det totale tab ved ammoniakfordampning fra ca. 65.000 tons N til ca. 60.000 tons N pr. år. For 1998/99 er der alene anvendt den i dag anvendte metode og emissionskoefficienter til beregning af henholdsvis den producerede mængde husdyrgødning og tab ved ammoniakfordampning.

Tab til vandmiljøet

Kvælstofudvaskningen er vurderet ud fra modelberegninger med en deterministisk vand- og kvælstofbalancemodel og med en empirisk model. En sammenligning mellem landsdækkende beregninger med de to modeller og modelberegninger på data på markniveau fra landovervågningsoplandene indikerer, at de landsdækkende beregninger underestimerer udvaskningen, idet de ikke i samme grad afspejler heterogeniteten i gødskningspraksis.

Med vedtagelsen af Vandmiljøplan I i 1987 blev landbrugets samlede udledning af kvælstof til vandmiljøet midt i 80'erne anslået til 260.000 tons N. Heraf antoges udvaskningen (markbidraget) at udgøre 230.000 tons N og gårdbidraget 30.000 tons N. Gårdbidraget omfattede direkte udledning til dræn og vandløb samt nedsivning af møgssaft fra møddingspladser m.v. Der foreligger ikke data der kan verificere gårdbidragets størrelse eller fordeling, men Miljøstyrelsen (1990) antager, at det er nedbragt til det praktisk mulige.

Reduktion i gårdbidraget betyder, at den tilsvarende gødningsmængde er blevet bragt ud på markerne og derved har bidraget til udvaskningen. Ud fra de foreliggende data vedrørende gødskningspraksis og gødningsmængder i 1984/85 samt de foretagne modelberegninger kan landbrugets samlede udledning til vandmiljøet anslås til en udvaskning fra rodzonen på i størrelsesordenen 300.000 tons N, inklusiv effekten af et gårdbidrag på 30.000 tons N.

Der er i arbejdet lagt særlig vægt på estimering af tabet i midten af 80'erne, da dette tab har været lagt til grund for bl.a. VMP I og II. Tabene for den efterfølgende periode er formentlig underestimerede, men det har ikke været muligt i nærværende arbejde at vurdere med hvor meget. Generelt sker der en jævn reduktion i hele perioden.

I et sideløbende arbejde med midtvejsevaluering af VMP II er udvaskningen også beregnet. Disse beregninger er ikke direkte sammenlignelige med de foreliggende, da forudsætningerne er forskellige.

Denitrifikation

En kvantificering af kvælstoftabet ved denitrifikation er særdeles vanskelig og forbundet med stor usikkerhed, idet tabet vil være afhængig af de aktuelle forhold som påvirker denitrifikationsprocessen. Dette gælder bl.a. jordens fugtighedsforhold, og den uensartede fordeling af organisk materiale i jorden.

Generelt er denitrifikationen større på lerjorde end på sandjorde og større på husdyrgødede arealer end på handelsgødede arealer. Ud fra hovedsageligt danske undersøgelser er denitrifikationen for sandjorde anslået til 1-10 kg N pr. ha ved anvendelse af handelsgødning og 5-20 kg N pr. ha ved anvendelse husdyrgødning. Tilsvarende er denitrifikationen for de øvrige jordtyper anslået til 10-30 kg N pr. ha ved anvendelse af handelsgødning og 20-50 kg N pr. ha ved anvendelse af husdyrgødning.

Med baggrund i de anførte intervaller for denitrifikationen og andelen af sandjorde og øvrige jorde, samt fordeling af husdyrgødning og handelsgødning kan det samlede denitrifikationstab på landsplan beregnes til mellem 23.000 og 65.000 tons N pr. år. I forbindelse med opstilling af kvælstofbalancer og fordeling af overskuddet på de enkelte tabskilder er den årlige denitrifikation på landsplan anslået til 40.000 tons N.

Ændring i jorden kvælstofindhold

Ændring i jordens kvælstofindhold er søgt belyst ved målinger i det landsdækkende KVA-DRATNET, et net af fastliggende måleflader, i alt 830, fordelt systematisk over hele landet. I undersøgelsen indgik 336 målepunkter. Ændringen i kvælstofindholdet er beregnet på grundlag af målinger foretaget på jordprøver udtaget i henholdsvis 1986/87 og 1997/98, og repræsenterer således ændringen i kvælstofindholdet gennem en periode på 10-12 år. Resultaterne af undersøgelsen viste en signifikant effekt af jordtypen. På sandjorde fandtes en stigning og på lerjorde et fald i kvælstofindholdet.

Ved opskalering af resultaterne til landsplan, under forudsætningen at målepunkterne er repræsentative for landet som helhed, fandtes ingen ændring på landsplan. Blev opskaleringen derimod fortaget ved vægtning af resultaterne efter den arealmæssige fordeling af de forskellige jordtyper, fandtes en årlig stigning i jordens kvælstofindhold på knap 58.000 tons N i den pågældende periode. Ved opstilling af kvælstofbalancer og fordeling af overskuddet på de enkelte tabskilder er den årlige stigning i perioden på landsplan anslået til 25.000 tons N.

Kvælstofbalancer for mark- og stalddrift

Med udgangspunkt i de totale kvælstofbalancer er der for årene 1984/85, 1989/90 og 1995/96-1998/99 fortaget en opdeling af totalbalancerne på mark- og staldbalancer. En sådan opdeling kræver imidlertid yderligere en beregning af den interne omsætning mellem mark- og stalddrift. Dette gælder bl.a. beregning af, hvor meget N der fjernes fra marken med afgrøderne, og hvor stor en del heraf der sælges direkte som planteprodukter samt hvor stor en del der anvendes til foder. Ligeledes kræves en opgørelse af f.eks. husdyrgødningens kvælstofindhold ab lager, som er den mængde, der udbringes på marken.

Markbalance

Tilførslen af kvælstof i markbalancerne med handelsgødning er faldet fra 406.000 tons N i 1984/85 til 278.000 tons N i 1998/99. Tilførslen med husdyrgødning er ligeledes faldet fra 265.000 tons N i 1984/85 til godt 230.000 tons N i 1998/99. Tilførslen ved kvælstoffiksering er derimod steget fra knap 40.000 tons N i 1984/85 til godt 45.000 tons N i 1998/99. Bidraget fra atmosfæren er faldet fra ca. 49.000 tons N i 1984/85 til ca. 40.000 tons N i 1998/99. Tilførslen med affaldsprodukter er steget fra ca. 4.000 tons N i 1984/85 til ca. 8.000 tons N i 1998/99. Det skal bemærkes, at de her anførte data for tilførslen med handelsgødning er forskudt et driftsår frem, idet handelsgødning indkøbt et givet driftsår er relateret til høsten det følgende driftsår, således er de ovenfor anførte 278.000 tons N indkøbt i driftsåret 1997/98.

Fraførslen af kvælstof med grovfoderafgrøderne faldt fra godt 160.000 tons N i 1984/85 til 130.000 tons i 1998/99. Fraførslen af kvælstof med korn og frøafgrøder har varieret mellem 165.000 tons N og 175.000 tons N. Fraførslen med sukkerroer og kartofler til fabrik har alle årene udgjort 11.000-12.000 tons N.

Kvælstofoverskuddet i markbalancen faldt fra 434.000 tons N i 1984/85 til 297.000 tons N i 1998/99. Efter fordeling af overskuddet på tabsposterne; kvælstofudvaskning; denitrifikation; tab af kvælstof ved ammoniakfordampning, hovedsageligt ved udbringning af husdyrgødningen; samt fradrag af stigningen i jordens indhold af kvælstof fandtes en "Rest" som i 1984/85 var på 28.000 tons N og i 1989/90 på 41.000 tons N. Derefter faldt størrelsen af "Rest" og var i 1998/99 -2000 tons N.

Staldbalance

Tilførslen af kvælstof i staldbalancen omfatter tilførslen med grovfoder, kraftfoder og kemisk foder, som udgør ammoniak anvendt til halmludning og foderurea. Tilførslen med grovfoder faldt fra godt 150.000 tons N i 1984/85 til godt 110.000 tons i 1996/97, men er igen steget til godt 120.000 tons i 1998/99. Tilførslen med kraftfoder er i perioden steget fra 262.000 tons N i 1984/85 til godt 325.000 tons N i 1998/99. Tilførslen af kvælstof med kemisk foder, der omfatter ammoniak til halmludning og urea til foder, er faldet fra ca. 10.000 tons N i 1984/85 til 5.000 tons N i 1998/99.

I staldbalancen fraføres kvælstof med animalske produkter, husdyrgødning og i form af fodersvind i forbindelse med opbevaring af fodermidlerne. Fraførslen af kvælstof med animalske produkter, som hovedsagelig sker med slagtedyr, steg fra 85.000 tons N i 1984/85 til 111.000 tons i 1998/99. Fraførslen med husdyrgødningen svarer til tilførslen af kvælstof med husdyrgødning i markbalancen. Fraførslen i form af fodersvind faldt fra 9.000 tons N i 1984/85 til 4.000 tons N i 1998/99.

Kvælstofoverskuddet er langt mindre i staldbalancen end i markbalancen, men i modsætning til overskuddet i markbalancen, der faldt, er overskuddet i staldbalancen steget i perioden. Overskuddet steg fra 64.000 tons N i 1984/85 til 105.000 tons i 1998/99. Tabet af kvælstof til omgivelserne i staldbalancen omfatter hovedsageligt tab ved ammoniakfordampning fra husdyrgødning og et betydeligt mindre tab i forbindelse med konserverings og opbevaring af fodermidler. Tabet ved ammoniakfordampning og denitrifikation fra husdyrgødningen i stald og lager faldt fra 48.000 tons N i 1984/85 til 40.000 tons i 1998/99. Hertil kommer et mindre nedsvigningstab på 4.000-5.000 tons N fra pelsdyr i bure uden gødningsrender. Tabet ved konservering af fodermidler faldt fra 8.000 tons N i 1984/85 til 4.000 tons i 1998/99. Efter fradrag af tabet af kvælstof i overskuddet fandtes en "Rest" på 3.000 tons N i 1984/85 stigende til 55.000 tons i 1998/99.

Sammenlignes kvælstofoverskuddet over tid i henholdsvis mark- og staldbalancen konstateres, at kvælstofoverskuddet i markbalancen er faldende, mens overskuddet i staldbalancen er stigende. Da nogle af fraførselsposterne i markbalancen er tilførselsposter i staldbalancen og omvendt er kvælstofoverskuddet i de to balancer ikke uafhængige af hinanden. En ændring af en post, der indgår i begge balancer, og som eksempelvis medfører en stigning i overskuddet i markbalancen vil således medføre et tilsvarende fald i overskuddet i staldbalancen, men summen af overskuddet i de to balancer er uændret.

[Tom side]

1 Indledning

Siden først i 1980'erne har landbrugets anvendelse af kvælstof og den uheldige virkning heraf på miljøet være genstand for stor bevågenhed fra politikere og samfundet som helhed. Opmærksomheden har især været rettet mod tabet af kvælstof til vandmiljøet. I NPo-redegørelsen, (Miljøstyrelsen, 1984), som var den første opgørelse af landets samlede udledning af kvælstof (N) til vandmiljøet, blev landbrugets andel vurderet til 260.000 tons N pr. år. Heraf udgjorde et såkaldt gårdbidrag 60.000 tons N. Med vedtagelsen af Vandmiljøplanen i 1987 (VMP I), (Miljøstyrelsen, 1987) blev landbrugets samlede udledning af kvælstof til vandmiljøet midt i 80'erne anslået til 260.000 tons N pr. år fordelt på et markbidrag på 230.000 tons N og et gårdbidrag på 30.000 tons. Disse data har siden udgjort sammenligningsgrundlaget ved vurdering af effekten af iværksatte tiltag.

Siden iværksættelse af Vandmiljøplan I er der udarbejdet en lang række rapporter og redegørelser. Dels med henblik på at vurdere om de iværksatte tiltag indfrie forventningerne til reduktionen i udvaskningen og dels med henblik på at øge vidensgrundlaget for evt. iværksættelse af yderligere tiltag til begrænsning af miljøpåvirkningen på mest hensigtsmæssig måde, bl.a. Bæredygtigt Landbrug (Anonym, 1991), og Vandmiljøplan II – en teknisk redegørelse (VMP II), (Iversen *et al.*, 1998).

I forbindelse med midtvejsevalueringen af Vandmiljøplan II er der fra Fødevareministeriets Departement og Skov- og Naturstyrelsen fremsat ønske om en opstilling af totale N-balancer på landsplan og en opdeling af den totale balance på en mark- og staldbalance. Endvidere ønskedes en fordeling af N-overskuddet på de respektive tabskilder baseret på den nyeste viden vedr. faktorer, der påvirker tab af N i mark og stald. For at imødekomme dette har det været nødvendigt at reestimere/revurdere tidligere anvendte data vedrørende normer for produktion af husdyrgødning og tab af N i forbindelse med håndteringen af husdyrgødning.

Det primære mål med nærværende arbejde er derfor på baggrund af den nyeste viden om landbrugets anvendelse og tab af kvælstof til miljøet:

- at vurdere ændringen i landbrugets kvælstofoverskud over tid fra 1980'erne til i dag
- at klarlægge, så vidt det er muligt, hvorledes kvælstofoverskuddet i samme periode fordeles sig på de respektive tabskilder i henholdsvis mark- og stalddriften, herunder belyse en eventuel ændring i jordens N-indhold.

Ved opstilling af totale kvælstofbalancer på landsplan for en årrække fås et overblik over udviklingen i omsætningen og overskuddet af kvælstof (N) i landbruget. N-overskuddet omfatter alle former for tab af N til omgivelserne, ændringer i "systemets" N-indhold samt fejl og usikkerheder i datagrundlaget for beregningerne. Beregning af N-overskuddet giver imidlertid ingen oplysninger om den interne omsætning og tab af N i forbindelse med eksempelvis planteproduktionen og den animalske produktion. Ønskes en mere detaljeret indsigt i den interne omsætning af N i landbruget kan totalbalancen, herunder N-overskuddet splittes op på en stald- og markbalance, ligesom overskuddet kan fordeles på de respektive tabsposter. Opsplitning på en stald- og markbalance vil dog kræve beregninger/vurderinger af den interne omsætning af N, idet eksempelvis husdyrgødningen er en tilførselspost i markbalancen og udbyttet fra markbalancen i stor udstrækning er en tilførselspost i staldbalancen m.v., men rammerne er givet i form af den totale balance.

I det følgende er der først givet en kort gengivelse af resultater fra opstilling af totale netto-balancer for N-omsætningen i Landbruget for driftsårene 1979/80 til 1998/99 opstillet af Kyllingsbæk (2000). Derefter følger en omtale af revurdering af tidligere anvendte husdyrgødningnormer, tab af N fra forskellige tabskilder samt en vurdering af ændringen i jorden N-indhold og endelig et afsnit, hvor de totale N-balancer på landsplan for årene 1984/85, 1989/90 og årene 1995/96-1998/99 er opdelt på mark- og staldbalancer, herunder opdeling af overskuddet på diverse tabskilder.

2 Totale kvælstofbalancer 1979/80 til 1998/99

Siden midten af 1980'erne er der foretaget adskillige opstillinger af kvælstofbalancer på landsplan (Kyllingsbæk, 2000). Totale N-balancer kan opstilles på forskellig måde. I de fleste tilfælde indgår der i balancerne flere eller færre beregninger vedrørende den interne omsætning af kvælstof ligesom N-overskuddet kan være opdelt på flere eller færre relevante tabsposter, herunder en større eller mindre "rest", som ikke kan forklares. I andre tilfælde er balancen baseret på netto til- og fraførsel af N til landbruget (Kyllingsbæk, 1995 og Kyllingsbæk, 2000). Dvs. at i tilfælde, hvor der både er en til- og en fraførsel af N fra samme kilde, repræsenterer posten netto tilført/fracført N.

Fordelen ved at anvende netto til- og fraførsel af N som grundlag for opstilling af N-balancer er, at de statistiske data for til- og fraførsel af næringsstoffer/produkter i landbruget er de data, som kan registreres med størst sikkerhed, men der fås ingen oplysninger om den interne omsætning og tab af N i forbindelse med eksempelvis planteproduktionen og den animalske produktion.

Datagrundlag og beregningsmetoder

Kvælstofindholdet i diverse produkter er beregnet på grundlag af mængden af produktet og kvælstofkoncentrationen i produktet. Mængden af de forskellige produkter er hovedsageligt baseret på data fra Landbrugsstatistik (1979-1999) og koncentrationen af kvælstof i produkterne på data fra Sibbesen (1990), Strudsholm *et al.*, (1997) og Poulsen og Kristensen (1997). I tilfælde, hvor oplysninger om produktmængderne ikke findes i Landbrugsstatistikken er de indhentet hos forskellige institutioner og i enkelte tilfælde hos private firmaer. Usikkerheden på det beregnede kvælstofoverskud vurderes til at være af størrelsesordenen 10%. For en mere detaljeret beskrivelse af datagrundlag og beregningsmetoder, se Kyllingsbæk (2000).

Tilførsel af kvælstof

Først i 80'erne udgjorde den totale tilførsel af N til landbruget ca. 625.000 tons N pr. år. Tilførslen var på sit højeste i årene 1990/91-1992/93, hvor der tilførtes 675.000-685.000 tons N pr. år. Siden har den totale tilførsel været faldende og udgjorde i 1998/99 omkring 575.000 tons N pr. år. Dvs. at den totale årlige tilførsel af N til landbruget er faldet med omkring 100.000 tons de seneste 6 år.

Tilførslen med handelsgødning udgjorde indtil 1992/93 over halvdelen af den totale tilførte N-mængde. Tilførslen med handelsgødning var størst i midten af 80'erne og først i 90'erne, hvor tilførslen var af størrelsesordenen 395.000 tons N pr. år. Siden 1990/91 er tilførslen faldet konstant og var i 1998/99 nede på omkring 260.000 tons N pr. år, dvs. et fald på ca. 135.000 tons N siden først i 1990'erne. Tilførslen af N med indkøbte fodermidler er den næststørste post. Tilførslen med fodermidler har ligget ret konstant på ca. 200.000 tons N pr. år i perioden fra først i 80'erne til og med 1990/91. Fra 1990/91 til 1992/93 steg tilførslen til 246.000 tons, men faldet igen til ca. 220.000 tons pr. år i 1998/99. N-fikseringen som følge af dyrkning af bælgplanteafgrøder er steget fra ca. 26.000 tons N først i 1980'erne til omkring 46.000 tons i 1998/99. Nettobidraget fra atmosfæren er i perioden steget fra ca. 24.000 tons til ca. 29.000 tons N pr. år først i 90'erne, men er i de senere år faldet og udgjorde i 1998/99 22.000 tons N pr. år. Tilførslen med affald er steget fra ca. 3.000 til ca. 9.000 tons N pr. år i 1995/96, men er faldet til godt 8000 tons N i 1998/99.

Fraførsel af kvælstof

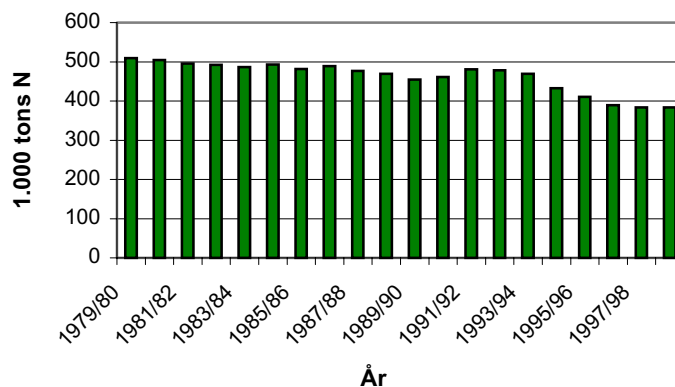
Den totale fraførsel af kvælstof varierer en del fra år til år, men er generelt set steget fra 120.000-130.000 tons N først i 80'erne til 210.000-220.000 tons N først i 90'erne, som følge en stor fraførsel med planteprodukter. Siden er fraførslen faldet med 30.000-40.000 tons N og var i 1998/99 ca. 190.000 tons N pr. år.

Fraførslen med planteprodukter er steget fra 40.000-50.000 tons N først i 80'erne til 120.000-130.000 tons N pr. år først i 90'erne. Derefter er fraførslen faldet og har varieret mellem 70.000 og 90.000 tons N. Frarførslen med nogle afgrøder er ændret en del i den betragtede periode på grund af ændret afgrødevalg. Ligeledes varierer fraførslen en del fra år til år, hvilket især skyldes varierende vækstbetingelser.

Fraførslen med animalske produkter varierer kun lidt fra år til år og er steget fra godt 80.000 tons N til godt 90.000 tons N pr. år fra først i 80'erne til først i 90'erne. Siden er fraførslen steget med yderligere 21.000 tons N og udgjorde i 1998/99 111.000 tons N pr. år. Frarførslen af N med æg har været ret konstant, ca. 1.400 tons pr. år. Frarførslen med mælk er faldet fra ca. 26.500 tons til ca. 24.500 tons N pr. år, mens fraførslen med slagtedyrr er steget kraftigt fra godt 50.000 tons til knap 80.000 tons N pr. år. Stigningen skyldes en stigning i produktionen af slagtesvin og slagtekyllinger, hvorimod fraførslen med slagte kvæg er faldet lidt.

