

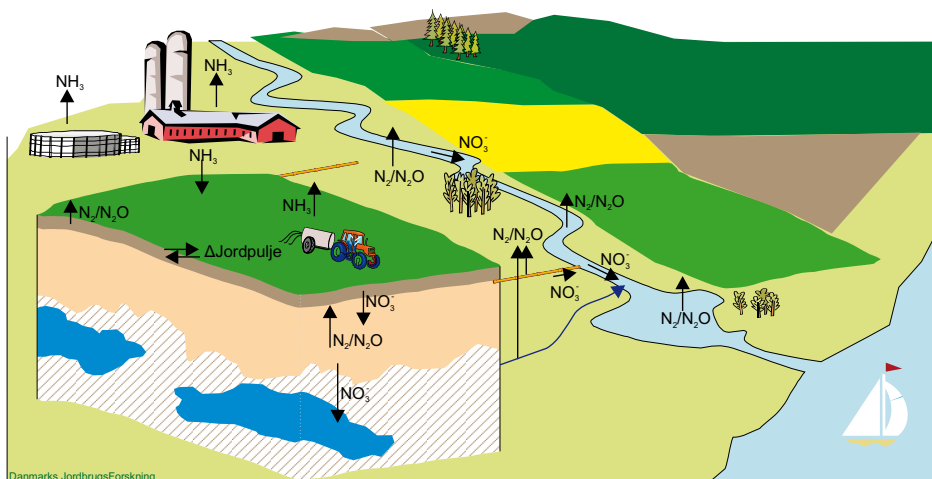
Beregning af nitratudvaskning

Forslag til metode, der sikrer ensartethed i sagsbehandlingen i forbindelse med fremtidig miljøgodkendelse af husdyrbrugsudvidelser

Calculation of nitrate leaching

A model-based approach to ensure consistency in future administration of the environmental impact assessments required when Danish farmers apply for an increased livestock level

Jens Petersen, Bjørn M. Petersen, Gitte Blicher-Mathiesen, Vibeke Ernstsen & Jesper Waagepetersen



Beregning af nitratudvaskning

Forslag til metode, der sikrer ensartethed i sagsbehandlingen i forbindelse med fremtidig miljøgodkendelse af husdyrbrugsudvidelser

Calculation of nitrate leaching

A model-based approach to ensure consistency in future administration of the environmental impact assessments required when Danish farmers apply for an increased livestock level

Jens Petersen¹, Bjørn M. Petersen¹, Gitte Blicher-Mathiesen², Vibeke Ernsten³
& Jesper Waagepetersen¹

¹ Danmarks JordbrugsForskning
Afdeling for Jordbrugsproduktion og Miljø
Postboks 50
8830 Tjele

² Danmarks Miljøundersøgelser
Vejlssøvej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg

³ Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse
Øster Voldgade 10
1350 København K

DJF rapporter indeholder hovedsagelig forskningsresultater og forsøgsopgørelser rettet mod danske forhold. Endvidere kan rapporterne beskrive større samlede forskningsprojekter eller fungere som bilag til temamøder. DJF rapporter udkommer i serierne: Markbrug, Husdyrbrug og Havebrug.

Pris:
op til 50 sider: pr. stk. DKK 55,-
op til 75 sider: pr. stk. DKK 85,-
over 75 sider: pr. stk. DKK 110,-

Abonnenter opnår 25% rabat, og abonnement kan tegnes ved henvendelse til:
Danmarks JordbrugsForskning
Postboks 50, 8830 Tjele
Tlf. 8999 1028

Alle DJF's publikationer kan bestilles på nettet:
www.agrsci.dk

Tryk: www.digisource.dk
ISBN 87-91949-02-5
ISSN 1397-9884

Forord

Med kommunalreformen gennemføres der en enstrengt myndighedsstruktur, og de 98 nye storkommuner skal fra 1. januar 2007 dermed varetage den miljømæssige administration af etablering, ændringer og udvidelser af husdyrbrug i én samlet godkendelsesprocedure. I den forbindelse ønsker regeringspartierne (Venstre og Konservative), Dansk Folkeparti og Det Radikale Venstre med aftale af 17. juni 2005 at skabe ensartethed i forvaltningen på tværs af kommuner og på tværs af regioner bl.a. ved fastlæggelse af hvilke modeller, der skal anvendes i sagsbehandlingen.

Med udgangspunkt heri skal Skov- og Naturstyrelsen udarbejde en vejledning til kommunernes administration af ansøgninger om etablering, ændringer og udvidelser af husdyrbrug. Vejledningen skal skabe en mere gennemskuelig, faglig velfunderet og hurtig praksis omkring behandling af ansøgning om godkendelse af husdyrbrug. Vejledningen skal medvirke til at sikre, at relevante erfaringer på landbrugs- og miljøområdet så smidigt og komplet som muligt bliver videregivet til kommunerne, og skal samtidig imødekomme landmænd, borgere og andre interessenter ved at gøre processerne så enkle og gennemskuelige som muligt.

Med henblik på at opfylde denne målsætning nedsatte Skov- og Naturstyrelsen 14. september 2005 syv arbejdsgrupper, heriblandt en arbejdsgruppe om nitrat. Formålet med denne var *at skabe et overblik over de eksisterende modeller og beregningsværktøjer til beregning af nitratudvaskningen ud af rodzonen, og pege på en standardmetode til brug for kommunernes sagsbehandling, samt at udarbejde forslag til oversigtlig vejledningstekst om, hvordan model- og beregningsværktøj anvendes. Endvidere skal arbejdsgruppen udarbejde retningslinier vedrørende estimering af nitratreduktionen fra bunden af rodzonen til recipienten.* Arbejdsgruppen forstår recipienten således, at dette begreb omfatter både det øvre grundvand, overfladevand (vandløb og søer) samt kystnære marine områder, og en uddybende beskrivelse af arbejdsgruppens opgaver fremgår af Appendiks A. De øvrige arbejdsgrupper var indenfor følgende områder: Vejledningens indhold og opbygning, sagens oplysninger, it-baseret vejledning, udpegede arealer, fosfor, og ammoniak.

Rapporten er skrevet i en fremadskridende proces på grundlag af diskussioner på de fem møder arbejdsgruppen for nitrat har afholdt i perioden 1. november 2005 til 31. januar 2006. Arbejdsgruppen har bestået af:

Jesper Waagepetersen, Danmarks JordbrugsForskning (formand)

Mette Thorsen, Århus Amt som repræsentant for amterne

Grete Mørch Sørensen, Miljøcenter Østjylland I/S som repræsentant for kommunerne

Gitte Blicher-Mathiesen, Danmarks Miljøundersøgelser

Kim Dahlstrøm, Miljøstyrelsen

Tonny Niiolonen, Miljøstyrelsen

Martin Schneekloth, Skov- og Naturstyrelsen

Leif Knudsen, Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret

Alex Bjørn Sonnenborg, Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse

Vibeke Ernsten, Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse
Bjørn M. Petersen, Danmarks JordbrugsForskning
Jens Petersen, Danmarks JordbrugsForskning

Derudover har en række medarbejdere fra Danmarks JordbrugsForskning (DJF), Afd. for Jordbrugsproduktion og Miljø, og Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) bidraget til rapporten, bl.a. ved en række notater, der er givet i Appendikssamlingen. Afsnittet om nitratreduktion fra bunden af rodzonen til recipienten er udarbejdet af Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse (GEUS, afsnit 6.1) og Danmarks Miljøundersøgelser (afsnit 6.2).

Rapporten er venligst gennemlæst kritisk af Finn P. Vinther, Afd. for Jordbrugsproduktion og Miljø, som takkes for konstruktive kommentarer. Birgit Sørensen takkes for fremstilling og tilpasning af figurer samt opsætning af rapporten.

Jesper Waagepetersen
Forskningscenter Foulum, februar 2006

Supplerende forord til VVM-rapport

Den 6. juni offentliggjorde Skov- og Naturstyrelsen denne rapport, sammen med rapporterne fra de øvrige arbejdsgrupper på sin hjemmeside:

http://www.skovognatur.dk/Emne/Landbrug/udrednings_vejledningsrapporter.htm

På baggrund af rapportens anbefalinger har Skov- og Naturstyrelsen efterfølgende indgået aftale med Danmarks JordbrugsForskning, Afdeling for Jordbrugsproduktion og Miljø, om udvikling og operationalisering af det foreslåede koncept til beregning af nitratudvaskningen ved den fremtidige VVM-sagsbehandling. Videreudviklingen af første version af internetværktøjet FarmNTool pågår på nuværende tidspunkt og det er hensigten, at en operationel version vil foreligge med udgangen af 2006.

Da konceptet bag FarmNTool bliver en vigtig bestanddel i VVM-sagsbehandlingen, ønskes arbejdsgruppens overvejelser fastholdt, hvilket sker med denne trykte udgave af rapporten. En detaljeret beskrivelse af algoritmer og dokumentation af værktøjet FarmNTool gøres tilgængelig online.

Jesper Waagepetersen
Forskningscenter Foulum, august 2006

Indholdsfortegnelse

Forord	3
Supplerende forord til VVM-rapport	4
Sammendrag	7
Summary	11
1 Indledning	13
1.1 Afgrænsning	13
1.2 Arbejdsgruppens indsats i relation til kvælstofkredsløbet	15
2 Grundlag for miljøvurdering af husdyrbedrifter	18
2.1 Næringsstofbudget, bedriftsbalance og næringsstoffab	18
2.2 Fordeling af kvælstoftabet mellem de enkelte tabsposter	19
2.3 Ændringer i jordpuljen	20
2.4 Brug af bedriftsbalancen i beregningen af N-tab fra en bedrift	22
2.5 Konklusion	24
3 Forslag til metode til beregning af nitratudvaskning ved fremtidig miljøgodkendelser af husdyrbrugsudvidelser	25
3.1 Datagrundlag for næringsstofbudget ved fremtidig drift	25
3.1.1 Næringsstofbudget	25
3.1.2 Afvigelse fra normerne ved fremtidig drift	29
3.1.2.1 Gødskningsniveauet reduceres i forhold til gødningsnormen	30
3.1.2.2 Anden effektivitet i husdyrproduktion	30
3.1.2.3 Bedre teknologi for håndtering af husdyrgødning	31
3.1.2.4 Husdyrgødningen afsættes uden for bedriften	31
3.2 Brug af simple modeller til beregning af kvælstofab	32
3.2.1 Ammoniakemission	33
3.2.2 Denitrifikation (SIMDEN)	33
3.2.3 Udvasning af nitrat (N-LES ₃ Nitrate Leaching ESTimator)	33
3.2.4 Ændring i jordens kvælstofpulje (C-TOOL)	34
3.2.5 Korrektion for valgt tidshorisont	34
3.2.6 Sammenligning af bedriftsbalance med beregnede N-tab	35
3.3 Yderligere data	35
3.3.1 Yderligere data til brug ved redegørelse	36
3.3.2 Data til brug ved efterfølgende kontrol	36
3.4 Andre modeller	37
3.4.1 Model til screening forud for egentlig sagsbehandling	37
3.4.2 Administrativ anvendelse af dynamiske modeller	37
3.4.2.1 DAISY	38
3.4.2.2 FASSET	39
3.4.2.3 SKEP/DAISY og SKEP/FASSET	39
4 Virkemidler til begrænsning af nitratudvaskning fra rodzonen	40
5 Diskussion af mulige metoder til beregning af nitratudvaskning	42
5.1 Problemstilling	42
5.2 Forskellige modellers prædiktion af udvasning	44
5.3 Uafklarede punkter for modellerne N-LES ₃ , DAISY og FASSET	49
5.3.1 N-LES ₃	49
5.3.2 DAISYstandard	50
5.3.3 FASSET (Farm ASSEment Tool)	51
5.4 Fordeling af tabspotentialer på enkeltposter	51
5.4.1 Differensberegning	52
5.4.2 Fast fordeling	52

5.4.3	Bedriftsspecifik fordeling	53
5.4.4	Sammenkobling af partielle modeller	53
5.5	Præcision af inputdata	54
5.6	Konklusioner	56
6	Denitrifikation under rodzonen	59
6.1	Denitrifikation i undergrunden	59
6.1.1	Processen – udbredelse og omfang	59
6.1.2	Beregning af reduktionskapaciteten under rodzonen	62
6.1.3	Hidtidig kortlægning af jordlagenes reduktionskapaciteter	62
6.1.4	Nitratreduktion under rodzonen og den fremtidige VVM sagsbehandling	66
6.2	Kvælstoffjernelse i ferskvand.	68
6.2.1	Kvælstoffjernelse og kvælstofretention i vandløb	68
6.2.2	Kvælstoffjernelse i søer	70
6.2.3	Beregning af N-fjernelse ved overrisling af enge	71
7	Betragtninger om usikkerhed ved det foreslåede koncept	73
7.1	Usikkerhed ved beregning af tabene fra landbrugsarealer	73
7.2	Usikkerhed ved beregning af denitrifikation efter udvaskning fra rodzonen	74
7.3	Usikkerhed ved beregning af kvælstofflowet fra mark til recipient	74
8	Referencer	76
8.1	Referencer til direktiver, love, bekendtgørelser og vejledninger	76
8.2	Øvrige referencer	76
9	Appendikssamling	83
10	Appendiks A	
	Opgavebeskrivelse for arbejdsgruppen om nitrat	83
11	Appendiks B	
	Denitrifikation med SIMDEN	86
12	Appendiks C	
	Modellering af jordpuljeændringer med C-TOOL	93
13	Appendiks D	
	N-LES ₃ – en empirisk model til beregning af nitratudvaskning	96
14	Appendiks E	
	Sammenhænge mellem markoverskud og henholdsvis målt udvaskning og N-LES ₃ beregnet udvaskning – data fra Landovervågningen	107
15	Appendiks F	
	Forskelle i opgørelse af kvælstofoverskud ud fra normtal og ejendomsspecifikke opgørelser	110
16	Appendiks G	
	N frigjort ved mineralisering af organisk bundet N fra jordpuljen	115
17	Appendiks H	
	Udnyttelsen af N fra jordpuljen sammenlignet med N fra handelsgødning	118
18	Appendiks I	
	AMTSMODELLEN	123
19	Appendiks J	
	DAISY-modellen	126
20	Appendiks K	
	FASSET	137
21	Appendiks L	
	Datakrav til modellerne	140
22	Appendiks M	
	Virkemidler til begrænsning af nitratudvaskning fra rodzonen	142

Sammendrag

I forbindelse med kommunalreformen ønskes en ensartet forvaltning af reglerne for vurdering af virkninger på miljøet (VVM) ved ansøgninger om udvidelse af husdyrbrug. Til brug for Skov- og Naturstyrelsens videre arbejde med vejledningen til kommunerne foreslår den nedsatte arbejdsgruppe her et koncept for et værktøj til beregning af nitratudledningen.

Arbejdsgruppen har taget udgangspunkt i, at der for en given recipient (grundvand, fersk og marint overfladevand) fastsættes krav om en maksimal kvælstofbelastning. Belastningen med nitrat beregnes som nitratudvaskningen fra rodzonen korrigeret for reduktionen af nitrat mellem rodzone og recipient. Arbejdsgruppen angiver således, hvordan udvaskningen fra rodzonen kan beregnes, og hvordan faktorer for nitratreduktion mellem rodzone og grundvand samt mellem rodzone og overfladevand kan fastsættes.

Det foreslåede beregningskoncept for nitratudvaskning fra rodzonen

Konceptet tager udgangspunkt i den ansøgende bedrifts samlede kvælstofbalance (overskud), efterfulgt af en beregning af de fire tabsposter ammoniakemission, denitrifikation, ændring af jordens kvælstofpulje og udvaskningen af nitrat med simple empiriske modeller. Vanskeligheder med at vurdere, hvilket niveau bidraget fra mineralisering af jordens organiske stof vil have på en konkret bedrifts kvælstofbalance og nitratudvaskning betyder, at beregningerne må tage udgangspunkt i en normbaseret bedriftsbalance, med anvendelse af normtal for udbytter, kvælstofbehov, husdyrgødningsnormer mv. De nødvendige bedriftsspecifikke data til beregning af den normbaserede bedriftsbalance vil i vid udstrækning kunne hentes fra de lovpligtige gødningsregnskaber, hvortil normerne er knyttet. Beregninger på et større materiale indikerer, at kvælstofoverskud beregnet ud fra normbaserede bedriftsbalancer generelt er i god overensstemmelse med landbrugets faktiske kvælstofoverskud, hvor det største usikkerhedsmoment tilsyneladende knytter sig til bestemmelsen af nettoudbytterne i grovfoderafgrøderne. Konceptet vil samtidig kunne anvendes ved opstilling af en fosforbalance.

Som et led i beregningerne af den normbaserede bedriftsbalance opstilles en oversigt over bedriftens kvælstofhusholdning, der umiddelbart tillader en beregning af ammoniaktab (emissionskoefficienter), denitrifikation (SIMDEN), kvælstofudvaskning fra rodzonen (N-LES₃) og ændring i jordpuljen (C-TOOL). N-LES₃ er grundigt valideret, mens de øvrige tabsmodeller overvejende er sammenholdt med danske og udenlandske forsøgsresultater, og fælles for de simple empiriske modeller er, at de i deres natur har begrænsninger. Det nødvendige datagrundlag og den foreslåede fremgangsmåde er i oversigtsform skitseret i opslaget på side 24-25. Idet den normbaserede bedriftsbalance betragtes som en størrelse, der er ret sikkert bestemt, giver sammenligning af bedriftsbalancen og summen af de nævnte fire poster en evaluering af den soliditet, der ligger bag tabsberegningerne. Der er umiddelbart behov for en systematisk analyse af resultaterne fra flere VVM-sager, for at vurdere om der er tilfælde, hvor de grundlæggende antagelser er uholdbare, således forbedringer kan gennemføres. Fremgangsmåden giver samtidig et estimat for ammoniakemissionen.

Betydningen af ændret drift vil kunne kontrolleres ved sammenligning af bedriftens faktiske kvælstofbalance i *før* og *efter*-situationer, forudsat det overvejende er de samme arealer, der indgår i de to situationer. Det kunne endvidere være ønskeligt om den aktuelle bedriftsbalance kan inddrages i vurdering af niveauet for tabspotential. Dette forudsætter imidlertid vejledning om, hvorledes den aktuelle mineralisering af jordens organiske kvælstof skal vurderes.

En ændret drift vil ikke nødvendigvis påvirke bedriftens samlede kvælstofbalance, men kan give en ændret fordeling mellem de fire tabsposter, herunder specielt fordelingen mellem udvaskning og ændring i jordpuljen. Fordelingen afhænger dog af, hvilken tidshorisont der betragtes. De gennemførte beregninger refererer umiddelbart til en ret kort tidshorisont. Den foreslåede metode anviser hvordan en længere tidshorisont kan inddrages, og konsekvenserne af forskellige valgmuligheder præsenteres. Arbejdsgruppen finder et behov for, at Skov- og Naturstyrelsen i vejledningen til kommunerne afklarer, hvilken tidshorisont det er tanken, at beregningerne skal dække, og ligeledes afklarer, om der forudsættes en vis generel teknologiudvikling i perioden.

Reduktionsfaktorer for nitratreduktion mellem rodzone og recipient

Ved VVM-sagsbehandlingen skal det vurderes, hvor omfattende nitratreduktionen mellem rodzonen og recipienten vil være. I det omfang der er fokus på grundvandets nitratbelastning, anbefales det, at der udarbejdes kortmateriale, der angiver forventet denitrifikation mellem rodzone og grundvand. Når fokus er på nitratbelastningen af overfladevand, anbefales det ligeledes, at der udarbejdes kortmateriale, der angiver forventet nitratreduktion mellem rodzonen og vandløb. Der gives alternative forslag til metode for fremstilling af disse kortmaterialer. For kvantificering af nitratreduktionen i vandløb og søer gives der anbefaling til beregningsmetoder.

Forbehold og alternativer

Omsætning og tab af kvælstof i og fra landbrugsjorden er særdeles kompleks og påvirkes af en lang række faktorer som jordbundstype, husdyrhold, klima, sædskifte og gødningsforbrug. Faktorerne varierer i tid og rum både på markniveau, bedriftsniveau og på regionalt niveau. Derfor er det ressourcemæssig uoverkommeligt at måle udvaskningen i alle de forskellige kombinationer, der forekommer. Opgørelser af nitratudvaskning baseres derfor på modelberegninger med anvendelse af modeller, der er kalibreret med danske målinger af kvælstofudvaskning både fra forsøg og fra almindelig landbrugspraksis. Der eksisterer både dynamiske og forholdsvis komplicerede modeller samt mere simple empiriske modeller. Arbejdsgruppen er enig om, at uanset hvilken model der anvendes, vil der være store usikkerheder på udvaskningsestimaterne.

Et medlem af arbejdsgruppen mener ikke, at beregning af udvaskningen med N-LES₃ bør indgå i VVM-sagsbehandlingen, men at udvaskningen bør beregnes som en differens. Synspunktet begrundes med, at N-LES₃ er for generel og refererer til en kort tidshorisont og derfor har begrænset værdi. For beregning af alle fire poster taler imidlertid, at alle de foreslåede model-

ler er meget generelle, og at man ved beregninger af alle fire poster kan få en sammenlignende kontrol af tabsberegninger i forhold til kvælstofbalancen. Skov- og Naturstyrelsen repræsentant i arbejdsgruppen har taget de forskellige synspunkter til efterretning.

Hvor det ikke vurderes at være muligt eller relevant at inddrage markdriften og dermed gennemføre en beregning af udvaskningens omfang, men der, f.eks. i forbindelse med screeninger, udelukkende ønskes et skøn over en sandsynlig ændring i udvaskningen som følge af en øget husdyr- og gødningsproduktion, vil det være relevant at bruge AMTSMODELLEN. Dette forudsætter imidlertid, at AMTSMODELLEN inddrager ændringer af jordpuljen. Det vurderes, at det er ret enkelt at indarbejde parallelle algoritmer i både AMTSMODELLEN og det foreslåede koncept til miljøvurdering. Dette forudsætter dog, at der træffes beslutning om, hvilke tidshorisonter der skal anvendes i udvaskningsberegningerne.

Supplerende anbefalinger til videre forløb

Det arbejde, der resterer for at udvikle et værktøj til beregning af nitratudvaskningen, er stort set ens, hvad enten N-LES₃-beregninger inddrages eller ej. Et værktøj som f.eks. FARM-N udviklet af Danmarks JordbrugsForskning, vil sandsynligvis kunne bruges til opgaven og vil kunne operationaliseres til brug på internettet. Det skal imidlertid udbygges med moduler for især mink og fjerkræ. Ligeledes skal der ske en implementering af den foreslåede simple udvaskningsmodel. Med henblik på automatiske opdatering af normer mv. samt genbrug af data fra gødningsregnskaber mv., bør det undersøges, hvorvidt værktøjet kan koordineres/integreres med Fødevarerministerielle IT-systemer for indberetning af landbrugsoplysninger.

Modelkonceptet og det værktøj, der skal bruges, skal hurtigst muligt afprøves på en række konkrete VVM-sager, der både omfatter typiske udvidelser og specielle bedriftstyper, samt sager, hvor ansøgeren ønsker markante ændringer i gødskningsniveau og sædskifte. Hensigten hermed vil være at identificere problemer og anbefale løsninger. Det bemærkes desuden, at der er behov for at løse visse faglige problemer:

- Opstille egnede algoritmer for konsekvens af ændring i gødningsniveau
- Opstille egnede algoritmer for betydningen af den valgte tidshorison
- Udarbejde vejledning for tolkning af jordanalyser (kvælstofprocent i jord) og eventuelt oplysninger om driftshistorie i relation til jordens mineraliseringspotentiale på ansøgningstidspunktet
- Kvalitetssikre afgrødeparametrene i N-LES₃ for de afgrøder, der er svagt repræsenteret i datagrundlaget

Der er også behov for at validere virkemidler i forhold til projektilpasningen og deres rolle som vilkår i VVM-tilladelser/miljøgodkendelser, samt vurdere i hvor høj grad de i praksis er kontrollerbare.

Arbejdsgruppen finder det vigtigt, at der nedsættes et fagligt udvalg, som løbende kan følge løsningen af de skitserede opgaver, samt behandle eventuelle uhensigtsmæssigheder. Der tænkes her på et udvalg i lighed med Det fødevareministerielle udvalg, der fastsætter gødningsnormer.

Summary

Danish farmers, who wish to increase their livestock, have to apply the local authority for approval. Environmental impact assessments are undertaken as part of the approval procedure, which previously were undertaken by 14 counties. With the structural reform of the Danish public sector effective from 1 January 2007, the management of environmental impact assessments will be transferred to 98 new municipalities. In the further guidance of the municipalities and to ensure consistency in their future administration, this report proposes a conceptual model-based tool to calculate nitrate leaching from arable land.

Concept for calculating nitrate leaching from the root zone

The concept is based on a two-step procedure starting with calculating the farm-gate nitrogen (N) balance (surplus) of the applicant farm, followed by a comparison of the surplus with an aggregated loss estimate based on the use of four simple, empirical models. Calculation of the farm-gate N balance are based on national norms for feeding, yield, crop nitrogen requirements, animal manure production, etc. Farm-specific data for calculating the norm-based farm-gate N balance can be sourced from the compulsory fertilizer accounts to which the norms are attached. A study using a larger dataset indicate that N surpluses estimated from norm-based farm-gate balances are generally in good agreement with the actual N surpluses from agriculture, where the largest uncertainty factor apparently is the determination of net yields in crops grown for roughage. The farm-gate balance concept can also be used for calculating a phosphorus balance.

As part of the calculations of the norm-based farm-gate N balance, we present a summary of the farm-gate N budget, which provides data for calculation of N losses using four models: ammonia (emission coefficients), denitrification (SIMDEN), nitrate leaching from the root zone (N-LES₃) and changes to the soil N pool (C-TOOL). The N-LES₃ model has been thoroughly validated, while the other models primarily have been compared with Danish and foreign research results. As the figure for the norm-based farm-gate N balance is considered to have a high level of certainty, a comparison of the farm-gate N balance and the sum of the four losses will give an evaluation of the reliability of the loss estimates. The farm-gate N balance and the four loss-models will be combined in the programme FarmNTool, including algorithms to handle minor differences between farm-gate N balance and the aggregated estimate of N loss with the purpose of respecting mass-conservation of N.

Factors affecting the nitrate reduction

In the management of environmental impact assessment it is assumed that there will be restrictions on maximum nitrogen loadings for individual recipients (groundwater, fresh and marine surface waters), as can be expected with the implementation of the EU Water Framework Directive. In the proposed concept nitrate load to the recipient is calculated as the nitrate leaching from the root zone of arable land adjusted for nitrate reduction between the root zone and the recipient. It is advisable to compile maps with indications of expected nitrate reduc-

tion between the root zone and ground water. For quantification of nitrate reduction in water courses and lakes simple models are proposed as the most suitable estimating methods.

Limitations and alternatives

The turnover and losses of N in agricultural soils are extremely complex and are affected by a number of factors such as soil type, livestock density, climate, crop rotations and use of manure and fertilizer. The factors vary in time and space both at field, farm and regional level causing uncertainties in the estimates of leaching irrespective of model used. Dynamic and complicated models are able to take these factors into account, but they are time consuming in use and operator dependent. Although simple, empirical models have their limitations they are easy to use and therefore more suitable in the authorities management of environment impact assessment. The selected model for estimating nitrate leaching is calibrated with Danish recordings of nitrate leaching both from controlled field experiments and on-farm monitoring programmes.

As the conditions for agriculture change in years due to market and legislations, the environmental impact assessment may have a time frame of 5-10 years. Particularly for the changes in the soil N pool it is important to consider an extended time frame as mineralization of organic matter applied in manures occur during decades.

The further process

The FarmNTool programme is based on the proposed model-concept and has been selected by the Danish Forest and Nature Agency (part of the Ministry of the Environment) as the tool most suitable for the environmental impact assessment of nitrate leaching from the root zone. The Danish Institute of Agricultural Sciences will further develop the FarmNTool programme. To automate the updating of norms, and utilize the data from fertilizer accounts, its coordination with the IT systems within the Ministry of Food, Agriculture and Fisheries responsible for farm data reporting should be investigated. An internet version of the FarmNTool will be operational by 1 January 2007 when the new structural reform comes into force.

1 Indledning

Amterne foretager vurdering af virkning på miljøet (VVM-sagsbehandling) i henhold til Samlebekendtgørelsen (2005), der relaterer sig til Planloven (2004) og VVM-direktivet (1985). Husdyrbrug er på listen over forurenende virksomheder og efter afsluttet VVM-sagsbehandling foretager kommunerne en godkendelse som beskrevet i Godkendelsesbekendtgørelse (2004), der har hjemmel i Miljøbeskyttelseslovens (2001) kapitel 5 om forurenende virksomheder, og som er en implementering af IPPC-direktivet (1996). Begge regelkomplekser omfatter anlæg over 250 dyreenheder (DE), men der er ikke fuld overensstemmelse mellem dem. Disse forhold giver fem forskellige situationer for de to myndigheders sagsbehandling (Kørnøv & Christensen, 2005). Med kommunalreformens ikrafttræden pr. 1. januar 2007 og med baggrund i ønsket om ensartethed i VVM-sagsbehandlingen (Anonym, 2005) må der forventes en sammenskrivning og forenkling af disse regler.

1.1 Afgrænsning

Af det politiske opdrag (Anonym, 2005) og af arbejdsgruppens arbejdsbeskrivelse (Appendiks A) fremgår det, at anlæg med 75-250 DE i fremtiden også vil kunne blive omfattet af krav om fuld VVM-sagsbehandling. Bedrifter med >250 DE udgør 6% af bedrifterne, men 32% af DE står på disse bedrifter (Tabel 1). Udvides VVM-kravet til også at omfatte bedrifter med >75 DE vil 85% af DE og 34% af bedrifterne umiddelbart være omfattet af kravet om fuld VVM-sagsbehandling i forbindelse med udvidelse af husdyrproduktionen (Tabel 1). Arbejdsgruppen har derfor taget udgangspunkt i metoder til fuld VVM-sagsbehandling. Uanset besætningsstørrelsen foretages der i den indledende sagsbehandling en screening, med henblik på at meddele ansøgeren, hvorvidt ansøgningen er omfattet af fuld VVM-sagsbehandling.

Tabel 1. Antal bedrifter og antal DE fordelt på harmoniske og ikke-harmoniske bedrifter kombineret med fire grupper af besætningsstørrelse. (Statistiske Efterretninger, 2005).

	Antal brug		DE×1000	
	Harmoniske	Ikke-harmoniske	Harmoniske	Ikke-harmoniske
0-75 DE	18 408	1 486	281	61
75-150 DE	2 627	2 200	281	251
150-250 DE	1 323	2 191	248	421
250- DE	371	1 480	127	602

Nitratdirektivet foreskriver maksimale belastninger med kvælstof, hvilket er udmøntet i Husdyrgødningsbekendtgørelsen (2002), som kræver harmoni mellem besætningens størrelse og det areal, hvorpå husdyrgødningen udbringes. Harmonikravet kan opfyldes ved dels egne arealer og dels tilforpagtede arealer. Danmarks Statistik opgør på grundlag af bedriftenes egne

arealer antallet af harmoniske bedrifter, og af Tabel 1 ses, at jo større besætninger, jo større en andel af bedrifterne kan ikke opfylde harmonikravet med egne arealer. Tilsvarende må det antages, at harmonikravet opfyldes med aftaler om afsætning af husdyrgødning på andre arealer, der ikke omfatter egne og tilforpagtede arealer. I modsætning til harmoniarealerne dyrkes aftalearealerne ikke af ansøgeren. Disse forskelle i arealernes tilknytning til husdyrproduktionen giver nogle afgrænsningsmæssige problemer.

På den ene side defineres anlægsbegrebet i VVM-sammenhæng (Samlebekendtgørelsen, 2005) som det enkelte produktionsanlæg og dets anvendelse, herunder de tilknyttede arealer for udbringning af husdyrgødningen. På den anden siden er det ved VVM-sagsbehandlingen og Miljøgodkendelse ikke muligt at stille vilkår til driften af aftalearealer, idet driften af disse ikke er underlagt ansøgers råderet.

Endvidere er anlægsbegrebet ikke knyttet til Landbrugslovens (2004) definitioner af ejendom og bedrift. F.eks. kan husdyrhold på en ejendom i VVM-sammenhæng betragtes som et anlæg uden, at alle ejendomme tilknyttet en bedrift inddrages i sagsbehandlingen, selvom husdyrgødningen udbringes på flere ejendomme. Imidlertid er inddragelse af alle bedriftens ejendomme i VVM-sagsbehandlingen ikke i overensstemmelse med anlægsbegrebet i dets nuværende udformning.

Udvidelse af husdyrproduktionen vil kunne tænkes på følgende måder:

- Alene en udvidelse af husdyrholdet.
- En udvidelse af husdyrholdet samt en ændring i afgrødevalget, f.eks. på bedrifter, hvor foder til dyrene er hjemmeavlet, hvilket er typisk for kvægbrug.
- En udvidelse af husdyrholdet samt en ændring i arealet, der ligger til grund for VVM-sagsbehandlingen. Der kan være tale om både udvidelse af arealet, f.eks. i forbindelse med tilkøb af jord, og en begrænsning i arealet ved aftale, f.eks. MiljøVenlige Jordbrugsforanstaltninger (MVJ-ordning) i Særlig Følsomme Landbrugsområder (SFL) eller pålæg, f.eks. i forbindelse med nitratfølsomme drikkevandsområder.

