



Forskningscenter for Økologisk Jordbrug

Kvælstofudvaskning og –balancer i konventionelle og økologiske produktionssystemer

Erik Steen Kristensen og
Jørgen E. Olesen (Red.)

FØJO

Forskningscenter for Økologisk Jordbrug (FØJO)

Formålet med FØJO er at koordinere den økologiske jordbrugsforskning i Danmark med henblik på at sikre optimalt udbytte af de ressourcer, som afsættes til forskning.

Centret skal bidrage til, at der bliver udført forskning af høj kvalitet og på et internationalt niveau med udgangspunkt i det økologiske jordbrugs idegrundlag og problemstillinger. Forskningen skal bidrage til en videreudvikling af det økologiske jordbrug for derved at forøge omstillingsmulighederne fra traditionel til økologisk jordbrugsproduktion og fremme en bæredygtig udvikling af jordbruget med hensyn til økonomiske, økologiske og sociale aspekter.

FØJO er et "forskningscenter uden mure", hvor den forskningsfaglige kompetence udgøres af de forskere og institutioner, som deltager i centrets forskningsprogrammer. Forskerne bliver således i deres egne miljøer, men arbejder sammen på tværs af institutionerne. Samarbejdet omfatter i øjeblikket ca. 100 forskere fra 13 forskellige forskningsinstitutioner.

Organisation

FØJO ledes af en bestyrelse med repræsentanter for Danmarks JordbrugsForskning, Danmarks Miljøundersøgelser, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole, Forskningscenter Risø, Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut og Statens Veterinære Serumlaboratorium.

For at sikre kontakten med brugergrupper og relevansen af forskningen er der nedsat et brugerudvalg, hvor der er repræsentanter fra Arbejdernes Erhvervsråd, Dansk Erhvervsgartnerforening, Dansk Familielandbrug, De danske Landboforeninger, Det Økologiske Fødevareråd, Forbrugerrådet, Foreningen for Biodynamisk Jordbrug, Landsforeningen Økologisk Jordbrug og Landbrugets Rådgivningscenter.

Forskningscenter for Økologisk Jordbrug (FØJO)

Foulum • Postboks 50 • 8830 Tjele

Tlf. 89 99 16 75 • Fax 89 99 12 00

E-mail: Foejo@agrsci.dk

www.foejo.dk

ISSN: 1398-716X

Kvælstofudvaskning og -balancer i konventionelle og økologiske produktionssystemer

FØJO-rapport nr. 2
Udskrevet fra www.foejo.dk

Erik Steen Kristensen og
Jørgen E. Olesen (Red.)

Forskningscenter for Økologisk Jordbrug 1998

Forord

Udvaskningen af kvælstof har i de seneste årtier været betragtet som et af de helt store problemer i dansk landbrug. Gennem lovgivning og udarbejdelse af forskellige handlingsplaner har både Folketinget og landbruget søgt at begrænse tabet af kvælstof fra landbrugsproduktionen. Sideløbende er der på en lang række forskellige områder iværksat forskning, som har haft til formål at give en bedre indsigt i den biologiske kvælstofomsætning.

Lovgivningen og de forskellige handlingsplaner har søgt at tilskynde det praktiske landbrug til at udnytte kvælstoffet bedre og dermed begrænse tabet til det omgivende miljø. Inden for den økologiske driftsform har dette incitament været til stede i form af en overordnet målsætning. Det er imidlertid ingen selvfølge, at det nuværende regelgrundlag i alle situationer er en garanti for mindst muligt tab af kvælstof til miljøet.

Den dyrkningspraksis, som gennemføres på den enkelte bedrift, har under alle omstændigheder en meget stor indflydelse på tabet af kvælstof. Det er derfor vigtigt at kunne give mere præcise retningslinier for, hvorledes en optimal kvælstofhusholdning sikres.

For at kunne gøre dette er det nødvendigt at inddrage en række forhold, som vedrører både de biologiske processer, som foregår i bl.a. jorden, afgrøderne og atmosfæren samt de rent driftsmæssige dispositioner i form af f.eks. gødskning og afgrødevalg. I de senere år er der gennemført forskning på disse områder. Det har imidlertid

været vanskeligt at få et overblik over denne viden, fordi den først og fremmest er produceret på dele af den komplekse sammenhæng, som kvælstof indgår i. En metode til at skabe klarhed over denne kompleksitet er gennem vidensyntese.

Vidensyntese går i korthed ud på at indsamle og sammenstille den eksisterende viden på et område og diskutere denne viden i et forum af eksperter inden for forskellige discipliner. I nærværende projekt har bl.a. eksperter inden for miljøeffekter, modellering, kvælstoffiksering, sædskifter, efterafgrøder og organisk stof deltaget.

Gennem diskussioner og sideløbende modellering opnås en "læring" om, hvorledes den eksisterende viden kan anvendes som et samlet hele i forhold til at udvikle retningslinier på området. Det er dog klart, at diskussionerne kan være vanskelige, og at der derfor ikke nødvendigvis kan opnås konsensus, når viden på helt forskellige områder skal sammenstilles.

Dette vidensynteseprojekt har imidlertid resulteret i en fælles og mere nuanceret forståelse af kvælstofomsætningen, og dermed er der skabt et bedre grundlag for en mere præcis problemformulering til kommende forsøg samt for udvikling af metoder til forbedret kvælstofhusholdning i både økologiske og konventionelle jordbrug.

FØJO vil derfor rette en tak til alle, som har bidraget til denne publikation, herunder især de eksperter, som har deltaget i diskussionerne.

Arent B. Josefsen
bestyrelsesformand for
Forskningscenter for Økologisk Jordbrug
oktober 1998

Indhold

Sammendrag	5
1 Baggrund, formål og metoder	7
<i>Erik Steen Kristensen & Jørgen E. Olesen</i>	
1.1 Sammensætning af ekspertgruppe	9
1.2 Systemidentifikation, forenkling og modellering.....	10
1.3 Opsummering.....	13
1.4 Referencer	14
2 Kvælstofomsætning og review af undersøgelser omkring N-udvaskning i økologisk jordbrug	15
<i>Birgitte Hansen</i>	
2.1 N-udvaskning fra landbruget	15
2.2 Kvælstofkredsløbet.....	16
2.3 Påvirkning af puljen af N og C i jordbunden	18
2.4 Udvasning af kvælstof fra kløvergræsmarker.....	19
2.5 Danske undersøgelser.....	20
2.6 Udenlandske undersøgelser.....	21
2.7 Konklusion	24
2.8 Referencer	25
3 Kvælstofgødskning og –udvaskning ved aktuel landbrugspraksis: Landovervågning	27
<i>Ruth Grant, Hans Estrup Andersen & Søren E. Larsen</i>	
3.1 Indledning	27
3.2 Landovervågningsprogrammet	27
3.3 Landbrugspraksis på forskellige brugstyper	29
3.4 Kvælstofudvaskning i relation til landbrugspraksis.....	33
3.5 Anvendelse af udvaskningsmodel fra andre forsøg	38
3.6 Referencer	40
4 Planteproduktion på forskellige økologiske brugstyper	43
<i>Svend Erik Simmelsgaard, Ib Sillebak Kristensen & Lisbeth Mogensen</i>	
4.1 Indledning	43
4.2 Kvægbrug	43
4.3 Planteavlsbrug	46
4.3.1 Kornsædskifter.....	47
4.3.2 Kornudbytter.....	48
4.3.3 Proteinafgrøder	51
4.3.4 Rækkeafgrøder	54
4.3.5 Sædskifter med salg af grovfoder eller afgræsning af stude.....	55
4.4 Svinebrug	57
4.5 Fjerkræbrug.....	59
4.6 Næringsstofbalancer	61

4.6.1	Beregning af næringsstofbalancer	61
4.6.2	Næringsstofbalancer på kvægbrug	61
4.6.3	Næringsstofbalancer på planteavlsbrug.....	62
4.6.4	Næringsstofbalancer på svinebrug	65
4.7	Diskussion og konklusion.....	65
4.8	Referencer	67
5	Empirisk model til kvantificering af symbiotisk kvælstoffiksering i bælglplanter	69
	<i>Henning Høgh-Jensen, Ralf Loges, Erik S. Jensen, Finn V. Jørgensen & Finn P. Vinther</i>	
5.1	Regulering af symbiotisk kvælstoffiksering i landbrugssystemer	69
5.1.1	Parameterisering af modellen.....	71
5.2	Diskussion af modellens validitet	75
5.2.1	Kvælstof i rod og stub	75
5.2.2	Uorganisk kvælstof i jorden	76
5.2.3	Jordens temperatur.....	79
5.2.4	Jordens vandindhold	79
5.3	Opsummering.....	79
5.3.1	Modellen i forhold til andre empiriske relationer.....	81
5.4	Referencer	82
6	N-udvaskning og –balancer ved omlægning fra konventionelt til økologisk jordbrug	87
	<i>Birgitte Hansen & Erik Steen Kristensen</i>	
6.1	Indledning	87
6.2	Materialer og metoder.....	88
6.3	Vurdering af N-udvaskningen for aktuelle økologiske forsøgssædskifter	95
6.4	Virkning af omlægning inden for brugstyper	97
6.5	Virkning af fangafgrøder i sædskiftet	105
6.6	Virkning af grøngødning, foder-og gødningsindkøb	106
6.7	Diskussion	109
6.8	Konklusion.....	112
6.9	Referencer	113

Sammendrag

Der eksisterer kun få undersøgelser, som fortæller om tabet af kvælstof fra økologiske brug. Med den stigende udbredelse af økologiske jordbrug er det imidlertid nødvendigt at få et større indblik i, hvorledes forskellige økologiske sædskifter og dyrkningspraksis bidrager til udvaskning af kvælstof. Denne viden kan samtidig bidrage til en mere hensigtsmæssig dyrkningspraksis med henblik på at opnå en forbedret kvælstofhusholdning i såvel økologisk som konventionelt jordbrug.

Forskning i kvælstofomsætning

I det seneste årti er der udført en omfattende forskning i omsætning og -udvaskning af kvælstof. Forskningen har dels haft til formål at opbygge grundlæggende viden om kvælstofomsætningen i jorden og dels give viden om, hvorledes forskellige produktionsmetoder påvirker udvaskningen. Forskningsresultaterne på disse områder er imidlertid meget komplekse, bl.a. fordi de producerede med forskelligt udgangspunkt. En metode til at skabe klarhed over denne kompleksitet er gennem vidensyntese.

Formålet med nærværende arbejde har derfor været - via diskussioner mellem eksperter, som forsker på forskellige delområder inden for kvælstofomsætning - at syntetisere viden fra de enkelte dele. Ved at indsamle og sammenstille viden fra forskellige delområder er det muligt at skabe en fælles forståelse og en operationel opfattelse af kvælstofudvaskning i økologiske i forhold til konventionelle dyrkningssystemer.

Opbygning af viden og modeller

Rapporten indledes med en beskrivelse af videnssynsesmetoden (kapitel 1). Dernæst gives et review af undersøgelser omkring kvælstofudvaskning i økologisk jordbrug (kapitel 2). Herunder beskrives de dyrkningsmæssige faktorer, som har stor indflydelse på udvaskningen af kvælstof. Materialet er imidlertid forholdsvist sparsomt og giver ikke et nuanceret billede af kvælstofudvaskningen fra økologisk jordbrug.

Til gengæld er der i de seneste år udarbejdet en del undersøgelser af kvælstofudvaskning på konventionelle landbrug. Et af de væsentligste arbejder på dette område har været Landovervågningen under vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Resultaterne fra Landovervågningen anvendes derfor til at beskrive kvælstofomsætning og udvaskningen fra konventionelt landbrug (kapitel 3). På baggrund af disse data vurderes en empirisk model, der beskriver kvælstofudvaskning som funktion af afgrøde, kvælstoftilførsel, jordtype og klima. Det konkluderes, at modellen - med en række forbehold, især ved græsmarksafgrøder - kan anvendes til at beskrive udvaskningen fra de mest dyrkede afgrøder.

For at give en nuanceret beskrivelse af kvælstofudvaskningen er det nødvendigt med et kendskab til omsætningen af kvælstof på sædskifteniveau. P.t. foreligger der ikke repræsentative undersøgelser af kvælstofomsætningen i forskellige økologiske brugstyper. Der foreligger dog detaljerede studier af en række forskellige økologiske brug. På baggrund heraf er der opstillet en række typiske økologiske sædskifter (kapitel 4).

En væsentlig del af kvælstoftilførslen til økologiske brug stammer fra symbiotisk kvælstof. Det er derfor vigtigt at have kendskab til størrelsen af kvælstoffikseringen, og der er på den baggrund udviklet en empirisk model til estimering af kvælstoffiksering i landbrugssystemer under hensyntagen til forskelle i udbytter m.m. (kapitel 5).

Sammenstilling, vurdering og perspektiver

Ovennævnte viden og modeller giver tilsammen mulighed for at beskrive kvælstofbalancen og udvaskningen i forskellige konventionelle brugstyper og tilsvarende økologiske brugstyper (kapitel 6).

Det må erkendes, at denne vidensyntese ikke kan besvare spørgsmålet om kvælstofudvaskning tilfredsstillende for alle brugstyper. Vidensyntesen viste en række perspektiver, og at der er behov for

ny viden vedrørende kvælstofdynamikken på økologisk dyrket landbrugsjord, før spørgsmålet kan besvares fyldestgørende. Følgende hovedspørgsmål og perspektiver er opstået i forbindelse med syntesen:

1. Er det muligt under danske forhold at opbygge/eller mindske nedbrydningen af organisk stof og kvælstof i landbrugsjord ved de dyrkningsstrategier, som økologisk jordbrug gør brug af? Hvor lang tid går der, inden en ligevægtssituation af jordens pulje af organisk stof indfinder sig efter omlægning til økologisk jordbrug? Hvordan påvirkes planteproduktionen og kvælstofudvaskningen på langt sigt af eventuelle ændringer af jordens pulje af organisk kvælstof?

3. Det er kendt, at der er stor variation i kvælstofudvaskningen efter ompløjning af græsmarker afhængig af såvel dyrkningen som anvendelsen

(alder, gødningstilførsel, kvælstoffiksering, afgræsning osv.). Der er et behov for at kende disse sammenhænge mere præcist for dels at kunne udnytte forfrugtsværdien af græsmarkerne, dels at undgå unødvendig kvælstofudvaskning.

Under FØJO forløber der allerede flere forskningsaktiviteter, som kan belyse problemstillingerne, der er opstået i forbindelse med denne syntese. Der er derfor grund til at forvente, at fremtidige forskningsresultater vil kunne kvantificere kvælstofdynamikken og -udvaskningen i økologiske dyrkningssystemer mere præcist end denne vidensyntese. Det er dog væsentligt at påpege, at flere af de ovennævnte spørgsmål kun kan belyses i langvarige dyrkningsforsøg kombineret med modelsimuleringer.

1 Baggrund, formål og metoder

Erik Steen Kristensen¹⁾ og Jørgen E. Olesen²⁾

¹⁾ Forskningscenter for Økologisk Jordbrug

²⁾ Afd. for Plantevækst og Jord, Danmarks JordbrugsForskning

Landbrugets tab af kvælstof til det omgivende miljø har gennem de seneste årtier været genstand for megen opmærksomhed. Dette skyldes især, at nitrat i vandmiljøet betragtes som et stort problem på grund af eutrofiering.

Igennem det seneste årti er der i forlængelse af vandmiljøhandlingsplanen fra 1987 iværksat mange tiltag for at mindske landbrugets udledning af kvælstof til vandmiljøet. Der er således fastsat en række krav til opbevaring og udbringning af husdyrgødning samt indført gødningsregnskab med loft over N-tildelingen i de enkelte afgrøder og stigende krav til N-udnyttelsen i husdyrgødningen. Disse stramninger er fortsat i vandmiljøplan II, der bliver vedtaget af Folketinget i 1998.

Ovennævnte reguleringer har resulteret i en reduktion af forbruget af handelsgødningen fra 392 mio. kg N. i 1985 til 285 mio. kg N i 1996, mens tilførslen af husdyrgødning har været konstant i samme periode (Grant et al., 1997). Det er dog endnu ikke muligt at konstatere noget fald i udvaskningen af kvælstof, når man analyserer aktuelle målinger. Modelberegninger ved normalklima viser til gengæld, at kvælstofudvaskningen er reduceret med 17% over denne periode. Det kan derfor konstateres, at ovennævnte reguleringer endnu ikke har resulteret i, at kvælstofudledningen til vandmiljøet er halveret siden 1987, hvilket var den overordnede politiske målsætning med

vandmiljøplanen. Ved gennemførelse af alle iværksatte og aftalte tiltag under vandmiljøplan II vedrørende sædskifte og gødningsanvendelse på konventionelt dyrkede marker forventes et gennemsnitligt fald i udvaskningen på 26% i forhold til 1996.

Sideløbende med den stigende fokusering på at reducere landbrugets tab af kvælstof til vandmiljøet har der været en stigende interesse for økologisk jordbrug og økologisk fødevarerproduktion. I 1988 var der 219 økologiske bedrifter, svarende til 0,2% af landbrugsarealet. De foreløbige opgørelser for 1988 viser ca. 2.200 økologiske landbrug, svarende til godt 3% af landbrugsarealet. I aktionsplanen for fremme af økologisk fødevarerproduktion i Danmark (Anonym, 1995) forventes det, at i år 2000 vil ca. 7% af landbrugsarealet i Danmark blive drevet økologisk. Vandmiljøplan II har som målsætning, at der omlægges yderligere 170.000 ha til økologisk jordbrug inden 2003. I takt med den stigende udbredelse af økologiske jordbrug bliver det mere nødvendigt at vide, i hvor høj grad økologiske jordbrugssystemer bidrager til udledningen af kvælstof til vandmiljøet.

De danske myndigheders definition af økologisk jordbrug er første gang givet i lov om økologisk jordbrugsproduktion (nr. 363 af 10. juni 1987). Den seneste formulering er gengivet i det efterfølgende.

Økologisk jordbrug bygger på en målsætning om etablering af stabile og harmoniske driftssystemer, hvor produktionsmetoderne tilrettelægges således, at de enkelte driftsgrene kan integreres i et naturligt biologisk kredsløb i mark og stald. Det tilstræbes så vidt muligt at have husdyr på brugene. Der anvendes ikke industrielt fremstillede gødninger, pesticider eller vækststoffer, ligesom der i fodermidler ikke anvendes industrielt fremstillede tilsætningsstoffer. Gødningsforsyningen baseres især på organiske gødninger, husdyrgødning, grøngødning, afgrøderester mv. samt kvælstoffiksering gennem bælgplanter. Plantesygdomme, ukrudt og skadedyr kontrolleres ved veltilrettelagte og alsidige sædskifter, mekanisk jordbehandling samt hensigtsmæssigt sortsvalg, herunder sortsblandinger.

(side 51 i Anonym, 1995)

Det centrale ved økologisk jordbrug er, at det bygger på en eksplicit målsætning om etablering af stabile og harmoniske driftssystemer, hvor de enkelte driftsgrene kan integreres i et naturligt biologisk kredsløb. Centrale mål er at arbejde for mere lukkede stofkredsløb, at undgå forurening af miljøet og at bevare/øge jordens frugtbarhed. I konventionelt jordbrug er man først i de senere år begyndt at diskutere en fælles målsætning, der omfatter andet end blot produktionsøkonomiske værdier (se f.eks. "Godt landmandskab år 2000" (Landbrugets Rådgivningscenter, 1996)).

Opfattelsen i økologisk jordbrug er, at det er muligt at anvende en produktionsmetode, som i højere grad end konventionelt jordbrug bygger på og spiller sammen med naturgrundlaget. Et alsidigt sædskifte med anvendelse af flerårige og/eller kvælstoffikserende afgrøder sammen med gødning af organisk oprindelse opfattes som fundamentalt for produktion af fødevarer. Blandt økologiske jordbrugere er der således et motto, der siger, "at man gøder jorden – ikke afgrøderne".

For at nå målene er der udarbejdet et sæt af regler og love, der mere præcist regulerer økologisk jordbrug (se f.eks. Plantedirektoratets vejledning fra november 1997). Lov- og regelgrundlaget er efterhånden ganske omfattende, men det mest centrale i relation til kvælstofomsætning og -udvaskning er følgende:

- industrielt fremstillede gødninger og pesticider er ikke tilladte,
- maks. 25% af den afgrødespecifikke kvælstofnorm kan indkøbes i form af konventionel husdyrgødning,
- maks. 15-25% af foderbehovet til husdyrene kan være af konventionel oprindelse.

Mange økologiske landbrug bliver også godkendt af Landsforeningen Økologisk Jordbrug, hvilket betyder, at der maksimalt kan gødskes med kvælstof fra organisk gødning til, hvad der svarer til 1,4 DE/ha som gennemsnit af hele ejendommen. Det bør endvidere iagttages, at lov- og regelgrundlaget er under fortsat udvikling, f.eks. er der forventning om et øget krav til selvforsyning med

foder (se f.eks. tidsskriftet "Økologisk Jordbrug" den 16. og den 30. januar 1998).

I de senere år er der iværksat en del forsøg og undersøgelser, der belyser udbytter og kvælstofudvaskning i økologisk jordbrug. Der foreligger imidlertid p.t. kun meget få resultater, og da økologisk jordbrug samtidig gennemgår en udvikling, er det ikke muligt direkte ud fra disse undersøgelser at forudsige, i hvilken grad økologiske produktionsmetoder bidrager med N-udvaskning til vandmiljøet.

Igennem de senere år er der imidlertid gennemført megen forskning i jordbrugets kvælstofomsætning, -udbytte og -udvaskning. Formålet med disse undersøgelser har været, dels at opbygge generel viden om kvælstofomsætning i jordbruget, dels at frembringe viden om hvorledes konventionelle produktionsmetoder påvirker kvælstofudvaskning. Det, der adskiller økologiske produktionsmetoder fra konventionelle metoder, er imidlertid næppe de grundlæggende biologiske entiteter og processer (delelementer), men mere den sammenhæng, delelementerne bliver anvendt i.

Formålet med arbejdet, der er præsenteret i nærværende rapport, har været at syntetisere den viden, der foreligger omkring såvel konventionelt som økologisk jordbrug og herigennem skabe en forståelse og en operationel opfattelse af udbytter i planteproduktion og N-udvaskningen i økologiske i forhold til konventionelle dyrkningssystemer.

Videnssynthesen er foretaget på et systematisk grundlag, fordi systemtankegangen, der er baseret på den tværvideenskabelige systemteori, med fordel kan benyttes til at undersøge komplekse, tværfaglige problemstillinger som f.eks. kvælstofomsætning. Systemteorien giver et godt teoretisk grundlag for at beskrive og skabe operationelle opfattelser af komplekse problemstillinger. Målet er at kunne forstå helheden ud fra en forståelse af enkeltdelene. Herved sker der en forenkling og en abstraktion fra virkeligheden. Denne forenkling afhænger af de øjne, der betragter virkeligheden, og kan derfor diskuteres. Det centrale i systemforskningen er således ikke kun slutproduktet i

form af system og modelresultater, men i høj grad også bevidstheden om forenklingen og begrænsningerne, herunder betydningen af synsvinklen, hvilke kriterier der forenkles ud fra og/eller hvilke aspekter, der er i fokus.

Der findes en række artikler, der beskriver systemteorien og systemtænkningens anvendelse i forskningen. Blandt nyere artikler, der beskriver systemisk forskning i relation til begrebet bæredygtighed og økologisk jordbrug, kan der henvises til Kristensen & Halberg, 1997; Alrøe & Kristensen, 1998.

I nærværende arbejde har den systemiske forskning omfattet:

1. Sammensætning af eksperter (ekspertgruppen)

2. Systemidentifikation. Forenkling og modellering.

Indfrielse af disse trin beskrives i det følgende.

1.1 Sammensætning af ekspertgruppe

Et væsentligt element i den systemiske forskning er, at synsvinklen i sig selv er afgørende for resultatet. Derfor er det vigtigt, at der inddrages et passende antal forskellige synsvinkler, hvilket kan opnås gennem sammensætningen af ekspertgruppen. FØJO's bestyrelse og brugerudvalg har udvalgt nedennævnte personer ud fra deres forskellige forskningsfaglige ekspertise og interesse for og kendskab til kvælstofomsætning og økologisk jordbrug.

Ekspertise	Navn	Institution
N-udvaskning og miljøeffekter (Landovervågningsoplandene)	Ruth Grant	DMU
Modellering af udbytter og N-udvaskning	Jørgen E. Olesen	DJF
	Sv. E. Simmelsgaard	DJF
	Ib Sillebak Kristensen	DJF
	Arne Kyllingsbæk	DJF
	Tove Heidmann	DJF
	Eli Skop/Johnny M. Andersen	DMU
	Berit Hasler	DMU
	Lars Stoumann Jensen	KVL
Statistik	Bjarke Poulsen/Pia Folkmann	SJFI
	Åge Nielsen	DJF
Kvælstoffiksering	Erik Steen Jensen	Risø
	Henning Høgh-Jensen	KVL
Eftervirkning af kløvergræs	Jørgen Eriksen	DJF
	Ralf Loges	Kiel Univ.
Efterafgrøder	Kristian Thorup-Kristensen	DJF
Organisk stof	Bent T. Kristensen/Ingrid Thomsen	DJF
Landsforsøgene	Hans Østergård	LR

DMU: Danmarks Miljøundersøgelser
 DJF: Danmarks JordbrugsForskning
 KVL: Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole
 LR: Landbrugets Rådgivningscenter

SJFI: Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut
 Risø: Forskningscenter Risø
 Kiel Univ.: Kiel Universitet

For god ordens skyld bør det nævnes, at eksperterne i relation til de efterfølgende kapitler alene har bidraget med eventuelle kommentarer, mens det er de nævnte forfattere, der har ansvaret for indholdet i kapitlerne.

1.2 Systemidentifikation , forskning og modellering

For at foretage en indledende afgrænsning og samtidig sikre et grundlag for fremdrift i arbejdet var der ultimo august 1997 møder og kontakter mellem personer fra DMU, DJF, Risø og FØJO. Herved blev der foreløbig aftalt 2 møder i ekspertgruppen i løbet af efteråret/vinteren 1997. Der blev foreslået en model som udgangspunkt og aftalt en arbejdsdeling. Der blev endvidere holdt et afsluttende møde i foråret 1998, hvor resultaterne blev diskuteret.

Modellen vist i figur 1.1 er den endelige udgave, der blev vedtaget i ekspertgruppen og som har været styrende for arbejdet. Indsatsfaktorerne er N fra mineralsk gødning (N_m), husdyrgødning (N_{hu}) og atmosfæren i form af fiksering og nedfald (N_a). Udbytte er N i høstede afgrøder (N_{ho}). Tabet sker i form af udvaskning (N_u) eller som fordampning af ammoniak eller oxiderede kvælstofforbindelser (N_p). Det bør bemærkes, at indsatsen ($N_m + N_{hu} + N_a$) ikke nødvendigvis er det samme som udbytte og tab af kvælstof i systemet ($N_{ho} + N_u + N_p$). Altså indholdet af kvælstof i jordens rodzone er ikke konstant, men kan netop variere afhængig af indsatsfaktorer, afgrødevalg, jordtype og klima. Dette er illustreret ved den cirkulære pil (ΔN_{jord}) i figur 1.1.

Sædskiftemodellen vist i figur 1.1 blev valgt fordi den så enkelt som muligt illustrerer samspillet mellem de mest centrale faktorer i relation til N-omsætningen, der ændres ved omlægning til økologisk drift:

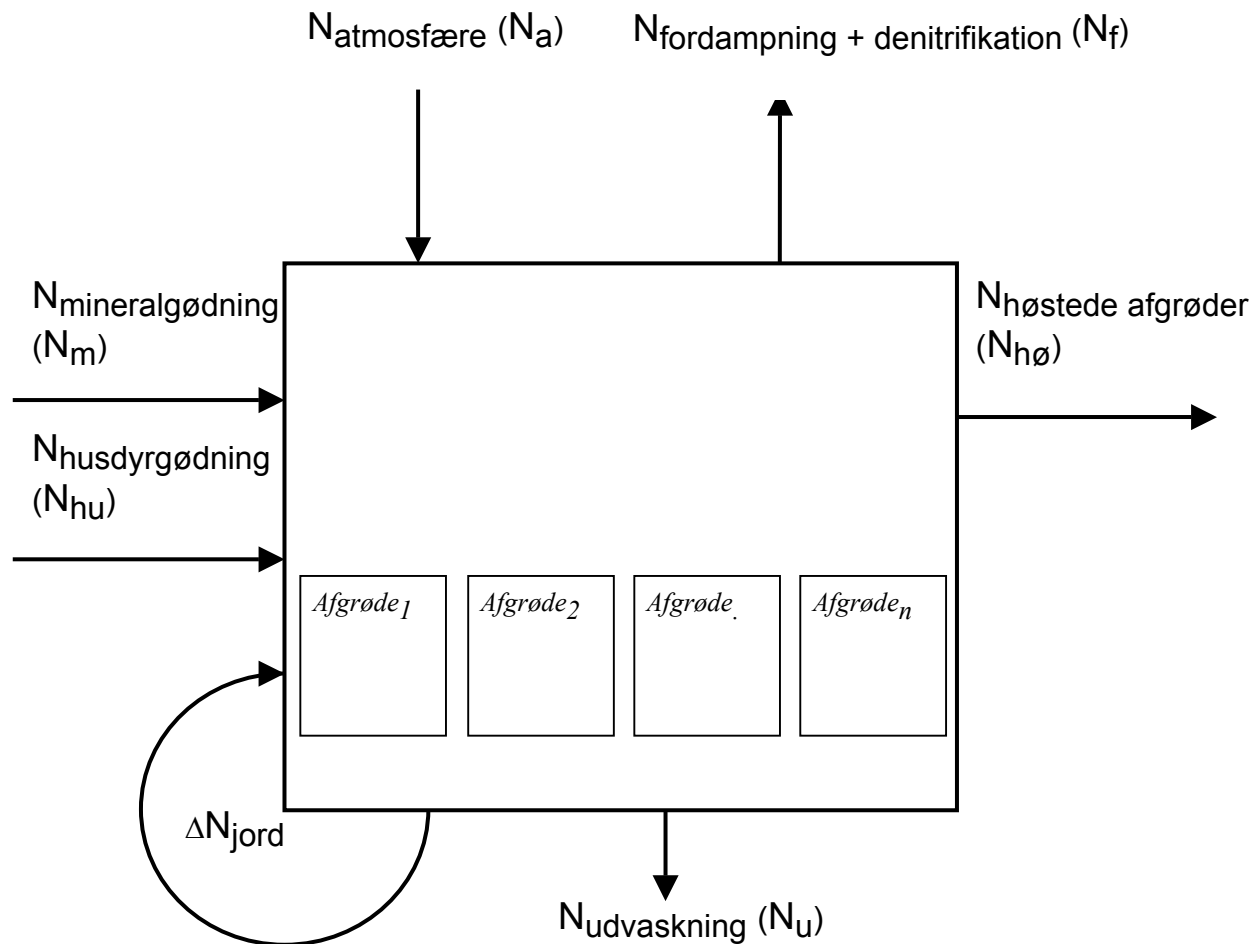
- afgrødevalg og sædskifte
- indsatsmængde og type af N-gødning

Det blev overvejet at tage udgangspunkt i en model på gårdniveau, som f.eks. Kristensen & Kristensen (1992). Dette blev imidlertid fravalgt, dels fordi økologisk fodrede husdyr (kvæg) ikke med hensyn til N-omsætning adskiller sig væsentligt fra konventionelt fodrede husdyr (Kristensen & Kristensen, 1992), dels fordi der ikke foreligger empiriske analyser af N-udvaskningen, hvor også gårdniveau er beskrevet.

En kvantitativ beskrivelse af N-omsætningen i figur 1.1 forudsætter et kendskab til de enkelte poster i figuren. N_m , N_{hu} og N_{ho} kan måles relativt enkelt såvel i forsøg som under praktiske forhold på private landbrug. Derimod er det mere kompliceret og forbundet med nogen usikkerhed at måle N_a , N_f og N_u .

Biologisk N_2 -fiksering gennem dyrkning af bælgplanter er den væsentligste N-kilde i N_a , især i økologiske dyrkningssystemer. Der foreligger ikke enkle metoder til at måle N_2 -fikseringen i praksis. Det blev derfor besluttet, at der skulle udarbejdes en model for N_2 -fikseringen som funktion af art og udbytte af bælgplanter. Denne model blev udarbejdet af en række forskere, der havde N_2 -fiksering som speciale. Den anden N-kilde i N_a er den atmosfæriske deposition, der i denne undersøgelse regnes som en konstant for de valgte brugstyper og sættes lig med landsgennemsnittet fra Danmarks Miljøundersøgelser (Hovmand et al., 1993).

N_u er det mest centrale element i nærværende undersøgelse. Derfor har der været meget fokus på, hvorledes N_u kunne analyseres og modelleres. Det blev å et tidligt tidspunkt besluttet at tage udgangspunkt i en N-udvaskningsmodel udarbejdet på baggrund af forsøg og undersøgelser ved Danmarks JordbrugsForskning (Simmelsgaard, 1998). Samtidig blev de såkaldte landovervågningsoplande (er nærmere beskrevet i kapitel 3) valgt til beskrivelse af det konventionelle udgangspunkt, fordi det er den eneste større, samlede beskrivelse af N-omsætning og N-udvaskning i dansk landbrugspraksis.



Figur 1.1 Model til beskrivelse af N-omsætningen i et sædskifte

$$N_{\text{netto tilført}} = N_m + N_{hu} + N_a - N_{hø}$$

$$N_{\text{netto tilført}} = N_u + N_f + \Delta N_{\text{jord}}$$

Valget af modeltype til beregning af kvælstofudvaskning og -omsætning udgør en central afgrænsning i projektet. Der ligger en række overvejelser til grund for det metodevalg, der er foretaget. Disse overvejelser kan opsummeres i følgende punkter:

- Tilgængelige modeller
- Modellernes repræsentativitet for både konventionelle og økologiske driftsformer
- Modellernes anvendelighed i forbindelse med opskalering
- Modellernes gennemskuelighed og åbenhed for kritik

Der kan skelnes mellem tre principielt forskellige typer af modeller til estimering af kvælstofud-

vaskningen. De forskellige modeltypers karakteristika er kort opsummeret i tabel 1.1

Den første modeltype er den *dynamiske og deterministiske* model. Eksempler på denne modeltype er punktbaserede jord-plante-atmosfære modeller som DAISY (Hansen et al., 1991) og SOIL-N (Johnsson et al. 1987) eller driftsmodellen FASSET (Jacobsen et al., 1998). Disse modeller giver resultater, som er konsistente og i overensstemmelse med den nuværende proces-viden. Modellerne vil dog ofte være kalibreret til nogle få gode eksperimentelle datasæt og som følge heraf også have en vis grad af empirisk karakter. Modellernes store kompleksitet bevirker, at resultatet kan afhænge af parameteropsætningen og initialbetingelser, uden at dette klart fremgår ved modelanvendelsen. Dette gør samtidig, at det er en

meget omfattende proces at anvende disse modeller til estimering af kvælstofudvaskning for en række forskellige bedrift- og jordtyper (Børgesen et al., 1997). Disse modeller er endvidere endnu ikke kalibreret til anvendelse i økologisk jordbrug.

Den anden modeltype er de *empiriske udvaskningsfunktioner*, der er opbygget som et simpelt funktionsudtryk, som er estimeret på grundlag af data fra markforsøg og monitoring af kvælstofudvaskning fra dyrkede arealer. Et eksempel på denne funktionstype er N-udvaskningsmodellen, der er anvendt i denne undersøgelse og nærmere beskrevet i kapitel 6 (Simmelsgaard, 1998). De empiriske udvaskningsfunktioner medtager kun effekten af de væsentligste faktorer på kvælstofudvaskningen, og de har desuden et begrænset gyldighedsområde. Dette betyder, at de kun har gyldighed inden for det domæne, som udgøres af det datamateriale, som funktionen er estimeret på. Udvasningsfunktionernes simple struktur og klart definerede oprindelse gør det lettere at vurdere resultaternes holdbarhed.

En tredje mulighed er at opstille *kvælstofbalancer* på grundlag af eksisterende viden omkring de forskellige poster i kvælstofbalancen. Denne metode er bl.a. benyttet af Olesen og Vester (1995) til vurdering af næringsstofbalancer i økologisk jordbrug. Ved denne metode kan al eksisterende viden og erfaring omkring de forskellige produktionsystemer udnyttes. For en række af posterne i kvælstofbalancen vil der ofte ikke foreligge tilstrækkelig viden for det enkelte produktions-

system, og disse poster må derfor skønnes ud fra anden viden. Der er derfor en lavere grad af objektivitet ved anvendelse af denne metode end for de to øvrige.

For både den dynamiske simuleringsmodel og for kvælstofbalancemetoden er det muligt at inddrage effekten af afgrødefølgen i estimererne af kvælstofudvaskning. Dette er kun i begrænset omfang muligt for de empiriske udvaskningsfunktioner, der i det aktuelle tilfælde kun medtager den aktuelle afgrøde om sommeren og vinteren i estimatet (Simmelsgaard, 1998). Det er kun den dynamiske simuleringsmodel, der medtager de fulde effekter af gødningshåndtering og dyrkningshistorie i modelresultaterne.

I dette projekt er der anvendt en empirisk udvaskningsfunktion (Simmelsgaard, 1998) til estimering af kvælstofudvaskningen. Den beregnede kvælstofudvaskning er sammenlignet med nettokvælstoftilførslen beregnet ved anvendelse af en N-balance metode ($N_{\text{nettotilført}} = N_m + N_{\text{hu}} + N_a - N_{\text{ho}}$). Herved opnås et udtryk for det potentielle kvælstoftab, altså et sammensat udtryk, der inkluderer både N_u , ΔN_{jord} og N_f (se figur 1.1). Dette giver mulighed for at vurdere rimeligheden i den beregnede kvælstofudvaskning samtidig med, at denne bygger på et konsistent grundlag. Anvendelsen af dynamiske simuleringsmodeller er fra valgt, dels fordi denne ville være for ressourcekrævende, og dels fordi de simple metoder giver en større gennemskuelighed og dermed er mere åbne for kritik og diskussion i ekspertgruppen.

	Dynamisk	Empirisk	N-balance
Massebalance	+	÷	+
Procesbaseret	+	÷	÷
Empirisk	(+)	+	+
Kalibreret til økologisk jordbrug	÷	÷	(+)
Objektive estimater	+	+	÷
Krav om detaljerede inut-data	+	(+)	÷
Sædskifterækkefølge	+	(+)	+
Gødningshåndtering	+	÷	÷
Dyrkningshistorie	+	÷	÷

Der forelå i efteråret 1997 ikke nogen samlet beskrivelse af indsats og høstudbytte i forskellige økologiske planteproduktionssystemer. Der forelå imidlertid en række delresultater ud fra undersøgelser i økologiske helårsforsøgsbrug under Danmarks JordbrugsForskning (se f.eks. Kristensen, 1997; Tersbøl & Kristensen, 1997). Samtidig har der i efteråret 1997 som et led i et andet projekt ved SJFI "Økologisk jordbrugs produktionsmæssige potentiale" været arbejdet med at opstille økologiske produktionssystemer ud fra en produktionsøkonomisk synsvinkel. I forlængelse heraf blev det besluttet at udarbejde en samlet beskrivelse af N-omsætningen med hensyn til gødningsindsats og høstudbytte på tværs af forskellige økologiske planteproduktionssystemer.

1.3 Opsummering

Ovennævnte arbejde kan opsummeres i følgende punkter:

- a. Beskrivelse af N-udvaskning i konventionelt jordbrug og validering af en empirisk model, der beskriver N-udvaskning som funktion af afgrøde, N-input, jordtype og nedbør (Simonsgaard, 1998) på baggrund af data fra de såkaldte landovervågningsoplande.
- b. Udarbejdelse af en model for høstudbyttet i økologiske planteproduktionssystemer som funktion af N-input og afgrødekombination på baggrund af forsøg og undersøgelser ved DJF.
- c. Udarbejdelse af en model for N₂-fiksering i relation til art og udbytte af bælgplanter.
- d. Forskellige brugstyper og afgrødekombinationer før og efter omlægning beskrives med henblik på estimering af udbytte og N-udvaskning før og efter omlægning.

Oplæg fra disse delområder har dannet grundlag for diskussionerne i ekspertgruppen, og resultaterne heraf er beskrevet i denne rapport, idet kapitel 3 omfatter punkt a), kapitel 4 omfatter punkt b), kapitel 5 omfatter punkt c) og kapitel 6 omfatter punkt d). Kapitel 2, der er et review over forskellige forsøg og undersøgelser vedrørende kvælstofudvaskning fra økologisk jordbrug, blev udarbejdet for at sætte resultaterne i kapitel 6 ind i et bredere perspektiv. Ud over nærværende rapport foreligger der referater og en lang række bilag fra de tre aftalte møder i ekspertgruppen samt en række mindre uformelle møder. Disse bilag kan rekvireres ved henvendelse til Forskningscenter for Økologisk Jordbrug (FØJO).

1.4 Referencer

- Alrøe, H.F. & Kristensen, E. Steen, 1998. Bæredygtighed og økologisk jordbrug. Landbruksøkonomisk Forum.
- Anonym, 1995. Aktionsplan for fremme af den økologiske fødevarerproduktion i Danmark. Landbrugs- og Fiskeriministeriet.
- Børgesen, C.D., Kyllingsbæk, A. & Djurhuus, J. 1997. Modelberegnet kvælstofudvaskning fra landbruget. Betydningen af reguleringer i gødningsanvendelsen og arealanvendelsen indført fra midten af 80'erne og frem til august 1997. SP-rapport nr. 19.
- Grant, R. Jensen, P.G., Andersen, H.E., Laubel, A.R., Deibjerg, C., Rasmussen, H. og Rasmussen, P. 1997. Landovervågningsoplande. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1996. Faglig rapport fra DMU, nr. 210.
- Hansen, S. Jensen, H.E., Nielsen, N.E. & Svendsen, H. 1991. Simulation of nitrogen dynamics and biomass production in winter wheat using the Danish simulation model DAISY. Fertilizer Research 27, 245-259.
- Jacobsen, B.H., Olesen, J.E., Petersen, B.M., Berntsen, J. & Boye, C. 1998. FASSET – A dynamic whole farm simulation model. In H. van Keulen, E.A. Lantinga & H.H. van Laar (eds.): Proceedings of an International Workshop on Mixed Farming Systems in Europe, Dronten/Wageningen, The Netherlands, 25-28 May 1998. Ir. A.P. Minderhoudhoeve-series no. 2, 217-223.
- Johnsson, H., Bergström, L., Jansson, P.-E. & Paustrian, K. 1987. Simulation of nitrogen dynamics and losses in layered agricultural soil. Agriculture, Ecosystems and Environment 18, 333-356.
- Kristensen, E. Steen & Halberg, N. 1997. A systems approach for assessing sustainability in livestock farms. EAAP Publication No. 89, 16.30.
- Kristensen, E. Steen & Kristensen, I. Sillebak, 1992. Analyse af kvælstofoverskud og -effektivitet på økologiske og konventionelle kvægbrug. 710. beretning fra Statens Husdyrbrugsforsøg, 54 pp.
- Kristensen, T. 1997. Studier i økologiske jordbrugssystemer. 734. beretning fra Statens Husdyrbrugsforsøg, 159 pp.
- Olesen, J.E. & Vester, J. 1995. Næringsstofbalancer og energiforbrug i økologisk jordbrug – fokus på kvægbedrifter og planteavl. SP-rapport nr. 9.
- Petersen, J. 1996. Husdyrgødning og dens anvendelse. SP-rapport nr. 11, Statens Planteavlsforsøg.
- 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.
- Tersbøl, M. & Kristensen, I. Sillebak 1997. Afgrødeproduktion og økonomi i relation til sædskifte og gødningsforsyning. SP-rapport nr. 15, 11-35.

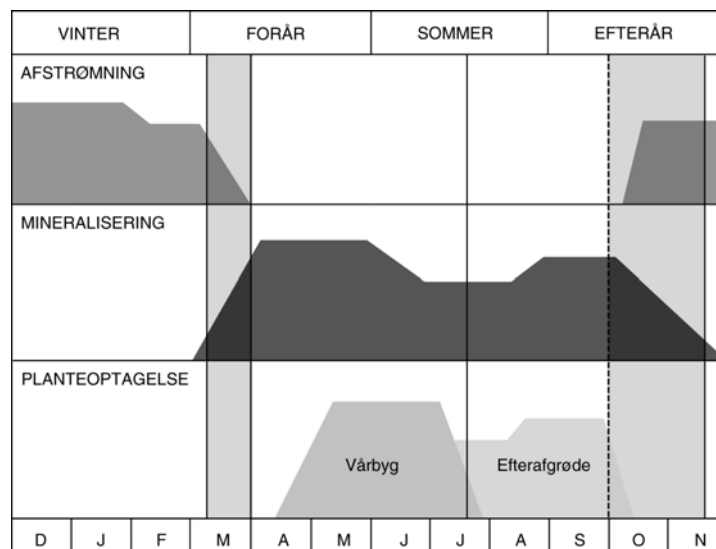
2 Kvælstofomsætning og review af undersøgelser omkring N-udvaskning i økologisk jordbrug

Birgitte Hansen
Forskningscenter for Økologisk Jordbrug

2.1 N-udvaskning fra landbruget

Dyrkning af jorden medfører risiko for tab af kvælstof- (N) forbindelser med nedsivningsvandet. Det er især nitrat, der let udvaskes, da stoffet kun svagt bindes til faste overflader som jordpartikler og organisk stof. I naturlige terrestriske økosystemer i Danmark, hvor systemet ikke forstyrres f.eks. ved at jorden bearbejdes og tilføres store kvælstofmængder udefra, er udvaskningen af kvælstof meget lav (<3 kg/ha/år),

og kvælstofkredsløbet er næsten lukket. I det naturlige økosystem er den interne cirkulation af kvælstof derfor meget større end de ydre kvælstoftilførsler og -tab. Dyrkning af jorden indebærer en øget mineralisering af den store pulje af organisk kvælstof i rodzonen på ca. 4-10 ton N/ha. Mineraliseringen giver potentiale for en stor N-udvaskning (kg/ha/år), såfremt der er overskud af kvælstof i jorden i forhold til planternes behov samtidig med, at der sker transport ud af rodzonen på grund af stor nedbør og lille fordampning (se figur 2.1).



Figur 2.1 Oversigt over samspillet mellem afstrømning (perkolation) og mineraliserings- og planteoptagelsespotentialer i et "normal år" for vårbyg med isået græs som efterafgrøde. De grå zoner angiver perioder med risiko for forhøjet nitratudvaskning (efter Christensen, 1997a).

I dyrkede systemer fjernes der en stor mængde kvælstof med de høstede afgrøder. Dette tab af kvælstof kompenseres der for med kvælstoffikserende planter, der binder atmosfærens N_2 , ved tilførsel af afgrøderester til jorden, eller ved gødning af jorden med handelsgødning eller husdyrgødning. Om efteråret kan jorden indeholde en betydelig andel af uorganisk kvælstof. Noget af det uorganiske kvælstof vil direkte stamme fra tilført gødning, som ikke er optaget af afgrøderne. Størsteparten vil dog komme fra mineralisering af organisk kvælstof (Hansen og Djurhuus, 1997) og udvaskes, hvis der ikke etableres fangafgrøder i efteråret og vinteren, som kan opsamle kvælstoffet. Etablering af fangafgrøder har en markant reducerende effekt på indholdet af uorganisk N i jorden om efteråret og dermed på risikoen for N-udvaskning (Aronsson og Torstensson, 1998; Thorup-Kristensen, 1994). Ligeledes kan gødskning af jorden føre til direkte tab med nedsivningsvandet, hvis udbringningen foregår på et klimatisk uheldigt tidspunkt som lige før regn.

For at mindske tabet af kvælstof fra dyrkede systemer er det vigtigt at forstå hvordan forskellige dyrkningssystemer påvirker kvælstofudvaskningen i efteråret og vinteren. Dyrkningsmæssige forhold, der påvirker kvælstofudvaskningen, er relateret til gødningstypen, kvælstofoptaget i hovedafgrøderne, længden af deres vækstperioder og som allerede omtalt anvendelsen af fangafgrøder, som optager overskydende kvælstof i efteråret og vinteren og dermed mindsker tabet til omgivelserne. Ved hjælp af fireårige lysimeterforsøg med kvælstofdoseringer svarende til afgrødernes normsatte behov, fandt Thomsen et al. (1993), at kvælstofudvaskningen faldt i følgende rækkefølge: kontinuert vårbyg undersøet med italiensk rajgræs <kontinuert græs af flerårig rajgræs <vårbyg undersøet med græs i et sædskifte <flerårig rajgræs i et sædskifte = vinterhvede i et sædskifte < sukkerroer i et sædskifte <kontinuert vinterhvede <kontinuert byg <kontinuert sort brak.