Kvælstofoverskud

I figur 2.1 er vist kvælstofoverskuddet. Da de enkelte driftsår ikke er uafhængige af hinanden er overskuddet angivet som glidende gennemsnit af tre år. I perioden fra 1979/80 til 1992/93 har overskuddet varieret fra knap 455.000 tons N pr. år i 1989/90 til knap 510.000 tons N pr. år. I 1992/93 var overskuddet knap 480.000 tons N og er derefter faldet konstant til knap 385.000 tons i 1998/99. Dette svarer til en nedgang på ca. 95.000 tons N de seneste 6 år. Reduktionen i N-overskuddet gennem de seneste år skal givetvis i første række tillægges en bedre udnyttelse af husdyrgødningen som også kommer til udtryk ved en væsentlig reduktion i forbruget af handelsgødning jf. ovenfor.



Figur 2.1. Kvælstofoverskud i perioden 1979/80-1998/99. Gns. af 3 år.

Kvælstofudnyttelse

N-udnyttelsen i landbruget beregnet som den totale fraførsel af N i procent af den totale tilførsel af N er steget fra knap 20% i 1979/80 til 31% i 1991/92. De følgende 3 driftsår faldt udnyttelsen og var i 1993/94 28%. Derefter har N-udnyttelsen været stigende og var i 1998/99 næsten 33%. Fra først til sidst i den betragtede periode på 19 år har der således været en stigning i N-udnyttelsen på ca. 13%.

Den markante reduktion i N-overskuddet og stigningen i kvælstofudnyttelsen gennem de seneste år er i sig selv bemærkelsesværdig, men skal yderligere ses på baggrund af, at der i samme periode er sket en stigning i den animalske produktion, hovedsageligt ved en større produktion af slagtesvin. Stigningen i den animalske produktion har medført, at en større del af planteproduktionen anvendes til foder. Andre forhold lige vil omsætning af afgrøderne i en animalsk produktion medføre et større tab og dermed et større overskud af N end ved direkte fraførsel ved salg af planteprodukter.

[Tom side]

3 Beregning af kvælstofindhold i husdyrgødning

Til beregning af produktion af husdyrgødning og gødningens indhold af N på landsplan kræves kendskab til normer for de enkelte husdyrarters udskillelse af N med gødningen (N ab dyr) samt kendskab til husdyrholdet størrelse og sammensætning på landsplan. Med kendskab til tab af N ved ammoniakfordampning i staldene og under oplagringen kan mængden af N, der er til rådighed som gødning til anvendelse i markdriften beregnes (N ab lager).

3.1 Husdyrgødningsnormer ab dyr

Gennem tiden er der anvendt forskellige principper ved beregning af normer for husdyrgødning og indholdet af næringsstoffer. Der foreligger fire rapporter vedr. beregning af normtal for husdyrgødning, henholdsvis Laursen (1987), Laursen (1994), Poulsen og Kristensen (1997) og Poulsen *et al.* (2000). I forbindelse med revurderingen af normtallene for husdyrgødning Poulsen og Kristensen (1997) blev der introduceret et beregningssystem, der i højere grad end tidligere er baseret på dokumenterede data (målte værdier) indhentet fra praksis, således at der i mindst mulig grad indgår værdier skønnet på basis af teoretiske overvejelser. Dette grundlæggende princip er fastholdt ved den senest revidering af husdyrgødningsnormerne Poulsen *et al.* (2000). Normtallene beregnet af Laursen (1987) og (1994) er således ikke direkte sammenlignelige med de senere beregnede normtal.

For at kunne estimere den tidsmæssige udvikling i indholdet af kvælstof i den producerede husdyrgødning og gødningens bidrag til tabet af N ved ammoniakfordampning, er husdyrgødningens indhold af kvælstof genberegnet for årene 1984/85 og 1989/90 ved anvendelse af de samme principper og metoder som er anvendt af Poulsen og Kristensen (1997) og Poulsen *et al.* (2000). Genberegningen er kun foretaget for svin, kvæg og mink. For de øvrige husdyrarter må det dog også antages, at der er afvigelser i de tidligere beregnede mængder i forhold til mængderne beregnet med den nu anvendte beregningsmetode. Der er dog kun tale om en mindre andel af den samlede mængde husdyrgødning.

Grundlaget for genberegningen

Svin

Genberegningen af husdyrgødningens kvælstofindhold er som nævnt foretaget efter samme princip som anvendt af Poulsen og Kristensen (1997). Kvælstofindholdet beregnes som forskellen med kvælstofindholdet i tildelt foder og kvælstofindholdet i ”produktet” dvs. producerede smågrise, slagtesvin mv. Proteinindholdet i foderet til søer, smågrise og slagtesvin og foderforbrug, kuld størrelse, antal grise pr. årssø mv. er taget fra forskellige kilder¹. Det antages, at foderforbruget pr. årssø (inkl. pattegrise) samt N-aflejringer pr. kg tilvækst er det samme som i Poulsen og Kristensen (1997). Beregningen af fordelingen af kvælstofudskillelsen på gødning og urin er ligeledes gennemført under antagelse af samme proteinfordøjelighed som i Poulsen og Kristensen (1997).

Kvæg

For kvæg er der for begge år foretaget genberegningerne efter to metoder. Dels ved anvendelse af samme beregningsprincip som anvendt af Poulsen og Kristensen (1997)² og dels indi-

¹ Proteinindholdet er taget fra ”Månedens blanding” i Hyologisk Tidsskrift (gennemsnit over 12 måneder for de pågældende år), og foderforbrug, kuld størrelse, antal grise pr. årssø mv. er hentet i eller skønnet ud fra diverse statistikker og opgørelser (Danmarks Statistik, Landsudvalget for Svin, Danske Slagterier, m.v.)

² Oplysninger om fodringsforhold for de to år er indhentet på Landskontoret for Kvæg. Behovet for FE er beregnet ud fra den aktuelle ydelse i 1984/85 henholdsvis 1988/89 samt en skønnet fodereffektivitet

rekte ved estimering af N-udskillelsen ud fra udskillelsen beregnet af Poulsen og Kristensen (1997), men korrigeret for den lavere ydelse i henholdsvis 1984/85 og 1988/89 samt det højere N-indhold i foderet jf. fodnoten.

De to genberegninger giver for 1984/85 en N-udskillelse af dyr på 122 og 128, svarende til et gennemsnit på 125 kg N. Ved anvendelse af samme fordeling af N mellem fæces og urin, som Poulsen og Kristensen (1997), er ca. 54 kg N i fæces og 71 kg N i urinen.

For 1988/89 giver de to metoder til genberegning et N-indhold på 133 og 136 kg, i gennemsnit 134 kg N af dyr og en fordeling af N mellem fæces og urin på ca. 59 kg N i fæces og 75 kg N i urinen.

For Jersey kan der for begge perioder regnes med 83% af mængderne fundet for tung race og samme procentuelle fordeling mellem fæces og urin. For opdræt og ungtyre er normerne af Poulsen og Kristensen (1997) ligesom for malkekøer baseret på data fra praksis og er derfor mere realistiske end i de to tidligere rapporter. Da der ikke er sket store ændringer i disse kategoriers tilvækster og fodringspraksis kan værdierne i Poulsen og Kristensen (1997) også anvendes for 1984/85 og 1989/90.

Pelsdyr

Indenfor pelsdyr er N udskillelsen af dyr genberegnet for mink for årene 1985 og 1989. Genberegningen er baseret på samme princip, som anvendt af Poulsen og Kristensen (1997)³. N af dyr er beregnet til henholdsvis 5.2 kg pr. årstæve i 1985 og 4.9 kg i 1989, som det fremgår af Børsting (2000).

Udvikling over tid

Resultaterne fra genberegningen må anses for at være et sandsynligt skøn over husdyrgødnings kvælstofindhold i de angivne år. Værdierne er vist i tabel 3.1. I samme tabel er også vist de tilsvarende værdier fra 1996/97 og 2000 samt de oprindelige normtal fra Laursen (1987) og Laursen (1994).

Af tabel 3.1 fremgår, at der er sket betydelige reduktioner i kvælstofudskillelsen fra svin, mink og til dels kvæg for det enkelte individ. Direkte sammenligning af de angivne værdier for de enkelte år 1984/85, 1989/90, 1996/97 og 2000 er dog vanskelig, idet adskillige betydende faktorer har ændret sig. Slagtevægten har været stigende, antal smågrise pr. årssø er steget, overgangsvægt fra smågris til slagtesvin er øget fra 25 til 30 kg, ligesom mælkeproduktionen pr. ko er forøget markant. Ved direkte sammenligning er det nødvendigt at tage hensyn hertil. Derfor er der efterfølgende korrigeret herfor, og i tabel 3.2 er anført den procentuelle reduktion i kvælstofudskillelsen pr. kg produceret mælk eller slagtesvin (levende vægt) samt pr. minkskind.

på 84% i 1984/85 og på 83% i 1988/89. N-indholdet i foderet er ved baseret på, at tildelingen af fordøjeligt råprotein i begyndelsen af laktationen var 144 g.

³Oplysninger om foderets proteinindhold for de forskellige perioder af året er for de relevante år fundet i statistikker fra Den Frivillige Foderkontrol, der indeholder værdier målt på samtlige fodercentraler. Energioptagelsen (kcal/årstæve) og N-aflejringen er regnet til samme værdi som hos Poulsen og Kristensen (1997), ligesom andelen af N i foderspild og fæces er uændret og endelig er N i urin beregnet som restværdien.

Tabel 3.1. Anførte og genberegnete værdier for indhold af kvælstof i gødning af dyr, kg

	1 årssso incl. Smågrise ¹⁾	1 slagtesvin ¹⁾	Malkekøer, tung race ³⁾	Mink, 1 årstæve, incl. hvalpe og han
Genberegning (1984/85)	47,0	5,10	125 ²⁾	5,2
<i>Fæces</i>	11,3	1,41	54	1,2 ⁶⁾
<i>Urin</i>	35,7	3,69	71	4,0
Laursen, 1987	36,5	3,78	103,6	-
Genberegning (1989/90)	44,7	4,78	134 ²⁾	4,9
<i>Fæces</i>	11,1	1,38	59	1,1 ⁶⁾
<i>Urin</i>	33,6	3,40	75	3,8
Laursen, (1994)	33,1	4,60	121,4	3,5
Poulsen og Kristensen (1997) ⁴⁾	40,5	3,28	128	4,6
<i>Fæces</i>	10,6	1,03	61	1,1 ⁶⁾
<i>Urin</i>	29,9	2,25	67	3,5
Poulsen <i>et al.</i> (2000) ⁵⁾	41,1	3,15	127	4,6
<i>Fæces</i>	11,1	1,02	62	1,1 ⁶⁾
<i>Urin</i>	30,0	2,12	65	3,5

1) Vægtintervaller og antal smågrise er ikke ens, hvorfor tallene ikke er direkte sammenlignelige.

2) Udskillelsen pr. dyr er for opdræt og ungtyre det samme som i Poulsen og Kristensen (1997), dvs. ændret i forhold til tidligere.

3) For Jersey regnes der for malkekøer med 83% af mængderne for tung race og samme procentuelle fordeling mellem gødning og urin.

4) 1995/96 for kvæg

5) 1998/99 for kvæg

6) Summen af fæces (63%) og foderspild (37%)

Tabel 3.2. Reduktion i kvælstofudskillelsen pr. kg produceret slagtesvin (levende vægt), pr. kg mælk og pr. minkskind. Ændringerne er beregnet ud fra de genberegnete gødningstal for 1984/85 og 1989/90.

	Genberegning 1984/85	Genberegning 1989/90	Beretning 736 1996	Ny beret. 1999
Pr. kg produceret slagtesvin ¹⁾	-	~ 15%	~ 36%	~ 39%
Pr. kg produceret mælk ¹⁾	-	~ 6%	~ 14%	~ 20%
Pr. minkskind ¹⁾	-	~ 7%	~ 20%	~ 22%

¹⁾ I forhold til 1984/85

Af tabel 3.2 fremgår, at der i følge de genberegnete værdier er sket en markant nedsættelse af kvælstofudskillelsen pr. produceret kg slagtesvin, pr. kg mælk og pr. skind over de seneste 15 år. Reduktionen er mest markant over de første år. For svineproduktionen kan reduktionen henføres med omkring 75% på urinen og 25% på den faste gødning, medens den for kvæg er fordelt med 60% i urinen og 40% i den faste gødning og endelig er fordelingen hos mink, at ca. 80% af reduktionen er sket i urinen og resten i den faste gødning.

Sammenligning til normtallene fra 1987 og 1994

Direkte sammenligning af de genberegnete værdier med normtallene fra 1987 (Laursen, 1987) og 1994 (Laursen, 1994) er vanskelig, idet alle baggrundsværdier ikke fremgår af sidstnævnte referencer, ligesom beregningsprincipperne – som nævnt – ikke er de samme. Endvidere er der ikke hel tidsmæssig parallelitet. Det fremgår dog af tabel 3.1, at normtallene (af dyr), som anført af Laursen i 1987 og i 1994, er væsentlig lavere end de genberegnete værdier. Dette betyder, at de officielle normtal for husdyrgødningens indhold af kvælstof sandsynligvis var markant undervurderet, og at det beregnede indhold antageligt var 20-35% og 4-26% for lavt i 1987, henholdsvis 1994. Konsekvensen heraf er blandt andet, at reduktionen i kvælstofudskillelsen pr. produceret kg (gris eller mælk) en langt større end tidligere antaget.

Følgelig har udgangspunktet for beregningen af ammoniaktab i stalde mv. tidligere været tilsvarende for lavt.

3.2 Husdyrgødning på landsplan

Den totale produktion af husdyrgødning er opgjort på landsniveau for årene 1984/85, 1989/90 og 1995/96-1998/99. Opgørelsen er foretaget efter nedenstående massebalance:

	N ab dyr for husdyrgødning afsat i stald	N ab dyr for gødning afsat på mark
+	N i halmstrøelse	
-	N-ammoniaktab i stald	
-	N-denitrifikation fra stald	
-	N-nedsivning fra pelsdyr uden gødningsrende	
+/-	N-omlejring	
=	N ab stald for gødning afsat i stald	
-	N-ammoniaktab fra gødningslager	
-	N-denitrifikation fra gødningslager	
+/-	N-omlejring	
=	N ab lager for gødning afsat i stald	

Den anvendte massebalance indebærer, at der ikke er kalkuleret med et evt. gårdbidrag. I beregningerne optræder tab af kvælstof således kun i form af ammoniakfordampning eller denitrifikation. Det resterende N-indhold udbringes på mark. Dog vil der for pelsdyr i bure uden gødningsrende være et nedsivningstab, hvilket er en naturlig følge af gødningssystemet.

I forbindelse med opgørelsen af gødningsproduktionen på landsniveau er der tilvejebragt oplysninger om husdyrproduktionen, herunder husdyrholdets opstaldning, omfanget af sommergræsning mv.

Bestanden/produktionen af husdyr fremgår af Landbrugsstatistik. Opstaldningen, herunder gødningssystem er baseret på skøn fra en række institutioner. Opstaldningen af kvæg og svin er baseret på skøn fra Landskontoret for Bygninger og Maskiner (Rasmussen og Lundgaard, 2000). Fordelingen af fjerkræ på staldd typer er skønnet af Det danske Fjerkræråd (Jensen, 2000) og andelen af mink i bure med gødningsrender skønnet af Midtjyllands Pelsdyravlerforening (Risager, 2000). For en kvantificering af staldd typefordelingen henvises til Andersen *et al.* (2000).

Flydelag på gyllebeholdere har en reducerende effekt på ammoniakfordampningen. Omfanget af etableret flydelag eller anden overdækning er derfor af væsentlig betydning for ammoniaktabet og dermed restindholdet af kvælstof i gødningen. Der er imidlertid ikke hidtil foretaget statistiske analyser over gylleoverfladens beskaffenhed³. COWI har imidlertid på Miljøstyrelsens foranledning skønnet flydelagets beskaffenhed i 1998/99. Resultaterne viste, at det skønnede udækkede overfladeareal på gyllebeholderne udgør 39% for svinebrug, 21% for kvægbrug og 33% på øvrige husdyrbrug (Miljøstyrelsen, 1999). Som forudsætning for estimerne er det derfor anslået, at der mangler flydelag eller lignende på hhv. 40 og 20% af svine- og kvæggyllen. Forholdet antages at være konstant i hele den belyste periode. Det må

³ Danmarks Statistik har som noget nyt i Landbrugs- og gartneritællingen for 1999 spurgt landmændene om hvorvidt der var etableret flydelag eller lignende på brugets gyllebeholdere. De umiddelbare resultater af undersøgelsen var, at der på 76% af svinebrugene med gyllebeholdere var etableret flydelag, hvorimod det kun gjaldt 61% af kvægbrugene med gyllebeholdere. Det noget overraskende resultat synes ikke plausibelt, og der skal derfor analyseres grundigt på resultaterne, herunder vurdere omfanget af respondentfejl, før resultaterne kan tolkes.

imidlertid formodes, at Vandmiljøplanens påbud om etablering af flydelag har haft nogen effekt, som bevirker, at en større del af gyllebeholderne har et effektivt flydelag end i midten af 80'erne.

Lagring af dybstrøelse indebærer et N-tab i form af denitrifikation og ammoniakfordampning, hvorimod der selvsagt ikke vil være noget lagertab når dybstrøelsen udbringes direkte fra stald til mark. Da en betydelig del af dybstrøelsen udbringes direkte på marken, skal der korrigeres for dette forhold.

I forbindelse med revurdering af de nuværende normtal, jf. Poulsen *et al.* (2000), er det skønnet, at

- 80% af dybstrøelsen fra kvæg udbringes direkte fra stald til mark,
- 25% af dybstrøelsen fra slagtesvin udbringes direkte fra stald til mark,
- 50% af dybstrøelsen fra søer udbringes direkte fra stald til mark,
- 15% af dybstrøelsen fra slagtekyllinger udbringes direkte fra stald til mark,
- 5% af dybstrøelsen fra høns udbringes direkte fra stald til mark og
- 0% af dybstrøelsen fra øvrige husdyrkategorier udbringes direkte fra stald til mark.

Da der ikke foreligger statistiske data på området, er det antaget, at omfanget af udbragt dybstrøelse direkte fra stald er den samme i alle årene.

Omfanget af husgødning, som afsættes på græs i sommermånederne er ligeledes dårligt statistisk belyst. Der findes således kun nogle få undersøgelser, som opgør omfanget af malkekøer på græs i sommermånederne. Periodens længde er således ikke belyst. For malkekøer kendes endvidere ikke omfanget af gødning, som afsættes i stald i forbindelse med malkning og indbinding. Også her er det derfor nødvendigt at foretage nogle skøn, som er yderst usikre. Konkret er det antaget, at

- heste er på græs i halvdelen af året i hele den belyste periode,
- kvier over ½ år er på græs i 196 dage om året i 2. halvdel af 90'erne og i 165 dage i 2. halvdel af 80'erne,
- 15% af gødningen fra malkekøerne afsættes på græs i hele den belyste periode,
- ammekøer anslås at være på græs i 224 dage om året i 2. halvdel af 90'erne og i 184 dage i 2 halvdel af 80'erne,
- får anslås at være på græs i 265 dage om året i hele den belyste periode og
- al produktion af gæs foregår i markfold i alle årene (Andersen *et al.*, 2000).

Forbruget af halm til strøelse for de respektive husdyrkategorier og staldtyper er baseret på Poulsen og Kristensen (1997) for alle årene med undtagelse af 1998/99, som er baseret på Poulsen *et al.* (2000). Tilsvarende gør sig gældende med hensyn til metoder til vurdering af omlejring af gødningen i stald og lager. For ammoniakfordampning og denitrifikation i stald og lager er der dog af hensyn til sammenligneligheden over tid anvendt samme emissionskoefficienter for alle årene, jf. Poulsen *et al.* (2000).

Det kan anføres, at ammoniakfordampningen for den flydende gødning bl.a. er betinget af gødningens indhold af ammoniumkvælstof, og da andelen af ammoniumkvælstof tidligere var større, burde den procentuelle andel af kvælstof, som emitteres som ammoniak, ligeledes være større i 80'erne. Det indebærer, at ammoniakemissionen i 80'erne sandsynligvis er underestimeret og omvendt er N ab lager overestimeret.

Den estimerede mængde kvælstof i husdyrgødning for de respektive år fremgår af tabel 3.3. Det generelle billede er en faldende mængde udskilt kvælstof over tid (N ab dyr i stald plus N ab dyr afsat på græs) fra godt 310.000 tons i 1984/85 til knap 270.000 tons i 1998/99. Fra 1995/96 til 1997/98 kan der imidlertid iagttages en stigning i gødningens N-indhold. Stigningen skal imidlertid tages med forbehold, idet der ikke er foretaget en gradvis ændring i N-udskillelsen fra 1995/96 til 1997/98. Såfremt normtallene for 1995/96 ligeledes blev anvendt for driftsåret 1998/99, ville den udskilte mængde kvælstof således være 5.000 tons N større. Det er derfor rimeligt at antage, at gødningsmængden har været faldende i alle årene.

Faldet i den udskilte mængde kvælstof over tid er større end N-indholdet i gødningen umiddelbart signalerer, idet produktionen samtidig er steget betydeligt. Eksempelvis er antallet af slagtesvin opgjort som antal producerede slagtesvin á 75 kg slagtevægt steget fra godt 14 mio. stk. i 1984/85 til knap 23 mio. stk. i 1998/99, hvilket svarer til en stigning på 60% (Andersen *et al.*, 2000). I samme periode er den totale mængde af udskilt kvælstof i svinegødning faldet med et par procent.