Stillingtagen til denne komplicerede virkelighed ligger udenfor arbejdsgruppens opgavebeskrivelse, og må løses på anden vis. Arbejdsgruppen benytter begrebet bedrift for en enhed, og forstår herved staldanlæg med tilhørende arealer, hvorpå den producerede husdyrgødning udbringes. Indenfor bedriften kan der for de enkelte arealer endvidere eksistere differentierede miljømæssige målsætninger, der således resulterer i forskellige krav til landbrugsdriften *indenfor* bedriften. Nogle krav til landbrugsdriften såsom anvendelse af kvælstof i handels- og husdyrgødning, maksimale kvælstofoverskud og lignende kan umiddelbart kun kontrolleres på bedriftsniveau, eller rettere virksomhedsniveau, hvor CVR-nummeret er den enhed, som gødningsregnskaberne udarbejdes på. Arbejdsgruppen tager ikke stilling til, hvorledes dette skal håndteres, men konstaterer, at kontrol af vilkår for de enkelte arealer vil kræve en omfattende indsats og reelt må baseres på aftaler og tillid. Den forenkede brug af begrebet bedrift giver en mere fokuseret fremstilling af arbejdsgruppens opgave med at beskrive modeller og

værktøjer til beregning af nitratudvaskningen ud af rodzonen, samt at udarbejde forslag til vejledningstekst om, hvordan model- og beregningsværktøjerne anvendes.

1.2 Arbejdsgruppens indsats i relation til kvælstofkredsløbet

Arbejdsgruppens skal, som nævnt i forordet, anvise metoder til vurdering af nitratbelastningen af såvel det øvre grundvand som af vandløb og søer samt de kystnære marine områder. Arbejdsgruppens emne favner således et ganske omfattende system, der indbefatter både udvaskningen af kvælstof fra rodzonen (den øverste meter af landbrugsarealerne) og denitrifikationen i forskellige miljøer frem til slutrecipienten (Figur 1). Omsætningen af kvælstof i dette system er særdeles kompliceret, og uanset hvilke metoder, der anvendes, vil den estimerede nitratbelastning være forbundet med stor usikkerhed.

Udvaskning af nitrat fra rodzonen

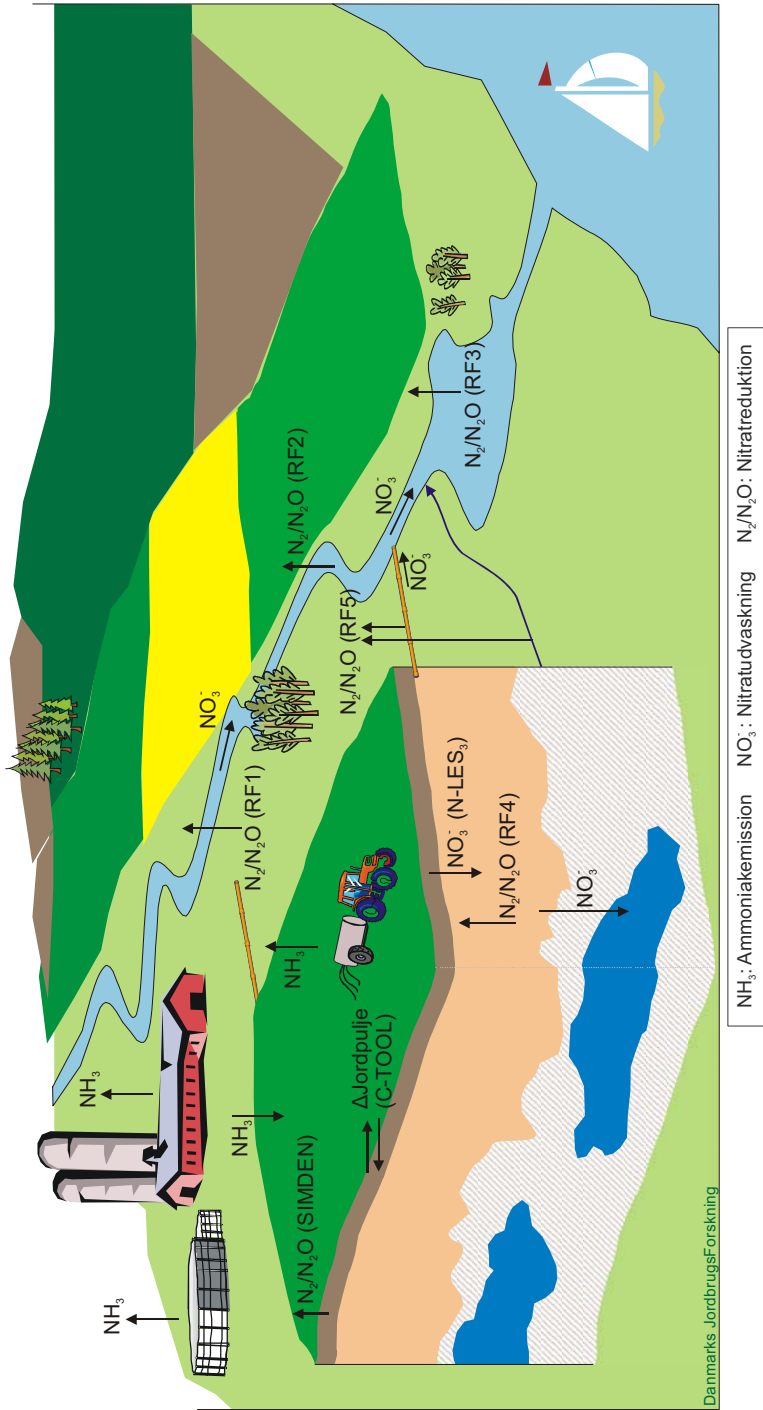
Som grundlag for beregning af nitratudvaskningen har arbejdsgruppen valgt at opstille et næringsstofbudget og beregne bedriftens normbaserede næringsstofbalance, samt anvende beregninger af ammoniakemissionen, denitrifikation i rodzonen samt ændringer i jordens kvælstofpulje til støtte, idet summen af tabsberegningerne som udgangspunkt burde svare til driftsbalancen.

Mulighederne for at fremskaffe objektive data for ansøgers bedrift diskuteres i afsnit 2. Arbejdsgruppens forslag til oversigtlig vejledningstekst vedr. nitratudvaskning fra rodzonen er skitseret i afsnit 3, som sammen med beskrivelsen af virkemidler i afsnit 4, kan danne basis for Skov- og Naturstyrelsens vejledning til kommunerne. I afsnit 5 foretages en bred diskussion af fordele og ulemper ved forskellige mulige metoder til beregning af nitratudvaskningen fra landbrugsarealer.

Denitrifikation mellem rodzonen og recipient

Nitrat, der ved udvaskning forlader rodzonen, kan belaste aquatiske recipienter for hvilke der er eller vil blive sat individuelle miljømål i form af maksimale koncentrationer eller maksimale belastninger. Undervejs sker der i varierende omfang og ved forskellige processer en reduktion af nitrat. I afsnit 6 gives en redegørelse for metoder til beregning af nitratreduktionen. I det omfang grundvandsinteresser er i centrum fokuseres på nitratreduktion mellem rodzone og grundvand, mens der ved vandmiljøinteresser fokuseres dels på nitratreduktionen mellem rodzone og vandløb, dels på nitratreduktionen under afstrømningens passage af vandløb og søer. Det er dog kun for nitratreduktionen i vandløb og søer, at der peges på direkte operationelle modeller.

Der afsluttes i afsnit 7 med en samlet beskrivelse af usikkerhedsmomenter for elementerne illustreret i Figur 1.



Figur 1. Tab af kvælstof fra en bedrift og reduktion af nitrat på dets vej til en recipient. I parentes er angivet foreslået model til beregning af kvælstoflab. Modelleterne omtales nærmere i afsnit 3.2. Metoder til bestemmelse af reduktionsfaktorerne (RF1-5) for denitrifikationen beskrives i afsnit 6.

Sagsbehandling og den beregnede belastning

Det bemærkes, at en recipient kan modtage bidrag fra flere bedrifter ligesom en bedrift kan bidrage til flere recipienter. Ved anvendelse af det foreslåede koncept til beregning af nitratudvaskningen, samt de foreslåede fremgangsmåder til bestemmelse af nitratreduktionen, kan bidraget fra bedriften, hvortil der søges om udvidelse af husdyrproduktionen, beregnes. Det ligger imidlertid udenfor arbejdsgruppens opgave at vurdere bedriftens bidrag i forhold til recipientens miljømål. Endvidere kan arbejdsgruppen ikke tage stilling til, hvorledes belastningen fra en bedrift skal håndteres i forhold fremtidige ansøgninger fra andre bedrifter om udvidelse af husdyrproduktionen i relation til miljømålsætningen for recipienten. Betragtes recipientens miljømål som en "belastningsret" er spørgsmålet simpelt: kan første ansøger tildeles hele "belastningsretten" eller, skal den fordeles forlods efter andele.

2 Grundlag for miljøvurdering af husdyrbedrifter

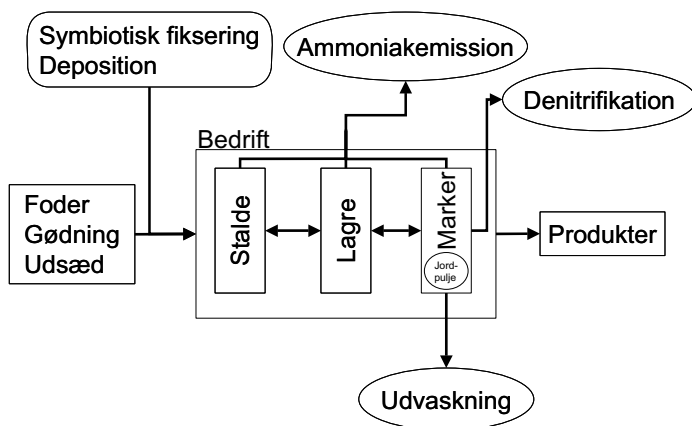
Ved VVM-sagsbehandling skal der gennemføres en beregning af, hvor stor en næringsstofbelastning driftsenheden vil lægge på omgivelserne, bl.a. i form af ammoniakemission og nitratudvaskning. Modeller til beregning af næringsstoffab kræver forskellige input, der kan karakteriseres ved:

- oplysninger om bedriftens produktion og forbrug
- data for næringsstofomsætning på bedriften
- generelle data, f.eks. klimadata.

Inden der foretages tabsberegninger er det derfor nødvendigt at etablere et objektivi grundlag for miljøvurderingen. Opgaven er derfor at fremskaffe pålidelige data om bedriften, hvortil der søges om udvidelse af husdyrproduktionen.

2.1 Næringsstofbudget, bedriftsbalance og næringsstoffab

Den animalske produktion, som der søges om godkendelse af, er knyttet til stalden, mens næringsstofferne i den producerede gødning som udgangspunkt skal anvendes i planteproduktionen. Derfor er tab af kvælstof (N) knyttet til marken for så vidt angår denitrifikation, udvaskning og ændring i jordpuljen, mens ammoniakemission både knytter sig til stalden og marken (Figur 1). VVM-sagsbehandlingen kan derfor ikke ske alene på staldanlægget, men må således også omfatte de tilknyttede arealer. Der eksisterer forskellige redskaber til beskrivelse af næringsstofomsætningen på bedriften, men bedriftsbalancen er et centralt begreb.



Figur 2. Skitse af kvælstofomsætningen på et husdyrbrug.

Bedriftsbalancen relaterer sig primært til udveksling af varer mellem bedriften og omverdenen, men omfatter også atmosfæriske input. Bedriftsbalancen kan derfor beregnes som:

$$\text{BEDRIFTSBALANCE} = \text{foder} + \text{gødning} + \text{udsæd} + \text{fiksering} + \text{deposition} - \text{produkter} \quad (1)$$

Synonymt med begrebet bedriftsbalance anvendes i visse tilfælde kvælstofbalance for bedriften. Bedriftsbalancen kan benyttes til at sandsynliggøre udfaldsrummet for kvælstoftab til omgivelserne. Disse tab, der er karakteriseret ved biologiske/fysiske/kemiske processer, kan estimeres med modeller, men estimerterne er, uanset beregningsmetode, forbundet med betydelig usikkerhed. Disse tabsposter kan summeres:

$$\text{TAB} = \text{ammoniakemission} + \text{denitrifikation} + \text{udvaskning} + \text{ændring i jordpuljen} \quad (2)$$

I denne sammenhæng betegnes ændring i jordens N-pulje også som en tabspost. Endvidere er posten for denitrifikation i ligning (2) alene relateret til rodzonen, mens posten udvaskning omfatter nitrat, der forlader rodzonen. Denitrifikation under rodzonen behandles i afsnit 6.

Da massen er konstant bør bedriftsbalancen (1), der udtrykker tabspotentialt, være lig med det estimerede tab (2), og det er derfor nærliggende at bruge bedriftsbalancen til at vurdere om summen af estimerterne for de enkelte tabsprocesser er realistiske, specielt de tabsposter, der skal indgå i selve VVM-sagsbehandlingen.

Modeller til beregning af de fire tabsposter i ligning (2) beskrives i afsnit 3.2. Imidlertid kan beregningerne ikke gennemføres uden et kendskab til centrale poster i bedriftens interne kvælstofomsætning, dvs. udveksling mellem stald, lagre og mark. Derfor er det påkrævet, at der opstilles et næringsstofbudget, der inddrager den interne omsætning.

2.2 Fordeling af kvælstoftabet mellem de enkelte tabsposter

I forbindelse med slutevaluering af VandMiljøPlan II (VMP II) blev landbrugets N-tab ved ammoniakemission, denitrifikation og udvaskning beregnet på landsplan (Grant & Waagepetersen, 2003). Ændringen i jordens kvælstofpulje er ikke estimeret på samme måde, men som en differens, der også indeholder usikkerhederne og mulige systematiske fejl. Den relative fordeling mellem de tre førnævnte poster er beregnet under antagelse om, at ændringer i jordens kvælstofpulje som gennemsnit er lille. For dansk landbrug som helhed udgør udvaskningen den største post (Tabel 2).

Imidlertid afhænger fordelingen mellem tabsposterne i høj grad af bedriftstypen. Kristensen (pers. komm.) har modelberegnet N-tab ved ammoniakemission, denitrifikation og udvaskning, samt ændring i jordens N-pulje for typiske bedrifter, som indgår i datagrundlaget for Dalgaard *et al.* (fremsendt). De absolutte tab er omregnet til relativ fordeling (Tabel 2). Det ses, at ammoniakemissionen er relativt stor på svinebrugene, mens der på kvægbrugene opho-

bes relativt store mængder organisk bundet N i jorden. Endvidere ses det, at jordtypen har betydning for hvorvidt N-tabet sker ved denitrifikation eller som udvaskning. Udover fordelingen mellem tabsposterne er der også store forskelle i det samlede N-tab.

Tabel 2. Typisk relativ fordeling mellem tabsposterne beregnet for hele landet i Vandmiljøplan II (Grant & Waagepetersen, 2003) og for fire typiske brug (Kristensen, pers. komm).

	Hele land- bruget	Kvægbrug 1,4-2,3 DE	Svinebrug 1,4-1,7 DE		Planteavl, korn
	VMP II	Sand	Sand	Ler	Ler
Samlet N-tab [$\text{kg N ha}^{-1} \text{år}^{-1}$]	-	177	135	120	65
Ammoniakemission [%] *	27	25	35	38	17
Denitrifikation – rodzone [%]	14	10	8	23	22
Nitratudvaskning [%]	59	42	57	36	64
Ophobning i jordpulje [%]	~0	24	1	3	-3

* Stald og lagertab udgør ca. 2/3, mens tab i marken i forbindelse med udbringning udgør ca. 1/3.

Den varierende fordeling mellem tabsposterne i Tabel 2 betyder, at den miljømæssige belastning med ammoniak og nitrat i en VVM-sagsbehandling ikke kan baseres på en fast proportional fordeling med udgangspunkt i bedriftsbalancen. Desuden kan estimer for ammoniakemission og nitratudvaskning ikke stå alene i en sammenligning med bedriftsbalancen, idet denitrifikation i rodzonen og ændring af jordens N-pulje for visse bedriftstyper kan udgøre væsentlige poster i det samlede tab.

2.3 Ændringer i jordpuljen

Der knytter sig meget betydelige udfordringer til beregning af ændringer i jordens organiske N-pulje. Bag størrelsen gemmer der sig to poster, der påvirker i hver sin retning.

a) Kvælstof, frigjort ved mineralisering af jordens organiske pulje.

Mængden af kvælstof, der frigives, er afhængig af hvor store mængder, der er ophobet i den organiske pulje på det pågældende areal, og det er et resultat af en række forhold som arealanvendelse gennem flere hundrede år (skov, hede, overdrev eller ager) og afvandringsforhold tilbage i tiden, samt om der f.eks. i forbindelse med vind- og vanderosion er sket en nedslidning eller en aflejring.

Mængden af kvælstof, der frigøres ved mineralisering, varierer betydeligt (40 kg N ha^{-1}) fra det ene areal til det andet (Appendiks G), og det er både usikkert og vanskeligt at bestemme omfanget.

Endvidere vil det kvælstof, der frigøres ved mineralisering fra jordens organiske pulje, på linie med husdyrgødning og handelsgødning, bidrage både til afgrødens kvælstofforsyning og til de forskellige tabsposter.

b) Aflejring af kvælstof i jordens organiske pulje

Mængden af kvælstof, der ophobes på sædskiftemarkerne, er især afhængig af, hvor store mængder organisk stof, der efterlades på markerne som planterester eller med husdyrgødningen.

De beregninger af ændringer, der er vist i Tabel 2 for de forskellige driftsformer, er gennemsnitstal, idet der ved initialisering af modelsimuleringerne med C-TOOL (Appendiks C) er taget udgangspunkt i de jordpuljer, der ifølge KVADRATNETundersøgelsen (Heidman *et al.*, 2001) var typisk for de pågældende driftsformer og jordtyper i 1998. På kvægbedrifter, både på sandjord og på lerjord (Kristensen, pers. komm.), vil ændring i jordpuljen udgøre en relativ stor andel af den samlede tab, og der sker således en betydelig opbygning af jordens N-pulje. Men opbygningen af N-puljen vil aftage med tiden, og samtidig giver mineralisering af meropbygningen anledning til øget planteoptagelse og udvaskning. Det betyder, at tidshorisonten får betydning, når ændring i jordens N-pulje skal estimeres.

Det er derfor nødvendigt at overveje følgende problemer:

- Hvilken tidshorisont skal der regnes med? Staldbygninger bør kunne afskrives på 10-20 år, men det tager i rundt regnet 200 år, før en ubalance i jordpuljen er 80% udjævnet.
- I hvor høj grad vil landbruget fremover være i stand til at tilpasse gødningsniveauet til den mineralisering, der sker i marken? De gødningsregler, der bruges i dag, tager i et vist omfang højde for variationen, og vi har p.t. en viden, der tillader yderligere tilpasning ud fra driftsmæssig forhistorie og jordens N-indhold. Endvidere pågår der udvikling af sensorer til brug ved kvælstofildelingen i marken.
- Ved dagens landbrugsdrift er markerne ikke dækket med tilstrækkeligt effektivt kvælstofopsamlende afgrøder i hele den periode, hvor N frigives ved mineralisering, hvilket bl.a. er årsagen til, at der er en N-udvaskning selv fra ugødede marker. Hvor meget bedre bliver vi fremover til at realisere en drift, der ved tilpasset indsats af dyrkningsforanstaltninger (jordbearbejdning, afgrødeetablering, sortsforskelle, sædskifte, herunder efterafgrøder) mindsker dette centrale miljøproblem?

Afhængig af svarene på ovennævnte spørgsmål vil mer-udvaskningen fra puljeopbygningen, der følger af øget brug af husdyrgødning ved udvidelse af besætningen, formentlig kunne udgøre 0-50% (Appendiks H). Resten vil udnyttes af afgrøden og vil undervejs bidrage til at forbedre jordens egenskaber på en række områder, f.eks. bedre planteetablering og plantevækst, samt mindre risiko for erosion og for pesticidudvaskning.

Fordelingen mellem tabsposterne i Tabel 2 er baseret på en gennemsnitlig N-mineralisering, som imidlertid varierer meget fra areal til areal, og det er begrænset, hvor nøjagtigt minereali-

seringen for et givet areal kan vurderes (Appendiks G). Dette usikkerhedsmoment er meget afgørende for, i hvor høj grad det er realistisk at bestemme tabsposterne meget præcist for et givent areal, og i hvor høj grad man må nøjes med mere generaliserende beregninger.

2.4 Brug af bedriftsbalancen i beregningen af N-tab fra en bedrift

Bedriftsbalancen afspejler tabspotentialet, jf. afsnit 2.1, og vil generelt øges, når husdyrproduktionen ($DE \text{ ha}^{-1}$) øges, mens god gødningshåndtering, god foderudnyttelse og hensigtsmæssigt sædskifte kan reducere bedriftsbalancen. Det er samtidig meget enkelt at fremskaffe pålidelige og dokumenterbare data, typisk afregningsbilag, til beregning af den aktuelle bedriftsbalance. Ved beregning af N-tabene forekommer det derfor umiddelbart rimeligt at lægge stor vægt på ansøgers specifikke og dokumenterbare bedriftsbalance.

Imidlertid er kvælstof, frigjort ved mineralisering af jordens organiske pulje, en vigtig faktor for afgrødernes N-forsyning, jf. afsnit 2.3, men denne vanskelig identificerbare variation i mineraliseringens omfang vil påvirke bedriftsbalancen. En lille jordpulje og en mineralisering under gennemsnittet vil resultere i mindre N-tab i form af udvaskning og denitrifikation end forventet. Samtidig vil jordens N-forsyning til afgrøderne være dårligere, og et mindre udbytte vil øge behovet for indkøb af foder, hvorved bedriftsbalancen vil blive større end forventet. Det omvendte vil være tilfældet når jordpuljen og mineraliseringen er større end gennemsnittet. Variationen i mineraliseringens omfang vil altså sløre den umiddelbare sammenhæng mellem tabspotentialet størrelse og N-tabenes omfang.

Variationen i mineraliseringens omfang på 40 kg N ha^{-1} , er stor i forhold til bedriftsbalancen, der typisk vil være omkring 150 kg N ha^{-1} for et intensivt husdyrbrug. Derfor er det problematisk at tage udgangspunkt i den bedriftsbalance, der umiddelbart kan beregnes ud fra bedriftens køb og salg af N-holdige produkter. I stedet må der tages udgangspunkt i en normbaseret beskrivelse af bedriftens næringsstofomsætning baseret på gennemsnitlig effektivitet og karakteristiske jordtyper. Dette betyder, at indkøb af foder og salg af afgrøder afpasses efter husdyrenes normbehov, og at køb/salg af foder/afgrøder, der indgår i den normbaserede beskrivelse af bedriften, karakteriseres med normtal.

En normbaseret beskrivelse af bedriften giver både et normaliseret tabspotentiale og et tilstrækkeligt datamæssigt grundlag for at gennemføre modelberegninger, hvilket giver mulighed for at foretage en miljøvurdering. Desuden giver anvendelsen af normtal et ensartet grundlag for vurdering af bedrifters miljøbelastning. De generelle data, der er nødvendige input for tabsmodellerne, er ofte relateret til bedriftens geografiske beliggenhed, og de nødvendige data kan i et vist omfang hentes fra landdækkende databaser.

Anvendelse af normer må anses for at give et godt grundlag for opstilling af et næringsstofbudget med en relevant og ensartet beskrivelse af bedriftens kvælstofomsætning. På grundlag af repræsentative bedriftstyper og tilhørende normtal har Dalgaard *et al.* (fremsendt) for 1999

foretaget en vægtet opskalering af landbrugets produktion og ressourceforbrug. En tilsvarende opskalering er foretaget på grundlag af tal fra 2002 (Tabel 3). Den gode overensstemmelse mellem den opskalede produktion og statistiske oplysninger (Danmarks Statistik) viser, at bedriftstyperne er repræsentative, mens den gode overensstemmelse for ressourceforbruget indikerer, at anvendelsen af normtal giver fornuftige estimater på landsplan.

Ved opdeling af bedriftsbalancen i en balance for henholdsvis mark og stald skal mængden af kvælstof i grovfoderet indgå både som eksport fra marken og som import til stalden. Imidlertid kan der konstateres betydelig forskel mellem høstet grovfoderudbytte og mængden af grovfoder fodret op i stalden. Forskellen kan dreje sig om 5-15% (Kyllingsbæk *et al.*, 2000). Det skal bemærkes, at der ved opskaleringen i Tabel 3 er foretaget en reduktion i grovfoderudbyterne i marken på op til 20% (Kristensen, pers. komm.).

Tabel 3. National produktion og ressourceforbrug opskaleret fra repræsentative bedriftstyper og sammenlignet med registreret produktion og forbrug (Beregning for 2002 er foretaget efter principperne beskrevet i Dalggaard *et al.* (fremsendt)).

	Bedriftstyper opskaleret til nationalt niveau	Danmarks Statistik	Afvigelse fra Danmarks Statistik [%]
<i>Produktion</i>			
Landbrugsareal (1000 ha)	2 648	2 665	0
Slagtesvin (1000 stk)	21 818	21 637	1
Søer (1000 stk)	1 141	1 136	0
Mælk (1000 t)	4 570	4 590	-1
Malkekøer (1000 stk)	596	609	-2
<i>Ressourceforbrug</i>			
Kvælstof i handelsgødning (1000 t N)	201	205	-2
Soja anvendt som foder (1000 t N)	147	148	-1
Korn anvendt som foder (1000 t)	6 458	6 986	-8

Dansk Landbrugsrådgivning har foretaget en sammenligning af den normbaserede og den aktuelle bedriftsbalance på 122 svinebrug og 54 kvægbrug (Appendiks F). Den aktuelle bedriftsbalance er baseret på data fra bedrifternes Grønne Regnskaber alene i 2003. For svinebrugene er den aktuelle bedriftsbalance i gennemsnit 17 kg N ha⁻¹ større end bedriftsbalancen beregnet på grundlag af normtal. For kvægbrugene er den gennemsnitlige forskel større, 36 kg N ha⁻¹, hvilket passer godt med de problemer, der knytter sig til bestemmelse af kvælstof indhøstet med grovfoder. Korrigeres der for denne gennemsnitlige forskel, kan afvigelsen mellem den aktuelle og normbaserede bedriftsbalance beregnes for alle bedrifter. Spredningen på denne afvigelse er beregnet til 25 kg N ha⁻¹ for begge bedriftstyper.

Årsagen til den systematiske afvigelse mellem den aktuelle og den normbaserede bedriftsbalance bør undersøges nærmere, og det bemærkes, at den aktuelle bedriftsbalance i opgørelsen fra Dansk Landbrugsrådgivning (Appendiks F) er baseret alene på et enkelt års data. Specielt på kvægbrugene bør afvigelsen analyseres nøje, dels af hensyn til denne gruppes arbejde, og dels af hensyn til arbejdet i Det fødevareministerielle udvalg, der fastsætter gødningsnormer for normal udbytter, herunder normal udbytterne for grovfoderafgrøderne.

2.5 Konklusion

Den skitserede fremgangsmåde tilgår bedriftens næringsstofomsætning fra to vinkler, der kan holdes op mod hinanden. Den normbaserede beskrivelse af næringsstofomsætningen giver et objektivt grundlag for beregning af bedriftsbalancen, og dermed tabspotentialer, som under ideelle forhold bør være lig med summen af tabsposterne. Fremgangsmåden giver mulighed for egenkontrol i sagsbehandlingen, og ved anvendelse af normtal hviler vurderingen af bedrifters miljøbelastning på et ensartet grundlag. Det ønskede estimat for N-udvaskning opnår herved en større pålidelighed idet tabsberegningen sættes ind i en helhedsbetragtning.

3 Forslag til metode til beregning af nitratudvaskning ved fremtidig miljøgodkendelser af husdyrbrugsudvidelser

Jævnfør afsnit 2 foreslås en metode, der tager udgangspunkt i bedriftens samlede kvælstofomsætning, hvor summen af alle tabsposter kan sammenholdes med bedriftsbalancen (bedriftens kvælstofoverskud), og jævnfør afsnit 2.4 er udgangspunktet en normbaseret beskrivelse af bedriftens næringsstofomsætning baseret på gennemsnitlig effektivitet og karakteristiske jordtyper.

Flowdiagrammet i Figur 3 viser beregningsforløbet: En beskrivelse af landbrugsproduktionens karakter, normtal for udbytte og effektivitet, opstilling af næringsstofbudget, beregning af tabsposterne med enkle modeller og afslutningsvis en korrektion af de beregnede tab. Korrektionerne tillader, at der dels tages højde for en eventuel forskel på bedriftsbalancen og summen af de beregnede tab, og dels, at de beregnede tab, der refererer til en kort tidshorison, justeres, såfremt der er ønske om, at de skal referere til en anden, længere tidshorison.

I flowdiagrammet er N-LES₃-modellen foreslået til beregningen af udvaskningen. I afsnit 3.4 gives en kort beskrivelse af alternative muligheder, mens der i afsnit 5 foretages en nærmere diskussion af modellerne. De foreslåede tabsberegninger kan gennemføres i hånden, men i programmet FARM-N er simple modeller for ammoniakemission, denitrifikation og ændring i jordpuljen integreret i en helhedsorienteret løsning, mens en udvaskningsmodel ikke er implementeret på nuværende tidspunkt.

3.1 Datagrundlag for næringsstofbudget ved fremtidig drift

Til brug for opstilling af et normbaseret næringsstofbudget, som skitseret i forrige afsnit, er der brug for oplysninger om landbrugsproduktionens karakter og størrelse, samt en række normtal. I forhold til næringsstofregnskaber, f.eks. Grønt Regnskab, kræver et budget langt færre konkrete oplysninger ligesom oplysningerne ikke skal være dokumenterbare på den enkelte bedrift. Derfor er listen over nødvendige datakilder forholdsvis kort set i forhold til beskrivelsen af posterne, der kræves til næringsstofregnskaber (f.eks. Blicher-Mathiesen & Jørgensen, 2001; Hvid, 2002).

3.1.1 Næringsstofbudget

For opstilling af et næringsstofbudget for bedriftens fremtidige produktion tages der udgangspunkt i, at denne produktion sker ved gennemsnitlig effektivitet. Udover staldanlæggets type og normerede produktionskapacitet benyttes oplysninger om bedriftens sædskifte og jordtype, samt en række normtal.

Tabel 4. Oplysninger til brug ved opstilling af et næringsstofbudget, jf. afsnit 3.1.

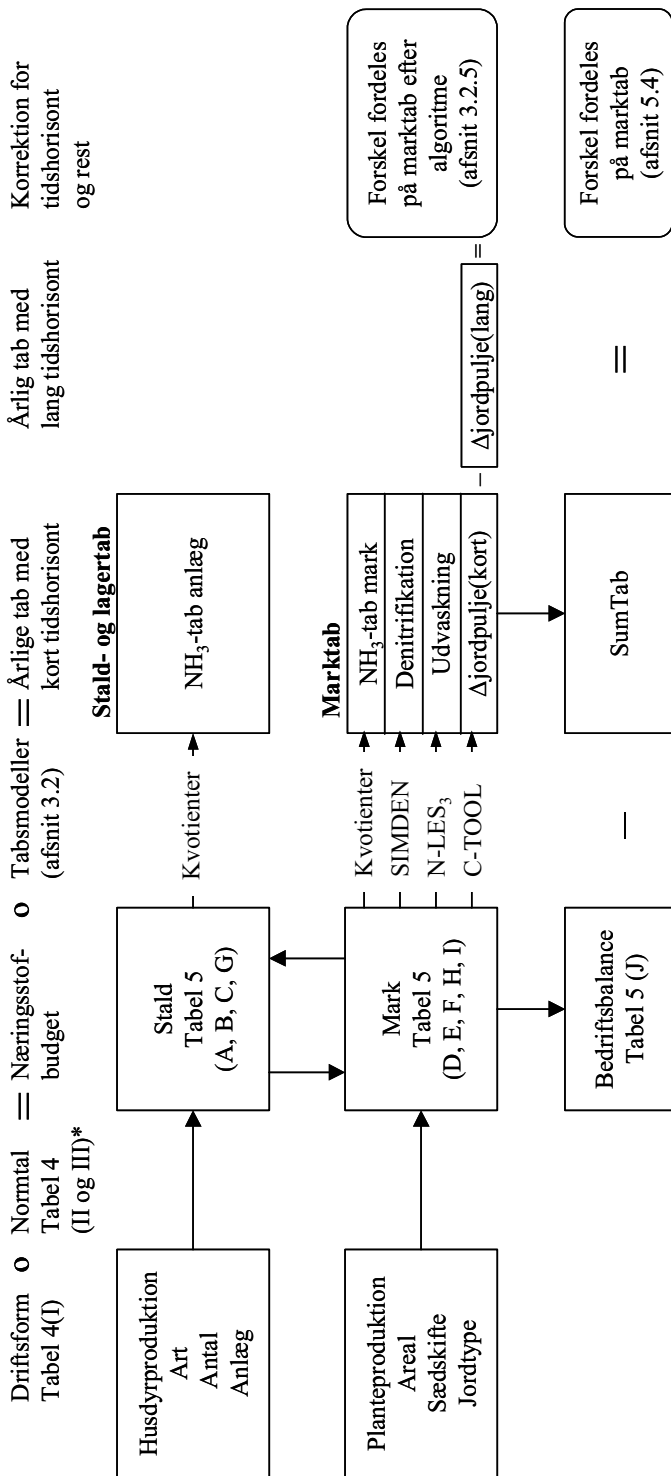
I: Driftsspecifikke oplysninger, klassificeres som i gødningsplanen
Besættningens størrelse og sammensætning
Staldtype
Dyrket areal og jordtype
Afgøder med forfrugt
Køb og salg af husdyrgødning
Modtaget organisk affald
Modtaget gødningsplanarbejdet
II: Normalt fra gødningsplanarbejdet
Solgte animalske produkter og deres indhold af N og P
Fodernormer (foderenheder, N, P)
Høstudbytte (foderenheder, N, P)
Gødningsbehov (N, P)
Krav til udnyttelse af husdyrgødning
III: Andre normal
N-fiksering i bælgplanteafgrøder
N-tilførsel ved atmosfærisk deposition

Tabel 5. Hovedposter i et næringsstofbudget for husdyrbrug, hvor avlen fodres op. Salg af korn o.l. påvirker ikke budgettet så længe det modsvarer af øget foderindkøb.