2.2 Kvælstofkredsløbet

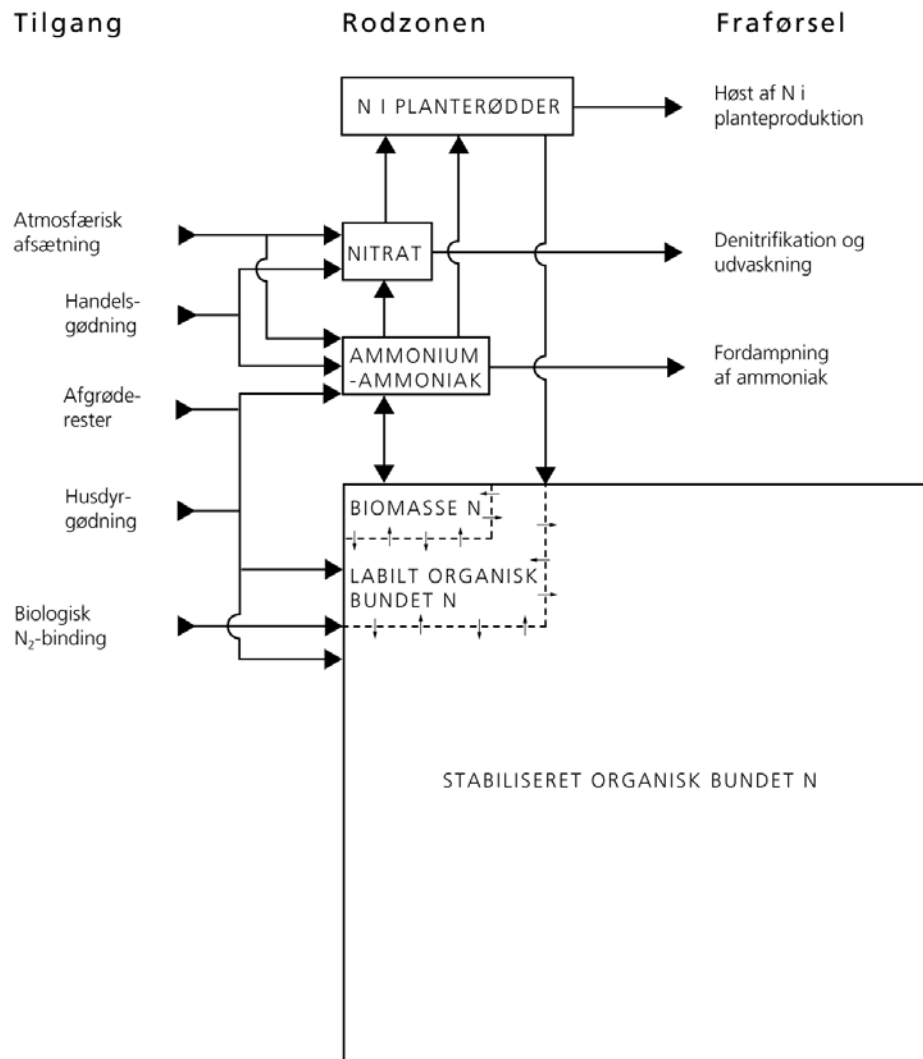
Kvælstofomsætningen i såvel naturlige som dyrkede økosystemer kontrolleres af de samme processer, der omfatter planteoptag, immobilisering/mineralisering, nitrifikation, denitrifikation, ammoniak fordampning og nitratudvaskning. Kvælstofkredsløbet er meget kompleks på grund af interaktioner mellem atmosfæren, biosfæren og det geologiske udgangsmateriale i jordbunden. Derudover kan kvælstof optræde både som gas, opløst i vand og i faste forbindelser. Oprindeligt foregik tilførslen af kvælstof til landjorden ved N_2 -fiksering enten ved lynnedslag eller symbiotiske mikroorganismer (Schlesinger, 1997). I den industrielle tid er fikseringen af N_2 fra atmosfæren kunstigt forøget gennem produktion af kvælstofkunstgødning ved brug af Haber Bosch processen, udviklet i Tyskland i 1910.

Et stort antal af biogeokemiske reaktioner er mulige, da kvælstof kan eksistere på mange valensstadier fra -3 i ammoniak (NH_3) til +5 i nitrat (NO_3^-). Transformationerne af kvælstof i jorden er ofte kontrolleret af svampe og bakterier. Reaktionerne afhænger ikke kun af typen af mikroorganismer, som lever i jorden, men også af redoxstadiet i jorden, pH, temperaturen, vandindholdet og transporten af kvælstofforbindelserne.

I landbrugssystemer fjernes en stor mængde kvælstof med de høstede afgrøder. For afgrøder, der ikke fikserer kvælstof fra atmosfæren, er det nødvendigt at tilføre kvælstof udefra for at kunne opretholde produktionsniveauet. I forhold til naturlige økosystemer forstyrres jorden jævnlige i de dyrkede systemer ved jordbearbejdning og ved hovedsagelig at have etårige afgrøder. Disse afgrøder har en relativ kort vækstperiode og ofte en intensiv kvælstofoptagelse fra jorden. Disse forhold gør at det dyrkede system har et mere åbent kvælstofkredsløb end et naturligt økosystem (Christensen, 1995).

I figur 2.2 er kvælstofkredsløbet og -puljerne skematiseret for rodzonen af en "typisk" dansk landbrugsjord med kornafgrøder. Størrelsen af boksene i figuren illustrerer kvælstofpuljernes relative størrelse. Den totale pulje af kvælstof er på 4-10 ton/ha. Det meste af dette kvælstof er relativt stabilt og nedbrydes med en langsom og konstant jordbundsafhængig mineraliseringsrate. En lille del af kvælstoffet findes i den mikrobielle

biomasse og i labilt organisk stof. Disse puljer af kvælstof har en mere dynamisk karakter og deres størrelser er afhængig af dyrkningsmåden af jorden, tilførslen af handelsgødning, husdyrgødning og planterester til jorden. På grund af deres dynamiske karakter bidrager de med betydelige mængder af mineralsk kvælstof til jorden ved mineralisering (Christensen, 1995).



Figur 2.2 Skematisk fremstilling af kvælstofkredsløbet på en landbrugsjord med kornafgrøder. På figuren ses tilførsler, tab og kvælstofpuljer i rodzonen (efter Christensen, 1995).

2.3 Påvirkning af puljen af N og C i jordbunden

I naturlige økosystemer er næringsstofkredsløbet tæt på at være lukket, og jordfrugtbarheden og den biologiske stabilitet er vedligeholdt. I økologisk jordbrugsproduktion tilstræbes det, at dyrke systemet så det holdes så tæt på det naturlige økosystem som muligt (Mäder et al., 1996). Jordfrugtbarheden er defineret som jordens evne til at forsyne planterne med vand og næringsstoffer så en tilfredsstillende produktion kan opretholdes (Scheller, 1996). I forhold til konventionelt landbrug søges jordens frugtbarhed og stabilitet vedligeholdt i økologisk produktion gennem (Mäder et al., 1996):

- 1) højere biodiversitet i jordbunden
- 2) større forekomst af symbioser (mykorrhiza)
- 3) større forekomst af f.eks. regnorme
- 4) højere energiudnyttelse af mikrobiologien i jorden
- 5) bedre jordstruktur
- 6) højere næringsstof- og energiudnyttelse af hele systemet
- 7) synkronisering af frigivelsen af mikrobielle næringsstoffer og plantebehov
- 8) højere total indhold af organisk stof

Et centralt emne i forbindelse med kvælstofoverskud og potentiel N-udvaskning på markerne er jordfrugtbarheden, da hertil knyttes jordens evne til at binde, opbygge og omsætte organisk stof og kvælstof i jordpuljen. Dyrkningsbetingede ændringer i jordens samlede indhold af organisk stof manifesteres først over lange tidsrum (>100 år). På længere sigt med samme landbrugsdrift vil jordens pulje af organisk stof være konstant, efterhånden som der indstiller sig en ligevægt. En opgørelse af ændringer er derfor vanskelig uanset om det sker ved modelsimuleringer eller ved målinger (Christensen, 1997b). Under danske tempererede klimaforhold, med lette sandede jordtyper, tyder langvarige forsøg på, at der generelt sker et fald i puljen af organisk stof og kvælstof på dyrket jord (Christensen og Johnston, 1997).

Det er vanskeligt, at opbygge organisk stof i jorden under danske forhold, så længe den er i omdrift og bearbejdes årligt. Det er sandsynligt, at der kan opbygges organisk stof i landbrugsjorden ved flerårige græsmarker eller ved meget store tilførsler af organisk stof i form af afgrøderester og husdyrgødning (Christensen og Johnston, 1997). Jordens indhold af organisk stof påvirkes på kort sigt af mange forskellige faktorer såsom I) afgrødetype og sædskifte, II) dyrknings- og kultiveringsmetode, III) mængden af afgrøderester tilbageført til jorden, IV) gødningsmængde og -type, der alle indgår i et komplekst sammen spil med det geologiske udgangsmateriale.

Gødningsform - og mængde

Langvarige forsøg fra Rothamsted i England på silt- og lerholdige jord (20-25% ler) har vist, at tilførslen af store mængder staldgødning (35 t/ha) hæver indholdet af organisk stof i jorden over mere end 130 år, først sker stigningen hurtigt senere mere langsomt efterhånden som en ny ligevægt nærmer sig for systemet (Christensen og Johnston, 1997). Modsat viser langvarige forsøg fra Askov på Lermarken (12% ler) et generelt fald i jordens organiske pulje, som kan tilskrives virkningen af den almindelige dyrkningspraksis på mineraliseringen af det organiske stof, der var opbygget i jorden forud for opdyrkningen omkring år 1800 (Christensen, 1997b). Forsøgene viser også, at husdyrgødning giver anledning til et højere indhold af organisk stof i jorden, end når tilsvarende mængder næringsstoffer tilføres med handelsgødningen. Ved tilførsel af store mængder husdyrgødning (100 t/ha) etableres et højere kulstof indhold i jorden i forhold til lavere doseringer af næringsstoffer (Christensen og Johnston, 1997b).

Et mere kortvarigt forsøg (12 år) ved Lundgård (JB1, initial kulstof indhold på 1,5%) og Askov (JB5, initial kulstof indhold på 2,7%) har vist, at husdyrgødning (25-100 t/ha/år) var i stand til at hæve C-indholdet ved Lundgård, mens 100 t staldgødning hvert år per ha ved Askov kun var i stand til at opretholde kulstofpuljen på dette areal (Christensen, 1997).

Sædskiftet

Afgrødevalgets virkning på jordens pulje af organisk stof er knyttet til rodsystemets beskaffenhed, antal planter pr. arealenhed, henfald af overjordisk plantebiomasse i vækstforløbet, vækstperiodens længde og omfanget af jordbearbejdning, der er knyttet til afgrødens dyrkning (Christensen, 1997b). I et 30-årigt forsøg ved Askov med 3 forskellige sædskifter er det fundet at sædskifter med kløvergræs udlagt i vårsæden gav det mindste fald i jordens pulje af organisk stof.

Et andet 30-årigt forsøg ved Askov, hvor 3 forskellige dyrkningssystemer blev sammenlignet: I) lerjord med højt C indhold, en sandjord med lavt C indhold og en lerjord med lavt C indhold, viste, at sædskiftet bidrog til opbygning af jordens pulje af organisk stof i de to tilfælde med lavt C indhold.

Ud over valg af hovedafgrøder har efterafgrøder også indvirkning på jordens indhold af organisk stof, idet flere forsøg har vist at isåning af rajgræs i kornafgrøder øger indholdet af organisk stof i jorden (Christensen, 1995).

Tilbageførsel af afgrøderester

Flere danske forsøg har vist at halmnedmuldning på længere sigt vil øge den dyrkede jords kulstofindhold med mellem 3 og 15% set i forhold til at fjerne halmen fra marken. Virkningen af halmnedmuldningen vil være størst på lerrige jorde med lavere C indhold og mindst på grovsandet jord (Christensen, 1997b).

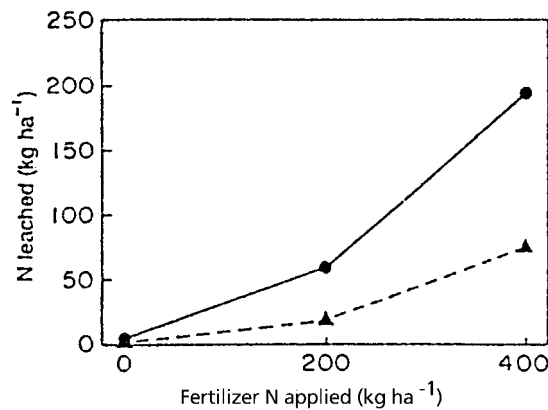
2.4 Udvasning af kvælstof fra kløvergræsmarker

Græsmarker er meget effektive til at reducere udvasningen af kvælstof (Thomsen et al., 1993). Men udvasningen af kvælstof fra intensivt dyrkede græsmarker kan være meget høj (>150 kg N/ha/år), særligt når markerne afgræsses (Ryden et al., 1984). Græsmarker, som anvendes til slæt, kan normalt forbruge store mængder af kvælstof i form af gødning, og N-udvasningen er derfor

lav. En høj kvælstofudvasning vil forekomme hvis tilførslen af kvælstof til systemet ikke matches af en effektiv optagelse af kvælstof i marken. Pløjning af græsmarker fører til store tab af kvælstof med nedsivningsvandet, hvis ikke de efterfølgende afgrøder (også 2. og 3. år efter græsmarken) er i stand til at udnytte kvælstoffet, som bliver frigivet ved mineralisering. Tabene af kvælstof er desuden større jo ældre græsmarken er (Addiscott, 1992).

I sydvest England undersøgte Scholefield et al. (1993) fra 1983-90 udvasningen af nitrat fra dræned og udræned græsmarker, som modtog flere niveauer af gødning (0, 200 og 400 kg N/ha/år). Jorden var leret og den topografiske hældning mellem 5 og 10%. Den overfladenære afstrømning blev derfor opsamlet med lysimetre eller gennem drænrør. Udvasningen af kvælstof steg fra 4 til 38 til 134 kg N/ha/år for græsmarker, der modtog 0, 200 og 400 kg N/ha/år, som gennemsnit for de dræned og udræned marker, med størst N-udvasning på de dræned marker (figur 2.3).

Djurhuus og Olesen (1997) undersøgte N-udvasningen fra 1989-1995 fra afhuggede kløvergræsmarker på 2 vandede grovsandede jorde ved Jyndevad og en fin, lerblandet sandjord ved Foulum i Danmark. Markerne blev gødet med 250 og 150 kg N/ha/år for de grovsandede jorde og 166 kg N/ha/år for den fine, lerblandede sandjord. Forfatterne fandt, at N-udvasningen, som gennemsnit af 3 år, varierede fra 160-254 og 189-254 kg N/ha/år for det grovsandede sand til 129-233 kg N/ha/år for den lerblandede sandjord. Ved tidlig efterårsplojning var vinterhvede ikke i stand til at optage den mineraliserede kvælstofmængde. N-udvasningen var lavest, når plojning af kløveren fandt sted i foråret, og når jorden det efterfølgende efterår blev holdt dækket med vinterrug. Lignende resultater er opnået af Francis et al. (1992) i New Zealand. Plojning af græsmarker om foråret i stedet for om efteråret reducerede også N-udvasningen i et økologisk jordbrug i England fra 20.3 kg N/ha/år til 12.3 kg N/ha/år (Phillipps et al., 1995).



Relationships for drained (●) and undrained plots (▲)

Figur 2.3 Sammenhæng mellem forskellige niveauer af gødningstildelinger og N-udvaskning for drænedede og udrænedede marker fra et område i sydvest England (efter Scholefield et al., 1993).

På baggrund af feltforsøg skriver Cuttle (1992), at man må forvente den samme grad af udvaskning fra moderat gødede kløvergræsmarker som fra kløvergræsmarker, der modtager den tilsvarende mængde kvælstof ved fiksering.

2.5 Danske undersøgelser

Der findes kun få eksempler på undersøgelser af N-udvaskningen fra økologiske jordbrug i Danmark. Disse undersøgelser varierer blandt andet med hensyn til metodevalget, brugstyper og jordbundstyper. Ligeledes er måleperioderne relative korte og den aktuelle nedbør og nedsivning (mm/år) i disse år, har derfor stor indflydelse på den målte N-udvaskning. Resultaterne beskriver derfor på ingen måde den variation man må forvente, at der er i N-udvaskningen fra økologiske brugs- og afgrødekombinationer i Danmark. I tabel 1 ses 3 forskellige typer af danske undersøgelser, hvor formålet har været at bestemme N-udvaskningen fra økologisk jordbrug. Magid og Kølster (1995) estimerede N-udvaskningen ved at anvende DAISY-modellen, Kristensen et al. (1994) brugte N_{\min} målinger fra Kvadratnetundersøgelsen til bestemmelse af N-udvaskningen, mens Askegaard og Eriksen (1997) mere direkte har målt N-udvaskningen ved brug af sugecelle-

metoden og anvendelse af vandbalancemodellen EVACROP. Langvarige målinger med sugecellemetoden må siges at være mere fordelagtig end N_{\min} metoden til bestemmelse af N-udvaskningen. Modelberegninger af N-udvaskningen vil altid være mere usikre end direkte feltmålinger.

Kvægbrug var den brugstype, som overvejende var genstand for undersøgelserne i de 3 eksempler. I malkekvægbruget i Tåstrup fandt Magid og Kølster (1995) en lav netto tilførsel af kvælstof på 3 kg N/ha/år og i gennemsnit en N-udvaskning på 40 kg N/ha/år ved hjælp af DAISY-modellen. Beregningerne viser indirekte, at der er sket en nedbrydning af puljen af organisk kvælstof i jorden i måleperioden, 1988-92.

Resultaterne fra Kvadratnetundersøgelsen (Kristensen et al., 1994) viste ved én N_{\min} prøvetagning (gennemsnit i 0-75 cm's dybde) i efteråret 1990, at der var potentiale for udvaskning af 31 kg nitrat N/ha (min.: 3 kg N/ha, maks.: 102 kg N/ha) i gennemsnit for de 25 økologiske brug, som indgik i undersøgelsen. De økologiske brug er sammenlignet med 324 konventionelle brug uden gødning og 246 konventionelle brug med gødning. I gennemsnit var nitratindholdet i jorden under de konventionelle brug med gødningstildeling til markerne på 29 kg N/ha (min. 1 kg N/ha,

maks. 454 kg N/ha) og under de konventionelle brug uden gødningstildeling på 22 kg N/ha (min. 1 kg N/ha, maks. 183 kg N/ha). Det vil sige, at undersøgelsen viser, at der ikke er nogen signifikant forskel i nitratindholdet i jorden mellem økologiske og konventionelle brugstyper. Undersøgelsen kan dog kritiseres på flere punkter, I) lav antal økologiske brug i forhold til konventionelle, II) uens geografisk fordeling af gårde i undersøgelsen, III) kun udtagning af jordprøver én gang i efteråret 1990 og IV) at de økologiske brug hovedsagelig var kvægbrug, som var både større

(ha) og havde flere dyr (DE/ha) end landsgennemsnittet (Kristensen et al., 1994).

Askegaard og Eriksens (1997) analyse af et økologisk kvægbrug ved Foulum fra 1994-97 viser, at netto tilførslen af kvælstof varierede fra 82 kg/ha/år (0,9 DE/ha) til 116 kg/ha/år (1,4 DE/ha) (i kapitel 6 er undersøgelsen nærmere beskrevet). Udvaskningen af kvælstof var 27 kg/ha/år og 32 kg/ha/år for henholdsvis 0,9 og 1,4 DE/ha.

Tabel 1. Danske undersøgelser af N-udvaskningen fra økologisk jordbrug.

Reference	Sted, brugstype og jordtype	Metode	N-udvaskning, kg/ha/år
Magid og Kølster (1995)	Tåstrup, malkekvæg, siltjord	DAISY	40
Kristensen et al. (1994)	Kvadratnettet	N _{min} målinger	31
Askegaard og Eriksen (1995)	Foulum, kvægbrug, lerblandet sandjord	sugeceller og EVACROP	27-32

2.6 Udenlandske undersøgelser

Der findes også kun få udenlandske undersøgelser, som har analyseret N-udvaskningen fra økologisk jordbrug. I tabel 2 er opsummeret resultater fra udenlandske økologiske jordbrug, hvor der er målt N-udvaskning. Undersøgelserne vil senere i afsnittet blive beskrevet nærmere. Målingerne har ligesom dem fra Danmark hovedsagelig været udført på kvægbrug. Der er flere forhold som gør, at det er problematisk at sammenligne undersøgelser bl.a.:

1) måleårene og længden af undersøgelserne varierer. Måleårene strækker sig over perioden fra

1981-93, hvor længden af en enkelt undersøgelse varierer fra 1 til 8 år.

- 2) forskellige metoder har været anvendt (sugeceller, N_{min}, ekstraktion af jordvand, drænrør og opsamling af overfladiske afstrømning)
- 3) jordbundsforhold og klimaforhold varierer fra undersøgelse til undersøgelse
- 4) kvægbrug er overrepræsenteret

Generelt set viser resultaterne, at udvaskningen fra økologisk jordbrug er meget lav fra 8-34 kg N/ha/år.

Tabel 2. Udenlandske undersøgelser af N-udvaskningen i økologisk jordbrug. Undersøgelserne er nærmere beskrevet i teksten.

Reference	Sted, brugstype og jordtype	Metode	Økologisk N-udvaskning kg/ha/år	Konventionel N-udvaskning kg/ha/år
Van der Werff et al. (1995)	Holland, kvægbrug, sandjord	ekstraktion af jordvand	20	-
Granstedt (1992)	Sverige, kvægbrug, siltjord	N _{min}	8	-
Nolte og Werner (1994)	Rhindalen, Tyskland, svine- og kvægbrug, lerblandet sandjord til sandblandet lerjord	Hess (1989)	25	-
Younie og Watson (1992)	Aberdeen, Skotland, kvægbrug, sandblandet lerjord	N _{min}	28,3	38,2
Brandhuber og Hege (1992)	Bayern, Tyskland, kvægbrug, lerblandet sandjord til sandblandet lerjord	N _{min}	27 (mg/L)	42-79 (mg/L)
Watson et al. (1993)	England, kvægbrug+plantebrug, siltjord til sandblandet lerjord	N _{min}	<34	-
Stopes og Philipps (1992)	England	sugeceller	20	-
Philipps et al. (1995)	Gloucestershire, England, fårebrug, siltjord	sugeceller	12,3-20,3	-
Eltun (1995)	Apelsvoll, Norge, plantebrug, lerblandet sandjord til siltjord	drænrør og opsamling af overfladisk afstrømning	12,6-13,9	21,7-33,8

I Holland har van der Werff et al. (1995) opstillet N-balancer og udregnet N-udvaskningen for 3 økologiske kvægbrug på sandjord. N-udvaskningen blev bestemt på baggrund af kemiske analyser af ekstraheret jordvand og måling af jordvandsindholdet. N tilførslen til markerne i de økologiske kvægbrug var i gennemsnit på 121 kg/ha/år med en husdyrtæthed mellem 0,6 til 1,6 DE/ha. Overskuddet af kvælstof på gårdniveau var 83 kg/ha/år i gennemsnit for de økologiske kvægbrug sammenlignet med 391 kg/ha/år for konventionelle intensive kvægbrug på sandjorde i

Holland. Det gennemsnitlige tab ved kvælstofudvaskning var kun 20 kg/ha/år (varierede fra 15-25 kg N/ha/år) for de økologiske kvægbrug i Holland, som blev undersøgt i årene 1990-1992.

I Sverige har Granstedt (1992) fra 1981-1987 undersøgt kvælstofdynamikken på en biodynamisk gård med malkekvæg i Sörmland. Der er anvendt et 7-marks sædskifte med græs, korn og foderroer. Jordtypen var en silt jord og dyretætheden var 0,6 DE/ha. Kvælstoftilførslen til markerne var i gennemsnit på 83 kg N/ha/år. Kvælstofoverskuddet

på markniveau var på 10 kg N/ha/år, og udvaskningen blev beregnet til kun 8 kg N/ha/år som gennemsnit fra 1981-87. Granstedt (1992) lavede en sammenligning til det gennemsnitlige tab fra landbrugsjord i Sverige, som estimeres til 100 kg N/ha/år både som ammoniak fordampning og N-udvaskning.

I Rhindalen i Tyskland undersøgte Nolte og Werner (1994) fra 1985-1987 kredstofkredsløbet på en biodynamisk gård ("Boschheidehof") med både køer og svin. Jordtypen var en lerblandet sandjord til sandblandet lerjord og der var 1,04 DE/ha. I sædskiftet indgik 29% græs, 57% korn og 14% rodfrugter. Kvælstoftilførsel lå på 153 kg N/ha/år og netto tilførslen på markniveau var 45 kg N/ha/år. Udvasningen blev estimeret til 25 kg N/ha/år og her refererede Nolte og Werner (1994) til en undersøgelse af Hess (1989).

Younie og Watson (1992) sammenlignede udvaskningspotentialet af kvælstof ved N_{min} undersøgelser på en økologisk og en konventionel gård med kvæg i Aberdeen, Skotland i efteråret og vinteren 1990/91. Gårdene var etableret i 1983 ved siden af hinanden på jordtypen sandblandet lerjord. På det økologiske kvægbrug var der i gennemsnit 3,2 stude (18 måneder) per ha, mens der var 4,2 stude per ha på det konventionelle kvægbrug. Derudover modtog det konventionelle kvægbrug 270 kg N/ha/år i form af handelsgødning. I gennemsnit blev der observeret en reduktion i N_{min} indholdet på 23% fra det konventionelle kvægbrug (38,2 kg N/ha) til det økologiske kvægbrug (28,3 kg N/ha).

I en undersøgelse af Brandhuber og Hege (1992) blev nitratindholdet i 5-10 meters dybde i jorden (N_{min} -metoden) undersøgt på 15 økologiske malkekvægbrug (gennemsnit 1.1 DE/ha) i Bayern, Tyskland i årene 1988-1990.

Nitratkoncentrationen i gennemsnit for de økologiske brug var 27 mg/L, som lå lavere end værdier for konventionelle brug i Bayern både uden husdyr (42 mg/L) og med husdyr (79 mg/L).

På to økologiske gårde i England, den ene med malkekvæg (siltjord) og den anden med et korn-

sædskifte med import af husdyrgødning (sandblandet lerjord), blev infiltrationsvandet undersøgt med N_{min} -metoden fra 1986-1988 (Watson et al, 1993). På 5 marker blev kvælstofindholdet undersøgt til stor dybde. I 4 tilfælde var N-udvaskningen <25 kg N/ha per vinter. I det sidste tilfælde, hvor en 4-års græsmark var blevet ompløjet, var udvaskningen ca. 70 kg/ha per vinter.

N-udvaskningen fra ikke gødede økologiske kløvergræsmarker er fundet at være meget lavere (<5 kg N/ha/år) end under konventionelle gødede græsmarker (Stopes og Philipps, 1992). I et 8-års sædskifte i England med 50% kløvergræs og 50% kornafgrøder blev udvaskningen af kvælstof undersøgt i årene 1985-88 med sugeceller. Den gennemsnitlige udvaskning fra hele sædskiftet beløb sig til 20 kg N/ha/år, hvor udvaskningen fra kløvermarkerne var <5 kg N/ha/år, mens udvaskningen fra kornafgrøderne varierede fra ca. 15 til ca. 98 kg N/ha/år (Stopes and Philipps, 1992). Philipps et al. (1995) har også undersøgt N-udvaskningen fra en 49 ha økologisk gård beliggende i Gloucestershire, England på en siltjord fra 1989-92. I 7-årssædskiftet indgik der kløver/rajgræs og vinter- og forårssåede kornafgrøder. Græsmarkerne blev om sommeren afgræsset af får, og sugecellemetoden blev brugt til måling af N-udvaskningen. Den gennemsnitlige årlige N-udvaskning (for 3 år) varierede fra 20,3 kg N/ha/år for et sædskifte med efterårsplojning til 12,3 kg N/ha/år for et sædskifte med forårsplojning.

Ved Forskningscenter Apelsvoll i det centrale sydøst Norge har Eltun (1995) sammenlignet N-udvaskningen fra to økologiske med to konventionelle systemer fra 1990-93. I både de økologiske og konventionelle marker var der et sædskifte med fangafgrøder og et med foderafgrøder. Jordtypen var en lerblandet sandjord til siltjord og udvaskningen blev undersøgt med drænrør og opsamlingsstationer af overfladisk afstrømning. Mere end 80% af N-udvaskningen blev tabt gennem drænvandet i begge systemer og resten ved overfladisk afstrømning. Den gennemsnitlige N-udvaskning fra det økologiske sædskifte med fangafgrøder (12,6 kg/ha/år) var mere

end halveret sammenlignet med udvaskningen fra det tilsvarende konventionelle (33,8 kg N/ha/år). I sædskifterne med foderafgrøder var udvaskningen reduceret med 23% fra de økologiske (13,9 kg N/ha/år) til de konventionelle marker (21,7 kg N/ha/år).

2.7 Konklusion

Ved dyrkning af jorden er der risiko for tab af især nitrat med nedsvivningsvandet. Synkronisering af kvælstofmineraliseringen i jorden og planternes optag af mineralsk kvælstof er vigtig for at minimere risikoen for en uønsket høj kvælstofudvaskning. Det er vist, at følgende dyrkningsmæssige faktorer har stor indflydelse på udvaskningen af kvælstof:

1. Valg af sædskifte (herunder valg af hovedafgrøder og efterafgrøder)
2. Jordbearbejdningsstidspunktet
3. Gødningsform og -mængde
4. Udbringningstidspunkt af gødningen

Valg af sædskifte og dermed afgrøder og efterafgrøder er af afgørende betydning for N-udvaskningen. Jordbearbejdningsstidspunktet er naturligvis også afgørende, men vil ofte være dikteret af det pågældende sædskifte. Hvis for eksempel vinterkornafgrøder indgår i sædskiftet vil det således ved almindelige dyrkningssystemer være nødvendigt at foretage en efterårsplojning, som fremmer N-udvaskningen (Francis et al., 1992; Djurhuus og Olesen, 1997). Etablering af efterafgrøder (fangafgrøder) har, på samme måde som udsættelse af pløjetidspunkt til foråret, en

markant reducerende effekt på indholdet af uorganisk N i jorden om efteråret og dermed på udvaskningsrisikoen (Aronsson og Torstensson, 1998; Thorup-Kristensen, 1994). Gødningsmængde og -udbringningstidspunkt har ligeledes stor betydning for N-udvaskningen, især hvis gødningen forårsager høje niveauer af uorganisk N i jorden på tidspunkter med risiko for perkolation fra rodzonen.

Kvælstofudvaskningen er generelt lav fra de få kortvarige danske og udenlandske undersøgelser fra økologisk jordbrug, der findes. Da den økologiske dyrkningspraksis bygger på anvendelse af fangafgrøder, tilbageførsel af organisk stof til jorden og brug af organisk bundet kvælstof i stedet for handelsgødning må det antages at niveauet af organisk bundet kvælstof i jorden kan hæves i forhold til konventionel landbrugsdrift. Kvælstoffet vil dog blive frigivet (mineraliseret) igen over en længere årrække og herved give anledning til enten højere udbytter eller større kvælstofudvaskning. Kløvergræsmarker indgår som en vigtig kvælstoffikserende afgrøde i økologiske sædskifter, og flere forsøg har vist at kvælstof-udvaskningen fra græsmarker kan udvise stor variation afhængig af såvel dyrkningen som anvendelsen, for eksempel alder af græsmarken, gødningstilførsel, kvæstoffiksering og afgræsning. Der er brug for længerevarende undersøgelser angående kvælstofudvaskning og -omsætning fra økologiske brug eventuelt kombineret med modelsimuleringer for at kunne udtale sig generelt om langtidseffekten af kvælstofudvaskningen fra økologisk jordbrug.

2.8 Referencer

- Addiscott, T., 1992. Putting the nitrate issue in perspective. *Shell Agriculture*, 14, 14-17.
- Aronsson, H., and Torstensson, G., 1998. Measured and simulated availability and leaching of nitrogen associated with frequent use of catch crops. *Soil Use and Management* 14, 6-13.
- Askegaard M. og Eriksen, J., 1997. 3. Udbytter og kvælstofudvaskning i relation til gødningsniveau og type. SP-rapport nr. 15, 37-46.
- Brandhuber R., og Hege, U., 1992. Teifeundersuchungen auf nitrat unter ackerschlägen des ökologischen landbaus. Aus des bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, Freising-München. *Landwirtschaftliches Jahrbuch* 69. Jhrg., heft 1, 111-119.
- Burt T. og Haycock, N., 1991. Farming and nitrate pollution. *Geography*, 60-63.
- Christensen, B.T., 1995. Nitrogen added to soil in crop residues and animal manure. I: "Agriculture. Nitrogen supply and nitrogen fixation of crops for cool and wet climates". Fra workshop ved Norwegian Crop Reseach Institute (Planteforsk), Holt Reseach Centre, Tromsø, september 7-9, 1995. European Commission (EUR 16757 EN), 117-133.
- Christensen, B.T. and Johnston, A.E., 1997. Soil organic matter and soil quality - lessons learned from longterm field experiments at Askov and Rothamsted. In: "Soil quality for crop production", Eds. E.G. Gregorich og M.R. Carter. *Soil Quality for crop Production and Ecosystem Heath. Developments in Soil Science*, vol. 25. Elsevier, Amsterdam, 399-430.
- Christensen, B.T., 1997a. Kvælstofomsætningen i jord - Hvorfor taget det tid at reducere nitratudvaskningen. *Jordbrugsforskning*, september/oktober 1997, 1. årgang, nr. 2, 7-11.
- Christensen, B.T., 1997b. Dyrkningens indflydelse på jordens kulstofindhold. *Tidskrift for LAND ØKONOMI*, 4/97, 184. årgang, 213-221..
- Cuttle, S.P., 1992. Prospects for reducing nitrate leaching by the use of clover in grassland systems. *Aspects of Applied Biology* 30, 239-242.
- Djurhuus, J., og Olsen, P., 1997. Nitrate leaching after cut grass/clover leys as affected by time of ploughing. *Soil Use and Management*, 13, 61-67.
- Eltun, R., 1995. Comparisons of nitrogen leaching in ecological and conventional cropping systems. *Nitrogen Leaching in Ecological Agriculture*, A B Academic Publishers, 103-114.
- Francis, G.S., Haynes, R.J., Sparling, G.P., Ross, D.J., Williams, P.H., 1992. Nitrogen mineralization, nitrate leaching and crop growth following cultivation of a temporary leguminous pasture in autumn and winter. *Fertilizer Research* 33, 59-70.
- Granstedt, A., 1992. Case studies on the flow and supply of nitrogen in alternative farming in Sweden. 1. Skilleby-Farm 1981-1987. *Biological Agriculture and Horticulture*, vol. 9, 15-63.
- Hansen, E.M. og Djurhuus, J., 1997. Nitrate leaching as influenced by soil tillage and catch crop. *Soil and Tillage Research*, 41, 203-219.
- Hess, 1989. Kleegrasmusbruch im organischen landbau - aspekte zur stickstoffdynamik, dargestellt am beispiel des fruchtfolgegleides kleegras-kleegras-weizen-roggen. Diss. Bonn.
- Kristensen, S.P., Mathiasen, J., Lassen, J., Madsen, H.B., og Reenberg, A., 1994. A comparison of the leachable inorganic nitrogen content in organic and conventional farming systems. *Acta Agric. Scand., Sect. B. Soil and Plant Sci.*, 44, 19-27.

- Mäder, P., Pfiffner, L., Fließbach, A., von Lützow, M. og Munch, J.C., 1996. Soil ecology - the impact of organic and conventional agriculture on soil biota and its significance for soil fertility. I: Fundamentals of Organic Agriculture (Eds.) Troels V. Østergaard. 11th IFOAM International Scientific Conference August 11 - 15, 1996, Copenhagen, 24-40.
- Magid, J. og Kølster, P., 1995. Modelling nitrogen cycling in an ecological crop rotation - and explorative trial. Nitrate leaching in Ecological Agriculture, A B Academic Publishers, 77-87.
- Nolte, C. og Werner, W., 1994. Investigations on the nutrient cycle and its components of a biodynamically-managed farm. Biological Agriculture and Horticulture, vol. 10, 235-254.
- Philipps, L., Stopes, C.E., Woodward, L., 1995. The impact of cultivation practice on nitrate leaching from organic farming systems. Soil management in sustainable agriculture. Proceedings Third International Conference on Sustainable Agriculture. Wye College, University of London, UK, 31 August to 4 September 1993.
- Ryden, J.C., Ball, P.R., Garwood, E.A., 1984. Nitrate leaching from grassland. Nature 311, 50-53.
- Scheller, E., 1996. Soil fertility and soil examination. I: Fundamentals of Organic Agriculture (Eds.) Troels V. Østergaard. 11th IFOAM International Scientific Conference August 11 - 15, 1996, Copenhagen, 47-59.
- Scholefield, D., Tyson, K.C., Garwood, E.A., Armstrong, A.C., Hawkins, J., og Stone, A.C., 1993. Nitrate leaching from grazed grassland lysimeters: effects of fertilizer input, field drainage, age of sward and patterns of weather. Journal of Soil Science, 44, 601-613.
- Schlesinger, W.H., 1997. Biogeochemistry. An analysis of global change. Second Edition. Academic Press.
- Stopes, C., og Philipps, L., 1992. Organic farming and nitrate leaching. New Farmer and Grower, Spring 1992, 25-28.
- Thomsen, I.K., Hansen, J.F., Kjellerup, V. og Christensen, B.T., 1993. Effects of cropping system and rates of nitrogen in animal slurry and mineral fertilizer on nitrate leaching from a sandy loam. Soil Use and Management 9, 53-58.
- Thorup-Kristensen, K., 1994. The effect of nitrogen catch crop species on the nitrogen nutrition of succeeding crops. Fertilizer Research 37, 227-234.
- Watson, C.A., Fowler, S.M., og Wilman, D., 1993. Soil inorganic-N and nitrate leaching on organic farms. Journal of Agricultural Science, 120, 361-369.
- van der Werff, P.A., Baars, A. og Oomen, G.J.M., 1995. Nutrient balances and measurement of nitrogen losses on mixed ecological farms on sandy soils in the Netherlands. In: Nitrogen Leaching in Ecological Agriculture, Eds: Lars Kristensen with Christopher Stopes, Per Kølster, Artur Granstedt and David Hodges, 41-50.
- Younie, D. og Watson, C.A., 1992. Soil nitrate-N levels in organically and intensively managed grassland systems. Aspects of Applied Biology 30, 235-238.

3 Kvælstofgødskning og -udvaskning ved aktuel landbrugspraksis: Landovervågningen

Af Ruth Grant, Hans Estrup Andersen & Søren E. Larsen
Afd. for Vandløbsøkologi, Danmarks Miljøundersøgelser

3.1 Indledning

Landovervågningen under Vandmiljøplanens Overvågningsprogram har til formål at eftervise effekten af iværksatte handlingsplaner, herunder Handlingsplanen for et Bæredygtigt Landbrug. Landovervågningen udføres i seks små oplande. En gang om året indhentes oplysninger om afgrøder og gødskningspraksis på markniveau. Datamaterialet er derfor velegnet til at beskrive dyrkningspraksis for forskellige typer af brug, afgrøder m.v. Endvidere bliver der på udvalgte marker målt udvaskning af kvælstof fra rodzonen, hvorved det er muligt at beskrive sammenhænge mellem kvælstofudvaskning og dyrkningsparametre, såsom afgrøde, gødskning og brugstype. Landovervågningen er yderligere beskrevet i Grant et al. (1997).

Opgørelser fra Landovervågningen anvendes i denne sammenhæng til beskrivelse af det konventionelle landbrug og danner baggrund for sammenligningen mellem konventionelt og økologisk landbrug, som beskrevet i kapitel 6.

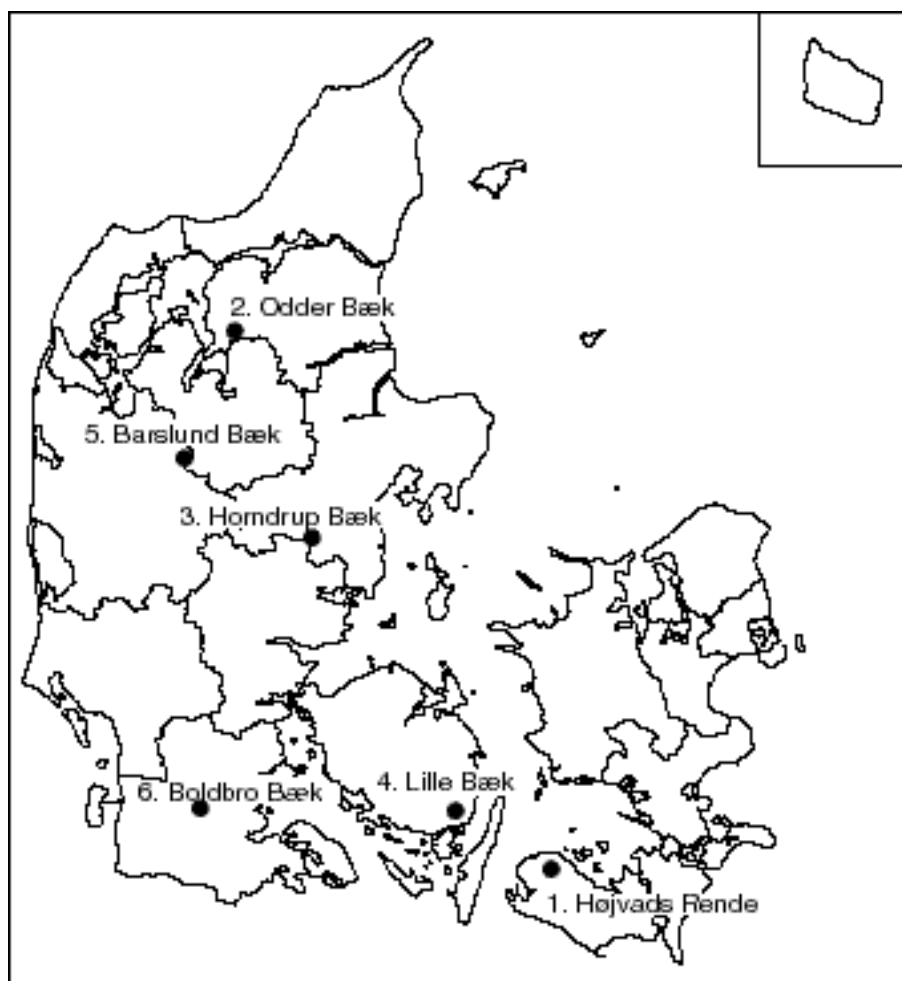
3.2 Landovervågningsprogrammet

Interviewundersøgelsen

Landovervågningen udføres i seks landbrugsdominerede oplande, fordelt med tre sandede oplande i Jylland og tre lerede oplande i Østjylland, på Fyn og Lolland (figur 1). Hvert opland er 5-10 km². Oplandene er udvalgt, så de stort set dækker forskelle i klima, jordbund og landbrugspraksis inden for landet. Siden 1990 er der foretaget en årlig interviewundersøgelse vedrørende landbrugsdriften blandt landmændene i oplandene. Undersøgelsen sker på frivillig basis, næsten alle

landmænd i områderne deltager. På ejendomsniveau indhentes oplysning om husdyrhold. På markniveau indhentes oplysning om afgrøder, tilførte mængder handelsgødning og husdyrgødning, høstede afgrøder samt tidspunkter for pløjning, såning, høst og gødningstildelinger. I 1996 indgik 128 ejendomme i undersøgelsen, der var ca. 1100 marker, som i alt dækkede et areal på 5132 ha. Den gennemsnitlige husdyrtæthed i 1996 for hele arealet var 1,0 DE/ha, hvilket var en smule større end landsgennemsnittet på 0,95 DE/ha. De ændringer i landbrugspraksis, der er observeret i de seks oplande, har i stor udstrækning kunnet genfindes i landsdækkende data fra Danmarks Statistik over gødningsforbrug, husdyrhold, afgrødesammensætning m.v. Det vurderes på baggrund af ovenstående, at opgørelser over landbrugspraksis i oplandene giver et nogenlunde pålideligt billede af de landsdækkende forhold.

Der foretages årlige opgørelser over gødningsbalancer på markniveau baseret på landmandens opgivelser. Næringsstofinput og -output beregnes vha. normtal. Til beregning af kvælstoftilførsel med husdyrgødning anvendes landmandens opgivelser af udbragte mængder og normtal for kvælstofindhold i husdyrgødning (Laursen, 1994); de opgivne mængder korrigeres således, at ejendommens samlede udbragte mængder svarer til normproduktionen for pågældende husdyrhold. Kvælstoffiksering beregnes efter Kyllingsbæk (1995), og kvælstof i høstede afgrøder efter Vilhelm og Nielsen (1990) og Landsudvalget for kvæg (1995). Kvælstoftilførsel til en afgrøde opgøres for afgrødens driftsår, dvs. fra markens høstes forrige år til høst i indeværende år; for græsmarker dog fra forrige års høst og indtil 1. november i indeværende år.



Figur 3.1 Oversigt over landovervågningsoplandenes placering.

Måling af kvælstofudvaskning

I oplandene er der siden 1990 foretaget måling af kvælstofudvaskning fra rodzonen fra 40 fast-liggende jordvandsstationer. Afgrødefordeling, gødningstildeling og husdyrholdet på marker med jordvandsstationer svarer stort set til gennemsnittet for oplandene.

En jordvandsstation består af 10 sugeceller placeret i ca. 100 cm dybde, og fordelt på ca. 100 m².

Der udtages prøver fra sugecellerne hver uge i afstrømningsperioden. Vandafstrømningen modelberegnes - på lerjorde med høj grundvandsstand vha. DAISY og på de øvrige jorde vha. EVACROP. Kvælstofudvaskningen beregnes på døgnbasis på baggrund af målte koncentrationer og modelberegnete afstrømninger. Udvasningen opgøres på hydrologisk år, dvs. fra 1. juni til 31. maj, og relateres til driften på marken det foregående driftsår.

3.3 Landbrugspraksis på forskellige brugstyper

Brugenes forekomst og afgrødefordeling

Brugstypernes repræsentativitet i Landovervågningen er vist i tabel 3.1. Kvægbrug er defineret som de brug, hvor mindst 2/3 af brugets dyreenheder kan henføres til kvæg. Svinebrug er de brug, hvor mindst 2/3 af brugets dyreenheder kan henføres til svin. Øvrige brug med husdyr defineres som andre brug. Planteavlsbrug defineres

som brug med mindre end 0,5 DE/ha uanset ovenstående (Danmarks Statistik, 1997); for Landovervågningen anvendes dog definitionen mindre end 0,1 DE/ha. Brugstypernes fordeling i Landovervågningen svarer stort set til fordelingen på landsplan. Der er dog i Landovervågningen en lidt større husdyrtæthed på kvægbrugene og en lidt mindre husdyrtæthed på svinebrugene end på landsplan.

Tabel 3.1 Brugstypernes fordeling og husdyrtætheder for Landovervågningen og hele landet, 1996.

Brugstype	Landovervågningen		Hele landet	
	% areal	DE/ha	% areal	DE/ha
Planteavlsbrug	29	0	23	0,2
Svinebrug	23	1,3	28	1,8
Kvægbrug	41	1,7	43	1,3
Andre brug	7	1,8	6	1,9

I det følgende gives en beskrivelse af henholdsvis planteavlsbrug, svinebrug og kvægbrug, mens de blandende brug ikke omtales nærmere.

Afgrødefordelingen for brugstyperne i Landovervågningen fremgår af tabel 3.2.

Planteavlsbrugene udgør i Landovervågningen 29% af arealet, heraf ligger 70% på lerjord og 30% på sandjord. Kornafgrøder udgør det største areal (ca. 61%). På lerjordene dyrkes mest vinterkorn, mens vårkorn og korn med udlæg udgør en større andel på sandjordene. På lerjordene dyrkes endvidere en del rodfrugter (fabriksroer) og frøafgrøder (raps) (24,2%), og på sandjordene en del græs og rodfrugter (20,6%). Brakarealet er ca. 8%. Bælgsæd, vedvarende græs og andet udgør ca. 7%.

Svinebrugene udgør i Landovervågningen 23% af arealet, heraf ligger 60% på lerjorde og 40% på sandjorde. Kornafgrøder udgør også her langt den største del (ca. 64%). På både ler- og sandjorde er vinterkorn mest udpræget (47%). Endvidere dyrkes en del frøafgrøder (raps) (ca.14%); frøarealer-

nes andel er lidt større på lerjordene end på sandjordene. Brakarealet er ca. 9%. Bælgsæd, rodfrugter og andet udgør ca. 13%.

Kvægbrugene udgør i Landovervågningen 41% af arealet, heraf ligger 82% på sandjorde og 18% på lerjorde. Kornafgrøder udgør her en væsentlig mindre andel end på de øvrige brugstyper (ca. 33%). Korn med udlæg udgør 9%. Græs i omdrift, inklusiv helsæd, og rodfrugter (foderroer) lægger derimod beslag på en stor del af arealet, henholdsvis 46% og 6%. Brakarealet er ca. 10%. Frøafgrøder, vedvarende græs og andet udgør 3%.

Sammenfattende må det konkluderes, at planteavlsbrugene og svinebrugene overvejende ligger på de lerede jorde, men forekommer dog også på sandjorderne. Korn udgør for disse brugstyper den største afgrødegruppe. Kvægbrugene forekommer derimod langt overvejende på de sandede jorde. Græs, græsudlæg og foderroer er her de hyppigst forekommende afgrøder.

Markbalancer for kvælstof, 1996

Kvælstofbalancerne på markniveau er vist i tabel 3.3 for brugstyperne i Landovervågningen i 1996. Kvælstofinput til jorden består af tilførsel med handelsgødning, husdyrgødning (udbragt og udbinding) og tilførsel fra atmosfæren (kvælstoffiksering og deposition). Output består af kvælstof fjernet med høstede afgrøder; her er tale om bruttoudbytter. Forskellen mellem tilført og fraført

kvælstof betegnes nettotilført kvælstof (= overskud). Denne mængde går til opbygning af jordens humuspulje, til ammoniakfordampning, denitrifikation eller udvaskning. Nettotilførsel af kvælstof er således et udtryk for et tabspotentiale. Ved målinger af udvaskning i Landovervågningen er det vist, at kvælstofudvaskningen for grupper af marker ofte ligger tæt på nettotilførslerne (se afsnit 3.4).