På tilsvarende vis er udnyttelsen af foderkvælstoffet til kvæg øget. Mængden af indvejet mælk til mejerierne er således faldet fra 5.034 mio. kg i 1984 til 4.468 mio. kg i 1998 eller med 11% (Landbrugsstatistik). Den totale mængde af udskilt kvælstof fra kvæg er i samme periode derimod faldet med 26%, og det er til trods for, at andelen af kødkvæg er stigende.

Tabel 3.3. Produktionen af kvælstof i husdyrgødning i 1984/85, 1989/90 og 1995/96-1998/99

	Gødning afsat i stald		N ab dyr	
	N ab dyr	N ab stald	N ab lager	afsat på græs
	----- 1.000 tons N -----			
Husdyrgødning i 1984/85	277	250	230	35
heraf kvæggødning	141	140	133	34
svinegødning	117	100	90	0
Husdyrgødning i 1989/90	261	233	215	32
heraf kvæggødning	123	122	116	30
svinegødning	114	97	88	0
Husdyrgødning i 1995/96	237	214	199	34
heraf kvæggødning	108	108	103	31
svinegødning	107	92	84	1
Husdyrgødning i 1996/97	238	214	200	33
heraf kvæggødning	106	106	101	30
svinegødning	110	94	87	1
Husdyrgødning i 1997/98	242	216	202	33
heraf kvæggødning	103	103	98	30
svinegødning	115	99	92	1
Husdyrgødning i 1998/99	237	215	199	32
heraf kvæggødning	100	102	97	29
svinegødning	114	98	91	1

Anm. Gødningsmængden for årene 1995/96, 1996/97 og 1997/98 er baseret på de samme normtal.

For alle årene gælder det, at N ab lager for den samlede husdyrgødning udgør 82-84% af N ab dyr afsat i stald. Dvs. at der tilsyneladende ikke er nogen ændringer. Det er ikke tilfældet; andelen af 'genfundet' kvælstof er stigende for såvel kvæg som svin, men da den genfundne andel for kvæg er større end for svin, og da svinegødningens andel vokser på bekostning af

kvæggødningen, så fremstår den genfundne andel uforandret. Ændringen i den genfundne gødningsandel skyldes i øvrigt ændring i staldtype (og gødningssystem), idet emissionskoefficienten for en given husdyrkategori, stald- og gødningstype er holdt konstant over tid.

De i tabellen anførte gødningsmængder for årene 1984/85 og 1989/90 er baseret på genbereg-nede normtal jf. afsnit 3.1 og er således en del større end mængden baseret på de oprindelige normtal fra 1987 (Laursen, 1987) og 1994 (Laursen, 1994). Endvidere har de nye emissionskoefficienter indvirkning på N-tabet og dermed N-indholdet ab stald og ab lager.

[Tom side]

4 Tab af kvælstof ved landbrugsproduktion

Tab af kvælstof ved landbrugsproduktionen forekommer fra flere kilder. Størsteparten tabes ved ammoniakfordampning, udvaskning og denitrifikation. Hovedparten af tabet ved ammoniakfordampning sker fra husdyrgødningen, dels i stalden og under lagringen, og dels i forbindelse med udbringningen på marken. Desuden sker der et mindre tab fra handelsgødning og direkte fra afgrøderne.

4.1 Tab af kvælstof ved ammoniakfordampning mv.

Ammoniakemissionens omfang siden 1984/85 er revurderet i forbindelse med midtvejsevalueringen af VMP II, jf. Andersen *et al.* (2000). De væsentligste forudsætninger og resultater af dette arbejde refereres nedenfor. For en uddybning henvises til primærkilden.

Grundlag, forudsætninger og estimationsmetoder

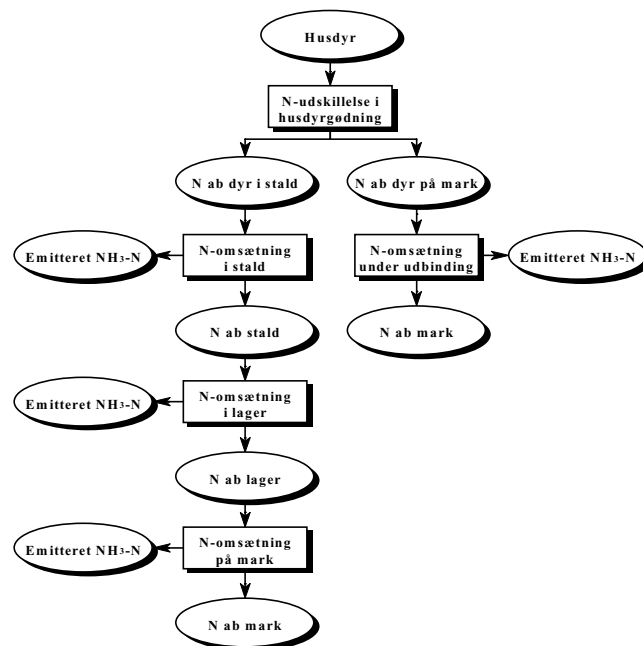
Ammoniakemissionen fra landbruget stammer fra husdyrgødning, handelsgødning, tilført spildevandsslam, afgrøder, halmludning og afbrænding af halm på mark. Kilderne er uafhængig af hinanden og de respektive bidrag omtales derfor særskilt i det nedenstående.

Ammoniakemissionen fra husdyrgødning er estimeret via en model, hvor ammoniakemissionen bestemmes separat for henholdsvis stald, lager, spredning (inkl. Udbringning) og udbinding, jf. figur 4.1.

Ved estimationsproceduren er husdyrholdet inddelt i husdyrkategorier, og for hver husdyrkategori er der foretaget en yderligere opdeling på staldd typer med tilhørende gødningssystem.

Efter opdelingen bestemmes ammoniakemissionen som en andel af N-indholdet i hvert led i gødningshåndteringskæden, jf. massebalancen vist i afsnit 3.2.

Emissionsfaktorerne i stald og lager er baseret på Poulsen *et al.* (2000), og emissionen fra gødningen under og efter udbringningen er baseret på Sommer (1998).



Figur 4.1. Principskitse af ammoniakemissionsmodel for husdyrgødningen (Andersen *et al.*, 1999)

Ammoniakemissionen fra husdyrgødning er i øvrigt estimeret under samme forudsætninger som angivet i afsnit 3. Hertil kommer et skøn over den anvendte udbringningspraksis, som er baseret på en række kilder, jf. Andersen *et al.* (2000). Såvel opstaldning af husdyr, omfanget af sommergræsning som udbringningspraksis er baseret på skøn, hvilket indebærer en ikke uvæsentlig usikkerhed på estimaterne.

Ammoniakemissionen fra halmludning er baseret på de solgte mængder ammoniak til landbruget i 2. halvår af 1996, idet det antages, at dette salg overvejende anvendes til halmludning. Andelen af emitteret ammoniak er baseret på skøn, jf. Andersen *et al.* (1999).

Ved estimeringen af *ammoniakemissionen fra handelsgødning* er der benyttet en fast emissionsfaktor betinget af gødningstypen. Gødningsforbruget og fordelingen på gødningstyper er baseret på Plantedirektoratets opgørelse for de respektive gødningsår. Beregningsmetoden fremgår i øvrigt af Sommer (1998).

Ved estimeringen af *ammoniakemissionen fra tilført spildevandsslam* benyttes en fast emissionskoefficient og mængden af N-indhold i slammet. Emissionskoefficienten er baseret på indholdet af ammoniumkvælstof i slammet og en formodet henliggetid for det udbragte slam. Beregningsmetoden fremgår af Andersen *et al.* (1999).

Ammoniakemissionen fra afgrøderne er baseret på skønnede emissionsfaktorer pr. hektar for græs og rækkeafgrøder samt arealanvendelsen (Landbrugsstatistik, 1997). Emissionsfaktorerne er baseret på det erfaringsgrundlag, som er knyttet til landbrugets gødningsniveau, jf. Andersen *et al.* (1999).

Ammoniakemissionen for halmafbrænding er baseret på en skønnet emissionskoefficient på 4% af N-indholdet i halmen (Andersen *et al.*, 2000) og indholdet af kvælstof i det afbrændte halm på mark. Sidstnævnte er baseret på interne data i Landbrugsstatistik.

Resultater

Under de givne forudsætninger er ammoniakemissionen fra landbruget estimeret til at falde fra 112.000 tons ammoniakkvælstof i 1984/85 til godt 79.000 tons i 1998/99, svarende til en reduktion på knap 30%, jf. tabel 4.1. Bidraget fra husdyrgødningen, som udgør den største enkeltpost, har i hele perioden udgjort 72-75% af den samlede ammoniakemission. Reduktionen i ammoniakemissionen fra husdyrgødningen har især omfattet tabet under og efter udbringningen af husdyrgødningen, som er halveret fra midten af 80'erne til slutningen af 90'erne. Stald- og lagertabet er i samme periode kun faldet med 10%

Den i tabellen anførte ammoniakemission fra husdyrgødningen for årene 1984/85 og 1989/90 er baseret på revurderede emissionskoefficienter og genberegnete husdyrgødningsmængder, jf. afsnit 3.1, og er således afvigende for emissionen beregnet på grundlag af de oprindelige normtal fra 1987 (Laursen 1987) og 1994 (Laursen 1994). For 1984/85 indebærer revurderingen af emissionen, at den totale ammoniakemission fra stald og lager øges fra 19.000 tons N til 42.000 tons N. For 1989/90 er der derimod overensstemmelse mellem den oprindelige og den genberegnete ammoniakemission fra stald og lager på 41.000 tons N. Overensstemmelsen dækker imidlertid generelt over en undervurdering af N-udskillelsen og en overvurdering af emissionskoefficienterne (Andersen, 2000a).

Ammoniakemissionen fra svinegødningen tegner sig for godt halvdelen af ammoniaktabet fra husdyrgødningen i hele perioden, jf. appendiks 1. Bidraget fra kvæggødningen afsat i stald og på mark er faldet fra 43% i 1984/85 til 34% i 1998/99, og samtidig er emissionsbidraget fra såvel fjerkræ- som pelsdyrgødning steget. Det skal dog i den sammenhæng bemærkes, at udskillelsen af kvælstof for fjerkræ ikke er genberegnet for 1984/85 og 1989/90 jf. afsnit 3.1. Det indebærer, at N-udskillelsen i 80'erne kan være undervurderet, og dermed kan ammoniakemissionen ligeledes være undervurderet.

Den samlede ammoniakemission fra svinegødningen er faldet fra 42.600 tons ammoniakkvælstof i 1984/85 til 31.600 tons i 1998/99, svarende til en reduktion på 25%. Reduktionen er til trods for en stigning i svineproduktionen. Produktionen er således steget med 60% målt i

antal slagtesvin á 75 kg slagtevægt, jf. afsnit 3.2. Det indebærer, at under forudsætning af uændret produktion, så ville ammoniakemissionen være faldet med godt 50%

På tilsvarende vis er den samlede ammoniakemission fra kvæggødningen næsten halveret fra midten af 80'erne til slutningen af 90'erne, og i samme periode er mælkeproduktionen kun faldet med 11%, jf. afsnit 3.2. Samtidig er omfanget af kødkvæg endog steget.

Ammoniakemissionen fra halmludningen toppede i 1990/91 med en emission på 8.400 tons ammoniakkvælstof. Forbruget af ammoniak til halmludning, og dermed emissionen af ammoniak, er siden faldet til 3.000 tons kvælstof dels som følge af ændret fodersammensætning til kvæg og dels som følge af faldende kvægbestand.

Emissionen af ammoniak fra handelsgødning følger stort set handelsgødningsforbruget. Emissionen var størst i 1989/90, hvor ammoniaktabet udgjorde 8.500 tons kvælstof. Siden er forbruget af handelsgødning faldet jævnt, hvorved ammoniakemissionen er faldet tilsvarende.

Tabel 4.1. Ammoniakemissionen i 1984/85, 1989/90 og 1995/96-1998/99 (Andersen et al., 2000)

Kilde	Stalde	Lagre	Under og efter udbringningen	Dyr på græs	I alt
----- tons NH ₃ -N år ⁻¹ -----					
Emission fra husdyrgødning i alt	28 300	13 700	40 000	2 400	84 400
Emission i øvrigt					27 700
Ammoniakemission i alt i 1984/85					112 000
Emission fra husdyrgødning i alt	28 300	12 500	33 900	2 200	77 000
Emission i øvrigt					29 200
Ammoniakemission i alt i 1989/90					106 200
Emission fra husdyrgødning i alt	26 000	11 000	20 900	2 400	60 300
Emission i øvrigt					23 700
Ammoniakemission i alt i 1995/96					84 000
Emission fra husdyrgødning i alt	26 500	11 000	19 900	2 300	59 800
Emission i øvrigt					22 100
Ammoniakemission i alt i 1996/97					81 800
Emission fra husdyrgødning i alt	27 400	11 200	19 800	2 300	60 700
Emission i øvrigt					21 500
Ammoniakemission i alt i 1997/98					82 200
Emission fra husdyrgødning i alt	26 900	11 100	19 200	2 200	59 400
Emission i øvrigt					20 000
Ammoniakemission i alt i 1998/99					79 400

Anm. N ab dyr for de respektive husdyrkategorier er identisk for årene 1995/96-1997/98.

Emission i øvrigt omfatter emission fra: halmludning, handelsgødning, spildevandsslam, afgrøder og halmafbrænding, jf. appendiks 1.

Ammoniakemissionen fra tilført spildevandsslam har på intet tidspunkt oversteget 100 tons ammoniakkvælstof. Forbruget af spildevandsslam, og dermed emissionen af ammoniak, toppede i 1995/96, hvor ammoniakemissionen udgjorde 90 tons kvælstof.

Emissionen fra afgrøderne er faldet med ca. 2.000 tons ammoniakkvælstof fra 80'erne til 90'erne. Udviklingen skyldes primært braklægningsordningen og sekundært stigningen i det økologisk drevne areal.

Ammoniakemissionen fra halmafbrænding på mark udgjorde nogle få hundrede tons ammoniakkvælstof i sidste halvdel af 80'erne, og er i 90'erne forsvundet som følge af halmafbrændingsforbudet.

Øvrige bidrag fra husdyrgødningen i stald og lager

Den animalske produktion er også forbundet med kvælstoftab fra denitrifikationsprocesser. Af Poulsen *et al.* (2000) fremgår det, at der fra lageret er et denitrifikationstab for kvægdybstrøelse på 5% af N ab stald. For svinedybstrøelse og dybstrøelse fra øvrige husdyrkategorier er de tilsvarende andele 15 og 10% af N ab stald. Fra lagret fast staldgødning tabes 10% af N ab stald for kvæggødning, 15% for svinegødning og 10% af N ab stald for øvrig fast staldgødning (Poulsen *et al.*, 2000). Desuden er det anslået, at der er et denitrifikationstab fra svinedybstrøelse i stald på 10% af N ab dyr.

Til trods for, at det er store andele af kvælstoffet som denitrificeres, er kvælstoftabet dog forholdsvis begrænset, jf. tabel 4.2. Det skyldes, at en stor del af dybstrøelsesmåtten udbringes direkte fra stald til mark, jf. afsnit 3.2. Med den skønnede stalddtypefordeling kan kvælstoftabet fra denitrifikationen opgøres til 6.500 tons kvælstof i 1984/85 faldende til 4.500 tons i 1998/99. Begrundelsen for udviklingen er mangesidet; dels er omfanget af udskilt kvælstof mindsket i perioden og dels er der sket et relativt fald i kvægproduktionen, som traditionelt har en større andel af dyr på dybstrøelse. I modsat retning trækker, at andelen af dyr på dybstrøelse er steget i perioden (Andersen *et al.*, 2000).

Tabel 4.2. Denitrifikationstab fra stald og lager samt N-nedsivningstab fra pelsdyrhaller i 1984/85, 1989/90 og 1995/96-1998/99 (Andersen *et al.*, 2000)

Kilde	1984/85	1989/90	1995/96	1996/97	1997/98	1998/99
	----- tons N år ⁻¹ -----					
N-denitrifikation fra stald og lager	6 600	5 700	4 600	4 400	4 500	4 500
N-nedsivningstab fra pelsdyrhaller	5 200	6 600	4 000	4 300	4 700	4 500

For pelsdyr er der et nedsivningstab fra bure uden gødningsrender, idet gødningen her afsættes på grus og siver ned. I Poulsen *et al.* (2000) er det skønnet, at 75% af den udskilte kvælstof tabes fra bure uden gødningsrender stort set svarende til den andel af N ab dyr, der udskilles med urin. Dvs. at ammoniakfordampning og N-nedsivning tegner sig for tilsammen 75% af N ab dyr. Det skal dog bemærkes, at udarbejdelsen af de nye normtal ikke er tilendebragt, og tabet skal derfor iagttages med forbehold.

Den skønnede udvikling i mængden af nedsivet kvælstof er forårsaget af flere forhold. Andelen af minkbure med gødningsrender er således skønnet steget fra 10% i 1984 til 30% i 1999 (Risager, 2000), hvilket begrænser nedsivningen. Samtidig er udskillelsen af kvælstof fra mink faldet, og denne reduktion gælder især N-indholdet i urinen, jf. afsnit 3.1. I modsat retning trækker en stigning i antallet af mink fra 1,6 mio. årstæver i 1984 til 2,1 mio. i 1999 svarende til 30% (Landbrugsstatistik, 1999).

4. 2 Tab af kvælstof til vandmiljøet

En vurdering af kvælstofudvaskningen på landsplan vil nødvendigvis være baseret på resultater fra et større eller mindre antal målinger/modelberegninger, som strengt taget kun gælder for det pågældende areal under de givne klima-, jordbunds- og driftsforhold. Opgørelser af kvælstofudvaskningen på landsplan er derfor behæftet med stor usikkerhed.

Udvaskning af kvælstof på landsplan kan opgøres med forskellige metoder, med udgangspunkt i beregninger på mark niveau. Metoderne kan deles op i to grupper: 1. Kvælstofudvask-

ningen beregnes ud fra den modelberegne afstrømning kombineret med mark målinger af kvælstofindholdet i jordvandet. 2. Kvælstofudvaskningen modelleres enten direkte eller ved modelberegninger af både kvælstofindholdet i afstrømningsvandet og afstrømningens størrelse ud af rodzonen. Da modelberegninger er både mere fleksible og operationelle end målinger i marken, er denne metode anvendt til estimering af kvælstofudvaskningen på landsplan.

Opgørelse af kvælstofudvaskning i større skala (bedrift, kommune, amt eller landsplan), betinger at resultaterne beregnet på markniveau skal opskaleres/generaliseres til den ønskede skala.

Modelberegningerne af udvaskningen er foretaget med to typer af modeller. Der er dels anvendt en deterministisk vand- og kvælstof balance model og dels en empirisk udvaskningsmodel. De anvendte modeller er:

- Daisy modellen. Hansen *et al.* (1991)
- Den empiriske udvaskningsmodel. Simmelsgård *et al.*, (2000). Forkortes (Sim B)

Metoden til anvendelsen af Daisy-modellen i landsdækkende modelberegninger bygger på en videre udvikling af metoden beskrevet i Børgesen *et al.*, (1997) og senest publiceret i Børgesen *et al.* (2001). Den anvendte metode bygger på at der er gennemført et stort antal grundlæggende Daisy-modelberegninger. De grundlæggende modelberegne resultater repræsenterer et stort antal kombinationer af sædskifter, N-gødskningsplaner, klima og jordtyper. Daisy modellen kræver som indgangsdata, detaljerede beskrivelse af sædskifte, gødskningspraksis, klimaforhold, samt karakterisering af jordens kemiske og fysiske egenskaber. Daisy modellen beregner den daglige tørstofproduktion samt kvælstof- og vandbalancen på markniveau. Styrken ved denne modeltype er bl.a., at der ud fra opgørelse af udbytte og kvælstofbalance er muligt at vurdere dels om det beregnede udbyttes størrelse og N-optagelsen er i overensstemmelse med forventninger under de givne vækstbetingelser samt N-udvaskningens størrelse i forhold til de øvrige poster i markens kvælstofbalance. Hvor godt de simulerede resultater afspejler de faktiske forhold både med hensyn til udbytte og N-udvaskning afhænger af, hvor godt modellen beskriver de biologiske og fysiske forhold i atmosfære-jord-vand-kvælstof-plant systemet gennem vækstperioden.

Der er en tendens til at Daisy-modellen overvurderer udbyttet, set i forhold til det generelle udbyttensniveau opnået i praksis. Dette skyldes at modellen kun er vand- og kvælstof begrænset. Endvidere er der en tendens til at Daisy undervurderer denitrifikationen, som i øvrigt er meget usikker, jf. kapitel 4.

Den empiriske model er baseret på et antal målte data fra markmålinger. Resultater af udvaskningen beregnet med den empiriske model, vil derfor været tæt knyttet til de betingelser hvor under målingerne er gennemført. Dette er en fordel ved beregning af udvaskningen under forhold som svarer til forholdene som målingerne er gennemført under, idet resultaterne formentligt vil ligge tæt på de målte resultater. Dette kan imidlertid samtidig være et problem ved anvendelsen, idet et modelleret resultat i stigende grad vil afvige fra den faktiske udvaskning i takt med at driftsforholdene afviger fra betingelserne for målingerne som danner grundlaget for modellen. Den anvendte model er udviklet på baggrund af resultater fra forsøg og målinger af udvaskningen i perioden fra midt i 70'erne til 1996. Det er vurderet, at usikkerheden ved modellen ligger på 13%, mens usikkerheden på differensen mellem to scenarier ligger på 13-18%. (Kristensen, 2000)

For en nærmere beskrivelse af de anvendte modeller henvises til Hansen *et al.* (1991) vedrørende Daisy-modellen og til Simmelsgaard *et al.* (2000) vedrørende den empiriske model. Angående metoder som vedrører de aktuelle beregninger henvises endvidere til appendiks 2 og Børgesen & Heidmann (2001).