A: Kvalstof i solgte produkter fra husdyrproduktionen (N)
Besætning \times produktivitet \times N-koncentration
B: Foderbehov (foderenheder, N)
Besætning \times produktivitet \times fodernormer
C: Produceret husdyrgødning (N)
A-B
D: Gødningsbehov (N)
Areal \times afgrøde \times gødningsnorm
E: Behov for handelsgødning (N)
D - [(C-tab i stald og lager) \times udnyttelseskrav]
F: Produceret afgrøde (foderenheder, N)
Areal \times afgrøde \times udbyttенorm \times N-koncentration
G: Netto indkøb af foder (foderenheder, N)
B-F
H: N-fiksering
Areal med bælgplanter
I: N fra atmosfære og udsæd
Areal
J: Bedriftsbalance
E + G + H + I - A

Tabel 6. Yderligere datakrav til simple modeller for marktab i Figur 3. Datakrav til modellerne er beskrevet samlet i Appendiks L.

N-LES	Afstømning og jordens lerindhold (JB-nr. kan også bruges)
C-TOOL	Temperatur på månedsbasis, bjærgning af halm
SIMDEN	Frugtbarhed (lav, middel, høj), udbringningsmetode for husdyrgødning



* Normallene kan justeres, hvis der vælges et gødningsniveau, der afviger fra normniveauet, eller hvis der er belæg for justering af fodereffektivitet eller produktivitet.

Figur 3. Flowdiagram for beregning af kvælstoftab ud fra normbaseret drift. Beregningerne gennemføres både for en driftssituation for udvidelse af husdyrproduktionen og for den fremtidige drift.

Den type oplysninger (Tabel 4), der skal bruges til opstilling af næringsstofbudgettet (Tabel 5) er i meget høj grad identiske med de oplysninger, der indgår i arbejdet med gødningsplaner, og der skal tages udgangspunkt i samme systematik ved angivelse af husdyrbestand, afgrøder, jordtype etc., samt de tilsvarende normtal. Brug af normtal er opslag i tabelværker, der kan gøres operationelle som databaser i beslutningsstøttesystemer. Dette er allerede sket i et vist omfang, f.eks. i FARM-N (<http://www.farm-n.dk/>).

Husdyrenes norm effektivitet

Beregning af normtal for husdyrgødning (Poulsen *et al.*, 2001) sker som differens mellem opfodret mængde og mængde leveret i animalske produkter. Normtallene opdateres hvert år til brug for Plantedirektoratets kontrol og i det bagvedliggende materiale kan husdyrenes normeffektivitet findes. Dette materiale giver endvidere anvisninger på, hvorledes der skal korrigeres ved afvigelse fra den gennemsnitlige effektivitet.

Norm nettoudbytte

Normudbytter fremgår af Plantedirektoratets årlige vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Disse normudbytter baserer sig på gennemsnittet af de sidste fem års udbytter opgjort af Danmark Statistik. Imidlertid er udbythenormerne for grovfoder sandsynligvis knap 20% højere end registrerede opfodrede nettoudbytter på studielandbrug, hvilket der bør tages højde for (Kristensen, pers. komm.). Normudbytterne kan knyttes sammen med normer for fodermidlernes næringsindhold via fodermiddeltabellen (Møller *et al.*, 2005), der for salgsafgrøderne korn og ærter baserer sig på prøver indsamlet af Landsudvalget for svin i høstårene 2002-2004. Fodermiddeltabellen findes som en del af BEDRIFTSLØSNING-Kvæg. Fodermiddeltabellen udgør det primære grundlag ved korrektion af kvælstofindholdet i foder af egen avl i forbindelse med beregning af kvælstof i husdyrgødningen til brug for gødningsregnskabet (Plantedirektoratet, 2005).

Kvælstoffiksering

Kvælstoffiksering omfatter bælgplanteafgrødernes fiksering af kvælstof fra luften. En kvantificering af bælgplanters fiksering af kvælstof er særdeles vanskelig. Dette skyldes bl.a., at en stor del af den fikserede kvælstofmængde er til stede i stub og rødder, som i praksis ikke kan måles med nogen større sikkerhed. Endvidere dyrkes bælgplanter ofte i blanding med andre plantearter eksempelvis korn-ærtehelsæd og kløvergræs. Fikseringen i sådanne afgrøder vil naturligvis være afhængig af indholdet af bælgplanter, som varierer meget fra mark til mark, og for græsmarker vil kløverindholdet også variere gennem vækstperioden.

Der er udarbejdet metoder til estimering af kvælstoffikseringen i forskellige afgrøder, som er baseret på kvælstofindholdet i høstudbyttet, og hvor indholdet af kvælstof i stub og rod regnes som en procentdel af indholdet i høstudbyttet. I blandingsafgrøder som kløvergræs baseres kvælstofindholdet på indholdet i bælgplantedelen. Procentsatsen, der anvendes til beregning af indholdet i stub og rod, afhænger af bælgplantarten.

Generelt er de foreliggende metoder til estimering af kvælstoffikseringen usikre. Det skyldes bl.a., at andelen af bælplanter i blandingsafgrøder, som f.eks. kløvergræs, i praksis vil bero på et skøn. Ligeledes er det vanskeligt at estimere udbyttet i græsmarker. Det gælder især græsmarker, der afgræsses. Metoderne i Grønt Regnskab til bestemmelse af kvælstoffikseringen, beskrevet af Hvid (2004), baserer sig på kendskab til de faktiske forhold i dyrkningen af bælplanteafgrøderne, og er derfor ikke egnede i budgetmæssig sammenhæng. Derfor bør der fastsættes en kvælstoffiksering i de forskellige afgrøder administrativt ud fra gennemsnitsbetragtninger. I rene bælplantemarken kan fikseringen beregnes direkte fra udbyttet efter Høgh-Jensen *et al.* (2003). I afgrøder med både bælplanter og enkimbladede korn/græsser må der fastsættes en årlig norm. Forslag til størrelsen af kvælstoffikseringen i forskellige bælplanteafgrøder fremgår af Kristensen (2004).

Tilførsel med udsæd

Tilførsel af næringsstoffer med udsæd omfatter tilførslen med indkøbt såsæd til etablering af de forskellige afgrøder. Leverancen vil fremgå af driftsregnskabet.

Tilførsel fra atmosfæren

Tilførslen af næringsstoffer fra atmosfæren måles 10 steder i forskellige egne af landet, og tilførslen varierer på amtsniveau mellem 12 og 21 kg N ha⁻¹ (Ellermann *et al.*, 2003). Depositionen kan beregnes på kommuneniveau med en model, der er beskrevet af Ellermann *et al.* (2005) og tilgængelig via <http://www.dmu.dk/luft/luftforurenings-modeller/deposition>. Den beregnede depositionen på kommuneniveau anvendes i den normbaserede bedriftsbalance, idet der ses bort fra en eventuel lokal variation. For en beskrivelse af variationen i den lokale afsætning af ammoniak henvises til rapport fra Ammoniakvejledningsgruppen.

Tilførsel ved vanding

Tilførsel af næringsstoffer ved vanding kan især i tørkeår nå op på mærkbare mængder, men har i praksis kun betydning for tilførsel af kvælstof. Tilførslen kan beregnes ud fra indvindingsstilladelsen og kvælstofkoncentrationen i vandet.

3.1.2 Afvigelse fra normerne ved fremtidig drift

Ved opstilling af et næringsstofbudget for den fremtidige drift kan effekter af implementerede driftsmæssige forbedringer inddrages. Dette kan gøres ved opstilling af scenarier, hvor der afviges fra normdriften. Denne afvigelse omskrives til ændringer i de normtal, der som udgangspunkt blev anvendt i næringsstofbudgettet jf. afsnit 3.1.1. På denne måde kan det forudsiges, hvorledes næringsstofbudgettet vil påvirkes af disse fremtidige bedriftsspecifikke afvigelser.

De nævnte former for afvigelser samt de i afsnit 4 nævnte virkemidler kan samlet betegnes som projektilpasninger. I forbindelse med VVM-sagsbehandlingen og Miljøgodkendelsen

kan der stilles vilkår om dokumentation af projektilpasninger, herunder driftsforhold, hvor næringsstofbudgettet afviger fra normtallene.

3.1.2.1 Gødskningsniveauet reduceres i forhold til gødningsnormen

Normtallene for afgrødernes kvælstofbehov, der benyttes i forbindelse med administrationen af gødningsreglerne, refererer til et gødskningsniveau på ca. 90% af det økonomisk optimale. Summeres afgrødernes kvælstofbehov fremkommer bedriftens kvælstofkvote. Ved en udvidelse af husdyrproduktionen vil en større del af kvælstofkvoten dækkes af den producerede husdyrgødning, mens indkøb af kvælstof i handelsgødning reduceres tilsvarende.

I forbindelse med jordbrugsordninger, f.eks. i forbindelse med overgang til økologisk jordbrug, eller ved dyrkning af arealer i NitratFølsomme Områder (NFO), kan ansøgeren fravælge brug af handelsgødning helt eller delvist. En reduktion i handelsgødningsforbruget vil påvirke kvælstofomsætningen i marken, og der må forventes lavere udbytter med et lavere N-indhold, ligesom tabene i form af denitrifikation og udvaskning til miljøet vil reduceres.

Den enkleste måde at håndtere situationen på er at opstille et næringsstofbudget ved normgødsning og derefter justere posterne i næringsstofbudgettet, og dermed også bedriftsbalancen, ud fra enkle algoritmer, der skal udarbejdes. De lavere udbytter med lavere N-indhold vil skulle kompenseres af indkøbt foder, men normproduktionen af husdyrgødning vil være uændret.

3.1.2.2 Anden effektivitet i husdyrproduktion

Ved en fremtidig drift kan ansøger tilstræbe at reducere den miljøbelastning, som husdyrgødningen giver anledning til, f.eks. ved en minutøs tilpasning af fodertildelingen eller en anden produktivitet i husdyrproduktionen. Foreligger der ved nu-driften allerede en høj effektivitet, der er dokumenteret og verificeret, taler det for, at ansøgeren også i den fremtidige drift vil være i stand til at realisere en effektivitet i samme størrelsesorden.

I denne situation kan næringsstofbudgettet for den fremtidige drift opstilles ved at justere normtallene for produktionen for den påtænke driftsform under hensyntagen til den udviste effektivitet ved nu-driften, samt i øvrigt bruge datagrundlaget nævnt i Tabel 4. Visse former for effektivitet, der kan danne grundlag for justering af normtallene, kan let dokumenteres ved regnskabsbilag, f.eks. mælkeydelsen. Andre former for effektivitet, f.eks. i form af øget fodereffektivitet, vil kræve mere omfattende dokumentation og sammenstilling af flere oplysninger. Der bør udarbejdes en liste over nødvendig dokumentation og procedure for, hvorledes forskellige former for øget effektivitet i husdyrproduktionen skal beskrives ved ansøgning om udvidelse af husdyrproduktionen. Myndigheden har mulighed for at stille vilkår om efterfølgende dokumentation af den fremtidige drift, hvilket behandles yderligere i afsnit 3.3.

3.1.2.3 *Bedre teknologi for håndtering af husdyrgødning*

Anvendelse af bedre teknologi til håndteringen af husdyrgødningen sigter på at hindre ammoniakemissionen og dermed stille mere kvælstof til rådighed for planteproduktionen. Dette påvirker den interne omsætning og dermed næringsstofbudgettet. Ammoniakemissionen beregnes ved hjælp af lavere emissionskoefficienter for håndteringen af husdyrgødningen ved brug af bedre teknologi. Denne beregning vil samtidig give mængden af indvundet ammoniumkvælstof, som anvendelse af bedre teknologi giver anledning til. Denne ekstra mængde kvælstof vil efterfølgende tilføres markerne, og der kan tænkes to situationer.

I den neutrale situation reduceres forbruget af handelsgødning svarende til mer-tilførslen af mineralsk kvælstof i husdyrgødning. Herved påvirker anvendelse af bedre teknologi for håndtering af husdyrgødning ikke de øvrige poster i næringsstofbudgettet.

I den anden situation foretages der ikke en reduktion i forbruget af handelsgødning, hvilket betyder, at markerne tilføres mere mineralsk kvælstof. Dette må der tages højde for ved justering af posterne i næringsstofbudgettet efter samme algoritmer som i afsnit 3.1.2.1 forud for beregning af denitrifikation, udvaskning og ændring i jordens N-pulje.

Ved disse betragtninger er det forudsat, at den implementerede teknologi har den forventede effekt. Såfremt dette ikke er tilfældet vil ammoniakemissionen øges, og der vil være mindre kvælstof til rådighed for udbringning, hvilket kun delvist vil slå igennem som en mindre kvælstofudvaskning. Det betyder, at forbedring af bedriftens kvælstofbalance ikke vil være så stor som ventet. Af hensyn til forudsætningerne fra VVM-godkendelsen kan det være nødvendigt, at stille vilkår, der kan dokumentere effekten den bedre teknologi på ammoniakemissionen, og hvis det er muligt kan det også være relevant at stille krav til den fremtidige faktisk opnåede bedriftsbalance, jf. afsnit 3.3.2.

3.1.2.4 *Husdyrgødningen afsættes uden for bedriften*

Harmonikravet knytter husdyrproduktionen sammen med et areal (Anonym, 2002), hvorved det sikres, at den producerede mængde husdyrgødning kan udbringes på sådan en måde, at formålet med Nitratdirektivet tilgodeses. I forbindelse med VVM-sagsbehandling forudsættes harmonikravet opfyldt. Behovet for arealer til afsætning af uforarbejdet husdyrgødning kan f.eks. ske gennem eksport til nabobedrifter. Ved harmoniarealer i stor afstand fra stalden kan harmonikravet tænkes at udløse et ønske om forarbejdning af husdyrgødningen.

Til opfyldelse af arealkravet skal husdyrbedrifter have en vis andel af egen jord til rådighed for udbringning af husdyrgødning (Anonym, 2002). Foretages der forarbejdning af husdyrgødningen, typisk separering af gylle, kan der imidlertid opnås rabat på arealkravet. Det bemærkes, at afgasset gylle fra biogasanlæg i denne forbindelse ikke betragtes som forarbejdet husdyrgødning og derfor ikke udløser rabat på arealkravet (Anonym, 2002). Dette betyder, at en eller flere fraktioner af forarbejdet husdyrgødning skal eksporteres fra det til bedriften

knyttede harmoniareal, og udbringes på arealer ansøgeren ikke har rådighed over. Disse arealer kan ikke inddrages i VVM-sagsbehandlingen. Den problemstilling, der rejser sig i den forbindelse, ligger udenfor arbejdsgruppens opgave jf. afsnit 1.1.

Ved en sådan eksport af husdyrgødning knytter der sig særlige problemer til separering af gylle i to eller flere fraktioner, idet normen for både indhold af totalkvælstof og kravet til udnyttelse i udgangsmaterialet skal fordeles på fraktionerne. Den samlede mængde N i fraktionerne skal svare til udgangsmaterialet, og udnyttelseskravet skal, vægtet efter total-N, ligeledes svare til kravet for udgangsmaterialet (Anonym, 2002). Det er producenten, der fastlægger mængden af total-N og det tilknyttede udnyttelseskrav i de ved separeringen fremkomne fraktioner.

Udnyttelseskravet kan fastsættes på grundlag af forholdet mellem ammonium-N og total-N, idet ammonium-N betragtes som udnyttelig svarende til gødningsvirkningen af N i handelsgødning. Det antages her, at fastsættelsen af udnyttelseskravet og total-N i fraktionerne er retvisende, bl.a. fordi aftageren skal medtage den importerede fraktion af husdyrgødning i sit gødningsregnskab. Tilsvarende kan producenten fratække det eksporterede kvælstof i sit gødningsregnskab, og dermed også i næringsstofbudgettet.

Kun den del af husdyrgødningen, der udbringes på bedriftens harmoniareal medtages i tabsberegningerne. Der kan ved VVM-sagsbehandlingen og miljøgodkendelsen stilles vilkår om dokumentation for eksport af N i fraktioner af husdyrgødning svarende til dokumentationen for rabatten opnået ved separering (Anonym, 2002).

3.2 Brug af simple modeller til beregning af kvælstoftab

De enkelte tabsposter i ligning 2 kan estimeres ved brug af nogle relativt simple modeller, der enten allerede er operationelle eller forholdsvis let kan gøres operationelle til brug for VVM-sagsbehandling. Baggrunden for valget af nitratudvaskningsmodel diskuteres nærmere i afsnit 5.

De valgte modeller, specielt de modeller, der vedrører udvaskning og denitrifikation, kan estimere effekten af driftsmæssige ændringer på kort sigt, op til 15 år. Dette er en naturligt følge af dels det datagrundlag, der ligger bag modellerne, og dels de forenklinger af virkeligheden, som modellerne repræsenterer. Imidlertid vil visse driftsmæssige ændringer have langsigtet betydning for jordpuljen og mineralisering herfra. Ønskes der således et estimat for effekten af driftsmæssige ændringer på kvælstofudvaskningen for en længere tidshorisont må der foretages korrektioner, hvilket er beskrevet i afsnit 3.2.5.

Summen af N-tabene estimeret med de fire modeller vil sjældent være præcist lig med tabspotentialet beregnet på grundlag af næringsstofbudgettet, men det forventes, at det summerede tab vil ligge i omegnen af det beregnede tabspotentiale. Det summerede N-tab bringes i over-

ensstemmelse med tabspotentialt ved en korrektion af de estimerede tab. Mulige fremgangsmåder til korrektion diskuteres i afsnit 5.4.

3.2.1 *Ammoniakemission*

Parallelt med denne gruppes arbejde foretages der i Ammoniakvejledningsgruppen en beskrivelse af dels ammoniakafsætningen og dels ammoniakemissionen fra bedriften, der søger om udvidelse af husdyrproduktionen. Ammoniakafsætningen kan bestemmes på kommuneniveau og denne størrelse indgår som en konstant post i bedriftsbalancen. Ammoniakemissionen indgår derimod som en post i tabspotentialt. For beregning af disse poster henvises til rapport fra Ammoniakvejledningsgruppen.

3.2.2 *Denitrifikation (SIMDEN)*

SIMDEN er en simpel empirisk model til beregning af denitrifikation i rodzonen (0-100 cm). Denitrifikationen beregnes som funktion af tilført mængde total-N i handelsgødning og husdyrgødning, som indtastes. Modellen findes i to udgaver; SIMDEN, som beregner denitrifikationen som funktion af jordtype (JB-nr.), og $SIMDEN_{ler}$, hvor denitrifikationen beregnes som funktion af jordens lerindhold. Princippet er det samme i begge modeller, der kan hentes på www.agrsci.dk/simden, hvor der også findes korte beskrivelser. SIMDEN er i detaljer beskrevet i Vinther & Hansen (2004), samt Appendiks B.

Modellen baseres således på oplysninger om jordtypen, samt gødningsplanen for den fremtidige drift. Såfremt der i 25 cm's intervaller haves kendskab til ler-procenten benyttes $SIMDEN_{ler}$. Ofte kendes kun JB-nr. for pløjelaget og da benyttes SIMDEN med antagelse af JB-nr. for 25-100 cm's dybde.

3.2.3 *Udvaskning af nitrat (N-LES₃ Nitrate Leaching ESTimator)*

En empirisk model for kvælstofudvaskning foreligger i tre versioner (Appendiks D). Første version (N-LES₁) er beskrevet af Simmelsgaard *et al.* (2000). Anden version er beskrevet i et ikke offentliggjort notat, mens tredje version, der er beskrevet af Kristensen & Grant (2003), er en genberegning foretaget i forbindelse med slutevalueringen af Vandmiljøplan II. Denne sidste model betegnes N-LES₃, og usikkerheden på modellens estimater behandles af Larsen & Kristensen (rapportudkast), samt i Appendiks D. I forbindelse med VMPIII er der i 2006 planlagt en genberegning, hvor de nyeste LOOP-data inddrages.

Modellen kræver som input oplysninger om afgrøderne i sædskiftet og deres gødskning, hvilket vil fremgå af gødningsplanen for den fremtidige drift. Desuden kræver modellen oplysninger om jordtypen, dels jordens lerindhold og dels humusindholdet. Til brug for Skov- og Naturstyrelsens vejledning til kommunernes fremtidige VVM-sagsbehandling bør effekten af humus inaktiveres, jf. afsnit 5.3.1. Klimaeffekten på udvaskningen beskrives dels ved effekten af vandafstrømningen ud af rodzonen både i det pågældende år samt afstrømningen det forud-

gående år, og dels indirekte, idet også det høstede N-udbytte indgår som input. Vandafstrømningen kan beskrives ved normerede data for jordtype og geografisk område, mens indhøstet N kan bestemmes på grundlag af normudbytter og norm N-koncentrationer. For enkelte afgrøder (vinterraps, vårraps, majs og kartofler) er datagrundlaget for N-LES₃ spinkelt, og estimaterne for udvaskningen fra disse afgrøder bør evalueres og eventuelt justeres i forhold til den øvrige viden på området.

3.2.4 Ændring i jordens kvælstofpulje (C-TOOL)

C-TOOL er et værktøj til implementering af forskellige organiske stofmodeller, som beskrevet i Petersen *et al.* (2002) og Appendiks C. Program og manual (Petersen, 2003) kan downloades fra <http://www.agrsci.dk/c-tool>. I sin oprindelige udgave opereres med 7 organiske stofpuljer, hvilket er afstemt med FASSET (Appendiks K), men en mere simpel 3-pulje version er indbygget i FARM-N værktøjet til beregning af bedriftsbalancer og tabsposter.

Modellen kræver input af jordtype (JB-nummer) og geografisk beliggenhed (postnummer), samt udgangspunktet for beregningerne i form af bedriftstype. Desuden kræves kendskab til sædskiftet, udbyttet og andelen af halm, der fjernes. Sluttelig kræves oplysninger om jordens indhold af kulstof og kvælstof til 1 m's dybde i intervaller á 25 cm. Modellen foreslår på grundlag af den valgte bedriftstype standardværdier, som kan ændres såfremt der haves målte data.

3.2.5 Korrektion for valgt tidshorisont

Det skitserede koncept har en tidshorisont på op til ca. 15 år. Imidlertid kan ansøgningen om øget husdyrproduktion have effekter, der rækker ud over denne tidshorisont. Vedvarende driftsændringer i form af øget halmnedmuldning, flere efterafgrøder eller øget udbringning af husdyrgødning vil give anledning til opbygning af jordens pulje af organisk bundet kvælstof. Den beregnede ændring i jordpuljen vil imidlertid aftage med tiden og der vil ske en tilsvarende ændring i summen af planteoptag, denitrifikation og udvaskning. Det er derfor nødvendigt, at Skov- og Naturstyrelsen i vejledningen til kommunerne tager stilling til hvilken tidshorisont beregningerne skal dække.

Ved anvendelse af FASSET er der i Appendiks H anført, hvor stor en del af det ophobede kvælstof, der kan påregnes at gå til udvaskning ved fire tidshorisonter (25, 50 100 og 150 år) og ved forskellige scenarier for en generel teknologiudvikling. Denne opgørelse er nyttig ved valg af tidshorisont og det foreslås, at der gives retningslinier for hvilken tidshorisont der vil være rimelig. Parallelt hermed udarbejdes der egnede algoritmer til fordelingen af den forskel, der er mellem standard beregningerne og C-TOOL beregninger for en længere tidshorisont, på posterne planteoptag, denitrifikation og udvaskning.

3.2.6 Sammenligning af bedriftsbalance med beregnede N-tab

Under ideelle betingelser bør de modelberegned tab (ligning 2, afsnit 2.1) være lig med bedriftsbalancen (ligning 1), men pga. usikkerhedsmomenter i tabsmodellerne vil de to størrelser afvige fra hinanden. Med henblik på belysning af denne afvigelse benyttes den sammenstilling af næringsstofregnskaber som Kristensen (pers. komm.) har foretaget på grundlag af Fødevarøkonomisk Instituts repræsentative regnskaber for 2002 (Anonym, 2003). Disse regnskaber omfatter over 2000 repræsentativt udvalgte regnskaber, som i forbindelse med projektet *Livscyklusvurderinger af basislevnedsmidler* er anvendt til opstilling af 31 bedriftstyper. Princippet for opstilling af næringsstofregnskaberne for hver af disse bedriftstyper fremgår af Kristensen *et al.* (2005).

For disse bedriftstyper er det muligt at sammenligne bedriftsbalancen med det beregnede tab. På lerjord underestimerer tabsmodellerne med 6-10% i forhold til bedriftsbalancen, mens tabsmodellerne overestimerer med 4-9% for kvæg- og svinebrug på sandjord.

Tablet 7. Relativ rest der fremkommer ved beregningen: (Bedriftsbalance – Tab)/Bedriftsbalance, samt bedriftstypens andel af det samlede landbrugsareal. Hver kombination er repræsenteret med tre typebedrifter med forskellig belægningsgrad.

	Relativ rest		Andel af samlet landbrugsareal	
	Ler	Sand	Ler	Sand
Kvæg	10	-4	3	17
Svin	6	-9	10	15

Overordnet set må det konstateres, at det udfaldsrum, der fremkommer ved bedriftsbalancen, i høj grad kan forklares ved summer af estimater for ammoniakemission, denitrifikation, udvaskning samt ændring i jordens N-pulje.

3.3 Yderligere data

I afsnit 3.1 og 3.2 er der beskrevet en generel fremgangsmåde til beregning af kvælstofudvaskningen ved en fremtidig situation for en bedrift. Formodentlig vil denne fremgangsmåde være dækkede i langt de fleste sager om udvidelse af husdyrproduktionen. Imidlertid kan der være tilfælde, hvor yderligere data og beregninger kan være påkrævet. Det kan dels dreje sig om yderligere data til brug for selve VVM-sagsbehandlingen/Miljøgodkendelsen, og dels om data til brug for efterfølgende kontrol.

De nedenfor beskrevne situationer, hvor myndigheden kan have behov for yderligere data er ikke udtømmende. Det foreslås, at der nedsættes et permanent udvalg, der kan opsamle erfaringer og afdække muligheder for hensigtsmæssig indsamling af supplerende data til brug for redegørelse og kontrol. Problemstillingen er f.eks. relevant for bedrifter knyttet til sårbare grundvandsressourcer og for visse typer projektilpasninger.

3.3.1 Yderligere data til brug ved redegørelse

Den betydelige variation, der er i den mineraliserede mængde kvælstof på forskellige jorde (Appendiks G) gør det usikkert at koble bedriftens aktuelle kvælstofbalance direkte sammen med størrelsen af kvælstofabene. I stedet tages der udgangspunkt i den normbaserede bedriftsbalance. Det kan dog være ønskeligt nærmere at afklare om en aktuel bedriftsbalance set i forhold til den normbaserede bedriftsbalance kan

- støtte argumenter om afvigende høstudbytter eller effektivitet på en bedrift
- give øget præcision i en vurdering af udvaskningsniveauet for en bedrift beliggende i et sårbart vandindvindingsområde.

Til brug for denne afklaring kan det være relevant at udtage jordprøver til bestemmelse af jordens indhold af totalkvælstof eller at indhente oplysninger om arealernes driftshistorie. For begge typer oplysninger er der udarbejdet vejledning om betydningen for afgrødernes kvælstofbehov (Knudsen, 2005; BEDRIFTSLØSNINGEN). Der bør i forbindelse med VVM-sagsbehandlingen tilsvarende udarbejdes en vejledning om betydningen af kvælstofmineraliseringens omfang.

Ved afvigelse fra normerne kan dokumentation for faktisk andre udbytter eller faktisk anden effektivitet i husdyrproduktionen ved nu-driften benyttes ved opstilling af næringsstofbudget for den fremtidige drift. Dette forudsætter imidlertid, at den fremtidige husdyrproduktion er af samme karakter som nu-driften. For ny-etablering af husdyrproduktion foreligger denne mulighed ikke, og her kan der stilles vilkår om anden efterfølgende kontrol.

3.3.2 Data til brug ved efterfølgende kontrol

Visse betingelser, enten forudsætninger i ansøgningen eller vilkår stillet af myndigheden, kan kun kontrolleres visuelt, f.eks. brug af efterafgrøder eller drift af anlæg til begrænsning af ammoniakemission. Andre forhold formodes kontrollerbare i forhold til regnskabstal, f.eks. den animalske produktion. Derimod er det generelt meget vanskeligt at kontrollere enkeltposterne i den interne omsætning, f.eks. høstudbytter af hjemmeavlet foder anvendt i husdyrproduktionen.

Umiddelbart synes det nærliggende, at anvende en aktuel kvælstofbalance som dokumentation for kvælstoftabet på en given bedrift, men en sådan direkte anvendelse byder på vanskeligheder, jf. afsnit 3.3.1, idet usikkerheden om bestemmelse af kvælstofmineraliseringen fra jordens organiske pulje (Appendiks G) vil afspejle sig i den faktiske kvælstofbalance. Den aktuelle kvælstofbalance kan derimod benyttes indirekte: I den situation, hvor en ansøgning f.eks. omfatter en udvidet, men effektiviseret husdyrproduktion, på et tilnærmelsesvist uændret areal, vil sammenligning af faktisk kvælstofbalance ved den udvidede drift med faktisk kvælstofbalance ved den oprindelige drift kunne bruges som udtryk for den faktiske udvik-

ling. Sådanne sammenligninger vil være nyttige, når ansøgningen omfatter planer om f.eks. bedre foderudnyttelse gennem tilpasset foder/fodring, mindre gødningsproduktion gennem hurtigere opfedning eller øgede grovfoderudbytter gennem ændret græsmarksdrift. Denne mulighed for sammenligning med tidligere faktiske kvælstofbalancer foreligger imidlertid ikke for nyetablerede bedrifter.

3.4 Andre modeller

3.4.1 Model til screening forud for egentlig sagsbehandling

Kvælstofudvaskningen sker i marken og er både afhængig af, hvilken type og mængde af husdyrgødning der udbringes, hvorledes jorden dyrkes og af jordtyperne. Derfor omfatter den beregningsprocedure, der er omtalt i afsnit 2-3.3, både gødningsproduktion og markdrift. Hvor det ikke vurderes at være muligt eller relevant at inddrage markdriften og dermed gennemføre en beregning af udvaskningens omfang, men der f.eks. i forbindelse med screeninger udelukkende ønskes et skøn over en sandsynlig ændring i udvaskningen som følge af en øget husdyr- og gødningsproduktion, vil det være relevant at bruge AMTSMODELLEN (2003). Det vurderes, at det er ret enkelt at indarbejde parallelle algoritmer i både AMTSMODELLEN og det foreslåede koncept til miljøvurdering. Dette forudsætter dog, at der træffes beslutning om, hvilke tidshorisonter der skal anvendes i udvaskningsberegningerne. AMTSMODELLEN er nærmere beskrevet i Appendiks I.

3.4.2 Administrativ anvendelse af dynamiske modeller

I nogle situationer kan der være behov for at supplere den overordnede kvælstofbalance i marken med mere detaljerede beregninger af vand- og kvælstofbalancen på enkelte marker, der belaster særlig sårbare recipienter. En dynamisk procesbaseret model vil her kunne bruges til eksempelvis:

- At supplere kvælstofbalancen med en vandbalance, der hænger integreret sammen med kvælstofbalancen, og dermed kan prædiktere nitratkoncentrationen i det vand, der forlader rodzonen.
- At beregne usikkerheden som skyldes usikkerheden på inputdata direkte ud fra det bedst mulige kendskab til den lokale variation i inputdata, f.eks. jordens tekstur. Dette bør gøres for at få resultater, der repræsenterer den heterogenitet i jordbundsforhold og dermed vækstforhold, der kan være selv på markniveau.
- At vurdere effekter af ændret praksis i marken og usikkerheden på disse effekter under de lokale jord- og klimaforhold.
- At undersøge effekter af ændrede klimaforhold. Dette kan have stor relevans ved fremtidssikring af drikkevandsforsyningen.
- At vurdere sæsonvariationen i udvaskningen, og dermed bestemme hyppighed af udfald over en hvis størrelse. Dette kan være relevant for overfladevandsrecipienter, der er følsomme overfor kortvarige høje kvælstoftilførsler.