Tabel 3.2 Brugstypernes fordeling på henholdsvis ler- og sandjord, samt afgrødefordelingen på de enkelte brugstyper, Landovervågningen 1996.

	Planteavlsbrug		Svinebrug		Kvægbrug	
	Ler	Sand	Ler	Sand	Ler	Sand
Fordeling (% af total areal)	20,0	8,6	13,8	9,2	7,5	33,4
Afgrødefordeling (%)						
Vårkorn	25,5	36,3	11,3	15,9	16,6	9,9
Korn m. udlæg	1,2	4,4	5,0	1,7	3,9	10,3
Vinterkorn	35,3	18,5	41,9	55,4	29,3	9,3
Bælgsæd	0,5	2,3	1,3	6,1	0,0	2,6
Rodfrugt	18,2	5,9	2,6	0,0	7,2	5,1
Frøafgrøder (raps)	6,0	1,7	17,4	9,3	2,9	0,1
Græs i omdrift	0,1	12,1	0,0	0,0	33,8	49,2
Vedv. Græs	0,4	2,6	0,1	0,2	1,0	1,5
Andet	4,5	7,8	12,7	0,3	4,0	0,3
Brak	8,2	8,4	7,8	11,3	1,3	11,7

Tabel 3.3 Kvælstofbalancer (kg N/ha/år) på markniveau for brugstyperne på henholdsvis ler- og sandjord, Landovervågningen 1996.

	Planteavlsbrug		Svinebrug		Kvægbrug	
	Ler	Sand	Ler	Sand	Ler	Sand
Handelsgødning	120	85	86	69	89	110
Husdyrgødning	4	88	102	119	101	100
Udbinding	0	8	0	1	30	60
N-fiksering	3	12	6	13	6	22
Atm. Deposition	19	19	19	19	19	19
Total tilført	146	212	213	221	247	312
Høstet	121	105	115	102	154	156
Netto tilført	25	107	98	119	93	155

På planteavlsbrugene tilføres i gennemsnit med handelsgødning, husdyrgødning og fra atmosfæren henholdsvis 109, 32 og 26 kg N/ha/år, i alt 167 kg N/ha/år. Der høstes 116 kg N/ha/år, hvilket medfører, at der netto tilføres jorden 51 kg N/ha/år. På lerjordene anvendes næsten ingen husdyrgødning, mens der på sandjordene tilføres betydelige mængder (88 kg N/ha/år); dette medfører at også nettotilførslen af kvælstof er større på sandjordene end på lerjordene. Dette forhold skyldes strukturforskellene i landbruget; planteavlsbrugene på lerjordene ligger fortrinsvis i husdyrfattige områder (Østdanmark), mens planteavlsbrugene på sandjorde fortrinsvis ligger i husdyrintensive områder (Vestdanmark).

På svinebrugene tilføres i gennemsnit med handelsgødning, husdyrgødning og fra atmosfæren henholdsvis 80, 108 og 27 kg N/ha/år, i alt 215 kg N/ha/år. Der høstes 110 kg N/ha/år, hvilket medfører en nettotilførsel på 105 kg N/ha/år. Gødningsbalancerne er stort set ens på ler- og sandjorde.

På kvægbrugene tilføres i gennemsnit med handelsgødning, husdyrgødning og fra atmosfæren henholdsvis 107, 156 og 38 kg N/ha/år, i alt 302 kg N/ha/år. Høstudbyttet er på 156 kg N/ha/år, hvilket betyder en nettotilførsel på 145 kg N/ha/år. Handelsgødningsforbruget er noget større på sandjordene end på lerjordene, herved bliver også nettotilførslen på sandjordene større.

Det fremgår af ovenstående og endvidere af figur 3.2, at planteavlsbrug har det laveste kvælstofinput og den laveste nettotilførsel af kvælstof. Og for husdyrbrugene - såvel svinebrug som kvægbrug - stiger kvælstofinput og nettotilførsel med stigende husdyrtæthed. Der er tydeligvis ved ens husdyrtæthed et større kvælstofinput, og også nettotilførsel på kvægbrugene end på svinebrugene.

Forventet ændring i gødsningsskema og effekt på udvaskning efter 1996

Ovenfor er beskrevet kvælstofbalancerne på markniveau for 1996 i Landovervågningen. En yderligere opgørelse af gødsningsskema for 1996 har vist at:

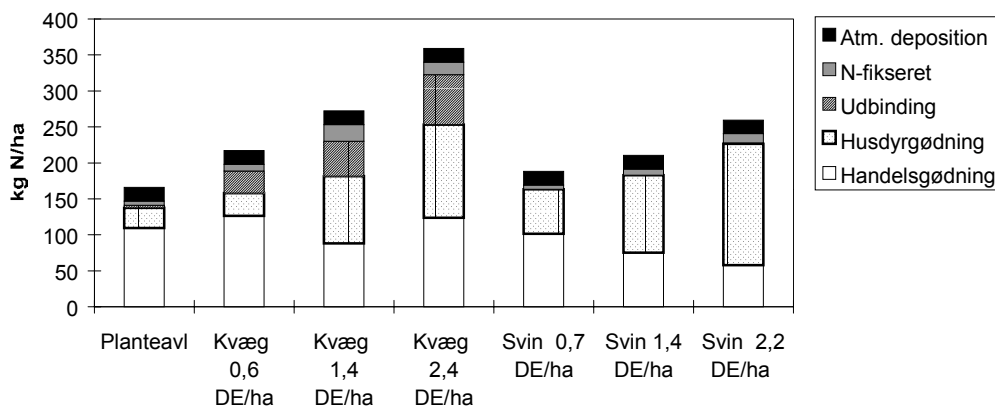
- 86% af husdyrgødningen udbringes om foråret og sommeren
- ca. 20% af arealet får mere kvælstofgødning end afgrøderne har behov for
- ca. 40% af ejendommene, som anvendte husdyrgødning opfylder ikke minimumskravet til udnyttelse af husdyrgødning; svinebrugene har en gennemsnitlig udnyttelse på 28% (krav 41%), mens kvægbrugene har en udnyttelse på 58% (krav 37%).

Der er i 1996 således stadigvæk en del overgødskning på markerne. Endvidere er ikke alle tiltag i Handlingsplanen for et Bæredygtigt Landbrug fuldt implementeret. Dette gælder en 5% stigning i kravet til udnyttelse af husdyrgødning fra august 1997. Når kravet til udnyttelse af husdyrgødning stiger, må det forventes at overgødskningen vil blive mindre, uden dog helt at forsvinde. Det er vurderet, at disse tiltag vil medføre en reduktion i handelsgødningsforbruget på ca. 7% i forhold til forbruget i 1996 (Iversen et al., 1998).

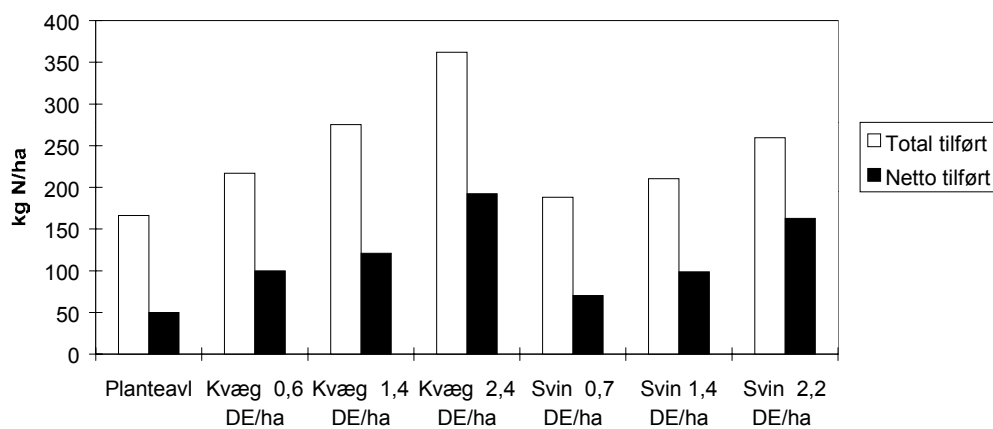
Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks JordbrugsForskning har vurderet, hvad ovenstående ændringer i landbrugspraksis vil betyde for udvaskningen af kvælstof (Iversen et al., 1998). Vurderingerne er foretaget på baggrund af data fra Landovervågningen og ved anvendelse af Simmelsgaards udvaskningsmodel (1991). Hvis det antages, at kvælstofudvaskningen i 1990 var 230.000 tons N på landsplan, er det beregnet, at udvaskningen i 1996 vil være reduceret til 191.000 tons N, og ved fuld efterlevelse af Handlingsplanen for Bæredygtigt Landbrug vil der være en yderligere reduktion på 22.000 tons N. Under Vandmiljøplan II vil der bl.a. blive iværksat en række yderligere tiltag over for landbrugets gødningsanvendelse. Disse omfatter bedre foderudnyttelse, skærpede harmonikrav under forudsætning af opretholdelse af produktionen, skærpet krav til udnyttelse af husdyrgødningen, efterafgrøder på yderligere 6% af arealet og nedsatte kvælstofnormer for afgrøderne. Det er beregnet, at disse tiltag vil medføre en reduktion i kvælstofudvaskningen på 26.800 tons N. Ved gennemførelse af alle iværksatte tiltag i Handlingsplanen for Bæredygtigt Landbrug og aftalte tiltag vedrørende gødningsanvendelse under Vandmiljøplan II må

der således forventes et gennemsnitligt fald i udvaskningen på ca. 26% i forhold til 1996.

Gødningstilførsel til forskellige brugstyper i Landovervågningen 1996



Total tilført og nettotilført kvælstof til brugstyperne i Landovervågningen 1996



Figur 3.2 Total tilførsel og nettotilførsel af kvælstof til forskellige brugstyper i Landovervågningen, 1996.

3.4 Kvælstofudvaskning i relation til landbrugspraksis

Målte udvaskninger

På baggrund af målt kvælstofudvaskning fra rodzonen i Landovervågningen er der foretaget en beskrivelse af kvælstofudvaskningen samt en beskrivelse af sammenhængen mellem udvaskning og dyrkningsparametre. Sammenstillingen er baseret på 34 ud af de 40 jordvandsstationer. Kriteriet for at medtage en station er, at den repræsenterer konventionelt landbrug, og at der foreligger en fuldstændig dataserie for årene 1990/91-1995/96.

Udvaskningen fra forskellige regioner

Den gennemsnitlige udvaskning samt enkelte parametre for landbrugsdrift i de seks oplande er vist i tabel 3.4 for årene 1990/91-1995/96. Udvaskningen fra de tre lerjordsoplande udgør i gennemsnit for undersøgelsesperioden 77 kg N/ha/år og fra de tre sandjordsoplande 124 kg N/ha/år. Den gennemsnitlige udvaskning fra oplan-

dene stiger fra den østlige til den vestlige del af landet. Dette skyldes dels, at jordene i de vestlige oplande er sandede (mere gennemtrængelige), dels at nedbørsmængderne er større og endelig at husdyrtætheden, og dermed også gødningstildelingerne er større. Nettotilførslerne stiger med tildelingerne. Kvælstofudvaskning for de enkelte oplande ligger på samme niveau som nettotilførslerne - dog for lerjordene ligger udvaskningerne generelt lidt over eller på niveau med nettotilførslerne, mens udvaskningerne på sandjordene ligger lavere eller på niveau med nettotilførslerne. I den nævnte periode har vandafstrømningen som gennemsnit været lidt større end lands-normalafstrømningen, henholdsvis 105% af normalafstrømningen for lerjorde, og 113% af normalafstrømningen for sandjorde. Desuden har der i måleperioden været nogle milde vintre. Begge forhold har givet anledning til øget udvaskning. Udvaskninger af samme størrelsesorden som målt i Landovervågningen er også rapporteret af Olsen (1995).

Tabel 3.4 Landbrugsdata samt kvælstofudvaskning fra målestationer i Landovervågningen, gennemsnit for årene 1990/91-1995/96. (For kvælstofudvaskning er i parentes angivet standard fejlen (s.e.) på gennemsnitsværdien).

Opland	Beliggenhed Amt	Antal stati- oner	Hus- dyr de/ha	N-tildelt ¹ kg N/ha/år	N høstet kg N/ha/år	N netto tilf. ² kg N/ha/år	Af- strøm. mm/år	Målt N- udvask. kg N/ha/år
Ler- jorde								
LOOP1	Storstrøm	5	0,03	139	137	44	274	45 (6,3)
LOOP4	Fyn	6	0,46	177	168	49	411	67 (7,1)
LOOP3	Vejle/Århus	4	0,87	211	140	108	473	120 (20,1)
Sand- jorde								
LOOP2	Nordjylland	6	1,71	273	135	181	318	106 (8,3)
LOOP5	Viborg/Ringkøb.	5	0,57	205	129	123	569	120 (11,1)
LOOP6	Sønderjylland	8	1,53	280	165	160	569	145 (14,9)
Gns.				214	146	111	436	101

1) N-tildeling: handelsgødning + husdyrgødning + udbinding

N netto tilført: (handelsgødning + husdyrgødning + udbinding + N-fixering + N-deposition) - N høstet

Udvaskningen fra forskellige brugstyper

Af de 34 stationsmarker, som analyseres i dette notat, tilhører 9 planteavlsbrug, 6 svinebrug, 18 kvægbrug og 1 blandet brug. Fordelingen af brugene på jordtyperne svarer til fordelingen i interviewundersøgelsen. Den gennemsnitlige husdyrtæthed for svinebrugene er 0,83 DE/ha og for kvægbrugene 1,43 DE/ha. Husdyrtætheden på svinebrugene er således lavere end på landsplan, mens husdyrtætheden på kvægbrugene svarer til husdyrtætheden på landsplan.

Landbrugsstrukturen i Danmark afspejler brugstypernes placering. Udvaskningen fra planteavlsbrugene udgør i undersøgelsesperioden gennemsnitlig 63 kg N/ha/år, fra svinebrugene 69 kg N/ha/år og fra kvægbrugene gennemsnitlig 134 kg N/ha/år (tabel 3.5). Den lille forskel i udvaskning mellem planteavlsbrugene og svinebrugene

hænger sammen med den lille forskel i kvælstoftilførslerne - henholdsvis 143 kg N/ha/år på planteavlsbrugene og 168 kg N/ha/år på svinebrugene, mens den langt større udvaskning på kvægbrugene bør ses som en effekt af den langt større kvælstoftildeling, 285 kg N/ha/år. På planteavlsbrugene er udvaskningen lidt større end nettotilførslerne, mens udvaskningen på såvel svinebrugene som kvægbrugene ligger lidt lavere end nettotilførslerne. Dette skyldes formodentlig, at der ved udbringning af husdyrgødning sker øget tab i form af ammoniakfordampning og opbygning af jordens humuspulje.

På grund af forskel i husdyrtæthed for svinebrugene og kvægbrugene i denne opgørelse, har det ikke mening direkte at sammenligne udvaskningerne fra de to brugstyper.

Tabel 3.5 Landbrugsdata og kvælstofudvaskning fra målestationer for forskellige brugstyper i Landovervågningen, gennemsnit for årene 1990/91-1995/96. (For kvælstofudvaskning er i parentes angivet standard fejlen (s.e.) på gennemsnitsværdien).

Brugstype	Antal stationer	Husdyr de/ha	N-tildelt ¹			Afstrøm. mm/år	Målt N-udvaskning kg N/ha/år
			kg N/ha/år	N høstet kg N/ha/år	N netto tilf. ² kg N/ha/år		
Planteavl	9	0	143	137	41	385	63 (5,2)
Svinebrug	6	0,83	168	121	93	415	69 (8,6)
Kvægbrug	18	1,43	285	164	163	479	134 (8,2)

1) N-tildeling: handelsgødning + husdyrgødning + udbinding

2) N netto tilført: (handelsgødning + husdyrgødning + udbinding + N-fixering + N-deposition) - N høstet

Udvaskningen fra afgrøder

I tabel 3.6 er foretaget en opgørelse over udvaskningen fra forskellige afgrødekombinationer, dvs. fra en hovedafgrøde og efterfølgende bevoksning i efterårs-/vinterperioden. Kun afgrødekombinationer med mindst 4 observationer er medtaget. I tabellen er vist dels gødskningsniveauet på de marker, hvorpå afgrødekombinationen forekommer (angivet som den gennemsnitlige kvælstof

tildeling til marken i undersøgelsesperioden 1990/91-1995/96), dels den gennemsnitlige kvælstoftildeling til hovedafgrøden i afgrødekombinationen samt netto kvælstoftilførslen ved dyrkning af hovedafgrøden. Endelig er kvælstofudvaskningen fra rodzonen i afstrømningsperioden efter dyrkning af hovedafgrøden vist.

Tabel 3.6 Landbrugsdata og kvælstofudvaskning fra målestationer for forskellige afgrødekombinationer i Landovervågningen, gennemsnit for årene 1990/91-1995/96. (For kvælstofudvaskning er i parentes angivet standard fejlen (s.e.) på gennemsnitsværdien).

Afgrøder	Antal marker	Markens N-niveau	N-tildeling til afgrøden			Målt N-udvask. kg N/ha/år
		Gns. N-tildelt marken kg N/ha/år	N-tildelt ¹ kg N/ha/år	N høstet kg N/ha/år	N netto tilf. ² kg N/ha/år	
Korn, vinterkorn	24	198	190	143	67	87 (11,7)
Korn m.udlæg	23	257	230	127	126	91 (10,5)
Korn, sort jord	29	144	163	136	47	71 (9,1)
Korn, efterårsgødsk. ³	22	235	199	113	107	138 (19,8)
Ærter, vinterafgr.	12	175	12	125	108	96 (16,6)
Raps, efterafgr.	8	196	189	119	91	124 (27,1)
Fabriksroer, sort jord	7	141	121	123	19	12 (3,6)
Græs, græs	24	308	357	207	228	124 (21,0)
Græs, vinterafgr.	4	266	467	169	283	213 (76,9)
Rodfrugter, sort jord	17	274	374	161	234	124 (14,9)
Majs, sort jord	12	236	273	246	47	137 (28,0)

1) N-tildeling: handelsgødning + husdyrgødning + udbinding

2) N netto tilført: (handelsgødning + husdyrgødning + udbinding + N-fixering + N-deposition) - N høstet

3) Gødning givet til sort jord

De største udvaskninger (124-213 kg N/ha/år) forekommer efter afgrøderne græs, græs ompløjet i efteråret og tilsået med vinterafgrøder, rodfrugter (foderroer og kartofler) og majs. De nævnte afgrøder dyrkes næsten udelukkende på kvægbrug, dog med undtagelse af kartofler. De store udvaskninger kan således være en effekt af høj gødningstildeling til de enkelte afgrøder, højt gødskningsniveau på markerne, og desuden en effekt af at disse brug sædvanligvis ligger på sandjordene i Vestdanmark, hvor nedbøren tillige er høj. Tildelingen af total kvælstof til græsafgrøderne ligger på gennemsnitlig 357-467 kg N/ha/år; disse høje gødskningsniveauer er i overensstemmelse med normerne for græs. Også netto kvælstoftilførslerne til afgrøderne er høje, 228-283 kg N/ha/år. Lignende kvælstofoverskud er beregnet af Kristensen (1997) for kløvergræsmarker. De fundne udvaskningsniveauer for græs er således ikke urealistisk høje. For majs har den gennemsnitlige kvælstoftildeling ligget på 273 kg N/ha/år, mens netto N-tilførslerne til marken kun har udgjort 47 kg N/ha/år. Til trods for den

lave netto kvælstoftilførsel har udvaskningen i gennemsnit ligget på 134 kg N/ha/år; denne afgrøde må altså have mobiliseret og efterladt en stor pulje af letomsætteligt kvælstof i jorden.

Høje udvaskninger (96-124 kg N/ha/år) forekommer også efter dyrkning af ærter og raps efterfulgt af en vinterafgrøde/efterafgøde. Udvasningerne er meget lig netto kvælstoftilførslerne til markerne.

Middelhøje udvaskninger forekommer efter dyrkning af korn (71-91 kg N/ha/år). Hvis der efter dyrkning af korn gives gødning til marken om efteråret til sort jord stiger udvaskningen betydeligt (138 kg N/ha/år). Tilførsel af gødning om efteråret til vinterkorn og til sort jord er ikke længere tilladt.

De laveste udvaskninger forekommer efter dyrkning af fabriksroer (12 kg N/ha/år). Den lave udvaskning skyldes dels den forholdsvis lave kvælstoftildeling til afgrøden samt et lavt gøds-

ningsniveau på marken, dels at fabriksroer især dyrkes på lerjorde i Østdanmark, hvor nedbøren tillige er lav.

Analyse af udvaskningsdata i Landovervågningen

Det fremgår af ovenstående, at kvælstofudvaskningen er afhængig af jordtypen, nedbøren, markens gødskningsniveau, afgrøden og gødningstildelingen til afgrøden. Disse parametre er, med den landbrugsstruktur vi har i Danmark, imidlertid ikke uafhængige af hinanden, hvorfor det er vanskeligt at udskille effekten af de enkelte faktorer. Der er derfor i det følgende foretaget en nærmere statistisk analyse af datamaterialet.

Det er fundet, at udvaskningen fra rodzonen i Landovervågningen kan beskrives ved regressionsligningen:

$$Y = \exp(4.44 - 0.0223 \text{ ler} + 0.00195 \text{ N} + \text{afgrøde} + \text{græs}) D_a / D_n^{0.477}, \text{ hvor } R^2 = 0.56.$$

Y angiver udvaskningen i kg N/ha/år, ler er %ler i topjorden 0-25 cm, N er den gennemsnitlige tildelelse af total kvælstof til marken i kg N/ha/år igennem måleperioden (dvs. den gennemsnitlige gødningstildeling til sædskiftet), "afgrøde" er en klassevariabel for afgrødekombinationen (hovedafgrøde og efterfølgende vinterafgrøde), "græs" er en klassevariabel, der angiver ompløjning af græs året før, D_a er den aktuelle afstrømning i mm/år, og D_n er lands-normalafstrømningen i mm/år for henholdsvis lerjorde og sandjorde. Parameterestimeringen for afgrødekombinationerne og for græsompløjning året før er vist i bilag 1. Forklaringegraden angivet ved R^2 er 56%.

Den gennemsnitlige gødningstildeling til marken (N) er et udtryk for gødskningsniveauet på marken, mens gødningstildelingen til den enkelte afgrøde er delvis indeholdt i afgrødeklassevariablen, idet der til en afgrøde normalt gødskes efter en bestemt gødningsnorm. I det følgende beskrives effekten af afgrøde og gødskningsniveau.

Afgrøderne

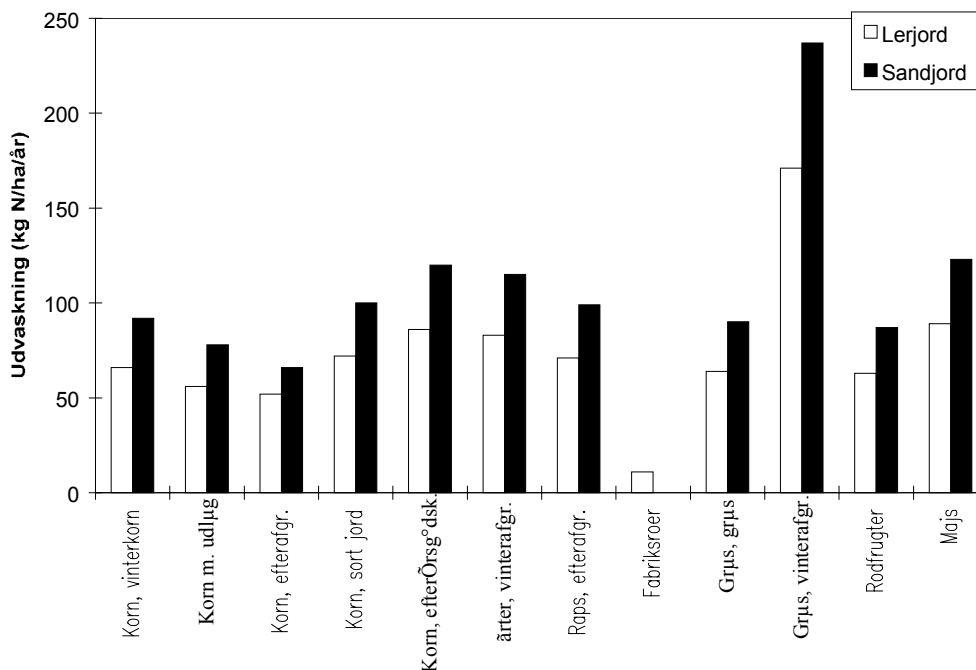
Udvaskningen fra afgrøderne er beregnet ved hjælp af ovennævnte regressionsligning ved fastholdte værdier for lerprocent og N-gødskningsniveau for henholdsvis lerjorde og sandjorde (gennemsnitsværdier for alle brugstyper i undersøgelsen), ved lands-normalværdier for afstrømning for de to jordtyper og uden græsompløjning året før (Figur 3.3). Herved opnås, at man kan vurdere effekten af afgrødekombinationen på udvaskningen.

Ved denne analyse kan afgrødekombinationerne inddeles i fem grupper:

1. Meget høj udvaskning: græs med ompløjning om efteråret og tilsåning af vinterafgrøde (171 kg N/ha/år på lerjord, og 237 kg N/ha/år på sandjord).
2. Høje udvaskninger: korn efterfulgt af efterårsgødsning til sort jord, ærter efterfulgt af vinterafgrøder og majs (83-89 kg N/ha/år på lerjorde, 115-123 kg N/ha/år på sandjorde).
3. Middelhøje udvaskninger: korn efterfulgt af vinterafgrøder, korn efterfulgt af sort jord, raps efterfulgt af efterafgrøder, græs og rodfrugter (66-72 kg N/ha/år for lerjorde og 78-100 kg N/ha/år på sandjorde).
4. Lave udvaskninger: korn m. udlæg (56 kg N/ha/år på lerjorde, 78 kg N/ha/år på sandjorde).
5. Meget lave udvaskninger: fabriksroer (11 kg N/ha/år på lerjord).

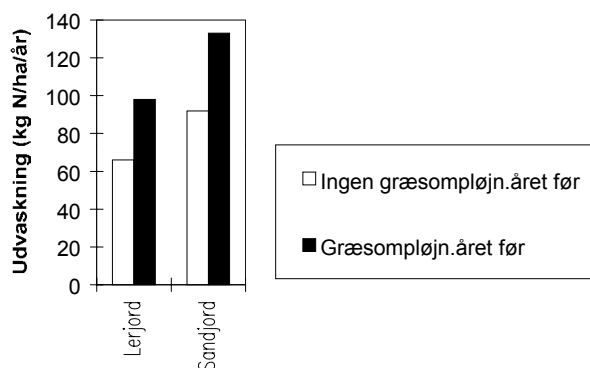
I sædskifter, hvor græs forekommer, vil ompløjning af græs året før også have betydning for den resulterende udvaskning. Et eksempel er givet i Figur 3.4 for korn efterfulgt af vinterkorn. Hvis der forekommer ompløjning af græs året før øges udvaskningen på lerjorde fra 66 til 92 kg N/ha/år og på sandjorde fra 92 til 135 kg N/ha/år. Effekten af ompløjning af græs er vist i en række andre forsøg, bl.a. Askegaard og Eriksen (1997), Djurhuus & Olsen (1997), Lindén & Wallgren (1993).

Beregnet udvaskning fra afgrøder i Landovervågningen ved gennemsnitsværdier for jordtype, klima og gødningstildeling



Figur 3.3 Udvasning fra afgrøder beregnet på baggrund af regressionsligning opstillet i Landovervågningen ved gennemsnitlig kvælstoftildeling og lerindhold for henholdsvis lerjorde og sandjorde. Vandafstrømningen er antaget at svare til landsnormalafstrømningen for ler og sand.
Lerjorde: 182 kg N/ha/år, 14,2% ler. Sandjorde: 247 kg N/ha/år, 5,1% ler

Effekt af græsopløjning året før for afgrøden 'korn, vinterkorn'



Figur 3.4 Udvasning fra afgrøden "korn efterfulgt af vinterkorn" uden og med græsopløjning året før beregnet på baggrund af regressionsligning opstillet i Landovervågningen ved gennemsnitlig kvælstoftildeling og lerindhold for henholdsvis lerjorde og sandjorde. Vandafstrømningen er antaget at svare til landsnormalafstrømningen for ler og sand.
Lerjorde: 182 kg N/ha/år, 14,2% ler. Sandjorde: 247 kg N/ha/år, 5,1% ler.

Gødskningsniveauet

Ovennævnte betragtninger over udvaskning fra forskellige afgrødekombinationer er foretaget ved sammenligneligt gødskningsniveau for markerne. I praksis vil gødskningsniveauet dog være afhængigt af sædskiftet, som igen er bestemt af brugstypen og husdyrtætheden. Grovfoderafgrøder, og især græsafgrøder har høje gødningsnormer, hvorfor sædskifterne på kvægbrugene nødvendigvis må have højere gødskningsniveau end på planteavlbrug og svinebrug. Det er undersøgt, hvorledes udvaskningen på kvægbrugene afhænger af forskellige variable. Det har vist sig, at gødskningsniveauet, ompløjning af græs samt vandafstrømningen alene kan beskrive udvaskningen, mens afgrøden ikke har signifikant betydning. Gødskningsniveauet på disse brug er sandsynligvis så højt, at det er jordens evne til at frigive kvælstof snarere end den enkelte afgrøde, der er bestemmende for udvaskningens størrelse. Græs i sædskiftet har dog signifikant betydning i form af øget udvaskning ved ompløjning.

Effekten af kvælstof-gødskningsniveauet på udvaskningen i Landovervågningen (vurderet på basis af hældningen for gennemsnitlig N-tildeling) er lille, sammenlignet med hvad der er fundet i tidligere undersøgelser, f.eks. Simmelsgaard (1991 og 1998). Dette skyldes for det første, at der ved aktuel landbrugspraksis oftest gødes efter de foreskrevne gødningsnormer; dvs. der er kun en lille spredning i gødskningsniveauerne. Datamaterialet er således ikke bedst egnet til at beskrive en effekt af ændret gødskning. Dernæst må anføres, at der med de foreskrevne gødningsnormer på mange jorde er sket en opbygning af en letomsættelig pulje af organisk stof, hvorfra frigivelse af kvælstof i nogen grad vil overskygge en effekt af gødningstildeling.

Konklusion

Sammenfattende må det anføres, at afgrødevalget (og dermed kvælstoftildelingen til afgrøden) samt det generelle gødskningsniveau på markerne har betydning for den årlige kvælstofudvaskning. På kvægbrugene er gødskningsniveauet ofte så højt, at afgrøden det enkelte år ikke har betydning for udvaskningen. Ompløjning af græsafgrøder har vist sig at øge udvaskningen ret betydeligt. Den

opstillede regressionsligning gælder kun ved de gødskningsniveauer, der forekommer ved aktuelt landbrug; ligningen kan altså ikke anvendes som en generel udvaskningsmodel.

3.5 Anvendelse af udvaskningsmodel fra andre forsøg

Simmelsgaard (1998) har opstillet en tilsvarende regressionsligning baseret på 2 dataserier fra målinger udført af Danmarks JordbrugsForskning. Denne ligning anvendes som model til beskrivelse af udvaskning ved omlægning fra konventionelt til økologisk landbrug i kapitel 6. Vi har undersøgt modellens anvendelighed med hensyn til beskrive udvaskning fra aktuelt landbrugspraksis i Landovervågningen.

Den ene dataserie, som ligger til grund for Simmelsgaards model udgøres af 6 drænfelter fra almindelig landbrugspraksis med målinger udført i perioden 1971-91; den anden dataserie udgøres af jordvandsmålinger (sugecellemålinger) på 16 forsøgsmarker i perioden 1988-93. De gennemsnitlige N-tildelinger til markerne har i måleperioden været 168 kg N/ha/år, og vandafstrømningen har udgjort 403 mm/år. Ca. 25% af observationerne var på sandjord, og ca. 75% på lerjord. Den gennemsnitlige udvaskning lå på 58 kg N/ha/år. For dette datamateriale er opstillet følgende model:

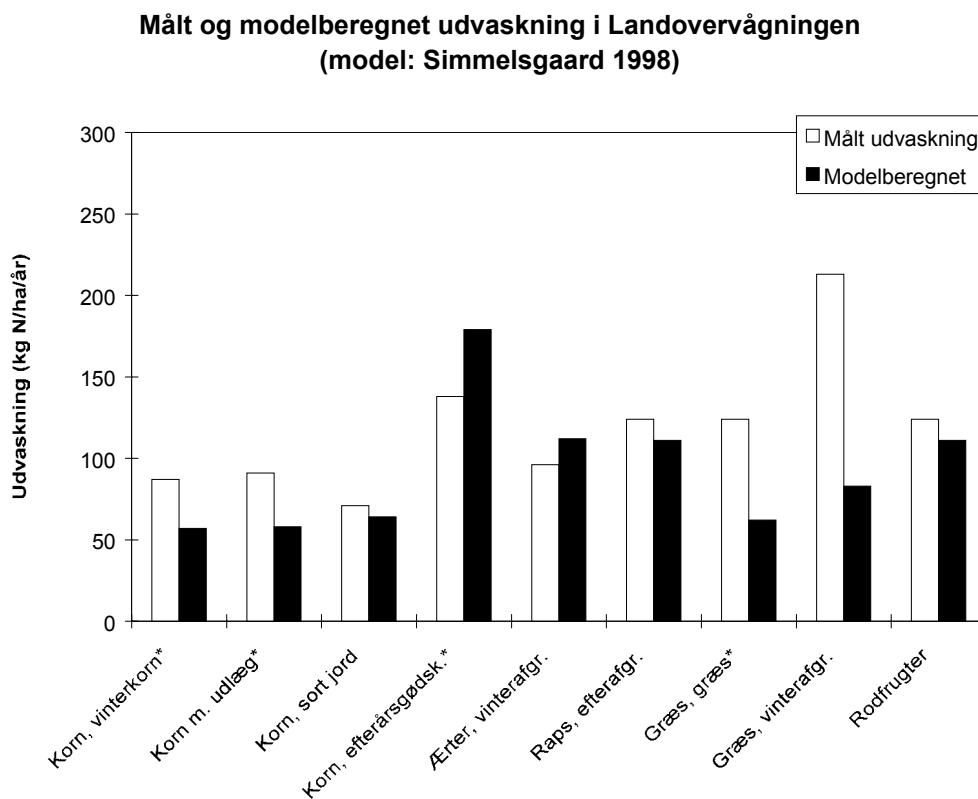
$$Y = \exp(1.136 - 0.0628 \text{ ler} + 0.00565 \text{ N} + \text{afgrøde}) D^{0.416}, R^2 = 0.54$$

Y angiver udvaskningen i kg N/ha/år, ler er %ler i topjorden 0-25 cm, N er den gennemsnitlige kvælstoftildeling til sædskiftet i kg N/ha/år, "afgrøde" er en klassevariabel for afgrødekombinationen, og D er afstrømningen fra rodzonen angivet i mm/år. Afgrødekombinationerne er de samme som anvendt ovenfor, dog indgår fabriksroer og majs ikke i datamaterialet.

Forklaringsgraden angivet ved R^2 er på 54%, altså på samme niveau som for regressionsligningen opstillet for Landovervågningen. Hældningen for henholdsvis gennemsnitlig N-tildeling og lerprocent er større end i ligningen opstillet i Land-

overvågningen. Dette skyldes sandsynligvis, at gødskningsniveauet har været lavere i dette data materiale, hvorfor en effekt af disse to variable vil

slå stærkere igennem. Der er kun foretaget beregninger for afgrødekombinationer, som indgår i Simmelsgaards model (figur 3.5)



Figur 3.5 Målt og modelberegnet udvaskning for afgrøderne i Landovervågningen 1990/91-1995/96. Modelberegningen er foretaget med Simmelsgaards udvaskningsmodel af 1998. For afgrøder markeret med * gælder, at den beregnede udvaskning ligger udenfor 95% konfidensintervallet for den målte udvaskning.

Modellen er fundet at undervurdere udvaskningen for nogle afgrøder. Dette gælder for korn efterfulgt af vinterkorn, korn med udlæg og græs-afgrøder. For græs efterfulgt af græs er den modelberegnete udvaskning 62 kg N/ha/år, mens den målte udvaskning ligger på 124 kg N/ha/år. Den store variation mellem beregnet udvaskning med Simmelsgaards model og målt udvaskning, skyldes uden tvivl forskelle i datamaterialet. I datamaterialet, der ligger til grund for Simmels-

gaards model, er der dels en langt større andel af lerjorde (75% mod 44% i Landovervågningen), væsentlig mindre kvælstofdeling (168 kg N/ha/år mod 220 kg N/ha/år i Landovervågningen) og endelig skal anføres, at græsmarkerne fortrinsvis ligger på lerjorde mens de i Landovervågningen fortrinsvis ligger på sandjorde. For afgrøden korn med efterårsgødsning til sort jord overvurderer Simmelsgaards model derimod udvaskningen. Denne praksis er ikke længere tilladt

og er derfor uvæsentlig i denne sammenhæng. For de øvrige afgrøder er de modelberegnedede udvaskninger meget lig de målte udvaskninger.

Konklusion

Det må konkluderes, at Simmelsgaards udvaskningsmodel (1998) kan beskrive udvaskningen fra en række afgrøder ved aktuel landbrugspraksis;

dog er der særlige problemer med at modellen undervurderer udvaskningen fra græsafgrøder og udlæg. Endvidere medtager modellen ikke effekten af græsopløjning. Der er behov for at re-vurdere modellen med hensyn til beskrivelse af udvaskning fra sædskifter med intensivt gødede græsafgrøder.

3.6 Referencer

- Askegaard, M & Eriksen J. (1997). Udbytter og kvælstofudvaskning i relation til gødningsniveau og type. I Økologisk Planteproduktion. Statens Planteavlsvforsøg, rapport nr. 15.
- Danmarks Statistik (1997). Statistiske efterretninger, Miljø nr. 14, 1997. Husdyrtætheden i 1996.
- Djurhuus, J. & Olsen, P. (1997). Nitrate leaching after cut grass/clover leys as effected by time of ploughing. Soil Use and Management 13, 61-67.
- Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Andersen, H.E., Laubel, A.R., Jensen, P.G.& Rasmussen, R. (1997). Landovervågningsoplande. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1996. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 210.
- Iversen. T.M., Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Andersen, H.E., Skop, E., Jensen, J.J., Hasler, B., Andersen, J., Hoffmann, C.C., Kronvang, B., Mikkelsen, H.E., Waagepetersen, J., Kyllingsbæk, A., Poulsen H.D. & Kristensen, V. F. (1998). Vandmiljøplan II - faglig vurdering. Danmarks Miljøundersøgelser, januar 1998.
- Kristensen, I.S. (1997). Regn med kløvergræssets eftervirkning. Forskningsnytt, nr. 10, 6-7.
- Kyllingsbæk, A. (1995). Kvælstofoverskud i dansk landbrug 1950-1959 og 1979-1994. Statens Planteavlsvforsøg, rapport nr. 23.
- Landsudvalget for kvæg (1995). Fodermiddeltabel 1995. Statens Planteavlsvforsøg, rapport nr. 52.
- Laursen, B. (1994). Normtal for husdyrgødning - revideret udgave af rapport nr 28. Statens Jordbrugsøkonomiske Institut, rapport nr. 82.
- Lindén, B. & Wallgren, B. (1993). Nitrogen mineralization after leys ploughed in early or late autumn. Swedish J. Agric. Res. 23, 77-89.
- Olsen, P. (1995). Nitratudvaskning fra landbrugsjorde i relation til dyrkning, klima og jord. Statens Planteavlsvforsøg, rapport nr. 15.
- Simmelsgaard, S.E. (1991). Estimering af funktioner for kvælstofudvaskning. I Rude, S.: Kvælstofgødning i landbruget - behov og udvaskning nu og i fremtiden. Statens Jordbrugsøkonomiske Institut, rapport nr. 62.
- Simmelsgaard, S.E. (1998). The effect of crop, N-level, soil type and drainage on nitrate leaching from Danish Soils. Soil Use and Management 14, 37-43.
- Vilhelm, K. & Nielsen, H. (1990). Næringsstofbalancer på landbrugsejendomme. Danmarks Miljøundersøgelser.

Bilag 1 *Regressionsligning for udvaskningsdata i Landovervågningen for perioden 1990/91-1994/95. (Data for 1995/96 er ikke medtaget idet der ikke var vandafstrømning fra flere stationer, og ved de øvrige stationer var afstrømningen usædvanlig lille).*

$$Y = \exp(4.44 - 0.0223 \text{ ler} + 0.00195 N + \text{afgrøde} + \text{græs}) D_a / D_n^{0.477}, \text{ hvor } R^2=0.56.$$

Y angiver udvaskningen i kg N/ha/år

ler er %ler i topjorden 0-25 cm

N er den gennemsnitlige tildeling af total kvælstof til marken i kg N/ha/år igennem måleperioden

"afgrøde" er en klassevariabel for afgrødekombinationen (hovedafgrøde og efterfølgende vinterafgrøde)

"græs" en klassevariabel, der angiver ompløjning af græs året før

D_a er den aktuelle afstrømning i mm/år, og D_n er lands-normalafstrømningen i mm/år for henholdsvis lerjorde og sandjorde.

Parameter estimeringen for afgrødekombinationerne og for græsompløjning året før er vist nedenfor (parametrene viser den relative betydning af hver afgrøde, ikke den reelle størrelse af udvaskningen):

	Parameter-estimering
Afgrøde	
Korn, vinterkorn	-0,284
Korn m. udlæg	-0,463
Korn, sort jord	-0,204
Korn, efterårsgødskning*	-0,027
Ærter, vinterafgrøde	-0,061
Raps, efterafgrøde	-0,214
Fabriksroer, sort jord	-2,078
Græs, græs	-0,313
Græs, vinterafgrøde	0,659
Rodfrugter, sort jord	-0,345
Majs, sort jord	0
Græs	
Ingen græsompløjning året før	0
Græsompløjning året før	0,385

* efterårsgødskning til sort jord

4 Planteproduktion på forskellige økologiske brugstyper

Svend Erik Simmelsgaard¹, Ib Sillebak Kristensen² og Lisbeth Mogensen²

¹Afd. for Plantevækst og Jord, Danmarks JordbrugsForskning

²Afd. for Jordbrugssystemer, Danmarks JordbrugsForskning

4.1 Indledning

Økologisk jordbrug har i de senere år været under stadig udvikling. Mest udbredt er økologisk mælkeproduktion. I de seneste år er der kommet en del økologiske planteavlsbrug og brug med ægproduktion til, mens der endnu kun er få brug med økologisk svineproduktion. Såvel den større udbredelse, som de nye brugstyper inden for økologisk produktion, rejser en række spørgsmål vedrørende udbytte, næringsstofbalancer, N-udvaskning og økonomi ved omlægning fra konventionel til økologisk produktion. Halberg og Kristensen (1997) har ud fra indsamlede data foretaget en vægtet opgørelse af det udbyttetab, der kan forventes ved overgang fra konventionel til økologisk kvægbrug. En tilsvarende opgørelse findes ikke for andre brugstyper. En foreløbig opgørelse af tre års registreringer på økologiske planteavlsbrug er foretaget af Tersbøl og Kristensen (1997). I en tidligere udredning er der for udvalgte brugstyper fokuseret på næringsstofbalancer og energiforbrug i økologisk jordbrug (Olesen og Vester, 1995).

Formålet med dette kapitel er at belyse udbytter og næringsstofbalancer ved økologisk planteproduktion på forskellige brugstyper. For kvægbrug og svinebrug er der især lagt vægt på at belyse forskellige produktionstyper. Derfor er planteproduktionen for disse brugstyper først og fremmest tilrettelagt med henblik på at optimere foderforsyningen. For planteavlsbrug er der lagt vægt på, at indpasse forskellige afgrøder i sædskiftet og samtidig belyse effekten af forskellig andel grøngødning. Udbytter og næringsstofbalancer er estimeret på grundlag af eksisterende viden. For nogle af de opstillede sædskifter er der

tale om ekstremer i forhold til eksisterende viden, hvorfor estimerede udbytter for disse sædskifter kun bør betragtes som et kvalificeret skøn.

I et andet kapitel i nærværende rapport er der beregnet nitratudvaskning for nogle af de opstillede modelbrug og sædskifter, ligesom de indgår i en sammenligning med konventionel produktion. Resultaterne indgår samtidig i projektet økologisk jordbrugs produktionsmæssige potentiale, hvor økonomien i de forskellige brugstyper beregnes (Folkmann, 1998).

4.2 Kvægbrug

Udgangspunktet for at opstille modeller for økologiske kvægbedrifter er de nuværende regler (Plantedirektoratet, 1997b; LØJ, 1997) med et krav om 85 procent økologisk fodring. Der er opstillet 8 modeller for økologiske kvægbrug (tabel 4.1). Modellerne er forskellige variationer af hele kvægbedrifter, hvor der generelt er fokuseret mere på foderforsyningen end på variation i sædskiftet. Med undtagelse af én model er alt det økologiske foder produceret på bedriften dvs. andelen af økologisk foder er lig med selvforsyningsgraden. I de nuværende regler er der dog meget vide rammer for bedrifternes reelle selvforsyning med økologisk foder. Alle modeller er opstillet for en 100 ha ejendom på vandet sandjord. En undtagelse er dog model 1b på lerjord. I modellerne indgår køer af stor race. Tyrekalvene sælges ved fødsel undtagen i model 2. Der regnes med, at en mælkeproducerende enhed (MPE) består af en årsko plus 1,03 stk. opdræt. 41 procent af køerne udskiftes årligt, og overskud af kvier sælges ved kælvning.

Model 1 beskriver en "typisk" økologisk kvægbedrift med 85% økologisk fodring, intet opdræt af tyre, indkøb af 15% konventionel rapskage og gødskning udelukkende med husdyrgødning fra egen besætning. Et datamateriale, der omfatter

studier af 17 økologiske kvægbedrifter fra 1989 til 1994 (Kristensen & Halberg, 1995; Kristensen & Kristensen, 1995), danner grundlaget for at opstille modellen. De øvrige opstillede modeller er variationer med udgangspunkt i denne model.

Tabel 4.1 Oversigt over modeller for økologiske kvægbrug.

Model	1a	1b	2	3	4	5	6	7 ²	8
Jordtype	sand	ler	sand	sand	sand	sand	sand	sand	sand
Foderforsyning, %									
Selvforsyning	85	85	85	70	85	100	100	100	100
Købt konventionel	15	15	15	15	15				
Købt økologisk				15					
Antal husdyr:									
Årskoer	75	76	67	104	78	75	77	74	77
Årsopdræt	77	78	69	107	80	77	79	76	79
Ungtyre			34						
Gødning kg total-N									
Opsamlet (ab lager)	7500	7600	7500	11235	7830	6620	6655	6620	7670
Købt konventionel					3500		4000		
Afsat på græs	4950	5015	4600	6865	5150	4950	5080	4885	5080
Belægningsgrad, DE/ha	1,00	1,01	1,07	1,39	1,05 ¹	1,0	1,03 ¹	0,99	1,03

¹ Ekskl. indkøbt gødning

² Foderplan med 25 pct. mere afgræsning end i model 5

Modellerne 1-4 er med 85 procent økologisk fodring. I model 1, 2 og 4 er den økologiske foder hjemmeavlet, medens der i model 3 importeres såvel konventionel som økologisk foder. Model 2 adskiller sig fra model 1 ved, at der opdrættes ungtyre og i model 4 importeres der gødning. Modellerne 5-8 er med 100 procent økologisk foder, der er produceret på bedriften. Model 5 og 7 er med henholdsvis normalt og højt niveau af afgræsning. I model 8 er roer inkluderet i sædskiftet og i model 6 importeres gødning. Ved opstilling af de økologiske modeller er der taget hensyn til dynamikken mellem mark og stald. Besætningsstørrelsen er tilpasset således, at marken kan producere det økologiske foder. Samtidig bestemmer besætningsstørrelsen mængden af gødning, der produceres og dermed grundlaget for udbytte-niveauet, som igen påvirker besætningsstørrelsen. Altså en iterativ proces, indtil man finder en ligevægt, hvor mark og stald passer sammen. Ved ud-

arbejdelse af modellerne er der anvendt programmet SAMSPIL, der er udviklet til brug på økologiske malkekvægsbrug (Hansen et al., 1996). Programmet giver mulighed for at sammenkoble effekter mellem produktion i mark og stald.

Gødningsproduktionen i kg totalt kvælstof (N) er beregnet i henhold til Poulsen & Kristensen (1997) som: $N_{\text{gødning}} = N_{\text{foder}} - (N_{\text{mælk}} + N_{\text{tilvækst}} + N_{\text{foster}})$: For model 1 giver det 134 kg N per årsko og 43 kg N per årsopdræt. Det antages, at køerne opholder sig på stald hele vinteren og en tredjedel af tiden om sommeren og at opdrættet kun er på stald i vinterhalvåret. Med et anslået stald- og lagertab på 10 procent giver det en gødningsproduktion ab lager på 100 kg per MPE. Ved afgræsning regnes der med, at der afsættes 44 kg N per årsko plus 22 kg N per årsopdræt, i alt 66 kg N per MPE. På grund af forskel i fodring er gødningsproduktionen per MPE forskellig fra model

til model. Der regnes dog med, at afsætningen af gødning på græs er den samme for alle modeller. Der regnes med, at 55 procent af den udbragte total-N er plantetilgængeligt.