Beregning af kvælstofudledning til vandmiljøet på landsplan

Forudsætninger

I Vandmiljøplanen fra 1987 (VMP I) blev landbrugets samlede udledning af kvælstof til vandmiljøet midt i 80'erne anslået til 260.000 tons N pr år fordelt på et markbidrag på 230.000 tons N og et gårdbidrag på 30.000 tons. Gårdbidraget omfatter direkte udledning til dræn og vandløb samt nedsivning af møgsaft fra møddingspladser og ensilagesaft fra ensilering mv. Med vedtagelse af VMP I blev udledninger omfattet af gårdbidraget kendt ulovlige og er siden antaget nedbragt til ca. 5.000 tons N pr. år, hvilket må antages som det i praksis opnåelige minimum Miljøstyrelsen (1990).

I beregninger af kvælstofudvaskningen for 1984/85 er husdyrgødningstildelingen i beregningerne reduceret med 30.000 tons N svarende til gårdbidraget.

Metode

Metoden til beregning af kvælstofudvaskningen på landsplan er kort beskrevet i appendiks 2. I metoden indgår opstilling af repræsentative sædskifter med tilhørende gødningsplaner for fire bedriftstyper på kommuneniveau. Sædskifterne opstilles ud fra statistiske data for hver kommune for arealanvendelse, dyretætheder, bedriftstyper, jordtyper samt for hvert amt kvælstof tilført med handelsgødning.

Der er gennemført landsdækkende modelberegninger for i alt otte scenarier, der repræsenterer dyrkningsårene 1984/85, 1989/90, samt hvert af dyrkningsårene 1995/96-2000/01. Scenarierne 1984/85 og 89/90 repræsenterer henholdsvis situationen før Vandmiljøplan I og efter indførelse af krav om grønne marker. Scenarierne 1995/96-2000/01 repræsenterer dyrkningsårene, hvor der gradvis sker en ændring af gødskningspraksis i relation til skærpede krav til udnyttelse af N i husdyrgødning og reduktion i afgrødernes N-normer.

Scenarierne er beregnet med antagelser om forskellige mængder af kvælstof tilført med husdyrgødning, jf. kapitel 3. Scenarierne 1999/00 og 2000/01 er begge beregnet med husdyrgødningsmængde opgjort for 1999, efter (Andersen, 2000b). I Daisy-model beregningerne er der taget højde for forskellen i tab af kvælstof ved ammoniakfordampning fra udbragt husdyrgødning i scenarierne, jf. kapitel 3. I den empiriske model er det antaget, at ammoniakfordampning er den samme i alle scenarierne. Gødskningspraksis anvendt i scenarierne er tilpasset den aktuelle gødskningspraksis med kvælstof opgjort i Landovervågningsoplandene i perioden 1990-1996 (Grant *et al.*, 1997). Antagelserne anvendt til beskrivelse af gødskningspraksis i scenarierne er samlet i tabel 4.3.

Der er anvendt en såkaldt ”opskalerings model” til at opstille de repræsentative sædskifter med tilhørende gødningsplaner i scenarieberegningerne. Modellen er kort beskrevet i appendiks 2. Sædskifterne opstilles på bedriftstypeniveau ud fra kommunedata for arealanvendelse, dyretætheder, bedriftstyper og jordtyper. For en nærmere beskrivelse af den anvendte opskalerings metode henvises til Børgesen & Heidmann (2001).

Arealanvendelse anvendt i scenarierne 1985/86 og 1989/90 er baseret på arealanvendelsen opgjort i amterne i årene 1985 og 1989 (Landbrugsstatistik, 1985 og 1989). Dyretætheden på

bedriftstyperne inden for kommunen i scenarierne 85/86 og 89/90 er baseret på kommunetællingerne i årene 1985 og 1989 (Landbrugsstatistik, 1985 og 1989).

Tabel 4.3. Tilført handelsgødning, husdyrgødning, udbringningspraksis af husdyrgødning (% husdyrgødning tilført forår og efterår), ammoniakfordampning ved udbringning af husdyrgødning og dyrket areal.

Scenario	Handels- gødning 1.000 t. N**	Husdyr- Gødning 1000 t N*	Udbringnings praksis husdyr- gødning		Ammoniak fordampning 1000 t N	Dyrket areal 1000 ha
			Efterår %	Forår %		
84/85	405	239	55	45	42	2.847
89/90	371	251	50	50	36	2.786
95/96	310	241	15	85	23	2.744
96/97	285	242	15	85	22	2.716
97/98	281	243	15	85	22	2.688
98/99	277	240	15	85	21	2.672
99/00	258	237	15	85	20	2.644
00/01	247	237	15	85	20	2.644

* Inklusiv affald udbragt på marker jf. kap 3.

** Tilførslen med handelsgødning er forskudt et driftsår frem, da gødning indkøbt et givet driftsår er relateret til høsten det følgende driftsår.

Arealanvendelsen i 90'erne scenarierne er beregnet på baggrund af data fra det Generelle Landbrugs Register (GLR, 1998) opgjort februar 1998. Arealanvendelsen i hvert af scenarierne 1995/96-2000/01 er beregnet ved at fremskrive arealet af de enkelte afgrøder proportionalt med ændringen i det dyrkede areal opgjort i Landbrugsstatistik, (1995, 1996, 1997, 1998, 1999). Den producerede mængde husdyrgødning på bedriftstypen i kommunerne er beregnet ud fra antallet af dyreenheder på bedriftstypen, normproduktion af husdyrgødning pr. dyreenhed og tilpasset den producerede husdyrgødningsmængde på landsniveau opgjort i kapitel 3. Arealanvendelsen og den udbragte husdyrgødning i scenariet 2000/01 er antaget den samme som i 1999/00.

Bedriftstyperne er opstillet på baggrund af kommune data, (Landbrugsstatistik, 1985 og 1989). Jordtypefordelingen i kommunerne er beregnet ud fra digitale jordtypekort. Jordbundsdata-basen (2000). Lerprocenten på jordtypeniveau inden for kommunen er beregnet på baggrund landsdækkende teksturdata lagret i teksturdata-basen. (Jordbundsdata-basen, 2000). Humusprocenten anvendt i Sim B modellen er antaget lig med 2,0%.

Sædskifterne på bedriftsniveau i kommunen opstilles på baggrund af bedriftstypens antal af dyreenheder, og arealanvendelsen i kommunen. Gødningsplaner tilpasses sædskiftet, således at alt den producerede husdyrgødning på bedriftstypen i kommunen søges anvendt i det tilhørende sædskifte. Den summerede over- eller under- gødskning med kvælstof i alle sædskifterne på landsplan i scenarierne gældende efter 1995, er kalibreret til den aktuelt opgjorte gødningspraksis i overvågningsoplandene efter (Grant *et al.*, 1997).

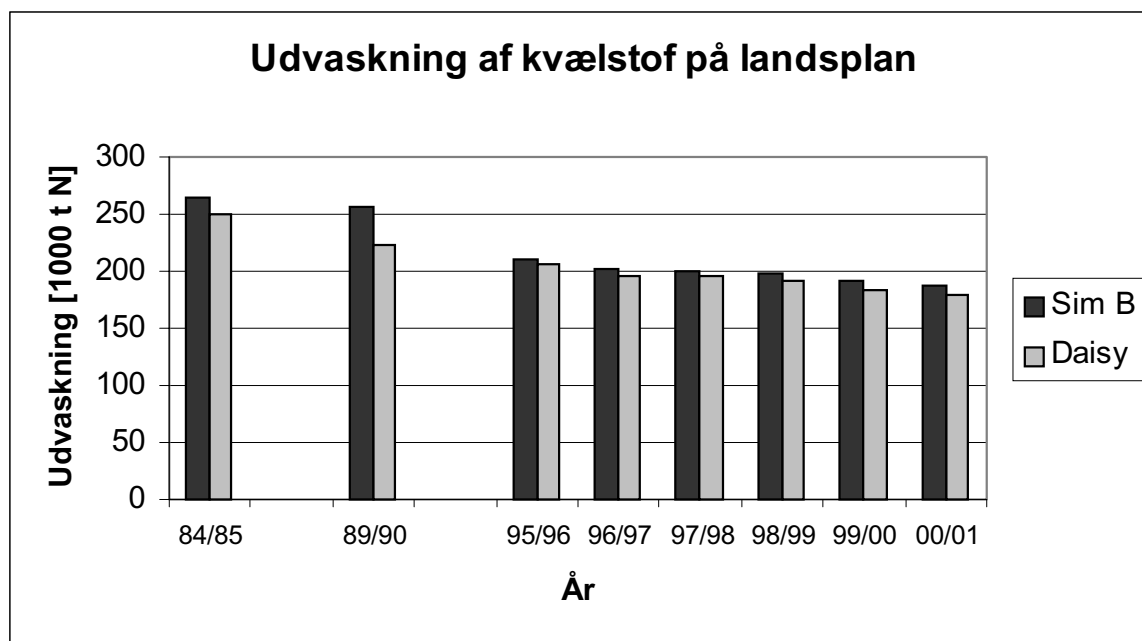
Handelsgødningsforbruget i de opstillede sædskifter er afstemt med amtsoplysninger om N-forbruget med handelsgødning for hvert af gødningsårene i de enkelte scenarie (Plantedi- rektoratet, 1984. 1889, 1995, 1996, 1997, 1998, 1999, 2000).

Ved modelleringerne er der for alle scenarier anvendt klimadata fra årene 1989-98.

Resultater af modelberegnet kvælstofudledning på landsplan

Total kvælstof udvaskning

Resultaterne fra beregninger af kvælstofudvaskningen på landsplan er vist i figur 4.2. Ændringen i den totale udvaskning er både en effekt af ændret arealanvendelse og N gødskning i scenarierne, men også en effekt af en reduktion af det dyrkede areal fra ca. 2.844.000 ha i 1985 til ca. 2.644.000 ha i 1999.



Figur 4.2. Kvælstofudvaskning beregnet for scenarierne 1984/85-2000/01.

I figur 4.2 er vist udvaskningen beregnet med de to modeller for hvert af årene. Af figuren ses, at den beregnede udvaskning gennemgående er lidt lavere for Daisy end for Sim B. I tabel 4.4 er opgjort udvaskningen beregnet med de to modeller samt gennemsnittet af udvaskningen for hvert af scenarierne.

Udvaskningen falder fra henholdsvis 265.000 tons (Sim B) og 249.000 (Daisy) i 1984/85 til henholdsvis 187.000 tons N (Sim B) og 179.000 tons N (Daisy) i 2000/01.

Reduktionen i udvaskningen er beregnet til 78.000 tons N med Sim B og 70.000 tons N med Daisy modellen. En del af forskellen i reduktionen skyldes, at Sim B modellen ikke i fuldt omfang tager højde for forskellen i fordampning af kvælstof fra udbragt husdyrgødning i scenarierne. Reduktionen i udvaskningen i de sidste to år hænger primært sammen med at forbruget af handelsgødning i denne periode er faldet med ca. 30.000 tons N.

Tabel 4.4 Udvaskning på landsplan beregnet med de to modeller [1000 tons N].

Scenarium	84/85	89/90	95/96	96/97	97/98	98/99	99/00	00/01
Sim B	265	256	210	202	201	198	191	187
Daisy	249	222	207	195	195	193	184	179
Gennemsnit	257	239	208	199	198	196	187	183

I tabel 4.5 er vist tilført handels- og husdyrgødning samt udvaskningen – kg N pr. ha – i de landsdækkende modelberegninger og modelberegninger gennemført i Landovervågningsoplandene i perioden 1990/91-1999/00. Beregningerne for 1990/91 er gennemført under for-

udsætning af at arealanvendelsen og gødskningen med husdyrgødning er den samme som i 1989/90. I scenariet er handelsgødningsforbruget afstemt med det aktuelle forbrug i 1990 (395.000 tons N), Landbrugsstatistik (1990).

Tabel 4.5 Gennemsnitlig forbrug af handelsgødning, husdyrgødning og kvælstoffiksering samt modelberegnet udvaskning [kg N/ha] i de landsdækkende modelberegningerne og i beregningerne for Landovervågningsoplandene, efter Grant et al., (2000).

År	90/91	95/96	96/97	97/98	98/99	99/00
Landsdækkende beregninger						
N handelsgødning	142	114	105	105	104	98
N husdyrgødning *	90	88	89	90	90	90
N fiksering Sim B	16	17	17	17	17	17
N fiksering Daisy	6	7	7	7	7	7
N udvaskning. Sim B	95	77	74	75	74	71
N udvaskning. Daisy	86	76	72	73	72	69
Landovervågningsoplande beregn.						
N handelsgødning	126	99	92	95	95	83
N husdyrgødning	95	104	101	90	89	97
N fiksering Sim B	18	16	12	14	14	15
N udvaskning. Sim B	108	84	80	79	81	75

* Inklusiv affald (slam og industriaffald)

Af tabellen ses, at tilførslen af kvælstof med handelsgødning er lidt højere og tilførslen med husdyrgødning lidt lavere i de landsdækkende beregninger end tilførslen med de to gødningstyper i Landovervågningsoplandene. Modelberegningerne af udvaskningen i Landovervågningsoplandene er gennemført med Sim B og er derfor direkte sammenlignelig med de landsdækkende udvaskningsberegninger med Sim B. Af resultaterne ses, at den beregnede udvaskning for Landovervågningsoplandene er lidt større end udvaskningen beregnet i de landsdækkende modelberegninger. Forskellen ses at være størst for 1990/91. Datagrundlaget for beregningerne i Landovervågningsoplandene afspejler sandsynligvis en større heterogenitet i N gødskning end datagrundlaget for de landsdækkende beregninger, hvilket kan forklare noget af forskellen i respons på udvaskningen. Dette indikerer, at de gennemførte landsdækkende beregninger kan have en tendens til at undervurdere udgangsniveauet samt effekten af de foretagne reguleringer.

Vurdering af tabet til vandmiljøet 1984/85

Udgangspunktet for VMP II var en samlet udledning på 260.000 tons N, hvoraf gårdbidraget udgjorde 30.000 tons N og udvaskningen fra rodzonen 230.000 tons N.

I NPo-redegørelsen (Miljøstyrelsen, 1984) blev det antaget, at halvdelen af gårdbidraget blev tilført vandløb direkte og halvdelen sivede ned til grundvandet. Der foreligger ikke data om hverken gårdbidragets størrelse eller fordeling. Ud fra målinger i vandløb må det antages, at de direkte udledninger må have været væsentligt mindre end antaget.

Reduktionen i gårdbidraget betyder, at den tilsvarende gødningsmængde er blevet bragt ud på markerne og derved har bidraget til udvaskningen. Ved beregning af udvaskningen i 1984/85 baseret på henholdsvis udbringning af en husdyrgødningsmængde på marken svarende til kvælstofindholdet fratrukket gårdbidraget på 30.000 tons N, og udbringning af al husdyrgødning på marken fandtes en stigning i udvaskningen på 20.000 tons N. Tilførslen af kvælstof til vandmiljøet i form af et gårdbidrag på 30.000 tons N er næppe mindre end tilførslen af den samme kvælstofmængde til marken i form af husdyrgødning.

De foretagne landsdækkende modelberegninger underestimerer udvaskningen (tabel 4.5) da de ikke i fuldt omfang afspejler heterogeniteten i gødskningen. Med udgangspunkt heri og i de foretagne landsdækkende modelberegninger kan landbrugets samlede udledning til vandmiljøet i midten af 80'erne anslås til en udvaskning fra rodzonen på størrelsesordenen 300.000 tons N, inklusiv effekten af et gårdbidrag på 30.000 tons N.

Der er i arbejdet lagt særlig vægt på den bedst mulige estimering af kvælstoftabet i vandmiljøet i midten af 80'erne, da dette tal har været lagt til grund for en række handlingsplaner. Det må antages, at de beregnede tab til vandmiljøet i perioden 1990/91-2000/01 er underestimerede, men det vides ikke med hvor meget på nuværende tidspunkt.

4.3 Tab af kvælstof ved denitrifikation

En kvantificering af kvælstoftabet ved denitrifikation er særdeles vanskelig og forbundet med stor usikkerhed, idet tabet vil være afhængig af de aktuelle forhold som påvirker denitrifikationsprocessen. Dette primært som følge af processens afhængighed af jordens fugtighedsforhold, og dermed af endog kortvarige nedbørshændelser, og af den uensartede fordeling af organisk materiale i jorden.

I Vandmiljø-90 (Miljøstyrelsen, 1990) blev det samlede denitrifikationstab på landsplan på baggrund i de i tabel 4.6 anførte gennemsnitsværdier anslået til ca. 60.000 tons N/ha/år.

Tabel 4.6. Denitrifikation i kg N/ha/år som funktion af jordtype og gødningstildeling (Miljøstyrelsen, 1990).

	Handelsgødning	Husdyrgødning (udbr. efterår)	Husdyrgødning (udbr. forår)
Grovsand	1-2	1-10	1-5
Øvrige jorde	10-20	30-60	20-40

I det følgende er der på grundlag af primært danske undersøgelser (Andersen *et al.*, 1983; Vinther, 1984; Christensen, 1985; Kemner, 1985; Maag, 1989; Lind *et al.*, 1990; Vinther, 1992; Maag, 1995; Maag *et al.*, 1996) foretaget en vurdering af om disse gennemsnitsværdier for denitrifikationen stadig er gældende, eller om supplerende eller nyere viden om denitrifikationen berettiger en justering af disse.

Resultaterne af de foreliggende undersøgelser viser (appendiks 3), at denitrifikationen er lav (fra < 1 til 8 kg N/ha/år) på de grovsandede jorde både efter gødskning med handelsgødning og husdyrgødning.

For de øvrige jordtyper varierer størrelsen af denitrifikationen fra mindre end 1 til 88 kg N/ha/år for handelsgødede og mellem ca. 1 og 237 kg N/ha/år for husdyrgødede arealer. De meget høje værdier er målt efter tilførsel af 100 tons gylle pr. ha, som i dag må anses for at være en urealistisk høj gødningsmængde. Idet værdierne opnået efter gødskning med 100 tons gylle pr ha udelades, kan der på grundlag af de øvrige måleresultater beregnes et gennemsnitligt denitrifikationstab på 9 ± 14 og 17 ± 24 kg N/ha/år for henholdsvis de handelsgødede og de husdyrgødede jorde.

Man skal imidlertid være opmærksom på en række forhold i de refererede undersøgelser, der sandsynligvis medvirker til en underestimering af den årlige denitrifikation. Disse forhold relaterer sig primært til måletekniske forhold og til denitrifikationens meget store både tidslige og rumlige variation, og dermed til den store usikkerhed, der er forbundet med at omsætte

punktmålinger i marken til et antal kg N/ha/år. Nedenfor er en række af disse forhold kort gennemgået:

- samtlige resultater fra de foreliggende undersøgelser er baseret på målinger i de øverste cm af jorden. Kemner (1985) og Maag *et al.* (1996) har således målt i 0-5 cm's dybde, hvorimod der i de øvrige refererede undersøgelser er målt i indtil 10-20 cm's dybde. I tørre perioder af året, og specielt i forårsperioden, vil man få en hurtigere udtørring af de øverste cm af jorden, og som følge heraf en sandsynlig underestimering af denitrifikationen.
- punktmålingerne i de refererede undersøgelser er foretaget med forholdsvis store tidsmæssige intervaller, hvorved denitrifikationens afhængighed af de kortvarige nedbørshændelser oftest ikke bliver medregnet i det samlede resultat. For at understrege betydningen af disse nedbørshændelser kan det nævnes, at Vinther, (1992) på en regnvejrsdag målte en denitrifikation svarende til 250 g N/ha/dag. Havde målingen fundet sted en dag tidligere var resultatet blevet 100-500 gange lavere.
- alle målinger er foretaget på forsøgsstationernes plane og veldrænede marker, hvorimod ingen målinger er foretaget på "rigtige" marker, og specielt ikke i forbindelse med lavninger i terrænet, hvor forholdene, bl.a. som følge af en højere jordfugtighed, sandsynligvis er mere optimale for en denitrifikation.
- i hovedparten af de refererede undersøgelser er målinger i marken påbegyndt forholdsvis sent i foråret, og et eventuelt "flush" i forbindelse med frost/tø hændelser er ikke blevet registreret. Kun i enkelte undersøgelser (Christensen, 1985; Maag, 1989) er disse frost/tø hændelser inkluderet, hvilket kunne være en medvirkende årsag til at denitrifikationstab netop i disse undersøgelser var væsentligt højere end i de øvrige.
- i næsten alle undersøgelser er målingerne blevet afsluttet forholdsvis tidligt om efteråret, og eventuelle bidrag i frostfrie perioder af vinteren er derfor ikke inkluderet. Målinger i januar og februar i årene 1989-1991 viste, at denitrifikationsaktiviteten i denne periode var højere end gennemsnitsaktiviteten for hele året (Vinther, 1992).
- som følge af at denitrifikationen i alle refererede undersøgelser er beregnet for 0-20 cm's dybde, bliver et eventuelt bidrag fra dybere jordlag ikke medregnet. I et 10-årigt lysimeterforsøg med jord fra henholdsvis Lundgård (JB1) og Rønhave (JB6) fandt Larsen & Kjellerup (1989) på grundlag af N-balance beregninger en betydelig denitrifikation varierende mellem 13 og 178 kg N/ha/år, med de højeste værdier fra forsøgsled med kvæggylle svarende til 100 tons/ha. Disse høje værdier kunne hænge sammen med, at N-balancerne i dette forsøg er beregnet for hele rodzonen. N-tabet er således et udtryk for den samlede denitrifikation i hele rodzonen (125 cm), og ikke kun som i de refererede undersøgelser, hvor målingerne er beregnet for pløjelaget. I overensstemmelse hermed fandt Paul & Zebbarth (1998), at der i gennemsnit kun blev registreret 33% af det samlede denitrifikationsstab, hvis målinger blev foretaget i 0-15 cm's dybde i forhold til 0-45 cm's dybde.