3.4.2.1 DAISY

DAISY er en dynamisk model, der simulerer processer i jord, planter og atmosfære. Den beregner vand- og kvælstofbalance samt planteproduktion for den enkelte mark ud fra oplysninger om jord- og klimadata samt dyrkningsoplysninger. Modellen er nærmere beskrevet i Appendiks J.

Da den "rå" DAISYmodel kan være svær at anvende, fordi der skal bruges en lang række detaljerede inputdata, er der i et samarbejde mellem Landbohøjskolen, Danmarks Jordbrugs-Forskning, Dansk Landbrugsrådgivning, DHI- Institut for Vand og Miljø samt Watertech udarbejdet en række anbefalinger omkring opsætning og afvikling af modellen. Derudover er der udarbejdet et bibliotek med typiske parametervalg til jordtype- og afgrødebeskrivelser under danske forhold, som kan lette anvendelsen af DAISY for brugerne.

Begrebet DAISY_{standard} dækker således over en række anbefalinger, der skal sikre at DAISY-modellen anvendes så ensartet som muligt af forskellige brugere. Disse anbefalinger er sammenfattet i en rapport, som i daglig tale benævnes DAISY-ståbien (Styczen *et al.*, 2005). Herudover er der i forbindelse med arbejdet med DAISY_{standard} udviklet en GIS-brugerflade, der kan hjælpe ikke-modelkyndige igennem opsætning af modellen samt med resultatbearbejdning og præsentation af beregningsresultaterne.

Ved administrativ anvendelse af DAISY-modellen vil datagrundlaget ofte være mangelfuldt, og der bør derfor tages udgangspunkt i anbefalingerne i DAISY-ståbien. Det er vanskeligt at foretage yderligere forenklinger i denne fremgangsmåde, da hver enkelt element i anbefalingerne netop er nævnt, fordi det kan være vigtig for resultatet.

I en situation, hvor DAISY-modellen ønskes anvendt som supplement til den overordnede kvælstofbalance i marken med henblik på fastsættelse af egentlige vilkår for den fremtidige landbrugsdrift, kan det tværtimod være nødvendigt at stille yderligere datakrav, afhængig af det konkrete formål med inddragelse af DAISY-modellering listet i afsnit 3.4.2. Yderligere krav kunne være, at jordbundsforholdene bør undersøges, så det sikres, at den fysiske beskrivelse af både over- og underjord, er dækkende for de faktiske forhold. Især vil en kortlægning af dyrkningshistorien, hvis det er muligt, suppleret med målinger af jordens indhold af organisk stof samt C/N-forholdet i dette, kunne medvirke til at give et bedre bud på jordens mineraliseringsevne. Endvidere bør der i nogle situationer anvendes lokale nedbørsdata og ikke grid-nedbør. Derudover bør modellen altid kalibreres til observeret udbyttensniveau, hvilket også fremgår af DAISY-ståbien.

Flere undersøgelser viser, at resultater fra dynamiske modeller ofte kan falde forskelligt ud afhængig af brugeren. Selv om konceptet DAISY_{standard} fastlægger en lang række forhold, og er indbygget i en bruger-flade (DAISY-GIS), er det stadig nødvendigt med en vis ekspertise i at anvende modellen, for at kunne sikre sig, at modellen opfører sig realistisk i forhold til praktisk landbrug og de lokale forhold på bedriften. Resultaterne fra hele den beregnede vand-

og kvælstofbalance i marken bør således altid vurderes kritisk ud fra en agronomisk synsvinkel.

3.4.2.2 *FASSET*

Ligesom DAISY er FASSET en dynamisk model, og den er nærmere beskrevet i Appendiks K. Fordele og ulemper ved FASSET, specielt i forhold til DAISY, diskuteres i afsnit 5. På nuværende tidspunkt har FASSET ikke en tilstrækkelig brugervenlig grænseflade, og er derfor endnu ikke egnet til brug for VVM-sagsbehandling.

3.4.2.3 *SKEP/DAISY og SKEP/FASSET*

Ved evalueringerne af VandMiljøPlaner (VMP) anvendes to metoder til beregning af udvaskningen, dels N-LES₃ og dels en database, der indeholder resultater fra et meget stort antal DAISY-simuleringer. Denne database kaldes i daglig tale SKEP/DAISY, og SKEP står for Sædskifte-Kvælstof-Estimerings-Program (Børgesen & Heidmann, 2002), men er siden udbygget og kan i dag også beregne fosforbalance. SKEP/DAISY opdateres løbende med henblik på VMP-arbejdet. Såfremt den forsynes med en let anvendelig brugergrænseflade kan SKEP/DAISY eller SKEP/FASSET udgøre et alternativ til de rene dynamiske modeller, også i VVM-sagsbehandlingen.

4 Virkemidler til begrænsning af nitratudvaskning fra rodzonen

En forudsætning for, at et virkemiddel kan inddrages i VVM-sagsbehandlingen er, at virkemidlet

- har en dokumenteret effekt,
- er kontrollerbart, hvilket forudsætter, at virkemidlet er veldefineret,
- samt, at kontrollen kan gennemføres med rimelig ressourceindsats.

I såvel svine- som kvægproduktionen præsterer den bedste ¼ af bedrifterne en fodereffektivitet, der er 10% højere end gennemsnittet, mens den dårligste ¼ ligger 10% lavere (Poulsen *et al.*, 2003). Dette vil slå igennem som en variation i næringsstofbalancen mellem bedrifterne, men forskellene vil formentlig ikke være større end den usikkerhed, der er knyttet til mængden kvælstof, som stilles til rådighed ved mineralisering af jordens organiske puljer, jf. Appendiks G. Det er derfor vanskeligt at inddrage den generelle forskel på effektivitet.

Imidlertid findes der en række konkrete metoder til forbedring af foderudnyttelsen og dermed reducere mængden af næringsstoffer i den producerede gødning. Disse konkrete metoder vil kunne inddrages i VVM-sagsbehandlingen. Generelt vil konkrete forbedringer af foderudnyttelsen slå igennem i næringsstofbalancen, som kan anvendes til kontrolformål i situationer, hvor det giver mening at sammenligne en balance før og efter udvidelsen af husdyrproduktionen, jf. afsnit 3.3.2. Derudover eksisterer der for de enkelte metoder også visse specifikke kontrolmetoder.

Poulsen *et al.* (2003) nævner følgende konkrete muligheder for at reducere husdyrgødningens indhold af kvælstof via fodringen:

- Anvendelse af flere foderblandinger således, at fodringen i højere grad varierer med dyrenes behov (fasefodring). Metoden kan både være aktuel i smågrise- og slagtesvineproduktionen. Installation af fodrings- og foderopbevaringssystemet indrettet til flere foderblandinger kan sandsynliggøre brug af flere foderblandinger.
- Endvidere kan en reduktion af svinefoderets proteinindhold, samtidig med en forøgelse af den biologiske værdi ved tilsætning af frie aminosyrer, bidrage til en reduktion af husdyrgødningens indhold af kvælstof. Det kan kontrolleres om der sker indkøb af aminosyrer.
- I kvægproduktionen kan husdyrgødningens indhold af kvælstof reduceres ved optimering af foderets proteinindhold, indholdet af forgærbare kulhydrater og nedbrydeligheden af proteinet i forhold til hinanden. Det er umiddelbart svært at pege på en specifik kontrolmetode, men det er meget sandsynligt, at oplysning om mælkens ureaindhold vil kunne operationaliseres som kontrolmetode.

Virkemidlerne i stalden sigter således mod en reduktion af næringsstofindholdet i husdyrgødningen. I marken sigter virkemidlerne på en reduktion af nitratudvaskningen gennem dyrk-

ningsmæssige tiltag. Virkemidlerne i marken omtalt i Appendiks M kan opdeles i følgende generelle grupper.

- Status for en mark kan under visse omstændigheder kontrolleres fysisk, men her er det væsentligt for kontrolmuligheden, at en given status har en vis tidsmæssig udstrækning. Det kan f.eks. være hvorvidt marken er etableret med efterafgrøder eller henligger upløjet gennem vinteren. Ligeledes kan sædskiftet kontrolleres.
- Virkemidler, der vedrører forbrugte mængder relaterer sig til vareudveksling, specielt indkøb af handelsgødning og salg af husdyrgødning, herunder gylleseparering. Begge dele vil afspejle sig i bedriftens næringsstofbalance og kan dokumenteres ved regnskabsbilag.
- Handlinger kan ikke med rimelig ressourceindsats kontrolleres direkte. Den til bedriften hørende maskinpark vil kunne sandsynliggøre anvendelse af visse virkemidler.

Disse forhold i virkemidlernes kontrollerbarhed bør sammen med deres forventede effekt afvejes med henblik på udarbejdelse af en nettoliste over virkemidler, der kan indgå i VVM-sagsbehandlingen.

5 Diskussion af mulige metoder til beregning af nitratudvaskning

Her gennemgås forskellige typer modeller og metoder til beregning af nitratudvaskning, herunder stilles fordele og ulemper op mod hinanden. Gennemgangen munder ud i valg af udvaskningsmodel til sammenkobling med andre partielle N-tabsmodeller, jf. afsnit 3.2.

5.1 Problemstilling

N-udvaskningen fra en enhed ønskes estimeret. Denne enhed kan være en mark, en bedrift eller et opland. Uanset den arealmæssige udbredelse kan det ønskede estimat for udvaskningen være for:

- 1) En *typisk* enhed.
- 2) En konkret enhed.

I begge tilfælde kan der ønskes et estimat for:

- i) den *totale* udvaskning.
- ii) *ændringen* i udvaskningen som respons på en eller flere driftsændringer.

For så vidt angår ændringen (ii) er der ikke blot tale om en simpel ændring fra en før-situation til en efter-situation i forhold til udvidelsen af husdyrholdet, idet driftsmæssige ændringer typisk har flere dimensioner. Denne problematik skal illustreres indledningsvist, og til dette formål vil vi tage udgangspunkt i et simpelt eksempel, hvor vi ser på markbalancen. I denne rapport antages bortførslen fra marken at fordele sig på de fem poster: høstet afgrøde, udvaskning, jordpuljeændring, ammoniakemission og denitrifikation. Ved en samlet tilførsel på 188 kg N ha^{-1} kan kvælstoffet tænkes at fordele sig på de fem poster som vist i Tabel 8. Værdierne i Tabel 8 og Tabel 9 tjener til illustration og afspejler ikke nødvendigvis DJF's bedste bud på sådanne fordelingskoefficienter.

Tabel 8. Eksempel på fordeling af bortført kvælstof på enkeltposter ved tilførsel af 170 kg N ha^{-1} i handelsgødning, 3 kg N ha^{-1} i såsæd og 15 kg N ha^{-1} ved atmosfærisk afsætning, i alt 188 kg N ha^{-1} .

	kg N ha ⁻¹	%
Høstet afgrøde (80 hkg kerne, 44 hkg halm)	149	79.3
Udvaskning	48	25.5
Jordpuljeændring	-23	-12.2
Ammoniakemission	2	1.1
Denitrifikation	12	6.4
Sum	188	100.0

I forhold til beregning af den totale udvaskning, jf. i), er forholdene mere komplicerede for *ændringer* i udvaskningen, jf. ii). Her vil der være tale om *marginalbetragtninger* i forhold til

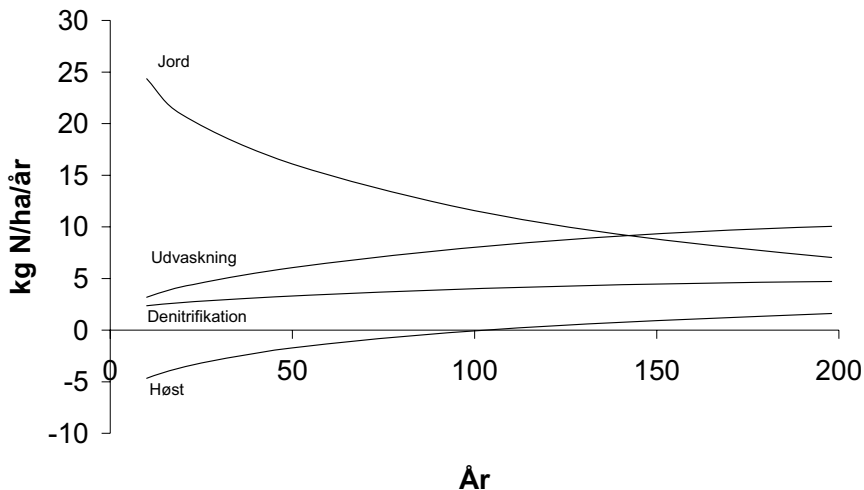
driftsændringer, som oftest vil ske samtidigt i flere dimensioner, f.eks. vil en udvidelse af husdyrproduktionen bevirke, at handelsgødning fortrænges af husdyrgødning, og der er således tale om ændringer i udvaskningen forårsaget af både ændring i handelsgødningstilførslen og ændring i husdyrgødningstilførslen. Da svinegylle typisk fortrænger handelsgødning i forholdet 100:75, vil fortrængning af 1 kg N ha⁻¹ i handelsgødning med svinegylle give en merudvaskning på $1000 \text{ g} \times ((100/75 \times 28\%) - 35\%) = 23 \text{ g}$, idet marginalændringen for udvaskningen af N tilført med svinegylle og handelsgødning her er sat til henholdsvis 28% og 35%, jf. Tabel 9.

Tabel 9. Eksempel på marginalændring udtrykt som fordeling i % på enkeltposter ved en ændring på 1 kg N ha⁻¹ og en tidshorisont på 5 år. Udgangspunktet er tilførsel af 170 kg N ha⁻¹ i handelsgødning som i Tabel 8.

	Handelsgødning	Svinegylle
Høst	45	28
Udvaskning	35	28
Jordpuljeændring	11	25
Ammoniakemission	1	6
Denitrifikation	8	13
Sum	100	100

Ved større ændringer, hvor man ikke længere kan tale om marginaler, vil en lineær ekstrapolation ikke nødvendigvis være helt korrekt, for eksempel hvis al handelsgødningen erstattes med husdyrgødning. Termen marginalændring vil for overskuelighedens skyld blive anvendt her, dog skal man blot være opmærksom på, at store ændringer snarere vil have karakter af ikke-lineære *responser*. Ydermere vil marginalændringen over for eksempel 50 år ofte være meget anderledes end over 5 år, især hvis driftsændringen medfører ændringer i jordpuljen. Så selv i dette simple eksempel, hvor svinegylle erstatter handelsgødning, vil der være mindst 3 dimensioner af marginalændringer, én for fortrængning af handelsgødning, én for tilførsel af gylle og én der afhænger af tid. Den tidlige dimension kan afhænge meget af ændringen i jordpuljen. Som et eksempel på tabposternes udvikling over tid i forhold til jordpuljens udvikling vises differenser for tab og jordpulje mellem et handelsgødet og et husdyrgødet sædskifte (Figur 4).

Det ses, at i begyndelsen af den 200-årige periode vil den største ændring ligge i jordpuljen. Først efter ca. 150 år er summen af udvaskningen (regnet tilbage fra år 0) større end den samlede jordpuljeændring. Både høst, udvaskning og denitrifikation stiger i hele perioden, som følge af en stigende mineralisering. Bemærk, at både fortegn og størrelsesorden afhænger af tiden. De i Tabel 9 skitserede værdier for marginalændringer vil således være stærkt afhængige af om der er tale om et øjebliksbillede, eller om der summeres over en længere periode.



Figur 4. N-tab og jordpuljeudvikling beregnet med FASSET-modellen. Kurverne er dannet på baggrund af kumulerede differenser mellem et husdyrgødet sædskifte i forhold til et handelsgødet. Differenserne er derefter omregnet til årlige gennemsnit. For yderligere detaljer se Petersen *et al.* (2005a).

Dette betyder, at en models/beregningsmetodes evne til at give realistiske marginalændringer i mange situationer vil være ligeså afgørende for dens anvendelighed som dens evne til at give det rette absolutte niveau. Det er derfor vigtigt at sammenligne forskellige modellers funktionelle responser, og dermed deres marginale ændringer i bl.a. udvaskningen.

5.2 Forskellige modellers prædiktions af udvaskning

I 2004 blev der afholdt en workshop om udvaskningsberegninger på Landscentret, Skejby, hvor fem forskellige modeller (Tabel 10) blev sammenlignet: N-LES (version 1 og 3), DAISY, SKEP/DAISY, FASSET og AMTSMODELLEN.

Amtsmodellen giver ikke et absolut tal for udvaskningen, men kun forøgelsen ved substitution af husdyrgødning med handelsgødning. Modellen er ikke behandlet yderligere i dette afsnit, da det er en VVM screeningsmodel, og ikke en model til den eventuelle efterfølgende sagsbehandling. En analyse af den version af AMTSMODELLEN, der forelå i 2004 er gennemført af Petersen *et al.* (2005b). Tilsvarende er SKEP/DAISY ikke behandlet yderligere i dette afsnit, da den på nuværende tidspunkt primært er en opskaleringsmodel, og derfor ikke sigter mod enkeltbedrifter. Sluttelig er kun den nyeste version 3 af N-LES behandlet. Datakrav til modellerne N-LES₃, DAISY og FASSET er i oversigtlig form vist i Appendiks L.

Tabel 10. Modeller og aktører ved sammenligning af forskellige modeller til beregning af nitratudvaskningen i Landscentrets workshop 2004 (efter Knudsen & Østergaard, 2005a).

Model	Karakteristika	Aktør i forbindelse med workshop og beregninger
DAISY _{standard}	Dynamisk model oprindeligt udviklet af KVL	DHI, Watertech, Fyns Amt, Landscentret
FASSET	Dynamisk model udviklet af DJF	DJF
N-LES ₁ og N-LES ₃	Modeller udviklet af DMU og DJF samt Landscentret. Empiriske modeller udviklet på grundlag af udvaskningsmålinger i forsøg og Land-overvågningsoplande	DJF
AMTSMODELLEN	Empirisk model der beregner merudvaskningen fra husdyrgødning ved en differensmetode	Fyns Amt
SKEP/DAISY	En overbygning til DAISY beregnet til at gennemføre storskaleberegninger (opskaleringer)	DJF

Jordpuljerne i DAISY og FASSET blev initialiseret forskelligt. Denne forskel vedrører især andelen af organisk stof i den eller de langsomt omsættelige puljer (IOM i FASSET, SOM1 og SOM3 i DAISY). I pløjelaget er andelen af IOM i FASSET altid 40%, mens SOM1 i overensstemmelse med DAISY_{standard} ståbien justeres i forhold til sædskiftet i DAISY. Disse forskelle er en afspejling af modellernes forskellige opbygning, samt de forskellige paradigmer, der ligger bag deres initialisering.

Begge modeller blev kørt med 10 års "opvarmning" og 10 efterfølgende års simuleringer. Forskellene mellem behandlingerne, eksempelvis gødningsniveau, gjaldt også de 10 års opvarmning, for begge modeller.

For de KVADRATNETspunkter der indgår i Heidmann *et al.* (2001), er der gennemsnitligt 130 t C ha⁻¹ på JB3 (0-50 cm), mens der er 93 t C ha⁻¹ på JB6 (0-50 cm). Jordens tekstur og indhold af organisk stof er således konfunderede, og for at eliminere effekten af organisk stof med henblik på at udskille effekten af jordtype blev der konstrueret "typiske" JB3- og JB6-jorde, begge med 105 t C ha⁻¹ i de øverste 50 cm's dybde. Den konstruerede jordtype blev anvendt i både DAISY og FASSET-simuleringerne.

En stor del af beregningerne på workshoppen drejede sig om marginalændringer, f.eks. stigende gødningsmængder og stigende substitution af handelsgødning med husdyrgødning. Workshoppen viste (Knudsen & Østergaard, 2005a,b), at den gennemsnitlige udvaskning for 52 eksempler var forbløffende ens på tværs af modeller (Tabel 11). Men for de mange enkelt-eksempler kunne både det absolutte niveau og marginalændringerne, f.eks. for gødningsni-

veau, være ret forskellige fra model til model. I mange tilfælde var der en størrelsesorden til forskel, både for niveau (Tabel 12) og marginalændringer (Tabel 13-Tabel 15).

Tabel 11. Gennemsnitlig modelberegnet udvaskning (efter Knudsen & Østergaard, 2005b).

Model	Gennemsnitlig udvaskning af 52 situationer, kg N ha ⁻¹
DAISY _{standard}	42
FASSET	44
N-LES ₃	42

Tabel 12. Sammenligning af beregnet udvaskning på JB3 og JB6. Afgrøderne er gødsket med handelsgødning (efter Knudsen & Østergaard, 2005b). Værdierne er i kg N udvasket ha⁻¹, undtagen sidste kolonne.

Model	Vårbyg, halm fjernet		Vårbyg m. udlæg, halm fjernet		Vinterhvede, halm nedmuldet		Gennemsnit		Udvaskning på JB6 i forhold til JB3
	JB3	JB6	JB3	JB6	JB3	JB6	JB3	JB6	
DAISY _{standard} ¹⁾	68-69	29-32	16-49	2-10	57-60	20-27	48-59	18-22	37-43%
FASSET	52	41	27	15	44	31	41	29	71%
N-LES ₃	58	42	24	17	61	38	48	32	68%

¹⁾Her er angivet et interval, da de tre aktører ikke altid havde ens resultater.

Differenserne i beregningerne fra de enkelte DAISY_{standard} aktører (Tabel 12 og Tabel 13) skyldtes forskelle i initialisering og input. Årsagerne blev afklaret under og efter workshoppen.

Tabel 12 viser, at modellerne har meget forskellig respons på udlæg og på differensen mellem JB3 og JB6. Også for forskellige afgrødetyper på JB6 (resultater ikke vist) var der store differenser mellem modellerne. Eksempelvis gav DAISY_{standard} en udvaskning på 7-12 kg N ha⁻¹ for majs, FASSET 56 kg N ha⁻¹ og N-LES₃ 55 kg N ha⁻¹. Omvendt for græs gav DAISY_{standard} en udvaskning på 48-66 kg N ha⁻¹, FASSET 73 kg N ha⁻¹ og N-LES₃ 20 kg N ha⁻¹.

Tabel 13 viser en meget stor forskel i responsen på tilført mineralsk N. DAISY_{standard} har en ret høj respons på udvaskningen, mens FASSET og N-LES₁ har en ret lille respons. Årsagerne til de måske mindre realistiske responser for henholdsvis DAISY og FASSET er under afklaring i de pågældende forskningsmiljøer. N-LES₃ udviser en respons for tilført mineralsk N, der, bedømt ud fra Petersen & Djurhuus (2004), er mest realistisk.

Tabel 13. Sammenligning af beregnet udvaskning ved forskellig mineralisk N-gødsning af vårbyg på JB3 (efter Knudsen & Østergaard, 2005b). Værdierne er i kg N udvasket ha⁻¹.

Model	Kvælstoftilførsel, kg N ha ⁻¹					Hældning
	83	100	118	136	153	
DAISY _{standard} ¹⁾	49	58	68-69	81-82	95-96	0.6-0.7
FASSET	47	50	52	55	58	0.2
N-LES ₃	45	52	58	64	71	0.4

¹⁾Her er angivet et interval, da de to aktører ikke altid havde ens resultater.

Responsen på mængden af husdyrgødning, der fortrængte handelsgødning (Tabel 14) var ikke så dramatisk forskellig mellem de her behandlede modeller, som responsen på mængden af mineralisk N. Denne respons vil ofte være en af de centrale elementer ved behandling af VVM-ansøgninger.

Tabel 14. Sammenligning af beregnet udvaskning ved forskelligt antal dyreenheder (DE), vårbyg på JB3 (efter Knudsen & Østergaard, 2005b). N fra gylle fortrænger N fra handelsgødning i forholdet 75:100. Værdierne er i kg N udvasket ha⁻¹.

Model	DE svin ha ⁻¹					Stigning per DE forøgelse
	0	0.3	1	1.4	1.65	
Daisy _{standard}	69	71	74	80	82	8
FASSET	52	55	61	65	68	10
N-LES ₃	58	59	62	66	67	6

Modellerne reagerede derimod ret forskelligt på mængden af nedbør (Tabel 15). Det ses, at N-LES₃ reagerer med den kraftigste stigning med nedbørmængden, mens DAISY reagerer med en faldende udvaskning, måske på grund af vandbegrænsning i vækstsæsonen med deraf følgende mindre afgrødevækst og kvælstofoptag.

Tabel 15. Sammenligning af beregnet udvaskning ved forskelligt klima ved vårbyg på JB3 (efter Knudsen & Østergaard, 2005b). Klimatyperne er listet efter stigende nedbør, Roskilde er således meget tørt, mens Jyndevad er meget nedbørsrigt. Værdierne er i kg N udvasket ha⁻¹.

Model	Klimastation		
	Roskilde	Ødum	Jyndevad
DAISY _{standard}	85	74	70
FASSET	58	61	74
N-LES ₃	47	62	82

Eksemplerne illustrerer de ofte ret forskellige niveauer og responser mellem modellerne der fremkom. I nogen tilfælde var der endda tale om forskelligt fortegn for responserne. Selv om der ikke var tale om sammenligning med målte værdier, kan nogle af resultaterne med rimelig sikkerhed karakteriseres som mindre realistiske.

De tre modeller ville således give ophav til temmelig forskellige vurderinger og vægtninger i en VVM-sagsbehandling. Ved en ren fortrængning af husdyrgødning ville DAISY give det højeste estimat for stigningen i udvaskning, men N-LES₃ og FASSET ville give et lidt mindre estimat. Ved projektilpasning med mindsket gødskningsniveau ville DAISY prædikere et meget større fald i udvaskningen end N-LES₃, mens FASSET ville prædikere det klart mindste fald

Ligeledes ville DAISY prædikere en stor reduktion af udvaskningen på en lerjord ved en øget mængde efterafgrøder i forhold til N-LES₃ og FASSET. I det hele taget ville en bedrift på lerjord i DAISY have en estimeret udvaskning, der var noget mindre end for de to andre modeller, og denne forskel vil blive yderligere forstærket, hvis bedriften ligger i et nedbørsfattigt område.

Modellerne ville også give anledning til ret forskellige optimale projektilpasninger i forhold til afgrødesammensætningen. Ved en vurdering med DAISY ville majs øjensynligt være gunstig i forhold til udvaskningen, mens valget snarere ville falde på græs, hvis N-LES₃ var den anvendte model.

Samlet kan man for de to danske dynamiske modeller DAISY og FASSET, der begge er af international standard, ikke sige, at der på workshoppen var tale om færre "urealistiske" responser end det var tilfældet for N-LES₃ versionerne. Vender man sig mod sammenligninger der, i modsætning til workshoppen, baserer sig på sammenligning med målte data, er der publiceret meget lidt som samtidig inddrager flere af de nævnte modeller. Windolf (2005) fandt for data fra to marker i det fynske landovervågningsopland ved Lillebæk den bedste overensstemmelse med målingerne ved brug af N-LES₃ frem for DAISY, hvilket Dahl-Madsen & Styczen (2005) dog opponerer mod.

Hvorfor falder sammenligningerne ikke nødvendigvis ud til de dynamiske modellers fordel? Principielt burde de dynamiske modeller være andre metoder til estimering overlegne, især når det gælder marginalændringer, dels fordi det komplekse samspil af faktorer, der sammen danner marginalændringerne, oftest er detaljeret beskrevet, og dels fordi der i modsætning til N-LES₃ er tale om massebevarende modeller. Spørgsmålet kan naturligvis ikke afklares udtømmende her, men der kan peges på en række *mulige* faktorer.

Det lod for eksempel til, at begge simuleringsmodeller ikke havde en helt realistisk respons på marginaloptaget af N i afgrøden. Betragtes marginaloptaget i vårbyg ved gødskningsniveauer højere end normgødskning, var der for FASSET's vedkommende tale om værdier der var hø-

jere (upubl. data fra workshoppen) end tilsvarende responser fra Landsforsøgene. Omvendt var den tilsvarende respons på optaget lavere for DAISY (upubl. data fra workshoppen) end for Landsforsøgene. Som følge heraf forekom marginaludvaskningen at være for lav i FASSET, mens den forekom at være for høj i DAISY (Tabel 13) ved sammenligning med resultaterne i Petersen & Djurhuus (2004). Det samspil af faktorer der forårsagede dette er stadig under afklaring, men vigtige elementer i dette er afgrøde-arkitektur og -parametre, initialisering af afgrøder og organiske stofpuljer, parametre og struktur af organisk stofmodel samt N-respons i plantemodellerne. Samtidig stiller det store krav til en model både at skulle ramme et udefra påtrykt udbytt niveau, og have en realistisk respons på N-niveau. De to dominerende N poster for både absolut niveau (Tabel 8) og respons (Tabel 9) vil hyppigt være planteoptag og udvaskning. I en dynamisk model vil en urealistisk planterespons derfor ofte lede til en urealistisk udvaskningsrespons med modsat fortegn, hvilket formentlig er årsagen til de responser, der ses i Tabel 13.

Den ovenfor berørte kompleksitet i enkeltelementernes samspil fører til et grundlæggende skisma i modellering: dilemmaet mellem at beskrive processerne så præcist som muligt og ønsket om at have en robust model med få, sikkert bestemte parametre. På det kompleksitetsniveau DAISY og FASSET befinder sig, er der bogstaveligt talt tusindvis af parametre, der for manges vedkommende stadig er skønnede eller bestemt på et usikkert grundlag. Ofte hentes værdierne for parametrene i litteraturen, hvor modelløren må forlade sig på andres vurdering af data, hvorved der kan blive tale om et andenshåndsskøn.

Trods ovenstående komplikationer er dynamisk modellering den eneste måde, hvorpå en række komplekse spørgsmål kan besvares, og dynamiske modeller kan lede til kvantitativ indsigt i processer, som ikke kan opnås eksperimentelt. Dynamisk modellering er således dels et uundværligt bidrag til vidensopbygning, og dels velegnet til at udpege områder, hvor vores indsigt er mangelfuld. Anvendelse af komplekse dynamiske modeller kan også lede til udmærkede overensstemmelser med målte data.

5.3 Uafklarede punkter for modellerne N-LES₃, DAISY og FASSET

Alle tre modeller har deres stærke og svage sider. N-LES₃ er stærkt empirisk funderet, med mange målinger som grundlag for parametriseringen, og er enkel og overskuelig. DAISY har state-of-the-art delmodeller for jordfysik, herunder vandbevægelse, og er gennemprøvet i kombination med grundvandsmodeller. FASSET inddrager hele bedriftens N-kredsløb, og omfatter meget gennearbejdede delmodeller for de biologiske processer. De nedenstående mangler og åbne spørgsmål skal således ses i lyset af modellernes mange stærke sider.

5.3.1 N-LES₃

Trods det store antal målinger, der ligger bag N-LES₃, er det måske ikke i statistisk forstand så mange i forhold til antallet af parametre. Dermed kan der tilbagestå en betragtelig usikker-

hed på de enkelte parametre, specielt er afgrødeparametrene for vinterraps, vårraps, majs og kartofler baseret på relativt få observationer.

Den estimerede udvaskning falder med stigende indhold af organisk stof i jorden, i modstrid med den gængse opfattelse af årsagssammenhængen. Dette kan hænge sammen med den stærke afhængighed som mineraliseringen har af C/N forholdet (Appendiks C). Den nuværende anbefaling er da også at bruge typetal for humusindholdet (Appendiks D), hvilket formentlig minimerer dette problem. Det bør undersøges om en fremtidig version ville drage fordel af at basere sig på N indholdet i jorden i stedet for C indholdet, evt. i forbindelse med den planlagte re-parametrisering i 2006.

N-LES₃ er kalibreret med perkolationen fra EVACROP (Olesen & Heidmann, 1990), der ikke inkluderer opadgående vandbevægelse. Dette medfører muligvis, at perkolationen er overestimeret på lerjorde. Da der ydermere er kalibreret på udvaskning fra 1 meters dybde, vil både den formentlig overestimerede perkolation og den ofte store roddybde på disse jorde føre til en overestimering af udvaskningen fra lerjord. Problemstillingen om perkolation er genstand for undersøgelse ved DJF, og vil ligeledes kunne inddrages ved en re-parametrisering.

Den egentlige prædiktionssevne er, ifølge sagens natur, lavere end overensstemmelsen ved kalibreringen, af to årsager: 1) den prædiktive evne for en model er typisk mindre end kalibreringer antyder, da overensstemmelsen for et uafhængigt datasæt helt overvejende vil være mindre end for kalibreringsdatas vedkommende, og 2) perkolationen indgår i regressionen og er samtidig "ganget på" i måltallet, nemlig udvaskningen. En afklaring af prædiktionssevnen, når forskellige dele af datasættet udelades, er genstand for et igangværende arbejde (Larsen & Kristensen, rapportudkast; Appendiks D).

5.3.2 *DAISY* standard

Den nuværende version kan øjensynligt ikke simulere efterafgrøder realistisk, idet udvaskningsreduktionen bliver markant overvurderet (Pedersen *et al.*, 2006). N-optagets øvre grænse "låses" populært sagt ved at kalibrere til observerede værdier. Det bør undersøges, hvorvidt dette i sammenhæng med N-responsens form medfører, at marginalresponserne på f.eks. udvaskning og planteoptag bliver urealistiske, jf. Tabel 13.