På sandjord benyttes typisk et fem marks sædskifte. I model 1, 2 og 4 er der således: 40 ha klø-

vergræs, 40 ha vårbyg og 20 ha med byg/ærter til helsæd og udlæg af kløvergræs. I modellerne 3 og 5-7 indgår de samme afgrøder, men 20 ha med vårbyg er ombyttet med kløvergræs. I model 8 indgår roer i et 6 marks sædskifte (Tabel 4.2).

Tabel 4.2 Sædskifter på kvægbrug

Model	1a, 1b, 2 og 4		3, 5, 6 og 7		8		
	Mark	Sædskifte	Areal, ha	Sædskifte	Areal, ha	Sædskifte	Areal, ha
1		Kløvergræs	20	Kløvergræs	20	Kløvergræs	16,7
2		Kløvergræs	20	Kløvergræs	20	kløvergræs	16,7
3		Vårbyg,e.afg.	20	Kløvergræs	20	Kløvergræs	16,7
4		Vårbyg,e.afg	20	Vårbyg,e.afg.	20	Vårbyg,e.afg.	16,7
5		Vårbyg/ært udl.	20	Vårbyg/ært, udl.	20	Bederøer	12,7
5a						Vårbyg/ært,e.afg.	4,0
6						Vårbyg/ært, udl.	16,7

Udbyttene er fastsat på grundlag af registreringer på 17 økologiske kvægbrug i årene 1989-93, som beskrevet af Halberg & Kristensen (1997). Udbyttene i model 1 svarer til udbyttene for vandet sandjord fra denne opgørelse. For de øvrige modeller er udbyttene korrigeret i forhold til model 1 ved hjælp af planlægningsmodellen SAMSPIL. Med modellen beregnes først forfrugtsværdien efter de forskellige afgrøder i sædskiftet (Kristensen, 1997b). Forfrugtsværdien og tilført N udgør den totale mængde plantetilgængelige N, der er til rådighed for afgrøden. Afviger denne mængde fra gennemsnittet i ovenstående

registreringer, korrigerer modellen udbyttet med kvadratiske produktionsfunktioner efter Nielsen og Kristensen (1991).

De estimerede udbytter er vist i tabel 4.3. Det ses, at udbyttet i a.e./ha først og fremmest er bestemt af andelen af kløvergræs i sædskiftet, og dernæst af den mængde gødning, der er til rådighed. Det højeste udbytte er opnået ved at inddrage roer i sædskiftet. Denne afgrøde er dog meget arbejdskrævende, idet den kræver radrensning og håndlugning.

Tabel 4.3 Oversigt over afgrøder, gødskning og udbytter i modeller for kvægbrug.

Model	1a og 2	1b	3	4	5 og 7	6	8
Jordtype	sand	ler	sand	sand	sand	sand	sand
Selvforsyning, pct.	85	85	70	85	100	100	100
Gødningsimport	-	-	-	+	-	+	-
Afgrøder, ha:							
Græs	40	40	60	40	60	60	50
Vårbyg	40	40	20	40	20	20	17
Vårbyg/ærter	20	20	20	20	20	20	20
Roer							13
Gødskning, kg pl.tilg.N/ ha:							
Græs	0	0	50	33	7	44	0
Vårbyg	83	83	83	83	83	83	55
Vårbyg/ærter	41	43	77	77	77	77	41
Roer							193
Udbytte a.e./ha:							
Græs	59	61	59	61	57	58	56
Vårbyg	33	33	33	33	33	33	32
Vårbyg/ærter	35	39	37	37	37	37	35
+ efterafgrøde	4	4	4	4	4	4	4
Roer							101
Vægtet gns., a.e./ha	44,6	46,2	50,2	45,8	49,0	49,6	54,4

4.3 Planteavlsbrug

På økologiske planteavlsbrug uden husdyr er der kun begrænset mulighed for gødskning. Ifølge de nuværende regler er det tilladt at importere 25 procent af afgrødernes behov for kvælstofgødning. En del af det resterende behov for kvælstof kan skaffes ved at indføre bælgplanter i sædskiftet og mellemafgrøder med kløvergræs som grønbrak. Formålet med de opstillede sædskifter er at belyse de udbyttmæssige og økonomiske konsekvenser ved omlægning til økologisk drift. Sædskifterne skal derfor på den ene side være realistiske i forhold til en forventet praksis og på den anden side kunne belyse effekten af forskellige sædskiftetyper. Der regnes med, at sædskifterne ligger på en 100 ha stor ejendom.

Der er opstillet fire typer sædskifter ved fire niveauer af grøngødsning på to jordtyper, lerjord og vandet sandjord. Sædskifterne er: Kornsædskifter, sædskifter med proteinafgrøder, sædskifter

med rækkeafgrøder og sædskifter med salg af grovfoder. Afgrøderne i de enkelte sædskifter er tilpasset jordtypen. Udbytter og næringsstofbalancer for hvert sædskifte er beregnet med og uden import af 25 procent gødning. Længden af sædskifterne er tilpasset således, at de enkelte afgrøder har kunnet placeres så optimalt som muligt for at minimere sædskiftebarne sygdomme. Udover de helårige grøngødningsafgrøder er der i alle kornafgrøder og i ærter regnet med, at der isås en blanding af sildig almindelig rajgræs og hvidkløver som efterafgrøde. Efterafgrøden skal tjene dels som fangafgrøde dels som grøngødning for den kommende afgrøde.

Med hensyn til ukrudtsbekæmpelse forudsættes, at der foretages mekanisk ukrudtsbekæmpelse de steder, hvor det er muligt, herunder ukrudtsharvninger i kornafgrøder. I rækkeafgrøder forudsættes radrensning eller hypning og eventuelt håndhakning. Er der behov for kvikbekæmpelse om efteråret harves efterafgrøden op. Kvikbekæm-

pelse forudsættes foretaget mindst en gang i hvert sædskifteforløb.

4.3.1 Kornsædskifter

Kornsædskifterne er vist i tabel 4.4. For korn er der ingen afstandskrav mellem de enkelte afgrøder. Risikoen for fodsyge stiger dog med stigende andel korn i sædskiftet. En mellemafgroede, som her er grønbrak, anses dog for at have fuld snerende effekt overfor fodsyge. Ved økologisk planteproduktion vil man antagelig søge mod så stor en andel af bælgplanter som muligt. Dette er gjort i sædskifterne med proteinafgroeder. Her er der alene placeret en vårbyg/ært afgroede i sædskiftet uden grønbrak, fordi det skønnes urealistisk med en ren kornsædskifte uden grønbrak eller bælgplanter. Der regnes med isåning af efterafgroede i alle kornafgrøder. Når der er behov for kvikbekæmpelse og forholdene er til det, harves efterafgroeden op. Dette skønnes nødvendig ca. en gang i hvert sædskifteforløb. Af hensyn til beregningen af N-balancen er efterafgroeden derfor udeladt en gang i hvert sædskifteforløb.

Vårbyg er i de fleste tilfælde valgt som vårkorn, fordi den er mest egnet som foderkorn, men kan nogle steder i sædskiftet erstattes af havre eller af vårhvede. Vårhvede kan også erstatte vinterhvede. Havre udgør dog en større procentandel af kornafgrøderne i de foreslåede sædskifter end den udgør i konventionel kornproduktion i dag. Begrun-

delsen herfor er, at dels har havre en god snerende effekt overfor sygdomme i kornrige sædskifter, dels er havren lidt senere end vårbyg, hvorved den bedre vil kunne udnytte mineraliseret kvælstof.

På sandjord er udbytteforskellen mellem vårsæd og vintersæd normalt mindre end på lerjorde. I et sædskifteforløb, hvor der de fleste år er en isået efterafgroede af kløvergræs, skønnes det lettest at opretholde udbytteneiveauet, når efterafgroeden overvintrer og der forårsplojes. Denne praksis vil antagelig også med fordel kunne anvendes på lerjorde, hvis det er muligt at etablere et tilfredsstillende såbed efter forårsplojning. På sandjord vil man formentlig få det største udbytte efter grøngødningen ved nedpløjning om foråret. På sandjord er der efter grønbrakken valgt afgroede-forløbet havre - vinterrug. På lerjorden er vinterhveden placeret direkte efter grønbrakken. Dette er almindelig praksis i dag, men der kan være risiko for forøget nitratudvaskning i løbet af vinteren efter nedpløjning af kløvergræsset om efteråret. Denne risiko er imidlertid også tilstede i den efterfølgende vinter (Djurhuus and Olesen, 1997).

For alle sædskifter regnes med, især af hensyn til kaliumbalancen, at al halm tilbageføres til jorden. Der regnes med to til tre harvninger mod frøkrudt om foråret og at efterafgroeden udsås samtidig med sidste harvning.

Tabel 4.4 Kornsædskifter på lerjord og sandjord ved stigende andel helårlig grønbrak.

Jordtype	Andel grønbrak			
	0%	20%	25%	33%
Lerjord	Havre, e.afg. Vinterhvede, e.afg Ært/byg, e.afg. Vinterhvede, e.afg Vårbyg	Vårbyg, udl. Kløvergræs Vinterhvede, e.afg Vårbyg, e.afg Havre	Vårbyg, udl. Kløvergræs Vinterhvede, e.afg Vårbyg	Vårbyg, udl. Kløvergræs Vinterhvede
Sandjord	Ært/byg, e.afg Vinterrug, e.afg Vårbyg, e.afg Havre, e.afg Vårbyg	Vårbyg, udl. Kløvergræs Havre, e.afg Vinterrug, e.afg Vårbyg	Vårbyg, udl. Kløvergræs Havre, e.afg Vinterrug	Vårbyg, udl. Kløvergræs Vårbyg

4.3.2 Kornudbytter

Som udgangspunkt for estimering af kornudbytter er anvendt registreringer af udbytter på 10 private gårde med økologisk planteproduktion i årene 1994-96 (Kristensen, 1996 og 1997a). Der blev registreret udbytter fra i alt 110 kornmarker i de tre år. Af de 10 ejendomme var der fire på jordtype JB nr. 7, to på JB nr. 5, tre på JB nr. 3 og en ejendom på JB nr. 1. I registreringen er jordtyperne 1-5 betegnet som sandjorde, hvoraf jordtyperne JB nr. 3-5 er overrepræsenterede. De registrerede udbytter på sandjorde repræsenterer derfor overvejende lerblandede sandjorde.

For at få et overblik over de vigtigste produktionsfaktorer ved økologisk kornproduktion blev de registrerede udbytter analyseret ved multipel regression (Tersbøl & Kristensen, 1997). Da de enkelte kornarter ikke var tilfældigt fordelt i sædskiftet, tillod datamaterialet ikke en opdeling i kornarter. Udbyttet blev derfor omregnet til afgrødeenheder (a.e.). For hvede, byg og havre er der regnet med henholdsvis: 0.96, 1.04 og 1.26 hkg/a.e. I analysen indgik følgende parametre: Tilførsel af plantetilgængelig N i kg/ha (N), vanding i mm (MM), antal år efter kløvergræs, jordtype og med og uden isået kløvergræsudlæg. Der blev estimeret følgende model for beregning af kornudbytter:

$$\text{Udbytte (a.e./ha)} = 28.0 + 0.112N + 0.073MM + \text{år efter kløver} + \text{jordtype} + \text{kl.græsudlæg}, (R^2 = 0.57)$$

For de tre klassevariable blev der estimeret følgende værdier:

<i>År efter kløvergræs:</i>	1	16.4
	2	6.3
	3-6	3.6
	>6	0.0
<i>Jordtype, JB nr.:</i>	1-5	-14.7
	6-8	0.0
<i>Kløvergræsudlæg:</i>	ingen	4.2
	med	0.0

Tabel 4.5 Udbytter ifølge landbrugsstatistikken ved konventionel produktion for hele landet i årene 1987-96 i hkg/ha (Landbrugsstatistik, 1997).

Afgrøde	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	87-96	89-93	94-96
Vinterhvede	57,6	68,1	73,0	74,3	70,9	62,3	70,2	65,3	75,9	70,0	68,8	70,1	70,4
Vårhvede	44,6	48,6	48,7	53,6	50,0	37,2	50,5	48,2	52,1	50,3	48,4	48,0	50,2
Rug	37,5	45,2	48,2	49,7	49,1	35,0	45,3	47,7	51,4	47,8	45,7	45,5	49,0
Vinterbyg	49,6	58,7	65,8	61,8	57,9	49,6	56,3	55,0	60,8	53,7	56,9	58,3	56,5
Vårbyg	44,8	46,0	48,3	53,6	52,6	30,0	44,3	46,8	51,9	53,5	47,2	45,8	50,7
Havre	43,6	46,8	43,2	50,1	50,5	29,7	44,7	47,1	51,2	51,4	45,8	43,6	49,9
Korn i alt	47,6	50,5	55,9	60,9	58,8	43,7	56,8	55,3	62,9	60,6	55,3	55,2	59,6
Vinterraps	26,8	30,1	36,1	32,5	27,3	27,9	26,7	25,1	22,0	25,3	28,0	30,1	24,1
Vårraps	21,4	24,5	24,4	24,5	22,1	14,6	18,7	17,7	17,0	21,0	20,6	20,9	18,6
Bælgsæd	25,4	34,5	38,6	48,0	42,1	25,8	37,6	37,3	38,0	37,1	36,4	38,4	37,5
Sukkerroer	392,0	498,0	494,0	533,0	499,0	456,0	547,0	475,0	461,0	439,0	479,4	505,8	458,3
Sukker	66,6	84,7	84,0	90,6	84,8	77,5	93,0	80,8	78,4	74,6	81,5	86,0	77,9

I gennemsnit af de tre år var udbyttet i vinterkorn 42 hkg/ha og i vårkorn 35 hkg/ha. På husdyrløse planteavlsbrug på sandjord var udbyttet dog lavere. De højeste udbytter blev registreret i 1996. Kornudbytterne på økologiske planteavlsbrug under et var 15% lavere end udbytterne på økologiske kvægbrug i samme år, men lå på niveau med udbytterne på økologiske kvægbrug i årene 1989-93, (Tersbøl & Kristensen, 1997).

Ifølge landbrugsstatistikken lå kornudbytterne i årene 1994-96 ca. 8% over gennemsnittet af de sidste 10 år (Tabel 4.5). Forskellen skyldes antagelig dels klimatiske forhold dels en generel stigning i udbyttene som følge af forædling og teknologi. Det er imidlertid praktisk, at referere udbytterne til en bestemt klimaperiode. Derfor reguleres udbytterne i forhold til perioden 1987-96 ved at reducere de estimerede udbytter med 8 procent.

Gødskning: Den importerede mængde gødning, der udgør 25 procent af normgødskningen, er beregnet i henhold til Plantedirektoratet (1997b). Der regnes med import af svinegylle og en nyttevirkning på 50 procent af gyllens indhold af total-N det første år og 10 procent andet år. Den importerede mængde kvælstof er fortrinsvis fordelt til forårssåede afgrøder. Årsagen er, at man netop i forårssåede afgrøder har bedre mulighed for hurtig indarbejdning af små mængder husdyrgødning i jorden og derved undgå ammoniakfordampning. Dette forhold sammen med en bedre udnyttelse af efterårsgrøngødning taler for en stor andel vårkorn i økologisk planteavl.

Vanding: Det estimerede merudbytte ved vanding er lav. Det må imidlertid antages, at det alene er på de dårligste sandjorde, der har været vandet og at der ikke alle år har været behov for vanding. Det estimerede merudbytte for vanding skal derfor ses som et merudbytte for vanding af dårlige sandjorde i forhold til udbyttet på bedre sandjorde uden vanding og i forhold til udbyttet i år uden vandingsbehov. Ved estimeringen af udbytterne er der regnet med 40 mm vanding i gennemsnit på alle sandjorde.

Grøngødskning: De kløvergræsmarker, der indgik i sædskifterne på ejendomme, hvor udbytterne blev registreret, har for ca. halvdelen vedkommende været udnyttet til slæt eller afgræsning. For den anden halvdel har der været tale om grønbrak. I de opstillede sædskifter er der tale om grønbrak, hvor hele den producerede mængde kløvergræs indarbejdes i jorden. Der er derfor regnet med en ekstra N-frigørelse på 50 kg/ha i det første år efter grønbrak.

Udbytter i kornafgrøder, der har ligget mere end seks år efter kløvergræs, er hovedsageligt registreret på ejendomme, der var under omlægning til økologisk drift. Udbyttene kan derfor være højere end det på længere sigt vil være muligt at opnå i et økologisk sædskifte uden grønbrak. Dette bekræftes af foreløbige resultater fra et økologisk sædskifteforsøg på Foulumgård. Her var udbyttet i ugødet og gødet vinterhvede og vårbyg, der lå mere end fem år efter græs henholdsvis 35 og 52 procent af udbyttet andet år efter græs (Jørgen E. Olesen, pers. kommunikation). Efterårsgrøngødning med kløvergræs alene vil antagelig ikke være tilstrækkelig til at opretholde udbyttene. Ligeledes vil der på grund af det lave N-niveau kunne forventes forøgede ukrudtsproblemer. I sædskifter uden helårig grønbrak reduceres udbytterne derfor skønmæssigt i forhold til det registrerede med 35 procent, hvor der ikke importeres gødning og med 20 procent, hvor der importeres gødning. Det skønnes, at den importerede gødning udover at hæve udbyttet i de afgrøder der gødes, relativt vil hæve udbyttene i hele sædskiftet.

Efterafgrøder: I sædskifterne er det foreslået, at der i alle kornafgrøder og i arter isås en blanding af sildig rajgræs og hvidkløver som efterårsgrøngødning og fangafgrøde. I en analyse af tre fastliggende forsøg med sildig almindelig rajgræs som isået efterafgrøde i vårbyg fandt Hansen *et al.* (1995) i gennemsnit et nettomerudbytte på 4,8 hkg/ha. Merudbyttet var målt i vårbyg, hvor der også var isået efterafgrøde. I de opstillede sædskifter antages det, at det hvert tredje år vil være nødvendig at opharve kløvergræsset for kvikbekæmpelse. Merudbyttet for efterårsgrøngødning er derfor anslået til 2/3 af 4,8 hkg/ha eller 3 hkg/

Tabel 4.6 Kornsædskifter på lerjord og sandjord ved stigende andel helårlig grønbrak og med og uden import af gødning.

Grønbrak	Lerjord				Sandjord			
	Sædskifte	Gødskning kg N/ha	Udbytte		Sædskifte	Gødskning kg N/ha	Udbytte	
			Gødet a.e./ha	ugødet a.e./ha			Gødet a.e./ha	Ugødet a.e./ha
0 pct.	Havre		26	21	Ært/byg		28	28
	Vinterhvede	90	35	21	Vinterrug		20	17
	Ært/byg		32	31	Vårbyg	68	24	14
	Vinterhvede		28	24	Havre		18	14
	Vårbyg	69	33	21	Vårbyg	67	24	14
	Gns.	32	31	24	Gns.	27	23	17
20 pct.	Vårbyg:kløver	58	38	32	Vårbyg:kløver	54	27	21
	Kløvergræs		0	0	Kløvergræs		0	0
	Vinterhvede		50	50	Havre		39	39
	Vårbyg	60	45	38	Vinterrug		27	27
	Havre		37	36	Vårbyg	54	31	25
	Gns.	24	34	31	Gns.	22	25	23
25 pct.	Vårbyg:kløver		33	32	Vårbyg:kløver	80	29	21
	Kløvergræs		0	0	Kløvergræs		0	0
	Vinterhvede		50	50	Havre		39	39
	Vårbyg	90	48	38	Vinterrug		27	27
	Gns.	23	33	30	Gns.	20	24	22
33 pct.	Vårbyg:kløver	63	41	34	Vårbyg:kløver	48	29	24
	Kløvergræs		0	0	Kløvergræs		0	0
	Vinterhvede		50	50	Vårbyg		39	39
	Gns.	21	30	28	Gns.	16	23	21

ha. I henhold til Hansen *et al.* (1995) vil 3 hkg/ha netop dække merudgifterne til frø og udsåning, når såningen sker i en ekstra arbejds gang.

Hvis såningen kan ske samtidig med f.eks. sidste ukrudtsharvning vil der kunne opnås et økonomisk nettomerudbytte. Alle kornudbytter forhøjes derfor med 3 hkg/ha undtaget første år efter grønbrak. Efterårsgrøngødsning er ikke almindelig praksis i dag, men den indrages i sædskifterne, fordi det antages, at der netop inden for økologisk planteproduktion her vil være udviklingsmuligheder

Oversigt over kornudbytter: I tabel 4.6 er vist en oversigt over udbyttet i alle kornsædskifter beregnet med ovenstående model og med indregning af de beskrevne modifikationer. Alle udbytter er vægtet til perioden 1987-96 ved at reducere de modelberegnedes udbytter med 8 procent.

De i tabellen viste gødningsmængder er plantetilgængeligt N i tildelingsåret (50 pct. af total-N). Der er regnet med en eftervirkning på 10 procent af total-N i det efterfølgende år. Det ses af tabellen, at det højeste arealvægtede udbytte opnås i sædskiftet med 20 procent grønbrak.

4.3.3 Proteinafgrøder

De foreslåede sædskifter med proteinafgrøder på lerjord og sandjord er vist i tabel 4.7. Det skønnes, at det ikke vil være muligt at dyrke vinterraps økologisk på sandjord og på lerjord uden grønbrak med tilfredsstillende resultat. Derfor indgår den alene i sædskifter på lerjorde med grønbrak. På sandjord og lerjord uden grønbrak foreslås ærter og hestebønne. Det vil dog ofte forekomme,

at hestebønnerne delvis mislykkes på grund af bladlus, ligesom der vil forekomme år med store høstproblemer på grund af sen modning. En alternativ bælgplante er lupin, der antagelig er mest anvendelig på sandjorde. Der er dog meget lidt erfaring med dyrkning af denne afgrøde her i landet. En anden proteinafgrøde er hør, som dog er meget åben og derfor ikke særlig egnet som økologisk afgrøde på grund af ukrudtsproblemer.

Tabel 4.7 Sædskifter med proteinafgrøder.

Jordtype	Andel grønbrak			
	0%	20%	25%	33%
Lerjord	Ærter, e.afg Vinterhvede, e.afg Hestebønner, e.afg Havre, e.afg Vinterhvede	Vårbyg, udl. Kløvergræs Vinterraps Havre, e.afg Vinterhvede	Vårbyg, udl. Kløvergræs Vinterraps Vårbyg, udl. Kløvergræs Vinterhvede, e.afg Ærter, e.afg Vinterhvede	Vårbyg, udl. Kløvergræs Vinterraps Vårbyg, udl. Kløvergræs Vinterhvede
Sandjord	Vårbyg Ærter, e.afg Vinterrug, e.afg Hestebønner, e.afg Havre, e.afg	Vårbyg, udl. Kløvergræs Vårbyg, e.afg Ærter, e.afg Vinterrug	Vårbyg, udl. Kløvergræs Vårbyg, e.afg Ærter, e.afg Vårbyg, udl. Kløvergræs Vårbyg Hestebønner, e.afg	Vårbyg, udl. Kløvergræs Vårbyg, e.afg Ærter, e.afg Vårbyg, udl. Kløvergræs Havre

For både vinterraps og ærter skal der, af hensyn til sædskiftesygdomme helst gå 4-5 år før afgrøden dyrkes igen på samme mark. Ved 25 procent grønbrak er der udover korn, indskudt ærter som mellemafgrøde på lerjord og hestebønner på sandjord. Vinterraps og hestebønner udsås i rækker og radenses efter behov (ca. 3 gange). Ærter kan bredsås og renholdes på samme måde som kornafgrøder. Vinterrapsen er placeret i sædskiftet efter kløvergræs og efterfølges af vårkorn. Her ved undgås fremspiring af spildkorn efter forfrugten samt fremspiring af spildfrø i efterfølgende vinterkorn. I sædskiftet uden grønbrak på lerjord erstattes vinterrapsen af hestebønne, dels

på grund af forventede problemer med spildkorn, dels fordi det skønnes vanskeligt at opretholde et acceptabelt udbyttensniveau uden grønbrak.

Der regnes med at rapsstubben efterlades uberørt efter høst, hvorefter fremspirede spildfrø fungerer som fangafgrøde indtil nedpløjning sent efterår eller tidligt forår. Der regnes ligeledes med, at en rand af rapsafgrøden på ca. 2 m skal fjernes og komposteres ca. 1. juni for at fjerne larver efter 1. generations skulpegalmyg. Dette medfører en arealmæssigt reduktion i udbyttet. Al halm, kløvergræs og planterester tilbageføres til jorden.

Udbyttet af vinterraps har i gennemsnit af de sidste 10 år ifølge landbrugsstatistikken været 28 hkg/ha (se tabel 4.5). Dette er 8-10 hkg/ha lavere end i de sidste tre års sortsforsøg med vinterraps (Haldrup & Hansen, 1997). I fem forsøg med kemisk ukrudtsbekæmpelse i 1995 og 1996 er der opnået et merudbytte for ukrudtsbekæmpelse på i gennemsnit 2.7 hkg/ha. Nær samme merudbytte blev opnået i tre andre forsøg med bekæmpelse af ukrudt ved radrensning (Haldrup & Hansen, 1997). I et forsøgsled blev der dog i 1996 fundet et mindreudbytte for radrensning. Det antages at det vil være muligt at opnå en tilfredsstillende ukrudtsbekæmpelse ved korrekt udført radrensning. Det antages ligeledes, at det vil være muligt at reducere angrebet af skulpegalmug ved 2. flyvning, ved at fjerne en rand af afgrøden ca. 1. juni. De yderste ca. 2 meter af afgrøden indeholder hovedparten af larver og pupper efter 1. flyvning (Søren Holm, pers. kommunikation). Afhængig af arealets form og størrelse vil det reducere udbyttet med 2-5%.

På baggrund af ovenstående anslås, at det på lerjorde vil være muligt at opnå et udbytte i økologisk dyrket vinterraps på 23 hkg/ha ved normgødsning. Udbyttet ved stigende N-gødsning og indregnet eftervirkning efter grønbrak er beregnet ud fra følgende funktion (Nielsen & Kristensen, 1991): $Udbytte, hkg/ha = (20 + 0.092N - 0.00019N^2) \cdot 23/31$, hvor N er i kg/ha. Funktionen modificeres relativt med faktoren 23/31, hvor 23 er det ovenfor anførte maksimale udbytte og 31 er funktionens optimum. I sædskifter, hvor der importeres gødning, er rapsen tildelt 60-70 kg N/ha udover grøngødningen fra forfrugten af kløvergræs. Udbyttet på lerjord er estimeret til **20** og **23** hkg/ha (91 % ts) henholdsvis ugødet og gødet (tabel 4.8).

Ærter og hestebønner: Udbyttet af ærter har ifølge landbrugsstatistikken i gennemsnit af de sidste 10 år været 36.4 hkg/ha (se tabel 4.5). Udbyttet er 5-10 hkg/ha lavere end opnået i de sidste fire års sortsforsøg (Pedersen *et al.*, 1997). Ud fra forsøg med sygdoms- og skadedyrsbekæmpelse og en forventet mindre effektiv ukrudtsbekæmpelse er der skønnet et udbyttetab i forhold til konventionel dyrkning på ca. 7 hkg/ha. Udbyttet af økologisk dyrkede ærter på vandet sandjord og på lerjord anslås derfor til henholdsvis **30** og **32** hkg/ha i sædskifter med grønbrak og moderat ukrudtstryk (tabel 4.8). I sædskifter uden grønbrak reduceres udbyttet med 2 hkg/ha som følge af et forventet højere ukrudtstryk. Udbyttepotentialet i hestebønne er betydeligt højere end for ærter. Det skønnes imidlertid, at udbyttet nogle år vil blive stærkt reduceret på grund af bladlus og vanskelige høstforhold. Udbyttet er derfor anslået til i gennemsnit at ligge på samme niveau som for ærter. I byg/ært blandinger er udbyttet som udgangspunkt estimeret ud fra registreringer på økologiske planteavlbrug (Kristensen, 1996 og 1997). Foreløbige resultater fra 1997 fra økologiske sædskifteforsøg på Foulumgård tyder på, at andelen af grønbrak i sædskiftet kun i ringe grad påvirker det samlede udbytte i byg/ært blandinger. Derimod steg andelen af ærter stærkt med antallet af år efter grønbrak (Jørgen E. Olesen, pers. kommunikation). Udbyttet i byg/ært blandinger, der ikke gødes, er derfor anslået til at være det samme som for ærter i renbestand.

Oversigt over udbytter: Kornudbyttet er estimeret på samme måde som udbyttet i korn-sædskifter. Der er regnet med en eftervirkning på 25-30 kg N/ha efter vinterraps, ærter, ært/byg blandinger og hestebønne. De estimerede udbytter er vist i tabel 4.8.

Tabel 4.8 Udbytter i sædskifter med proteinafgrøder.

Grønbrak	Lerjord				Sandjord			
	Afgrøder	N-tilførsel kg /ha	Udbytte		Afgrøder	N-tilførsel kg /ha	Udbytte	
			Gødet hkg/ha	Ugødet hkg/ha			Gødet hkg/ha	Ugødet hkg/ha
0 pct	Ærter		32	31	Vårbyg	85	26	14
	Vinterhvede		28	24	Ærter		28	28
	Hestebønne		32	31	Vinterrug		20	17
	Havre		28	24	Hestebønne		28	28
	Vinterhvede	111	37	21	Havre		20	17
	Gns.	22	31	26	Gns	17	24	22
20 pct.	Vårbyg, udl.		33	32	Vårbyg, udl.	78	29	21
	Kløvergræs		0	0	Kløvergræs		0	0
	Vinterraps	70	23	20	Vårbyg		39	39
	Havre		39	38	Ærter		30	30
	Vinterhvede	80	44	36	Vinterrug		28	28
	Gns.	30	28	25	Gns.	16	25	24
25 pct	Vårbyg, udl.	60	39	32	Vårbyg, udl.	48	29	24
	Kløvergræs		0	0,0	Kløvergræs		0	0
	Vinterraps	60	23	20	Vårbyg		39	39
	Vårbyg, udl.		35	35	Ærter		30	30
	Kløvergræs		0	0,0	Vårbyg, udl.	47	29	24
	Vinterhvede		50	50	Kløvergræs		0	0
	Ærter		32	31	Vårbyg		39	39
	Vinterhvede	60	45	39	Hestebønne		30	30
	Gns.	23	28	26	Gns	12	25	23
33/29 pct.	Vårbyg, udl.	70	42	35	Vårbyg, udl.	50	29	24
	Kløvergræs		0	0,0	Kløvergræs		0	0
	Vinterraps	70	23	20	Vårbyg		39	39
	Vårbyg, udl.		35	34	Ærter		30	30
	Kløvergræs		0	0	Vårbyg, udl.	45	28	24
	Vinterhvede		50	50	Kløvergræs		0	0
					Havre		39	39
	Gns.	23	25	23	Gns.	14	24	22

4.3.4 Rækkeafgrøder

Forslag til sædskifter med rækkeafgrøder er vist i tabel 4.9. Der foreslås sukkerroer som rækkeafgrøde på lerjord og spisekartofler på sandjord. Afgrøderne kan på begge jordtyper erstattes af andre rækkeafgrøder som gulerødder, kål eller andre grønsager. På lerjorde er der valgt sædfølgen kløvergræs – vinterhvede forud for sukkerroer. Herved udnyttes eftervirkningen af grøngødningen i hveden. Såfremt det er muligt at etablere et godt såbed efter forårsplojning, vil det dog også være muligt at så roerne direkte efter grønbrakken. Ved dyrkning af kartofler direkte efter kløvergræs vil der ofte være problemer med ophypning og gengroning af rester af kløvergræs, ligesom der let kan forekomme angreb af smelderlarver og skurv. Derfor er kartoflerne placeret andet år efter grønbrakken og der anvendes en bredbladet efterafgrøde som f.eks. gul sennep forud for kartofler. Det skønnes at der to år efter etårig kløvergræs kun vil være minimale problemer med smelderlarver og skurv. Al halm, kløvergræs og planterester i form af roetop tilbageføres jorden.

Roerne kan med den nuværende teknik kun renholdes ved radrensning og håndhakning. Der regnes med tre radrensninger og to gange hakning. Kartoflerne hyppes tre gange med mellemliggende ukrudtsharvninger.

Udbytte i sukkerroer: I følge landbrugsstatistikken har udbyttet i sukkerroer i perioden 1987-96 i gennemsnit for hele landet været 479 hkg/ha (se tabel 4.5). Hvis der antages et sukkerindhold på ca. 17 procent, svarer det til et sukkerudbytte på 82 hkg/ha. Udbyttet i de sidste 5 års sortsforsøg, har i gennemsnit været ca. 10 hkg/ha højere (Nielsen & Mikkelsen, 1997). På de bedste jorde må udbyttet imidlertid antages at være lidt højere end det gennemsnitlige udbytte for hele landet.

Det antages, at man ved radrensning og håndhakning vil kunne opnå en ukrudtsbekæmpelse på niveau med kemisk bekæmpelse, således at ukrudt ikke giver anledning til udbyttereduktion. Det antages endvidere, at manglende skadedyrsbekæmpelse af især bladlus med smitte af virusgulsot til følge, vil give anledning til en udbyttereduktion på ca. 5 hkg sukker/ha.

Tabel 4.9 Sædskifter med rækkeafgrøder

Jordtype	Andel grønbrak			
	0%	20%	25%	29%
Lerjord	Ært/byg, e.afg Vinterhvede, e.afg Sukkerroer Havre, e.afg Vinterhvede, e.afg	Vårbyg, udl. Kløvergræs Vinterhvede, e.afg Sukkerroer Havre, e.afg	Vårbyg, udl. Kløvergræs Vinterhvede, e.afg Sukkerroer	Vårbyg, udl. Kløvergræs Vinterhvede, e.afg Sukkerroer Vårbyg, udl. Kløvergræs Vinterhvede
Sandjord	Ært/byg, e.afg Vårbyg, gul sennep Spisekartofler Vinterrug, e.afg Havre, e.afg	Vårbyg, udl. Kløvergræs Vårbyg, gul sennep Spisekartofler Vinterrug, e.afg	Vårbyg, udl. Kløvergræs Vårbyg, gul sennep Spisekartofler	Vårbyg, udl. Kløvergræs Vårbyg, gul sennep Spisekartofler Vinterrug, udl. Kløvergræs Havre

Normgødskningen til sukkerroer ved et udbytte på 500 hkg/ha er 125 kg N/ha, (Plantedirektoratet, 1997a). På lerjorde i god gødningstilstand opnås normalt en meget lille udbytteeffekt af N-tilførsel. I tre års forsøg med tilførsel af 80 kg plantetilgængelig N per ha med gylle blev der i gennemsnit opnået et merudbytte på 4.7 hkg sukker/ha (Nielsen & Mikkelsen, 1997). Ved en grundgødskning på 20-40 kg N/ha, var udbyttet i gennemsnit 80 hkg sukker/ha. Ud fra disse resultater er det skønnet, at man ved økologisk plante-produktion vil få et bedre totalafkast ved at tilføre importeret gødning til korn og undlade gødskning af sukkerroerne. Men det må dog antages, at forudsætningen for en acceptabel sukkerproduktion uden gødskning er lerjorde i god gødningstilstand. Udbyttet vil afhænge af jordens generelle gødningstilstand og dermed også af andelen af grønbrak og gødningstilførselen til hele sædskiftet. De estimerede udbytter uden gødskning i dyrkningsåret varierer fra 45 til 72 hkg sukker per ha som vist i tabel 4.10.

Udbytte i spisekartofler: På økologiske landbrug med produktion af spisekartofler blev der på 2-6 brug i årene 1988-96 i gennemsnit registreret et totaludbytte på 185 hkg/ha ved en gennemsnitlig gødningstilførsel på 72 kg N/ha. Det registrerede udbytte er 30-35 procent lavere end opnået ved to års forsøg med vandede økologiske kartofler på Jyndevad Forsøgsstation (J.P. Mølgaard, pers. kommunikation). Det høje udbytte i forsøget skyldes især udbyttet i 1996, hvor angrebet af kartoffelskimmel kom sent. Normudbyttet for vandede spisekartofler er 400 hkg/ha (Plantedirektoratet, 1997). Udbyttet kan variere meget fra år til år afhængigt af, hvor tidligt planterne bliver angrebet af kartoffelskimmel.

De estimerede udbytter er vist i tabel 4.10. Der er anslået et udbytte, der ligger ca. 10 procent over det registrerede, men ca. 25 procent under det, der blev opnået i ovennævnte forsøg. Eftervirkningen efter grøngødning og merudbytte for gødskning er beregnet relativt i forhold til, hvad der blev opnået i forsøget. I de ovenfor registrerede udbytter, varierede den salgbare andel af totaludbyttet fra 25 til 80 procent. Det skønnes, at det ved korrekt dyrkning vil være muligt, at opnå

et salgbart udbytte på 70 procent af totaludbyttet. Udbytterne er angivet som totaludbytter i hkg knolde per ha. Der er regnet med et gennemsnitlig tørstofindhold i knolde på 21 procent.

Kornudbytter i sædskifter med rækkeafgrøder er estimeret som for kornsædskifter. Der er regnet med en eftervirkning efter nedpløjet roetop på 30 kg N/ha. Udbytterne fremgår af tabel 4.10.

4.3.5 Sædskifter med salg af grovfoder eller afgræsning med stude

Sædskifterne er stort set identisk med kornsædskifterne, bortset fra at 0 procent grønbrak udgår og 40 procent kløvergræs tilføjes. Sædskifterne må på lang sigt forventes at give kaliummangel, hvis kløvergræsset og lucernen bortføres fra ejendommen. Det gælder især på sandjorde. Derfor antages det, at man på sandjorde vil foretrække afgræsning med stude. På sandjorde erstattes lucernen derfor med kløvergræs og halmen anvendes til vinterfodring. Ved studedrift kan vinterfodringen afbalanceres ved at høste en del af vårbyggen som helsæd. På lerjorde sælges de to første slæt af kløvergræsset til tørring. Resten anvendes som grøngødning. Hvis halmen ikke udnyttes, snittes den og tilbageføres til jorden. Ved beregningen af gødningsimport, er der regnet med normgødskning af en kløvergræs med en kløverandel på 50 procent. Det antages, at der alene vandes i korn på sandjord og at kløvergræsset ikke vandes.

De estimerede udbytter er vist i tabel 4.11. Produktionen i kløvergræs og lucerne på lerjord og henholdsvis uvandet sandjord er af Halberg & Kristensen (1997) estimeret til 6100 og 5200 f.e./ha. Der regnes med, at ca. 2/3 af produktionen sælges til tørring eller afgræsses og at resten efterlades som grøngødning. Ved omregning til tørstofproduktion er der regnet med 1,3 kg tørstof pr. foderenhed. Kornudbytter er estimeret som for kornsædskifter. Der er regnet med normal eftervirkning efter kløvergræs uden ekstra N-tilskud fra nedpløjet grøngødning. Af hensyn til sammenligningen mellem korn og grovfoder er udbyttet her angivet i afgrødeenheder per ha.

Tabel 4.10 Udbytter i sædskifter med rækkeafgrøder.

Grøn- brak	Lerjord				Sandjord			
	Afgrøder	N-til- førsel kg /ha	Udbytte		Afgrøder	N-til- førsel kg /ha	Udbytte	
			Ugødet hkg/ha	Gødet hkg/ha			Ugødet hkg/ha	Gødet hkg/ha
0 pct.	Ært/byg		31	32	Ært/byg		28	28
	Vinterhvede	55	24	34	Vårbyg		17	20
	Sukkerroer¹		45	55	Spisekartofler²	90	121/25	175/37
	Havre	54	21	31	Vinterrug		14	18
	Vinterhvede	55	21	32	Havre	50	14	23
	Gns	33	29	37	Gns	28	20	25
20 pct.	Vårbyg, udl.	60	32	39	Vårbyg, udl.		21	21
	Kløvergræs		0	0	Kløvergræs		0	0
	Vinterhvede		50	50	Vårbyg		39	39
	Sukkerroer¹		65	68	Spisekartofler²	115	158/33	228/48
	Havre	63	36	42	Vinterrug		25	26
	Gns	25	37	40	Gns	23	24	27
25 pct	Vårbyg, udl.	95	32	42	Vårbyg, udl.		21	22
	Kløvergræs		0	0	Kløvergræs		0	0
	Vinterhvede		50	50	Vårbyg		39	39
	Sukkerroer¹		67	70	Spisekartofler²	83	168/35	218/46
	Gns	24	37	41	Gns	21	24	27
29 pct	Vårbyg, udl.	80	35	43	Vårbyg, udl.	43	24	26
	Kløvergræs		0	0	Kløvergræs		0	0
	Vinterhvede		50	50	Vårbyg		39	39
	Sukkerroer¹		69	72	Spisekartofler²	90	175/37	230/48
	Vårbyg, udl.	78	32	40	Vinterrug, udl.		21	22
	Kløvergræs		0	0	Kløvergræs		0	0
	Vinterhvede		50	50	Havre		39	39
	Gns	23	34	37	Gns	19	23	25

¹ Udbyttet er angivet i hkg sukker per ha.

² Udbyttet er angivet i hkg knolde per ha og i hkg tørstof per ha (indgår i gns)

Udbyttet af sædskifterne er i høj grad bestemt af, at der indgår kløvergræs eller lucerne i alle sædskifter og at grovfoderet udnyttes. Der er således svagt stigende udbytte ved stigende andel kløver-

græs i sædskiftet. Spørgsmålet er, om især i ugødede sædskifter er i balance med hensyn til næringsstoffer, hvilket vil være en forudsætning for om udbytterne vil kunne opretholdes på langt sigt.

Tabel 4.11 Udbytter i sædskifter med salg af grovfoder eller med stuedrift.

Kløvergræs	Lerjord				Sandjord			
	Afgroeder	N-tilførsel Pl.tilg. Kg /ha	Udbytte		Afgroeder	N-tilførsel Pl.tilg. kg /ha	Udbytte	
			Ugødet a.e./ha	Gødet a.e./ha			Ugødet a.e./ha	Gødet a.e./ha
20 pct.	Vårbyg, udl.	60	32	39	Vårbyg, udl.	60	21	28
	Kløvergræs		40	40	Kløvergræs		35	55
	Vi.hvede, e.afg.		45	45	Vårbyg, e.afg.		34	34
	Vårbyg, e.afg.	60	38	45	Havre, e.afg.	45	27	32
	Havre	60	36	43	Vårbyg	60	25	32
	Gns	36	38	43	Gns	33	29	32
25 pct.	Vårbyg, udl.	77	32	41	Vårbyg, udl.	78	21	30
	Kløvergræs		40	40	Kløvergræs		35	35
	Vi.hvede, e.afg.		45	45	Vårbyg, e.afg.		34	34
	Havre	76	38	46	Havre	60	27	34
	Gns	38	39	43	Gns	35	29	33
33 pct	Vårbyg, udl.	65	35	42	Vårbyg, udl.	110	24	35
	Kløvergræs		40	40	Kløvergræs		35	35
	Vinterhvede		60	45	51		Vårbyg	34
	Gns	42	40	45	Gns	37	31	35
40 pct	Vårbyg, udl.	45	32	37	Vårbyg, udl.	110	22	34
	Lucerne		70	70	Kløvergræs		35	35
	Lucerne		40	40	Kløvergræs		30	30
	Vi.hvede, e.afg.	45	45	45	Vårbyg, e.afg.	34	34	
	Havre	45	38	43	Havre	90	27	37
	Gns.	18	42	44	Gns.	40	30	34

4.4 Svinebrug

Ved opstilling af modeller for økologiske svinebedrifter er der taget udgangspunkt i nuværende regler (Plantedirektoratet, 1997), samt planer for forsøg med økologisk sohold på forsøgsgården Rugballegård (Kristensen & Kristensen, 1997), da der endnu kun findes få bedrifter med økologisk svineproduktion. Ved økologisk svineproduktion er der et krav om minimum 75 procent økologisk fodring, hvilket vil sige at 75 procent af foderenhederne skal være økologiske. Selv om de nuværende regler giver meget vide rammer for bedriftens selvforsyning med økologisk foder, er det

valgt hovedsageligt at opstille modeller, hvor det økologiske foder produceres på bedriften.

I regelsættet er der et krav om græsning til alle dyr i sommerhalvåret, dog kan slagtesvin holdes på stald, hvis de har adgang til et udeareal. Dette betyder i praksis, at søerne holdes på friland hele året og slagtesvinene på stald. Dermed er det kun gødningsproduktionen fra fravænnede smågrise og slagtesvin, der kan opsamles. En økologisk svinebedrift har mulighed for at importere gødning op til 25 procent af planternes behov ifølge Plantedirektoratet (1997b).

Der er opstillet 6 modelbedrifter med produktion af smågrise og slagtesvin, som vist i tabel 4.12. Der er regnet med et netto jordareal på 100 ha for hver bedrift. Alle modeller undtagen model 1b er opstillet for vandet sandjord. Årsagen hertil er, at der er endnu kun er få erfaringer med udendørs sohold på lerjord. I modellerne er størrelsen af dyreholdet afstemt med den produktion i marken, som et givet dyrehold gødningsmæssigt giver grundlag for. Modellerne er opstillet med henholdsvis 75 og 90 procent økologisk fodring, der samtidig svarer til selvforsyningsgraden undtagen for model 5, hvor der regnes med indkøb af 25 procent økologisk foder. Desuden er modellerne med og uden import af gødning.

Model 1 er et forsøg på at afspejle en økologisk svinebedrift med både sohold og slagtesvinehold. Der er 75 procent økologisk fodring, og 25 procent af planternes gødningsbehov indkøbes som konventionelt husdyrgødning. For hver årssso an-

tages der produceret 19,3 slagtesvin. Antallet er beregnet ud fra en produktion på 21,7 grise per årssso ved 4 ugers fravæning i alle E-kontrollede besætninger i 1996. Det økologiske krav på 7 ugers fravæning resulterer i færre kuld og dermed færre grise per årssso. Der regnes med en udtagning blandt slagtesvinene af 0,47 sopolt per årssso til udskiftning. Slagtesvinene slagtes ved 98,3 kg levende vægt.

Det er kun gødningen fra slagtesvin og fravænnede smågrise, der lagres og udbringes fortrinsvis til kornafgrøder. Hvert slagtesvin antages at producere 4,4 kg total N (ab lager) og hver smågris 0,6 kg total N (ab lager) fra fravæning til en opnået vægt på 30 kg. Disse tal er beregnet ud fra N i foder og N aflejret i produceret kød for modellerne med 75 procent økologisk fodring. Derudover regnes med, at en årssso med smågrise på græs afsætter 31 kg total-N. Der regnes med, at 60 procent af total-N er plantetilgængeligt.

Tabel 4.12 Modelbedrifter på 100 ha med produktion af smågrise og slagtesvin.

Model	1a	1b	2	3	4	5
Jordtype	Sand	Ler	Sand	Sand	Sand	Sand
Foderforsyning, pct.						
Selvforsyning	75	75	75	90	90	50
Import konventionel	25	25	25	10	10	25
Import økologisk	0	0	0	0	0	25
Antal søer	65	84	62	53	47	104
Antal slagtesvin	1255	1621	1197	1023	907	2007
Belægningsgrad, DE/ha	0,64	0,82	0,61	0,52	0,46	1,05
Gødning, kg total-N						
Opsamlet	6228	8105	5967	5087	4498	10030
Indkøbt	6148	3367	0	5400	0	2042
Afsat på græs	1990	2575	1900	1625	1440	3190

Planteproduktionen på svinebedrifter kan sammenlignes med økologiske planteavlsbedrifter, da markerne på begge bedriftstyper er svagt gødede. En økologisk svineproducent vil typisk søge mod størst mulig kornandel og dermed lav andel af kløvergræs i sædskiftet. Det skønnes, at en kløvergræsandel på 20-25 procent vil være nødvendig for at opretholde et rimeligt udbyttensniveau. Alt i alt kan kornandelen ikke blive så stor som i et tra-

ditionelt sædskifte på et konventionelt svinebrug. For alle svinemodeller er der derfor anvendt et fire- eller femårigt sædskifte: Et år med kløvergræs, efterfulgt af tre til fire år med korn. På økologiske svineavlsbrug vil man overvejende dyrke vårkorn, især vårbyg. Søerne skiftes over til nye folde på 1. års græs om foråret, hvorefter de gamle græsfolde ompløjes og der sås vårkorn. I modellerne angivet som første års korn. Hvis korn-

udbyttet ved lav gødskningsniveau skønnes at blive for lavt, ombyttes først 4. års korn med byg/ært til modenhed og dernæst 3. års korn med hestebønner i sædskiftet. Sidste års korn er med græsudlæg. Hvis sidste års korn ombyttes med byg/ært til modenhed udlægges græsset i denne afgrøde. Al halm fra kornafgrøder bjærges og anvendes til foder eller strøelse. I alle afgrøder til modenhed isås en blanding af almindelig rajgræs og hvidkløver som efterafgrøde. For at få mulighed for kvikbekæmpelse holdes i gennemsnit et år i hvert sædskifteforløb fri for efterafgrøder. Kløvergræsset anvendes dels til udendørs sohold dels til slæt. I henhold til retningslinier for udendørs sohold regnes med 14 søer/ha (Landbrugets Byggeblad, 1997). Den andel af græsset som forventes at kunne opfodres som ensilage høstes som slæt. Resten af den producerede kløvergræs anvendes som grøngødning.