Med dette som baggrund; altså en sandsynlig underestimering af den målte denitrifikation som følge af de ovenfor nævnte forhold, vurderes den gennemsnitlige denitrifikation fra hele rodzonen at være som vist i tabel 4.7.

Tabel 4.7. Anslåede niveauer for denitrifikation (kg N/ha/år) i rodzonen som funktion af jord- og gødningstype.

	Handelsgødning	Husdyrgødning
Sandjorde	1-10	5-20
Øvrige jorde	10-30	20-50

Under anvendelse af de i tabel 4.7 angivne intervaller for denitrifikationen, og andelen af sandjorde og øvrige jorde, samt fordeling af husdyrgødning og handelsgødning, således som

de anvendes i ”Landovervågningsoplande ”, kan det samlede denitrifikationstab på landsplan beregnes til mellem 23.000 og 65.000 tons N per år. Som et gennemsnit for hele landbrugsarealet, svarer dette til en denitrifikation på mellem 9 og 25 kg N/ha/år.

Det skal afslutningsvis endnu engang understreges, at de meget store rumlige variationer såvel som de klimatisk betingede variationer gør det særdeles vanskeligt at angive en gennemsnitsværdi for denitrifikationen, og estimatet for den samlede denitrifikation på landsbasis er således behæftet med en meget stor usikkerhed. Endvidere kan det konstateres, at der på trods af, at der inden for de seneste 10-15 år er blevet gennemført en del undersøgelser med det formål at bestemme størrelsen af denitrifikationen, stadig mangler en del viden på dette område; specielt vedr. opskalering af punktmålinger til totale mængder på årsbasis.

5 Ændring i jordens indhold af total kvælstof

Baggrund, forudsætninger og data

Det har hidtil ikke været muligt at vurdere ændringer i kvælstofreserven indbygget i jordens pulje af organisk stof med baggrund i målte data, men der foreligger nu resultater fra undersøgelser i det landsdækkende KVADRATNET, der anvendes i gødningsplanlægningen (Heidmann *et al.*, 2000). Kvadratnettet er et net af fastliggende måleflader systematisk fordelt over hele landet med 7 km's afstand, i alt ca. 830 punkter. Heraf er 590 beliggende på landbrugsarealer.

Ved kvadratnettets etablering i 1986/1987 blev der foretaget C- og N-målinger i jordprøver (0-25, 25-50, 50-75, 75-100 cm). I foråret 1997 og forår/efterår 1998 blev der udtaget jordprøver igen i 336 kvadratnettpunkter, hvilket udgør 57% af alle kvadratnettpunkterne på landbrugsarealer.

I den mellemliggende periode har Landskontoret for Planteavl hvert år indsamlet oplysninger om afgrøder, gødningstilførsel og jordbehandling, hvilket i et vist omfang muliggør analyse af dyrkningsbetingelsernes effekt på udviklingen i jordens C- og N-indhold.

Til brug for en statistisk analyse blev kvadratnettpunkterne inddelt efter gødningstyper ud fra tilført husdyrgødning i perioden. Hvis der ingen husdyrgødning er tilført i perioden, defineres gødningstypen som 'plante'. Hvis tørstofmængden af tilført husdyrgødning fra en bestemt kilde, eksempelvis kvæg, udgør 90% eller mere af den totale tilførte husdyrgødningsmængde, sættes gødningstypen til 'kvæg'. På tilsvarende måde defineres gødningstypen 'svin'. Gødningstypen 'blandet' (svin/kvæg) defineres ved, at 90% af det tilførte tørstof med husdyrgødning stammer fra blandet kvæg/svine- + kvæg- + svinegødning. Kvadratnettpunkter, der ikke falder indenfor ovennævnte kategorier, indgår i restgruppen (hovedsagelig fjerkræ/mink). Den statistiske analyse blev ikke tilrettelagt med henblik på, at der skulle være overensstemmelse mellem vores inddeling i gødningstyper og bedriftstyperne anvendt i Landbrugsstatistik baseret på standard dækningsbidrag.

De fleste af de undersøgte punkter findes på JB1-JB7, mens der kun findes 7 punkter på JB8-JB12. Der findes en skævhed i datamaterialet med en overvægt af gødningstypen 'plante' på lerjorde (72% af 'plante' på JB5-7) og en overvægt af 'kvæg' på sandjorde (72% af 'kvæg' på JB1-4). Der er derfor en risiko for konfundering mellem jordtype og gødningstype, idet det kan være vanskeligt at adskille effekterne af jordens bonitet og af gødningstypen. Overordnet er JB-fordelingen af de undersøgte punkter i god overensstemmelse med fordelingen af jordtyper i Danmark, om end JB1 er noget underrepræsenteret og JB6+JB7 noget overrepræsenteret i denne undersøgelse.

Statistisk metode

N-væksten er undersøgt statistisk v.h.a. varians- og regressionsanalyser. N-vækst = N-nu minus N-før, hvor N-nu er det %-vise indhold af N i tørret jord i 1997/98 og N-før er indholdet i 1986/87. Vækst-tallene er analyseret hver for sig i de to dybder 0-25 cm og 25-50 cm. Vækst-tallet i % point er omregnet til tons/ha ved anvendelse af gennemsnitlige volumenvægte opgjort for JB-numre.

Der indgår kun jordtyper med JB1-7. Væksten blev sat i relation til gødningstype og JB-nr i en tosidet variansanalyse, og desuden er væksten forsøgt forklaret i regressionsanalyser med en række forklarende variable. Der har i næsten alle dele af datamaterialet vist sig at være

enkelte ekstreme værdier (<8%). Disse værdier indgår ikke i den statistiske analyse, idet de ellers ville have haft en uforholdsmæssig stor og afvigende indflydelse. Der er valgt et signifikansniveau på 5%.

Resultater

Der blev ikke fundet en signifikant virkning af gødningstypen, hvorimod virkningen af jordtypen var signifikant. I tabel 5.1 er vist simple gennemsnit (fraregnet enkelte outliers) for de forskellige jordtyper. Der blev fundet en signifikant stigning i N-indholdet for JB1-2 og et signifikant fald for JB6-7 (tabel 5.1). Gødningstyperne 'plante', 'svin' og 'blandet' havde et gennemsnitligt årligt fald i N på henholdsvis 45, 25 og 14 kg N/ha, mens N-indholdet fra 'kvæg' og restgruppen steg henholdsvis 51 og 33 kg N/ha/år. Værdierne var dog ikke signifikant forskellige fra hinanden. En yderligere opdeling af datamaterialet i højt/lavt belastede gødningstyper gav heller ingen effekt af gødningstypen. Der blev ikke fundet en vekselvirkning mellem gødnings- og jordtype. Da gødnings- og jordtyperne er konfunderede, kan det dog ikke udelukkes, at en del af forskellen mellem jordtyper skyldes en forskel i gødningstypernes repræsentation på en bestemt jordtype.

Jordtyperne JB1-7 udgjorde i 1989 over 90% af landbrugsarealet. De få data for de resterende jordtyper viste en tendens til fald i N, hvilket stemmer overens med den faldende tendens med stigende JB-nummer.

Tabel 5.1. Startværdier og forskel mellem indholdet af total N før og efter 10-12 år i dybden 0-50 cm og ændring i N pr. år. Jordprøver med JB-numre > 7 og outliers udeladt. Stjerne (*) viser, hvor N-væksten er signifikant forskellig fra nul.

JB	n	1986/87	Vækst		
		Tons N/ha	Tons N/ha	Std. error	Kg N/ha/år
1	48	6,45	* 1,30	0,32	* 118
2	28	6,48	* 1,10	0,48	* 100
3	20	7,97	0,35	0,37	32
4	79	8,86	0,23	0,20	21
5	13	9,04	-0,38	0,61	-34
6	93	9,31	* -0,67	0,24	* -61
7	45	11,0	* -1,27	0,38	* -115
1-7	326	8,68	-0,02	0,13	-1,5

En regressionsanalyse af ændringen i N-indhold viste faldende N-indhold med stigende startværdi af N og desuden en virkning af teksturen. Der indgik forskellige driftsmæssige faktorer i analysen. Antal år med græs ud af de 10-12 år og antal gange med udbringning af husdyrgødning i den mellemliggende 10-12 års periode havde en positiv effekt på udviklingen i N-indholdet. Det samme havde summen af N i tilført handelsgødning i perioden. En gang udbringning af husdyrgødning svarede gennemsnitligt til ca. 27 tons husdyrgødning (friskvægt) eller ca. 137 kg N pr. ha.

Opskalering til landsniveau

Der er forskellige muligheder for at opskalere resultaterne til landsniveau. Her er anvendt to metoder: 1) kvadratnetpunkterne anses for repræsentative for landet, 2) estimerne vægtes efter den arealmæssige fordeling af de enkelte jordtyper. Der er ikke basis for en opskalering med udgangspunkt i bedriftstyper.

Hvis det forudsættes, at de 336 punkter repræsenterer Danmark, er ændringen i N i 10-12 års perioden stort set nul, -1,5 kg N/ha/år (std. error 13,0).

Jordtypen har en signifikant effekt på ændringen i N-indholdet. Ændringen i N-indholdet for de enkelte jordtyper ganges derfor med landbrugsareal fordelt på jordtyper. Udgangspunktet er farvekoder fordelt på landbrugsareal på kommuneniveau, 1989. Beregningen giver en årlig stigning i 10-12 års perioden på ca. 23 kg N/ha (std. error 12,0) (tabel 5.2). Der findes kun data for 7 punkter for JB8-12, hvoraf 4 punkter har JB11. Der beregnes et årligt gennemsnitligt fald på 58 kg N/ha for dette begrænsede datamateriale. Hvis man anvender værdien for arealet med JB8-12 (217.400 ha), så man får hele landbrugsarealet repræsenteret (ca. 2,77 mio. ha), fås en årlig stigning på 16 kg N/ha på landsbasis. I Vandmiljøplan 90 (Miljøstyrelsen, 1990) blev den gennemsnitlige årlige opbygning af humuspuljen anslået til 10 kg N/ha på landsplan.

Tabel 5.2. Ændring i N-indhold for dybden 0-50 cm. Areal med JB-numre > 7 er ikke medtaget. Landbrugsarealet fordelt på farvekoder stammer fra 1989.

Farvekode	JB	Landbrugsareal (ha)	Ændring t N/år	Ændring (kg N/ha/år)	Std. Error (kg N/ha/år)
1	1	630.789	74.662	118	29
2	2	263.756	26.352	100	44
3	3-4	783.586	18.140	23	16
4	5-6	689.464	-39.585	-57	20
5	7	189.328	-21.859	-115	35
I alt 1-5	1-7	2.556.923	57.710	23	12

Ved denne metode antages det, at bedriftstypernes effekt på en bestemt jordtype indgår i det gennemsnitlige resultat for jordtypen. Således skal værdien for eksempelvis JB1 være repræsentativ for den gennemsnitlige fordeling af bedriftstyper på JB1-jorde for hele landet. Der indgår kun 5 punkter med JB1, ingen for JB2 og kun 1 for JB3, hvor der udelukkende er tilført handelsgødning. Derved vil der være en risiko for en for høj estimeret ændring på landsniveau.

Der blev i regressionsanalysen vist en sammenhæng mellem antal år med græsmarker og stigning i total N. Da græsmarker fortrinsvis findes på kvægbedrifter, kan det ikke udelukkes, at der er en sammenhæng mellem gødningstypen og stigningen i N-puljen. Derfor kan de fundne stigninger for gødningstypen 'kvæg' være reelle, selvom effekten ikke var signifikant i dette datamateriale.

I perioden er der indført forbud mod halmafbrænding og krav om grønne marker og efterafgrøder, hvorved det forventes, at jordens kvælstofreserve vil være stigende. Ved gennemgang af Landbrugsstatistikens oversigt over arealanvendelse fra 1987 og frem til 1998 kan det ses, at arealet med græs og grønfoder og græs uden for omdrift er steget. Et fald i handelsgødningsmængden i perioden trækker i den anden retning.

Konklusion

Hvis forskellene målt i kvadratnettets punkter repræsenterer landet, beregnes stort set uændret indhold af total N i en 10-12 års periode med en usikkerhed (std. error) på ca. 13 kg N/ha/år. Hvis man derimod vægter på areal med jordtyper, beregnes en årlig stigning på 23 kg N/ha/år med en std. error på ca. 12 kg N/ha/år.

[Tom side]

6 Kvælstofbalancer for mark- og stalddrift

Som nævnt ovenfor kræver en opdeling af totale kvælstofbalancer på en mark- og staldbalance beregninger af den interne omsætning af kvælstof i landbruget. Dette gælder bl.a. beregning af, hvor meget N der fjernes fra marken med afgrøderne og hvor stor en del heraf der sælges direkte som planteprodukter og hvor stor en del der anvendes til foder. Ligeledes kræves en opgørelse af f.eks. husdyrgødningens kvælstofindhold af lager, som er den mængde, der udbringes på marken.

Ved fastlæggelse af udbyttet af de forskellige afgrøder for at beregne, hvor meget N der fjernes fra marken med afgrøderne er der taget udgangspunkt i data fra Landbrugsstatistikken. For korn og raps indhentes oplysninger om udbyttet pr. ha ved udsendelse af spørgeskemaer til et udsnit af landbrugsbedrifter, 4.000-4.500. Oplysninger om udbyttet af de øvrige arter af industrifrø og frø til udsæd fås fra Plantedirektoratet.

Høstudbyttet af rodfrugter og græsmarksafgrøder i Landbrugsstatistikken beregnes på grundlag af planteavlskonsulenternes indberetninger om gennemsnitsudbyttet pr. ha for de enkelte arter af rodfrugter, græs og grønfoder inden for hver af konsulenternes lokale områder. For roetoppen oplyses andelen af roearealer fra hvilke toppen er henholdsvis ensileret, opfodret frisk eller nedpløjet. Udbyttet af græs og grønfoder omfatter den mængde, der er bjærget enten ved afgræsning eller ved indhøstning i form af græs, hø eller til ensilering mv. Ud fra udbyttet pr. ha og areal med de respektive afgrøder beregnes det samlede høstudbytte.

Til de beregnede udbytter knytter sig en vis usikkerhed. For korn, bælg-sæd, frø o.lign. svarer de i Landbrugsstatistikken beregnede udbytter på landsplan formentligt ret godt til det faktiske udbytte, idet udbyttet af disse afgrøder kan gøres op med rimelig sikkerhed. For grovfoderafgrøderne er opgørelserne mere usikre. Dette gælder især udbyttet af græs og grønfoder, idet en stor del heraf afgræsses. Et andet problem, som også fortrinsvis er knyttet til grovfoderafgrøderne er, at der under konserveringen og opbevaringen sker et svind, således at høstudbyttet ikke svarer til mængden, der er tilrådighed som foder. For at få et skøn over størrelsen og betydningen af de nævnte forhold blev der i en arbejdsgruppe med deltagelse fra Danmarks Jordbrugsforskning, Landbrugets Rådgivningscenter og Danmarks Miljøundersøgelser foretaget en vurdering af dels om de i Landbrugsstatistikken anførte data vedrørende høstudbyttet er i overensstemmelse med de faktiske udbytter og dels en vurdering af størrelsen af konserverings- og opbevaringssvind for de forskellige fodermidler.

Ud fra drøftelserne i gruppen anslås, at udbytterne af grønfoder i Landbrugsstatistikken er overvurderet. Derfor er udbytterne af roetop reduceret med 5%, græs og kløvergræs i omdrift, italiensk rajgræs som efterafgrøde og anden efterslæt efter korn og frø reduceret med 10% samt udbyttet af græs uden for omdrift med 15%. Med hensyn til konserverings- og opbevaringssvind er svindet ved opbevaring af foderroer fastsat til 10%, svind ved ensilering af roetop til 30%, majs til 15%, helsæd og græs til 10% og tab ved kunstig tørring af lucerne og græs ligeledes til 10%. Hovedparten af svindet tilbageføres til marken dels i form af saftafløb som opsamles, oftest ved tilledning til ajle- eller gyllebeholdere, og dels i form af eksempelvis delvis rådne roer og rådden ensilage uegnet til foder. En mindre del af svindet skønnes at tabes ved fordampning af ammoniak og andre flygtige kvælstofforbindelser i forbindelse med forrådnelses processer samt evt. et tab ved denitrifikation. Det skønnes at 90% af svindet tilbageføres til marken og 10% tabes i form af flygtige kvælstofforbindelser.

Til beregning af kvælstofindholdet i de forskellige fodermidler er anvendt de samme procentiske indhold som ved opstillingen af de totale kvælstofbalancer.

I tabel 6.1 er der opstillet summariske mark- og staldbalancer for driftsårene 1984/85, 1989/90 og årene 1995/96-1998/99, hvor N-overskuddet er fordelt på tabskilderne i henholdsvis mark og stald samt ændring i jordens N-puljer. Endvidere forekommer der en rest, som der ikke kan gøres rede for. De i balancer anvendte data for husdyrgødning er data beregnet ud fra den nyeste viden om produktionen af husdyrgødning, herunder tab af kvælstof ved ammoniakfordampning og denitrifikation i stald og under oplagringen jf. afsnit 3 og 4 samt Andersen *et al.* (2000). For mere detaljerede oplysninger om størrelsen af de enkelte poster for til- og fraførsel af kvælstof for de enkelte driftsår henvises til appendiks 4. I totalbalancerne er anvendt nettotilførslen fra atmosfæren, jf. ovenfor, mens bruttotilførslen er anvendt ved opdelingen på en mark- staldbalance, idet mark- og staldbalancen betragtes som ”adskilte/uafhængige” af hinanden. Dette bevirker, at summen af mark og staldbalancen ikke er lig med totalbalancen for et givet driftsår. Anvendes nettotilførselen fra atmosfæren også i markbalancen er afvigelsen på N-overskuddet mellem totalbalancen og summen af mark og staldbalancen 0,3-0,7%.

Tabel 6.1. Mark- og staldbalancer for driftsårene 1984/85, 1989/90 og 1995/96-1998/99

	Markarkbalancer			Staldbalancer			
	Tilført kvælstof 1000 tons N	Fraført kvælstof	1000 tons N	Tilført kvælstof 1000 tons N	Fraført kvælstof	1000 tons N	1000 tons N
1984/85							
Handelsgødning	406	Korn- og frøafgrød.	171	Grovfoder	151	Animalske prod.	85
Husdyrgødning**	265	Su.roer, kart. fabr.	11	Kraftfoder	262	Fodersvind	9
Tilførsel iøvrigt	106	Grovfoderafgrød.	161	Kemisk foder	10	Husdyrgød.ab lag.	265
Overskud			434	Overskud			64
I alt	777		777	I alt	423		423
		N-tab udbr.gød.mv.	64			N-tab, stald lager	54
		Udvaskning***	277			N-tab, foderkons.	7
		Denitrifikation*	40				
		Ænd. jord. N-puljer*	25				
		Rest	28			Rest	3
1989/90							
Handelsgødning	371	Korn- og frøafgrød.	177	Grovfoder	129	Animalske prod.	89
Husdyrgødning	247	Su.roer, kart. fabr.	11	Kraftfoder	277	Fodersvind	7
Tilførsel iøvrigt	115	Grovfoderafgrød.	142	Kemisk foder	12	Husdyrgød.ab lag.	247
Overskud			403	Overskud			75
I alt	733		733	I alt	418		418
		N-tab udbr.gød.mv.	58			N-tab, stald lager	53
		Udvaskning	239			N-tab, foderkons.	8
		Denitrifikation*	40				
		Ænd. jord. N-puljer*	25				
		Rest	41			Rest	13

1995/96							
Handelsgødning	311	Korn- og frøafgrød.	167	Grovfoder	114	Animalske prod.	103
Husdyrgødning	232	Su.roer, kart. fabr.	11	Kraftfoder	300	Fodersvind	5
Tilførsel iøvrigt	103	Grovfoderafgrød.	128	Kemisk foder	9	Husdyrgød.ab lag.	232
Overskud			340	Overskud			83
I alt	646		646	I alt	423		423
		N-tab udbr.gød.mv.	41			N-tab, stald lager	46
		Udvaskning	208			N-tab, foderkons.	6
		Denitrifikation*	40				
		Ænd. jord. N-puljer*	25				
		Rest	26			Rest	31
1996/97							
Handelsgødning	286	Korn- og frøafgrød.	165	Grovfoder	111	Animalske prod.	103
Husdyrgødning	233	Su.roer, kart. fabr.	11	Kraftfoder	301	Fodersvind	5
Tilførsel iøvrigt	102	Grovfoderafgrød.	120	Kemisk foder	7	Husdyrgød.ab lag.	233
Overskud			324	Overskud			78
I alt	621		621	I alt	419		419
		N-tab udbr.gød.mv.	40			N-tab, stald lager	46
		Udvaskning	199			N-tab, foderkons.	5
		Denitrifikation*	40				
		Ænd. jord. N-puljer*	25				
		Rest	20			Rest	27
1997/98							
Handelsgødning	283	Korn- og frøafgrød.	175	Grovfoder	117	Animalske prod.	108
Husdyrgødning	234	Su.roer, kart. Fabr.	12	Kraftfoder	308	Fodersvind	5
Tilførsel iøvrigt	107	Grovfoderafgrød.	126	Kemisk foder	6	Husdyrgød.ab lag.	234
Overskud			311	Overskud			83
I alt	624		624	I alt	431		431
		N-tab udbr.gød.mv.	40			N-tab, stald lager	48
		Udvaskning	198			N-tab, foderkons.	4
		Denitrifikation*	40				
		Ænd. jord. N-puljer*	25				
		Rest	8			Rest	31
1998/99							
Handelsgødning	278	Korn- og frøafgrød.	175	Grovfoder	121	Animalske prod.	111
Husdyrgødning	232	Su.roer, kart. fabr.	12	Kraftfoder	326	Fodersvind	5
Tilførsel iøvrigt	105	Grovfoderafgrød.	130	Kemisk foder	5	Husdyrgød.ab lag.	232
Overskud			297	Overskud			105
I alt	615		615	I alt	453		453
		N-tab udbr.gød.mv.	38			N-tab, stald lager	47
		Udvaskning	196			N-tab, foderkons.	4
		Denitrifikation*	40				
		Ænd. jord. N-puljer*	25				
		Rest	-2			Rest	55

*Tab af N ved denitrifikation og ændring i jordens kvælstofindhold er antaget at være konstante gennem perioden, hvilket næppe er tilfældet.