Proceduren for initialisering af den organiske stofmodel udjævner delvist virkningen af højt eller lavt organisk stofindhold i jorden. Det bør undersøges hvorvidt dette er realistisk. Vertikalfordeling af organisk stof er ikke fuldt tilfredsstillende modelleret, idet jorden under pløjelaget er antaget praktisk taget inaktivt og dermed næsten uden mineralisering – hvilket er i modstrid med empiri (f. eks. Lomander *et al.*, 1998; Accoe *et al.*, 2002).

Den organiske stofomsætning kan ikke eftergøre den ofte forekommende indledende imobilisering, som friske planterester eller nyligt tilført husdyrgødning giver anledning til (DJF,

upubl. resultater). Eftervirkningen er relativt lav (Pedersen *et al.*, 2006), tænkeligt som indirekte følge heraf.

5.3.3 FASSET (Farm ASSEment Tool)

Planteoptag af N er ikke "låst", hermed kan der principielt opnås realistiske marginalrespons på N-optag og udvaskning. Samtidig kan der dog være systematisk bias på f.eks. planteoptag. Hertil kommer, at vårkorn tilsyneladende har et urealistisk højt marginaloptag af N i forhold til N-niveau, jf. Tabel 13. Den samlede betydning af disse forhold bør undersøges.

Der er anvendt en meget enkel model for vandbevægelse, der må formodes at underestimere perkolationen på lerjord og jord med højtliggende grundvand. Betydningen af dette for simulering af mængden af udvasket N bør undersøges.

Vertikalfordelingen af organisk stof er ikke fuldt tilfredsstillende modelleret, idet jorden under pløjelaget ved næsten enhver behandling vil falde i organisk stofindhold – hvilket er i modstrid med empiri (f. eks. Heidmann *et al.*, 2001).

5.4 Fordeling af tabspotential på enkeltposter

Direkte estimater for udvaskning

De tre modeller behandlet ovenstående giver estimater for udvaskningen direkte, i N-LES₃ er det eneste output, mens DAISY og FASSET er massebevarende modeller, der giver samtlige tabsposter og lagerforskydninger i marken. FASSET vil ydermere være massebevarende på bedriften, hvilket eliminerer muligheden for manglende balance mellem mark og besætning. Herved vil eksempelvis et mindsket tab af ammoniak ved anvendelse af ny teknologi eller mere N-effektiv fodringspraksis også slå igennem på udvaskningen og de øvrige markposter.

Fordeling af tabspotential

En anden løsning på bestemmelsen af tabsposter er at se det som et spørgsmål om fordeling af tabspotential udtrykt ved bedriftsbalancen (ligning 1, afsnit 2.1), som ofte kan bestemmes relativt sikkert, dog vil en stor andel af N-fikserende afgrøder gøre bestemmelsen mere usikker. Bedriftsbalancen kan både udregnes for en typebedrift ved anvendelse af en form for normal (jf. punkt 1 i afsnit 5.1) og en konkret bedrift (jf. punkt 2). Ud fra en VVM-tilgang er den massebevarelse på bedriftsniveau, der ligger i at tage udgangspunkt i bedriftsbalancen, også hensigtsmæssig. Eksempelvis vil konkrete ændringer af gyllebehandling (separation, biogas, nedfældning etc.) eller metoder til reduktion af ammoniaktab fra stald og lager medføre forskydninger af N-strømmene på hele bedriften inklusive marken (jf. afsnit 3.1.2.3). Det "trade-off", der kan være mellem at begrænse ammoniakemissionen og N-udvaskningen, og de videre konsekvenser af en forskydning, herunder for høstet N, bør et kommende værktøj kunne redegøre for. Dette vil de partielle markmodeller ikke kunne i deres nuværende form,

og i værste fald vil deres ukritiske anvendelse føre til del-optimering af en VVM-ansøgning, eksempelvis med fokus alene på udvaskningen.

Fordelingen af tabspotential, udtrykt ved bedriftsbalancen, på de enkelte tabsposter kan ske på flere forskellige måder, herunder:

5.4.1 Differensberegning

FARM-N værktøjet (<http://www.farm-n.dk/FarmNTool>) beregner i sin nuværende udformning udvaskningen som differens (residual) når de øvrige poster er udregnet. FARM-N jordenes initialisering afhænger af bedrifts- og jordtype. Disse initialiseringer er beregnet statistisk ud fra KVADRATNET-data (Heidmann *et al.*, 2001). Teoretisk er denne metode til beregning af udvaskning vel mindre elegant end dynamisk simulering, men fuldt operationel. Metoden giver ved opskalering til landsplan (www.lcafood.dk) en gennemsnitlig N-udvaskning fra landbruget i 2002 der er identisk med resultatet for VMPII slutevalueringen (Kristensen *et al.*, 2005), og der bemærkes, at der er tale om uafhængige fremgangsmåder for beregningerne. En test mod målte udvaskningsdata bør dog udføres, før man kan udtale sig om prædiktionsniveauet i forhold til konkrete sædskifter og bedrifter.

5.4.2 Fast fordeling

Et simpelt alternativ til modeller for de enkelte tabsposter er en fast fordeling af tabspotential på enkeltposter. Dette vil dog medføre, at eksempelvis virkningen af efterafgrøder ikke kan repræsenteres på acceptabel vis, da markbalancen her typisk ikke vil blive ændret i samme grad som udvaskningen. Andre konkrete eksempler på problemer er de tilfælde, hvor balancen er tæt på 0 eller i enkelte tilfælde decideret negativ. Dette vil ofte være udtryk for, at jordpuljen af N falder kraftigt, men det giver ingen mening at prædikere ingen eller negativ udvaskning i sådanne tilfælde. Omvendt vil typiske kvægbedrifter have en ret stor opbygning af jordpuljen (Heidmann *et al.*, 2001), og her vil en fast, gennemsnitlig fordeling give et skævt billede af fordelingen af overskydende N mellem jordpulje og udvaskning, hvor udvaskningen bliver for høj, og jordpuljeændringen for lav. I denne sammenhæng skal det bemærkes, at selv ved uændret drift vil det tage over 100 år før en ny balance indstiller sig i jorden, se f.eks. Jenkinson & Rayner (1977).

Betragtes data fra LOOP (Appendiks E), hvor der indgår mange kvægbedrifter, ses det, at udvaskningen for disse i gennemsnit er mindre end markoverskuddet. Denne forskel er mindre udpræget for svinebrug og planteavlere. En plausibel forklaring er, at jordpuljeopbygningen er højere for kvægbrug end for de andre bedriftstyper der indgår, hvilket stemmer godt overens med jordpuljeudviklingerne for forskellige bedriftstyper i Heidmann *et al.* (2001). Det skal samtidig bemærkes, at udvaskningsestimaterne fra N-LES₃ i modsætning til markbalancen har både et rimeligt gennemsnit og en god forklaringsgrad ($r^2 = 0.75$) for disse punkter (Appendiks E). Punkterne indgår som en del af kalibreringen af N-LES₃, men som angivet i

Larsen & Kristensen (rapportudkast) og Appendiks D, kan også udeladte data prædikerer rimeligt godt, og endvidere er modellens parametre generelt stabile ved udeladelse af dele af datagrundlaget. Overensstemmelsen mellem N-LES₃-beregningerne og målingerne understøtter, at anvendelsen af simple modeller kan kvalificere fordelingen af N-overskud på de enkelte tabsposter, i dette tilfælde udvaskningen over en årrække.

Endvidere vil der ved en fast fordeling mellem tabsposterne ikke kunne konstrueres meningsfulde tabeller med marginalændringer (eksemplificeret ved Tabel 9), og tidsperspektivet, jf. 3.2.5 og 5.1, vil ikke kunne behandles.

5.4.3 Bedriftsspecifik fordeling

En mere nuanceret, og teoretisk mere tilfredsstillende tilgang, kunne være en række tabeller for fordelingen af tabspotentialt på tabsposter for forskellige bedriftstyper. Hovedproblemet her er de utallige kombinationsmuligheder for sædskifte, efterafgrøder, jordtype, dyrehold og belægningsgrad, klima, tidsperspektiv etc. Disse kombinationsmuligheder afspejler blandt andet de mange dimensioner af marginalændringer, der vil forekomme. Komplexiteten og antallet af dimensioner gør det imidlertid urealistisk at konstruere sammenhængende tabeller. Den eneste fremkommelige metode til opbygning af sådanne tabeller, vil være modellering, men en sådan indirekte modelanvendelse er hverken logisk eller rationel og må forkastes.

5.4.4 Sammenkobling af partielle modeller

En relativt simpel fordeling af tabspotentialt på tabsposterne kunne også udføres ved at anvende separate modeller for *samlige* enkeltposter. Dette kunne eksempelvis være emissionsfaktorer for ammoniaktab, SIMDEN for denitrifikation (Appendiks B), C-TOOL's 3-pulje model for jordpuljeændringer (Appendiks C) og N-LES₃ for udvaskning (Appendiks D). Fordelene er herved, at der anvendes velverificerede modeller og koefficienter, som hver især er relativt enkle og med begrænsede krav til input.

Der er god overensstemmelse mellem SIMDEN og DAISY i værdierne for denitrifikationen (Vinther & Hansen, 2004), dog stiger denitrifikationen i forhold til nedbørsmængden i DAISY, mens SIMDEN p.t. ikke responderer herpå. C-TOOL baserer sig på det samme omfattende datasæt som den organiske stofmodel i FASSET (Petersen *et al.*, 2005a). Men hvor FASSET kræver en tidlig opløsningsevne på én dag, har C-TOOL en opløsningsevne på et år. Dette forhold bevirker, at C-TOOL kræver meget få parametre, mens ændringerne i jordpuljen ved forskellige behandlinger er på samme niveau som ved anvendelse af FASSET.

Ulempen i forhold til de komplekse, massebevarende modeller vil være, at de partielle modeller ikke er integrerede. Desuden vil massebevarelsen ikke umiddelbart blive overholdt, hvilket dog kan overkommes ved en efterfølgende skalering, hvor en eventuel rest fordeles på de fire

tabsposter efter en algoritme. Graden af skalering vil samtidig give en indikation for hvor sikkert tabsposterne bestemmes i det konkrete tilfælde.

Et sådant koncept burde også kunne give de mange påkrævede dimensioner af marginalændringer, inklusive det tidlige aspekt, der ligger i jordpuljeændringerne. Detaljerne i en sammenkobling af disse partielle modeller vil dog ikke være trivielle. Eksempelvis kan driftsændringer give et ændret høstudbytte af tørstof, og i endnu højere grad ændret høstet N, jf. Tabel 9 (ændring i proteinkoncentrationen). Planteoptaget er således ofte den mest responsive af samtlige poster for bortførelse af N fra marken, og derfor vil en form for funktionelle responser for marginalændringen i høstet N være påkrævet, jf. Tabel 9. I modsat fald vil for stor en del af marginalændringerne for N tilskrives tabsposter og jordpuljeændring, som det er tilfældet i den nuværende version af FARM-N værktøjet. Igen jf. Tabel 9 kan det forvride marginalændringerne, og give urealistiske responser også på udvaskningen. Eksempelvis kan driftsændringer give et ændret høstudbytte af tørstof og i endnu højere grad N (jf. Tabel 9). Hvis denne respons ikke inkluderes, vil en alt for stor del af marginalændringerne for N tilskrives tabsposter og jordpuljeændring. Dette er konstateret i den nuværende version af FARM-N værktøjet. Ved en integration af partielle modeller i et koncept, der respekterer massebevarelsen, skal ændringen i afgrødens N-optagelse ofres opmærksomhed, idet konceptet ellers vil kunne lede til fejlbehæftede responser på udvaskningen.

5.5 Præcision af inputdata

I nogen tilfælde kunne det tænkes at være fuldt tilstrækkeligt at anvende en form for normalitet ved sagsbehandling, så både niveau af udvaskning og ændring i udvaskning ved den planlagte driftsændring udgør en slags "typetal" for den pågældende kombination af driftsform, jordtype og klima. Dette svarer til punkt 1 i afsnit 5.1. I andre tilfælde vil man formentlig ønske mere præcise oplysninger om udvaskningen, svarende til punkt 2. Dette kunne gælde områder der er særligt følsomme af den ene eller anden grund, f.eks. ved sårbare grundvandsmagasiner eller hvis området er omfattet af EU's habitatdirektiv. Her ville der være basis for at bruge ekstra ressourcer på at indhente oplysninger til udregning af den bedst opnåelige driftsbalance for den konkrete bedrift.

Vil man så kunne opnå en markant forbedret estimering af N-udvaskningen ved at fordele dette forbedrede estimat for N-balancen på bedriftens tabsposter og jordpuljeændring?

For at komme dette nærmere, er det nødvendigt at se på to vigtige faktorer, der er kun vanskeligt lader sig bestemme: jordens potentiale for N-mineralisering (frugtbarhed) og lokalitetens afsætning af atmosfærisk N. En bedrift (a) med høj mineralisering i jorden og høj atmosfærisk afsætning vil – alt andet lige – have højere udbytter og højere proteinkoncentration i høstede afgrøder og dermed et tilsyneladende *lavere* tabspotentiale end en bedrift (b) med lav mineralisering og lav atmosfærisk afsætning. Samtidig vil bedrift (a) – igen alt andet lige – have en *højere* N-udvaskning end bedrift (b). Denne paradoksale sammenhæng mellem tilsyneladende tabspotentiale og udvaskning i forhold til N-mineralisering og N-deposition vanskeliggør et

sikkert svar på spørgsmålet. Jordens frugtbarhed kan være meget forskellig, og N-depositionen varierer både regionalt og helt lokalt. Variationerne i jordens frugtbarhed må dog formodes normalt at være mest betydende (Appendiks G).

Problemstillingen kompliceres yderligere af, at forskellige bedriftstyper vil have forskellige feed-back mekanismer i forhold til proteinkoncentrationen i høstede afgrøder. Ved en ren planteavl, hvor alle afgrøder sælges, vil der ikke være noget feed-back. Hos svineavlere er det skønsmæssigt 50-80% (Tybirk, pers. komm.) der måler protein i egen høst til opfodring, hvilket giver et kraftigt feed-back. For svineavlere, der ikke foretager måling af protein i egen høst, vil der være tale om feed-back i form af ændret N-udskillelse fra dyrene. Ved kvægbrug vil der ligeledes som oftest være feed-back gennem fodringen via analyser for proteinindholdet i grovfoderet. Kvægbrug har en stor intern N-omsætning, i forhold til salg af N-holdige produkter. Svinebrug har et større salg af N-holdige produkter i forhold til den samlede omsætning af N, og på plantebrugene findes typisk det allerstørste salg af N-holdige produkter i forhold til omsætningen. Det forholder lige omvendt med N-tab til omgivelserne set i forhold til den samlede N-omsætning.

Relationen mellem bedriftsbalancen (kvælstofoverskud) og fordelingen på tabsposter vil kunne bestemmes sikrest på planteavlsbrug, lidt mere usikkert på svinebrug og mest usikkert på kvægbrug. Dette skyldes især øget usikkerhed ved stigende betydning af stald- og lagertab, stigende grad af fikserende afgrøder og stigende afgræsning.

Den samlede, kvantitative betydning af ovenstående i forhold til, hvor megen information om udvaskningen, der vindes ved at gå fra normalt til bedst mulige oplysninger for forskellige bedriftstyper, kan ikke angives særlig eksakt for indeværende. Det er indlysende, at der vindes information om bedriftens samlede overskud, men om der samtidig vindes information om udvaskningen, og i givet fald hvor meget, er således et åbent spørgsmål. Den dominerende "sorte kasse" er også i denne sammenhæng bedriftens samlede jordpuljæændring. Selv om der anvendes de ressourcer som et stort antal gentagne jordprøver ned til roddybde kræver, vil ændringer i jordpuljæændringer i en periode på mindre end 10 år ikke kunne bestemmes pga. udtagnings- og måleusikkerhed.

Det må antages, at den ovenfor beskrevne paradoksale sammenhæng mest influerer overgangen fra punkt 1 (jf. afsnit 5.1) til punkt 2 estimerer når man vil have et absolut tal for udvaskningen (underopdeling "i"), mens prædiktionerne af *ændringerne* i udvaskningen (underopdeling "ii") ikke i helt samme grad er influeret af paradokset. Men igen vil graden af feed-back indenfor bedriften i princippet kunne influere væsentligt også på prædiktioner rettet mod underopdeling "ii".

Et par eksempler kan tjene til at konkretisere ovenstående betragtninger:

- En planteavlser uden husdyr sælger alle afgrøder. Hvis bedriften eksempelvis ligger på jorde med en mineralisering på $40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (Appendiks G) over gennemsnittet, vil tør-

stofudbyttet kun ligge en smule over gennemsnittet, da forskellen i mineralisering vil slå mest igennem på proteinkoncentrationen i det høstede. Da planteavleren ikke kender proteinkoncentrationen i det høstede, vil bedriftsoverskuddet udregnet med standard proteinkoncentrationer kun blive lidt berørt af den høje mineralisering, selv om det reelle bedriftsoverskud måske er 15-20 kg N ha⁻¹ lavere end på "gennemsnitsjord". Til trods for dette udvaskes der måske 15-20 kg N ha⁻¹ mere end gennemsnitligt.

- Et svinebrug med 100% opfodring af egen avl, hvor man løbende måler proteinkoncentrationen i foderet og justerer fodersammensætningen herefter, vil ligeledes udvaske 15-20 kg N ha⁻¹ ekstra på meget frugtbar jord. Men der vil i princippet være fuld kompensation i forhold til indkøbt foder, så bedriftsbalancen vil her, i modsætning til hos planteavleren, fuldt ud afspejle den øgede mineralisering. På samme tid vil den udregnede bedriftsbalance være 15-20 kg N ha⁻¹ lavere og udvaskningen vil være 15-20 kg N ha⁻¹ højere. Her slår den paradoksale sammenhæng fuldt igennem.
- For et ellers identisk svinebrug, hvor man ikke måler proteinprocenten i hjemmeavlet foder, vil situationen være anderledes. Her vil der være tale om ekstra udskillelse af N fra dyrene, der oven i købet øger planteoptag og udvaskning yderligere. Her vil de ekstra 40 kg N ha⁻¹ overvejende gå til udvaskning, mens bedriftsbalancen ikke berøres synderligt.

5.6 Konklusioner

De dynamiske modeller, der deltog på Landscentrets workshop, har som følge af deres opbygning forskellig initialisering af organiske stofpuljer. Endvidere bygger N-LES₃ på måleserier af forskellig varighed. Nogle måleserier går helt tilbage til 70-erne, mens en stor del af målingerne blev igangsat mellem 1985 og 1991, og der indgår også måleserier af få års varighed. Udvasningen estimeres som førsteårvirkningen inklusive eftervirkning af tidligere praksis, samt virkningen af de forudgående 5 års N-tilførsel. Tidshorisonten for de dynamiske modeller bestemmes derimod af modelløren. Disse forskelle i modellernes forudsætninger skal have in mente ved sammenligning af workshopens resultater, men på trods af disse forhold viste workshoppen nogle væsentlige forskelle i, hvorledes de enkelte modeller reagerer på driftsmæssige tiltag.

Skal udvaskningen have korrekt niveau og respons, er det afgørende, at de dynamiske modeller både rammer aktuelt udbytniveau og korrekt udbyttrespons. Selv om problemer og årsager endnu ikke er helt afklaret, sandsynliggør resultaterne fra Landscentrets workshop, at modellernes afgrødemoduler for indeværende ikke i fuldt tilfredsstillende grad kan beskrive virkeligheden på dette punkt. Endvidere indikerer forskellene i estimeret udvaskning mellem aktørerne, at der stadig tilbagestår et arbejde med at gøre DAISY_{standard} operatør-uafhængig. Dette, sammen med de to modellens øvrige udeståender, skitseret tidligere i dette afsnit, peger på, at der tilbagestår et udviklingsarbejde.

På det foreliggende grundlag kan det ikke konkluderes, at komplekse dynamiske modeller for indeværende er andre tilgange overlegne, hverken når det gælder bestemmelse af marginalre-

sponser eller absolutte værdier for N-udvaskning. Et værktøj til VVM-sagsbehandling af landbrugsbedrifter, der skal være operationelt primo 2007, bør følgelig basere sig på en relativt simpel tilgang. Dermed vil værktøjet også blive gennemskueligt for brugerne, hvilket aldrig bliver tilfældet ved de komplekse modeller. Det foreslås derfor at videreudvikle en pragmatisk model ud fra FARM-N konceptet, der skal inkorporere og sammenkoble et sæt af partielle modeller for alle tabsposterne samt jordpuljeændringerne. Konkret foreslås det at sammenkoble modellerne SIMDEN for denitrifikation, C-TOOL for jordpuljeændringer samt den kommende version af N-LES for udvaskning, som skitseret tidligere i dette afsnit. Denne sammenkobling bør respektere massebevarelsen, således at N-overskuddet på bedriftsniveau (tabspotential) kan indgå. Det bør samtidig sikres, at dette værktøj er i stand til at give marginalresponser, der på realistisk og robust vis fordeler konsekvenser af ændringer på posterne høst, udvaskning, jordpuljeændring, ammoniakemission og denitrifikation, jf. eksemplerne i Tabel 9. Afhængig af den konkrete driftsændring vil enhver af disse poster kunne være vigtige i forhold til ændringer i udvaskningen. Den simple tilgang vil gøre det relativt enkelt at sikre, at man på én gang kan påtrykke modellen ønsket udbytniveau samt en respons på N-niveau der er i overensstemmelse med forsøgsdata, herunder Landsforsøgene. Hvis man overforenkler modellen, eller i for høj grad "skriver" nuværende lovgivning og bekendtgørelser "ind i" modellen, og måske også ignorerer marginalresponser på eksempelvis N-udbytter, får man et værktøj der i værste fald skal modificeres for hver ny lovændring. Desuden vil anvendelsen blive indsnævret til relativt få problemstillinger, i stedet for at være fremtidssikret i forhold til anvendelse både i relation til Områder med Særlige Drikkevandsinteresse og Nitratfølsomme Områder, hvor der ønskes at belyse konsekvenserne af mere omfattende driftsændringer. Det er derfor vigtigt at konstruere et agronomisk tilfredsstillende redskab, der så til gengæld ville kunne anvendes til en bredere vifte af problemstillinger end VVM-sagsbehandling i deres nuværende form.

Uagtet ovenstående pragmatiske tilgang til et robust værktøj, der kan gøres operationelt indenfor en snæver tidsramme, kan forslaget ikke betegnes som en løsning baseret på den samlede viden om enkelt-processerne. Denne viden er i højere grad inkorporeret i de komplekse, dynamiske modeller. Derfor har disse formentlig potentialer til at blive andre tilgange overlegne i fremtiden, hvilket dog kræver et både åbent og kritisk blik for deres svage sider, så videreudviklingen kan rettes mod disse svagheder. Da de dynamiske modeller i stigende grad også fungerer som forståelsesgrundlag og hyppigt vil være det bedst opnåelige referencegrundlag for mange typer af marginalændringer, er videreudvikling af modellerne også påkrævet for at sikre, at man fremover har den bedst opnåelige faglige basis for beregning af N-emissioner fra jordbruget. Det er således tænkeligt, at det i fremtiden vil være hensigtsmæssigt at erstatte det ovenfor skitserede, pragmatiske modelkoncept med dynamisk modellering.

En videreførelse af arbejdet med sammenligning af modeller, der blev indledt med workshoppen i 2004 (Knudsen & Østergaard, 2005a,b), forekommer påkrævet. Workshoppen afslørede store forskelle i modellernes estimer for udvaskning. Arbejdet med afklaringen af årsagerne til disse forskelle bør fortsættes i de respektive forskningsmiljøer.

Endvidere forekommer det vigtigt at udvide sammenligningen til også at inddrage de forskellige modellens ydeevne i forhold til en bred vifte af målte data, heriblandt også målinger, der har et langtidsperspektiv, såsom udviklinger i jordens indhold af organisk stof. I den forbindelse skal det påpeges, at det tilgængelige datamateriale for udvaskning ikke er fuldt dækkende i forhold til nutidige driftsformer i Danmark. Eksempelvis mangler der målinger af udvaskningen fra majsmarker ved forskellige behandlinger. Derfor bør det tilgængelige datamateriale gennemgås, og målekampagner/moniteringsprogrammer igangsættes på de områder, hvor der er den største mangel på data. Det vil formentlig være mest hensigtsmæssigt først at udføre den skitserede modelsammenligning, når både de punkter, hvor der kan rejses spørgsmål ved de nuværende versioner af modellerne er bedre afklaret, og de supplerende målinger foreligger. Når sammenligningen er gennemført, vil der også foreligge et styrket beslutningsgrundlag for hvilken type modellering der i fremtiden bør ligge til grund for VVM udvaskningsberegninger.

Ligeledes forekommer det påkrævet at undersøge, i hvor høj grad man kan forvente forbedrede prædiktioner for udvaskningen ved at gå fra normal til bedriftsspecifikke oplysninger. En sådan undersøgelse kunne gennemføres som en kombination af teoretiske systemanalyser på bedriftsniveau og målinger i felten. Indtil dette er gennemført, således at eventuelle fordele ved anvendelse af bedriftsspecifikke oplysninger kan vejes op mod den ekstra indsats, anbefales det at bruge en normbaseret bedriftsbalance som grundlag for beregning af fordelingen af tabspotentialer på de enkelte tabsposter. Disse tabsposter, inklusive udvaskningen, vil således indtil videre ikke tilstræbe at være de bedst opnåelige tal for den konkrete bedrift, men gennemsnitstal eller "typetal".

6 Denitrifikation under rodzonen

I de forrige afsnit er beskrevet forskellige metoder til beregning af mængden af kvælstof der tabes fra dyrkningssystemet ved nitratudvaskning. Under rodzonen sker der i varierende omfang denitrifikation, hvorved der sker en reduktion i den mængde nitrat som recipienterne belastes med. Reduktionskapaciteten i undergrunden er beskrevet af GEUS i afsnit 6.1, mens reduktionskapaciteten i fersk overfladevand i afsnit 6.2 er beskrevet af DMU.

Arbejdsgruppen finder det meget vigtigt, at de reduktionsfaktorer, der skal anvendes i den fremtidige VVM-sagsbehandling, bliver fastsat på et validt grundlag, herunder med en belysning af sammenhængen mellem nitratudvaskningen fra rodzonen i recipientens opland og nitratkoncentrationen i slutrecipienten. På grund af betydelige usikkerhedsmomenter, jf. afsnit 7.2, forudser arbejdsgruppen, at emnet vil give anledning til stor diskussion, og med henblik på at fremme åbenheden er det vigtigt, at grundlaget for de foreslåede reduktionsfaktorer beskrives og lægges frem inden arbejdet går i gang.

6.1 Denitrifikation i undergrunden

6.1.1 Processen – udbredelse og omfang

Det nedsivende vand under såvel dyrkede som ikke dyrkede arealer indeholder normalt nitrat (NO_3^-) og udgangskoncentrationen vil være bestemt af klimatiske forhold og arealanvendelsen. For de dyrkede arealer vil bl.a. afgrødevalg og dyrkningpraksis ligeledes influere på koncentrationen af nitrat.

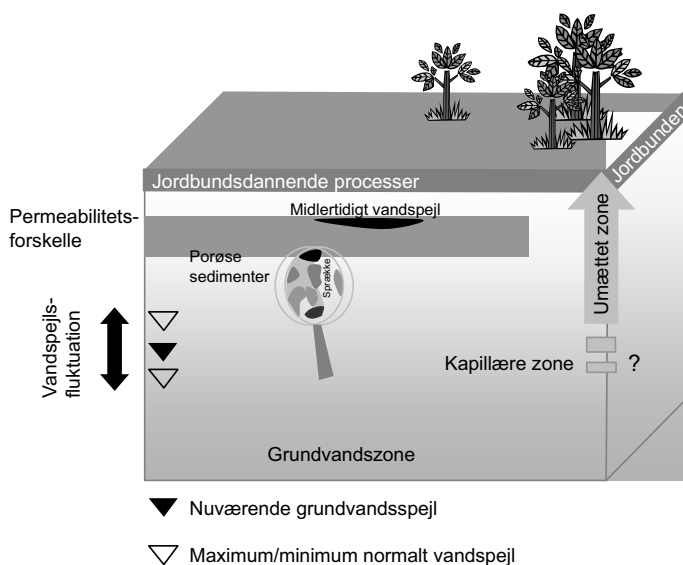
Undersøgelser af kvartære aflejringer i Danmark viser en sammenhæng mellem udbredelsen af geokemiske zoner og forekomsten af nitratholdigt vand. Således optræder nitratholdigt vand i de oxiderede jordlag karakteriseret ved gule, gulbrune, brune og gråbrune farvenuancer mens grå, brungrå og sorte lag normalt ikke indeholder nitrat.

Der foreligger for indeværende ikke nogen samlet landsdækkende kortlægning af udbredelsen af den oxiderede zone. Oplysninger fra eksisterende borebeskrivelser viser imidlertid store geografiske forskelle i tykkelsen af denne zone og variationen er ofte knyttet til de geologiske forhold. I de unge kvartære aflejringer er den oxiderede zone ofte ringe udviklet og kun få meter dyb mens den i bakkøerne, der består af materiale fra næstsidste istid, kan være mere end 50 meter dyb. Ligeledes er den oxiderede zone ofte dybere i sandområder end i lerområder.

Reduktionen af nitrat i jordvandet på dets vej mod det dybere grundvand vil afhænge af jordlagenes kemiske og mineralogiske egenskaber. Nitrat reduceres således under iltfrie forhold hvor det er thermodynamisk stabilt og hvor såvel mikrobielle som kemiske processer kan være involverede. Den mikrobielle omdannelse af nitrat sker under dannelse af frit kvælstof

(N₂) over en lang række mellemprodukter. I reduktionsprocessen optræder nitrat som elektroacceptor i en mikrobiel åndingsproces hvor organisk stof, eller reducerede former af svovl, mangan og jern indgår som elektrondonorer. Abiotiske nitratreduktionsprocesser vil, bestemt af øvrige betingelser, afstedkomme dannelse af en lang række forskellige N-produkter, herunder ammonium (NH₄⁺).

Under rodzonen i den umættede zone vil det geokemiske miljø normalt være præget af ilt og reduktionen af nitrat vil her være begrænset til iltfrie mikromiljøer, Figur 5. Disse mikromiljøer opstår hvor forbruget overstiger tilførslen af ilt, eksempelvis omkring partikler af biotilgængeligt organisk stof med samtidig høj mikrobiel aktivitet, eller hvor de hydrauliske forhold bevirker en opbobling af vand og deraf nedsat diffusionen af ilt.

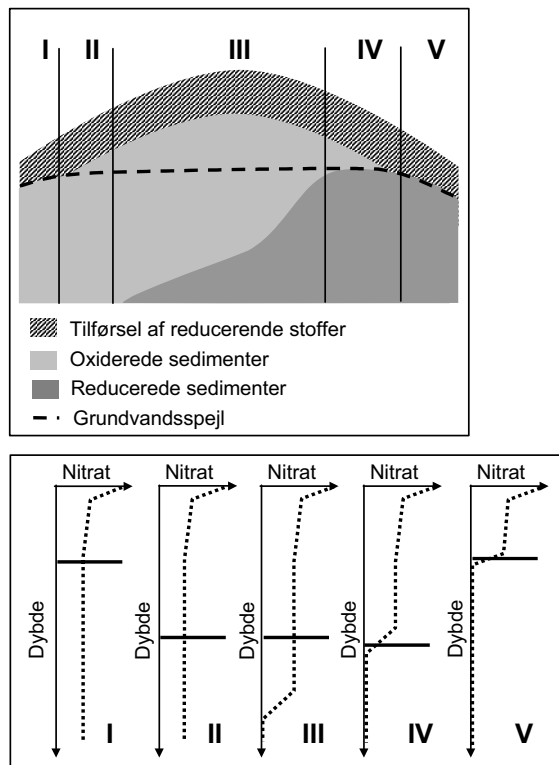


Figur 5. Den umættede zone med jordbunden/rodzonen øverst, dernæst den intermediære zone og den kapillære zone, der danner overgangen til grundvandsmagasinet (efter Looney & Falta, 2000).

De oprindelige puljer af reducerende forbindelser er brugt op i den umættede zone og reduktionen af nitrat vil derfor afhænge af tilførslen af biotilgængeligt organisk stof fra overfladen, Figur 6. Virkningen af det organiske stof aftager med dybden og synes på baggrund af eksisterende litteraturoplysninger stort set at ophøre i ca. 3 meters dybde. Dette skyldes, at det nedvaskede organiske stof tilbageholdes bl.a. på mineraloverflader eller forbruges på dets vej ned gennem jordlagene. Rødder og bakterier beriger ligeledes in situ den øverste del af den umættede zone med organisk stof. I områder hvor sedimenterne med reducerende stoffer findes umiddelbart under grundvandsspejlet, vil diffusion nedefra kunne bidrage til reduktion af

nitrat i den nederste del af den umættede zone, Figur 5. I områder hvor den umættede zone er dybere end de nævnte 3 meter, må potentialet for nitratreduktion i dybere jordlag anses for at være yderst beskedent eller måske slet ikke tilstede (Ernstsen, 2005).