Ved studier på økologiske gårde i 1994-96 fandt Tersbøl og Kristensen (1997), at kornudbytterne på planteavlsgårde var ca. 15 procent lavere end på kvæggårde, men lå på niveau med udbytter på kvæggårde i årene 1989-94. For svinebrug, er det valgt, at estimere udbytterne med udgangspunkt i udbytter på kvægbrug (model 1) reduceret med 7,5 procent (se også afsnit 2 og 3.1.2). For vinter- og vårsæd bliver udbytterne herefter 38 og 31 a.e./ha ved tilførsel af henholdsvis 109 og 97 kg plantetilgængeligt N/ha, idet der regnes med en forfrugtsvirkning på hhv. 40 og 36 kg N. Ved tilførsel af andre N-mængder, korrigeres udbytterne med 0,118 a.e. per kg N, hvilket svarer til N-responsen i modellen anvendt for planteavlssædskifter. Forfrugtsværdien er som for kvægbrug beregnet med modellen SAMSPIL (Kristensen, 1997b). Udbytter af vårbyg/ært til modenhed og hestebønner er her anslået til 27 a.e./ha. Halmudbyttet er anslået til halvdelen af kerneudbyttet. Afgrødefordeling, gødskning og de estimerede udbytter er vist i tabel 4.13. Det ses, at det gennemsnitlige udbytte af hele sædskiftet har været nær ens på sandjord, men lidt højere på lerjord. I model 2 har inddragelsen af bælg-sæd i sædskiftet kunnet kompensere for den manglende import af gødning sammenlignet med model 1. Tilsvarende for model 3, hvor egenproduktionen af gødning har været mindre. I model 4 har bælg-sæd ikke helt

kunnet kompensere for manglende import og produktion af gødning. I model 5 har produktionen været højere, fordi der både er købt konventionel og økologisk foder samtidig med, at der er importeret gødning.

4.5 Fjerkræbrug

På et brug med økologisk ægproduktion vil man normalt bytte de hjemmeproducerede afgrøder med en økologisk færdigfoderblanding til ægproduktion. Dette skyldes, at der i foderblandinger til høns indgår foderstoffer, det kan være vanskeligt selv at producere. Der er derfor meget vide rammer for økologisk ægproduktion.

Der forudsættes ægproduktion fra 30.000 høner på en 100 ha stor ejendom med lerjord. Belægningsgraden svarer til 2 DE/ha, hvilket er mere end de 1,4 DE/ha, der anbefales af LØJ, men ligger inden for eksisterende regler. Der indkøbes økologisk foder til hønsene. Hønsene går på dybstrøelse og skal have et udeareal til rådighed på 15 ha. Friarealet udlægges med kløvergræs og placeres ved produktionsbygningerne. Kløvergræsset om-lægges hvert andet år. Herved medgår der 30 ha til formålet, således at den ene halvdel anvendes til hønsegård mens den anden halvdel omlægges og visa versa. Gødningsproduktionen af stald skønnes til 13.000 kg total-N. Fordelt på de resterende 70 ha giver det en gennemsnitlig tilførsel på 186 kg total-N/ha. Der regnes med en handelsgødningsækvivalent udnyttelse på 40 procent det første år og 10 procent det andet år. Da dybstrøelsen skal nedbringes i jorden ved udbringningen og det antages, at man vil få den bedste N-udnyttelse ved forårsudbringning foreslås et sædskifte med vårsæd som vist i tabel 4.14. Som for øvrige planteavlssædskifter regnes der med isået efterafgrøde hvert år. Denne opharves når der er behov for kvikbekæmpelse.

Udbytterne er estimeret på samme måde som for planteavlssædskifter (afsnit 3.1.2). Der indgår ikke helårlig grønbrak i sædskiftet, idet det antages, at den store tilførsel af organisk N i sædskiftet vil kunne opretholde udbytteneiveauet. Udbyttet er korrigeret til klimaperioden 1987-96.

Tabel 4.13 Afgrødefordeling, gødskning og udbytter på modelbedrifter for svineproduktion.

Model	1a	1b	2	3	4	5
Jordtype	sand	ler	Sand	Sand	Sand	Sand
Afgrøder, ha :						
Græs ¹	20(4,6)	20(6,0)	20(4,4)	20(3,8)	20(3,4)	25(7,4)
Korn	80	80	40	60	40	75
Hestebønner	-	-	20	-	20	-
Vårbyg/ært	-	-	20	20	20	-
Gødskning, kg pl.tilg. N/ha:						
Græs	0	0	0	0	0	0
1. års korn ²	116	111	100	118	71	109
2. års korn	84	79	76	97	51	97
3. års korn	99	95	-	97	-	116
4. års korn	99	92	-	-	-	-
Hestebønner	-	-	0	-	0	-
Vårbyg/ært	-	-	25	25	25	-
Udbytte, a.e./ha:						
Græs ³	33	35	32	27	24	34
1. års korn	37	47	35	37	33	36
2. års korn	29	40	28	29	25	31
3. års korn	28	40	-	29	-	31
4. års korn	28	40	-	-	-	-
Hestebønner	-	-	27	-	27	-
Vårbyg/ært	-	-	27	27	27	-
Gns., a.e./ha	31	40	30	30	27	33

¹ Tal i parentes angiver det græsareal der medgår til søer på friland.

² Den del af arealet, hvor der har gået frilandssøer gødes ikke. Her regnes med en forfrugtsværdi på 80 kg N/ha.

³ Udbytte af græs høstet til slæt og optaget ved afgræsning som gns. af 20 ha

Tabel 4.14 Sædskifte, N-gødskning og udbytter på en 100 ha ejendom på lerjord med økologisk ægproduktion.

Afgørder	Areal	N-gødskning			Udbytte
		Total-N	Udnyttet-N	Eftervirkn.	
	Ha	Kg/ha	1.år kg/ha	kg/ha	a.e./ha
Vårbyg:kløver	15				41,1
Kløvergræs	15				0
Havre,e.afg	17,5	175	70	18	41,5
Vårhvede,e.afg	17,5	218	87	18	43,3
Vårbyg, e.afg	17,5	175	70	22	42,0
Vårbyg,e.afg	17,5	175	70	18	41,5
Sum/gns.	100	186	74	19	41,9

4.6 Næringsstofbalancer

4.6.1 Beregning af næringsstofbalancer

Kvælstofmængder tilført med gødning ($N_{\text{gødning}}$) er for kvægbrug og svinebrug beregnet ud fra antal dyr og foderforbrug, som beskrevet ovenfor. For planteavlbrug er gødskningen defineret ved den importerede mængde kvælstof. Der er regnet med en deposition fra atmosfæren (N_{atm}) på 20 kg N/ha. Den fikserede mængde kvælstof (N_{fix}) i kløvergræs og bælplanter er beregnet som beskrevet i kapitel 4. Den høstede mængde kvælstof ($N_{\text{høstet}}$) er beregnet ud fra normalindhold i afgrøden i henhold til Strudsholm *et al.* (1995). Netto tilført kvælstof (N_{netto}) er beregnet som kvælstof tilført med gødning, ved deposition og ved fiksering minus høstet kvælstof. N-udvaskningen (N_{udv}) er beregnet som beskrevet i kapitel 1 i henhold til Simmelsgaard (1998). Ud over tab af kvælstof ved nitratudvaskning sker der tab ved ammoniakfordampning og denitrifikation. Der tilføres desuden lidt kvælstof med udsæden, ligesom der kan fikseres lidt af fritlevende kvælstofbakterier. De sidste to poster er normalt uden betydning, mens ammoniakfordampning og denitrifikation lokalt kan være betydelige.

Tilførsel af fosfor og kalium med gødning er beregnet relativt i forhold til N-tilførslen på grundlag af analyser af gylle i 1995 og 1996 (Petersen, 1996). Der er regnet med, at fosfor og kaliumindholdet udgør henholdsvis 19 og 95 procent af N-indholdet i kvæggylle og henholdsvis 25 og 58 procent af N-indholdet i svinegylle. Fosfor og kalium fjernet med afgrøden er som for kvælstof beregnet ud fra normalindholdet i afgrøden. Netto tilført mængde fosfor (P_{netto}) og kalium (K_{netto}) er differencen mellem tilførslen med gødning og bortførslen med afgrøden. For ugødede sædskifter vil nettotilførslen derfor altid være negativ og lig med bortførslen. Udover tilførslen med gødning tilføres lidt fosfor og kalium med udsæden og ved deposition, ligesom der kan tabes lidt ved udvaskning og erosion. Hvis der vandes tilføres ligeledes lidt kalium med vandingsvandet. Disse størrelser anses normalt for små og er derfor ikke medregnet. Undtagelsen er udvaskningen af kali-

um, der på sandjorde kan have betydning for kaliumbalancen (Simmelsgaard, 1996).

Alle næringsstofbalancer er opstillet på markniveau. Såvel udbytter som alle poster i næringsstofbalancerne er estimeret ud fra empiriske data og udviser stor variation i praksis. De værdier der er anvendt for indholdet af næringsstoffer i afgrøderne er normværdier fra konventionel landbrug og er derfor nødvendigvis ikke altid repræsentative for økologisk planteproduktion. De beregnede næringsstofbalancer må derfor kun betragtes som retningsgivende for, om de opstillede sædskifter med de estimerede udbytter kan forventes at være i balance på langt sigt.

4.6.2 Næringsstofbalancer på kvægbrug

De beregnede nettotilførsler af N, P og K for kvægbrug er vist i tabel 4.15. Den beregnede nettotilførsel af kvælstof er positiv for alle modelbedrifter og varierer fra 90 til 160 kg N/ha. Fra trækkes den beregnede udvaskning reduceres overskuddet fra 26 til 72 kg N/ha. Overskuddets størrelse er bestemt både af foderimporten, import af gødning og andelen af kløvergræs i sædskiftet. 20 procent mere kløvergræs i sædskiftet har således netop kunnet kompensere for import af 15 procent foder (sml. model 1 og 2 med model 5 og 7). På grund af N-fikseringen i kløvergræsset er der ingen problemer med at opnå positiv N-balance ved 100 procent selvforsyning med foder. Det største N-overskud er opnået i model 3, hvor der er 30 procent import af foder og samtidig 60 procent af arealet udlagt med kløvergræs. Import af 15 procent foder eller 25 procent gødning har været tilstrækkeligt til at opnå positiv tilførsel af P og K (model 1, 2 og 6). Ved 100 procent selvforsyning med foder er der negativ kaliumbalance, mens der tilsyneladende er en lille positiv tilførsel af fosfor. Da der ikke er nogen indkøb af foder eller gødning på gårdniveau, kan det skyldes en fejl eller skævhed i beregningerne eller i de anvendte normværdier.

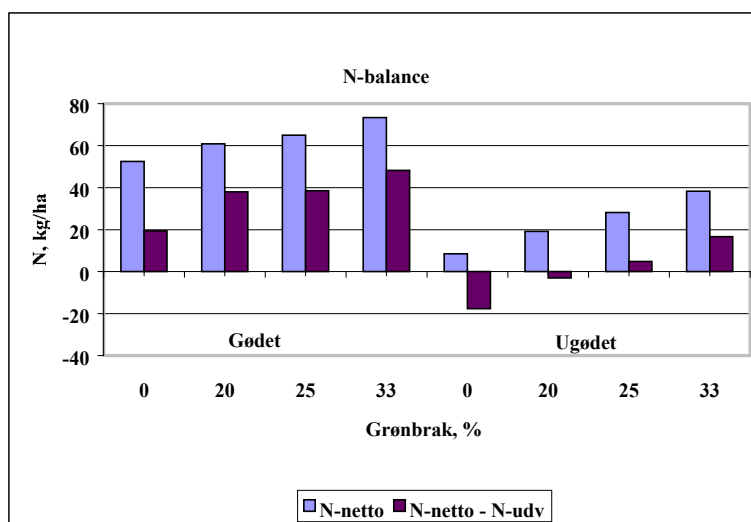
Tabel 4.15 Næringsstofbalancer på markniveau for sædskifter på kvægbrug i kg/ha.

Mo- del	Jord- type	Selv- forsyning Pct.	Græs Pct.	Import Gødning	N _{gødning}	N _{fix+atm}	N _{hostet}	N _{netto}	N _{udv}	P _{netto}	K _{netto}
1a+2	Sand	85	40	-	124	91	117	99	65	6	14
1b	Ler	85	40	-	126	90	120	96	28	6	11
3	Sand	70	60	-	181	119	139	161	88	15	37
4	Sand	85	40	+	164	92	120	135	72	13	48
5+7	Sand	100	60	-	115	119	137	97	61	2	-22
6	Sand	100	60	+	157	119	139	138	77	10	16
8	Sand	100	50	-	128	105	132	102	67	6	-13

4.6.3 Næringsstofbalancer på planteavlsbrug

Beregnete kvælstofbalancer for sædskifter på planteavlsbrug er vist i tabel 4.16. For gødede sædskifter udgør N-gødskningen 25 procent af afgrødernes kvælstofbehov. For ugødede sædskifter sker N-tilførslen alene ved atmosfærisk deposition og N-fiksering. Der er regnet med en N-fiksering i efterafgrøder af rajgræs og hvidkløver på 22 og 19 kg N/ha på henholdsvis lerjord og sandjord. Derudover stiger N-fikseringen med andelen af grønbrak og bælgplanter i sædskiftet. Der er regnet med samme N-fiksering i gødede og ugødede sædskifter. I praksis ville man nok vælge en lidt større andel bælgseed i ugødede sædskifter end det er tilfældet for disse scenarier.

Bortførslen med afgrøden er størst i sædskifter, hvor der sælges grovfoder. Den beregnede nettotilførsel af kvælstof er positiv i alle gødede sædskifter. I ugødede sædskifter er nettotilførslen mindre, men positiv i de fleste sædskifter undtagen i sædskiftet med rækkeafgrøder uden grønbrak og i alle sædskifter med salg af grovfoder bortset fra sædskiftet med lucerne på lerjord. Sædskifterne med grovfoder adskiller sig fra de øvrige sædskifter ved en større forskel i netto N-tilførsel mellem gødet og ugødet. Det skyldes dels en større gødningstilførsel dels den større bortførsel med afgrøderne. Forskellen mellem øvrige sædskifter og mellem jordtyper er lille. For alle sædskifter stiger nettotilførslen af kvælstof med andelen af grønbrak, som vist i figur 4.1.



Figur 4.1 Nettotilførsel af N og nettotilførsel minus N-udvaskning ved stigende andel grønbrak i gødede og ugødede sædskifter. Gennemsnit af sædskifter med korn, protein- og rækkeafgrøder.

Tabel 4.16 Kvælstofbalancer for sædskifter på planteavlsbrug i kg/ha.

Sædskifte	Jord-type	Grøn-brak Pct.	Gødet sædskifte					Ugødet sædskifte			
			N _{godn}	¹ N _{atm}	N _{afgr}	N _{netto}	N _{udv}	¹ N _{atm}	N _{afgr}	N _{netto}	N _{udv}
Korn	Ler	0	64	55	56	65	22	55	44	11	16
		20	47	69	56	60	19	69	51	18	15
		25	45	76	54	67	21	76	49	26	16
		33	42	87	50	79	25	87	46	41	20
	Sand	0	54	50	42	63	41	50	32	18	31
		20	43	61	44	60	36	61	40	21	29
		25	40	67	38	69	40	67	35	32	32
		33	32	76	37	72	38	76	34	42	32
Protein	Ler	0	47	85	72	61	29	85	63	22	24
		20	60	65	53	72	23	65	48	17	16
		25	45	89	57	77	24	88	53	36	19
		33	47	87	47	87	23	87	43	44	18
	Sand	0	34	77	48	63	51	77	42	35	45
		20	31	81	50	62	48	81	47	34	39
		25	24	100	56	68	36	100	54	46	34
		29	27	88	46	69	37	88	47	45	33
Række Afgrøder	Ler	0	66	51	61	55	26	50	48	2	18
		20	49	65	60	54	20	65	55	10	16
		25	48	70	59	59	23	70	54	16	17
		29	45	81	55	70	23	81	51	30	16
	Sand	0	56	43	43	55	48	43	35	8	36
		20	46	58	41	62	32	58	37	21	24
		25	42	62	41	62	40	62	37	25	31
		29	38	68	39	67	41	68	36	33	30
Grov-foder	Ler	20	72	69	96	45	22	69	90	-21	15
		25	77	76	104	48	25	76	97	-22	16
		33	83	87	118	53	32	87	110	-23	20
		40	36	135	100	71	25	135	97	38	20
	Sand	20	66	61	77	50	36	61	71	-10	25
		25	69	67	85	51	41	67	79	-12	27
		33	73	76	98	52	50	76	91	-15	32
		40	80	85	102	63	43	85	95	-12	27

¹N_{atm} er summen af fiksering og deposition

Nettotilførslen af kvælstof er differencen mellem tilført kvælstof og kvælstof bortført med afgrøden. For at finde jordens kvælstofbalance skal tabet til omgivelser i form af udvaskning, ammoniakfordampning og denitrifikation fratrækkes. Den væsentligste af disse tabsposter er normalt ud-

vaskning af nitrat. Denne er beregnet for alle planteavlssædskifter. Differencen mellem nettotilførsel og udvaskning er vist i figur 4.1. Differencen er positiv for alle gødede sædskifter, mens den uden tilførsel af gødning kun er positiv i sædskifter med mere end 20 procent grønbrak. I

sædskifter med salg af grovfoder er den negativ i alle sædskifter uden gødskning, dog bortset fra sædskiftet med lucerne på lerjord. Mens der ikke er store forskelle i nettotilførslen af N mellem lerjorde og sandjorde er udvaskningen størst på sandjorde. Fordampningen af ammoniak og denitrifikation vil antagelig være størst i sædskifter, hvor der gødes med husdyrgødning. Denitrifikationen vil alt andet lige være størst på lerjorde. Det skønnes derfor, at differencen mellem netto N-tilførsel og udvaskning skal være positiv i størrelsen 10-20 kg/ha i gødede sædskifter og 0-10 kg/ha i ugødede sædskifter for at jorden på lang sigt kan siges at være i balance med hensyn til kvælstof. Underskud kan på lang sigt føre til udbyttetab men også til fald i nitratudvaskningen og omvendt ved overskud. Kvælstofoverskuddet i sædskifter på planteavlsbrug er dog små sammenlignet med, hvad man normalt finder på især kvægbrug (tabel 4.15).

Import af gødning svarende til 25 procent af afgrødernes behov er for de fleste sædskifter tilstrækkeligt til opnå overskud af P og K (tabel 4.17). I sædskifter med proteinafgrøder er der dog en tendens til et lille underskud af P og i sædskifter med salg af grovfoder er der et underskud af K. I sidstnævnte tilfælde vil der kunne opnås en bedre K-balance ved at importere kvæggylle, der har et højere K-indhold, i stedet for svinegylle. Uden import af gødning er P og K overskuddene i sagens natur negative for alle sædskifter. Der er tydelig forskel i P og K overskuddene mellem sædskiftetyperne. Overskuddet er højest i korn-sædskifter og lavest i sædskifter med salg af grovfoder. Der er kun svag sammenhæng mellem andelen af grønbrak og nettotilførsel af P og K. Alt andet lige er nettotilførslerne lavest, hvor udbyttet er højest, hvilket betyder, at balancerne generelt er lidt bedre på sandjorde end på lerjorde. Uden import af gødning vil udbytteerne antagelig falde på lang sigt på grund af P og K mangel.

Tabel 4.17 Nettotilførsel af P og K for sædskifter på planteavlsbrug i kg/ha.

Sædskifte	Grønbrak %	Lerjord				Sandjord			
		Gødet		Ugødet		Gødet		Ugødet	
		P	K	P	K	P	K	P	K
Korn	0	5	20	-8	-13	6	19	-6	-10
	20	0	13	-11	-13	3	15	-8	-10
	25	0	12	-10	-13	2	14	-8	-9
	33	0	11	-9	-12	1	9	-7	-9
	Gns.	1	14	-10	-13	3	14	-7	-10
Protein	0	0	6	-10	-19	-1	2	-8	-16
	20	3	18	-11	-22	-3	4	-8	-14
	25	-5	9	-11	-26	-6	-1	-9	-14
	33/29	-3	13	-10	-21	-5	3	-8	-25
	Gns.	-1	12	-11	-22	-4	2	-8	-17
Rækkeafgrøder	0	5	10	-8	-23	6	5	-6	-21
	20	1	0	-10	-27	3	-3	-7	-23
	25	1	-5	-10	-31	2	12	-7	-27
	29	1	2	-10	-23	2	-2	-8	-19
	Gns.	2	2	-10	-26	3	3	-7	-23
Grovfoder	20	3	3	-15	-37	5	6	-11	-31
	25	4	0	-15	-42	5	2	-11	-32
	33	8	-5	-16	-51	8	-4	-12	-43
	40	-6	-52	-15	-72	7	-4	-12	-48
	Gns.	2	-14	-15	-51	6	0	-12	-39

4.6.4 Næringsstofbalancer på svinebrug.

Nettotilførslen af kvælstof er positiv i alle opstillede bedriftsmodeller også når den beregnede udvaskning er fratrukket (tabel 4.18). Nettotilførslens størrelse afhænger af, hvor meget foder der købes og af om der importeres gødning. Det største overskud og samtidig største udvaskning er beregnet i model 5, hvor 50 procent af foderet købes og der samtidig importeres gødning. En usikkerhed ved beregning af udvaskning for svinebrug er udvaskningen efter søer på friland. Foreløbige undersøgelser tyder på, at udvaskningen kan være betragtelig efter søer på friland (Jørgen

Eriksen, personlig kommunikation). Da det areal, der beslaglægges til fritgående søer er begrænset, vil den gennemsnitlige stigning i udvaskningen for en hel ejendom dog også være begrænset. På bedrifter, hvor der importeres gødning, er der et beregnet N-overskud, der på lang sigt giver plads for en udbyttestigning og/eller stigning i udvaskningen.

Nettotilførslen af P og K er positiv i alle modeller undtagen i model 5, hvor der er et lille underskud af K. Sammenlignes med model 2 ses, at import af 25 procent foder er tilstrækkelig til at opnå overskud af P og K.

Tabel 4.18 Næringsstofbalancer på markniveau for sædskifter på svinebrug i kg/ha.

Model	Jordtype	Selvforsyning %	Belastning DE/ha	Import Gødning	N _{gødning}	N _{atm+fix}	N _{hostet}	N _{netto}	N _{udv}	P _{netto}	K _{netto}
1a	Sand	75	0,64	+	144	67	68	143	61	23	37
1b	Ler	75	0,82	+	141	73	87	127	31	18	24
2	Sand	75	0,61	-	79	98	81	96	57	7	1
3	Sand	90	0,52	+	121	75	68	128	56	18	27
4	Sand	90	0,46	-	60	98	74	83	51	3	-4
5	Sand	50	1,05	+	153	70	75	148	71	25	36

4.7 Diskussion og konklusion

Sædskifter vil i praksis ikke være statiske, men løbende tilpasse sig ændringer i omgivelserne og på bedriften. Sædskiftet har i sig selv ikke nogen effekt på udbyttet, men er et forsøg på at optimere rækkefølgen af afgrøder ud fra den viden man har om sædskiftesygdomme, skadedyr, ukrudt og positive og negative eftervirkninger af forudgående afgrøder. Da man i økologisk planteproduktion er udelukket fra at anvende kemisk bekæmpelse af plantesygdomme, ukrudt og skadedyr, ligesom kvælstof ofte er produktionsbegrænsende, vil en optimal afgrøderækkefølge her spille en større rolle end den gør i konventionel planteproduktion. Dette udelukker imidlertid ikke, at man i økologisk planteproduktion løbende vil kunne

tilpasse sædskiftet til de afgrøder, som det økonomisk er mest fordelagtigt at dyrke. Der er blot færre frihedsgrader end ved konventionel planteproduktion, hvis man vil opnå et acceptabelt udbytt niveau. Betydningen af et optimalt niveau af grøngødning og optimal afgrødefølge gælder især på planteavlbrug, svinebrug og fjerkræbrug. På kvægbrug med en høj andel af kløvergræs til afgræsning og slæt er det lettere at placere kornafgrøderne optimalt, ligesom muligheden for at høste afgrøden som helsæd giver en mindre følsomhed overfor ukrudtsproblemer.

Udbytteerne er, for de fleste afgrøders vedkommende, estimeret med udgangspunkt i registreringer på eksisterende økologiske jordbrug. For kvægbrug er der tale om registreringer fra

årene 1989-93 og for planteavlsbrugene registreringer fra årene 1994-96. Som tidligere beskrevet, lå kornudbytterne på planteavlsbrug i gennemsnit 15 procent lavere end på kvægbrug i samme år, men på niveau med kornudbytter på kvægbrug i årene 1989-93 (Tersbøl og Kristensen, 1997). Kornudbytterne på kvægbrug må altså være steget med 15 procent fra 1989-93 til 1994-96. Kun ca. halvdelen af denne stigning kan ifølge landbrugsstatistikken forklares ud fra generelle udbytteforskelle mellem de to perioder (se tabel 4.5). Den anden halvdel af udbyttestigningen kan skyldes, at udbyttet på økologiske kvægbrug som følge af bedre metoder og teknologi er steget mere end den er for landbruget som helhed. For planteavlsbrug er udbytterne normaliseret til klimaperioden 1987-96 ved at reducere de registrerede udbytter med 8 procent. For svinebrug, hvor der er taget udgangspunkt i registrerede udbytter på kvægbrug i årene 1989-93, er disse udbytter reduceret med 7,5 procent. Herved skulle udbytter på planteavlsbrug og svinebrug være bragt på samme niveau. Hvis udbytterne på kvægbrug skal bruges på niveauet for 1990'erne bør de også øges med 7,5 procent.

Den metode, der er anvendt til beregning af kornudbytter, giver ikke mulighed for at skelne mellem de enkelte kornarter. Kornudbyttet kan derfor kun vurderes som et gennemsnit af sædskiftet. På den enkelte plads i sædskiftet er der dog valgt den kornart, der er skønnet mest optimal. En oversigt over udbyttet i de enkelte kornarter opnået ved økologiske sortsforsøg i årene 1993-96 er opstillet af Tersbøl (1997).

Udbytter på sandjorde repræsenterer den bedste halvdel af sandjordene. På fin- og grovsandede jorde, der udgør den anden halvdel, vil der normalt kunne opnås det samme udbytte ved vanding. Ved økologisk planteavl uden husdyr, vil der kunne opstå mangel på P og K og eventuelt også mikronæringsstoffer på disse jorde. Herved vil udbyttet falde yderligere, hvis ikke der sker import af gødning.

Det estimerede merudbytte for N-tilførsel (11.2 a.e./ha pr 100 kg N) er meget lav sammenlignet med, hvad der opnås i såvel økologiske som kon-

ventionelle forsøg. I landsforsøgene er der i gennemsnit af forskellige forfrugter de sidste 10 år målt et merudbytte på 27 hkg/ha i vinterhvede og 18 hkg/ha i vårbyg ved tilførsel af 100 kg N/ha (Knudsen *et al.*, 1997). I to forsøg i økologisk vinterhvede i 1996 blev der opnået et merudbytte på 17,8 hkg/ha ved tilførsel af 90 kg $\text{NH}_4\text{-N}$ /ha med gylle. Udbyttet uden N-gødskning var 42,6 hkg/ha (Tersbøl, 1997). Selv om der må forventes en lavere N-effekt, når udbyttet også er begrænset af andre faktorer end kvælstof er den estimerede N-effekt lavere end man skulle forvente. En af årsagerne kan være dårlig udnyttelse af den tilførte husdyrgødning. Hovedårsagen er antagelig statistisk udjævning på grund af skævhed i data-materialet. Hvis N-tilførslen f.eks. altid er sket til afgrøder med en dårlig placering i sædskiftet og der ikke er registreret udbytter i afgrøder uden N-tilførsel med tilsvarende dårlig placering vil det resultere i et estimeret merudbytte for N-tilførsel, der er for lav. Effekten af tilført kvælstof kan derfor i praksis vise sig at være højere end det umiddelbart fremgår af de estimerede udbytter. Omvendt kan kvælstofmangel resultere i lavere udbytter, især i sædskifter, hvor der ikke indgår grønbrak (se afsnit 3.1.2)

Beregne nettotilførsler og udvaskning af kvælstof tyder på, at der med de estimerede udbytter kan opnås overskud af kvælstof på markniveau for alle opstillede modeller for kvægbrug og svinebrug. For planteavlsbrug uden import af gødning er det nødvendig med mere end 20 procent grønbrak for få et kvælstofoverskud. I nogle modeller for kvægbrug og svinebrug er overskuddet af kvælstof stort nok til, at der på lang sigt er plads til en stigning i udbyttet. Men det kan også give anledning til, at udvaskningen stiger. De beregnede nettotilførsler af P og K viser, at import af 15 procent foder til kvægbrug og 25 procent til svinebrug er tilstrækkelig til at opnå positive nettotilførsler. For planteavlsbrug vil import af 25 procent af afgrødernes gødningsbehov være tilstrækkelig til at opnå positive nettotilførsler i de fleste sædskifter. Ved 100 procent selvforsyning med foder og uden import gødning, kan der på lang sigt opstå mangel på P og K og dermed et fald i udbyttet. Hvor hurtigt der kan opstå mangel, vil afhænge af, hvor meget der frigøres fra

jorden ved forvitring eller mineralisering og dermed af jordtypen.

Ved en samlet vurdering af de estimerede udbytter må det pointeres, at udbytterne i korn, kløvergræs og tildels spisekartofler er estimeret på grundlag af registreringer i praktisk økologisk jordbrug, mens udbytterne af sukkerroer og proteinafgrøder er estimeret ud fra dels udbytte-niveauet i konventionel jordbrug dels udbyttet i

såvel konventionelle som økologiske forsøg. Herved kan der være opstået relative niveauforskelle i de estimerede udbytter uden, at det har været tilstræbt. Det skønnes dog, at de præsenterede udbytter er et godt gennemsnit for, hvad der vil kunne opnås ved økologisk planteproduktion i dag. Det skønnes endvidere, at der for alle afgrøder er gode muligheder for at øge udbytte-niveauet inden for de rammer, der er givet i økologisk jordbrug.

4.8 Referencer

- Djurhuus, J. & Olesen, P., 1997. Nitrate leaching after cut grass/clover leys as affected by time of ploughing. *Soil Use and Management* 13, 61-67.
- Folkmann, P., 1998. Økologisk jordbrugs produktionsmæssige potentiale. (under udarbejdelse)
- Halberg, N. & Kristensen, I. Sillebak, 1997. Expected crop yield loss when converting to organic dairy farming in Denmark. *Biol. Agric and Hort.* 14: 25-41.
- Haldrup, C. & Hansen, M. S., 1997. Frø- og industriafgrøder. I: C. Å. Pedersen (red). *Oversigt over Landsforsøgene 1996*. Landbrugets Rådgivningscenter, Landskontoret for Planteavl, Århus, s.130-149.
- Hansen, E. M., Djurhuus, J. & Simmelsgaard, S. E., 1995. Alm. rajgræs som efterafgrøde i vårbyg. *Grøn Viden, Landbrug*, Nr. 157 - Juni 1995.
- Hansen, J.P., Kristensen, T., Kristensen, I.S. & Jensen, C.H. 1996. Computer aided advising on organic dairy farms – needs, development and experiences. In: *Proceedings of the Sixth International Conference on Computers in Agriculture* (eds. Zazueta, F.S., Martinez-Austria, P., Xin, J. & Garcia-Villanueva), Cancun, Mexico, 434-441
- Knudsen, L., Birkemose, T. & Østergaard, H. S., 1997. Gødskning og kalkning. I: C. Å. Pedersen (red). *Oversigt over Landsforsøgene 1996*. Landbrugets Rådgivningscenter, Landskontoret for Planteavl, Århus, s.150-194.
- Kristensen, I.S., 1996. Økologisk æg- og planteproduktion , teknisk-økonomiske gårdresultater 1995-96. I: T. Kristensen (red). *Studier i økologiske jordbrugssystemer*. Statens Husdyrbrugsforsøg. Ber. 730, s 93-154.
- Kristensen, I.S., 1997a. Økologisk æg- og planteproduktion , teknisk-økonomiske gårdresultater 1995-96. I: T. Kristensen (red). *Studier i økologiske jordbrugssystemer*. Statens Husdyrbrugsforsøg. Ber. 734, 91-148.
- Kristensen, I.S. 1997b. N-overskud på kvægbedriften – afgrødevalg, belægning, produktionsniveau og udnyttelse af husdyrgødningen. I: *Driftledelse, foderforsyning og kvælstofudnyttelse i fremtidens landbrug*. Intern rapport nr. 91. Statens Husdyrbrugsforsøg. 19-38.
- Kristensen, I.S. & Halberg, N. 1995. Markens nettoudbytte, næringsstofforsyning og afgrødetilstand på økologiske og konventionelle kvægbrug. I: Kristensen, E.S. (red.). *Økologisk landbrug med udgangspunkt i kvægbedriften*. 33-52.

- Kristensen, T. & Kristensen, E.S. 1995. Malkekøernes foderforsyning og produktion samt bedriftens økonomi. I: Kristensen, E.S. (red.). Økologisk landbrug med udgangspunkt i kvægbedriften. Intern rapport nr. 42. Statens Husdyrbrugsforsøg. 33-52.
- Kristensen, I.S. & Kristensen, T. 1997. Animal production and nutrient balances on organic farming systems. Prototypes. Presentation on the 3rd ENOF workshop: "Resource in organic farming, Ancona.
- Landbrugets Byggeblad. 1997. Vejledning vedrørende indretning og drift af udendørs sohold. Nr. 95.03-02.
- Landbrugsstatistik, 1997. Danmarks Statistik, København (flere årgange).
- LØJ, 1997. Håndbog for økologisk jordbrug 1997/98. Landsforeningen Økologisk Jordbrug.
- Nielsen, B. & Kristensen, K. 1991. Produktionsfunktioner for sammenhæng mellem udbytte og kvælstoftilførsel. I. Temadag om biometri og informatik 1991. Tidsskr. Planteavl, Beretning nr. S 2129 - 1991, 105-115.
- Nielsen, K. A. & Mikkelsen, M., 1997. Sukkerroer. I: C. Å. Pedersen (red). Oversigt over Landsforsøgene 1996. Landbrugets Rådgivningscenter, Landskontoret for Planteavl, Århus, 217-225.
- Olesen, J.E. & Vester, J. (1995). Næringsstofbalancer og energiforbrug i økologisk jordbrug. SP rapport Nr. 9, 1995, 143s.
- Pedersen, J. B., Nielsen, G. C. & Kristensen, H., 1997. Bælgsæd. I: C. Å. Pedersen (red). Oversigt over Landsforsøgene 1996. Landbrugets Rådgivningscenter, Landskontoret for Planteavl, Århus, 120-129.
- Petersen, J., 1996. Husdyrgødning og dens anvendelse. SP rapport Nr. 11, 1996, 160s.
- Plantedirektoratet, 1997a. Vejledning og skemaer,- mark- og gødningsplan, -gødningsregnskab, -grønne marker 1997/98. Plantedirektoratet, Lyngby, 38s.
- Plantedirektoratet, 1997b. Vejledning om økologisk jordbrugsproduktion. Plantedirektoratet, Lyngby, 26s.
- 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, Danmarks JordbrugsForskning. 165s.
- Simmelsgaard, S. E., 1996. Plantenæringsstoffer i drænvand og jordvand. SP rapport Nr. 7, 1996, 77s.
- 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.
- Strudsholm, F., Nielsen, E.S., Flye, J.S., Kjeldsen, A.M., Weisbjerg, M.R., Kristensen, V.F., Andersen, H.R. & Hermansen, J.E., 1995. Fodermiddeltabel 1995. Rapport Nr. 52, Landsudvalget for kvæg, Landbrugets Rådgivningscenter, Århus, 54s.
- Tersbøl, M. & Kristensen, I.S., 1997. Afgrødeproduktion og økonomi i relation til sædskifte og gødningsforsyning. I. E. S. Kristensen (red). Økologisk planteproduktion. SP rapport Nr. 15 - 1997:11-35.
- Tersbøl, M., 1997. Økologisk og biodynamisk dyrkning. I: C. Å. Pedersen (red). Oversigt over Landsforsøgene 1996. Landbrugets Rådgivningscenter, Landskontoret for Planteavl, Århus, 199-210.

5 Empirisk model til kvantificering af symbiotisk kvælstoffiksering i bælplanter

Henning Høgh-Jensen¹, Ralf Loges², Erik S. Jensen³, Finn V. Jørgensen³ og Finn P. Vinther⁴

¹Institut for Jordbrugsvidenskab, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole

²Afdeling for Grovfoderproduktion, Christian-Albrechts-Universität, Kiel

³Afdeling for Plantebiologi og Biogeokemi, Forskningscenter Risø

⁴Afdeling for Plantevækst og Jord, Danmarks Jordbrugsforskning

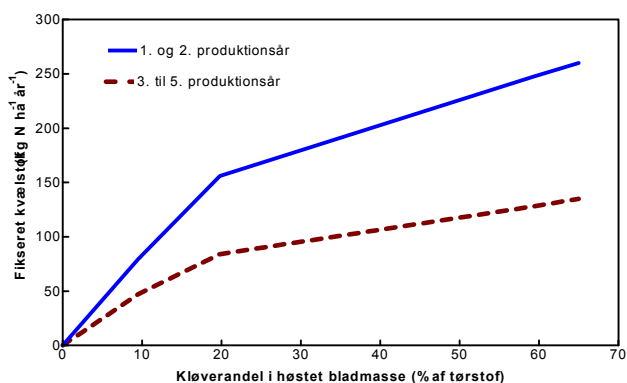
5.1 Regulering af symbiotisk kvælstoffiksering i landbrugssystemer

Symbiotisk kvælstoffiksering (SNF) i bælplanter giver jordbruget adgang til en udtømmelig kvælstofkilde, nemlig atmosfæren. Det er derfor vigtigt at have kendskab til størrelsen af SNF under en vurdering af den potentielle produktivitet og de miljømæssige effekter af et givet dyrkningssystem. SNF påvirkes af en række biotiske og abiotiske faktorer. De dominerende abiotiske faktorer, som influerer SNF i landbrugssystemer, er uorganisk kvælstof i jorden, vandindholdet i jorden og jordens temperatur. Bælplantearten er en biotisk faktor, der har afgørende betydning i en renbestand, mens både arter og udsædsmængder er af betydning i blandingskulturer.

Kristensen og Kristensen (1992) og Kristensen et al. (1995) evaluerede et omfattende datamateriale fra tidligere danske forsøg, under anvendelse af den klassiske total-N difference metode. Disse

forsøg var dog ikke specielt designet med henblik på at give information om kvælstoffiksering, men var primært orienteret mod respons af kvælstofgødninger. Forsøgene inkluderede adskillige vækstsæsoner, forskellige danske lokaliteter og dermed også jorde med forskellig frugtbarhed. Kristensen og Kristensen (1992) fandt, at variationen i kløverandelen af den høstede biomasse - som gennemsnit over en vækstsæson - kunne forklare hovedparten af variationen forårsaget af lokalt specifikke forhold (klima, nedbør, jordtype, jordens frugtbarhed). På basis af disse forsøg foreslog de en model, der inkluderede mængden af fikseret kvælstof i rod og stub i en blanding af rød- og hvidkløvergræs (Figur 5.1). De fandt dog samtidig, at alderen af grønsværen var af stor betydning for SNF, og det er da også velkendt, at såvel den samlede produktion som kløverenens andel af grønsværen typisk falder efter det andet produktionsår. I overensstemmelse hermed tillod datamaterialet at skelne mellem 1.-2. og 3.-5. produktionsår.

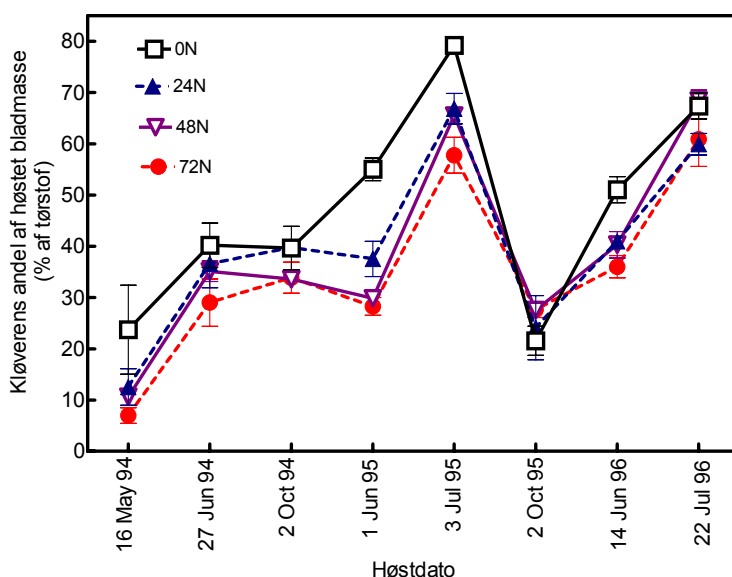
Figur 5.1. Den totale mængde af fikseret kvælstof i blad, stub og rod som en funktion af rød- og hvidkløvers andel af høstet biomasse og som en funktion af grønsværens alder (modificeret efter Kristensen et al., 1995 med en ændret relation mellem visuel- og tørstofbaseret kløverandel udledt fra Koefoed og Klausen, 1969).



En sådan model er af værdi til at estimere SNF, men dens svaghed er, at den ikke inkluderer variationer i udbytte. Dels varierer det samlede udbytte fra en kløvergræsmark, som illustreret i forskelle mellem udbytter rapporteret af Høgh-Jensen og Schjoerring (1997), Jørgensen (1997) samt Vinther og Jensen (1998), målt de samme år på tre forsøgslokaliteter (henholdsvis Højbakkegård, Risø og Foulum). Dels varierer kløverandelen af det høstede tørstof (Figur 5.2). Det betyder, at man i forskellige forsøg, hvor udbyttet af kløver og græs varierer, kan høste den samme mængde total kvælstof og fikseret kvælstof i bælglanter. På Kiels Universitet er man nået til tilsvarende konklusioner under arbejdet med rødkløver og lucerne (Loges, 1998). Endelig udvikler forholdet mellem kvælstof og tørstof sig ikke ens med sti-

gende morfologisk alder i rød- og hvidkløver (Boller og Nösberger, 1987).

Det er derfor vort mål at udvikle en empirisk model til estimering af SNF i landbrugssystemer, under hensyntagen til forskelle i tørstofudbytte af bælglanterne. En sådan model vil i sagens natur være voldsomt forenklet, og den vil ikke fuldt ud kunne afspejle den komplekse virkelighed, hvori bælglanter ofte indgår. Samtidig er ikke alle systemer med bælglanter lige godt beskrevet. Trods disse forbehold er vi overbevist om, at en simpel empirisk model efter en behørig parametrisering vil kunne forklare hovedparten af variationen i SNF i vore almindeligste dyrkningssystemer. Modellen er primært udviklet med henblik på systemer med et lavt input af kvælstof.



Figur 5.2 Variationen i kløverens andel af den høstede bladmasse (tørstof) i et 3-årigt markforsøg under tildeling af 0, 24, 48 eller 72 kg N ha⁻¹ år⁻¹ (Høgh-Jensen og Schjoerring, 1997).

Som nævnt indledningsvist er bælglantearten af afgørende betydning i renkulturer, mens både arter og udsædsmængder er af betydning i blandingkulturer. Ært dyrkes hyppigt i renkultur til modenhed, men den dyrkes også i blanding med byg eller havre til helsæd. Hvidkløver i samdyrking med græsser er den dominerende bælglante under danske forhold. Rødkløver er også en vigtig

foderbælglante, men grundet en dårlig persistens er rødkløver ikke velegnet i vedvarende græsmarker. Dens potentiale i rotationssystemer er dog stort, og i sædskifter kan fikseringskapaciteten sammenlignes med hvidkløver (Boller og Nösberger, 1987; Heichel og Henjum, 1991; Loges og Taube, 1997). Under afgræsningsforhold er hvidkløver den foretrukne bælglante i grønsværen,

mens rødkløver og lucerne er velegnede under afhugningsforhold til produktion af vinterfoder (ensilage, hø). Til forskel fra hvidkløver bruges lucerne og rødkløver både i renbestand og i blandinger med græsser.

Blandinger, hvor andre foderbælgplanter som kællingetand, alsikekløver og serradel indgår, er af mindre betydning, selvom sådanne blandinger tidligere var almindelige. I blandinger af lucerne og græsser har lucerne en stor evne til at absorbere uorganisk kvælstof (Tomm et al., 1995) og en større afhængighed af lokale forhold i relation til SNF kan dermed forventes for denne blanding. Frankow-Lindberg (1987) demonstrerede dog, at græsset stadig vil optage en stor del af det tilførte

uorganiske kvælstof, hvis det forefindes i det øverste jordlag.

Vi foreslår derfor en generel model, der kan anvendes til at beregne den totale mængde fikseret kvælstof, som systemet har akkumuleret gennem en vækstsæson. Denne model skelner mellem bælgplanter i renkultur og bælgplanter i blandinger, og den skelner delvist mellem bælgplantearter. Modellen er opbygget sådan, at andelen af fikseret kvælstof i en bælgplantes bladmasse korrigeres relativt for de mængder fikseret kvælstof, som findes under stubhøjde ved afslutning af vækstsæsonen, som gennem vækstsæsonen er overført til andre arter i blandingen, og som er immobiliseret i jorden i delvist omsat organisk stof.

$$N_{\text{fix}} = TS_{\text{bælgplante}} * N\% * P_{\text{fix}} * (1 + P_{\text{rod+stub}} + P_{\text{trans-jord}} + P_{\text{trans-dyr}} + P_{\text{immobil}})$$

hvor	$TS_{\text{bælgplante}}$	= høstet mængde tørstof i bælgplanten, opgjort ved slutning af vækstsæsonen (kg, ha^{-1});
	$N\%$	= koncentration af kvælstof i bælgplantens tørstof (kg kg^{-1});
	P_{fix}	= andel fikseret kvælstof i bælgplantens bladmasse-kvælstof;
	$P_{\text{rod+stub}}$	= andel af den totale mængde fikseret kvælstof i systemet, som findes i bælgplantens rod+stub-kvælstof ved afslutning af vækstsæsonen;
	$P_{\text{trans-jord}}$	= andel af den totale mængde fikseret kvælstof i systemet, lokaliseret i græsset, overført underjordisk fra bælgplanterne til græsset i samdyrkningsystemer;
	$P_{\text{trans-dyr}}$	= andel af den totale mængde fikseret kvælstof i systemet, lokaliseret i græsset, overført overjordisk (via græssende dyr) fra bælgplanterne til græsset i afgræssede samdyrkningsystemer;
	P_{immobil}	= andel af den totale mængde fikseret kvælstof i systemet, lokaliseret i en immobiliseret organisk pulje i jorden ved afslutning af vækstsæsonen, stammende fra bælgplanten.

5.1.1 Parameterisering af modellen

Ært i renbestand til modenhed:

$N\%$	P_{fix}	$P_{\text{rod+stub}}$	$P_{\text{trans-jord}}$	$P_{\text{trans-dyr}}$	P_{immobil}
0,039 ^a	0,70 ^b	0,40 ^c	-	-	-

- a) Strudsholm et al. (1997) angiver 3,9% kvælstof i frø fra ært.
- b) Efter Jensen (1997) som gennemsnit over 5 år. Unkovich et al. (1995) fandt, at P_{fix} for ærter i gennemsnit var på 75% og for lupin på 82%, hvilket dog kan skyldes, at disse blev dyrket på en sandjord i modsætning til Jensen (1986). På en sandjord med et stort overskud af vinternedbør kan en højere P_{fix} forventes (se figur 5.4b).
- c) Jensen (1997) estimerer rodmaterialet for ært til ca. 52 kg N ha⁻¹ inklusiv tabt og afstødt kvælstof fra rødderne, hvilket svarer til ca. 25% af den mængde kvælstof, som høstes i kernen. Vi antager, at ærtehalmen efterlades på marken, således at den kan adderes til rod+stub. Dens tørstof udgør 42% af tørstoffet i kernen og der er 1,15% kvælstof i halmen (Strudsholm et al., 1997). Dette vil svare til ca. 15% af kvælstoffet i kernen. Sammenlagt giver dette en $P_{\text{rod+stub}}$ på 0,40.

Hestebønne i renkultur til modenhed:

N%	P_{fix}	$P_{\text{rod+stub}}$	$P_{\text{trans-jord}}$	$P_{\text{trans-dyr}}$	P_{immobil}
0,05 ^a	0,70 ^b	0,40 ^c	-	-	-

- a) Strudsholm et al. (1997) angiver 5,0% kvælstof i frø fra hestebønner.
- b) Efter Jensen (1986) som fandt, at P_{fix} for hestebønne svarede til ærts.
- c) Vi antager, at dette vil være det samme som for ært (se også tabel 5.1).