** Inklusiv gårdbidrag

*** Inklusiv effekten af gårdbidrag.

Markbalancer

Sammenlignes N-tilførslen i markbalancen over tid, ses at tilførslen af N med handelsgødning er faldet væsentligt siden 1984/85, fra 406.000 tons til ca. 278.000 tons N i 1998/99. Tilførslen af husdyrgødning er også faldet med ca. 30.000 tons N fra 265.000 tons til 247.000 tons i 1989/90 til et ret konstant niveau siden 1995/96 på omkring 233.000 tons N. Sammenlignet hermed er der kun sket forholdsvis små ændringer i tilførslen fra de øvrige kilder, jf. appendiks 4.

Fraførslen med korn- og frøafgrøder har varieret. I 1984/85 var fraførslen af N 171.000 tons og steg til 177.000 tons N i 1989/90, men faldt til omkring 165.000 tons i 1995/96 og 1996/97, men er igen steget til 175.000 tons N de seneste to år. Ændringen for grovfoderafgrøderne er større. Fráførslen var i 1984/85 161.000 tons N, men faldt til 120.000 tons N i 1996/97. De seneste to driftsår er fraførslen steget igen til henholdsvis 126.000 og 130.000 tons N. Den samlede fraførsel af N med afgrøderne var i 1984/85 ca. 345.000 tons N, ca. 330.000 tons i 1989/90, ca. 305.000 tons i 1995/96, ca. 295.000 tons i 1996/97, men er steget til ca. 315.000 de seneste to driftsår. Det bemærkes, at fraførslen var størst i 1984/85 og forholdsvis lille i 1995/96 og 1996/97 sammenlignet med de øvrige driftsår. Årsagen hertil er at udbytteneiveauet var forholdsvis højt i 1984 og forholdsvis lavt i 1995 og 1996. I hele perioden fra midten af 80'erne til i dag er det samlede udbytte, omregnet til foderenheder (FE), steget fra omkring 15.500 mio. FE til omkring 16.500 mio. FE (Landbrugsstatistik, 1985-1999). Samtidig er det dyrkede areal minus brak faldet fra 2.850.000 ha til 2.500.000 ha, hvilket svarer til en stigning i produktionen fra 5.500 FE pr. ha til 6.500 FE pr. ha.

Sammenlignes N-overskuddet, som udgør forskellen mellem tilført og fraført N, tabel 6.1, ses, at overskuddet er reduceret fra 434.000 tons N i 1984/85 til 297.000 tons N pr. år i 1998/99. Det største fald er sket fra 1989/90 til 1995/96, hvor overskuddet er faldet med knap 65.000 tons. Ifølge figur 2.1, afsnit 2 begyndte den store reduktion i overskuddet i 1991/92. Årsagen til faldet i overskuddet i markbalancen er i første række en bedre udnyttelse af husdyrgødningen og dermed mindre behov for handelsgødning, men høstudbyttets størrelse et givet år har også stor betydning, og er årsagen til at overskuddet kan variere en del fra år til år afhængig af vækstbetingelserne.

Med reduktionen i overskuddet er der, som det måtte forventes, også sket et fald i tabsposterne som især kommer til udtryk ved et fald i udvaskningen fra 277.000 tons N i 1984/85 til 196.000 tons N i 1998/99. Kvælstoftabet i forbindelse med udbringning af gødning m.v. er næsten halveret med et fald fra 64.000 tons N i 1984/85 til 38.000 tons N i 1998/99. Det kraftige fald er især en følge af ammoniakfordampning under og efter udbringningen af husdyrgødningen er reduceret fra godt 35.000-40.000 tons N i sidste halvdel af 80'erne til godt 21.000 tons N pr. år i dag, jf. afsnit 4 og appendiks 1.

Kvælstoftabet ved denitrifikation er med baggrund i resultaterne i afsnit 4.3 anslået til 40.000 tons N pr. år og anført med samme størrelse i hele perioden, idet variationen i resultater fra foreliggende undersøgelser ikke giver belæg for at vurdere, om den er faldet eller steget i den betragtede periode. I betragtning af mængden af tilført N er faldet og dermed formentlig også indholdet af nitrat i jorden, kunne det forventes, at denitrifikationen er faldet.

Vurderinger ud fra resultater fra målinger af kvælstofindholdet i jordprøver fra KVADRAT-NETTET, over en 10-års periode, tyder på at der er sket en stigning i N-puljen i jorden. Stigningen er resultatet af en stigning på sandjorde og en nedgang på lerjorde, hvilket gør det særdeles vanskeligt at få et klart billede af situationen. På baggrund af resultaterne af undersøgel-

serne, jf. afsnit 5, er stigningen anslået til 25.000 tons N pr. år. Størrelsen af rest udgør, som nævnt, summen af fejl og usikkerheder på alle poster for til- og fraførsel af N og kan derfor ikke henføres til en enkelt af tabskilderne.

Ud over usikkerheder og fejl på beregningerne er posten rest naturligvis også afhængig af, hvor godt størrelsen af de estimerede tabsposter og ændring i jordens N-indhold er i overensstemmelse med de faktiske tab/ændring. Det ses at "resten" er steget fra 28.000 tons N i 1984/85 til 41.000 tons N i 1989/90 og derefter jævnt faldende til omkring -2.000 tons N i driftsåret 1998/99.

Staldbalancer

Af staldbalancen fremgår, tabel 6.1, at tilførslen af N med grovfoder er faldet i perioden fra 151.000 tons N i 1984/85 til 129.000 tons i 1989/90 og var i 1998/99 121.000 tons N. Tilførslen var dog noget lavere i 1995/96 og 1996/97, hvilket skyldes det relativt lave udbyttiveau disse driftsår som nævnt ovenfor. Årsagen til at fraførslen af N med grovfoderafgrøder i markbalancen er større end tilførslen af N med grovfoder i staldbalancen er at der fraføres N ved direkte salg af eksempelvis lucernemel og græspiller mv. Tilførslen af N med kraftfoder, der omfatter korn og oliekgær mv. jf. appendiks 4, er steget fra ca. 262.000 tons N i 1984/85 til 277.000 tons i 1989/90, 300.000 tons i 1995/96 og 1996/97, til ca. 308.000 tons i 1997/98 og til 326.000 tons N i 1998/99. Tilførslen med betegnelsen kemisk foder dækker over kvælstof anvendt til halmludning og urea anvendt til foder. Faldet i tilførslen af N med grovfoder og stigningen ved tilførslen med kraftfoder afspejler ændringen i husdyrholdet med et fald i kvægholdet og en ret stor stigning i svine- og fjerkræholdet især fra først i halvfemserne.

Fraførslen med den animalske produktion er steget fra 85.000 tons N i 1984/85; til 89.000 tons i 1989/90; til 103.000 tons i 1996/96 og 1996/97; til 108.000 tons i 1997/98 og til 111.000 tons N i 1998/99. Der er således en nøje sammenhæng mellem tilførslen af kvælstof med kraftfoder og fraførslen med animalske produkter, hvilket skyldes at stigningen i fraførslen af kvælstof med animalske produkter er en følge af en udvidelse af svine- og fjerkræholdet, hvor fodermidlerne i alt overvejende grad består af kraftfoder.

Med hensyn til ændringen i fraførslen af N med husdyrgødningen henvises til omtalen ovenfor af tilførslen med husdyrgødningen i markbalancen, da fraførslen i staldbalancen svarer til tilførslen i markbalancen. Det skal bemærkes at til trods for en stigende animalske produktion er dyrenes udskillelse af N i husdyrgødningen faldet, hvilket skyldes forbedret foderudnyttelse jf. afsnit 3.

I modsætning til overskuddet i markbalancen ses, at overskuddet i staldbalancen er steget fra 64.000 tons N i 1984/85; til 75.000 tons i 1989/90; til 80.000-85.000 i 1995/96-1997/98 og til 105.000 tons N pr. år i 1998/99. Stigningen i overskuddet skyldes stigningen i den animalske produktion, idet en stigning i produktionen, andre forhold lige, vil medføre et stigende overskud og dermed et stigende tab.

Tabet af kvælstof ved ammoniakfordampning og denitrifikation fra husdyrgødningen i stald og lager er ikke ændret nævneværdigt. I 1984/85 var tabet 49.000 tons N, i 1989/90 47.000 tons og i perioden 1995/96-1998/99 omkring 43.000 tons N, jf. appendiks 4. Hertil kommer et mindre nedsivningstab fra pelsdyr i bure uden gødningsrender. I 1984/85 var dette tab godt 5.000 tons N stigende til knap 7.000 tons i 1989/90 for herefter at udgøre 4.000-5.000 tons N i sidste halvdel af 90'erne.

Størrelsen "Rest" er steget for de respektive driftsår henholdsvis 3.000 i 1984/85; 13.000 i 1989/90; 31.000 i 1995/96; 27.000 i 1996/97; 31.000 i 1997/98 og 55.000 tons N i 1998/99. Som nævnt under omtalen af posten Rest i markbalancen, omfatter posten fejl og usikkerheder, men er også afhængig af, hvor godt størrelsen af tabsposterne er i overensstemmelse med de faktiske tab.

7 Generel diskussion

Som nævnt i indledningen er hovedsigtet med nærværende arbejde at vurdere ændringen i landbrugets kvælstofoverskud over tid fra midt i 80'erne til i dag, samt at klarlægge, hvorledes kvælstofoverskuddet fordeler sig på de forskellige tabskilder i mark- og stalldriften, vurderet på baggrund af den nyeste viden på området.

At vurderingen foretages på baggrund af den nyeste viden betyder, at forudsætningerne for beregningerne/vurderingerne afviger fra tidligere anvendte forudsætninger. Dette medfører, at resultaterne er forskellige fra tidligere resultater, eksempelvis tidligere vurderinger af størrelsen af diverse tabsposter. Til gengæld må det forventes, at tabene sammenlignet over tid giver et mere realistisk billede af ændringen gennem den aktuelle periode.

Det skal nævnes, at de foreliggende oplysninger om forholdene i 80'erne vedrørende fodringsforhold, fodringseffektivitet, fordelingen af husdyrene på forskellige staldd typer, udbringningspraksis ved anvendelse af husdyrgødning, er mangelfulde sammenlignet med oplysningerne om tilsvarende forhold i dag. Derfor er usikkerheden størst på de beregnede resultaterne for 80'erne jf. i øvrigt de enkelte afsnit.

Med hensyn til beregning af produktionen af husdyrgødning er der siden udarbejdelsen af rapport nr. 28 (Laursen, 1987) og rapport nr. 82 (Laursen, 1994) om normtal for husdyrgødning, som anført i afsnit 3, sket en ændring i beregningsprincippet. I rapporterne nr. 28 og nr. 82 blev der anvendt et mere teoretisk grundlag end ved beregning af nyere normtal (Poulsen og Kristensen, 1997). Her indhentes data fra praksis, herunder data fra E-kontrollen for svin og periodisk foderkontrol for kvæg. Anvendelse af den i dag anvendte metode tilbage i tiden viser, at produktionen af husdyrgødning og dermed kvælstofindholdet i husdyrgødningen i 1984/85 var undervurderet med 20-35% og i 1989/90 med 4-26%.

Ved opgørelse af mængden af kvælstof i husdyrgødningen og ammoniakfordampningen med de oprindelige metoder og emissionskoefficienter for 1984/85 er kvælstofmængden i udbragt husdyrgødning (N ab lager) og gødning afsat på græs i alt beregnet til knap 255.000 tons N og den samlede ammoniakfordampning til 58.400 tons N (Andersen, 2000a). Til sammenligning hermed er den genberegnete kvælstofmængde beregnet til 265.000 tons N, jf. tabel 3.3, og den samlede ammoniakfordampning til 84.400 tons kvælstof jf. det genberegnete tab (tabel 4.1). Den forholdsvis store ammoniakfordampning ved anvendelse af reviderede emissionskoefficienter betyder, at effekten af stigningen i mængden af kvælstof i husdyrgødningen ikke slår så kraftigt igennem på mængden af kvælstof, der tilførtes jorden, som det kunne forventes.

For 1989/90 er kvælstofmængden i udbragt husdyrgødning og gødning afsat på græs beregnet til 241.000 tons N beregnet ud fra de oprindelige normer og ammoniakfordampningen beregnet med de oprindelige emissionskoefficienter til godt 77.000 tons N (Andersen *et al.*, 2000). Den genberegnete mængde udbragt kvælstof og kvælstof afsat på græs er beregnet til 247.000 tons N, jf. tabel 3.3, og det totale tab af kvælstof ved ammoniakfordampning til 77.000 tons, jf. tabel 4.1. Dvs. samme tab ved ammoniakfordampning som ved anvendelse af de oprindelige normer og emissionskoefficienter. Forskellen mellem mængden af kvælstof og tabet af kvælstof beregnet med de tidligere og den i dag anvendte metode er således væsentlig mindre for 1989/90 end for 1984/85.

For årene 1995/96-1997/98 beror forskellen stort set på en ændring af emissionskoefficienterne for tab ved ammoniak fordampning i stald og lager. Ved anvendelse af reviderede emissionskoefficienter reduceres det totale tab ved ammoniakfordampning fra ca. 65.000 tons N til ca. 60.000 tons N. For 1998/99 er der alene anvendt den i dag anvendte metode og emissionskoefficienter til beregning af henholdsvis den producerede mængde husdyrgødning og tab ved ammoniakfordampning.

I afsnit 4.2 er to landsdækkende modelberegninger sammenlignet med en modelberegning på detaljerede data på markniveau (tabel 4.5). I 1990/91 er den sidstnævnte modelberegning godt 19 % højere end gennemsnittet af de landsdækkende beregninger, og forskellen reduceres i løbet af 1990'erne. Forskellen skyldes formentlig, at de detaljerede data bedre afspejler den heterogenitet, der var i landbrugets gødskning i 1980'erne og begyndelsen af 1990'erne.

Med udgangspunkt heri og i en beregnet udvaskning i 1984/85 på 277.000 tons N, når al husdyrgødning udbringes på markerne, er det anslået, at landbrugets samlede udledning til vandmiljøet i 1984/85 var en udvaskning fra rodzonen på i størrelsesordenen 300.000 tons N.

Fastsættelse af denitrifikationen på landsplan er særdeles vanskelig og forbundet med stor usikkerhed, hvilket også kommer til udtryk ved en stor forskel i angivelsen i foreliggende kilder. I NPo-rederegørelsen (Miljøstyrelsen, 1984) er denitrifikationen anslået til 90.000 tons N pr. år på landsplan og i Vandmiljø-90 (Miljøstyrelsen, 1990) til 60.000 tons N. I nærværende arbejde, afsnit 4.3, er denitrifikationen på landsplan beregnet til mellem 23.000 tons N til 65.000 tons N pr. år på landsplan. Ved opstilling af markbalancerne er denitrifikationen i gennemsnit på landsplan anslået til 40.000 tons N pr. år jf. tabel 6.1. Generelt er tabet af kvælstof ved denitrifikation således vurderet at være mindre end tidligere antaget.

Ved opstilling af kvælstofbalancer indgår en eventuel ændring i jordens kvælstofindhold oftest i posten "Rest" som der ikke kan gøres rede for. Med baggrund i den udstrakte anvendelse af husdyrgødning og grønne marker er der i Vandmiljø-90 (Miljøstyrelsen, 1990) skønnet, at jordens kvælstof indhold i gennemsnit stiger med 10 kg N pr. ha. svarende til en årlig stigning på landsplan på ca. 25.000 tons N. I nærværende arbejde er det søgt at kvantificere ændringen baseret på direkte måling af ændringer i jordens kvælstofindhold over en årrække. Som omtalt i afsnit 5 fandtes, at jordtypen havde en signifikant effekt på ændringen af N-indholdet, således at der på sandjorde fandtes en stigning i kvælstofindholdet, mens indholdet på lerjorde faldt. I gennemsnit fandtes en stigning på 23 kg N pr. ha. Ved opskalering af resultaterne til landsplan, under den forudsætning, at målepunkterne er repræsentative for landet som helhed, fandtes ingen ændring på landsplan. Blev opskaleringen derimod foretaget ved vægtning af resultaterne efter den arealmæssige fordeling af de forskellige jordtyper, fandtes en årlig stigning i jordens kvælstofindhold på knap 58.000 tons N i den pågældende periode, hvilket er væsentlig mere end skønnet i Vandmiljøplan-90. Ved opstilling af markbalancerne er den årlige stigning i perioden anslået til 25.000 tons N. pr. år, jf. tabel 6.1.

Forudsat at driftsformen ikke ændres, må det på sigt forventes, at der indtræder en form for ligevægtstilstand, hvor frigørelsen og indbygningen af N i jordens kvælstofpuljer har samme størrelsesorden. Hvor hurtigt en sådan ligevægtstilstand indtræder, vil givetvis være afhængig af jordtypen. Det må forventes, at der på sandjorde opnås en ligevægtstilstand hurtigere end på lerjorde.

Der er næppe tvivl om at faldet i overskuddet i markbalancen i høj grad er en følge af det store fald i tilførslen af kvælstof. Denitrifikationen og ændringen i jordens kvælstofindhold er

anslået til at være af samme størrelse i hele perioden. Dette er dog næppe tilfældet. Eksempelvis kunne det forventes at denitrifikationen var faldende i perioden, i og med at tilførslen af kvælstof er faldet markant. Det samme kunne være tilfældet for stigningen i jordens kvælstofindhold. Som omtalt ovenfor må det således forventes, at der på et tidspunkt indtræder en form for ligevægt mellem frigørelse og indbygning af kvælstof i jordens kvælstofpuljer. Hvis denitrifikationen og ændringen i jordens kvælstofindhold eksempelvis anslås til at være faldende gennem perioden, ville konsekvensen være, at posten Rest ikke falder så meget i markbalancen som det er tilfældet. Ligeledes ville posten Rest generelt være lavere, hvis denitrifikationen og ændringen i jordens kvælstofindhold var anslået til at være større.

Af staldbalancen fremgår, at fraførslen med animalske produkter er steget fra 85.000 tons N pr. år i 1984/85 til 111.000 tons N pr. år i 1998/99 samtidig med at mængden af kvælstof i husdyrgødningen er faldet fra 265.000 tons N pr. år til 232.000 tons N pr. år. Umiddelbart synes dette at være modstridende. Forklaringen er, at der i perioden er sket en væsentlig forbedring af dyrenes foderudnyttelse og en reduktion i foderets kvælstofindhold, jf. afsnit 3.1.

Sammenlignes kvælstofoverskuddet over tid i henholdsvis mark- og staldbalancen konstateres, at kvælstofoverskuddet i markbalancen er faldende, mens overskuddet i staldbalancen er stigende. Da nogle af fraførselsposterne i markbalancen er tilførselsposter i staldbalancen og omvendt er kvælstofoverskuddet i de to balancer ikke uafhængige af hinanden. En ændring af en post, der indgår i begge balancer, og som eksempelvis medfører en stigning i overskuddet i markbalancen vil således medføre et tilsvarende fald i overskuddet i staldbalancen, men summen af overskuddet i de to balancer er uændret.

Det systematiske fald og den systematiske stigningen i posten Rest i henholdsvis mark og staldbalancen tyder på, at den interne omsætning/udveksling af kvælstof mellem mark- og stalddrift ikke er estimeret helt korrekt. Derimod er der ingen systematisk ændring i summen af posten Rest for de to balancer. Dette indikere, at trenden i det samlede tab af kvælstof fra landbruget til omgivelserne er korrekt.