I områder med overfladenært grundvand vil nedvaskningen af biotilgængeligt organisk stof fra overfladen bidrage til denitrifikation i den kapilære zone samt ligeledes i den øvre del af grundvandsmagasinet, type I og V i Figur 6. I områder uden reducerende stoffer i grundvandsmagasinet, type II og V i Figur 6. I områder uden reducerende stoffer i grundvandsmagasinet vil reduktionen af nitrat være yderst begrænset som for type II i Figur 6. I områder med kun delvist oxiderede grundvandsmagasiner, type III, vil reduktionen først være effektiv når det nitratholdige vand kommer i kontakt med de reducerende stoffer. Hvor forekomsten af reducerende stoffer optræder tættere på overfladen, type IV, aftager tykkelsen af zonen uden nitratreduktion, Figur 6.



Figur 6. Øverst: Forskellige geologiske typer (I-V) karakteriseret ved forekomsten af oxiderede og reducerede sedimenter samt dybden til grundvand. I alle typer findes øverst en zone, der løbende modtager biotilgængeligt organisk stof fra overfladen. Nederst: Eksempler for udbredelsen af nitrat indenfor de 5 geologiske typer, hvor ændringen i koncentrationen af nitrat afspejler udbredelsen af reducerende stoffer og aktive zoner for nitratreduktionsprocessen (Ernstsen, 2006).

De dominerende reduktionsprocesser vil være bestemt af typen og sammensætningen af de reducerende stoffer samt deres reaktivitet og tilgængelighed. Puljen af reducerende stoffer består således typisk af en eller flere komponenter, såsom organisk stof, pyrit, ferrojern og methan.

Til sammenligning med den umættede zone er mulighederne for at genopbygge puljer af reducerende stoffer i den mættede zone ofte langt mindre eller slet ikke til stede. Kun i områder med forholdsvis terrænnære grundvandsmagasiner vil det være muligt for biotilgængeligt organisk stof at være virksomt. I grundvandsmagasiner, der ikke modtager reducerende stoffer fra overfladen, vil det oprindelige indhold gradvis opbruges. Forbruget af reducerende stoffer vil afspejle tilførslen af oxiderende stoffer, herunder ilt og nitrat.

6.1.2 Beregning af reduktionskapaciteten under rodzonen

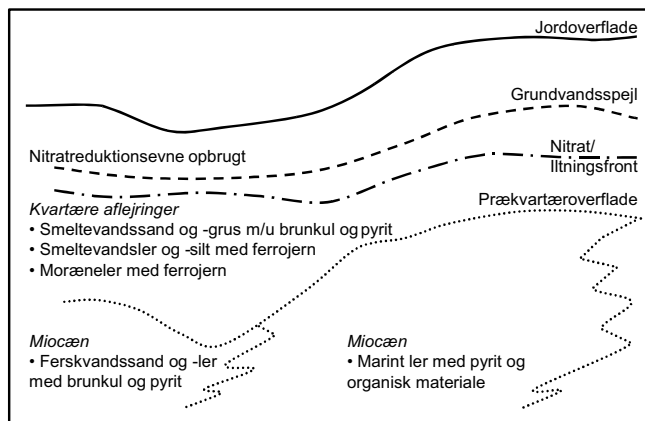
Jordlagenes evne til at reducere nitrat (der også ses beskrevet som nitratreduktionskapacitet eller reduktionspotentiale) kan som nævnt udvise store lokale forskelle såvel mellem som indenfor geologiske områder. Forskelle i jordlagenes mineralogiske sammensætningen kan bewirke at der indenfor ganske korte afstande (få cm) findes betydelige forskelle i jordlagenes evne til at reducere nitrat. Eksempelvis vil omlejret pyrit og brunkul optræde i forskellige dele af smeltevandsaflejringer. Her vil pyrit, som har en højere vægtfylde end det meste af smeltevandssandet, kunne koncentreres i områder med stærke strømstyrker og ofte findes i lag sammen med de andre tungminerale. Organisk stof, i form af brunkul, der har en lavere vægtfylde end smeltevandssandet, aflejres derimod i områder med beskeden strømstyrke (Kristiansen *et al.*, 1990). Tilsvarende forskelle kan iagttages fra andre vandaflejrede sedimente, eksempelvis smeltevandsler. Moræneler, der er karakteriseret ved at indeholde mange forskellige kornstørrelser og mineraler, udviser ligeledes store forskelle, hvor specielt fordelingen af organisk stof og pyrit kan bidrage til betydelige variationer i denne lerholdigt sedimenttype.

Sedimenternes evne til at reducere nitrat baseres ofte på målte indhold af de reducerede stoffer. Eksempler fra Ernstsens *et al.* (2001) viser at reduktionskapaciteten ved en årlig udvaskning på 50 kg N vil blive opbrugt indenfor 100-500 år. Baggrundsværdierne byggede på bl.a. Kristiansens *et al.* (1990), Jacobsen (1990), Ernstsens (1990) og Ernstsens *et al.* (1990). Ved denne type beregninger tages der imidlertid ikke hensyn til reaktiviten af de reducerende stoffer, hvorfor det reelle forbrug af reduktionskapacitet, udtrykt ved lagtykkelse, vil være større end her beregnet.

6.1.3 Htidig kortlægning af jordlagenes reduktionskapaciteter

I forbindelse med NPo-forskningsprogrammet gennemførtes en regional kortlægning af potentialet for nitratreduktion i et ca. 600 km² stort bakkeø-hedeslette område ved Ulfborg i

Vestjylland (Gravesen *et al.*, 1990). De geologiske lagtyper samt deres indhold af nitratreducerende stoffer fremgår af Figur 7.

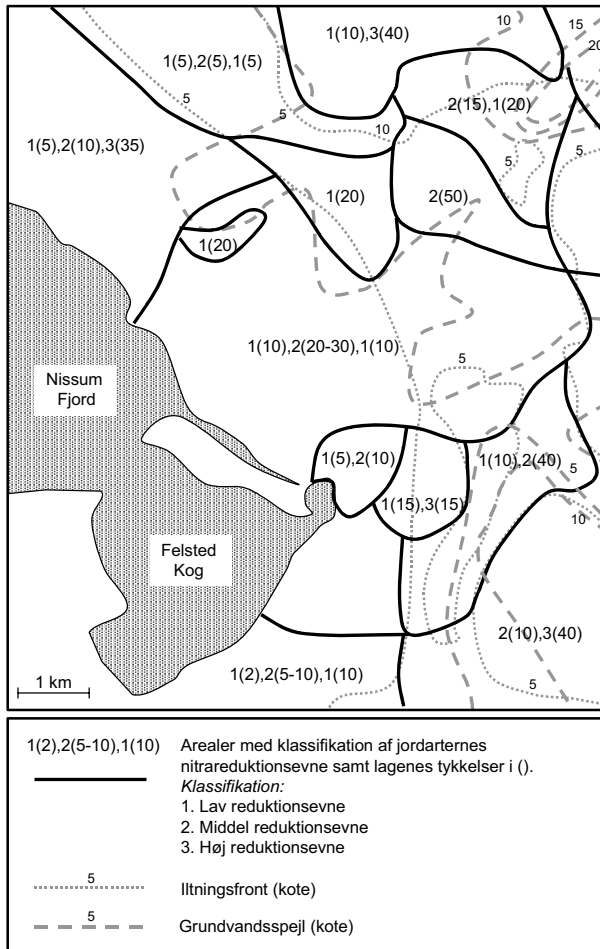


Figur 7. Principskitse visende de geologiske lagtyper i Ulfborg området med deres indhold af nitratreducerende materialer. Efter Gravesen *et al.* (1990).

Nitratpotentialekortet, der beskriver jordlagenes nitratreduktionspotentiale, er bygget op over tre temaer 1) grundvandsspejlets beliggenhed, 2) nitrat/iltningssfrontens beliggenhed der angiver den dybde hvor oxiderede gule og gulbrune lag afløses af reducerede brungrå og grå lag og 3) arealer klassificeret ved jordarternes nitratreduktionskapacitet. På baggrund af disse temaer er området klassificeret efter en tretrins skala (lav – middel – høj) der tildeles jordlagene i en vertikal reservoiropdeling der horisontalt er bredt ud til områder med samme opbygning og reduktionskapacitet, Figur 8.

I forbindelse med udarbejdelsen af kortet var det nødvendigt at supplere det allerede eksisterende datagrundlag med oplysninger fra nye borer, da de sedimentkemiske data var yderst sparsomme for området. Der blev gennemført supplerende analyser af en eller flere komponent(er) af relevans for en vurdering af forskellige geologiske materials nitratreduktionskapaciteter.

Reduktionskapaciteten for sandsedimenterne blev udtrykt ved indholdet af organisk stof som blev bestemt ved vådkemisk oxidation af reducerende stoffer (som beskrevet af Pedersen, 1992). Da denne metode blev vurderet til at give urealistisk høje værdier for lerprøver blev nitratreduktionskapaciteten og kategoriseringen baseret på variationsmønstret i lerjordens totale indhold af ferrojern, idet der blev regnet med, at halvdelen ville være tilgængeligt for nitratreduktionsprocessen, jf. bl.a. Ernstsén & Lindgreen (1985). De beregnede nitratreduktionskapaciteter (NRK) for sand og ler sedimenter fra Ulfborgområdet fremgår af Tabel 16.

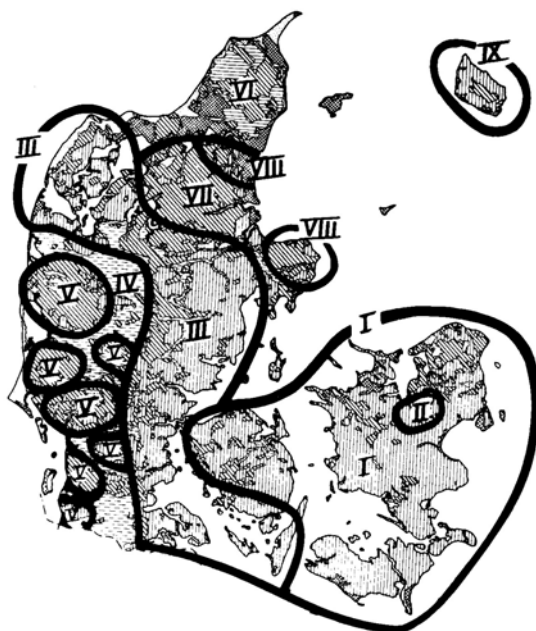


Figur 8. Udsnit af Ulfborg-kortet over nitratreduktionspotentialet, efter Gravesen *et al.* (1990).

Som afslutning på NPo forskningsprogrammet blev der beskrevet ni geologiske typeområder ud fra kendskabet til forskellige dæklag og reservoirtyper, Figur 9 (Dyhr-Nielsen *et al.*, 1991). Regionaliseringen skete alene i relation til vurderingen af nitratreduktionsforholdene. På sandende bakkøer og hedeslette var det typerne IV og V der var almindelige, hvorimod det i lerområder især var typerne I, II og III der var dominerende. Desuden blev området nord for Limfjorden udpeget som type (VI), Himmerland og Djursland som typerne (VII og VIII) og Bornholdm som type IX.

Tabel 16. Klassifikation af jordarternes nitratreduktionskapacitet (NRK) i Ulfborgområdet. Nitratreduktionskapaciteten er beregnet i enheden mg NO₃⁻ pr. kg jord (Gravesen *et al.* 1990).

NRK kategori	Betegnelse	Tilgængelig NRK (mg NO ₃ ⁻ pr. kg jord)	Sedimenttyper
0	Ingen NRK	0	Sand, oxideret, gullig-gulbrunt Ler, gulbrunt
1	Lav NRK	0-620	Sand, oxideret med silt og ler Sand, reduceret grå
2	Middel NRK	620-2500	Sand, gråt, gråsort, med brunkul og/eller pyrit Ler, gråt
3	Høj NRK	>2500	Ler (fed), grå, med/eller uden brunkul og pyrit Glimmerler med/eller uden brunkul og pyrit



Figur 9. Regionale typer af grundvandsmagasiner (Dyhr-Nielsen *et al.*, 1991).

6.1.4 Nitratreduktion under rodzonen og den fremtidige VVM sagsbehandling

Den hidtidige sagsbehandling i forbindelse med VVM sager og recipienter har varieret fra amt til amt (Kørnøv & Christensen, 2005). Med henblik på den fremtidige sagsbehandling ønskes etableret en standardmetode.

Der forligger p.t. ingen landsdækkende information/kort der beskriver den geografiske fordeling i reduktionsfaktorer som udtryk for ændringen i koncentrationen af nitrat fra bunden af rodzonen (1 meters dybde) til henholdsvis vandløb og grundvand.

Med henblik på at etablere et ensartet administrativt grundlag for VVM-sagsbehandlingen gives i det følgende forslag til etablering af reduktionsfaktorer for henholdsvis vandløb og grundvand.

Forslag 1

Den tages udgangspunkt i en allerede eksisterende opdeling af landet i ni geologiske typeområder. Områderne repræsenterer forskellige dæklag og grundvandsmagasintyper på regionplan. Indenfor hver type udvælges et mindre antal oplande (maksimalt 3) under hensyn til geografiske forskelle i nettonedbør. Supplerende data for nettonedbør (beregnet med DK-modellen), tabet af kvælstof ud af rodzonen (beregnet med SKEP/DAISY) samt korrigerede koncentrationer for afstrømning af kvælstof i vandløbet udgør beregningsgrundlaget for reduktionsfaktoren fra overfladen frem til vandløbet. Der etableres en gennemsnitsværdi for hvert typeområde. Reduktionen i forhold til grundvandet beskrives ved tematiske kort med nitratfølsomme områder (NFO områder), områder med særlige drikkevandsinteresse (OSD) og Natur-2000 områder.

Med dette forslag opnås 1) en ens fremgangsmåde for beregning af reduktionsfaktorer mellem overflade og vandløb, 2) et korttema der i stærkt forenklet form der angiver en reduktionsfaktor for hver geologisk type, 3) et korttema med NFO områder karakteriseret ved en reduktionsfaktor svarende til 0%. Der er tale om en meget enkel og liden ressourcekrævende fremgangsmåde og korttemaerne forventes at foreligge medio september 2006.

Forslaget er imidlertid baseret på en stærkt forenklet og generaliseret opdeling af landet i typeområder, med betydelige usikkerheder knyttet til de beregnede reduktionsfaktorer – for såvel grundvand som overfladevand.

Forslag 2

Dette forslag indeholder de samme elementer som beskrevet for forslag 1, men vil desuden blive suppleret med lokalt forankrede (i amterne) detaljerede oplysninger om regionale fordelinger af nitratreduktionsfaktorer. Herved øges detaljeringens niveauet for nogle regioner i Danmark.

Dette forslag rummer de samme fordele og ulemper som beskrevet for forslag 1, for de områder hvor der ikke kan tilvejebringes supplerende data. For de øvrige områder skal der afsættes ressourcer til at fremskaffe, formidle, dokumentere og evt. gentolke eksisterende data. Forslaget bliver dermed mere ressourcekrævende end forslag 1, idet der skal afsættes ressourcer til at gøre de eksisterende data operationelle til brug for VVM-sagsbehandlingen.

Endvidere skal det bemærkes, at man ved valget af den her skitserede fremgangsmåde fraviger ønsket om et ensartet administrativt grundlag for den fremtidige VVM-sagsbehandling.

Forslag 3

I dette forslag modelleres bidraget af nitrat fra rodzonen på markblokniveau ved brug af SKEP/DAISY for hele landet. Desuden etableres udvaskningsværdier for 100 udvalgte oplande.

Til brug for beregningen af reduktionsfaktorer for zonen mellem overfladen og vandløbet etableres en række GIS temaer vedrørende nettonedbør, tykkelse af umættet zone, overfladenær afstrømning, afstrømning til dyberliggende magasiner (alle baseret på udtræk fra DK-modellen), jordartdata, geologiske data, samt dybden til den oxiderede zone. Alle temaer udtrykkes ved grids på 1×1 km (svarende til den opløsning der ligeledes anvendes i DK-modellen). Med afsæt i de forskellige temaer etableres reduktionsfaktorer for oplande, hvor der ikke foreligger længerevarende måleserier for vandløbene. På baggrund af disse to datasæt etableres et landsdækkende korttema.

Reduktionsfaktorer for zonen mellem overflade og grundvand etableres ligeledes ved en lang række af de allerede nævnte GIS temaer, bl.a. temaer vedrørende udvaskning fra rodzonen, nettonedbør, tykkelse af umættet zone, geologiske opbygning samt dybden af den oxiderede zone. Desuden etableres et tema for reduktion af nitrat i den øvre del af den umættede zone, fra 1 til 3 meter under terræn, ved brug af modellen SIMDEN, ligesom der suppleres med GIS temaer vedrørende NFO områder, OSD områder og Natur-2000 områder. Et kriterium knyttet til afstanden mellem bedrift og vandløb tænkes ligeledes indarbejdet i dette forslag.

Ved dette forslag tilvejebringes et ensartet grundlag for VVM-sagsbehandlingen med to landsdækkende temakort for de to typer reduktionsfaktorer. Temakortet vedrørende zonen mellem overfladen og vandløbene udtrykkes på oplandsniveau, men er baseret på analyser af grid med en størrelse på 1×1 km. Arbejdet med at tilvejebringe disse to temakort er imidlertid langt mere tidskrævende end beskrevet i forslag 1 og 2. Det vurderes imidlertid at disse to korttemaer vil kunne foreligge medio 2006 hvis de nødvendige økonomiske ressourcer tilføres projektet snarest muligt (dvs. ikke senere end udgangen af marts 2006).

Forslag 4

Dette forslag bygger videre på de GIS analyser der er skitseret under forslag 3. Her ønskes udarbejdet en metode hvorved det bliver muligt at foretage en beregning af reduktionsfakto-

ren for delområder indenfor oplande, under hensyn til den jordtype/geologi. Desuden tænkes udbygget med statistiske analyser af det anvendte datagrundlag som er indeholdt i de to korttemaer.

Det vurderes at aktiviteterne i forslag 4 ikke lader sig gennemføre indenfor den meget snævre tidsramme der er udstukket (medio september 2006). Det vil imidlertid være ønskeligt på sigt at foretage en differentiering indenfor de enkelte oplande og dette kunne vel planlægges som en 2. version af temakortene.

Konklusion for forslag 1-4

For hvert af de viste forslag øges ressourceforbruget for etableringen af det administrative grundlag. Det vurderes at forslag 1-3 kan realiseres senest medio september 2006, hvis de nødvendige ressourcer tilføres projektet.

6.2 Kvælstoffjernelse i ferskvand

I de ferske økosystemer sker kvælstoffjernelse hovedsagelig ved denitrifikation, hvor nitrat forbruges i den mikrobielle omsætning, og i mindre grad ved akkumulering af organisk kvælstof. I de forskelle dele af ferskvandssystemet: Vandløb, søer og fjorde er betingelserne for denitrifikation styret af overordnede forhold som størrelsen af nitratbelastningen, vandets strømning, temperatur samt andre økologiske forhold f.eks. iltkoncentration og tilgængeligheden af organisk substrat for bakterierne.

6.2.1 Kvælstoffjernelse og kvælstofretention i vandløb

Landbruget er den væsentligste kilde til kvælstof i vandløb, hvor landbrugsbidraget udgør omkring 80% af kvælstoftilførslen til vandløbene. I landbrugsdominerede oplande udgør den gennemsnitlige afstrømningsvægtede nitratkoncentration omkring 5,4 mg nitrat-N L⁻¹ i 2004 (Bøgestrand *et al.*, 2005). Det opløste nitrat i vandet er hovedkilde til den nitratfjernelse, der sker ved denitrifikation i vandløb. I vandløb uden grøde foregår denitrifikationen i eller på vandløbsbunden. Gennem vinteren er temperaturen for lav til, at der foregår denitrifikation, mens de maksimale rate findes om foråret, hvor mikroalgerne på vandløbsbunden giver en vigtig substratkilde for bakterierne.

I vandløb med grøde giver planterne en større overflade, hvor denitrifikationen kan foregå på mikrobielle belægninger. Aflejring af fint slam/sediment mellem planterne giver mulighed for organisk omsætning, der forbruger ilt og derfor giver ophav til de iltfrie forhold, hvor denitrifikation kan foregå. Når vandløb oprenses, fjernes de bakteriebelægninger, der giver mulighed for denitrifikation og først når disse er genskabt, kan der igen fjernes kvælstof fra vandløbet.

Denitrifikation målt i forskellige danske vandløb udgør mellem 5 og 700 kg N ha⁻¹ vandløbsbund år⁻¹, mens gennemsnittet for de 10 målinger er ca. 225 kg N ha⁻¹ vandløbsbund år⁻¹.

(Tabel 17). Det totale bundareal i de danske vandløb er vurderet til ca. 8.000 ha. De højeste rater måles, hvor substratet er mudder og hvor der er grøde i vandløbet, gennemsnittet for disse målinger er $350 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ vandløbsbund år}^{-1}$, men for vandløb med sand og uden grøde er den gennemsnitlige rate ca. $45 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ vandløbsbund år}^{-1}$. For de målte vandløb, Rabis bæk og Gelbæk er bredden af vandløbet 2 m, for Dalby bæk 2.5 m, mens Gryde Å og Suså er henholdsvis 4 og 8 m.

Tabel 17. Kvælstoffjernelse i danske vandløb (Efter Christensen *et al.* 1991 suppleret).

Lokalitet	Bundtype	Denitrifikation $\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$	Metode	Reference
Rabis bæk	Sand	100	C_2H_2 -inhib.	Christensen & Sørensen (1988)
Rabis bæk	Sand m. grøde	250	C_2H_2 -inhib.	Christensen & Sørensen (1988)
Rabis bæk	Sten	5	C_2H_2 -inhib.	Christensen & Sørensen (1988)
Gelbæk	Sten	20	C_2H_2 -inhib.	Sørensen <i>et al.</i> (1988)
Gelbæk	Mudder	250	C_2H_2 -inhib.	Christensen & Sørensen (1988)
Gelbæk	Mudder	700	C_2H_2 -inhib.	Christensen <i>et al.</i> (1990)
Gelbæk	Sand/mudder	193		Pind <i>et al.</i> (1997)
Dalby bæk	Sand	50	C_2H_2 -inhib.	Nielsen & Christensen (upubl.)
Gryde å	Sand m. grøde	*185	NO_3^- optag	Jeppesen <i>et al.</i> (1987)
Suså	Mudder m. grøde	*498	NO_3^- optag	Jeppesen <i>et al.</i> (1987)

*værdier målt fra 1. maj-1.sept. hvor raten alene dækker de 4 måneder

De danske målinger ligger på samme niveau som 26 målinger i forskellige vandløb med nogenlunde samme brede fra andre lande, fortrinsvis USA, Sverige, Norge og et par referencer fra Spanien (Kronvang *et al.*, 2004). Den gennemsnitlige N-fjernelse for alle målinger inklusiv de danske er på $840 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, mens medianen er noget lavere, $250 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, idet der er to høje målinger fra USA (Kronvang *et al.*, 2004).

Undersøgelserne tyder på, at i sandjordsoplande er vandføringen og vandtemperaturen mere stabil end i lerjordsoplande. Det betyder, at i sandjordsoplande overvintret en relativ stor del af grødebiomassen, hvori der er akkumuleret organisk stof der giver mulighed for denitrifikation, mens i lerjordsoplande "spules" vandløbene rene for organisk stof hvert efterår ved de stor afstrømningshændelser.

For fire danske undersøgelser af kvælstoffjernelse i vandløb er fjernelsen opgjort i forhold til kvælstoftilførsel (Tabel 18). Den procentvise fjernelse er størst om sommeren, 10-30%, idet N-transporten er forholdsvis lav på dette tidspunkt af året. N-fjernelsen på årsbasis er derimod forholdsvis lav og udgør mindre 2% af det tilførte kvælstof.

Tabel 18. Kvælstofretention i procent af tilførsel for danske vandløb.

Lokalitet	N-retention (%)	Måleinterval	Reference
Gelbæk	10	sommer	Christensen & Sørensen (1988)
Gelbæk	<1	år	Christensen & Sørensen (1988)
Suså/Gryde å	10-30	sommer	Jeppesen <i>et al.</i> (1987)
Suså/Gryde å	<2	år	Jeppesen <i>et al.</i> (1987)

Anbefaling af metode for N-fjernelse vandløb

Opgørelse af N-fjernelse i vandløb ved VVM-sagsbehandling kan foregå ved to forskellige metoder:

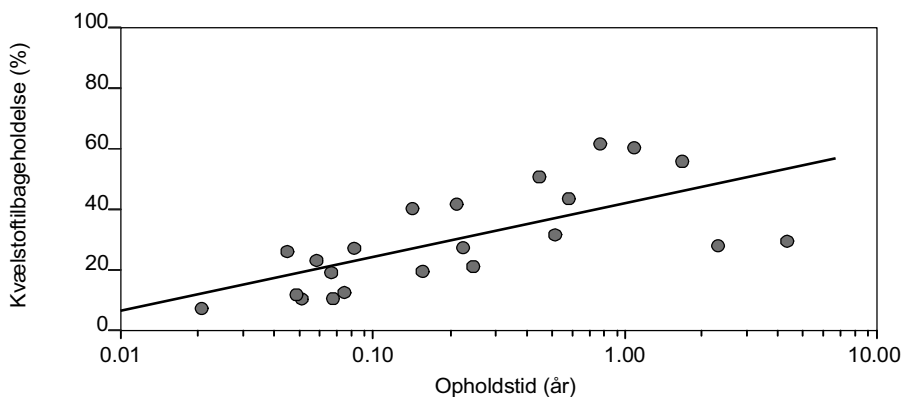
- Ved at anvende en gennemsnitlig rate for målinger i danske vandløb på ca. 225 kg N ha⁻¹ vandløbsbund år⁻¹. Vandløbenes bundareal kunne da opgøres enten via GIS eller ved nogle antagelser om vandløbsbredder for vandløbsordener
- Ved at anvende en procentvis fjernelse på 2% af det tilførte kvælstof uanset hvor lang vandløbsstrækningen er inden vandet når fjordene.

Arbejdsgruppen anbefaler metode b), hvor den procentvise fjernelse på 2% anvendes, idet den administrativt er den mest simple, samt at størrelsesordnerne for fjernelserne er forholdsvis små uanset hvilken metode der anvendes. Det skal dog være muligt, i de tilfælde hvor der findes mere viden, at anvende en gennemsnitlige rater for vandløb med grøde og mudder på 350 kg N ha⁻¹ vandløbsbund år⁻¹ og en gennemsnitlig rate for vandløb med sand og uden grøde på 45 kg N ha⁻¹ vandløbsbund år⁻¹.

6.2.2 Kvælstoffjernelse i søer

I de fleste søer er der procentvis en langt højere kvælstoffjernelser end i vandløb. Fjernelsen afhænger af hvor hurtigt søerne gennemstrømmes, og den bedste empiriske sammenhæng for søerne opnås derfor ved at relatere kvælstoffjernelsen til vandets opholdstid (Jensen *et al.*, 1997, Figur 10). En typisk dansk sø med en opholdstid på mellem 0,5-1 år, vil fjerne 40-50% af den tilførte kvælstof. Ved en opholdstid på mindre end en måned vil der normalt fjernes mindre end 20% af det tilførte kvælstof.

Sammenhængen mellem den fjernede mængde kvælstof og vandets opholdstid i søen kan beskrives empirisk som: $N_{ret\%} = 42,1 + 17,8 \times \log_{10}(tw)$ (N=22), hvor $N_{ret\%}$ er den årlige tilbageholdelse i % og tw vandets opholdstid i år (Jensen *et al.*, 1997). Formlen virker ikke ved opholdstider under 1 uge, da vandgennemstrømningen da er så stor, at N-retention bliver ubetydelig. Kvælstoffjernelsen og koncentrationen i søer kan også beskrives gennem sæsonen ved også at inddrage temperaturen (Windolf *et al.*, 1996). Kvælstoffjernelsens betydelige temperaturafhængighed sammenholdt med en nedbørsafhængig tilførsel betyder, at indholdet af nitrat i søerne er meget lavere om sommeren end om vinteren.



Figur 10. Sammenhæng mellem den procentuelle kvæstoffjernelse og vandets opholdstid i søer (Jensen *et al.*, 1997).

Søernes økologiske tilstand har også betydning for hvor meget kvælstof der fjernes. Således vil lavvandede søer med klarvandede forhold fjerne en større andel kvælstof end uklare søer (Jeppesen *et al.*, 1998). Derfor vil tiltag til at forbedre vandkvaliteten i søer, herunder også reduceret fosfortilførsel betyde en øget kvæstoffjernelse, hvis der skabes klarvandede forhold.

Betydningen af søer i et givet vandløbssystem er naturligvis betinget af, hvor mange søer der er i systemet. For Gudenåen er fjernelsen i søerne på ca. 50% af det der total tilføres, hvilket har stor betydning for kvælstoftransporten til Randers Fjord. Derimod er der langt færre søer i Skjern å systemet, hvor fjernelsen er under 10% af det tilførte (Andersen, 2005).

På landsplan reducerer søerne kvælstoftilførslen til havet med omkring 10%. I denne opgørelse er kun søer større end 25 ha inkluderet (Svendsen & Hansen, 1996).

Anbefaling af metode til N-fjernelse i søer

Til beregning af N-fjernelse i søer ved VVM-sagsbehandling anbefales ved kendskab til vandets opholdstid i søen, at anvende den førnævnte empiriske formel $N_{ret\%} = 42,1 + 17,8 \times \log_{10}(tw)$ (tw), hvor $N_{ret\%}$ er den årlige tilbageholdelse i % og tw vandets opholdstid i år (Jensen *et al.*, 1997). I de tilfælde, hvor opholdstiden ikke kendes, anvendes median værdien for opholdstiden på 0.2 år for de 22 overvågede søer, hvilket svarer til en N-fjernelse på 30%, når den empiriske formel anvendes.

6.2.3 Beregning af N-fjernelse ved overrisling af enge

Der findes ingen beregningsmodeller over, hvor meget N enge kan fjerne ved overrisling af det drænvand, der tilføres fra det direkte opland. Fjernelsesgraden afhænger af de lokale forhold (afstand fra brud på dræn til vandløb m.v.), herunder om der sker infiltration. I Tabel 19

vises resultater af danske forsøg med overrisling af drænvand eller å-vand. I forsøg, hvor al vandet infiltrerer i jordbunden, er den procentvise kvælstoffjernelse forholdsvis høj, fra 88 til 99% (Stevns å, Gjern å, Glumsø fuldskala). Temperaturen kan påvirke N-fjernelsen, hvor den procentvise fjernelse er stor om sommeren, idet der ikke løber så meget vand, mens fjernelsen kan være lille om vinteren, idet vandet kan fryse.

Table 19. Oversigt over nitratfjernelser ved overrislingsforsøg med drænvand eller åvand. Ved opgørelsen er der taget højde for, at drænvandet ikke løber hele året (Resultater fra Kronvang *et al.*, 2001).

Lokalitet	Fjernelse (kg N ha ⁻¹ år ⁻¹)	N-retention (%)
Glumsø*	520-2 725	54-65
Glumsø fuldskala	569	94
Stevns å	350	99
Syv bæk	300	72
Store å	530	48
Gjern å*	30-196	88-98

* Forskellig hydrauliske belastning og forskellig nitratbelastning

Som tommelfingerregel kan der fjernes 50% af den tilførte kvælstof, *men* det forudsætter, at *både* den hydrauliske belastning (L m⁻²d⁻¹) ikke giver anledning til erosion i engen og, at kvælstofbelastningen er rimelig i forhold til engens reduktionskapacitet. Desuden er det vigtigt, at hældningen af engarealet er lille, ellers strømmer drænvandet for hurtigt hen over engen. I VVM sammenhæng anbefaler Arbejdsgruppen, at forholdet mellem drænoplandet og overrislingsområderne skal være 15:1. Dvs. til et drænopland på 15 ha skal overrislingen foregå på et engareal på 1 ha. I engområder med lille infiltration bør forholdet mellem drænopland og engareal være mindre. Bliver vandbelastningen for stor, vil vandet erodere små kanaler eller bække ned gennem engområdet, hvorved kvælstoffjernelsen bliver meget mindre end de 50%.

Ved VVM-sagsbehandling kan en bedrifts N belastning til ferskvand reduceres ved, at drænvand overrisler et engområde. Herved kan en eventuel mer-belastning af kvælstof som følge af en udvidet husdyrhold minimeres. Overrisling af enge kan hermed indgå som et muligt virkemiddel i en ansøgning om udvidelse af husdyrproduktionen.

7 Betragtninger om usikkerhed ved det foreslåede koncept

Usikkerheden i beregningerne er knyttet til både landbrugsproduktionen, denitrifikation efter udvaskning fra rodzonen, og omfanget af kvælstofflowet fra mark til recipient (Figur 1). Belastning af aquatiske recipienter med nitrat fra landbrugsproduktionen påvirkes i høj grad af afstrømningen, som kan variere ganske betydeligt fra år til år afhængig af nedbøren. I forbindelse med VVM-sagsbehandling for en fremtidig udvidelse af husdyrproduktionen på en bedrift tages der imidlertid udgangspunkt i normale klimaforhold. Derfor er usikkerhederne, der omtales her, alene modellernes residuale usikkerhed, idet modellernes prædiktionsusikkerhed ikke er relevant ved beregning på normaliserede data.