Lucerne og rødkløver i renbestand:

N%	P_{fix}	$P_{\text{rod+stub}}$	$P_{\text{trans-jord}}$	$P_{\text{trans-dyr}}$	P_{immobil}
0,033 ^a	0,75 ^b	0,25 ^c	-	-	0,25 ^d

- a) Foderbælgplanter har forskelligt indhold af kvælstof, hvilket primært skyldes deres morfologi. Lucerne og rødkløver har en opret vækst med en mere lignificeret stængel end hvidkløver, og for disse falder koncentrationen af kvælstof med stigende morfologisk alder. For både lucerne og rødkløver antages koncentrationen af kvælstof at være gennemsnitlig 3.3% (Loges et al., 1997; Strudsholm et al., 1997).
- b) P_{fix} varierer mellem 65 og 84% (Burity et al., 1989; Wiwstad et al., 1987). Loges (1998) fandt som gennemsnit over 2 år en P_{fix} på 74%. Se også figur 5.4b.
- c) Paustian et al. (1990) fandt, at lucerne fortsatte med at akkumulere biomasse i rodsystemet i 2. produktionsår svarende til en forskel på 90 kg N ha⁻¹ fra 1. til 2. produktionsår. Tilsvarende skete der en forøgelse af kvælstofindholdet i jorden på 30 kg N ha⁻¹. Vi anslår, at det kvælstof, der findes i rodsystemet på ompløjningstidspunktet, svarer til 25% af høstet kvælstof (se tabel 1).
- d) McNeill et al. (1997) fandt, at rødder, som kunne vaskes ud af jorden, kun udgjorde 50% af den totale mængde kvælstof, som foderbælgplanter (subterraneum-kløver, serratella) afsatte i jorden. Vi anslår, at en tilsvarende mængde er immobiliseret, som fundet i rod+stub.

Ært-/vårkornblanding til helsæd:

N%	P _{fix}	P _{rod+stub}	P _{trans-jord}	P _{trans-dyr}	P _{immobil}
0,037 ^a	0,82 ^b	0,12 ^c	-	-	-

- a) Strudsholm et al. (1997) angiver 3,7% kvælstof i frisk grøn ærtehelsæd. c) Vi antager, at rod+stub udgør 12% af høstet kvælstof (Tabel 5.1).
- b) Efter Jensen (1996a).

Ungt (1-2 år) afgræsset hvidkløvergræs:

N%	P _{fix}	P _{rod+stub}	P _{trans-jord}	P _{trans-dyr}	P _{immobil}
0,043 ^a	0,75 ^b	0,25 ^c	0,10 ^d	0,20 ^e	0,25 ^f

- a) Denne parameter varierer med vækstforholdene. Jørgensen (1997) fandt i et 2-årigt markforsøg, at kvælstofindholdet i gennemsnit var 4,5%, mens Vinther og Jensen (1998) fandt et gennemsnit på 4,2%. Høgh-Jensen og Schjoerring (1997) fandt i et 3-årigt markforsøg, hvor tørkestress influerede væksten hver sommer, at kvælstofindholdet varierede mellem 3,0 og 4,2%. Vinther og Jensen (1998) fandt, at kvælstofindholdet varierede mellem 3,6 og 5,6%. Vi antager 4,3% kvælstof i gennemsnit.
- b) Under afgræsning antages P_{fix} at blive reduceret til 75% (Vinther og Aaes, 1996) som et resultat af tilbageførsel af kvælstof via urin og fast gødning.
- c) Høgh-Jensen og Kristensen (1995) samt Weissbach (1995) foreslog, at SNF blev undervurderet med ca. 25%, når den kun blev bestemt ud fra den høstede biomasse. Dette vil give en mængde fikseret kvælstof i rod+stub svarende til 17-34% af det fikserede kvælstof i høstet kløverbladmasse. Jørgensen og Ledgard (1997) fandt, at fikseret kvælstof i rod+stub (ikke korrigeret for remobilisering efter afhugning) kunne andrage op til 65% af den fikserede mængde kvælstof, som blev høstet i kløverbladmasse. Taube et al. (1995) fandt ca. 40 kg N ha⁻¹ i udløberne i en etableret kløvergræsmark. Lo-
- ges og Taube (1997) fandt mellem 104 og 132 kg N ha⁻¹ i plantemassen ved opløjning.
- d) Under afhugningsforhold i Danmark er der rapporteret om 0-21 kg N ha⁻¹ (Høgh-Jensen og Schjoerring, 1997), svarende til 6, 13, og 23% af SNF i høstet kløverbladmasse i henholdsvis det 1., 2. og 3. produktionsår. Jørgensen (1997) fandt 18-20 kg N ha⁻¹ i underjordisk overførsel til græsset både det 1. og 2. produktionsår svarende til ca. 10% af SNF i høstet kløverbladmasse. Under bedre vækstforhold er der i en 1.års hvidkløvergræs rapporteret om op til 50 kg N ha⁻¹ (Boller, 1988), svarende til ca. 15% af SNF i høstet kløverbladmasse. Vi anslår 10% overført som gennemsnit i det 1. og 2. produktionsår.
- e) Under afgræsningsforhold fandt Ledgard (1991) en underjordisk overførsel svarende til 25% af SNF i høstet kløverbladmasse i en vedvarende hvidkløvergræsmark. Dette var imidlertid med en meget længere vækstsæson end under danske forhold. De græssende dyr skabte imidlertid yderligere en overjordisk overførsel svarende til ca. 20%. Vi skelner her mellem en temperaturafhængig underjordisk overførsel og en produktionsafhængig overjordisk overførsel.
- f) Se punkt (d) under lucerne og rødkløver i renbestand.

Ungt (1-2 år) afhugget hvidkløvergræs:

N%	P _{fix}	P _{rod+stub}	P _{trans-jord}	P _{trans-dyr}	P _{immobil}
0,043	0,90 ^b	0,25	0,10	-	0,25

- a) Vi anslår 90% (se figur 5.4a). For at undgå gentagelser henviser vi i øvrigt generelt til kommentarer ovenfor.

Ungt (1-2 år) afhugget rødkløvergræs:

N%	P _{fix}	P _{rod+stub}	P _{trans-jord}	P _{trans-dyr}	P _{immobil}
0,033 ^a	0,90 ^b	0,25	0,05 ^b		0,25

- a) Se under rødkløver i renbestand.
b) Loges (1998) som gennemsnit en fiksering på 95% og at andelen af fikseret kvælstof i rødkløver steg med stigende andel af græs i grønsværen.
c) Boller (1988) fandt, at rødkløver havde lidt større P_{fix} end hvidkløver, men til gengæld kun en lille P_{trans-jord}. Vi anslår 0,05 overført som gennemsnit i det 1. og 2. produktionsår for rødkløver.

Grønbrak:

N%	P _{fix}	P _{rod+stub}	P _{trans-jord}	P _{trans-dyr}	P _{immobil}
0,043 ^a	0,75 ^b	0,25	0,15 ^c		0,30 ^c

- a) I Danmark er grønbrak hyppigt hvidkløvergræs. Under nordtyske forhold anbefales blandinger af rødkløver, hvidkløver og rajgræsser (Lucaßen et al., 1998). Dette kan der korrigeres for ved at nedjustere N%.
b) Kløvergræs som grøngødning er af betydning i husdyrbrugsløse systemer, fordi kløvergræs kan akkumulere store mængder fikseret kvælstof i jorden, som senere kan udnyttes af efterfølgende afgrøder. Da bladmassen under grønbrak ofte slås og efterlades på
marken, vil SNF reduceres, primært som følge af en reduktion i kløverbestanden. Vi anslår dog, at P_{fix} reduceres til samme niveau som under afgræsning, som følge af den øgede cirkulering af kvælstof. Målinger i Kiel tyder dog på, at P_{fix} ikke nødvendigvis reduceres.
c) Vi antager, at der sker en øget P_{trans-jord} (Loges, upublicerede data) samt en øget immobilisering, når bladmassen efterlades på marken.

Ældre (>2 år) afgræsset hvidkløvergræs:

N%	P _{fix}	P _{rod+stub}	P _{trans-jord}	P _{trans-dyr}	P _{immobil}
0,043	0,75 ^a	0,25	0,20 ^b	0,20	0 ^c

- a) Den totale SNF falder i ældre kløvergræsmarker med ca. 20% (se figur 5.1). Dette tages der højde for ved at P_{immobil} sættes til nul.
- b) Den underjordiske overførsel forventes at stige med grønsværens alder (Høgh-Jensen og Schjoerring, 1997). Derfor forøges denne faktor med 0,10 i forhold til ungt kløvergræs.
- c) De fleste kløvergræsmarker i danske sædskifter bliver kun 2-3 år gamle, så det antages,

at der ikke sker yderligere opbygning af den organiske kvælstofpulje i jorden efter det 2. produktionsår (Kristensen og Kristensen, 1992). Dette er i overensstemmelse med Johnston et al. (1994), mens Tyson et al. (1990) fandt, på en tilsvarende jord (ca. 15% ler), at akkumuleringen af organisk kvælstof først nåede et plateau efter 8 år.

Ældre (>2 år) afhugget hvidkløvergræs:

N%	P_{fix}	$P_{\text{rod+stub}}$	$P_{\text{trans-jord}}$	$P_{\text{trans-dyr}}$	P_{immobil}
4,3	0,90	0,25	0,20	-	0

5.2 Diskussion af modellens validitet

Vi vil i det følgende diskutere den mængde fikseret kvælstof, der ikke findes i det høstede kløvermateriale, idet dette er afgørende for det totale tilførsel af fikseret kvælstof til systemet såvel som for forfrugtsværdien. Endvidere vil vi diskutere de abiotiske faktorer, som primært influerer SNF, hvilket som nævnt indledningsvist er uorganisk kvælstof i jorden, vandindholdet i jorden og jordens temperatur. Til slut vurderes modellen i forhold til andre empiriske relationer til estimering af kvælstoffiksering.

5.2.1 Kvælstof i rod og stub

I et landbrugssystem er det vigtigt at vide hvor meget SNF, der findes i rod og stub. I denne model beregnes dette indirekte. Dette skyldes primært, at der mangler grundlæggende informationer om dette aspekt, hvilket også delvist fremgår under afsnittet om parameteriseringen.

Foderbælgplanter i blanding med græsser har evnen til at akkumulere en væsentlig mængde organisk kvælstof i jorden, som en efterfølgende afgrøde kan udnytte. Dette kan skyldes henfald af rodsystemet (McNeill et al., 1997) samt et væsentligt større bladtab fra bælgplanterne end fra græsserne (Paustian et al., 1990; Tømm et al., 1995).

Tabel 5.1 Kvælstof i rodsystemet af bælgseeds- og foderbælgplanter udsået i renbestand om foråret og målt om efteråret (modificeret efter Heinzmann, 1981).

Afgrode	Kvælstof bundet i rodsystemet (kg N ha ⁻¹)	Kvælstof bundet i rodsystemet (%)
Hvidkløver	131	29
Rødkløver	118	24
Lucerne	157	25
Hvid lupin	93	17
Hestebønne	57	15
Vikke	36	13
Ært	40	12

I en kløvergræsmark findes mellem 104 og 132 kg N ha⁻¹ i rod og stub (Haugaard-Nielsen et al., 1998; Høgh-Jensen, upublicerede data; Loges og Taube, 1997). I en hvidkløvermark i renbestand er der, på trods af en mindre rodmængde (1.435 kontra 2.100 kg TS ha⁻¹ til en meters dybde), fundet mere kvælstof i rodsystemet end i hvidkløver/rajgræs, da koncentrationen af kvælstof er ca. 1% i rødder fra kløvergræs mod ca. 2% i rødder fra hvidkløver. Disse kvælstofkoncentrationer er imidlertid kun halvt så store som de koncentrationer, man finder ved dyrkning i vandkultur. Sandsynligvis tabes der store dele af de kvælstofrige roddele under isoleringen af rødder fra jordprøver (se McNeill et al., 1997). I stubben (5-6 cm's højde) af rajgræs i renbestand er der fundet ca. 20 kg N ha⁻¹, mens der i hvidkløver i renbestand samt kløvergræs er fundet ca. 40 kg N ha⁻¹ (Høgh-Jensen, upublicerede data; Loges, 1998). Tilsvarende er der på Risø fundet 2.150, 710 og 1.730 kg TS ha⁻¹ til 60 cm's meters dybde som gennemsnit for fire prøveudtagningsdatoer for henholdsvis rajgræs i renbestand, hvidkløver i renbestand og hvidkløver/rajgræs (Finn V. Jørgensen, upublicerede data).

Jørgensen og Ledgard (1997) fandt, at ca. 40% af det optagne kvælstof i kløver blev allokeret til rødder og jordstængler. En ukendt del af disse 40% bruges til genvækst efter høst af bladmassen.

For bælg­sæd er det vist, at der kan ske en reduktion i rodsystemets størrelse fra blomstring og frem til høst, mens der sker en forøgelse af puljen af delvist omsat rodmasse (Jensen, 1996b).

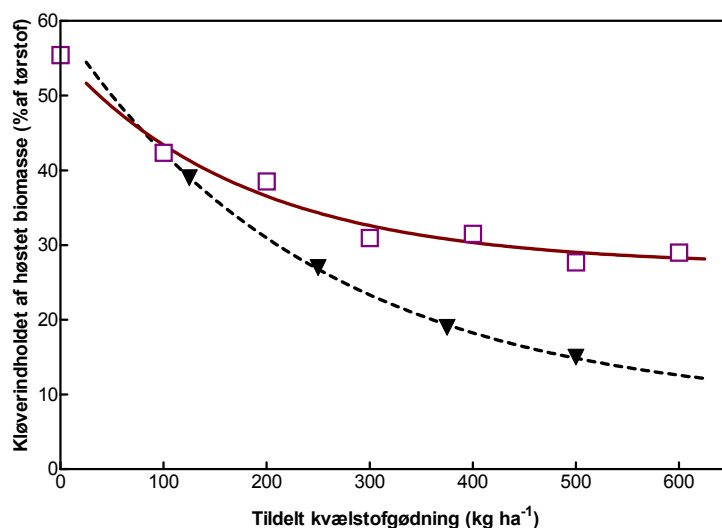
5.2.2 Uorganisk kvælstof i jorden

Det er velkendt, at der er en negativ korrelation mellem jordens indhold af uorganisk kvælstof og

N₂ fikseringsraten i bælg­sæd i renbestand (se f.eks. Peoples et al., 1995). Under konventionelle såvel som økologiske driftsformer kan niveauet af uorganisk kvælstof i jorden manipuleres af driftslederen gennem gødningstildelinger.

Det er ligeledes velkendt, at på trods af at udbyttet af hvidkløvergræsmarker er forholdsvis stabilt, så kan andelen af hvidkløver i kløvergræsmarker variere voldsomt. I langtid­sforsøg under afgræsningsforhold varierede kløverindholdet (årligt gennemsnit) mellem <1 og 22% opgjort på tørvægtsbasis af den høstede biomasse (Hutchinson et al., 1995; Tyson et al., 1990). Disse fluktuationer kan skyldes udvintring, sygdomsangreb og skadedyrsangreb. Samtidig sker en akkumulering af organisk kvælstof i jorden (Clement og Williams, 1967; Paustian et al., 1990; Robertson et al., 1993) som en efterfølgende mineralisering frigør som uorganisk kvælstof. Balancen mellem kløver og græs er kontrolleret af en feedbackproces, som er bestemt af niveauet af uorganisk kvælstof i jorden (se Høgh-Jensen, 1997). Schwinning og Parsons (1996) har foreslået, at hvis kløverindholdet ikke varierer, så kan dette være en indikation af, at systemet ikke virker; det vil sige at græsset ikke får fuldt udbytte af SNF.

Derved fremkommer også det karakteristiske forhold mellem tildeling af kvælstofgødning og hvidkløverindholdet i den høstede biomasse (figur 5.3), som kan udledes af data fra Klausen og Larsen (1977), Pedersen og Møller (1976), Søegaard (1990), Taube et al. (1995) med flere. Rødkløvergræs responderer på tilsvarende måde som hvidkløvergræs på tildeling af kvælstof (Boller, 1988; Wachendorf et al., 1994; Lehmann og Meister, 1982). Bemærk, at i økologiske systemer bevæger vi os på kurven længst mod venstre.



Figur 5.3 Reduktion i hvidkløverindholdet af det høstede tørstof som følge af tildeling af kvælstofgødning under afhugningsforhold (▼; modificeret efter Pedersen og Møller, 1976) og afgræsningsforhold (□; modificeret efter Wilman og Hollington, 1985).

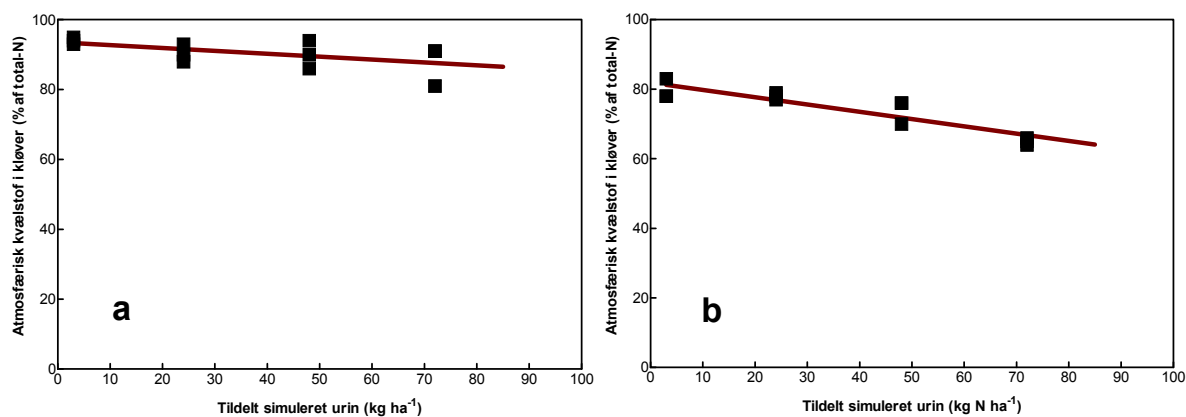
Andelen af atmosfærisk kvælstof (P_{fix}) i kløvers bladmasse ændres også som følge af kvælstoftilførsel. Høgh-Jensen og Schjoerring (1994) fandt således, at selv om kløverandelen faldt fra 55% til 20-25% af høstet bladmasse ved tildeling af 400 kg N ha⁻¹, så faldt P_{fix} kun fra 94-96% til 50-64% (figur 5.4a). Dette er i overensstemmelse med andre undersøgelser (f.eks. Boller, 1992; Harris og Clark, 1996), således at hvidkløver og rødkløver i samdyrkning med græsser kun falder lidt i P_{fix} , men da kløverbestanden reduceres væsentligt, vil SNF falde.

Bælgplanter dyrket i renbestand viser stærk respons (figur 5.4b). En bælgplante med en stor konkurrenceevne over for samdyrkede græsser forventes at udvise en næsten tilsvarende respons, som hvis den blev dyrket i renbestand, men Frankow-Lindberg (1987) fandt, i lucerne-græs-blandinger, at græsset - ligesom i kløvergræs - havde det stærkeste respons på tildeling af uorganisk kvælstof. Til gengæld har lucerne den største kapacitet til at udtømme underjorden for uorganisk kvælstof (Blumenthal og Russelle, 1996), da dens rodnet går meget dybere end græsset.

Generelt kan vi konkludere, at i økologiske kløvergræsmarker vil kløverandelen være høj (figur 5.3), samt at andelen af atmosfærisk bundet kvæ-

stof i kløveren vil være høj og konstant (figur 5.4a). I rene bælgplanteafgrøder vil P_{fix} være lineært negativt korreleret med tildeling af kvælstof (figur 5.4b; Jensen, 1997). I blandingsafgrøder vil forholdet afhænge af balancen mellem planternes evne til at optage kvælstof. Hvidkløver er en svag konkurrent om uorganisk kvælstof over for græs, men tilsvarende negative korrelationer mellem P_{fix} og uorganisk kvælstof findes (Høgh-Jensen, 1997).

Recirkuleringen af kvælstof er større i afgræssede end i afhuggede systemer, fordi en stor del af det optagne kvælstof bliver afsat igen (65-80%) som urin og gødning (Haynes og Williams, 1993). Desuden kan de græssende dyr forårsage en større bladdød som følge af bladtab og nedtrædning (Ledgard, 1991; Parsons et al., 1991b). Specielt urinen, men også gødningen, skaber pletter med et højt indhold af uorganisk kvælstof i jorden, hvilket efterfølgende vil forårsage en større variation i P_{fix} . Således kan man forvente at feedbackmekanismen (omtalt ovenfor) vil initiere et generelt skifte mod en mere græsdomineret grønsvær. Denne slutning er i overensstemmelse med litteraturen, hvor afgræsningssystemer typisk har en lavere kløverandel i den høstede biomasse end i afhugningssystemer.



Figur 5.4 Illustration af reduktion i andelen af fikseret kvælstof, som gennemsnit over en vækstsæson, hos (a) hvidkløver dyrket i blanding med almindelig rajgræs eller (b) hvidkløver dyrket i renkultur under tildeling af kvælstofgødning (efter Høgh-Jensen og Schjoerring, 1997).

Vinther og Aes (1996) har demonstreret, at også under afgræsningsforhold kan P_{fix} være relativt høj, om end den som en naturlig følge af lokale afsætninger af urin og gødning varierer en del over marken. Vinther og Aes (1996) konkluderer, at P_{fix} gennemsnitligt reduceres med 10-15%, hvilket er i overensstemmelse med de få andre publicerede studier (Eriksen & Høgh-Jensen, 1998; Ledgard et al., 1990 og 1996; Marriott et al., 1987). Endnu er det vanskeligt at drage generelle konklusioner vedrørende afgræsningsystemer, men det antages, at den væsentligste effekt af græssende dyr vil være en generel forøgelse af jordens indhold af kvælstof, hvilket vil favorisere græsset, men at P_{top} og SNF kun reduceres i mindre grad.

I bælg-sædsafgrøder til modenhed reduceres N_2 fikseringsaktiviteten stærkt, når bælgplanten går ind i den reproduktive fase. Jensen (1987) demonstrerede, at N_2 fikseringsraten faldt dramatisk kort tid (ca. en uge) efter blomstringens afslutning. Det antages, at en sådan reduktion ikke opstår i kløvergræsblandinger, da disse blandinger normalt afhugges eller afgræsses hyppigt. Da bælg-sædsafgrøder normalt høstes på veldefinerede tidspunkter, antages den morfologiske alder også at være uden betydning i disse afgrøder. Derimod er høstindekset i bælg-sædsafgrøder en afgørende faktor for, hvor meget disse afgrøder bidrager

med kvælstof til sædskiftet (se f.eks. Schmidtke, 1997).

De faktorer, som påvirker den konkurrencemæssige balance mellem bælgplanter og græsser i blandinger, er primært jordens indhold af uorganisk kvælstof samt planternes potentielle vækstrate. Inden for bælgplanterne og inden for græsserne er der stor variation i kapaciteten til at optage uorganisk kvælstof. Denne mekanisme kan bestemme den konkurrencemæssige balance mellem bælgplanten og ikke-bælgplanten. Således fandt Høgh-Jensen et al. (1997), at almindelig rajgræs havde en væsentlig højere optagelseskapacitet af nitrat og især ammonium sammenlignet med hvidkløver. Forskelle i vækspotentiale kan udmønte sig i en konkurrence om lys. Således undertrykkes hvidkløver mere af italiensk rajgræs og hundegræs end af alm. rajgræs, og SNF reduceres på trods af, at P_{fix} kan være høj. Afhugningshøjde og -hyppighed vil regulere et sådant konkurrenceforhold.

I kløvergræs kan fjernelse af bladmassen ved afhugning eller afgræsning forårsage en ret dramatisk nedgang i N_2 fikseringsaktiviteten i løbet af få timer. Efter afløvning vil planten starte på at mobilisere kulstof- og kvælstofforbindelser fra rodsystemet samt det tilbageværende overjordiske

stængel- og bladmateriale med henblik på ny skudvækst. Som følge af remobilisering af ressourcer vil bælglplanten udsættes for et stigende stress, jo hyppigere og jo mere af bladmassen der fjernes, hvilket reducerer SNF (Vance et al., 1979). Bælglplanter med opret morfologi (f.eks. rødkløver og lucerne) mister relativt mere af bladarealet ved afhugning end bælglplanter med en mere krybende morfologi (f.eks. hvidkløver), hvorved de stresses mere.

Afhængig af konkurrenceforholdet mellem bælglplanten og græsset og afhængig af afhugningshøjde og -hyppighed kan konsekvensen være, at SNF ikke ændres (Høgh-Jensen og Schjoerring, 1994; Seresinhe et al., 1994) eller øges (Wilhelmy, 1993). Således øger en højere afhugningshyppighed i nogle tilfælde hvidkløvers andel af det høstede materiale (Pedersen et al., 1973; Søgaard, 1990), mens den i andre undersøgelser ikke ændres (Pedersen og Møller, 1976). Derimod falder udbyttet af rødkløver næsten altid med øget afhugningshyppighed (Pedersen et al., 1973; Sheldrick et al., 1986).

5.2.3 Jordens temperatur

Den sæsonmæssige vækst af kløver under markforhold er relateret til jordens temperatur. Plantens vækstrate (Macduff et al., 1989) såvel som aktiviteten af nitrogenase-enzymet (Kessler et al., 1990; Macduff og Dhanoa, 1990) er fundet at begrænse væksten hos hvidkløver under lave temperaturer. De fleste græsser har en lavere temperaturgrænse for vækst end kløver. Derfor vil græs have en fordel frem for kløver ved lave temperaturer (se f.eks. Nesheim og Boller, 1991). Således bliver SNF lav under forhold, hvor jordens temperatur ikke overstiger 10°C, hvilket normalt er tilfældet helt hen til midt i maj måned under danske forhold (Hansen et al., 1981).

Bælglplanter med opret vækst som rødkløver og lucerne vil generelt bedre undgå en konkurrencemæssig trykning under lave jordtemperaturer end hvidkløver. Hyppige afhugninger i forårssæsonen kan medvirke til, at bælglplanten ikke bliver hæmmet. Under afgræsningsforhold og under forhold

med lavt uorganisk kvælstofindhold i jorden vil konkurrencepresset fra græsset dog være lille.

I sommerperioden vil højere temperaturer favorisere kløvers vækst, fordi den har et større specifikt bladareal i kombination med bladets ekspansionsmønster (Parsons et al., 1991a).

5.2.4 Jordens vandindhold

Mængde og fordeling af nedbør er en vigtig lokal faktor, som må inddrages ved belysning af størrelsen af kvælstoffikseringen. Den tilgængelige vandmængde er bl.a. bestemt af plantens rod-dybde. Roddybden af både hvidkløver og rajgræs er relativt lille. Dog har hvidkløver en enestående evne til at regenerere efter tørke; en evne andre bælglplanter uden vegetativ spredning ikke har.

Høgh-Jensen og Schjoerring (1997) fandt, at tørke signifikant reducerede udbyttet i 3 år i træk uden at reducere hverken P_{top} eller kløverandelen af den høstede biomasse. I dette forsøg var SNF, som gennemsnit over de 3 år, kun 60-83 kg N ha⁻¹. Det er interessant, at tørstof- og kvælstofudbyttet i det første slæt i alle 3 år var sammenlignelig med det, som kunne høstes under engelske forhold (Hurley) med tilsvarende afhugningsintensitet (Tyson et al., 1990) samt med tidligere danske forsøg (bl.a. Søgaard, 1990). Dette indikerer, at vinter-/forårsakkumuleret vand i jorden er tilstrækkeligt til at give en god første slæt i en etableret grønsvær, men at efterfølgende vækst afhænger af sommerens nedbør.

Dog vil bælglplanter med dybe rodnet ikke være så afhængige af sommernedbøren. Rødkløver er mere tørkeresistent end hvidkløver som følge af et dybere rodnet. Lucerne er kendt for at have et meget dybt rodsystem, der kan optage vand fra helt ned til 11 m's dybde (Kiesselbach et al., 1929), og den er derfor væsentligt mindre følsom over for tørke.

5.3 Opsummering

Vi foreslår en model til kvantificering af den symbiotiske kvælstoffiksering som gennemsnit for

en vækstsæson (tabel 5.2). Modellen opererer med variationer i bælgplanteart og dyrkningssystem som en relation af tørstofudbytte, kvælstofindholdet i tørstoffet samt andel af fikseret kvælstof. I praksis findes der mange systemer, hvor denne model må modificeres. Eksempelvis tages

der hyppigt 1-2 slæt til hø eller ensilering efterfulgt af afgræsning, eller der bruges flere bælgplantearter i blandingen. I sådanne tilfælde må læseren udskifte vore forslag til parameterisering med sine egne estimater.

Tabel 5.2 Mængder af fikseret kvælstof som total tilførsel til systemet for bælgplanter i renkulturer og for bælgplanter i blandinger med ikke-bælgplanter. De viste mængder er beregnet efter ovenstående model med anført parameterisering. Eksempler på beregning vises under tabellen.

Afgrode		Total fikseret kvælstof i systemet (kg tons ⁻¹ bælgplante tørstof)
Renkultur	Ært til modenhed	38
	Bønne til modenhed	49
	Lucerne og rødkløver	37
Blandinger	Ærte/vårkorn til helsød	34
	1-2.års hvidkløvergræs, afgræsset ^a	58
	1-2.års hvidkløvergræs, afhugget ^b	62
	1-2.års rødkløvergræs, afhugget	46
	1-2. års kløvergræs, grønbrak	55
	Ældre hvidkløvergræs, afgræsset	53
	Ældre hvidkløvergræs, afhugget	56

a) beregnet som: $1000 \text{ kg TS} * 0,043 * 0,75 * (1+0,25+0,10+0,20+0,25)$

b) beregnet som: $1000 \text{ kg TS} * 0,043 * 0,90 * (1+0,25+0,10+0+0,25)$

De seneste seks års forskning har skabt et velfunderet billede af, hvor meget fikseret kvælstof der høstes i en afgrode med bælgplanter, men vort billede af hvor meget fikseret kvælstof, afgroden efterlader, er betydeligt mere diffust.

I disse år omlægges et stigende antal planteavlbrug til økologiske driftsformer. I et planteavlsskifte er der et stærkt behov for at bruge grønbrak, hvilket ofte er kløvergræsblandinger. I de tilfælde, hvor bladmassen slås og efterlades på stubben, kender vi ikke effekten på kvælstoffikseringen eller på opbygningen af organisk kvælstof i jorden.

Endnu mangler vi en større forståelse for størrelse og variation i afgræssede systemer, herunder betydningen af rotationsafgræsning kontra storfoldsafgræsning. Desuden er der behov for informationer om betydningen af rumlig og tidlig variation i afsætningen af husdyrgødning.

Den underjordiske akkumulering af organisk kvælstof er af stor betydning i sædskiftet i landbrugssystemer med et lavt input af kvælstof. Det må understreges, at specielt på dette område mangler vi grundlæggende informationer. Dette gælder for mængden af kvælstof i den levende rodmasse, men det gælder også for den mængde delvist omsatte organiske kvælstof, der stammer fra døde rødder og blade.

5.3.1 Modellen i forhold til andre empiriske relationer

Der er tidligere foreslået enkelte andre empiriske modeller (Boller, 1988; Weissbach, 1995) på grundlag af forsøg, hvor ^{15}N er anvendt til bestemmelse af fikseringen. Yderligere er der foreslået transformationer til angivelse af mængde fikseret kvælstof pr. enhed høstet bælgplantetørstof på grundlag af forsøg, hvor total-N difference-metoden eller acetylene-reduktion er anvendt til bestemmelse af fikseringen (Elgersma og Hassink, 1997; Hoglund et al., 1979).

Boller (1988) fandt 30 kg SNF pr. tons høstet hvidkløvertørstof. Denne værdi er mindre end den værdi, der fremkommer under anvendelse af vores model. Dette skyldes, at Boller's datasæt er udviklet på meget frugtbar jord, således at P_{fix} er mindre; 70% i modsætning til 90% i vores model. Weißbach finder 37 kg SNF pr. tons høstet hvidkløvertørstof, hvilket er i overensstemmelse med vores model. Dog baserer Weißbach sin model på en række forsøg af andre forfattere, som ikke alle er umiddelbart sammenlignelige. Weißbach foreslår, at det totale input af SNF kan beregnes ved at multiplicere mængden af fikseret kvælstof i den høstede bladmasse (de 37 kg) med en faktor 1,25, hvilket resulterer i et væsentligt mindre totalt input af SNF end under anvendelse af vores model (se tabel 5.2).

Elgersma og Hassink (1997) anvendte total-N differencemetoden, og Hoglund et al. (1979) anvendte acetylene reduktionsmetoden til at estimere SNF, og begge finder en SNF på ca. 60 kg pr. tons høstet hvidkløvertørstof (se også Kri-

stensen og Kristensen, 1992, tabel 4). Denne størrelse vil imidlertid generelt være for høj fordi i) begge forsøg er udført på jord med et højt total-C indhold (1,7% henholdsvis 3,5% total-C), og ii) total-N difference metoden giver kun præcise estimater, når kløvergræs og græs i renbestand optager den samme mængde kvælstof fra jorden, samt iii) acetylene reduktionsmetoden er for upræcis til kvantitative estimater (se f.eks. Witty og Minchin, 1988).

Høgh-Jensen og Kristensen (1995) fandt, at kløvergræs optog mere af det tilførte kvælstof end græs i renbestand under lave tilførsler af uorganisk kvælstofgødning. Høgh-Jensen og Schjoerring (1997) fandt yderligere, at kløvergræs tilsyneladende var i stand til at optage mere af det mineraliserede kvælstof end græs i renbestand. Disse observationer er i overensstemmelse med et væsentligt lavere C:N forhold i det partikulære organiske stof under kløvergræs end under græs i renbestand (Elgersma og Hassink, 1997). Endelig må det anføres, at total-N differencemetoden medregner overførsel af kvælstof fra kløver til græsset i fikseringsestimater, hvilket som diskuteret ovenfor kan andrage væsentlige mængder. Sammenlagt leder disse forskelle til en overestimering af kvælstoffikseringen.

Endelig kan modellen sammenlignes med Kristensen og Kristensen (1992) (se figur 5.1). Under anvendelse af datasættet som Kristensen og Kristensen (1992) har brugt, opnås identiske værdier for SNF. Signifikante forskelle opstår imidlertid, når udbytterne afviger fra udbytterne i dette datasæt, som det er argumenteret indledningsvist.

5.4 Referencer

- Blumenthal J.M. & Russelle M.P. (1996) Subsoil nitrate uptake and symbiotic dinitrogen fixation by alfalfa. *Agronomy Journal* 88, 909-915.
- Boller B. C. (1988) Biologische stickstoff-fixierung von weiss- und rotklee unter feldbedingungen. *Landwirtschaft Schweiz* 1, 251-253.
- Boller B.C. (1992) Einfluss von gülle und mineralischer N-düngung auf die stickstoff-fixierung von weissklee. *Landwirtschaft Schweiz* 5, 149-151.
- Boller B.C. & Nösberger J. (1987) Symbiotically fixed nitrogen from field-grown white and red clover mixed with ryegrasses at low levels of ^{15}N -fertilization. *Plant and Soil* 104, 219-226.
- Burity H.A., Ta T.C., Faris M.A. & Coulman B.E. (1989) Estimation of nitrogen fixation and transfer from alfalfa to associated grasses in mixed swards under field conditions. *Plant and Soil* 114, 249-255.
- Clement C.R. & Williams T.E. (1967) Leys and soil organic matter. II. The accumulation of nitrogen in soils under different leys. *Journal of Agricultural Science* 69, 133-138.
- Elgersma A. & Hassink J. (1997) Effect of white clover (*Trifolium repens* L.) on plant and soil nitrogen and soil organic matter in mixtures with perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.). *Plant and Soil* 197, 177-186.
- Eriksen, J. & Høgh-Jensen, H., 1998. Variation in the natural abundance of ^{15}N in regrass-white clover shoot material as influenced by cattle grazing. *Plant and Soil*, under trykning.
- Frankow-Lindberg B.E. (1987) Konkurrencens i blandbestand af baljvæxter og græs, med særskilt beaktande av resultat erhållna enligt den S.K. ersättningsprincipen. Rapport 173, Department of Plant Husbandry, Swedish Universitet of Agricultural Science, Uppsala.
- Hansen S., Jensen S.E. & Aslyng H.C. (1981) Jordbrugsmeteorologiske observationer, statistisk analyse og vurdering 1955-1979. Hydroteknisk Laboratorium. KVL, København. 414 p.
- Harris S.L. & Clark D.A. (1996) Effect of high rates of nitrogen fertiliser on white clover growth, morphology, and nitrogen fixation activity in grazed dairy pasture in northern New Zealand. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 39, 149-158.
- Haugaard-Nielsen H., Neergaard A. de, Jensen L.S., Høgh-Jensen H. & Magid J. (1998) An *in situ* study of nitrogen dynamics and spring barley growth as affected by the quality of incorporated clover-grass leys. *Plant and Soil*, in press.
- Haynes R.J. & Williams P.H. (1993) Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. *Advances in Agronomy* 49, 119-199.
- Heichel G.H. & Henjum H.I. (1991) Dinitrogen fixation, nitrogen transfer, and productivity of forage legume-grass communities. *Crop Science* 31, 202-208.
- Heinzmann F. (1981) Assimilation von luftstickstoff durch verschiedene leguminosenarten in und dessen verwertung durch getreidenachfrüchte. Dissertation, Universität Hohenheim, Stuttgart.
- Hogland J.H., Crush J.R., Brock J.L. & Ball R. (1979) Nitrogen fixation in pasture. XII. General discussion. *New Zealand Journal of Experimental Agriculture* 7, 45-51.
- Hutchinson K.J., King K.L. & Wilkinson D.R. (1995) Effects of rainfall, moisture stress, and stocking rate on the persistence of white clover over 30 years. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 35, 1039-1047.

- Høgh-Jensen H. (1997) Biological Nitrogen Fixation in Clover-Ryegrass Systems. Ph.D. Thesis. Department of Agricultural Sciences, The Royal Veterinary and Agricultural University. DSR Forlag, Copenhagen.
- Høgh-Jensen H. & Kristensen E.S. (1995) Estimation of biological N₂ fixation in a clover-grass system by the ¹⁵N dilution method and the total-N difference method. *Biological Agriculture and Horticulture* 11, 203-219.
- Jensen E.S. (1986) Symbiotic N₂ fixation in pea and field bean estimated by ¹⁵N fertilizer dilution in field experiments with barley as a reference crop. *Plant and Soil* 92, 3-13.
- Jensen E.S. (1987) Seasonal patterns of growth and nitrogen fixation in field-grown pea. *Plant and Soil* 101, 29-37.
- Jensen E.S. (1996a) Grain yield, symbiotic N₂ fixation and interspecific competition for inorganic N in pea-barley intercrops. *Plant and Soil* 182, 25-38.
- Jensen E.S. (1996b) Rhizodeposition of N by pea and barley and its effect on soil N dynamics. *Soil Biology and Biochemistry* 28, 65-71.
- Jensen E.S. (1997) The Role of Grain Legume N₂ Fixation in the Nitrogen Cycling of Temperate Cropping Systems. Risø-R-885 (EN). Risø National Laboratory, Roskilde.
- Johnston A.E., McEwen J., Lane P.W., Hewitt M.V., Poulton P.R. & Yeoman D.P. (1994) Effects of one to six year old ryegrass-clover leys on soil nitrogen and on the subsequent yields and fertilizer nitrogen requirements of the arable sequence winter wheat, potatoes, winter wheat, winter beans (*Vicia faba*) grown on a sandy loam soil. *Journal of Agricultural Science* 122, 73-89.
- Jørgensen F.V. (1997) Symbiotic N₂ fixation in mixtures of perennial ryegrass and white clover under low-input conditions. Ph.D. Thesis, Department of Agricultural Sciences, The Royal Veterinary and Agricultural University, Copenhagen. 123 p.
- Jørgensen F.V. & Ledgard S.F. (1997) Contribution from stolons and roots to estimates of the total amount of N₂ fixed by white clover (*Trifolium repens* L.). *Annals of Botany* 80, 641-648.
- Kessler W., Boller B.C. & Nösberger J. (1990) Distinct influence of root and shoot temperature on nitrogen fixation by white clover. *Annals of Botany* 65, 341-346.
- Kiesselbach T. A. Russell J. C. & Anderson A. (1929) The significance of subsoil moisture in alfalfa production. *Journal of American Society of Agronomy* 21, 241-268.
- Klausen P.S. & Larsen K.E. (1977) Kvælstof, kalium og magnesium til kløvergræs. *Tidsskrift for Planteavl* 81, 203-214.
- Koefoed A.D. & Klausen P.S. (1969) Kvælstofgødsning til kløvergræs og rent græs. *Tidsskrift for Planteavl* 73, 203-246.
- Kristensen E.S. & Kristensen I.S. (1992) Analyse af kvælstofoverskud og -effektivitet på økologiske og konventionelle kvægbrug. *Statens Husdyrbrugsforsøg. Beretning* 710. 59 p.
- Kristensen E.S., Høgh-Jensen H. & Kristensen I.S. (1995) A simple model for estimation of atmospheric-derived nitrogen in grass-clover systems. *Biological Agriculture and Horticulture* 12, 263-276.
- Ledgard S.F. (1991) Transfer of fixed nitrogen from white clover to associated grasses estimated using ¹⁵N methods in swards grazed by dairy cows. *Plant and Soil* 131, 215-223.
- Ledgard S.F., Brier G.J. & Upsdell M.P. (1990) Effect of clover cultivar on production and nitrogen fixation in clover-ryegrass swards under dairy cow grazing. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 33, 243-249.

- Ledgard S.F., Sprosen M.S. & Steele K.W. (1996) Nitrogen fixation by nine white cultivars in grazed pasture, as affected by nitrogen fertilization. *Plant and Soil* 178, 193-203.
- Lehmann J. & Meister E. (1982) Die gegenseitige Beeinflussung von Klee und Gräsern bei unterschiedlicher Stickstoffdüngung in bezug auf Wachstum, Eiweiß-, Rohfaser- und Mineralstoffgehalt. *Zeitschrift für Acker- und Pflanzenbau (Journal of Agronomy & Crop Science)* 151, 24-41.
- Loges, R. (1998) Ertrag, Futterqualität, N₂-Fixierungsleistung und Vorfruchtwert von Rotklee- und Rotklee-grasbeständen. Dissertation, Universität Kiel.
- Loges R. & Taube F. (1997) Versorgung des bodens mit organischer substanz und stickstoff in ökologisch orientierten landnutzungssystemen. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 84, 243-246.
- Loges R., Wulfes R., Kornher A. & Taube F. (1997) Qualität von rotklee-grass-gemengen in abhängigkeit vom kleeanteil, begleitgras und bestandesalter. Tagungsband der 40. Grünlandtagung in Neuruppin, 219-223.
- Lucaßen, K, Loges, R. & F. Taube (1998) Ertrag und N₂-Fixierung verschiedener Leguminosen des Ackerfutterbaues.. *Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften* 11, (in press).
- Macduff J.H. & Dhanoa M.S. (1990) N₂ fixation and nitrate uptake by white clover swards in response to root temperature in flowing solution culture. *Annals of Botany* 65, 325-335.
- Macduff J.H., Gordon A.J., Ryle G.J.A. & Powell C.E. (1989) White clover N₂-fixation in response to root temperature and nitrate. *Journal of Experimental Botany* 40, 517-526.
- Marriott C.A., Smith M.A. & Baird M.A. (1987) The effect of sheep urine on clover performance in a grazed upland sward. *Journal of Agricultural Science* 109, 177-185.
- McNeill A.M, Zhu C. & Fillery I.R.P. (1997) Use of *in situ* ¹⁵N-labelling to estimate the total below-ground nitrogen of pasture legumes in intact soil-plant systems. *Australian Journal of Agricultural Research* 48, 295-304.
- Nesheim L. & Boller B.C (1991) Nitrogen fixation by white clover when competing with grasses at moderately low temperatures. *Plant and Soil* 133, 47-56.
- Parsons A.J., Harvey A. & Johnson I.R. (1991a) Plant-animal interactions in a continuously grazed mixture. II. The role of differences in the physiology of plant growth and of selective grazing on the performance and stability of species in a mixture. *Journal of Applied Ecology* 28, 635-658.
- Parsons A.J., Orr R.J., Penning P.D. & Lockyer D.R. (1991b) Uptake, cycling and fate of nitrogen in grass-clover swards continuously grazed by sheep. *Journal of Agricultural Science* 116, 47-61.
- Paustian K., Andrén O., Clarholm M., Hansson A.-C., Johansson G., Lagerlof J., Lindberg T., Pettersson R. & Sohlenius B. (1990) Carbon and nitrogen budgets of four agro-ecosystems with annual and perennial crops, with and without N fertilization. *Journal of Applied Ecology* 27, 60-84.
- Pedersen E.J.N. & Møller E. (1976) Perennial ryegrass and clover in pure stand and in mixture. The influence of mixture, nitrogen fertilization and number of cuts on yield and quality. 6. Beretning fra Statens Planteavls- og Husdyrbrugsforsøg. 27 p.
- Pedersen E.J.N., Møller E. & Møller K.G. (1973) The effect of cutting frequency on the yield and quality of grasses. *Växtodling* 28, 68-73.
- Peoples M.B., Ladha J.K. & Herridge D.F. (1995) Enhancing legume N₂ fixation through plant and soil management. *Plant and Soil* 174, 83-101.

- Robertson F.A., Myers R.J.K. & Saffigna P.G. (1993) Dynamics of carbon and N in long-term cropping system and permanent pasture system. *Australian Journal of Soil Research* 45, 211-221.
- Schmidtke K. (1997) Stickstofffixierung und N-Flächenbilanz beim Anbau von *Erbsen* (*Pisum sativum* L.) unterschiedlichen Wuchstyps in Reinsaat und in Gemengen mit Hafer (*Avena sativa* L.). I: Beiträge zur 41. Jahrestagung der deutschen Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, Kiel. pp. 63-64.
- Schwinning S. & Parsons A.J. (1996) Analysis of the coexistence mechanisms for grasses and legumes in grazing systems. *Journal of Ecology* 84, 799-813.
- Seresinhe T., Hartwig, U.A. & Nösberger J. (1994) Symbiotic nitrogen fixation of white clover in a mixed sward is not limited by height of repeated cutting. *Journal of Agronomy and Crop Science* 172, 279-288.
- Sheldrick R.D., Lavender R.H & Tewson V.J. (1986) The effects of frequency of defoliation, date of first cut and heading date of a perennial ryegrass companion on the yield, quality and persistence of diploid and tetraploid red clover. *Grass and Forage Science* 41, 137-149.
- Strudsholm F., Nielsen E.S., Flye J.C., Kjeldsen A.M., Weisbjerg M.R., Søgaard K., Kristensen V.F., Hvelplund T. & Hermansen J.E (1997) Fodermiddeltabel 1997. Sammensætning af foderværdi af fodermidler til kvæg. Landsudvalget for Kvæg, Århus.
- Søgaard K. (1990) Slætantal, kvælstofmængde og vandingstrategi i hvidkløvergræs. I. 1. Brugsår. *Tidskrift for Planteavl* 94, 367-385.
- Taube F., Wachendorf M. & Kornher A. (1995) Leistungsfähigkeit weiskleebasierter Produktionssysteme auf dem Dauergrünland Norddeutschlands. *Das Wirtschaftseigene Futter* 41 (1), 28-42.
- Tomm G.O., Walley F.L., Kessel C. van & Slinkard A.E. (1995) Nitrogen cycling in an alfalfa and bromegrass sward via litterfall and harvest losses. *Agronomy Journal* 87, 1078-1085.
- Tyson K.C., Roberts D.H., Clement C.R. & Garwood E.A. (1990) Comparison of crop yields and soil conditions during 30 years under annual tillage or grazed pasture. *Journal of Agricultural Science* 115, 29-40.
- Unkovich M.J., Pate J.S., Armstrong E.L. & Sanford P. (1995) Nitrogen economy of annual crop and pasture legumes in Southwest Australia. *Soil Biology and Biochemistry* 27, 585-588.
- Vance C.P., Heichel, G.H., Barnes, D. K., Bryan J.W & Johnson L.E. (1979) Nitrogen fixation, nodule development and vegetative regrowth of alfalfa (*Medicago sativa* L.) following harvest. *Plant Physiology* 64, 1-8.
- Vinther F.P. og Aaes O. (1996) Effects of urine on biological nitrogen fixation in a grass-clover pasture. *Trans. 9th Nitrogen Workshop*, 9-12 Sept., Braunschweig. p. 173-176.
- Vinther F.P. og Jensen E.S. (1998) Biological nitrogen fixation in an organic farming system. Under udarbejdelse.
- Wachendorf M., Kornher A. & Taube F. (1994) Leistungsmerkmale von Rotklee und Rotklee/Gras-Gemengen. *Tagungsband der 37. Grünlandtagung in Oberweißbach*, 117-123.
- Weißbach F. (1995) Über die schätzung des beitrags der symbiontischen N₂-fixierung durch weisklee zur stickstoffbilanz von grünlandflächen. *Landbauforschung Vödenrode* 45 (2), 67-74.
- Wilhelmy B. (1993) Untersuchungen zur ertragsbildung und zur veränderung ausgewählter qualitätsparameter im zuwachsverlauf von grünlandeständen in abhängigkeit von der botanischen zusammen-

setzung (mit/ohne weissklee), der stickstoffdüngung under der nutzungshäufigkeit. Ph.D. Thesis, Christian-Albrechts-Universität, Kiel.

- Wilman D. & Hollington P.A. (1985) Effects of white clover and fertilizer nitrogen on herbage production and chemical composition and soil water. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* 104, 453-467.
- Witty J. F. & Minchin F.R. (1988). Measurement of nitrogen fixation by the acetylene reduction assay; Myths and mysteries. In "Nitrogen Fixation by Legumes in Mediterranean Agriculture" (D. P. Beck & Materon L.A., eds.), Vol. 32, pp. 331-344. Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht.
- Wiwstad M., Mårtensen A.M. & Ljunggren H.D. (1987) Field measurements of symbiotic nitrogen fixation in an established lucerne ley using ^{15}N and an acetylen reduction method. *Plant and Soil* 97, 93-104.