[Tom side]

Konklusion

Ud fra de opstillede kvælstofbalancer og beregnede data for de forskellige tabskilder mv. kan følgende udledes.

- Ved opstilling af totale kvælstofbalancer på landsplan for en årrække, baseret på statistiske data, kan der opnås et godt billede af ændringer i landbrugets omsætning, overskud og udnyttelse af kvælstof, men ringe indsigt i den interne omsætning af N.
- Ønskes en mere detaljeret indsigt i den interne omsætning af kvælstof kan totalbalancen, herunder N-overskuddet, opsplittes i en stald- og en markbalance, ligesom overskuddet kan fordeles på diverse tabsposter. Dette kræver beregninger, som omfatter den interne omsætning af N, men rammerne er givet i form af den totale nettobalance.
- Den totale kvæstofforførsel er faldet fra godt 655.000 tons N pr år i midten af 80'erne til godt 575.000 tons N i 1998/99 og den totale fraførsel steget fra knap 180.000 tons N til knap 190.000 tons N pr år.
- Kvælstofoverskuddet er i samme periode faldet fra godt 490.000 tons N til knap 385.000 tons N og kvælstofudnyttelsen beregnet som fraførslen i procent af tilførslen steget fra knap 25% til 33%.
- En genberegning af kvælstofindholdet i den producerede mængde husdyrgødning midt i 80'erne, med de i dag anvendte metoder viser, at kvælstofindholdet i husdyrgødningen var større end hidtil antaget. Dette betyder, at også tabet af kvælstof ved ammoniakfordampning var større på daværende tidspunkt end hidtil antaget.
- Det totale tab af kvælstof ved ammoniakfordampning fra husdyrgødningen er faldet fra godt 84.000 tons N pr. år midt i 80'erne til godt 59.000 tons N pr år i 1998/99.
- Ud fra en samlet vurdering af forskellige modelberegninger kan det anslås, at landbrugets samlede udledning af kvælstof til vandmiljøet i midten af 80'erne kan anslås til en udvaskning fra rodzonen på i størrelsesordenen 300.000 tons N, inklusiv effekten af et gårdbidrag på 30.000 tons N. Fra midten af 80'erne er der sket en jævn reduktion af udvaskningen. De beregnede udvaskninger er ikke direkte sammenlignelige med beregninger foretaget i det sideløbende arbejde med midtvejsevaluering af VMP II, da forudsætningerne er forskellige.
- Ud fra resultater af foreliggende undersøgelser er denitrifikationen på landsplan vurderet til at udgøre 23.000-65.000 tons N pr. år. I forbindelse med opstilling af markbalancer er denitrifikationen anslået til 40.000 tons N pr. år.
- Ud fra resultater fra målinger af ændringer i jordens kvælstofindhold over 10-12 år i KVADRATNETTET fandtes et uændret indhold og en stigning på 58.000 tons N pr. år afhængig af den anvendte metode til opskalering til landsplan. I forbindelse med opstilling af markbalancer er stigningen i jordens kvælstofindhold anslået til 25.000 tons N pr. år.
- Ved opstilling af kvælstofbalancer for markdriften fandtes et fald i kvælstofoverskuddet fra 434.000 tons N i midten af 80'erne til 297.000 tons i 1998/98.

- Ved opstilling af kvælstofbalancer for stalldriften fandtes en stigning i kvælstofoverskuddet fra 64.000 tons N i midten af 80'erne til 105.000 tons i 1998/98.
- Da nogle af fraførselsposterne i markbalancen er tilførselsposter i staldbalancen og omvendt er kvælstofoverskuddet i de to balancer ikke uafhængige af hinanden. En ændring af en post, der indgår i begge balancer, og som eksempelvis medfører en stigning i overskuddet i markbalancen vil således medføre et tilsvarende fald i overskuddet i staldbalancen, men summen af overskuddet i de to balancer er uændret.
- Et systematiske fald og en systematisk stigning i posten Rest i henholdsvis mark og staldbalancen tyder på, at den interne omsætning/udveksling af kvælstof mellem mark- og stalldriften ikke er helt korrekt.
- Der er ingen systematisk ændring i summen af posten Rest for mark og staldbalancen, hvilket indikerer, at trenden i det samlede tab af kvælstof fra landbruget til omgivelserne er korrekt.

Referencer

- Andersen, C., Eiland, F. & Vinther, F.P. 1983. Økologiske undersøgelser af jordbundens mikroflora og -fauna i dyrkningssystemer med reduceret jordbehandling, vårbyg og efterafgrøde. Tidsskr. for Planteavl 87, 257-296.
- Andersen, J.M. 2000a. Reestimering af N-indhold i husdyrgødning samt N-tab fra ammoniak og denitrifikation fra husdyrgødning. Notat Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Systemanalyse af 15. november.
- Andersen, J.M. 2000b. Personlig meddelelse
- Andersen, J.M., Poulsen, H.D., Børsting, C.F., Rom, H.B., Sommer, S.G. & Hutchings, N.J. 2000. Ammoniakemissionen fra landbruget siden midten af 80'erne. Danmarks Miljøundersøgelser. Arbejdsrapport fra DMU nr. XXX (in prep).
- 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/Danmarks Miljøundersøgelser. Danmarks JordbrugsForskning.
- Anonym 1991. Bæredygtigt Landbrug. – En teknisk redegørelse, Landbrugsministeriet, København, 366 pp.
- Børgesen, C.D. & Heidman, T. 2001. Landsdækkende beregninger af kvælstofudvaskningen med SKEP modelsystemet. Udkast til DJF rapport.
- Børgesen, C.D., Kyllingsbæk, A. & Djurhuus, J. 1997. Modelberegnet kvælstofudvaskning fra landbruget. SP rapport nr 19. Danmarks JordbrugsForskning
- Børgesen, C.D., Kyllingsbæk, A. & Djurhuus, J. 2001. Estimating the effect of legislation on nitrogen leaching by upscaling field simulations. Ecological Modelling (In Print)
- Børsting, C.F. 2000. Notat vedr. revurderet skøn over N-udskillelsen af mink i 1984/85 og 1988/89. Danmarks JordbrugsForskning, 13. november 2000, 1 pp.
- Christensen, S. 1985. Denitrification in a sandy loam soil as influenced by climatic and soil conditions. Tidsskr. for Planteavl 89, 351-365.
- Danmarks Miljøundersøgelser, 2000. Udkast til Landovervågnings rapport 1999.
- GLR, 1998. Udtræk fra det Generelle Landbrugs Register, opgjort februar 1998.
- Grant R., Blicher-Mathiesen G., Andersen H.E., Laubel A., Paulsen I., Jensen P.G. & Rasmussen P. 1997. Landovervågningsoplande. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1996. Danmarks Miljøundersøgelser. – Faglig rapport fra DMU nr. 210.
- Hansen, S. Jensen, H.E. Nielsen, N.E. & Svendsen, H. 1991. Simulating of nitrogen dynamics and biomass production in winter wheat using the Danish simulation model DAISY. Fertilizer Research 27: 245-259.
- Heidmann, T., Nielsen, J., Olesen, S.E., Christensen, B.T. & Østergaard, H.S. 2000. Ændring i jordens organiske pulje. Manuskript til DJF-rapport.
- Iversen, T. M., Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Andersen, H.E., Skop, E., Jensen, J.J., Halsler, B., Andersen, J., Hoffman, C.C., Kronvang, B., Mikkelsen, H.E., Waagepetersen, J. Kyllingsbæk, A., Poulsen, H.D. & Kristensen, V.F. 1998. Vandmiljøplan II – faglig vurdering, Rapport fra Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks JordbrugsForskning, 44 pp.
- Jensen, H.B. 2000. Personlig meddelelse.
- Jordbundsdatabasen, 2000. Udtræk fra teksturdatabasen ved Afd. for Jordbrugssystemer, Danmarks Jordbrugsforskning
- Kemner, M.B. 1985. Denitrifikation i dyrket jord. Ph.D.-afhandling ved Afd. for Mikrobiologi og Mikrobiel Økologi, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole, København.
- Kristensen, K. 2000. Pers. Kommunikation
- Kyllingsbæk, A. 1995. Kvælstofoverskud i dansk landbrug, 1950-1959 og 1979-1994. SP-rapport Nr. 23, 61 pp.

- Kyllingsbæk, A. 2000. Kvælstofbalancer og kvælstofoverskud i dansk landbrug 1979-1999. DJF-rapport. Under publicering.
- Landbrugsstatistik, 1979-1999. Danmarks Statistik.
- Larsen, K.E. & Kjellerup, V. 1989. Årlig og periodisk tilførsel af kvæggødning i sædskifte. Mark- og lysimeterforsøg. Tidsskr. for Planteavl's Specialserie nr. S 1979, pp. 99.
- Laursen, B. 1987. Normtal for husdyrgødning. Rapport nr. 28, Statens Jordbrugsøkonomisk Institut
- Laursen, B. 1994. Normtal for husdyrgødning – revideret udgave af rapport nr. 28. Rapport nr. 82, Statens Jordbrugsøkonomisk Institut
- Lind, A.M., Deboz, K., Djurhuus, J. & Maag, M. 1990. Kvælstofomsætning og -transport i to dyrkede jorder. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen nr. A9, Miljøstyrelsen, København.
- Miljøstyrelsen 1984. NPo-redegørelsen – Miljøstyrelsen, København.
- Miljøstyrelsen 1987. Handlingsplan mod forurening af det danske vandmiljø med nærings-salte, Miljøstyrelsen, København.
- Miljøstyrelsen 1990. Vandmiljø-90. Samlet status over vandmiljøet i Danmark. Redegørelse fra Miljøstyrelsen Nr.1, pp. 204.
- Miljøstyrelsen 1999. Undersøgelse af flydelag i gyllebeholdere og kommunernes tilsyn hermed. (COWI-rapport).
- Miljøstyrelsen. 1990. Vandmiljø-90. Samlet status over vandmiljøet i Danmark. Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr. 1, 204 pp.
- Maag, M. 1989. Denitrification losses from soil receiving pig slurry or fertilizer. I Nitrogen in Organic Wastes Applied to Soils (eds. J. Aa. Hansen & K. Henriksen), Academic Press, London, p. 235-246.
- Maag, M. 1995. Denitrification losses from sandy and sandy loam soils under spring barley fertilized with slurry and ammonium nitrate. Acta Agric. Scand. Sect B. Soil and Plant Sci. 45, 234-241.
- Maag, M., Lind, A.M. & Eiland, F. 1996. Emission of nitrous oxide and denitrification from Danish soils amended with slurry and fertilizer. In (eds. Van Cleemput *et al.*) Progress in Nitrogen Cycling Studies, Kluwer Academic Press, The Netherlands, p. 581-584.
- Paul, J.W. & Zebarth, B.J. 1998. Denitrification and nitrate leaching during the fall and winter following dairy cattle slurry application. Can. J. Soil Sci. 77, 231-240.
- Plantedirektoratet, 1984, 1889, 1995, 1996, 1997, 1998. Pers. Kommunikation.
- Poulsen, H.D. *et al.* 2000. Normtal for kvælstof, fosfor og kalium i husdyrgødning – 2000. Beretning nr. XXX, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, Danmarks JordbrugsForskning (in prep).
- Poulsen, H.D. & Kristensen, V.F. 1997. Normtal for husdyrgødning – En revurdering af danske normtal for husdyrgødningens indhold af kvælstof, fosfor og kalium. Beretning nr. 736, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, Danmarks JordbrugsForskning.
- Rasmussen, J.B. & Lundgaard, N.H. 2000. Personlig meddelelse.
- Risager, H.J. 2000. Personlig meddelelse.
- Rude, S. 1991. Kvælstofgødning i landbruget – behov og kvælstofudvaskning nu og i fremtiden. Statens Jordbrugsøkonomiske Institut. 1991
- Sibbesen, E. 1990. Kvælstof, fosfor og kalium i foder, animalsk produktion og husdyrgødning i dansk landbrug i 1980-erne. Statens Planteavlsforsøg. Beretning nr. S 2054 1990, 21.
- Simmelsgaard, S.E. 1998. The effect of crop, N-level, soil type and drainage on nitrate leaching from Danish soil. Soil use and Management 14, 30-36
- Simmelsgaard, S.E, Kristensen, K, Andersen, H.E, Grant, R. & Østergård, H. 2000. Empiriske modeller til beregning af kvælstofudvaskningen fra rodzonen. DJF rapport nr. ccc Danmarks Jordbrugsforskning.

- Sommer, S.G. 1998. Ammoniakfordampning i Danmark 1988 –1995. Vand & Jord. 4: 144-146.
- Strudsholm, F., Nielsen, E.S., Flye, J.C., Kjeldsen, A.M., Weisbjerg, M.R., Søgaard, S., Kristensen, V.F., Hvelplund, T. & Hermansen, J.E. 1997. Fodermiddeltabel 1997, Sammensætning og foderværdi af fodermidler til kvæg, Landsudvalget for kvæg, Maj 1997, 51 pp.
- Vinther, F.P. 1984. Total denitrification and the ratio between N_2O and N_2 during the growth of spring barley. Plant and Soil 76, 227-232.
- Vinther, F.P. 1992. Measured and simulated denitrification activity in a cropped sandy and loamy soil. Biol. Fertil. Soils 14, 43-48.

[Tom side]

Appendiks 1

Ammoniakemissionen i 1984/85, 1989/90 og 1995/96-1998/99 (Andersen et al., 2000)

Kilde	Stalde	Lagre	Under og efter udbringningen	Dyr på græs	I alt
	-----tons NH ₃ -N år ⁻¹ -----				
Emission fra husdyrgødning i alt	28 300	13 700	40 000	2 400	84 400
<i>heraf kvæggødning</i>	7 100	4 700	22 500	2 300	36 700
<i>svinegødning</i>	17 900	8 000	16 600	0	42 600
Emission fra halmludning					6 300
Emission fra handelsgødning					7 800
Emission fra spildevandsslam					0
Emission fra afgrøder					13 200
Emission fra halmafbrænding					400
Ammoniakemission i alt i 1984/85					112 000
Emission fra husdyrgødning i alt	28 300	12 500	33 900	2 200	77 000
<i>heraf kvæggødning</i>	6 300	4 200	17 700	2 100	30 200
<i>svinegødning</i>	17 000	7 000	15 200	0	39 200
Emission fra halmludning					7 400
Emission fra handelsgødning					8 500
Emission fra spildevandsslam					100
Emission fra afgrøder					13 000
Emission fra halmafbrænding					200
Ammoniakemission i alt i 1989/90					106 200
Emission fra husdyrgødning i alt	26 000	11 000	20 900	2 400	60 300
<i>heraf kvæggødning</i>	5 800	3 800	10 500	2 200	22 200
<i>svinegødning</i>	15 500	5 900	9 500	0	30 900
Emission fra halmludning					5 500
Emission fra handelsgødning					6 500
Emission fra spildevandsslam					100
Emission fra afgrøder					11 600
Emission fra halmafbrænding					0
Ammoniakemission i alt i 1995/96					84 000
Emission fra husdyrgødning i alt	26 500	11 000	19 900	2 300	59 800
<i>heraf kvæggødning</i>	5 800	3 700	9 800	2 100	21 300
<i>svinegødning</i>	15 900	5 900	9 300	0	31 100
Emission fra halmludning					4 200
Emission fra handelsgødning					6 100
Emission fra spildevandsslam					100
Emission fra afgrøder					11 700
Emission fra halmafbrænding					0
Ammoniakemission i alt i 1996/97					81 800
Emission fra husdyrgødning i alt	27 400	11 200	19 800	2 300	60 700
<i>heraf kvæggødning</i>	5 800	3 700	9 300	2 100	20 800
<i>svinegødning</i>	16 500	6 100	9 600	100	32 300
Emission fra halmludning					3 700
Emission fra handelsgødning					6 100
Emission fra spildevandsslam					100
Emission fra afgrøder					11 600
Emission fra halmafbrænding					0
Ammoniakemission i alt i 1997/98					82 200
Emission fra husdyrgødning i alt	26 900	11 100	19 200	2 200	59 400
<i>heraf kvæggødning</i>	5 700	3 700	8 900	2 000	20 400
<i>svinegødning</i>	16 200	6 000	9 400	100	31 600
Emission fra halmludning					3 000
Emission fra handelsgødning					5 700
Emission fra spildevandsslam					100
Emission fra afgrøder					11 200
Emission fra halmafbrænding					0
Ammoniakemission i alt i 1998/99					79 400

Anm. N ab dyr for de respektive husdyrkatogrier er identisk for årene 1995/96-1997/98.

[Tom side]

Appendiks 2

Metoder

Opstilling af sædskifter og gødningsplaner

De to modeller der anvendes i beregningen af kvælstofudvaskningen på landsplan, anvender begge input data på markniveau i beregningerne. Input data omfatter data for den anvendte N-gødsning, sædskifte og jordtype. Til at opstille repræsentative input data tilpasset de forskellige scenarier er der anvendt en opskaleringsmodel beskrevet i Børgesen, 2000 og vist i figur 1.

Beregningerne i modellen kan overordnet deles op i tre trin. I *trin 1* opstilles sædskifter på bedriftstype niveau i kommunen. Grovfoder afgrøder indgår i kvægbrugssædskifterne i forhold til antallet af kvæg dyreenheder på bedriftstypen i kommunen. Øvrige afgrøder fordeles ligeligt på det overskydende areal på de fire bedriftstyper i kommunen. Sædskifterne opstilles for henholdsvis sand- og lerjorde.

I *trin 2* anvendes input data fra trin1. Der opstilles gødningsplaner for de opstillede sædskifter. Gødningsplanerne opstilles ud fra afgrødernes kvælstofbov, den producerede husdyrgødningsmængde på bedriftstypen og forbruget af handelsgødning i amtet, samt ud fra data for gødskningspraksis i scenariet.

Trin 3 anvender resultaterne genereret i trin 2. I figuren er vist at resultaterne af de grundlæggende Daisy modelberegninger anvendes i et nyudviklet modelsystem ved navnet SKEP, i beregningerne for sædskifterne med tilhørende N gødnings plan.

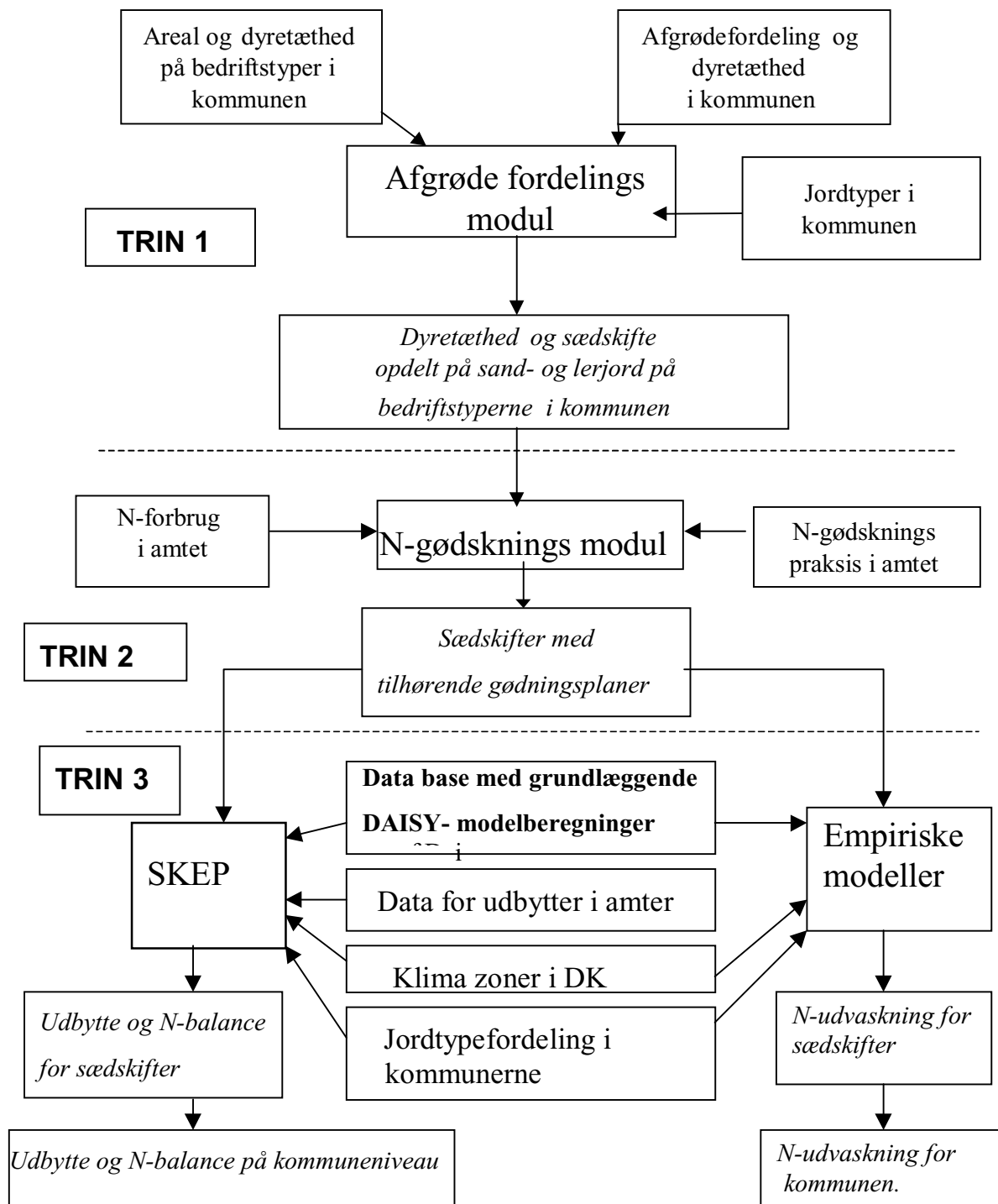
Beregninger af kvælstofudvaskningen gennemført med de empiriske udvaskningsfunktioner anvender de samme sædskifter og gødningsplaner som anvendes af SKEP. De anvendte afstrømningstal for de enkelte år er beregnet med daisy modellen.