7.1 Usikkerhed ved beregning af tabene fra landbrugsarealer

Usikkerheden i beregning af nitratudvaskningen fra landbrugsarealer er knyttet til tre niveauer: modellerne, datagrundlaget samt tidshorisonten.

Modellerne

Jævnfør Appendiks D kan nitratudvaskningen med N-LES₃ for et sædskifte estimeres med en usikkerhed i størrelsesordenen 20%, men usikkerheden kan godt være større for specielle sædskifter, svinebrug eller brug med stor husdyrtæthed (Larsen & Kristensen, rapportudkast). Derudover er det et åbent spørgsmål, om der er systematiske fejl knyttet til opgørelser af nedbør og fordampning. Der arbejdes med problemerne omkring vandbalancen, og bedre viden indarbejdes løbende i modeller af N-LES-familien.

For modellerne SIMDEN og C-TOOL er der p.t. ikke gennemført usikkerhedsvurderinger, men specielt for SIMDEN må det pointeres, at datagrundlaget og denitrifikationsprocessens natur ikke giver grundlag for præcise beregninger af denitrifikationen fra rodzonen.

Datagrundlaget

I modelberegninger anvendes generaliserede gennemsnitlige data, men virkeligheden kan være en del anderledes. Der kan være afvigelser både i den effektivitet, hvormed kvælstoffet udnyttes i produktionen og i den mængde kvælstof, jorden stiller til rådighed ved mineralisering af den organiske pulje. Afvigelser fra en gennemsnitseffektivitet i en bedrifts udnyttelse af foder og gødningskvælstof skulle vise sig i bedriftens kvælstofbalance, men problemet er, at variationen i kvælstof frigjort fra jordpuljen formodes at påvirke denne størrelse endnu mere. Derfor er der et stort behov for at kunne anvise operationelle redskaber, der kan bruges til at skønne jordpuljens aktuelle betydning for bedriftsbalancen.

Tidshorisonten

Ved en driftsændring, der introducerer en ændring i jordens organiske pulje, vil en beregnet årlig kvælstofudvaskning være afhængig af, om beregningen skal dække en kort tidshorisont

(f.eks. op til 15 år), mellemlang tidshorison (f.eks. op til 50 år) eller en meget lang tidshorison (f.eks. op til 200 år). Beregningen af en udvaskning et antal år ude i fremtiden vil desuden være afhængig af, hvilken generel udvikling i produktionsmetoderne (sorter, plantesundhed, afgrødeetablering, præcisionsjordbrug, etc.) der forudsættes. En ensartet fremgangsmåde for udvaskningsberegninger i den kommunale VVM-sagsbehandling forudsætter, at der fra centralt hold tages stilling til tidshorisonen og eventuelt forventet teknologitrend.

7.2 Usikkerhed ved beregning af denitrifikation efter udvaskning fra rodzonen

Denitrifikationsprocesserne er kvantitativt afhængige af faktorer, der er svære at kortlægge detaljeret inden for et vandløbsopland. For den del af afstrømningen, der strømmer via grundvand til vandløb er der tale om to denitrifikationsfaktorer, RF4 og RF5 i Figur 1. Den første denitrifikationsfaktor (RF4) for afstrømningen til grundvand er, på baggrund af forskellen mellem nitratkoncentrationen i rodzonen og målte nitratkoncentrationer i grundvandet, skønnet til at variere mellem 10 og 90%. Denitrifikationsfaktoren RF5 for afstrømningen fra grundvand til vandløb vil ligeledes variere. Endvidere er strømningsvejene afgørende for hvilke denitrifikationszoner, der vil bidrage til den samlede denitrifikation. Da det endnu ikke er afklaret, hvor meget denitrifikationen fra rodzone til vandløb vil kunne differentieres inden for et opland, må usikkerheden på den beregnede transport af kvælstof fra bestemte arealer til vandløbene derfor forventes at være stor.

Overslagstallene for denitrifikation i vandløb og søer er også behæftet med stor usikkerhed. Omfanget af denitrifikationen i vandløb er imidlertid relativt beskeden, hvorved usikkerheden tilsvarende vægter mindre. Derimod kan omfanget af denitrifikationen i søer være væsentlig større, og derfor behæftet med større usikkerhed, men kendes vandets opholdtid i søen, er der mulighed for at bruge en rimeligt sikker model.

7.3 Usikkerhed ved beregning af kvælstofflowet fra mark til recipient

Kvælstofflowet fra mark til recipient (Figur 1) giver recipienten en belastning, der kan beregnes som udvaskning fra landbrugsarealet minus denitrifikation i recipienter nedstrøms. Ved VVM-sagsbehandlingen er betydningen af usikkerhedsmomenter i afsnit 7.1 og 7.2 afhængig af, hvor stor en andel ansøgerens belastningsbidrag udgør i forhold den samlede belastning til den recipient, der skal beskyttes. Dette kan illustreres med to situationer: 1) Beskyttelsesinteressen er recipient for et stort areal, f.eks. oplandet til fjorde, og 2) Beskyttelsesinteressen er recipient for et lille areal, f.eks. vandindvindingsområde.

Beskyttelsen af en recipient med afstrømning fra et stort areal

Når beskyttelsen af en recipient inddrager et stort opland, kommer kvælstofudvaskningen fra et stort antal bedrifter, der, afhængig af vandets strømningsveje gennem forskellige denitrifikationszoner, vil bidrage forskelligt til kvælstoftransporten frem mod recipienten. Så længe det ikke muligt at differentiere denitrifikationen fra rodzone til vandløb detaljeret indenfor et

opland, må det forventes, at usikkerheden på denitrifikationen vil være væsentlig større end usikkerheden på en udvaskningsberegning gennemført med den foreslåede metode.

Det vil således ikke være afgørende for recipienten, om udvaskningens størrelse er beregnet præcist på hver enkelt delareal, men om udvaskningsniveauet i gennemsnit er bestemt med rimelig sikkerhed. Da en meget stor del af usikkerheden på den foreslåede metode til beregning af udvaskning er knyttet til brugen af generaliserede inputdata, vil resultatet afspejle en sådan gennemsnitssituation. I bestræbelserne på at beskytte en recipient med et stort opland, giver det derfor god mening, at agere ret præcist på baggrund af de gennemførte beregninger.

Beskyttelse af recipienten med afstrømning fra et lille areal

Når beskyttelsen af en recipient inddrager et lille opland, kan vandets strømningsvej frem mod recipienten (f.eks. drikkevandsboringer) bestemmes med rimelig sikkerhed, og kvælstofudvaskningen kommer fra et mindre antal bedrifter eller marker. I denne situation vil den usikkerhed, der skyldes, at udvaskningsberegningerne er tilknyttet generaliserede inputdata, slå igennem med fuld vægt.

Antages en usikkerhed på beregningerne af udvaskningen fra rodzonen på de konkrete arealer i størrelsesordenen 40%, og når dertil kommer en usikkerhed på vurderingen af denitrifikationens omfang, giver det let en situation, hvor usikkerheden er uacceptabel høj, set i forhold til den ønskede beskyttelse af recipienten. Der synes to muligheder for at imødegå denne usikkerhed.

Den ene metode sigter direkte på at nedbringe usikkerheden. Der er først og fremmest et stort behov for et redskab, der enkelt kan belyse omfanget af den aktuelle kvælstoffrigørelse fra jordens kvælstofpulje. Det har dels betydning for en eventuel mere detaljeret udvaskningsberegning, men det er også vigtigt for en bedre tolkning af en bedrifts faktiske kvælstofbalance i relation til, hvor effektivt kvælstoftilførslerne udnyttes på en bedrift. Endvidere vil en mere detaljeret dataindsamling suppleret med detaljerede beregninger af vand- og kvælstofbalancen som beskrevet i afsnit 3.4.2, kunne medvirke til at reducere usikkerheden på beregningerne.

Den anden angrebsvinkel kunne være at sammenholde recipientens nuværende belastning med en beregnet udvaskning fra den landbrugsdrift, der har været i oplandet i den nærmeste fortid, og som har forårsaget belastningen. Således kan den påtænkte, fremtidige drift forholdsvis simpelt vurderes konkret i forhold til hidtidige belastning. Hvor dette er meningsfyldt, er det ligeledes interessant at gennemføre detaljerede vurderinger, der reflekterer mindre ændringer i udvaskningen.

8 Referencer

8.1 Referencer til direktiver, love, bekendtgørelser og vejledninger

- Anonym (2002) Fødevarerministeriets bekendtgørelse nr. 824 af 2. oktober 2002 om husdyrhold og arealkrav m.v.
- Anonym (2005) Principper for det kommende udrednings- og lovforberedende arbejde vedrørende miljøgodkendelser af husdyrbrug. Notits fra Miljøministeriet, Departementet. 4 p.
- IPPC-direktivet (1996) Rådets direktiv 96/61/EF af 24. september 1996 om integreret forebyggelse og bekæmpelse af forurening.
- Husdyrgødningsbekendtgørelsen (2002) Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 604 af 15. juli 2002 om erhvervsmæssigt dyrehold, husdyrgødning, ensilage m.v. med senere ændringer (Skov- og naturstyrelsens bekendtgørelse nr. 813 af 19. juli 2004 og Miljøministeriets bekendtgørelsen nr. 815 af 20. juli 2004).
- Landbrugsloven (2004) Lov om landbrugsejendomme. Lov nr. 435 af 9. juni 2004.
- Miljøbeskyttelsesloven (2001) Miljø- og Energiministeriets lovbekendtgørelse nr. 753 af 25. august 2001: Bekendtgørelse af lov om miljøbeskyttelse.
- Planloven (2004) Bekendtgørelse af lov om planlægning. Lovbekendtgørelse nr. 883 af 18. august 2004.
- Plantedirektoratet (2005) Vejledning om gødsknings- og harmoniregler 2005/06. Schultz Grafisk, ISBN 87-91429-18-8. 104 pp.
- Godkendelsesbekendtgørelsen (2004) Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 943 af 16. september 2004 om godkendelse af listevirksomheder, med senere ændringer: Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 878 af 19. september 2005 om ændring af bekendtgørelse om godkendelse af listevirksomheder.
- Samlebekendtgørelsen (2005) Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 1006 af 20. oktober 2005 om supplerende regler i medfør af lov om planlægning.
- VVM-direktivet (1985) Rådets direktiv 85/337/EØF af 27. juni 1985 om vurdering af visse offentlige og private projekters indvirkning på miljøet. EF-Tidende nr. L 175 af 5. juli 1985, p. 40-48.

8.2 Øvrige referencer

- Accoe, F., Boeckx, P., Van Cleemput, O., Hofman, G., Ying, Z., Hua Li, R. & Guanxiong, C. (2002) Evolution of $\delta^{13}\text{C}$ signature related to total carbon contents and carbon decomposition rate constants in a soil profile under grassland. Rapid Commun. Mass Spectrom., 16, 2184-2189. <http://www3.interscience.wiley.com/cgi-bin/fulltext/99520535/PDFSTART>
- Amtsmodellen (2003) Næringsstofbelastning af overfladevand og grundvand. Teknisk anvisning til beregning af øget N- og P-belastning i VVM-screeningssager for husdyrbrug. Amtssamarbejdet om VVM. November 2003. 22p. med løbende opdateringer på <http://www.fyns-amt.dk/wm149935>.

- Andersen, J.M. (Red.) (2005) Restaurering af Skjern Å. Sammenfatning af overvågningsresultater 1999-2003. Danmarks Miljøundersøgelser, Faglig Rapport nr. 531. 96 pp.
http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_Publikationer/3_Fagrappporter/rapporter/FR531.pdf
- Anonym (2003) Økonomien i landbrugets driftsgrene 2002. Fødevarøkonomisk Institut, Serie B nr. 87. 70 pp.
<http://www.kvl.foi.dk/upload/foi/docs/publikationer/statistikker/landbrugets%20driftsgrene/2002,%20serie%20b,%20nr.%2087.pdf>
- BEDRIFTSLØSNINGEN. Edb-program udarbejdet af Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret. <http://www.lr.dk/forsider/blforside.asp?ID=bl>
- Blicher-Mathiesen, G. & Jørgensen, J.O. (2001) Næringsstofbalancer for landbrugsbedrifter. Danmark Miljøundersøgelser, Teknisk anvisning fra DMU, nr. 18, 2. udgave.
http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_teknanvisning/rapporter/TA18.pdf
- Bøgestrand, J. (red)(2005) Vandløb 2004. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Faglig rapport nr. 554, 82 pp.
http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/FR554.PDF
- Børgesen, C.B. & Heidmann, T. (2002) Landsberegninger af kvælstofudvaskningen fra landbruget med SKEP/DAISY og SIM IIIB modellerne. Danmarks JordbrugsForskning, DJF-rapport Markbrug nr. 62, 63 pp.
<http://web.agrsci.dk/djfpublikation/djfpdf/djfm62.pdf>
- Christensen, P.B. & Sørensen, J. (1988) Denitrification in sediment of lowland streams: Regional and seasonal variation in Gelbæk and Rabis bæk, Denmark. *FEMS Microbiol. Ecol.* 53, 335-344.
- Christensen, P.B., Nielsen, L.P., Revsbech, N.P. & Sørensen, J. (1990) Denitrification in nitrate-rich streams: Diurnal and seasonal variation related to benthic oxygen metabolism. *Limnol. Oceanogr.* 35, 640-651.
- Christensen, P.B., Nielsen, L.P., Revsbech, N.P. & Sørensen, J. (1991) Denitrifikation i våd- og vandområder. I: Kvælstof, fosfor og organisk stof i jord og vandmiljøet. Rapport fra konsensuskonference 31. januar, 1. og 4. februar 1991. Undervisningsministeriets Forskningsafdeling.
- Dahl-Madsen, K.I. & Styczen, M. (2005) DEBAT: Fejl i monitoringsdata findes bedst med modeller. *Vand & Jord* september 2005, s. 109.
- Dalgaard, R., Halberg, N., Kristensen, I.S. & Larsen, I. (fremsendt) Modelling representative and coherent farm types based on FADN data for use in environmental assessments. *Agriculture, Ecosystems and Environment*.
- Danmarks Statistik. Landbrug. www.statistikbanken.dk.
- Dyhr-Nielsen, M., Hansen, E., Holter, V., Gravesen, P. & Iversen, T. M. (1991) Kvælstof og fosfor i jord og vand. Transport, omsætning og effekt. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen. Samlerapport. 160 p.
- Ellermann, T., Hertel, O., Skjøth, C.A., Kemp, K. & Monies, C. (2003) Atmosfærisk deposition 2002. Danmarks Miljøundersøgelser, Faglig rapport fra DMU, nr. 466, 90pp.
http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/FR466.PDF

- Ellermann, T., Andersen, H.V., Monies, C., Kemp, K., Bossi, R., Bügel Mogensen, B., Løfstrøm, P., Christensen, J. & Frohn, L.M. (2005) Atmosfærisk deposition 2004. NO-VANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Faglig rapport nr. 555, 76 pp.
http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rappporter/FR555.PDF
- Ernstsen, V. (1990) Nitratreduktion i moræneler. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, rapport nr. B2. 60pp. <http://www.mst.dk/default.asp?Sub=http://ww2.mst.dk/NYVIDEN/MIPU/>
- Ernstsen, V. (2005) Nitratreduktion i den umættede zone. Miljøprojekt nr. 1023 fra Miljøstyrelsen. 37pp. <http://www.mst.dk/default.asp?Sub=http://ww2.mst.dk/NYVIDEN/MIPU/>
- Ernstsen, V. (2006) Reduktion af nitrat under rodzonen. Sammendrag af indlæg ved Plante-kongres 2006. 10.-11. januar 2006 i Herning. p. 234-235.
http://www.lr.dk/planteavl/informationsserier/info-planter/plk06_07_4_3_v_ernstsen.pdf (resume) og
http://www.lr.dk/planteavl/informationsserier/info-planter/plk06_07_4_3_v_ernstsen.ppt (slideshow)
- Ernstsen, V. & Lindgreen, H. (1985) Uorganisk nitratreduktion og – reduktionskapacitet i et morænelersprofil. Slutrapport for delprojekt 2.5 i sårbarhedsprojektets 2. etape. Danmarks Geologiske Undersøgelse, rapport nr. 33. 61 pp.
- Ernstsen, V., Gravesen, P., Nilsson, B., Brüsch, W., Fredericia, J. & Genders, S. (1990) Transport og omsætning af N og P i oplandet til Langvad å. Danmarks Geologiske Undersøgelse, rapport nr. 44. 63 s. + bilag.
- Ernstsen V, Henriksen, H.J. & Platen, F v. (2001) Principper for beregning af nitratreduktion i jordlagene under rodzonen. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 24.
<http://www.mst.dk/default.asp?Sub=http://ww2.mst.dk/NYVIDEN/MIPU/>
- Grant, R. & Waagepetersen, J. (2003) Vandmiljøplan II – slutevaluering. Fællesrapport fra Danmark Miljøundersøgelser og Danmarks JordbrugsForskning. 32pp.
<http://www.agrsci.dk/var/agrsci/storage/original/application/phpE7.tmp.pdf>
- Gravesen, P., Kristiansen, H., Kelstrup, N., & Petersen, K.S. (1990) Kortlægning af potentialet for nitratreduktion – Ulfborgområdet. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, rapport nr. B16. 72 pp. <http://www.mst.dk/default.asp?Sub=http://ww2.mst.dk/NYVIDEN/MIPU/>
- Heidmann, T., Nielsen, J., Olesen, S.E., Christensen, B.T. & Østergaard, H.S. (2001) Ændringer i indhold af kulstof og kvælstof i dyrket jord: Resultater fra Kvardratnettet 1987-1998. Danmarks JordbrugsForskning, DJF-rapport nr. 54 Markbrug, 73 pp.
<http://web.agrsci.dk/djfpublikation/djfpdf/djfm54.pdf>
- Hvid, S.K. (2002) Grønt regnskab. Beskrivelse af de enkelte posters beregning i næringsstofregnskabet. Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret. Fagligt Nyt – Grønt Regnskab, FN001, 29. august 2002.
http://www.lr.dk/edb/informationsserier/bedriftsloesning/gr_fn001_naeringsstof290802.htm
- Hvid, S.K. (2004) Beregning af kvælstoffiksering. Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret. Planteavlsorientering nr. 07-497, 26. april 2004.
<http://www.lr.dk/planteavl/informationsserier/planteavlsorientering/pl07-497.htm>

- Høgh-Jensen, H., Loges, R., Jørgensen, F. V., Vinther, F. P. & Jensen, E. S. (2004) An empirical model for quantification of symbiotic nitrogen fixation in grass-clover mixtures. *Agricultural Systems* 82, 181-194.
http://www.sciencedirect.com/science?_ob=MImg&_imagekey=B6T3W-4BVRSBW-2-3&_cdi=4957&_user=635791&_orig=browse&_coverDate=11%2F30%2F2004&_sk=99179997&view=c&wchp=dGLbVzb-zSkzk&md5=814eb0ca5a6670e79497d25abc44db31&ie=/sdarticle.pdf
- Jacobsen, O.S., Larsen, H.V. & Andreassen, L. (1990) Geokemiske processer i et grundvandsmagasin. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, rapport nr. B10. 52pp.
<http://www.mst.dk/default.asp?Sub=http://ww2.mst.dk/NYVIDEN/MIPU/>
- Jenkinson, D.S. & Rayner, J.H. (1977) The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil Science* 123, 298-305.
- Jensen, J.P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T.L. & Sortkjær, L. (1997) Ferske vandområder – Søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1996. Danmarks Miljøundersøgelser, Faglig rapport nr. 211, 103 pp.
http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR211.pdf
- Jeppesen, E., Thyssen, N., Prah, C., Jensen, K.S. & Iversen, T.M. (1987) Kvælstofakkumulering og omsætning i vandløb med udgangspunkt i undersøgelser i Suså og Gryde å. *Vand og Miljø* 3, 123-129.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Lauridsen, T., Møller P.H., & Sandby, K. (1998) Changes in nitrogen retention in shallow eutrophic lakes following a decline in density of cyprinids. *Arch. Hydrobiol.* 142, 129-151.
- Knudsen, L. (2005) Bestemmelse af kvælstofbehov ud fra målinger af totalkvælstof i jord. Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret, Planteavl/orientering 07-545.
<http://www.lr.dk/planteavl/informationsserier/planteavl/orientering/pl07-545.htm>
- Knudsen, L. & Østergaard, H. (2005a) Nitratudvaskning – hvilken model? *Vand & Jord* september 2005, 102-104.
- Knudsen, L. & Østergaard, H.S. (2005b) Modelberegning af nitratudvaskning – Resultater af modelberegninger med forskellige modeller. Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret | Planteavl, 34 p.
<http://www.lr.dk/planteavl/informationsserier/planteavl/orientering/pl07-528.htm>
- Kristensen, I.S. (pers. komm.) Afdeling for Jordbrugsproduktion og Miljø, Danmarks JordbrugsForskning.
- Kristensen, I.S. (2004) Kvælstoffiksering. I Jørgensen, V. (Red.) Anvendelse af næringsstofbalancer for landbruget ved vurdering af erhvervets påvirkning af miljøet. Rapport fra Balancegruppen (F1) under forberedelse af Vandmiljøplan III. Danmarks JordbrugsForskning, DJF-rapport nr. 108, p. 56-58.
<http://web.agrsci.dk/djfpublikation/djfpdf/djfma108.pdf>
- Kristensen, K. & Grant, R. (2003) Genberegning af modellen N-LES₃. Baggrundsnotat til Vandmiljøplan II – slutevaluering.
http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_Publikationer/3_ovrige/rapporter/VMPII/Genberegning_af_modellen_NLES.pdf

- Kristensen, I.S., Dalgaard, R., Halberg, N. & Petersen, B.M. (2005). Kvælstofbalance og -tab fra forskellige bedriftstyper. Plantekongres 2005, 11.-12. januar 2005, Herning kongrescenter. Dansk Landbrugsrådgivning og Danmarks JordbrugsForskning. ISBN 87-984996-6-1. p. 190-191.
http://www.lr.dk/planteavl/diverse/plantekongres2005_tema_11.htm#session11-1
- Kristiansen, H., Brüsch, W., Gravesen, P. & Genders, S. (1990) Transport og omsætning af N og P i Rabis Bæks opland. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, rapport nr. B5. 72pp.
<http://www.mst.dk/default.asp?Sub=http://ww2.mst.dk/NYVIDEN/MIPU/>
- Kronvang, B., Jensen, J.P., Hoffmann, C.C. & Boers, P. (2001) Nitrogen transport and fate in European streams, rivers, lakes and wetlands, In: Follet, R.F. & Hatfiels, J.L. (Eds.). *Nitrogen in the Environment: Sources, Problems, and Management*. Elsevier Science B.V. p. 183-206.
- Kronvang, B., Hezlar, J., Boers, P., Jensen, J.P., Behrendt, H., Anderseon, T., Arheimer, B., Venohr, M. & Hoffmann, C.C. (2004) Nutrient Retention Handbook. Software Manual for EUROHARP-NUTRET and Scientific review on nutrient retention. EUROHARP report 9-2004, NIVA report SNO 4878/2004, Oslo, Norway, 103 pp.
http://euroharp.org/diss/store/rep/eh_report-9-retention-handbook-web.pdf
- Kyllingsbæk, A., Børgesen, C.D., Andersen, J.M., Poulsen, H.D., Børsting, C.F., Vinther, F.P., Heidmann, T., Jørgensen, V., Simmelsgaard, S.E., Nielsen, J. Christensen, B.T., Grant, R. & Blicher-Mathiesen, G. (2000) Kvælstofbalancer i dansk landbrug. Mark- og staldbalancer. Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks JordbrugsForskning, 74 pp.
http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_Ovrige/rapporter/kvaelstofbalancer_web.pdf
- Kørnøv, L. & Christensen, P. (2005) Opsamling af erfaringer med behandling af sager vedrørende husdyrprojekter efter VVM-reglerne. Aalborg Universitet for Miljøministeriet, 128 p. http://www.skovognatur.dk/NR/rdonlyres/E819B553-14D8-4D27-A7EF-373E5F5C4147/15165/Endelige_rapport_151205.pdf
- Larsen, S.E. & Kristensen, K. (rapportudkast) Usikkerhed ved anvendelse af N-LES₃ modellen til udvaskningsestimater samt validering af N-LES₃ modellen. DJF-rapport under udarbejdelse.
- Lomander, A., Kätterer, T. & Andrén, O. (1998) Caron dioxide evolution from top- and subsoil as affected by moisture and constant and fluctuating temperature. *Soil. Biol. Biochem.* 30, 2017-2022.
http://www.sciencedirect.com/science?_ob=MIimg&_imagekey=B6TC7-3V5J4PW-K-7&_cdi=5163&_user=635791&_orig=browse&_coverDate=12%2F31%2F1998&_sk=999699985&view=c&wchp=dGLbVtz-zSkzS&md5=7427482313c71397df77cf16c3a0d285&ie=/sdarticle.pdf
- Looney, B.B. & Falta, R.W. (2000) The vadose zone. What it is, why it matters, and how it works. I: Looney, B.B. og R.W. Falta (eds.) *Vadose zone, Science and Technology Solutions*. Volumen I. s 3-59. Battelle Press, Ohio, USA.
- Møller, J., Thøgersen, R., Hellestøj, M.E., Weisbjerg, M.R., Søgaard, K. & Hvelplund, T. (2005) Fodermiddeltabel 2005 – Sammensætning og foderværdi af fodermidler til kvæg.

- Dansk kvæg, rapport nr. 112.
<http://www.lr.dk/kvaeg/informationsserier/omrapportserien/rap112.htm>
- Nielsen, L.P. & Christensen, P.B. (upubl.) Århus Universitet og Danmarks Miljøundersøgelser.
- Olesen, J.E. & Heidmann, T. (1990) EVACROP. Et program til beregning af aktuel fordampning og afstrømning fra rodzonen. Version 1.00. Arbejdsnotat nr. 9 fra Afd. for Jordbrugsmeteorologi, Statens Planteavlsvforsøg. Dokumentation til version 1.01 findes på:
<http://www.agrsci.dk/var/agrsci/storage/original/application/f64799a66b605adcb819661926306caf.pdf>
- Pedersen, J.K. (1992) Nitratreduktion i jord og grundvand. Laboratoriet for Teknisk Hygiejne, Danmarks tekniske Højskole. 273 p.
- Pedersen, A., Petersen, B.M., Eriksen, J., Hansen, S. & Jensen, L.S. (2006) A model simulation analysis of nitrate leaching – does soil organic matter pool structure or catch crop growth parameters matter most? Ecological Modelling (submitted).
- Petersen, B.M. (2003) C-TOOL version 1.1. A tool for simulation of soil carbon turnover. Description and users guide.. Danish Institute of Agricultural Sciences, Denmark. 39 pp.
<http://www.agrsci.dk/c-tool>
- Petersen, B.M., Berntsen, J., Hansen, S. & Jensen, L.S. (2005a) CN-SIM – a model for the turnover of soil organic matter. I: Long term carbon development. Soil Biol. Biochem. 37, 359-374.
- Petersen, B.M., Berntsen, J. & Jørgensen, U. (2005b) Vurdering af et værktøj til VVM-screening, set i relation til hvad der sker med kvælstof tilført jorden med husdyrgødning. VVM-screeningsrapport, 27 pp.
<http://www.agrsci.dk/afdelinger/forskningsafdelinger/jpm/medarbejdere/bpe/andet>
- Petersen, B.M., Olesen, J.E. & Heidmann, T. (2002) A flexible tool for simulation of soil carbon turnover. Ecological Modelling 151, 1-14.
http://www.sciencedirect.com/science?_ob=MIimg&_imagekey=B6VB5-45CN9WT-1-X&_cdi=5934&_user=635791&_orig=browse&_coverDate=05%2F15%2F2002&_sk=998489998&view=c&wchp=dGLbVzz-zSkWb&md5=ea819fcf65643db2461a4dc4836c9dde&ie=/sdatarticle.pdf
- Petersen, J. & Djurhuus, J. (2004) Sammenhæng mellem tilførsel, udvaskning og optagelse af kvælstof i handelsgødning, kornrige sædskifter. Danmarks JordbrugsForskning, DJF rapport Markbrug nr. 102, 61 pp. <http://web.agrsci.dk/djfpublikation/djfpdf/djfm102.pdf>
- Pind, A., Risgaard-Petersen, N & Revsbech, N.P. (1997) Denitrification and microphyobentic NO₃⁻ consumption in a Danish lowland stream; Diurnal and seasonal variation. Aquat. Microb. Ecol. 12, 275-284.
- Poulsen, H.D., Børsting, C.F., Rom, H.B. & Sommer, S.G. (2001) Kvælstof, fosfor og kalium i husdyrgødning – normtal 2000. Danmarks JordbrugsForskning, DJF-rapport nr. 36, 152 pp., med senere opdateringer, der kan ses på
http://www.agrsci.dk/media/webdav/filer/sve/hem/normtal_2005
- Poulsen, H.D., Lund, P., Fernández, J.A. & Holm, P.B. (2003) Notat vedr. muligheder for at reducere husdyrgødningsens indhold af kvælstof via fodringen. Forberedelse af VMPIII.

- Notat 39 p. http://www.vmp3.dk/Files/Filer/Rap_fra_t_grupper/18-10-2003-fodring-_kvaelstof.pdf
- Simmelsgaard, S.E., Kristensen, K., Andersen, H.E., Grant, R., Jørgensen, J.O. & Østergaard, H.S. (2000) Empirisk model til beregning af kvælstofudvaskning fra rodzonen. Danmarks JordbrugsForskning, DJF-rapport Markbrug nr. 32, 67 pp.
<http://web.agrsci.dk/djfpublikation/djfpdf/djfm32.pdf>
- Statistiske Efterretninger (2005) Husdyrtætheden i landbruget 2004. LANDBRUG 2005:16. Danmarks Statistik, 27 juni 2005. 32 p. <http://www.dst.dk/publikation.aspx?cid=6355>
- Styczen, M., Hansen, S., Jensen, L. S., Svendsen, H., Abrahamsen, P., Børgesen, C. D., Thirup, C. & Østergaard, H. S. (2005) Standardopstillinger til Daisy-modellen. Vejledning og baggrund. Version 1.1, Marts 2005. DHI Institut for Vand og Miljø. 60 pp.
http://www.dina.kvl.dk/~daisy/Daisy_staabi_vers_1-1_270405.pdf
- Svendsen L.M. & Hansen, C.D. (1996) Tilførsel af kvælstof, fosfor og organisk stof til marine kystafsnit via vandløb. I Windolf, J. (red.) *Ferske vandområder – Vandløb og kilder*. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Danmarks Miljøundersøgelser, Faglig rapport nr. 177, p. 115-137.
http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR177.pdf
- Sørensen, P. (2004) Immobilisation, remineralisation, and residual effects in subsequent crops of dairy cattle slurry nitrogen compared to mineral fertiliser nitrogen. *Plant and Soil* 267, 285-296.
<http://www.springerlink.com/media/agxy6yfb3k0jng404d4p/contributions/v/5/2/2/v522g4kk1614w61h.pdf>
- Sørensen, J., Jørgensen, T. & Brandt, S. (1988) Denitrification in stream epilithon: Seasonal variation in Gelbæk and Rabis bæk, Denmark. *FEMS Microbiology Ecology* 53, 345-354.
- Tybirk, P. (pers. komm.) Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret.
- Vinther, F. P. & Hansen, S. (2004) SimDen – en simpel model til kvantificering af N₂O-emission og denitrifikation. DJF rapport, Markbrug nr. 104, 47 pp.
<http://web.agrsci.dk/djfpublikation/djfpdf/djfm104.pdf>
- Windolf, J. (2005) DEBAT: Modeller. *Vand & Jord*, maj 2005, 72-74.
- Windolf, J., Jeppesen, E., Jensen, J.P., & Kristensen, P. (1996) Modelling the seasonal variation in in-lake concentration and retention of nitrogen in 16 shallow lakes: a four-year mass balance study. *Biogeochemistry* 33, 25-44.

9 Appendikssamling

Appendikssamlingen består af en række faglige notater udarbejdet dels af arbejdsgruppens medlemmer, dels af medarbejdere ved Danmarks JordbrugsForskning.

10 Appendiks A

Opgavebeskrivelse for arbejdsgruppen om nitrat

Skov- og naturstyrelsen

14. september 2005

Miljøministeren har den 17. juni 2005 indgået en aftale med V, K, DF og RV om principper for det kommende udrednings- og lovforberedende arbejde vedrørende miljøgodkendelser af husdyrbrug.

Det fremgår af aftalen af 17. juni 2005, at 'der skal udarbejdes en vejledning og bekendtgørelse til kommunerne om administration af husdyrsagerne, således at variationen mellem kommunernes afgørelser begrænses'.

Estimering af nitratudvaskning med henblik på miljøvurdering af etablering, ændringer og udvidelser af husdyrbrug har blandt andet været drøftet i en forhandling mellem amterne, Dansk Landbrug, Landscentret samt DJF og DMU. Nærværende arbejde er Miljøministeriets videreførelse af dette arbejde.

Baggrund

Den nye vejledning om godkendelse af husdyrbrug skal omfatte et kapitel om estimering af nitratudvaskning fra husdyrbruget.