6 N-udvaskning og -balancer ved omlægning fra konventionelt til økologisk jordbrug

Birgitte Hansen og Erik Steen Kristensen
Forskningscenter for Økologisk Jordbrug

6.1 Indledning

I de seneste årtier har der været stor fokus på at reducere udledningen af kvælstof til vandmiljøet, især fra landbruget, som i perioden 1989-96 var ansvarlig for ca. 81% af transporten af kvælstof i danske vandløb (Windorf et al., 1997), mens landbruget bidrog med ca. 70% af kvælstoffet til Kattegat gennem vandløb og atmosfærisk nedfald (Iversen, 1997). Samtidig er antallet af økologiske jordbrug øget, og spørgsmålet om niveauet af kvælstofudvaskning fra denne dyrkningsform har derfor ofte været debatteret i videnskabelige-, politiske- og landbrugskredse. Der findes kun få aktuelle målinger af N-udvaskningen fra økologiske landbrugssystemer både herhjemme og i udlandet (se kapitel 2), og disse resultater giver derfor ikke et nuanceret billede af N-udvaskningen fra økologiske jordbrug. Resultaterne viser dog, at udvaskningen af kvælstof fra de undersøgte økologiske brug generelt var lav. I dette kapitel vil spørgsmålet angående N-udvaskning fra økologisk jordbrug i Danmark søges besvaret ved at inddrage og supplere den viden, som er omtalt i de forudgående kapitler. De basale fysiske, geokemiske og biologiske processer antages at være ens for økologisk og konventionelt jordbrug, men hastigheden og vigtigheden af processerne vil være afhængig af det betragtede system (Kristensen et al., 1995). N-udvaskningen estimeres for forskellige økologiske brugs- og afgrødekombinationer ved hjælp af en empirisk model, som er baseret på resultater fra konventionelle forsøgsmarker (Simmelgaard, 1998). De økologiske driftsystemer sammenlignes med det konventionelle landbrug i Landovervågningsoplandene i 1996

(kapitel 3, Grant et al., 1997). I kapitel 1 er der nærmere redegjort for disse valg.

Udvaskningen af kvælstof på markniveau er et resultat af tilstedeværelsen af uorganisk kvælstof i jorden om efteråret og vinteren, hvor der på grund af stor nedbørs mængde og lille fordampning forekommer vandtransport fra rodzonen. Synkronisering af kvælstofmineralisering og -dosering og planternes optag af mineralsk kvælstof er derfor vigtig for at minimere risikoen for en uønsket høj kvælstofudvaskning. I økologisk jordbrug søges tabet af kvælstof begrænset på følgende måde (Kristensen et al., 1995):

- høj effektiv udnyttelse af kvælstof på gårdniveau
- brug af sædskifter med balance mellem jordfrugtbarhedsopbyggende bælgplanter og enårige afgrøder
- brug af effektive fangafgrøder i perioder, hvor N-udvaskningspotentialer er højt
- afstemning af dyretætheden med produktionskapaciteten og sædskiftet på den enkelte gård
- omhyggelig brug af husdyrgødning

I kapitel 3 præsenteres kvælstofgødsningen og -udvaskningen fra det konventionelle landbrug i Landovervågningsoplandene. De valgte økologiske sædskifter, gødsningen og høstudbyttet i afgrøderne behandles i kapitel 4, mens der i kapitel 5 opstilles en generel N_2 -fikseringsmodel for bælgplanter. De forudgående kapitler danner således baggrund for syntesen af viden omkring N-balancer og N-

udvaskning ved omlægning fra konventionelt til økologisk jordbrug, som præsenteres i dette kapitel.

6.2 Materialer og metoder

Detaljeringsgrad

I figur 6.1 ses det valgte niveau for sammenligningen af konventionelle og økologiske brugstyper i denne undersøgelse. Udgangspunktet før omlægningen til økologisk drift er det konventionelle landbrug, som forekommer i Landovervågningen (se kapitel 3). Der er valgt 3 brugstyper: plante-, svine- og kvægbrug på henholdsvis ler- og sandjord. Husdyrbrugene er endvidere inddeelt i op til 3 grupper med stigende andel af dyr per hektar. Den procentvise andel af hver brugstype af det totale areal i Landovervågningen på 4.758 ha varierer fra 3% for konventionelt svinebrug på ler- og sandjord med højeste dyretæthed til 22% for konventionel plantebrug på lerjord. Det ses af figur 6.1, at et konventionelt husdyrbrug omlægges til et økologisk husdyrbrug med lavere dyretæthed. Det skyldes, at der er taget udgangspunkt i de nuværende regler for økologisk produktion fra Plantedirektoratet og Landsforeningen Økologisk Jordbrug. Der importeres husdyrgødning i de økologiske svine- og plantebrug op til maksimum, dækkende 25% af planternes normsatte kvælstofbehov. Ligeledes overskrider den maksimale tilførsel af husdyrgødning (inklusive import) ikke 1,4 DE/ha. Desuden er produktionen på de økologiske husdyrbrug afstemt således, at der er en selvforsyningsgrad af foder på 75% og 85% for henholdsvis svinebrugene og kvægbrugene.

Det konventionelle jordbrug som udgangspunkt

Jordbrugene i Landovervågningen er undersøgt ved interviews på ca. 120 gårde med et samlet areal på ca. 5.000 ha fra 1989 til 1996 (senest beskrevet i DMU's faglige rapport af Grant et al. (1997)). Forskellige nøgletal fra Landovervågnin-

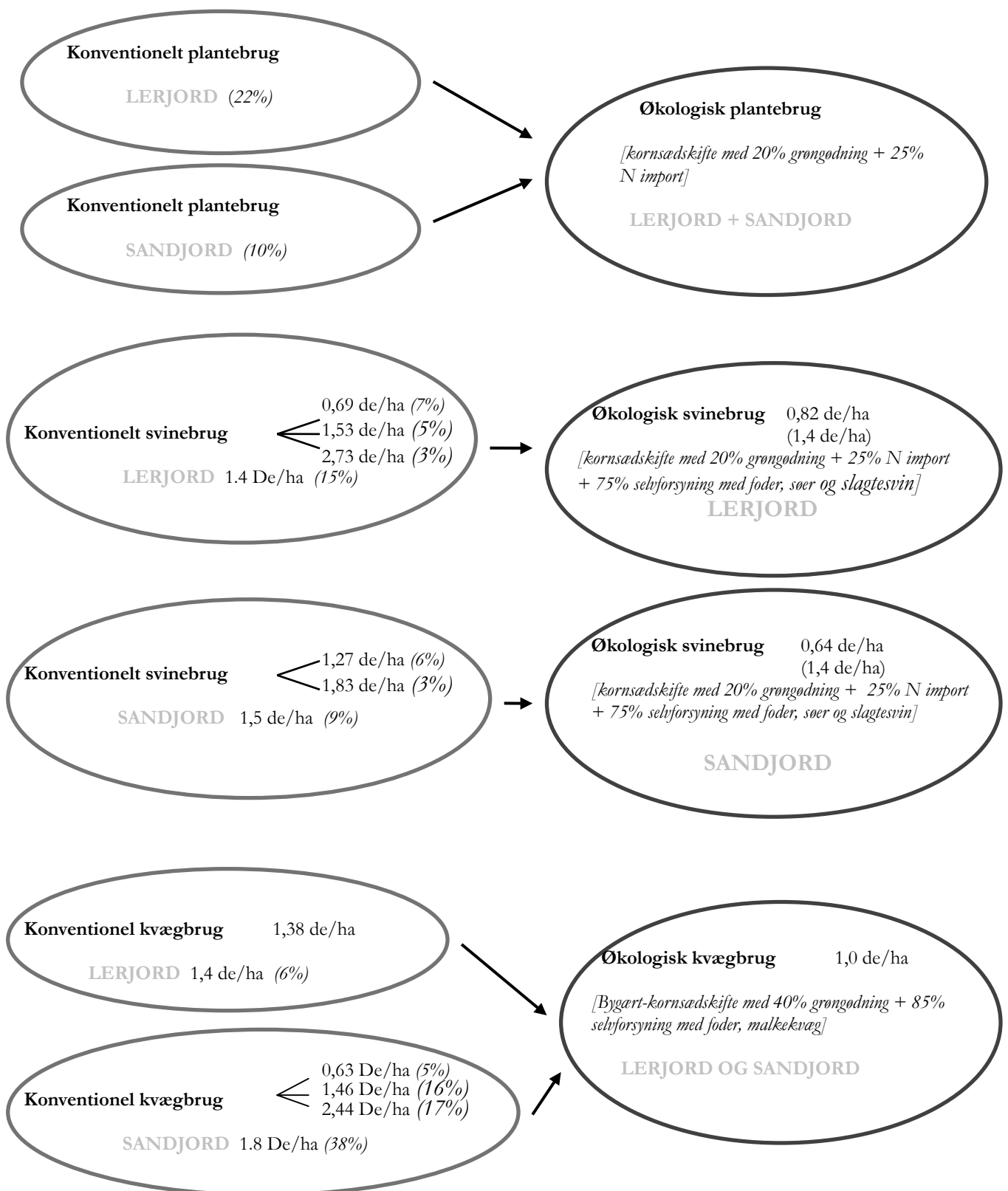
gen, så som gødningspraksis og N-udvaskningen for forskellige brugstyper, jordtyper og afgrødekombinationer i de undersøgte år, er præsenteret i kapitel 3.

"Rene" svine-, kvæg- og plantebrug blev udvalgt fra Landovervågningen for 1996, som udgjorde ca. 93% af de 5.132 ha, som indgik i undersøgelsen dette år (tabel 3.1). Fordelingen af ler- og sandjorde i Landovervågningen ligger tæt på landsgennemsnittet (Grant et al., 1997). Andelen af forskellige brugstyper i Landovervågningen (procenterne i figur 6.1) svarer også nogenlunde til fordelingen for hele landet (Grant et al., 1997). I Landovervågningen ligger den gennemsnitlige husdyrtæthed på 1,00 DE/ha i 1996, mens landsgennemsnittet har en værdi på 0,95 De/ha (kapitel 3). Det gennemsnitlige antal DE/ha for svinebrug på lerjord og sandjord er henholdsvis 1,4 og 1,5 De/ha, hvilket er lidt under landsgennemsnittet. Kvægbrug på lerjord har en dyretæthed på 1,4 DE/ha og på sandjord 1,8 DE/ha, hvilket er lidt højere end på landsplan (tabel 3.1).

Det økologiske jordbrug som udgangspunkt

Der er opstillet en række økologiske brugs- og afgrødekombinationer på baggrund af resultater fra Danmarks Jordbrugsforskning, der er beskrevet i kapitel 4. Kvælstoffikseringen er udregnet ved brug af værdierne i tabel 5.2. og kløverudbytter fra Halberg og Kristensen (1997). Koncentrationen af kvælstof i afgrøderne er fastsat efter Strudsholm et al. (1995).

Økologisk plantebrug er valgt som et kornsædskifte med import af kvælstof svarende til 25% af planternes behov. I sædskifterne er der i kornafgrøderne isået en blanding af rajgræs og hvidkløver (10 kg, se kapitel 4), som fungerer som fangafgrøde og grøngødning (tabel 6.1). I løbet af et sædskifte (5 år) antages markerne at være uden bevoksning om efteråret i ét år af hensyn til kontrol af ukrudt.



Figur 6.1 Omlægningen af konventionelle brugstyper til økologiske brugstyper på ler- og sandjord med udgangspunkt i Landovervågningen. De konventionelle husdyrbrugstyper er grupperet efter stigende niveauer af dyretætheder. Procenterne (skrevet med kursiv) angiver den procentvise andel af de forskellige konventionelle brugstyper i Landovervågningen, hvor det totale areal er 4.758 ha. Tallene i parentes (skrevet med normal skrift) er inkl. importeret husdyrgødning.

Tabel 6.1 Høstudbytter og N₂-fiksering i et økologisk plantebrug med import af kvælstof svarende til 25% af planternes behov.

Sædskifte <i>Lerjord</i>	Udbytte Fe _k /ha	Kløver- udbytte ¹ hkg/ha	N ₂ - fiksering ² kg/ha/år	Sædskifte <i>uvandet sandjord</i>	Udbytte Fe _k /ha	Kløver- udbytte ¹ hkg/ha	N ₂ - fiksering ² kg/ha/år
Vårbyg m. udlæg	3770	8	36	Vårbyg m. udlæg	2720	7	31
Kløvergræs (50%)	0	36	166	Kløvergræs (50%)	0	30	139
Vinterhvede m. fangafgrøder	5020	4	22	Havre m. Fangafgrøder	3930	3	19
Vårbyg m. fangafgrøder	4460	4	22	Vinterrug m. fangafgrøder	2740	3	19
Havre	3650			Vårbyg	3060		

¹ Tørstofproduktionen i kløvergræs antages at være 7,1 ton/ha (6.100 Fe/ha med 1,16 kg tørstof pr. Fe) på lerjord og 6,0 ton/ha (5.200 Fe/ha med 1,16 kg tørstof pr. Fe) på sandjord. Udbytterne er fra Halberg og Kristensen (1997) og kvælstofkoncentrationen fra Strudsholm et al. (1995).

² N₂-fikseringen i afhugget rødkløver er estimeret til 46 kg/ton tørstof og i afhugget hvidkløver til 62 kg/ton tørstof (jævnfør kapitel 5, tabel 5.2)

På lerjord er der valgt et svinebrug, hvor der både er søer (84 stk./år) og slagtesvin (1.621 stk./år på 100 ha, 0,82 de/ha) med en selvforsyning på 75% og 25% import af husdyrgødning. På sandjord er der også valgt et svinebrug, hvor der både er søer (65 stk.) og slagtesvin (1.255 stk. på 100 ha, 0,64 DE/ha) med en selvforsyning på 75% og 25% import af gødning (tabel 6.2). På både ler- og

sandjord svarer gødningstilførslerne til en belægningsgrad på 1,4 DE/ha, når importen af husdyrgødning inkluderes. Søerne afgræsser 6 ha på lerjord og 4,6 ha på sandjord med kløvergræs. Antallet af søer og svin i brugstyperne er justeret i forhold til den producerede fodermængde (se kapitel 4).

Tabel 6.2 Høstudbytter og N₂-fiksering i økologiske svinebrug.

Sædskifte	Kerne- udbytte Fe _s /ha	Kløver- udbytte ¹ hkg/ha	N- fiksering ² kg/ha/år	Kerne- udbytte Fe _s /ha	Kløver- udbytte ¹ hkg/ha	N- fiksering ² kg/ha/år
	<i>lerjord</i>			<i>Vandet sandjord</i>		
Vårsæd m. udlæg	4028	7	43	2849	6	37
Kløvergræs (38%)	3518	30	186	3315	28	174
Vårsæd m. efterafgrøder	4735	3	19	3667	2	12
Vårbyg m. efterafgrøder	4017	3	19	2849	2	12
Vårsæd	3982	0	0	2849	0	0

¹ Tørstofproduktionen i kløvergræs antages at være 7,1 ton/ha (6.100 Fe/ha med 1,16 kg tørstof pr. Fe) på lerjord og 6,8 ton/ha (5.900 Fe/ha med 1,16 kg tørstof pr. Fe) på sandjord. Udbytterne er fra Halberg og Kristensen (1997) og kvælstofkoncentrationen fra Strudsholm et al. (1995).

² N₂-fikseringen i hvidkløver er estimeret til 62 kg/ton tørstof (jævnfør kapitel 5, tabel 5.2).

Det valgte økologiske kvægbrug er opstillet på baggrund af helårsforsøg med økologiske kvægbrug. Kvægbruget har en selvforsyning på 85% foder og afgrøderne indgår i et 5-markssædskifte (tabel 6.3). Køerne er på græs i 185 dage på nær 6 timer om dagen, hvor de er på stald. På lerjord er

der 76 køer og 78 stk. opdræt per 100 ha, mens der på sandjord er 75 køer og 77 stk. opdræt per ha. I begge tilfælde er der 1 DE/ha. Antallet af kvæg og opdræt i brugstyperne er justeret i forhold til den producerede fodermængde (se kapitel 4).

Tabel 6.3 Høstudbytter og N₂-fiksering i økologiske kvægbrug.

Sædskifte	Kerne-udbytte ¹ Fek/ha	Kløver-udbytte ² hkg/ha	N-fiksering ³ kg/ha/år	Sædskifte	Kerne-udbytte ¹ Fek/ha	Kløver-udbytte ² hkg/ha	N-fiksering ³ kg/ha/år
<i>Lerjord</i>				<i>Vandet sandjord</i>			
Bygært m. udlæg (15% ært)	3900 + 390	6	54	Bygært m. udlæg (30% ært)	3500 + 390	5	68
Kløvergræs (26%)	6100	25	143	Kløvergræs (26%)	5900	24	137
Kløvergræs (26%)	6100	25	143	Kløvergræs (26%)	5900	24	137
Vårsæd m. fangafgrøder (rajgræs)	3300 + 390			Vårsæd m. fangafgrøder (rajgræs)	3300 + 390		
Vårsæd m. fangafgrøder (rajgræs)	3300 + 390			Vårsæd m. fangafgrøder (rajgræs)	3300 + 390		

¹ Udbytte i hovedafgrøde + fangafgrøde/udlæg

² Tørstofproduktionen i kløvergræs antages at være 7,1 ton/ha (6.100 Fe/ha med 1,16 kg tørstof pr. Fe) på lerjord og 6,8 ton/ha (5.900 Fe/ha med 1,16 kg tørstof pr. Fe) på sandjord. Udbytterne er fra Halberg og Kristensen (1997) og kvælstofkoncentrationen fra Strudsholm et al. (1995).

³ N-fikseringen i hvidkløver er estimeret til 57 kg/ton tørstof (75% af gennemsnittet af afhugget og afgræsset 1-2 års hvidkløver og 25% afhugget 1-2 års rødkløver) og i ært/vårkorn til helsæd 34 kg/ton tørstof (jævnfør kapitel 5, tabel 5.2).

N-balancen

Netto tilført N er her defineret som (se figur 2.1):

$$N_{\text{netto tilført}} = N_{\text{husdyrgødning}} + N_{\text{mineralsk gødning}} + N_{\text{fiksering}} + N_{\text{atmosfærisk deposition}} - N_{\text{hostede afgrøder}} \quad (1)$$

Netto tilført N er det overskud af kvælstof, der er på markerne, og er et udtryk for summen af kvælstofudvaskningen, ammoniak fordampningen, denitrifikationen og ændringen af puljen af organisk kvælstof i jordbunden:

$$N_{\text{netto tilført}} = N_{\text{udvaskning}} + N_{\text{ammoniak fordampning}} + N_{\text{denitrifikation}} + \Delta N_{\text{organisk stof}} \quad (2)$$

Derudover vil der i størrelsen af netto tilført N akkumuleres eventuelle fejl/usikkerheder fra de andre kvælstofposter.

Netto tilført N udviser ikke nødvendigvis sammenhæng med N-udvaskning, idet ændringen i jordens pulje af kvælstof, ammoniakfordampning og denitrifikation kan være betydelig. Nye resultater fra Danmarks JordbrugsForskning viser for eksempel, at denitrifikationstabet fra søer på fri-land kan være høj (pers. med. Jørgen Eriksen). Ligeledes viser en anden undersøgelse fra konventionelt jordbrug, at ammoniakfordampningen fra udbragt husdyrgødning kan udgøre 5-35% af ammoniumkvælstoffet i gødningen, mens denitrifikationen er størst på lerjorde, hvor for eksempel 5-

30% af kvælstoffet fra husdyrgødningen fra kvæg kan fordampe (Petersen, 1996).

Forskelle i netto tilført kvælstof, mellem de økologiske og konventionelle brugstyper som sammenlignes, kan bruges til at vurdere relative forskelle i potentialet for kvælstofudvaskning mellem de to systemer, hvis man forudsætter, at ændringen i jordens pulje af organisk stof og at størrelsen af ammoniakfordampningen og denitrifikationen er omtrent ens for de to landbrugssystemer.

N-udvaskningsmodellen

Udregning af N-udvaskningen (Y) foregår med modellen (Simmelsgaard, 1998):

$$Y = \exp(1.136 - 0.0628 \cdot \text{ler} + 0.00565 \cdot N + \text{afgrødefølge}) \cdot P^{0.416} \quad (3)$$

hvor ler er lerindholdet i procent i 0-25 cm's dybde, N er den gennemsnitlige N tildeling ($N_{\text{husdyrgødning}} + N_{\text{mineralsk gødning}} + N_{\text{fiksering}}$) til sædskiftet i kg/ha/år, P er perkolationen i mm/år og parameterestimatet for afgrødefølge (hovedafgrøde plus efterafgrøde) ses i tabel 6.4. Det er valgt at medtage kvælstoffikseringen i bestemmelsen af N trods det, at den ikke oprindelig er medtaget ved udvikling af modellen. Grunden til at den her er medtaget, skyldes det forhold, at kvælstoffikseringen udgør en betydelige andel af den totale N-tildeling i økologisk jordbrug i forhold til konventionelt jordbrug. Derudover er det kun den totale kvælstoftildeling, som har betydning for den beregnede N-udvaskning, og ikke hvilken type gødning, der anvendes.

Det er kendt, at jordbundsforholdene på den enkelte mark har stor betydning for udvaskningen af kvælstof. Til karakteristisk af jordbunden hører blandt andet teksturen og strukturen (f.eks. forekomst af makroporer) af jorden såvel som indholdet af organisk stof, der påvirker jordens feltkapacitet, det vil sige evnen til at opmagasinere vand. Jo mere ler og organisk stof jorden indeholder, jo mere vand tilbageholdes i jordbunden. Selv inden for korte afstande kan der være store variationer i jordbundsforholdene. I denne undersøgelse er variationer i jordbundsforholdene meget forenklet søgt beskrevet kun ved teksturelle

forskelle i 0-25 cm's dybde. Det er valgt at medtage ler- og sandjord, hvor lerjorden har et lerindhold på 14,2%, mens sandjorden har et indhold af ler på 5,1%. Disse lerprocenter svarer til gennemsnitsværdier fra Landovervågningen.

Både forskelle i nedbørsmængder og forskelle i jordbundsforhold medfører at perkolationen fra rodzonen varierer inden for landet. Her er det valgt kun at betragte ler- og sandjorde inden for Landovervågningen. På lerjorden er perkolationen i gennemsnit 345 mm/år, mens den på sandjorden er 465 mm/år, hvilket er gennemsnittet for 1989-96. Disse perkolationer er udregnet med vandbalancemodellen DAISY på lerjorde med høj grundvandsstand og med EVACROP (Olesen og Heidmann, 1990) på de øvrige jorde. Ekstreme år, hvor perkolationen enten er meget lav eller meget høj, medfører ekstrem lav eller høj udvaskning af kvælstof fra rodzonen. Der er taget højde for dette forhold ved at udregne N-udvaskningen for minimum- og maksimumperkolationer inden for ler- (minimum: 0 mm/år, maksimum: 723 mm/år) og sandjorde (minimum: 135 mm/år, maksimum: 816 mm/år) i Landovervågningen, som er forekommet i perioden fra 1989/90 til 1995/96.

Modellen beskriver 54% af den totale variation i N-udvaskningen i datamaterialet, som ligger til grund for opstillingen af modellen. Det vil sige, at

der eksisterer en restvariation, som blandt andet skyldes måleusikkerhed i N-udvaskningen og karakterisering af jorden eller andre forhold som f.eks. intensitet og tidspunkt på året for jordbearbejdning eller jordens forhistorie. Simmelsgaard (1998) fandt imidlertid, at de 4 faktorer, som indgår i modellen (ligning (3)), er de mest betydelige for N-udvaskningen.

Tabel 6.4 Parameterestimatet for afgrødefølge, der indgår i N-udvaskningsmodellen i Simmelsgaard (1998). Spredningen (s) ses i parentes.

Nr.	Hovedafgrøde	Efterafgrøde	Afgrødefølge
1.	Græs	Græs	-1,008 ($\pm 0,209$)
2.	Byg	Græs	-0,672 ($\pm 0,199$)
3.	Græs	Vinterkorn	-0,240 ($\pm 0,240$)
4.	Roer	Sort jord	-0,181 ($\pm 0,221$)
5.	Korn	Vinterkorn	0,000 (,)
6.	Korn	Fangafgrøde	-0,001 ($\pm 0,270$)
7.	Raps el. ærter	Vinterkorn	0,440 ($\pm 0,228$)
8.	Korn	Sort jord	0,406 ($\pm 0,178$)
9.	Korn	Efterårsgødning	0,527 ($\pm 0,257$)

Ifølge modellen vil den største N-udvaskning forekomme fra afgrødefølgen "korn, efterårsgødning" i sædskiftet, mens afgrødefølgen "græs, græs" vil give den mindste N-udvaskning (tabel 6.4).

Analyserne i kapitel 3, hvor modellen fra Simmelsgaard (1998) er testet mod aktuelle målinger i Landovervågningen, viste, at der for afgrødefølgerne græs/græs og græs/vinterkorn ved kvægbrug på sandjorde med et stort antal DE/ha modelleres en lavere kvælstofudvaskning, end hvad de aktuelle målinger viser. Udvasningen af kvælstof fra græsmarker kan variere meget afhængig af såvel dyrkningen som anvendelsen (alder, gødningstilførsel, kvælstoffiksering, afgræsning osv.). Der indgår 33 græsmarker i datamaterialet til udvaskningsmodellen, hvoraf 17 er kløvergræs- og 16 rajgræsmarker. Af rajgræsmarkerne bruges 7 af markerne til frøgræs, og kun få af græsmarkerne afgræsses. Det er kendt at græsmarker, som bruges til grøngødning og til afgræsning, kan føre til

stor N-udvaskning, især efter pløjning, men også i flerårige afgræsningsmarker. Udvasningsmodellen kan derfor forventes at underestimere kvælstofudvaskningen fra græsmarker på kvægbrug, jævnfør kapitel 3.

På de konventionelle marker, som indgår i Landovervågningen, er der flere typer afgrødefølger end de 9, der findes i modellen (tabel 6.4). Modelering af kvælstofudvaskningen for det konventionelle landbrug i Landovervågningen kræver derfor en forsimpning, når afgrødefølgerne skal gives en parameter og denne forsimpning introducerer en usikkerhed i beregningerne. For eksempel er det valgt, at afgrødefølgen nr. 4 (roer, sort jord) inkluderer a) rodfrugter, sort jord, b) fabriksroer og c) majs, sort jord. Ligeledes er det valgt at afgrødefølgen nr. 5 (korn, vinterkorn) inkluderer både korn, rodfrugter og brak, som efterfølges af vinterkorn. I økologisk svinebrug er det valgt, at det areal, der afgræsses af søer, gives afgrødefølgeparameteren, som resulterer i den største kvælstofudvaskning (nr. 9, korn, efterårsgødning). Man må forvente en stor kvælstofudvaskning fra disse arealer, men der foreligger indtil videre ikke pålidelige målinger af kvælstofudvaskningen herfra.

Følsomheden af modellen inden for modeleringsområdet fremgår af figur 6.2. Et økologisk forsøgssædskifte ved Forskningscenter Foulum ligger til grund for beregninger i a og b. Forsøget er nærmere beskrevet i afsnit 6.3. Gennemsnitlige lerprocenter for sand- (5,1%) og lerjorde (14,2%) fra Landovervågningen er brugt i beregningerne i a og c.

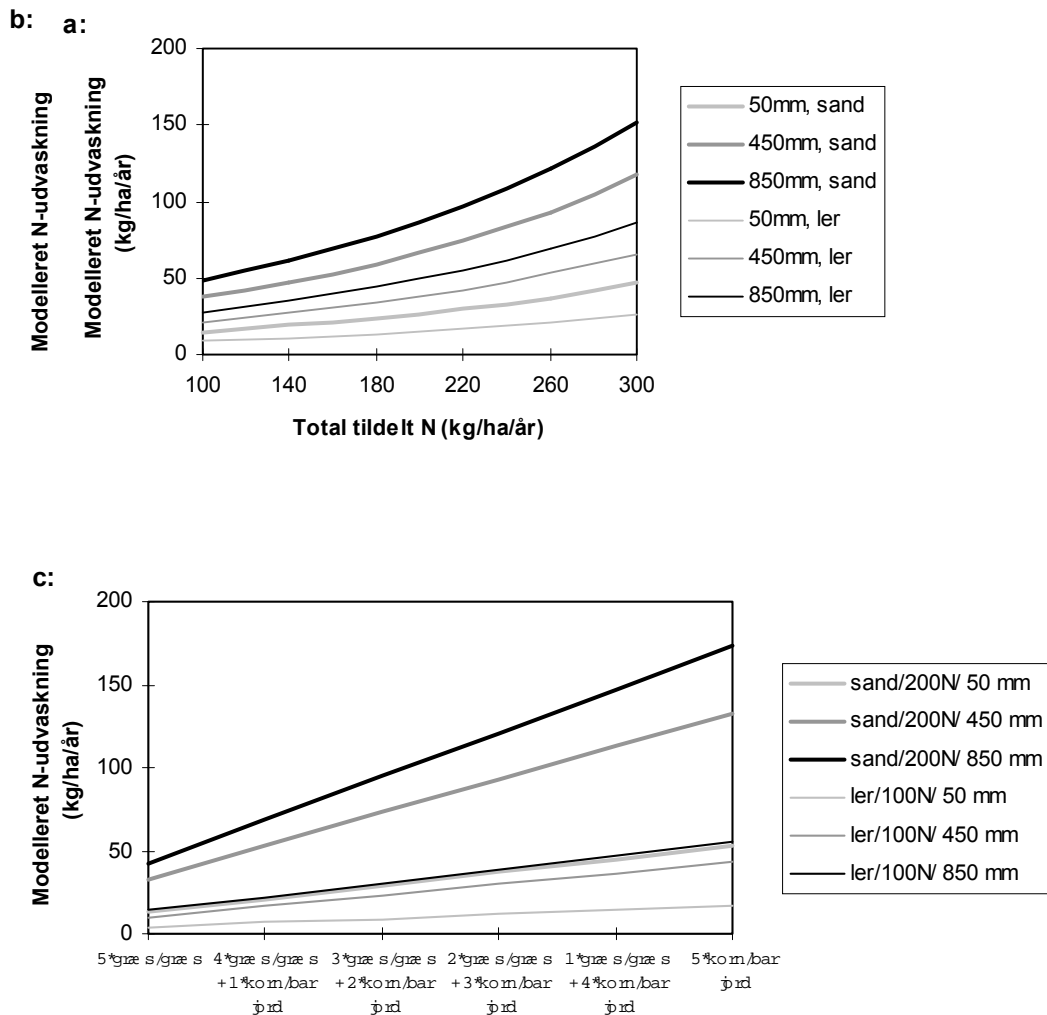
I figur 6.2a ses virkningen af ændringer i N tildelinger fra 100-300 kg/ha/år til sædskiftet for forskellige fastholdte værdier af perkolationen og lerprocenten i jordbunden. Den gradvise stigning på 200 kg/ha/år i tildelt N til sædskiftet medfører en eksponentiel forøgelse af den beregnede N-udvaskning fra ca. 9 kg/ha/år (lerjord med en perkolation på 50 mm/år) til ca. 152 kg/ha/år (sandjord med en perkolation på 850 mm/år).

En ændring af lerprocenten fra 5 til 15% (figur 6.2b) medfører omvendt et eksponentielt fald i

den beregnede N-udvaskning fra ca. 153 kg/ha/år (perkolation på 850 mm/år og en tildeling på 300 kg/ha/år) til ca. 8 kg/ha/år (perkolation på 50 mm/år og en tildeling på 100 kg/ha/år).

Afgrødefølgen i sædskiftet har stor betydning for den beregnede N-udvaskning (formel 3 og figur 6.2c). I figur 6.2c er dette forhold belyst ved faldende andel af afgrødefølgen "græs/græs" og

stigende andel af afgrødefølgen "korn, bar jord" i et 5 markssædskifte. Den faldende andel af "græs, græs" i sædskiftet medfører en lineær voksende N-udvaskning fra ca. 7 kg/ha/år (lerjord, N-tildeling på 100 kg/ha/år og en perkolation på 50 mm/år) til ca. 174 kg/ha/år (sandjord, N-tildeling på 200 kg/ha/år og en perkolation på 850 mm/år).



Figur 6.2 Følsomhedstest af N-udvaskningsmodellen (Simmelsgaard, 1998). 6-marksædskiftet i det økologiske kvægbrug ved Foulum (Askegaard og Eriksen, 1997) ligger til grund for beregningerne i a og b. Der er anvendt den gennemsnitlige lerprocent for sand (5,1%) og lerjorde (14,2%) i Landovervågningen i alle beregninger, a: forskellige N-tildelinger til sædskiftet, b: forskelligt lerindhold til sædskiftet og c: forskellige sædskifter med faldende andel af afgrødefølgen græs/græs.

6.3 Vurdering af N-udvaskningen for aktuelle økologiske forsøgssædskifter

Økologisk forsøgssædskifte ved Foulum

Ved Foulum har der siden 1987 eksisteret et økologisk 6-markssædskifte på lerblandet sandjord (7,7% ler) orienteret mod malkekvæghold.

Siden 1994 har der været gennemført et forsøg med blandt andet 2 forskellige gødningsniveauer og gødningstyper, hvor også N-udvaskningen er målt med sugecellemetoden (Askegaard og Eriksen, 1997). Det er derfor muligt at sammenligne målte og modelberegnete N-udvaskninger for dette økologiske sædskifte.

Forsøgsplan, høstudbytter og N-udvaskningen for det økologiske kvægbrug ved Foulum er beskrevet i Askegaard og Eriksen (1997). I markforsøget er der anvendt 4 forskellige gødningsbehandlinger

med 4 gentagelser for et 6-markssædskifte. Askegaard og Eriksen (1997) fandt, at der ikke var nogen signifikant forskel på N-udvaskningen ved de to gødningstyper, gylle eller dybstrøelse+gylle. Derfor er der valgt kun at fokusere på de 2 niveauer af kvæggødning på 0,9 DE/ha og 1,4 DE/ha.

I tabel 6.5 ses årsvariationerne i de målte N-udvaskninger for hver afgrødetype (gennemsnit af 16 målinger) det enkelte måleår. Perkolationen fra rodzonen fremgår af tabel 6.6 (udregnet med Evacrop (Olesen og Heidmann, 1990), og udviser stor variation (64-578 mm/år) mellem de 3 år, der indgår i undersøgelsen. De observerede variationer i N-udvaskningen skyldes variationen i perkolationen fra år til år og desuden virkningen af forskellige gødskningsniveauer. Den største gennemsnitlige N-udvaskning er fundet efter de to afgrøder i sædskiftet, der følger umiddelbart efter 2. års kløvergræs.

Tabel 6.5 Årsvariationer i kvælstofudvaskning (kg N/ha/år) i et økologisk kvægbrugssædskifte ved Foulum i perioden 1994/95 til 1996/97. Variationskoefficient (CV%) angivet i kursiv (fra Askegaard og Eriksen, 1997).

År	Byg m. udl.	1.års kl.gr.	2.års kl.gr.	Helsæd	Vinter- hvede	Roer	Gns.
1994-95	32 (33)	13 (26)	79 (57)	75 (8)	85 (8)	55 (6)	57
1995-96	7 (11)	2 (68)	1 (63)	1 (22)	5 (10)	11 (13)	5
1996-97	15 (12)	10 (28)	13 (82)	59 (30)	44 (12)	23 (20)	27
Gns	18	8	31	45	45	29	29

Grundlaget for opstillingen af N-balancer på markniveau er de opnåede udbytter i forsøget og N-fikseringsmodellen præsenteret i kapitel 5. Kvælstof afsat under afgræsning er fastsat til 25 kg/ha/år (75 kg N/ha/år udbragt på to marker jævnt fordelt på 6 marker). Den totale indsats af

kvælstof varierer fra 199 til 240 kg/ha/år, mens fiksering af kvælstof er beregnet til at være ens (69 kg/ha/år) for de to niveauer af dyretætheder (fig. 6.3). Nettotilførslen af kvælstof i forsøget varierer fra 82 kg/ha/år til 116 kg/ha/år (tabel 6,6) for henholdsvis 0,9 og 1,4 De/ha.

Økologisk kvægbrug ved Foulum

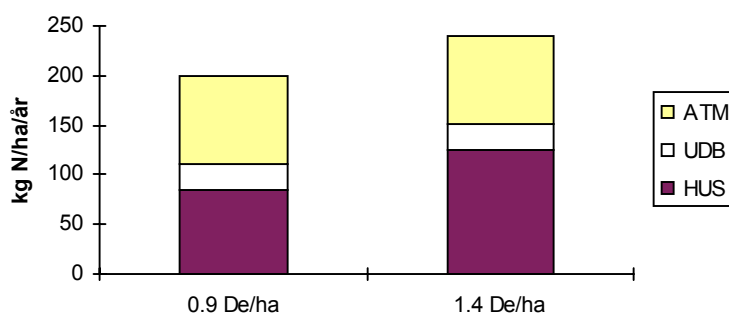


Fig. 6.3 Totale kvælstof tilførsler for det økologiske kvægbrugssædskifte ved Foulum fordelt på ATM=atmosfærisk deposition+fiksering, UDB=udbinding, HUS=husdyrgødning.

Tabel 6.6 viser den målte N omsætning og den modellerede N-udvaskning. I figur 6.4 sammenlignes de målte og modellerede N-udvaskninger grafisk. Tabel 6.6 viser, at den modellerede N-udvaskning generelt lå højere end den målte, i

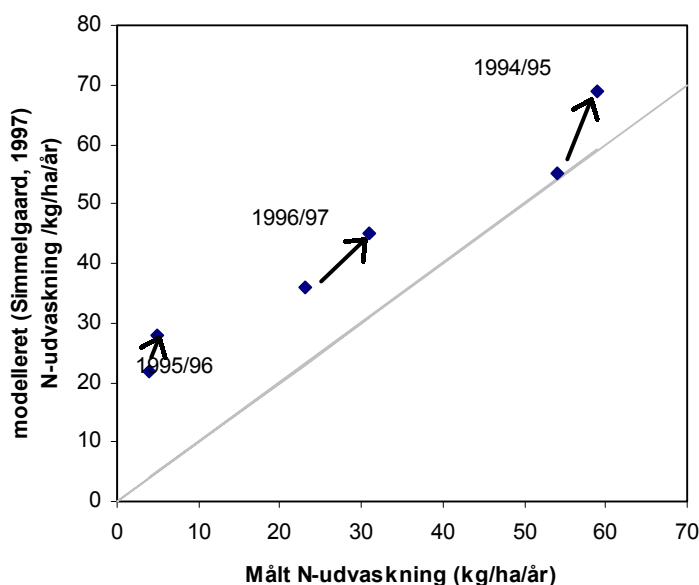
gennemsnit 11 kg N/ha/år højere. I 1994/95, hvor perkolationen var højest, var der bedst overensstemmelse mellem den modellerede og den målte N-udvaskning og omvendt i 1995/96, hvor perkolationen var lav.

Tabel 6.6 Målt N-omsætning (Askegaard og Eriksen, 1997) og modelleret N-udvaskning i et økologisk forsøgssædskifte ved Foulum.

	Perkolation (mm/år)	De/ha	Total N (kg/ha/år)	N _{hostede afgrøder} (kg/ha/år)	N _{netto tilført} (kg/ha/år)	Målt	Modelleret
						N _{udvaskning} (kg/ha/år)	N _{udvaskning} (kg/ha/år)
1994/95	578	0,9	199	113	86	54	55
		1,4	240	119	121	59	69
1995/96	64	0,9	199	112	87	4	22
		1,4	240	121	119	5	28
1996/97	208	0,9	199	127	72	23	36
		1,4	240	133	107	31	45
Gennemsnit		0,9	199	117	82	27	38
Gennemsnit		1,4	240	124	116	32	47
Gennemsnit		1,2	220	121	99	29	43

Det fremgår imidlertid, at virkningen af såvel perkolation og gødskningsniveau bliver tilfredsstillende simuleret af modellen. I det sidste måleår (1996/97), hvor systemet er i bedst ligevægt med gødningsbehandlingerne, er responsen af ændringen fra 0.9 til 1.4 De/ha på N-udvaskningen ens for den målte og den modelberegnete N-udvask-

ning. I dette måleår medfører en ændring på +0.5 De/ha (41 kg N/ha/år) en forøgelse af kvælstofindholdet i høstede afgrøder på 6 kg/ha/år, en forøgelse af kvælstofudvaskningen på 8 kg/ha/år svarende til en forøgelse af netto tilførslen af kvælstof på 35 kg/ha/år.



Figur 6.4 Effekten af 0,9 til 1,4 De/ha på målt og modelleret N-udvaskning for et økologisk kvægbrugssædskifte ved Foulum.

Økologisk forsøgssædskifte ved Ødum 3.

Forsøgstationen Ødum 3 (Olsen, 1995) ved Danmarks Jordbrugsforskning blev fra 1989 til 1994 dyrket økologisk og samtidig blev N-omsætningen og nitratindholdet i jordvæsken målt med sugecellemetoden og vandbalancen beregnet med modellen EVACROP. Sædskiftet indeholdt afgrøderne: kløvergræs, hvidkål, ærter, vinterhvede og rødbede. Ødum 3 blev dyrket atypisk, da hvidkålen, som ikke kunne afsættes, blev pløjet ned i efteråret. Den gennemsnitlige kvælstoftilførsel til sædskiftet kan beregnes til 188 kg N/ha/år, når N_2 -fikseringsmodellen fra kapitel 5 anvendes, og når kvælstofindholdet i hvidkålen, som blev nedfræsset, medtages. Der blev målt en meget høj N-udvaskning ved Ødum 3, i gennemsnit på 125 kg N/ha/år. Der kan modelleres en N-udvaskning på 68 kg N/ha/år i gennemsnit til sædskiftet ved Ødum 3. Resultaterne viser, at der kan forekomme store N-udvaskninger fra økologiske brug, som dyrkes atypisk og uhensigtsmæssigt, og at den anvendte N-udvaskningsmodel ikke kan håndtere disse tilfælde.

6.4 Virkning af omlægning inden for brugstyper

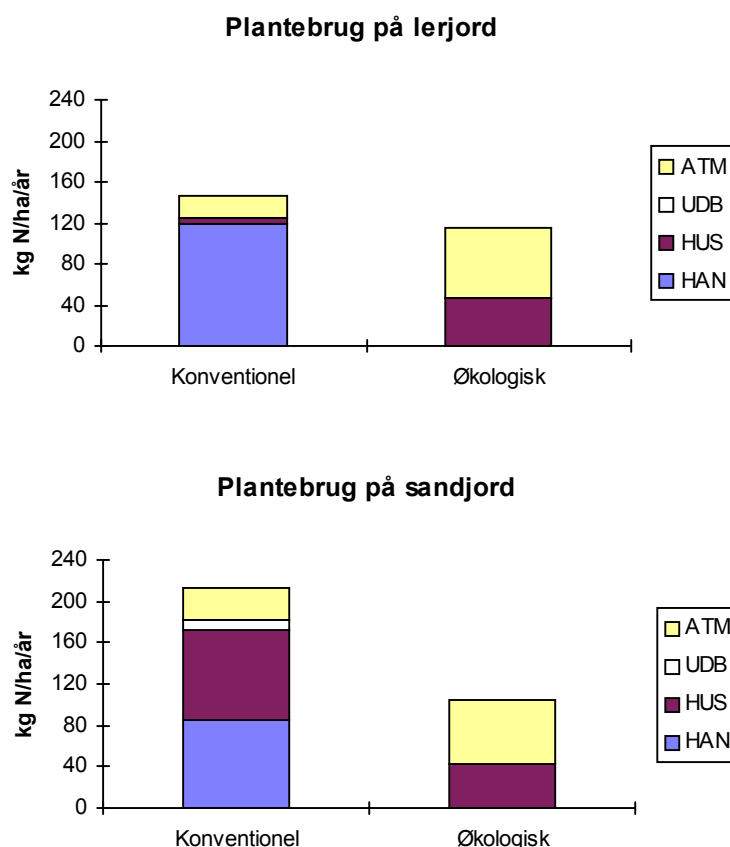
I dette afsnit sammenlignes den modellerede kvælstofudvaskning og netto tilførslen af kvælstof for de konventionelle og økologiske sædskifter, der er opstillet i dette projekt (se figur 6.1). Forskelle i modelleret N-udvaskning mellem de konventionelle og økologiske sædskifter skyldes udelukkende forskelle i den totale kvælstof tilførsel og valget af afgrødefølger, da lerprocenten og perkolationen er ens for de to systemer, som sammenlignes (se formel (3)). Det er valgt at bruge gennemsnitsværdier for lerprocenten og perkolationen for ler- og sandjordsoplunde fra Landovervågningen fra 1989-96 (tabel 6.7).

Tabel 6.7 Lerprocenten i topjorden og perkolationsværdier, som bruges til udregning af kvælstofudvaskningen for både de konventionelle og økologiske sædskifter, der sammenlignes. Værdierne er gennemsnitsværdier for ler- og sandjordsoplade fra Landovervågningen fra 1989-96.

	Ler jord	Sand jord
% ler i topjorden	14,2	5,1
Middel perkolation (mm/år)	345	465
Minimum perkolation (mm/år)	0	135
Maksimum perkolation (mm/år)	723	816

Plantebrug

Kvælstoftilførslen til plantebrug ses i figur 6.5. For plantebrug på lerjord ligger indsatsen af kvælstof til det konventionelle (146 kg/ha/år) højere end indsatsen i det økologiske brug (116 kg/ha/år). Forskellen er større for plantebrug på sandjord, hvor total N til det konventionelle (212 kg/ha/år) er omtrent dobbelt så høj som til det økologiske jordbrug (104 kg/ha/år). Dette skyldes blandt andet import af husdyrgødning til det konventionelle plantebrug på sandjord (88 kg/ha/år). I konventionelt plantebrug på lerjord importeres der ikke husdyrgødning af betydning, mens denne import forekommer i det økologiske plantebrug på lerjord. Kvælstoffikseringen i det økologiske plantebrug erstatter en stor del af indsatsen af kvælstof fra handelsgødningen i det konventionelle plantebrug.



Figur 6.5 Totale kvælstof tilførsler på plantebrug fordelt på ATM=atmosfærisk deposition+fiksering, UDB=udbinding, HUS=husdyrgødning og HAN=handelsgødning.

I tabel 6.8 ses det, at økologisk plantebrug betinger en lav N-udvaskning på grund af et andet sædskifte, med stor andel af græs som efterafgrøde i efteråret, end det konventionelle. Det vil sige at vintersæd i det konventionelle brug erstattes af vårsæd med efterafgrøder i det økologiske planteavlbrug. Det betyder, at det optimerede

økologiske sædskifte har stor betydning for en reduceret N-udvaskning, når konventionelle og økologiske plantebrug sammenlignes. Desuden er jorden ubevokset i det konventionelle brug om efteråret på 22-32% af arealerne, mens 20% af markerne i de økologiske plantebrug er ubevoksede om efteråret.

Tabel 6.8 Afgrødefølger (i procent af total arealet) i konventionelt og økologisk plantebrug inddelt efter parametrene, som indgår i N-udvaskningsmodellen.

Nr.	Hovedafgrøde	Efterafgrøde	Konventionel lerjord	Økologisk lerjord	Konventionel sandjord	Økologisk sandjord
1.	Græs	græs	10		23	20
2.	Byg	græs		60		40
3.	Græs	vinterkorn	3	20		
4.	Roer	bar jord	18		16	
5.	Korn	vinterkorn	31		23	20
6.	Korn	fangafgrøde	2			
7.	Raps eller ærter	vinterkorn	3		4	
8.	Korn	sort jord	32	20	22	20
9.	Korn	efterårsgødning			11	

Høstet og fjernet kvælstof i de konventionelle plantebrug på både ler- og sandjord er omtrent dobbelt så højt som i de økologiske plantebrug (tabel 6.9). Her bør det erindres, at høstudbytterne er opgjort forskelligt. I de konventionelle brug er opgørelserne foretaget på markniveau ved interviews. I de økologiske brug er opgørelserne afstemt med bedriftsniveauet ud fra det der fjernes

fra bedriften som helhed som for eksempel kerneudbyttet i kornafgrøderne (se tabel 6.1). Beregningerne viser imidlertid, at netto tilførslen af kvælstof til konventionelle plantebrug på lerjord er kun 25 kg N/ha/år mod 107 kg/ha/år på sandjord. På økologiske plantebrug er netto tilførslen af kvælstof 60 kg/ha/år både på lerjord og sandjord.