Der er i de følgende afsnit beskrevet de forskellige modellers anvendelse af input data genereret i trin 2 i beregningerne.

Modelberegninger med Daisy

En detaljeret beskrivelse af anvendelsen af SKEP-modellen til beregning af udbytte, vand og kvælstofbalance ud fra Daisy modelberegningerne er beskrevet i Børgesen (2000). Beregningerne bygger på at der er gennemført et stort antal grundlæggende modelberegninger med Daisy-modellen (Hansen *et al.*, 1991). Disse modelberegninger er gennemført for en række kombinationer af bedriftstype, sædskifte, jordtype, klima år, klima zoner og N-gødsning.

I de grundlæggende modelberegninger er anvendt to klimadata serier målt i perioden 1996/97 og 1997/98 ved 6 meteorologiske klimastationer fordelt over hele landet. For hver klimastation er der opstillet et antal sædskifter med tilhørende gødningsplaner for hver af bedriftstyperne kvægbrug, svinebrug og planteavlsbrug.



Figur 1. Opskaleringsmodel anvendt i landsdækkende modelberegninger af kvælstofudvaskning med DAISY og de empiriske udvaskningsfunktioner.

Der er opstillet i alt 30 gødningsplaner til hver sædskifte kombination. I gødningsplanerne tilhørende forskellige sædskifte kombinationer, forekommer enten forårs- eller efterårsudbringning af husdyrgødning. Gødningsplanerne er tilpasset forskellige dyretætheder og forskellige kvælstof niveauer.

Alle kombinationer af sædskifte, N gødsknings og klima betingelser er modelberegnet for fire jordtyper (Jb1, Jb3, Jb4, Jb6), hvoraf jordtyperne Jb1 og JB3 er modelberegnet både med og uden vanding. Der er gennemført ca. 38.000 modelberegninger for hvert klima år. Resultaterne af modelberegningerne er lagret i en database.

De i trin 2 opstillede sædskifter og N-gødningsplaner opdelt på jordtyper anvendes som input i beregningen af udbyttet, vandbalance og kvælstofbalance-komponenterne (kvælstofudvaskningen, kvælstof høst, ændring i organisk kvælstof i jorden, m.fl). Beregningen gennemføres på afgrøde niveau, ved at interpolere mellem resultaterne af de grundlæggende modelberegninger der mht. forfrugt, efterafgrøde, jordtype, klimazone, N-gødskning ligger tættest på den N-gødskning og jordtype som er opstillet af opskalerings modellen. Resultaterne fundet for hver afgrøde i sædskiftet summeres til først bedriftsniveau, dernæst kommuneniveau og til slut landsniveau.

Empiriske udvaskningsmodel

Ved beregning med den empirisk udvaskningsmodel anvendes de samme input data vedr. sædskifte og N-gødskning, jordtype og klimazone genereret i trin 2 som SKEP modellen anvender. Der er i scenarie beregningerne for den empiriske model anvendt aktuel afstrømning beregnet for årene 1989-1998 inden for klimaregionen. Afstrømningen er beregnet med DAISY modellen. Resultaterne er opgjort som gennemsnittet af kvælstofudvaskningen beregnet for hvert af de 9 år.

Kvælstofudvaskningen beregnes på kommuneniveau for de opstillede sædskifter og gødningsplaner med opskaleringsmodellen. Beregningerne gennemføres på afgrøde og jordtypeniveau og kombineres til sædskifter ved at vægte resultaterne på afgrøde/jordtypeniveau i forhold til arealet af den dyrkede afgrøde.

I modellen indgår det gennemsnitlige N niveau for hver bedriftstype som input data. Det gennemsnitlige N-niveau er beregnet som gennemsnittet af N gødsningen inklusiv N-fikseringen på alle marker tilhørende bedriftstypen i kommunen. N-fikseringen er fastlagt ud fra afgrødespecifikke typetal opgivet i Danmarks Miljøundersøgelser (2000).

Sim B modellen tager højde for effekten det generelle gødsknings niveau i sædskiftet, aktuel forårsgødsning af afgrøden, efterårsgødsning, effekt af gødning afsat på græs og effekten af ompløjet græs eller udlæg. Datagrundlaget bag modellen er de samme som i en tidligere model Simmelsgaard (1998). Dog er antallet af afgrøder øget. Endvidere indgår der udover effekten af lerprocent i pløjelaget også effekten af humusindhold i pløjelaget. Derudover indgår yderligere 2 forsøg udført ved DJF samt data fra DMU's Landovervågningsoplande. Modellen er beskrevet af Simmelsgård *et al.* (2000).

[Tom side]

Appendiks 3

Litteraturværdier for denitrifikation

HA = handelsgødning, HU = husdyrgødning, -m = målt, -s = simuleret

Reference	Jordtype	Gødning	år	kg/ha
Andersen <i>et al</i> (1993)	JB1	HA-90	1980-82	8
		JB4	HA-120	39
Vinther (1984)	JB4	HA-30	1982	7
			HA-120	19
Christensen (1985)	JB4	HA-40	1984	45.3
		HA-160		70.6
		HU-25t		29.6
		HU-100t		69.7
		HA-40		14.8
		HA-160		11.7
		HU-25t		13.8
Kemner (1985)	JB4	HU-100t		69.4
		HA-40	1984	11.9
		HA-160		15.2
		HU-25t		8.2
		HU-100t		27
		HA-0		5.5
				0.4
				1.9
				3.3
		HA-30		1.6
				0.6
		2.2		
	HA-150		4.4	
			2.5	
			1.7	
Maag (1989)	JB4	HA-40	1984	8
		HA-40	1985	36
		HA-40	1986	16
		HA-40	1987	73
		HA-160	1984	2
		HA-160	1985	42
		HA-160	1986	88
		HA-160	1987	70
		HU-80	1984	8
		HU-80	1985	31
		HU-80	1986	33
		HU-80	1987	107
		HU-320	1984	14
		HU-320	1985	41
HU-320	1986	90		
HU-320	1987	237		

Reference	Jordtype	Gødning	år	kg/ha
Lind <i>et al.</i> (1990)	JB1	0N	1998-89	1
		HA-125	1998-89	1
		HU-100	1998-89	2
	JB5	0N	1987-88	1
		0N	1988	9
		0N	1989	2
		HA-133	1987-88	7
		HA-133	1988	6
		HU-100	1989	35
		HU-100	1987-88	5
		HU-100	1988	6
		HU-100	1989	6
		Vinther (1992)	JB1	HA120
1988-s	1			
1989-m	1			
1989-s	1.1			
1990-m	1			
1990-s	1.7			
1990-s	14.3			
JB5	HA-90		1988-m	1.5
			1988-s	10.5
			1989-m	3
			1989-s	9
			1990-m	13
			1990-s	14.3
Maag <i>et al.</i> (1996)	JB5	HA/HU	1992	1
				2
				4
				3
				8
				0.5
				0.4
				9
				4
				5
				5
				1
				0.8
	0.6			
	0.6			
	1			

Appendiks 4

Mark- og staldbalance for driftsåret 1984/85

Tilførsel	Markbalance		Staldbalance	
	1000 t N	Fraførsel	1000 t N	Fraførsel
		1000 t N		1000 t N
Handelsgødning	405,5	Korn	146,2	103,9
Husdyrgødning. ab lager	230,4	Industrifrø	14,9	13,9
Gødning. Fra dyr på græs	34,9	Bælgسعد	8,7	17,4
Udbr. Husdyrgødning.**	265,3	Frø til udsæd	1,4	0,5
Kvælstoffiksering	39,2	Korn og frøafgr.	171,3	14,8
Atmosfæren	48,5	Sukkerroer til fabrik	7,5	150,5
Affald	4,0	Kartofler	3,6	Besætningsforskydning.
Udsæd	6,0	Su.roer,kart.fab.	11,1	129,7
Fodervind	8,7	Græs og grønforer	107,7	92,7
Tilførsel i øvrigt	106,5	Roetop	13,9	Fodersvind
		Foderroer	18,5	2,1
		Halm	18,6	Husdyrgødning. Ab lager
		Frilandsgrønsager	2,2	2,0
		Grovfoderafgrøder	160,9	Gødning. Fra dyr på græs
				12,2
				Udbr. Husdyrgødning.
				17,4
				6,6
				262,5
				9,6
				0,5
				10,1
N-overskud			434,0	N-overskud
Sum	777,3		777,3	Sum
				423,1
		N-tab, udbr.af husdyrgø	40,0	Amm. Tab stald, lager
		N-tab, gødning.dyr græs	2,4	Denit. tab stald, lager
		N-tab, udbr.af handelsg	7,8	Nedsivningstab, mink
		N-tab, udbr.af slam	0,0	N-tab, stald, lager
		N-tab fra afgrøder	13,2	Tab ved halmkludning
		N-tab, halmafbrænd.	0,4	Konserveringstab
		N-tab, udbr.af gødning.	63,8	N-tab konserv.
		Udvaskning***	277,0	Rest
		Denitrifikation*	40,0	2,7
		Ændring i jordens N-pulje	25,0	
		Rest	28,2	

* Tab af kvælstof ved denitrifikation og ændring i jordens N-indhold er antaget konstante gennem perioden, hvilket næppe er tilfældet

** Inklusiv gårdbidrag

*** Inklusiv effekt af gårdbidrag

Mark- og staldbalance for driftsåret 1989/90

Tilførsel	Markbalance		Staldbalance	
	1000 t N	Fraførsel	1000 t N	Fraførsel
Handelsgødning	371,0	Korn	139,3	90,3 Æg
Husdyrgød. ab lager	215,3	Industrifrø	20,7	9,1 Mælk
Gød. Fra dyr på græs	31,9	Bælgسэд	14,6	14,4 Slagtedy
Udbr. Husdyrgød.	247,2	Frø til udsæd	2,4	0,8 Avlsdyr til eksport
Kvælstoffiksering	44,4	Korn og frøagr.	176,9	14,9 Husdyr til destruktion
Atmosfæren	52,7	Sukkerroer til fabrik	6,9	Grovfoder
Affald	5,0	Kartofler	3,9	145,8 Animalske prod.
Udsæd	5,9	Su.roer,kart.fab.	10,8	83,2 Fodersvind
Fodersvind	6,7	Græs og grønфoder	95,0	6,5 Husdyrgød. Ab lager
Tilførsel i øvrigt	114,7	Roetop	9,1	2,1 Gød. Fra dyr på græs
		Foderroer	14,6	14,9 Udbr. Husdyrgød.
		Halm	21,9	20,0
		Frilandsgrønsager	1,9	3,9
		Grovfoderafgrøder	142,5	Kraffoder
N-overskud			402,7	Amm. Til halmludning
Sum	732,9		732,9	Urea til foder
				Kemisk foder
				12,1
				N-overskud
				418,0
				Sum
				418,0
				Amm. Tab stald, lager
				40,8
				Denit. tab stald, lager
				5,7
				Nedstivningstab, mink
				6,6
				N-tab, stald, lager
				53,1
				Tab ved halmludning
				7,4
				Konserveringstab
				0,7
				N-tab konserv.
				8,1
				Rest
				13,4

*Tab af kvælstof ved denitrifikation og ændring i jordens kvælstofindhold er antaget konstante gennem perioden, hvilket næppe er tilfældet.

Mark- og staldbalance for driftsåret 1995/96

Tilførsel	Markbalance		Staldbalance	
	1000 t N	Fraførsel	1000 t N	Fraførsel
	1000 t N	1000 t N	1000 t N	1000 t N
Handelsgødning	310,5	Korn	145,9	90,1
Husdyrgødning. ab lager	198,8	Industrifrø	9,9	2,9
Gødning. Fra dyr på græs	33,6	Bælgssæd	8,7	6,8
Udbr. Husdyrgødning.	232,4	Frø til udsæd	2,4	0,8
Kvælstoffiksering	39,2	Korn og frøafgr.	166,8	13,5
Atmosfæren	43,6	Sukkerroer til fabrik	6,5	114,0
Affald	9,3	Kartofler	4,6	Besætningsforskydn.
Udsæd	5,8	Su.roer,kart.fab.	11,1	155,7
Fodervind	5,2	Græs og grømfoder	97,4	Animalske prod.
Tilførsel i øvrigt	103,1	Roetop	2,9	91,0
		Foderroer	6,8	Fodersvind
		Halm	19,4	5,9
		Frilandsgrønsager	1,7	Husdyrgødning. Ab lager
		Grovfoderafgrøder	128,2	2,8
				Gødning. Fra dyr på græs
N-overskud				21,3
Sum	646,0			Udbr. Husdyrgødning.
				21,6
				2,0
				300,3
				Amm. Til halmudning
				8,4
				0,7
				9,1
				N-overskud
				340,0
				Sum
				646,0
				423,4
				Amm. Tab stald, lager
				37,0
				Denit. tab stald, lager
				4,6
				Nedsivningstab, mink
				4,0
				N-tab, stald, lager
				45,6
				Tab ved halmudning
				5,5
				Konserveringstab
				0,6
				N-tab konserv.
				6,1
				Rest
				31,4

*Tab af kvælstof ved denitrifikation og ændring i jordens kvælstofindhold er antaget konstante gennem perioden, hvilket næppe er tilfældet.

Mark- og staldbalance for driftsåret 1996/97

Tilførsel	Markbalance		Staldbalance	
	1000 t N	Fraførsel	1000 t N	Fraførsel
	1000 t N		1000 t N	1000 t N
Handelsgødning	285,8	Korn	147,3	89,0 Æg
Husdyrgødning. ab lager	199,6	Industriflø	8,0	2,1 Mælk
Gødning. Fra dyr på græs	33,2	Bælgssæd	7,9	5,5 Slagtedyr
Udbr. Husdyrgødning.	232,8	Frø til udsæd	2,0	1,0 Avlsdyr til eksport
Kvælstoffiksering	42,0	Korn og frøafgr.	165,0	13,3 Husdyr til destruktion
Atmosfæren	40,7	Sukkerroer til fabrik	6,4	110,9 Besætningsforskydn.
Affald	8,6	Kartofler	5,1	142,0 Animalske prod.
Udsæd	6,1	Su.roer,kart.fab.	11,5	103,5 Fodersvind
Fodersvind	4,9	Græs og grønfoder	92,0	5,5 Husdyrgødning. Ab lager
Tilførsel i øvrigt	102,3	Roetop	2,1	2,8 Gødning. Fra dyr på græs
		Foderroer	5,5	22,0 Udbr. Husdyrgødning.
		Halm	18,8	22,4
		Frilandsgrønsager	1,6	2,5
		Grovfoderafgrøder	120,1	300,7
N-overskud				6,4
Sum	620,9			0,7
				7,1
				N-overskud
			324,3	Sum
			620,9	418,7
		N-tab, udbr.af husdyrge	19,9	Amm. Tab stald, lager
		N-tab, gødning.dyr græs	2,3	Denit. tab stald, lager
		N-tab, udbr.af handelsg	6,1	Nedsivningstab, mink
		N-tab, udbr.af slam	0,1	N-tab, stald, lager
		N-tab fra afgrøder	11,7	Tab ved halmudning
		N-tab, halmafbrænd.	0,0	Konserveringstab
		N-tab, udbr.af gødning.	40,1	N-tab konserv.
		Udvaskning	199,0	Rest
		Denitrifikation*	40,0	
		Ændring i jordens N-pulje	25,0	
		Rest	20,2	
				78,3
				418,7
				37,5
				4,4
				4,3
				46,2
				4,2
				0,5
				4,7
				27,4

*Tab af kvælstof ved denitrifikation og ændring i jordens kvælstofindhold er antaget konstante gennem perioden, hvilket næppe er tilfældet.

Mark- og staldbalance for driftsåret 1997/98

Tilførsel	Markbalance		Staldbalance	
	1000 t N	Fraførsel	1000 t N	Fraførsel
				1000 t N
Handelsgødning	282,6	Korn	152,4	95,7 Æg
Husdyrgødning. ab lager	201,6	Industriflø	9,2	1,8 Mælk
Gødning. Fra dyr på græs	32,8	Bælgssæd	11,8	5,3 Slagtedyr
Udbr. Husdyrgødning.	234,4	Frø til udsæd	2,1	0,8 Avlsdyr til eksport
Kvælstoffiksering	47,6	Korn og frøafgr.	175,4	13,4 Husdyr til destruktion
Atmosfæren	40,3	Sukkerroer til fabrik	7,0	117,0 Besætningsforskydn.
Affald	8,2	Kartofler	4,9	146,1 Animalske prod.
Udsæd	6,1	Su.roer,kart.fab.	11,9	98,4 Fodersvind
Fodersvind	5,2	Græs og grønfoder	97,9	6,4 Husdyrgødning. Ab lager
Tilførsel i øvrigt	107,4	Roetop	1,8	2,6 Gødning. Fra dyr på græs
		Foderroer	5,3	23,0 Udbr. Husdyrgødning.
		Halm	19,4	29,1
		Frilandsgrønsager	1,4	2,1
		Grovfoderafgrøder	125,8	307,6
				Amm. Til halmudning
N-overskud			311,3	5,7
Sum	624,4		624,4	0,7
				Kemisk foder
				6,3
				N-overskud
			311,3	N-overskud
			624,4	Sum
				431,0
		N-tab, udbr.af husdyrge	19,8	Amm. Tab stald, lager
		N-tab, gødning.dyr græs	2,3	Denit. tab stald, lager
		N-tab, udbr.af handelsg	6,1	Nedsivningstab, mink
		N-tab, udbr.af slam	0,1	N-tab, stald, lager
		N-tab fra afgrøder	11,6	Tab ved halmudning
		N-tab, halmafbrænd.	0,0	Konserveringstab
		N-tab, udbr.af gødning.	39,9	N-tab konserv.
		Udvaskning	198,0	Rest
		Denitrifikation*	40,0	31,4
		Ændring i jordens N-pulje	25,0	
		Rest	8,4	

*Tab af kvælstof ved denitrifikation og ændring i jordens kvælstofindhold er antaget konstante gennem perioden, hvilket næppe er tilfældet.

Mark- og staldbalance for driftsåret 1998/99

Tilførsel	Markbalance		Staldbalance		1000 t N		
	1000 t N	Fraførsel	1000 t N	Fraførsel			
Handelsgødning	278,2	Korn	149,4	Græs og grønfoder	100,8	Æg	1,3
Husdyrgødning. ab lager	199,5	Industriflø	11,3	Roetop	1,6	Mælk	24,6
Gødning. Fra dyr på græs	32,1	Bælgسэд	11,8	Foderroer	4,5	Slagtedy	79,7
Udbr. Husdyrgødning.	231,6	Frø til udsød	2,6	Kartofler	0,6	Avlsdyr til eksport	0,2
Kvælstoffiksering	45,6	Korn og frøafgr.	175,2	Halm til foder, og strø.	13,7	Husdyr til destruktion	5,9
Atmosfæren	40,1	Sukkerroer til fabrik	7,2	Grovfoder	121,2	Besætningsforskydn.	-0,6
Affald	8,2	Kartofler	4,6	Oliekager	156,0	Animalske prod.	111,0
Udsød	5,9	Su.roer,kart.fab.	11,9	Korn	108,2	Fodersvind	4,9
Fodersvind	4,9	Græs og grønfoder	102,8	Bælgسэд	7,3	Husdyrgødning. Ab lager	199,5
Tilførsel i øvrigt	104,7	Roetop	1,6	Klid, andre kornprod.	2,5	Gødning. Fra dyr på græs	32,1
		Foderroer	4,5	Andre vegetab. prod.	18,7	Udbr. Husdyrgødning.	231,6
		Halm	19,6	Kødben- og fiskemel	31,5		
		Frilandsgrønsager	1,4	Mælk, -pulver, valle	2,1		
		Grovfoderafgrøder	130,0	Kraftfoder	326,4		
				Amm. Til halmudning	4,7		
N-overskud			297,5	Urea til foder	0,7		
Sum	614,5		614,5	Kemisk foder	5,4		
				N-overskud			105,4
				Sum	452,9		452,9
		N-tab, udbr.af husdyrgø	19,2	Amm. Tab stald, lager			38,0
		N-tab, gødning.dyr græs	2,2	Denit. tab stald, lager			4,5
		N-tab, udbr.af handelsg	5,7	Nedsivningstab, mink			4,5
		N-tab, udbr.af slam	0,1	N-tab, stald, lager			47,0
		N-tab fra afgrøder	11,2	Tab ved halmudning			3,0
		N-tab, halmafbrænd.	0,0	Konserveringstab			0,6
		N-tab, udbr.af gødning	38,4	N-tab konserv.			3,6
		Udvaskning	196,0	Rest			54,9
		Denitrifikation*	40,0				
		Ændring i jordens N-pulje	25,0				
		Rest	-1,9				

*Tab af kvælstof ved denitrifikation og ændring i jordens kvælstofindhold er antaget konstante gennem perioden, hvilket næppe er tilfældet.