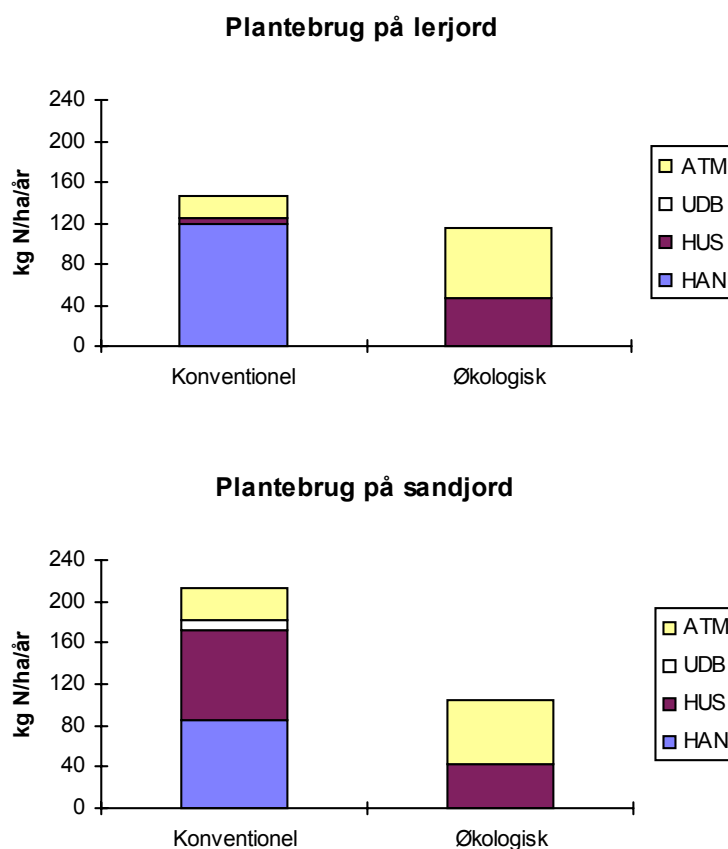
Tabel 6.9 N-omsætning og modelleret N-udvaskning for konventionel og økologisk plantebrug. Tallene i parentes angiver den modelberegnete kvælstofudvaskning ved minimum og maksimum perkolation.

		Total N (kg/ha/år)	N _{hostede afgrøder} (kg/ha/år)	N _{netto tilført} (kg/ha/år)	N _{udvaskning} (kg/ha/år)
LERJORD	Konventionel	146	121	25	32 (0-44)
	Økologisk	116	56	60	19 (0-26)
SANDJORD	Konventionel	212	105	107	90 (53-113)
	Økologisk	104	44	60	36 (22-46)

Udvaskningen af kvælstof er beregnet til ca. 13 kg N/ha/år højere for konventionel plantebrug på lerjord (32 kg/ha/år) end for økologisk plantebrug (19 kg/ha/år) på lerjord (tabel 6.9). På sandjord er udvaskningen beregnet til 36 kg N/ha/år fra økologiske plantebrug mod 90 kg N/ha/år for konventionelle plantebrug, altså 54 kg N/ha/år lavere fra det økologiske. Grunden til, at N-udvaskningen er lavere på det økologiske plantebrug end det konventionelle plantebrug på lerjord, skyldes som tidligere nævnt den lavere indsats af total N til det økologiske plantebrug (figur 6.5), og sammensætningen af det økologiske sædskifte (tabel 6.8).

Svinebrug

Figur 6.6 viser de totale N tilførsler til konventionel og økologisk svinebrug. For konventionel svinebrug på lerjord ligger total indsatsen af kvælstof i gennemsnit på niveau med økologisk svinebrug på lerjord. På sandjord er total indsatsen til konventionelt svinebrug i gennemsnit ca. 7% højere end til det økologiske. Der er udbinding af søerne hele året på ca. 5-6% af totalarealet på økologisk svinebrug. Kvælstofindholdet i handelsgødningen i de konventionelle svinebrug erstattes med høj kvælstoffiksering i det økologiske svinebrug.



Figur 6.6 Totale kvælstof tilførsler på svinebrug fordelt på ATM=atmosfærisk deposition+ fiksering, UDB=udbinding, HUS=husdyrgødning og HAN=handelsgødning.

I tabel 6.10 er angivet den procentvise andel af afgrødefølgerne for konventionelt og økologisk svinebrug på lerjord. Der er ikke stor forskel på antallet af ubevoksede marker om efteråret mellem konventionelt (8-28%) og økologisk svinebrug (26%) på lerjord, men vintersæden i de konventionelle brug erstattes af vårsæd med græs-

efterafgrøder i de økologiske brug. Der regnes med efterårsgødning på 6% af arealet med økologisk svinebrug svarende til det areal, som søerne afgræsser. I de økologiske sædskifter er der i stor udstrækning græs som efterafgrøde i efteråret og vinteren, hvilket optimerer det økologiske svinebrug på lerjord i forhold til det konventionelle.

Tabel 6.10 Afgrødefølger (i procent af total arealet) i konventionel og økologisk svinebrug på lerjord inddelt efter parametrene som indgår i N-udvaskningsmodellen.

Nr.	Hovedafgrøde	Efterafgrøde	Konventionel	Konventionel	Konventionel	Økologisk
			0,69 De/ha	1,53 De/ha	2,73 De/ha	0,9 De/ha
1.	Græs	Græs	13	19	23	14
2.	Byg	Græs	4	3		60
3.	Græs	Vinterkorn	10		9	
4.	Roer	bar jord	8			
5.	Korn	Vinterkorn	21	46	17	
6.	Korn	Fangafrøde		9	7	
7.	raps eller ærter	Vinterkorn	16	15	23	
8.	Korn	sort jord	14	6		20
9.	Korn	Efterårsgødning	14	2	21	6

Ved konventionelt og økologisk svinebrug på sandjord er der omtrent samme andel af ubevoksede marker om efteråret, ca. 20-25% af arealet (tabel 6.11). Her udmærker det økologiske svinebrug sig også ved, med hensyn til lav risiko for N-udvaskning, at have en stor andel af græs som efterafgrøde i forhold til det konventionelle. I det konventionelle svinebrug på sandjord er der en

stor andel af vårkorn efterfulgt af vinterkorn og ærter efterfulgt af vinterkorn. Ligeledes gødes der på 21% af marker om efteråret i det konventionelle svinebrug med 1,83 De/ha i gennemsnit. På det økologiske svinebrug på sandjord regnes der med efterårsgødning på de 5% af arealet, som afgræsses af søerne.

Tabel 6.11 Afgrødefølger (i procent af total arealet) i konventionel og økologisk svinebrug på sandjord inddelt efter parametrene som indgår i N-udvaskningsmodellen.

Nr.	Hovedafgrøde	Efterafgrøde	Konventionel	Konventionel	Økologisk
			1,27 De/ha	1,83 De/ha	1,4 De/ha
1.	Græs	græs	11	8	15
2.	Byg	græs	3		60
3.	Græs	vinterkorn			
4.	Roer	bar jord			
5.	Korn	vinterkorn	37	42	
6.	Korn	fangafgrøde	8	9	
7.	Raps eller ærter	vinterkorn	21	17	
8.	Korn	sort jord	13	3	20
9.	Korn	efterårsgødning	6	21	5

Udbyttet er reduceret med ca. 24% for økologisk svinebrug på lerjord i forhold til konventionel (tabel 6.12). På sandjord er reduktionen i udbyttet på 35% ved omlægning til økologisk drift. Dette fører til, at netto tilførslerne af kvælstof er højere for det økologiske (126 kg/ha/år) end for den laveste (70 kg/ha/år) og mellemste gruppe (96 kg/ha/år), med hensyn til dyretætheden, af konventionelle svinebrug på lerjord. Kvælstofoverskuddet er på 143 kg/ha/år for det økologiske svinebrug på sandjord, hvilket i gennemsnit er lidt over gennemsnitsniveauet for konventionelt svinebrug (111-163 kg/ha/år) på sandjord.

Modelberegningerne i tabel 6.12 viser, at N-udvaskningen er højere for de konventionelle svinebrug på lerjord (38-57 kg/ha/år) end for økologisk svinebrug på lerjord (31 kg/ha/år). Der er større reduktion (ca. 50 kg N/ha/år i gennemsnit) i den beregnede N-udvaskning for økologisk svinebrug på sandjord (61 kg/ha/år) end konventionel svinebrug på sandjord (97-138 kg/ha/år) i forhold til de samme brugstyper på lerjord. Den lavere udvaskning fra det økologiske i forhold til det konventionelle svinebrug skyldes, at total indsatsen af N er lavere til de økologiske end til de konventionelle, og at de økologiske sædskifter har en stor andel af græs som efterafgrøde i sædskiftet.

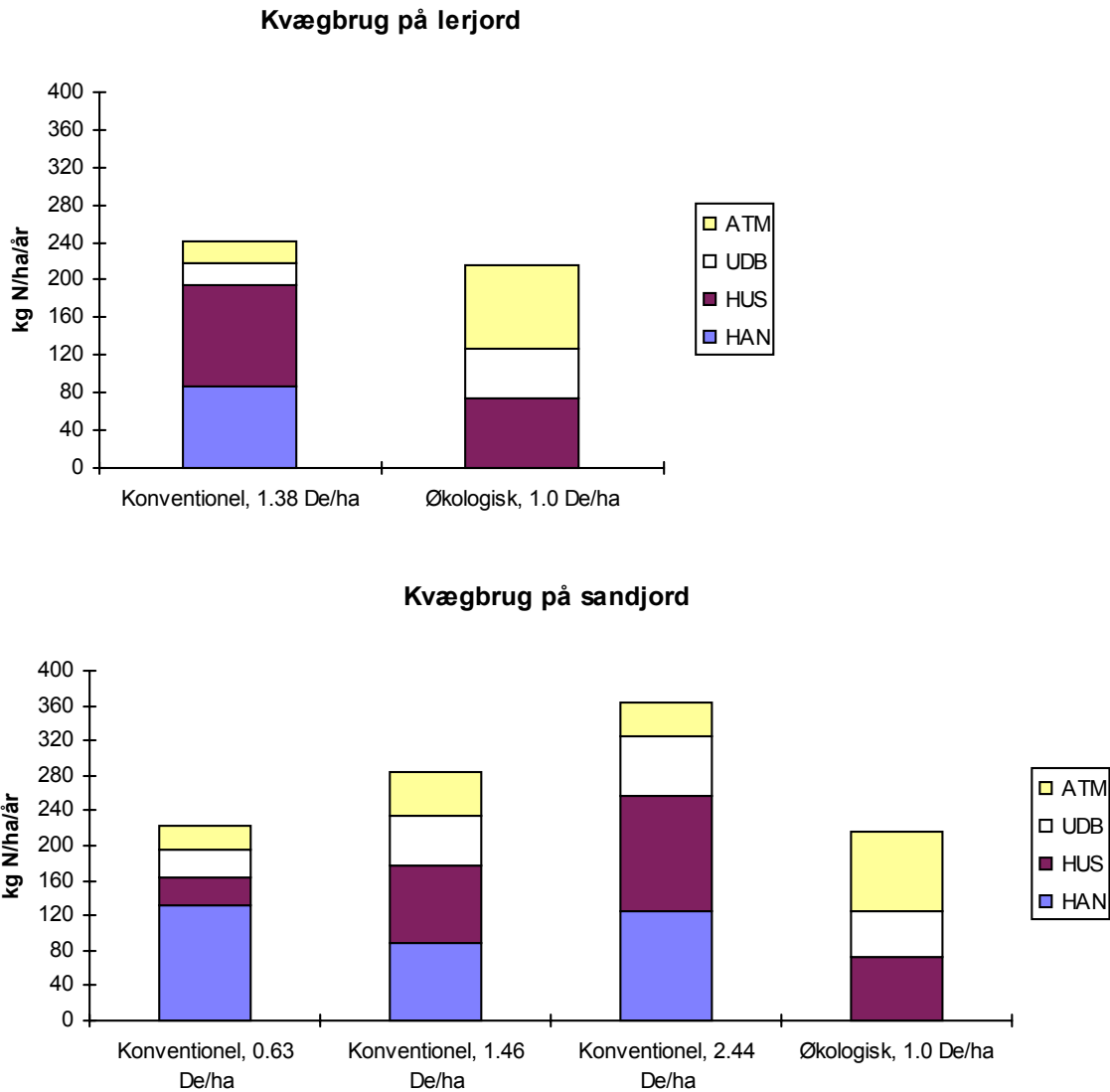
Tabel 6.12 N-omsætning og modelleret N-udvaskning for konventionel og økologisk svinebrug. Tallene i parentes angiver den modelberegnete kvælstofudvaskning ved minimum og maksimum perkolation.

		Total N (kg/ha/år)	N_{hostede afgrøder} (kg/ha/år)	N_{netto tilført} (kg/ha/år)	N_{udvaskning} (kg/ha/år)
LERJORD	Konventionel, 0,69 DE/ha	195	125	70	47 (0-65)
	Konventionel, 1,53 DE/ha	210	114	96	38 (0-52)
	Konventionel, 2,72 DE/ha	256	94	162	57 (0-78)
	Økologisk, 0,82 DE/ha	214	87	126	30 (0-43)
SANDJORD	Konventionel, 1,27 DE/ha	210	109	101	97 (58-123)
	Konventionel, 1,83 DE/ha	262	99	163	138 (82-174)
	Økologisk, 0,64 DE/ha	211	68	143	61 (36-77)

Kvægbrug

I figur 6.7 sammenlignes konventionel kvægbrug med økologisk kvægbrug med hensyn til total indsats af kvælstof. Det ses, at niveauet ligger højere på det konventionelle (ler: 241 kg/ha/år,

sand: 263-363 kg/ha/år) end på det økologiske (215 kg/ha/år på lerjord og 216 kg/ha/år på sandjord). I økologisk kvægbrug går kørerne ude en større del af året end i konventionel kvægbrug (se udbindningen i figur 6.7).



Figur 6.7 Totale kvælstof tilførsler til kvægbrug fordelt på ATM=atmosfærisk deposition+ fiksering, UDB=udbinding, HUS=husdyrgødning og HAN=handelsgødning.

I afgrødefølgerne i tabel 6.13 og 6.14 på de konventionelle kvægbrug er andelen af ubevoksede marker om efteråret ca. 22% for lerjord og 5-31% for sandjord, og vintersæden på de konventionelle brug er erstattet af vårsæd med græsefterafgrøde på de økologiske brug. I de økologiske kvægbrug

er der ubevoksede marker på 20% af markerne. Derudover efterårsgødes der på 4 til 23 % af de konventionelle marker. De økologiske kvægbrugs-sædskifter er dermed optimerede, med hensyn til lav N-udvaskning, i forhold til de konventionelle.

Tabel 6.13 Afgrødefølger (i procent af total arealet) i konventionel og økologisk kvægbrug på lerjord inddelt efter parametrene som indgår i N-udvaskningsmodellen.

Nr.	Hovedafgrøde	Efterafgrøde	Konventionel 1,38 De/ha	Økologisk 1,0 De/ha
1.	Græs	Græs	22	40
2.	Byg	Græs	9	40
3.	Græs	Vinterkorn	4	
4.	Roer	bar jord	10	
5.	Korn	Vinterkorn	27	
6.	Korn	Fangafgrøde	3	
7.	Raps eller ærter	Vinterkorn	3	
8.	Korn	sort jord	8	20
9.	Korn	Efterårsgødning	14	

Tabel 6.14 Afgrødefølger (i procent af total arealet) i konventionel og økologisk kvægbrug på sandjord inddelt efter parametrene, som indgår i N-udvaskningsmodellen.

Nr.	Hovedafgrøde	Efterafgrøde	Konventionel 0,63 De/ha	Konventionel 1,46 De/ha	Konventionel 2,44 De/ha	Økologisk 1,0 De/ha
1.	Græs	Græs	38	56	59	40
2.	Byg	Græs	2	11	12	40
3.	Græs	Vinterkorn		1		
4.	Roer	bar jord	7	11	15	
5.	Korn	Vinterkorn	21	3	6	
6.	Korn	Fangafgrøde	1			
7.	Raps eller ærter	Vinterkorn		5	2	
8.	Korn	sort jord	8	2	1	20
9.	Korn	Efterårsgødning	23	12	4	

I forhold til de andre økologiske brugstyper er høstudbyttet relativt størst på økologisk kvægbrug (20-25% lavere end til konventionel kvægbrug). Det hænger sammen med, at sædskiftet ikke ændres så radikalt fra konventionel til økologisk kvægbrug i forhold til omlægningen af de to andre brugstyper, da kløvergræs også indgår i stor udstrækning i konventionel kvægbrug. Det relative høje høstudbytte på økologisk kvægbrug (tabel 6.15) er medvirkende til en lavere netto tilførsel af kvælstof på økologisk kvægbrug på sandjord (99 kg/ha/år) end konventionel kvægbrug på sand-

jord (105-195 kg/ha/år), mens niveauet er ens på lerjord.

Brugen af græs som efterafgrøde og ingen brug af efterårsgødning samtidig med en lavere total N tilførsel til de økologiske kvægbrug medfører en lavere estimeret N-udvaskning (ler: 28 kg/ha/ år, sand: 65 kg/ha/år) end til konventionelt kvægbrug (ler: 48 kg/ha/år, sand: 89-119 kg/ha/ år). Reduktionen i N-udvaskning ved omlægning til økologisk kvægbrug på lerjord svarer dermed i gennemsnit til 20 kg N/ha/år, mens reduktionen på sandjord i gennemsnit er på 38 kg/ha/år.

Tabel 6.15 N-omsætning og modelleret N-udvaskning for konventionel og økologisk kvægbrug. Tallene i parentes angiver den modelberegne kvælstofudvaskning ved minimum og maksimum perkolation.

		Total N (kg/ha/år)	N_{høstede afgrøder} (kg/ha/år)	N_{netto tilført} (kg/ha/år)	N_{udvaskning} (kg/ha/år)
LERJORD	Konventionel, 1,38 DE/ha	241	150	91	48 (0-65)
	Økologisk, 1,0 DE/ha	215	120	95	28 (0-38)
SANDJORD	Konventionel, 0,63 DE/ha	223	118	105	89 (53-112)
	Konventionel, 1,46 DE/ha	284	156	128	90 (54-113)
	Konventionel, 2,44 DE/ha	363	168	195	119 (71-150)
	Økologisk, 1,0 DE/ha	216	117	99	65 (39-82)

6.5 Virkning af fangafgrøder i sædskiftet

Etablering af fangafgrøder har en markant reducerende effekt på indholdet af uorganisk kvælstof i jorden om efteråret og dermed på risikoen for kvælstofudvaskning (Aronsson og Torstenson, 1998; Thorup-Kristensen, 1994). Ved hjælp af udvaskningsmodellen er det søgt at simulere dette forhold for de økologiske sædskifter. I de økologiske brugs- og afgrødetyper, der sammenlignes med de konventionelle i afsnit 6.4, er der fangafgrøder i maksimal udstrækning. Der er typisk 20-40% fangafgrøder og 20% ubevokset jord om efteråret. I dette afsnit er kvælstofudvaskningen modelleret for de økologiske sædskifter uden fangafgrøder, det vil sige, at andelen af ubevokset jord om efteråret varierer fra 40-60%. Mere præcist er de økologiske brugstyper uden fangafgrøder fremkommet ved at 20-40% af afgrødefølgen byg, græs er erstattet af afgrødefølgen

korn, sort jord, i de økologiske sædskifter, som ses i tabellerne 6.8, 6.10, 6.11, 6.13 og 6.14.

I tabel 6.16 ses den modellerede N-udvaskning fra de arealvægtede konventionelle og økologiske brugstyper fra afsnit 6.4, hvor der indgår fangafgrøder i sædskiftet, og fra de samme økologiske brugstyper uden fangafgrøder. Kvælstofindsatsen er ens for de økologiske brugstyper med og uden fangafgrøder. N-udvaskningen fra de økologiske brugstyper uden fangafgrøder er ca. 30-75% højere end fra de økologiske brugstyper med fangafgrøder. For husdyrbrugene ligger den modellerede N-udvaskning fra de økologiske brugstyper uden fangafgrøder (49-104 kg N/ha/år) på niveau med værdierne fra de sammenlignelige konventionelle brugstyper (46-111 kg N/ha/år). På plantebrugene på lerjord er N-udvaskningen fra det økologiske uden fangafgrøder også på niveau med værdien fra det konventionelle, mens på sandjord er udvaskningen højere fra det konventionelle plantebrug.

Tabel 6.16 Modelleret N-udvaskning fra økologiske brugstyper med fangafgrøder (præsenteret i afsnit 6.4) og fra de samme brugstyper uden fangafgrøder. Desuden ses den arealvægtede modellerede N-udvaskning fra de konventionelle brugstyper fra afsnit 6.4.

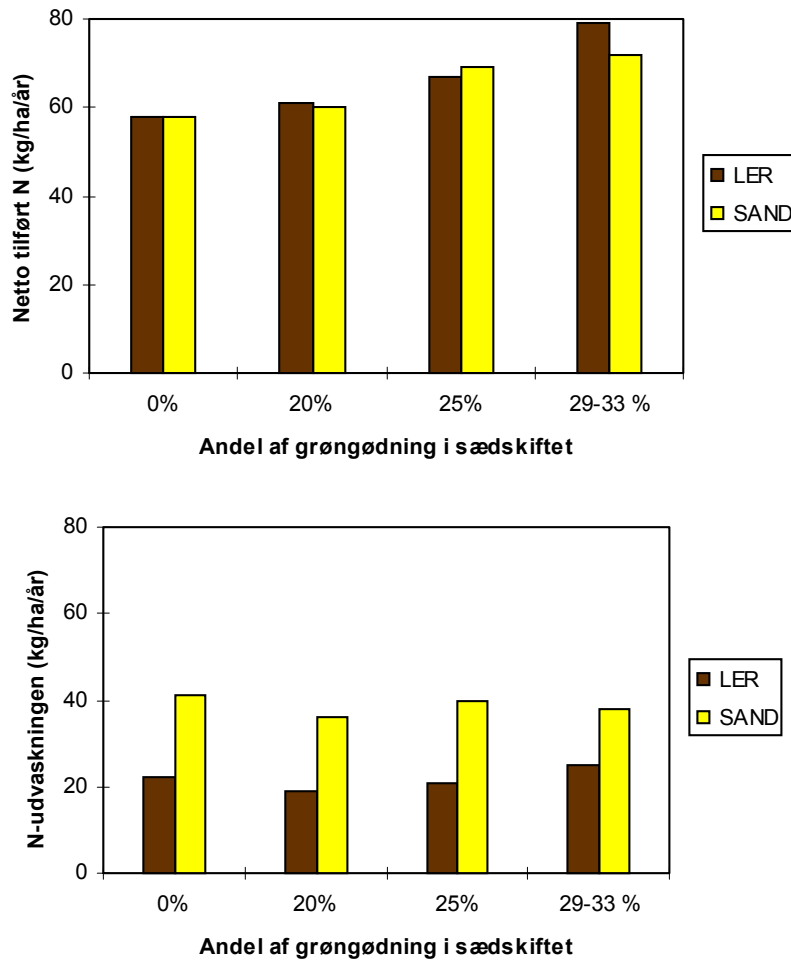
Brugs- og jordtype	Økologisk med fangafgrøder	Økologisk uden fangafgrøder	Konventionel
Plantebrug, lerjord	19	29	32
Plantebrug, sandjord	36	46	90
Svinebrug, lerjord	31	49	46
Svinebrug, sandjord	61	95	111
Kvægbrug, lerjord	28	49	48
Kvægbrug, sandjord	65	104	103

6.6 Virkning af grøngødning, foder- og gødningsindkøb

Grøngødning

For de økologiske kornsædskifter opstillet i kapitel 4 kan effekten af stigende mængde grøngødning i sædskiftet på netto N tilførslen og modelleret N-udvaskningen ses i Fig. 6.8. Jo mere grøngødning i kornsædskiftet jo større netto tilførsel af kvælstof på grund af en stigende N indsats fra N₂-fikseringen i kløvermarkerne. Der er generelt et

mindre netto overskud af kvælstof på sandjord end på lerjord. Dette skyldes dels en mindre mængde fikseret kvælstof på sandjorden (mængden af fikseret kvælstof er afhængig af høst-udbyttet, se kapitel 5) dels større import af husdyrgødning på lerjorden (blandt andet fordi vinterhvede, som har et højt kvælstofbehov, kun indgår i sædskifter på lerjord og ikke på sandjord). På både ler- og sandjorde har en stigende mængde grøngødning i sædskiftet og dermed stigende netto tilførsel af kvælstof ingen effekt på den modelberegnete N-udvaskning.



Figur 6.8 Effekten af stigende mængde grøngødning på netto tilført N og modelleret N-udvaskning i et økologisk kornsædskifte med import af kvælstof (beskrevet i kapitel 4).

Foder og gødningsindkøb

I de opstillede økologiske kvægbrugssædskifter i kapitel 4 har man set på effekten af indkøb af foder på næringsstofbalancen. De opstillede økologiske kvægbrugssædskifter er baseret på resultater fra helsårsforsøg i økologiske kvægbrug (se for eksempel Kristensen (1997)). I model 3 er der 70% selvforsyning med foder, i model 1a er der 85% selvforsyning, mens der er 100% selvforsyning i model 5. I ingen af de 3 modeller importe-

res der husdyrgødning. Belægningsgraden er 1,00 DE/ha i modellerne med 85 og 100% selvforsyning, mens den er 1,39 DE/ha i modellen med 70% selvforsyning. Ved sammenligning af modellerne ses det, at både total tilførslen af kvælstof, netto tilførslen af kvælstof og kvælstofudvaskningen er højest i modellen med 70% selvforsyning (tabel 6.17). Resultaterne viser, at jo mindre grad af selvforsyning jo større risiko for en høj kvælstofudvaskning.

Tabel 6.17 Effekten af indkøb af foder og gødning i økologiske kvægbrugssædskifter, der er bygget op på baggrund af et gennemsnit af helsårsforsøgene beskrevet i projektet "Økologisk Jordbrugs Produktionsmæssige Potentiale" og i kapitel 4.

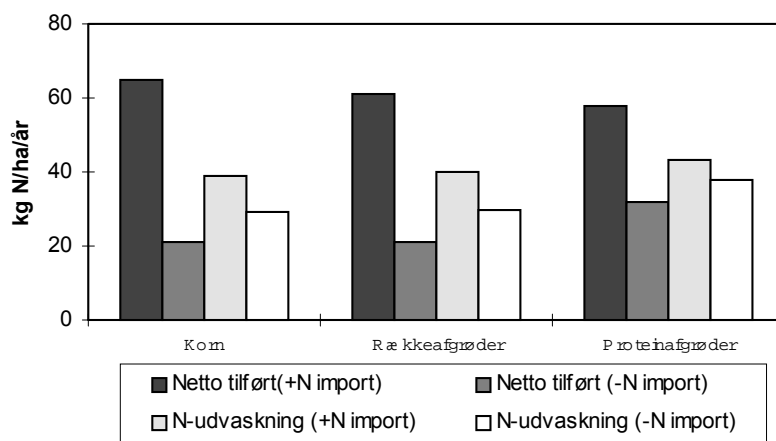
	DE/ha	Tilført N (kg/ha/år)	Fjernet N (kg/ha/år)	Netto tilført N (kg/ha/år)	N-udvaskning (kg/ha/år)
Model 3 (70% selvforsyning)	1,39	300	139	161	88
Model 1a (anvendt i tabel 6.15) (85% selvforsyning)	1,00	216	117	99	65
Model 4 (85% selvforsyning +gødningsimport)	1,05	256	120	135	72
Model 5 (100% selvforsyning)	1,00	234	137	97	61

Til vurdering af effekten af gødningsindkøb på økologiske kvægbrugssædskifter kan model 1a (÷gødningsindkøb) og model 4 (+gødningsindkøb) begge med 85% selvforsyning sammenlignes (tabel 6.17). Det ses, at belægningsgraden er næsten ens for de to modeller, men at både total tilførslen, netto tilførslen og kvælstofudvaskningen er højest i tilfældet med gødningsindkøb. Import af husdyrgødning medfører dermed en stigning i netto tilførslen af kvælstof på 36 kg N/ha/år og en stigning på 7 kg N/ha/år i kvælstofudvaskningen.

I kapitel 4 er der blandt andet opstillet 3 forskellige typer af økologiske planteavlssædskifter. Det drejer sig om kornsædskiftet, et sædskifte med rækkeafgrøder og et sædskifte med proteinafgrøder. I økologiske planteavlssædskifter er det ifølge Plantedirektoret tilladt at importere ikke-økologisk husdyrgødning op til maksimum 25% af de retningsgivende kvælstofmængder pr. arealenhed, der er fastsat af Plantedirektoratets be-

kendtgørelse nr. 662 af 12. juni 1994. Med en udnyttelsesprocent på 50 i husdyrgødningen giver dette ret til import af 50% total kvælstof i forhold til afgrødernes behov.

I figur 6.9 sammenlignes de 3 forskellige økologiske planteavlssædskifter på sandjord med og uden import af kvælstof (i form af svinegyde) med hensyn til netto tilført kvælstof og estimeret N-udvaskning. Netto tilførslen af kvælstof ligger på omtrent samme værdi (58-65 kg/ha/år) for alle 3 sædskifter med import af kvælstof. Det ses, at nettotilførslen af kvælstof er reduceret betydeligt for sædskifter uden import af kvælstof med ca. 68% for sædskiftet med kornafgrøder til 45% for sædskiftet med proteinafgrøder. N-udvaskningen varierer fra 39-43 kg/ha/år for sædskifter med import af kvælstof til 30-36 kg/ha/år for sædskifter uden import af kvælstof. Det vil sige, at import af kvælstof op til maksimum (i form af husdyrgødning) i økologiske planteavlssædskifter øger N-udvaskningen med 7 til 10 kg/ha/år.



Figur 6.9 Effekten af indkøb af gødning på netto tilført N og N-udvaskningen for de opstillede økologiske planteavlssædskifter på sandjord beskrevet i kapitlet 4.

6.7 Diskussion

N-udvaskningsmodellen

Analyserne i kapitel 3, hvor modellen fra Simmelsgaard (1998) er testet mod aktuelle målinger i Landovervågningen, viste, at der generelt er god overensstemmelse mellem beregnet og målt N-udvaskning. De største undtagelser er for afgrødefølgerne "græs/græs" og "græs/vinterkorn", hvor modellen underestimerer N-udvaskningen. Disse afgrødekombinationer forekom især på kvægbrug på sandjorde med et stort antal DE/ha i Landovervågningen. Det er kendt at udvaskningen af kvælstof fra græsmarker kan variere meget afhængig af mange forskellige faktorer såsom mængden af kvælstofgødning (Scholefield et al., 1993), afgræsning (Ryden et al., 1984) og ompløjningstidspunkt af græsmarken (Addiscott, 1992; Djurhuus og Olsen, 1997). Afgrødeparameteren græs, vinterkorn forekommer kun på få af markerne både i de konventionelle og økologiske brug, i gennemsnit på 3% af markerne. Afgrødeparameteren græs, græs forekommer i de konventionelle brugstyper på mellem 8-59% (gennemsnit 23%) af markerne, mens den i de valgte økologiske brugstyper optræder på 0-40% (gennemsnit 22%) af markerne. Brugen af "græs,

græs" afgrødeparameteren til udregning af kvælstofudvaskningen i både de konventionelle og økologiske brugstyper er derfor behæftet med en del usikkerhed. Det antages, at underestimeringen på kvælstofudvaskningsberegningen er ens for de konventionelle og økologiske brugstyper, som sammenlignes, og dermed kan relative forskelle i kvælstofudvaskningen mellem de to landbrugs-systemer analyseres.

Det er vigtigt kun at anvende modellen inden for det gyldighedsområde, som modellen er baseret på, hvilket fremgår af tabel 6.18. Når man modelberegner N-udvaskningen på data fra Landovervågningen (tabel 6.18) med N-tildelinger mellem 268 og 363 kg/ha/år (kvægbrug på sandjord med stor dyretæthed, se tabel 6.15) vil usikkerheden på beregningerne være store. Ved det økologiske sædskifte ved Foulum er usikkerheden ligeledes stor på de modellerede N-udvaskninger for de lave perkolationer (<226 mm/år) fra henholdsvis 1995/96 og 1996/97 (tabel 6.18). Omvendt vil beregningerne af N-udvaskningen fra de økologiske brugs- og afgrødekombinationer, som fremgår af afsnit 6.4, altid falde indenfor gyldighedsområdet af modellen (tabel 6.18).

Tabel 6.18 Gyldighedsområdet af N-udvaskningsmodellen og angivelse af områderne inden for hvilke modellen bruges til beregninger af N-udvaskningen fra konventionel og økologisk jordbrug i dette projekt.

	Data som N-udvaskningsmodellen er bygget op på (Simmelsgaard, 1998)	Konventionelt jordbrug i Land-overvågningen	Økologisk jordbrug (afsnit 6.4)	Økologisk sædskifte ved Foulum (afsnit 6.3)
ler (%)	3,7 - 19,6	5,1 - 14,2	5,1 - 14,2	7,7
N (kg/ha/år)	80 - 268	146 - 363	104 - 218	199-240
P (mm/år)	226 - 714	345 - 468	345 - 468	64, 208, 578
Beregnet N-udvaskning (kg/ha/år)	18 - 104	32 - 138	19 - 125	22 - 69

N-udvaskning og netto tilført kvælstof

I gennemsnit er den totale tilførsel af kvælstof mindre til de økologiske (104-216 kg N/ha/år) end til de konventionelle brugstyper (146-363 kg N/ha/år). En stor del af kvælstoffet i handelsgødningen i de konventionelle brug er erstattet af kvælstof fra fikserende planter i de økologiske brug. Høstudbytterne er i gennemsnit mindre i de økologiske end i de konventionelle brugstyper, som sammenlignes, med størst forskel i plantebrugene og mindst i kvægbrugene.

Opstillingen af kvælstofbalancerne viser et overskud (netto tilført N) i de økologiske brug på 60-143 kg N/ha/år. På de konventionelle brug varierer overskuddet fra 25-195 kg N/ha/år. For plantebrug på lerjord og for svinebrug på både ler- og sandjord er der en større nettotilførsel af kvælstof til de økologiske brug end til de konventionelle. Modsat er nettotilførslen ens for konventionelt og økologisk kvægbrug på lerjord og mindre for økologisk plantebrug og kvægbrug på sandjord end for de tilsvarende konventionelle. Det hænger sammen med, at der importeres en stor mængde husdyrgødning til de konventionelle plantebrug på sandjord og det faktum at dyretætheden på de konventionelle kvægbrug på sandjord er høj.

Dyrkning af jorden medfører altid risiko for tab af især nitratkvælstof med nedslivningsvandet. Udvasningen af kvælstof skyldes højt indhold af uorganisk kvælstof i jorden på tidspunkter af året, hvor der er et nedbørsoverskud, altså hvor der samtidig sker vandtransport ud af rodzonen. Der findes kun få målinger af kvælstofudvasningen

fra økologiske landbrugssystemer både herhjemme og i udlandet (se kapitel 2). Det er problematisk at sammenligne undersøgelserne, da disse varierer blandt andet med hensyn til metodevalget, brugstyper og jordbunds- og klimatyper. Generelt set viser undersøgelserne meget lave kvælstofudvasninger fra 8-40 kg N/ha/år.

Beregninger med modellen for de økologiske brug, der er opstillet i dette projekt, viser, at på lerjord varierer kvælstofudvasningen fra 19-31 kg N/ha/år, mens den på sandjord varierer fra 36-65 kg N/ha/år. Den beregnede N-udvaskning er mindre for alle de økologiske brugstyper, som sammenlignes med konventionelle brugstyper. Det er især på sandjord, at udvasningen af kvælstof reduceres ved omlægning til økologisk jordbrug. Den lavere beregnede kvælstofudvasning fra økologisk jordbrug i forhold til konventionel jordbrug, skyldes for det første det faktum, at den totale kvælstoftilførsel til markerne er mindst til de økologiske brugstyper og for det andet, at der i de økologiske sædskifter indgår fangafgrøder i stor udstrækning. Ved fangafgrøder forstås for eksempel rajgræs eller kløvergræs, der er sået umiddelbart efter såning af kornafgrøden og udelukkende med det formål at holde jorden bevokset i efteråret og vinteren. De økologiske model-sædskifter har typisk 20-40% af arealet dækket med fangafgrøder og typisk 20% sort jord af hensyn til bekæmpelse af flerårig ukrudt (se kapitel 4). Den høje andel af fangafgrøder i de økologiske brug skyldes, at vintersæden i de konventionelle brug er erstattet af vårsæd med mulighed for fangafgrøder.

I de konstruerede økologiske sædskifter er kvælstofudvaskningen også udregnet for den situation, hvor der ikke er fangafgrøder i sædskiftet. Det viser sig, at kvælstofudvaskningen fra de økologiske sædskifter uden fangafgrøder dermed øges og kommer på niveau med den nuværende kvælstofudvaskning fra det konventionelle landbrug. Det skal tilføjes, at det er planlagt at reducere kvælstofudvaskningen fra det konventionelle landbrug i fremtiden, i forhold til niveauet i 1996, som følge af Vandmiljøplan II.

Netto tilført kvælstof er det overskud af kvælstof, der er på markerne. Det er på nuværende tidspunkt ikke muligt at forudsige dette kvælstofs eksakte skæbne. Netto kvælstof til markerne vil enten gå til: I) kvælstofudvaskning, II) opbygning af jordens pulje af organisk kvælstof, III) ammoniakfordampning og denitrifikation eller IV) højere høstudbyttet end der hidtil er estimeret. Derudover vil der i størrelsen af netto tilført kvælstof akkumuleres eventuelle fejl/usikkerheder fra de andre kvælstofposter. Puljen af organisk kvælstof på landbrugsjord er meget stor, ca. 4-10 ton N/ha. Under danske forhold tyder langvarige forsøg på, at der generelt sker et fald i puljen af organisk stof og kvælstof på dyrket jord (Christensen og Johnston, 1997). Fra England, på meget lerede jorde, er der eksempler på, at tilførsel af store mængder staldgødning hæver indholdet af organisk stof i jorden over mere end 130 år (Christensen og Johnston, 1997). Men for danske, mere sandede jordtyper, er det vanskeligt at opbygge organisk stof i jorden, så længe den er i omdrift og bearbejdes årligt. Det er sandsynligt, at der kan opbygges organisk stof i landbrugsjord ved flerårige græsmarker eller ved meget store tilførsler af organisk stof i form af både afgrøderester og husdyrgødning. På længere sigt med samme landbrugsdrift vil jordens pulje af organisk stof være konstant, efterhånden som der er opnået en ligevægt mellem tilførsel, bortførsel og tab.

En række forhold kan spille ind på de økologiske brugstyper, hvor nettotilførslen af kvælstof er høj, og hvor der samtidigt modelleres en lav kvælstofudvaskning. Dette kan skyldes, at ammoniakfordampningen og/eller denitrifikationen er

højere i økologiske sædskifter end i konventionelle. Det er dog mere sandsynligt, at forskellen skyldes andre forhold, herunder at der sker en netto opbygning af organisk stof i jorden, eller at udbytter og/eller kvælstofudvaskningen er undervurderet. Den økologiske dyrkningspraksis med anvendelse af fangafgrøder, tilbageførsel af organisk stof til jorden og brugen af organiske gødninger i stedet for handelsgødning må antages at føre til et større niveau af organisk bundet kvælstof i jorden. Dette kvælstof vil dog blive frigivet (mineraliseret) igen over tid og herved give anledning til enten højere udbytter eller større kvælstofudvaskning.

Forskelle i netto tilført kvælstof, mellem de økologiske og konventionelle brugstyper som sammenlignes, kan bruges til at vurdere relative forskelle i kvælstofudvaskningen mellem de to systemer, når man forudsætter, at ændringen i jordens pulje af organisk stof og at størrelsen af ammoniakfordampningen og denitrifikationen er omtrent ens for de to landbrugssystemer. Sammenligningen viser, at økologisk plantebrug og kvægbrug på sandjord er de eneste brugstyper, hvor der klart er et lavere potentiale for kvælstofudvaskning end fra de konventionelle. Om kvælstofudvaskningen fra de andre økologiske brugstyper vil være mindre eller større end fra de tilsvarende konventionelle er uvist på nuværende tidspunkt.

Resultaterne i dette projekt viser også, at både mængden af grøngødning, foder- og gødningsindkøb har betydning for netto tilførslen af kvælstof til sædskiftet og kvælstofudvaskningen. Jo større andel af grøngødning i et økologisk korn-sædskifte jo større netto tilførsel af kvælstof. Imidlertid viser modelberegningerne, at kvælstofudvaskningen er upåvirket af den stigende grøngødningsmængde. Resultaterne indikerer, at der sker en opbygning af jordens pulje af organisk stof, uden at kvælstofudvaskningen samtidig stiger. Det er ikke muligt på nuværende tidspunkt at fastslå, om resultaterne er realistiske på grund af usikkerheden med beregningen af kvælstofudvaskningen fra især græsmarker. Resultater for forskellige opstillede økologiske kvægbrug viser også, at jo mindre grad af selvforsyning med foder jo større netto tilførsel af kvælstof og jo høje-

re kvælstofudvaskning. Ligeledes vil en stigende mængde indkøbt gødning i kvægbrugene også betyde en større netto tilførsel af kvælstof og en større udvaskning af kvælstof.

6.8 Konklusion – en fælles forståelse

Resultaterne i projektet repræsenterer en syntese af den nuværende viden omkring kvælstofbalance og -udvaskning for økologiske og konventionelle brugstyper. Der er brugt to metoder: I) modellering af kvælstofudvaskningen og II) vurdering af kvælstofudvaskningspotentialet ved beregning af netto tilførslen af kvælstof til sædskiftet. Resultaterne viser, at ved de valgte modelbrug er økologisk plantebrug og kvægbrug på sandjord de eneste brugstyper, hvor der klart er et lavere potentiale for kvælstofudvaskning end fra de konventionelle, da resultaterne fra de to metoder understøtter hinanden. For de økologiske brugstyper (plantebrug på lerjord og svinebrug på ler- og sandjord) er den modellerede kvælstofudvaskning lavere end fra de konventionelle, mens netto tilførslen af kvælstof til markerne er højere til de økologiske end til de konventionelle, og det er derfor ikke muligt at give et entydigt svar på niveauet af kvælstofudvaskningen. Omlægning til økologisk jordbrug på disse brugstyper vil sandsynligvis føre til et højere niveau af organisk bundet kvælstof i jorden. Dette kvælstof vil dog blive frigivet (mineraliseret) igen over en årrække og herved give anledning til enten højere udbytter eller større kvælstofudvaskning. Om kvælstofudvaskningen fra disse økologiske brugstyper vil være mindre eller større end fra de tilsvarende konventionelle er uvist på nuværende tidspunkt. Resultaterne viser endvidere, at både netto tilførslen af kvælstof og kvælstofudvaskningen påvirkes af mængden af fangafgrøder samt indkøb af foder og gødning.

Det må erkendes, at denne vidensyntese ikke kan besvare kvælstofudvaskningsspørgsmålet tilfredsstillende for alle brugstyper. Vidensyntesen viste en række perspektiver, og at der er behov for ny viden vedrørende kvælstofdynamikken på økolo-

gisk dyrket landbrugsjord, før spørgsmålet kan besvares fyldestgørende. Følgende hovedspørgsmål og perspektiver er opstået i forbindelse med syntesen:

1. Er det muligt under danske forhold at opbygge/eller mindske nedbrydningen af organisk stof og kvælstof i landbrugsjord ved de dyrkningsstrategier, som økologisk jordbrug gør brug af? Hvor længe går der inden en ligevægtssituation af jordens pulje af organisk stof indfinder sig efter omlægning til økologisk jordbrug? Hvordan påvirkes planteproduktionen og kvælstofudvaskningen på langt sigt af eventuelle ændringer af jordens pulje af organisk kvælstof?
2. Modelberegninger viser, at fangafgrøder om efteråret og vinteren har stor betydning for en reduktion af kvælstofudvaskningen. Der er et behov for viden om mulighederne og effekten af at dyrke forskellige typer fangafgrøder i kornrige sædskifter. Ligeledes mangler der resultater på kvælstofudvaskningen i forsøg med forskellige dyrkningsmetoder og typer af fangafgrøder.
3. Det er kendt, at der er stor variation i kvælstofudvaskningen fra græsmarker afhængig af såvel dyrkningen som anvendelsen (alder, gødningstilførsel, kvæstoffiksering, afgræsning osv.). Der er et behov for at kende disse sammenhænge mere præcist for dels at kunne udnytte forfrugtsværdien af græsmarkerne, dels at undgå unødvendig kvælstofudvaskning.

Under FØJO forløber der allerede flere forskningsaktiviteter, som kan belyse problemstillingerne, der er opstået i forbindelse med denne syntese. Der er derfor grund til at forvente, at fremtidige forskningsresultater vil kunne kvantificere kvælstofdynamikken og -udvaskningen i økologiske dyrkningssystemer mere præcist end denne vidensyntese. Det er dog væsentligt at påpege, at flere af de ovennævnte spørgsmål kun kan belyses i langvarige dyrkningsforsøg kombineret med modelsimuleringer.

6.9 Referencer

- Addiscott, T., 1992. Putting the nitrate issue in perspective. *Shell Agriculture*, 14, 14-17.
- Askegaard M. og Eriksen, J., 1997. Udbytter og kvælstofudvaskning i relation til gødningsniveau og type. SP-rapport nr. 15, 37-46.
- Aronsson, H., and Torstensson, G., 1998. Measured and simulated availability and leaching of nitrogen associated with frequent use of catch crops. *Soil Use and Management* 14, 6-13.
- Christensen, B.T. and Johnston, A.E., 1997. Soil organic matter and soil quality: lessons learned from long-term field experiments at Askov and Rothamsted. I: "Soil Quality for Crop Produktion", E.G. Gregorich and M.R. Carter (Eds.). *Soil Quality for Crop Production and Ecosystem Health. Development in Soil Science*, Elsevier, Amsterdam, 25, 399-430.
- Djurhuus, J., og Olsen, P., 1997. Nitrate leaching after cut grass/clover leys as affected by time of ploughing. *Soil Use and Management*, 13, 61-67.
- Grant, R., Jensen, P.G., Andersen, H.E., Laubel, A.R., Deibjerg, C., Rasmussen, H. og Rasmussen, P., 1997. Landovervågningsoplande. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1996. Faglig rapport fra DMU, nr. 210.
- Halberg, N. og Kristensen, I.S., 1997. Expected crop yield loss when converting to organic dairy farming in Denmark. *Biological Agriculture and Horticulture*, vol. 14, s. 25-41.
- Iversen, T.M., 1997. Næringsstoffer og vandkvalitet. Danmarks Miljøundersøgelse. Afdelingen for Vandløbsøkologi. Oplæg fra høring d. 29. oktober 1997 på Christiansborg afholdt for Folketingets Miljø- og Planlægningsudvalg af Teknologirådet, 6 sider.
- Kristensen, L., Stopes, C., Kølster, P. og Granstedt, A., 1995. Nitrogen leaching in ecological agriculture: summary and recommendations. *Nitrogen Leaching in Ecological Agriculture*, A B Academic Publishers, 331-340.
- Kristensen, T., 1997. Studier i økologiske landbrugssystemer. Beretning nr. 734 for Statens Husdyrbrugsforsøg. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, 159 s.
- Olesen, J.E. og Heidmann, T., 1990. EVACROP. Et program til beregning af aktuel fordampning og afstrømning fra rodzonen. Statens Planteavlsforsøg.
- Olsen, P., 1995. Nitratudvaskning fra landbrugsjorde i relation til dyrkning, klima og jord. SP rapport nr. 15, 86 s.
- Petersen, J., 1996. "Husdyrgødning og dens anvendelse", SP rapport nr. 11, Statens Planteavlsforsøg, Tjele, Danmark.
- Ryden, J.C., Ball, P.R., Garwood, E.A., 1984. Nitrate leaching from grassland. *Nature* 311, 50-53.
- Scholefield, D., Tyson, K.C., Garwood, E.A., Armstrong, A.C., Hawkins, J., og Stone, A.C., 1993. Nitrate leaching from grazed grassland lysimeters: effects of fertilizer input, field drainage, age of sward and patterns of weather. *Journal of Soil Science*, 44, 601-613.
- Simmelgaard, 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.
- Strudsholm, F., Nielsen, E.S., Flye, J.C., Kjeldsen, A.M., Weisbjerg, M.R., Kristensen, V.F., Andersen, H.R., Hermansen, J.E., og Møller, E., 1995. Fodermiddeltabel 1995. Sammensætning og foder-værdi af fodermidler til kvæg. Landsudvalget for Kvæg. Rapport nr. 52.
- Thorup-Kristensen, K., 1994. The effect of nitrogen catch crop species on the nitrogen nutrition of succeeding crops. *Fertilizer Research* 37, 227-234.

Windorf, J., Svendsen, L.M., Kronvang, B., Skriver, J., Ovesen, N.B., Larsen, S.E., Baattrup-Pedersen, A., Iversen, H.L., Erfurt, J., Müller-Wohlfeil, D., og Jensen, J.P., 1997. Ferske Vandområder - Vandløb og kilder. Vandmiljøplanenes Overvågningsprogram 1996. Danmarks Miljøundersøgelser, faglig rapport nr 214, 112 s.

FØJO-rapport nr. 2/1998

Kvælstofudvaskning og –balancer i konventionelle og økologiske produktionssystemer

Forfattere: Erik Steen Kristensen
Forskningscenter for Økologisk Jordbrug
Foulum
Postboks 50
8830 Tjele

Jørgen E. Olesen
Afd. For Plantevækst og Jord
Danmarks JordbrugsForskning
Foulum
Postboks 50
8830 Tjele

Udgiver: Forskningscenter for Økologisk Jordbrug (FØJO)

Udgivet: Oktober 1998

Layout

Forside: Engaardens Tegnestue

Indhold: Grethe Hansen, FØJO

Fotos: E. Keller Nielsen, Danmarks JordbrugsForskning

Tryk: Repro og Tryk, Skive

Papir: 90 g Cyklus Print

Sidetæl: 114 pp.

ISSN: 1398-716X

Pris: 100,- kr. inkl. moms og forsendelse

Købes hos: Forskningscenter for Økologisk Jordbrug
Foulum
Postboks 50
8830 Tjele
Tlf. 89 99 16 75. Fax. 89 99 12 00
E-mail: Grethe.Hansen@agrsci.dk