Den generelle miljøregulering af landbruget fokuserer i høj grad på reduktion af nitratudvaskningen fra landbrugsbedrifter. Der kan dog regionalt være behov for en yderligere indsats af hensyn til lokale vandområder. Der er udarbejdet flere modeller til beregning af ændringen i nitratudvaskningen ved udvidelse af husdyrproduktionen og til estimering af konsekvenserne ved ændrede driftforhold. I marts 2005 offentliggjorde Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret en sammenligning og evaluering af disse modeller: 'Modelberegning af nitratudvaskning'.

I forbindelse med vurderingen af, hvilke krav til nitratudvaskningen ud af rodzonen, der skal stilles for at opnå en acceptabel udledning til recipienten, er det nødvendigt med en estimering af nitratreduktionen fra rodzonen til recipienten.

Det er væsentligt at estimering af kvælstofoverskud fra nitratudvaskning og estimering af ammoniakemission koordineres, og så vidt muligt foretages på samme datasæt og med samme forudsætninger.

Formål

Formålet med nedsættelse af arbejdsgruppen er, at skabe et overblik over de eksisterende modeller og beregningsværktøjer til beregning af nitratudvaskningen ud af rodzonen, og dernæst opnå konsensus omkring, hvilken metode, der som standard skal anbefales at anvendes i kommunernes sagsbehandling, og hvordan denne skal anvendes. Der skal lægges vægt på, at metoden skal være så enkel, gennemskuelig og entydig som mulig, dels for at forenkle sagsbehandlingen og dels for at udvaskningsberegningerne ikke varierer betydeligt afhængigt af brugeren.

Selvom der anbefales en model som standard må det forventes at nogle kommuner i visse tilfælde vil supplere beregninger efter standardmetoden med beregninger efter andre udvaskningsmodeller. Der skal derfor tages stilling til, hvordan sådanne supplerende beregninger kan indgå i sagsbehandlingen. Samtidig kan der være behov for flere "standardmetoder" idet det politiske opdrag omfatter opdeling af udvidelser af husdyrbrug i tre størrelser: Husdyrbrug, der skal godkendes i.h.t. IPPC-direktivet, husdyrbrug fra 75 DE og op, og brug under 75 DE.

Udover en estimering af nitratudvaskningen ud af rodzonen er det nødvendigt, i relation til at estimere nitratbelastningen af recipienten, at estimere nitratreduktionen fra bunden af rodzonen til recipienten. Der skal derfor ligeledes udarbejdes retningslinier om estimering af nitratreduktionen fra bunden af rodzonen til recipienten.

Der skal udarbejdes forslag til, hvordan estimering af nitratudvaskning og estimering af ammoniakemission koordineres, og så vidt muligt baseres på samme datasæt og med samme forudsætninger.

Opgave

Arbejdsgruppen skal med udgangspunkt i de eksisterende evalueringer af modeller og beregningsværktøjer udarbejde forslag til standardmetode til estimering af nitratudvaskningen ud af rodzonen og fra bunden af rodzonen til recipienten. Dette omfatter:

- I samarbejde med arbejdsgruppen om ammoniak udarbejde forslag til, hvordan estimering af nitratudvaskning og estimering af ammoniakemission koordineres, og så vidt muligt baseres på samme datasæt og med samme forudsætninger.
- Anbefaling af standardmetode til estimering af nitratudvaskning ud af rodzonen inkl. en vurdering af usikkerhederne ved anvendelse heraf. Der skal herunder tages stilling til hvorvidt én standard model kan være dækkende for kommunernes godkendelsesprocedure for tre kategorier af husdyrbrug.

- Udarbejde forslag til oversigtlig vejledningstekst om hvordan metoden anvendes til brug for kommunernes sagsbehandling incl. vurdering af svagheder f.eks. i forhold til ændringer i jordpuljen ved udarbejdelse af forslag til vejledningstekst til brug for kommunernes sagsbehandling.
- Udarbejdelse af forslag til oversigtlig vejledningstekst om hvordan supplerende beregninger efter andre modeller end de anbefalede standardmodeller kan indgå i sagsbehandlingen.
- Udarbejdelse af retningslinier for estimering af nitratreduktionen fra rodzonen til recipienten under de mest almindelige jordbundsforhold i Danmark incl. en vurdering af usikkerhederne ved disse estimeringer og konsekvenser for jordens reduktionskapacitet på længere sigt. Der suppleres så vidt muligt med beskrivelser af forhold, hvor nitratreduktionen vil afvige markant fra de førnævnte beskrivelser f.eks. hvis afstrømningen passerer et vådområde. Retningslinierne skal udformes som forslag til vejledningstekst til brug for kommunerne.
- Med udgangspunkt i forarbejdet til VMPIII udarbejdes et forslag til vejledningstekst om hvilke virkemidler, der mest hensigtsmæssigt kan anvendes til at reducere nitratudvaskningen med henblik på efterfølgende fastsættelse af vilkår i en miljøgodkendelse.

Arbejdsgruppens sammensætning, organisering og tidsplan

Arbejdsgruppen forventes at afholde 2-4 møder i løbet af efteråret med afrapportering senest 1. februar 2006.

Arbejdsgruppen nedsættes med repræsentation af:

Formand: DJF/DMU
 Amterne
 Kommunerne
 GEUS
 Dansk Landbrug, Landscentret
 SNS – land og natur
 MST – vand

Endelig formulering af tidsplan foreslås fastlagt i dialog mellem formand og Skov- og Naturstyrelsens sekretariat for vejledningsarbejdet.

Generelt

Styregruppen for udarbejdelse af vejledningen indkalder formændene for de nedsatte arbejdsgrupper til koordineringsmøder efter behov. Formålet med koordineringsmøderne er at udveksle viden og erfaringer i forhold til arbejdet i de enkelte arbejdsgrupper samt at harmonisere rapporterne fra arbejdsgrupperne med henblik på en samlet vejledning.

11 Appendiks B

Denitrifikation med SIMDEN

Finn P. Vinther

Danmarks JordbrugsForskning, Afdeling for Jordbrugsproduktion og Miljø

November 2005

SIMDEN er en simpel empirisk model til beregning af denitrifikation i rodzonen (0-100 cm) i forskellige jordtyper, gødningsscenerier og til dels dyrkningspraksis, hvor kun oplysninger om jordtype eller lerindhold og gødningsmængde og -type er nødvendige.

Modelbeskrivelse og input

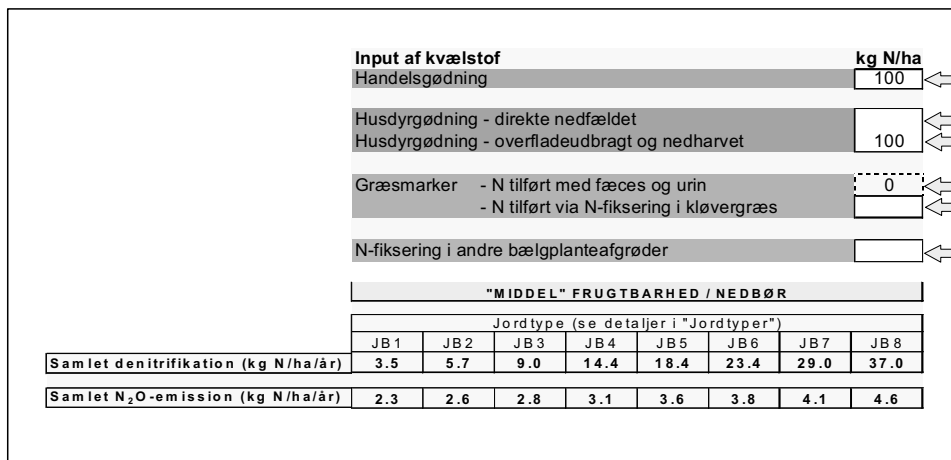
Modellen findes i to udgaver; SIMDEN, som beregner denitrifikationen som funktion af jordtype (JB-nr.) og $SIMDEN_{ler}$, hvor denitrifikationen beregnes som funktion af jordens lerindhold. Princippet er det samme i begge modeller, hvor der tages udgangspunkt i den kendsgerning, at der ved denitrifikationen dannes både frit kvælstof (N_2) og lattergas (N_2O), og denitrifikationens omfang beregnes som et produkt af N_2O -emissionen og forholdet mellem N_2 og N_2O : (N_2O -emission) \times (N_2/N_2O). N_2O -emission beregnes på grundlag af kvælstof input og emissionsfaktorer, idet emissionen beregnes som 0,8% af tilført N i uorganisk og 2,5% i organisk gødning. N_2/N_2O -forhold beregnes grundlag af litteraturværdier ved anvendelse af en påvist sammenhæng mellem jordtype/lerindhold og N_2/N_2O -forholdet (Vinther, 2005). Ifølge denne relation stiger N_2/N_2O -forholdet fra <1 i jorde med mindre end 5% ler til omkring 8 i jorde med mere end 40% ler.

Modellerne kan hentes på www.agrsci.dk/simden, hvor der også findes korte beskrivelser. SIMDEN er i detaljer beskrevet i Vinther & Hansen (2004). Ved hjælp af et par eksempler gennemgås i hovedtræk hvorledes de to modeller fungerer og anvendes:

I SIMDEN (Figur 1) indtastes blot antal kg N ha^{-1} af den pågældende gødningstype. For husdyrgødning indtastes total-N, idet det antages i modellen, at 70% findes som NH_4-N . Ved overfladeudbragt og nedmuldet husdyrgødning reduceres med yderligere 20% som følge af NH_3 -emission. For græsmarker er der mulighed for at beregne kg N afsat på marken under afgræsning ved at indtaste antal dyr ha^{-1} , antal dage på græs og antal timer dag^{-1} på græs. Ved N tilført via biologisk N-fiksering indtastes den totale mængde, inkl. N-fiksering under høsthøjde. N-fiksering i kløvergræs kan evt. beregnes med en anden empirisk model (Høgh-Jensen *et al.*, 2004).

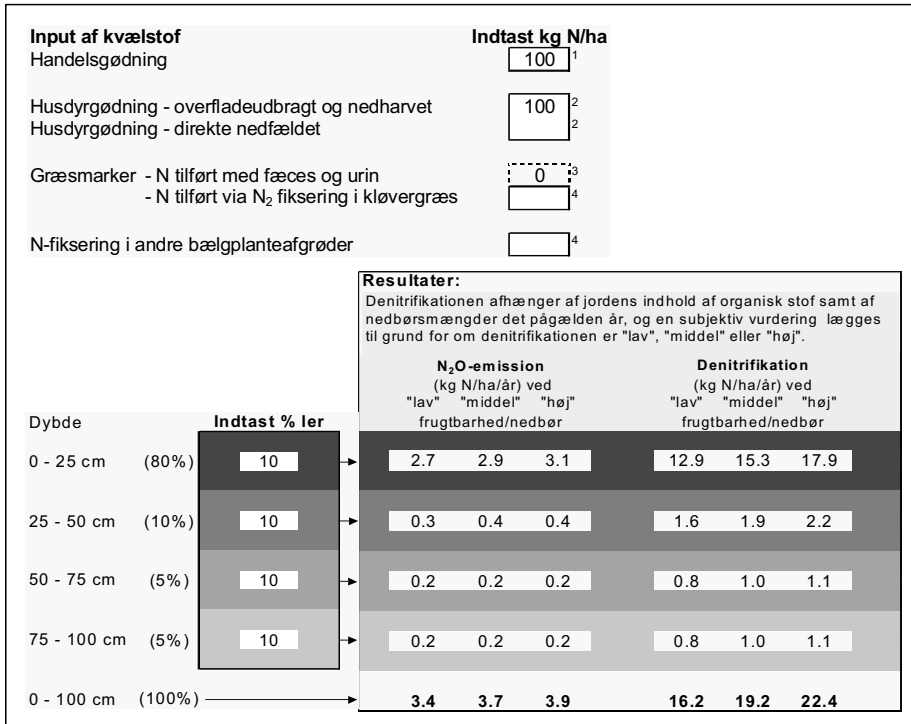
Den samlede denitrifikation og N_2O -emission for hele rodzonen (0-100 cm) bliver herefter vist ved "lav", "middel" og "høj" frugtbarhed/nedbør. I Figur 1 er dog kun vist resultatet ved "middel" frugtbarhed/nedbør. Denitrifikationen afhænger af jordens indhold af organisk stof

samt af nedbørmængder det pågældende år, og en subjektiv vurdering lægges til grund for om denitrifikationen er "lav", "middel" eller "høj". Eksempler på "lav", "middel" og "høj" frugtbarhed kunne være henholdsvis et kornrigt sædskifte, hvor halm bjærges, et kornrigt sædskifte, hvor halm nedmuldes og et græsrigt kvægsædskifte.



Figur 1. Regneeksempel med SimDen, hvor der er "gødet" med 100 kg NPK-N/ha + 100 kg total-N i nedmuldet gylle. Den samlede denitrifikation og N₂O-emission (kg N ha⁻¹ år⁻¹) fra jordtyperne JB1-8 er vist ved "middel" frugtbarhed/nedbør.

På samme måde som i SIMDEN indtastes antal kg N ha⁻¹ af den pågældende gødningstype i SIMDEN_{ler} (Figur 2). Endvidere skal der her indtastes jordens lerindhold (% ler) i de fire jordlag, som filetet er opdelt i. Resultater for de enkelte dybder og for hele rodzonen (0-100 cm) er vist ligeledes ved "lav", "middel" og "høj" frugtbarhed/nedbør.



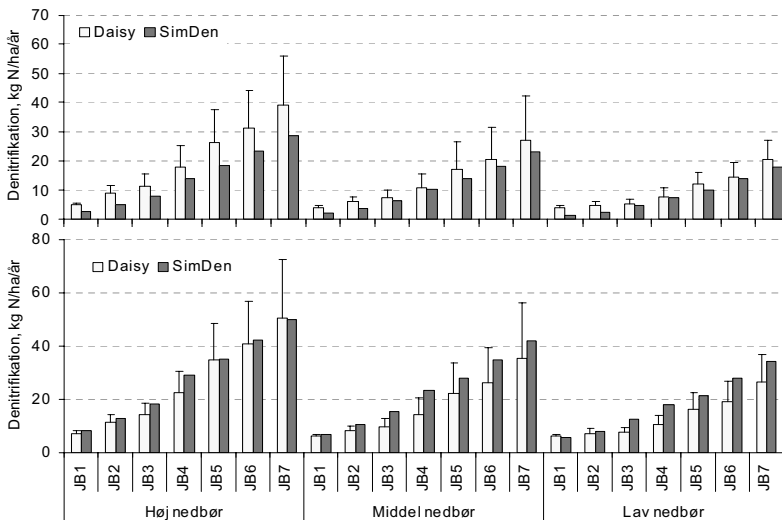
Figur 2. Regneeksempel med SIMDEN_{ler}, hvor der er "gødet" med 100 kg NPK-N/ha + 100 kg total-N i nedmuldet gylle. I eksemplet er der anvendt 10% ler i alle jorddybder. N₂O-emission og denitrifikation (kg N/ha/år) i de enkelte dybder og for hele rodzonen (0-100 cm) er vist ved "lav", "middel" og "høj" frugtbarhed/nedbør.

Sikkerhed

Som det sikkert er kendt for de fleste, er målinger af denitrifikation behæftet med stor usikkerhed. Den rumlige variation er stor med variationskoefficienter hyppigt på over 100%, hvortil kommer en betydelig variation over tid, primært som følge af stor års- og årstidsvariation i klimaet. Det er derfor vanskeligt at vurdere om SIMDEN "rammer den rigtige" denitrifikation. I SIMDEN indgår der ikke klimavariabel, og det er kun muligt ved en subjektiv vurdering ("lav", "middel" eller "høj" nedbør) at tage højde for forskelle i klimaet.

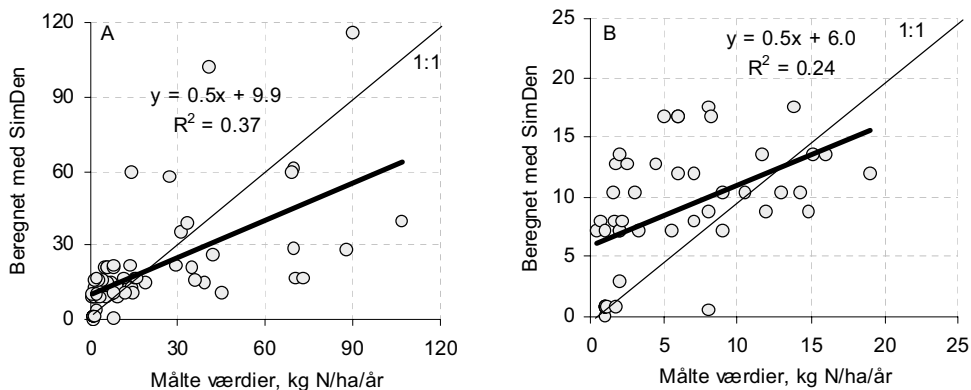
Nedenfor er vist hvorledes beregninger med SIMDEN svarer til henholdsvis DAISY-simuleringer, danske målinger og udenlandske målinger.

Sammenligningen mellem DAISY og SIMDEN viser en rimelig god overensstemmelse, med en mindre overestimering af DAISY under "våde" forhold efter tilførsel af NPK-N (Figur 3, øverst) og underestimering efter direkte nedfældning af gylle under "tørre" forhold (Figur 3, nederst). Dog ligger alle værdier beregnet med SIMDEN indenfor DAISY's standardafvigelser. Overensstemmelsen mellem DAISY og SIMDEN er dog ingen garanti for at estimaterne svarer til den reelle denitrifikation, og sammenligningen er blot medtaget her for at vise, at man kan opnå et sandsynligt resultat ved anvendelse af den, i forhold til DAISY, meget simple SIMDEN.



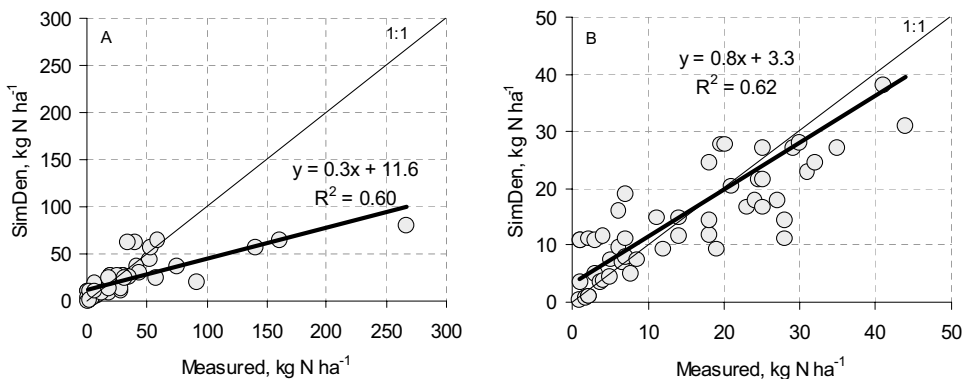
Figur 3. Denitrifikation i jorde (JB1-7) for tre scenarier med henholdsvis mineralsk gødning (Øverst; 160 kg N/ha) og organisk gødning (Nederst; 213 kg N/ha i svinegylle med direkte nedfældning) vinterhvede ved høj (1187 mm), middel (863 mm) og lav (646 mm) nedbør. Resultater fra SIMDEN er henholdsvis ved "høj", "middel" og "lav" frugtbarhed/nedbør.

En sammenligning af denitrifikation beregnet med SIMDEN og den målte denitrifikation fra danske undersøgelser udviser en knapt så god sammenhæng (Figur 4A), og SIMDEN overestimerer tilsyneladende denitrifikationen i den lavere ende af skalaen (Figur 4B). Man skal imidlertid være opmærksom på en række forhold ved de målte værdier, der alle medvirker til en sandsynlig underestimering af disse (Vinther & Hansen, 2004). Denne underestimering skyldes primært, at alle målinger er foretaget i de øverste 10-15 cm af jorden, at alle målinger er foretaget på forsøgsstationernes plane og veldrænede marker, og at de fleste målinger er foretaget i sommerhalvåret og kun få i vinterhalvåret hvor det under de mere fugtige forhold er fundet, at op til halvdelen af den årlige denitrifikation kan finde sted.



Figur 4. Sammenligninger mellem denitrifikation beregnet SIMDen og målt denitrifikation fra danske undersøgelser. A inkluderer alle værdier; B værdierne under 25 kg N/ha.

I Figur 5 er vist hvorledes denitrifikationen beregnet med $SIMDen_{ier}$ svarer til en række udenlandske (Holland, Tyskland, Spanien og Sverige) målinger. Det skal her bemærkes at der i beregningerne med $SIMDen_{ier}$ er forsøgt taget højde for måledybde og periode af året hvor målingerne har fundet sted. Det fremgår af denne sammenligning, at $SIMDen_{ier}$ ikke er i stand til at beregne de meget høje værdier (Figur 5A), som er målt under lidt specielle forhold med bl.a. højtliggende grundvand. Bortset herfra er der rimelig god overensstemmelse mellem den beregnede og den målte denitrifikation (Figur 5B)

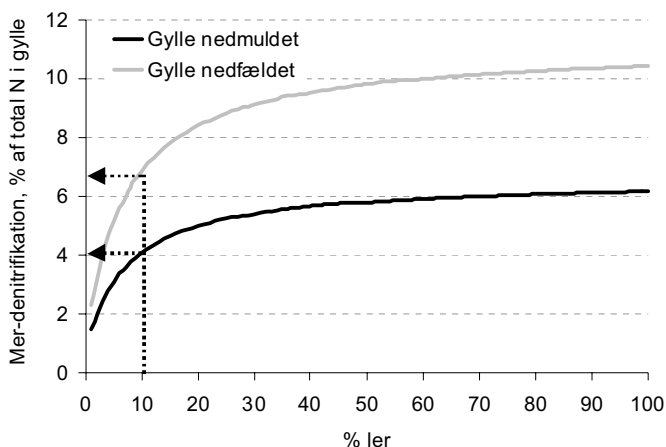


Figur 5. Sammenligninger mellem denitrifikation beregnet $SIMDen_{ier}$ og målt denitrifikation fra udenlandske undersøgelser. A inkluderer alle værdier; B værdierne under 50 kg N/ha.

Mer-denitrifikation ved erstatning af NPK med husdyrgødning

I forbindelse med VVM-sagsbehandling vil det være relevant at vurdere ændringer i denitrifikationen ved at erstatte NPK-gødning med husdyrgødning. I denne beregning er der forudsat

en udnyttelse af den organiske gødning på 70%; dvs. at ca. 140 kg total-N i organisk gødning kan erstatte 100 kg N i uorganisk gødning. Mer-denitrifikationen er beregnet med $SIMDEN_{ler}$ på følgende måde: Ved tilførsel af 100 kg NPK-N ha^{-1} og et lerindhold på f.eks. 10% bliver denitrifikationen 12,2 kg N ha^{-1} . Ved nedmuldning af 140 kg organisk N bliver denitrifikationen 18,1 kg N ha^{-1} og ved direkte nedfældning 22,0 kg N ha^{-1} . Dvs., at mer-denitrifikationen i % af tilført organisk N ved nedmuldning bliver $(18,1 - 12,2)/140 \times 100 = 4,2\%$, og ved direkte nedfældning $(22,0 - 12,2)/140 \times 100 = 7,0\%$. Disse beregninger er gennemført for lerindhold fra 1 til 100%, og i Figur 6 og Tabel 1 er dette vist for nedmuldet og direkte nedfældet gylle som funktion af henholdsvis jordens lerindhold og jordtype.



Figur 6. Mer-denitrifikation ved erstatning af NPK-N med nedmuldet eller direkte nedfældet gylle med en udnyttelse på 70%. Mer-denitrifikationen er udtrykt i % af total-N i gylle.

Tabel 1. Mer-denitrifikation (% af total-N i gylle) i forskellige jordtyper ved erstatning af NPK-N med nedmuldet eller direkte nedfældet gylle.

Jordtype	JB nr.	% ler	Gylle nedmuldet		Gylle nedfældet	
			gns.	std. afv.	gns.	std. afv.
Grovsandet jord	1	0- 5	2.4	0.7	3.9	1.1
Finsandet jord	2	0- 5				
Grov lerbl. sandjord	3	5- 10	3.6	0.4	6.1	0.6
Fin lerbl. sandjord	4	5- 10				
Grov sandblandet lerjord	5	10- 15	4.4	0.2	7.4	0.4
Fin sandblandet lerjord	6	10- 15				
Lerjord	7	15- 25	5.0	0.2	8.4	0.3
Svær lerjord	8	25- 45	5.5	0.2	9.3	0.3
Meget svær lerjord	9	45-100	6.0	0.1	10.1	0.2

Mer-denitrifikationen som følge af anvendelse af en større andel husdyrgødning er beskeden i forhold til usikkerheden på selve estimatet for denitrifikation.

Litteratur

- Høgh-Jensen, H., Loges, R., Jørgensen, F. V., Vinther, F. P. & Jensen, E. S. (2004) An empirical model for quantification of symbiotic nitrogen fixation in grass-clover mixtures. *Agricultural Systems* 82, 181-194.
- Vinther, F. P. (2005) SIMDEN – A simple model for quantifying denitrification and N₂O emission. In: Stensberg, M., Nilsson, H., Brynjolfsson, R., Kapuinen, P., Morken, J. & Birkmose, T.S. (eds.). *Manure – an agronomic and environmental challenge*. NJF-seminar no. 372, 5-6 September 2005, Nils Holgerssongymnasiet, Skurup, Sweden.
- Vinther, F. P. & Hansen, S. (2004) SIMDEN – en simpel model til kvantificering af N₂O-emission og denitrifikation. DJF rapport, markbrug nr. 104, p. 47.

12 Appendiks C

Modellering af jordpuljæændringer med C-TOOL

Bjørn Molt Petersen

Danmarks JordbrugsForskning, Afdeling for Jordbrugsproduktion og Miljø

December 2005

De årlige ændringer i jordens indhold af organisk N kan være meget store, og kan relateres systematisk til jordtyper og driftsform (Heidmann *et al.*, 2001; Petersen & Berntsen, 2002). Endvidere er en væsentlig del af langtids-dynamikken knyttet til disse ændringer (Petersen *et al.*, 2005b, Berntsen *et al.* 2006). Det er derfor vigtigt at inddrage jordpuljæændringer i vurderinger af markens og bedriftens samlede N-budget.

C-TOOL er et værktøj til implementering af forskellige organiske stofmodeller, som beskrevet i Petersen *et al.* (2002). Program og manual (Petersen, 2003) kan downloades fra <http://www.agrsci.dk/c-tool>.

Værktøjet er siden udvidet med rutiner til automatiseret, non-lineær parameteroptimering, og dette er anvendt til at udvikle og parametrisere del-modellen CN-SIM (Petersen *et al.*, 2005a). CN-SIM har en tidsopløsning der går ned på dagsbasis, og har syv organiske stofpuljer. Dette kompleksitetsniveau er nødvendigt for at kunne integrere delmodellen i en dynamisk simuleringssmodel som f.eks. FASSET.

Hvis en tidsopløsning på 1-2 år er tilstrækkelig, vil en simplere model give lige så gode resultater. Her er det fundet at en 3-puljemodel med få parametre er tilstrækkelig. Denne model er parametriseret og valideret på samme datasæt som CN-SIM, et datasæt der også inkluderer ¹⁴C målinger. Modellen med tre puljer er indbygget i FARM-N værktøjet til beregning af driftsbalancer og tabsposter (<http://www.farm-n.dk/FarmNTool>). Initialseringen af modellens jorder er foretaget ud fra data fra KVADRATNETTET.

Valideringen er foretaget som krydsvalidering, hvor alle data fra henholdsvis Danmark, Sverige og Storbritannien er udeladt. Dette er foretaget for 7-pulje modellen (Petersen *et al.*, 2005a) og for 3-pulje modellen (upubliceret, krydsvalidering af tidligere version i Petersen & Berntsen, 2002). Krydsvalideringerne viser, at de udeladte forsøg kun har et lille fald i overensstemmelse med målingerne, sammenholdt med en kalibrering på det fulde datasæt. Da modellen er kalibreret og valideret på tidsserier med forskelligt udgangspunkt, giver en r^2 betragtning en meget høj forklaringsgrad (upubl. data). Dette giver dog i statistisk forstand ikke et retvisende billede for tidsserier, så forklaringsgraden er udtrykt som r^2 kan ikke direkte sammenlignes med betragtningerne for N-LES₃, og er derfor mindre relevant i denne sam-

menhæng. Men de to modeller er parametriseret på det mest omfattende datasæt nogensinde anvendt til automatiseret optimering for organiske stofmodeller.

Det hidtidige koncept for modellering af landbrugsjord har været at ignorere nedadgående transport af organisk stof, under en antagelse af det den samlede betydning heraf var lille. Under arbejdet med CN-SIM og 3-pulje modellen blev det dog klart, at denne opfattelse ikke er holdbar. Der kunne kun opnås konsistente resultater ved at inddrage nedadgående transport af organisk stof (Olesen & Petersen, 2004), et forhold der har afgørende indflydelse på parameterfastlæggelsen. Modellen med tre puljer og nedadgående transport er beskrevet i Gyldenkærne *et al.* (2005). Heri kan også ses en anvendelse for landsdækkende simuleringer af organisk stof i landbrugsjord.

Et andet forhold, der blev klart ved anvendelsen af modellerne, var betydningen af jordens C/N forhold. C/N forholdet er tidligere vist at have sammenhæng med mængden af "aktivt" organisk stof (Springob & Kirchmann, 2002). C/N forholdet er også en af de vigtigste faktorer for udviklingen i organisk stof i KVADRATNETTET (endnu upubliceret forskning), et forhold der ikke kan negligeres med de mange jorde med højt C/N forhold der især findes i Jylland. En funktion der tilpasser modelopsætningen til C/N forholdet er derfor indbygget i 3-pulje modellen (Gyldenkærne *et al.*, 2005).

En videreudvikling af 3-pulje modellen, med høj vertikal opløsning, kan køres fra www.planteinfo.dk, under "Kvælstof". En populær beskrivelse er givet i Berntsen & Petersen (2005).

Referencer

- Berntsen, J., Olesen, J.E., Petersen, B.M. & Hansen, E.M. (2006) Long-term fate of nitrogen uptake in catch crops. *Eur. J. Agr.* (in press)
- Berntsen, J. & Petersen, B.M. (2005) Er der gammel strøm i din jord. *Agrologisk*, August, 22-25.
- Gyldenkærne, S., Münier, B., Olesen, J.E., Olesen, S.E., Petersen, B.M. & Christensen, B.T. (2005) Opgørelse af CO₂-emissioner fra arealanvendelse og ændringer i arealanvendelse. LULUCF (Land Use, Land Use Change and Forestry). Metodebeskrivelse samt opgørelse for 1990-2003. Arbejdsrapport fra DMU 213, 81 s.
<http://www.dmu.dk/Udgivelser/Arbejdsrapporter/Nr.+200-249/>
- Heidmann, T., Nielsen, J., Olesen, S.E., Christensen, B.T. & Østergaard, H.S. (2001) Ændringer i indhold af kulstof og kvælstof i dyrket jord: Resultater fra Kvadratnettet 1987-1998. DJF rapport Markbrug nr. 54.
- Olesen, J.E. & Petersen, B.M. (2004) Do we pay proper attention to the subsoil C turnover? In: Rasmussen, K., Elberling, B. & Jepsen, M.R. (eds.). *Impacts of changes in land use and man-agement on carbon stocks and turnover in the tropics*. Geografisk Institut, Københavns Universitet, p. 20.

- Petersen, B.M. (2003) C-TOOL version 1.1. A tool for simulation of soil carbon turnover. Description and users guide. <http://www.agrsci.dk/c-tool>. Danish Institute of Agricultural Sciences, Denmark. 39 pp.
- Petersen, B.M. & Berntsen, J. (2002) Omsætning i jordpuljen på forskellige bedriftstyper. Temadag arrangeret af Afd. for Jordbrugssystemer 24. april 2002. Forskningscenter Foulum. DJF intern rapport 157, 13-24. <http://www.agrsci.dk/c-tool/BMP.pdf>
- Petersen, B.M., Berntsen, J., Hansen, S. & Jensen, L.S. (2005a) CN-SIM – a model for the turnover of soil organic matter. I. Long-term carbon and radiocarbon development. *Soil Biology & Biochemistry* 37, 359-374.
- Petersen, B.M., Berntsen, J. & Jørgensen, U. (2005b) Vurdering af et værktøj til VVM-screening, set i relation til hvad der sker med kvælstof tilført jorden med husdyrgødning. VVM-screeningsrapport, 27 pp.
<http://www.agrsci.dk/afdelinger/forskningsafdelinger/jpm/medarbejdere/bpe/andet>
- Petersen, B.M., Olesen, J.E. & Heidmann, T. (2002) A flexible tool for simulation of soil carbon turnover. *Ecological Modelling* 151, 1-14.
- Springob, G. & Kirchmann, H. (2002) C-rich Ap horizons of specific land-use contain large fractions of refractory organic matter. *Soil Biol. Biochem.*, 34, 1559-1570.

13 Appendiks D

N-LES₃ – en empirisk model til beregning af nitratudvaskningen

Christen Duus Børgesen & Kristian Kristensen

Danmarks JordbrugsForskning, Afdeling for Jordbrugsproduktion og Miljø

November 2005

Opgørelse af nitratudvaskning fra rodzonen bygger på målinger af udvaskningen udført på mark/forsøgsparcel skala. Metoderne til estimering af udvaskning tager således udgangspunkt i denne skala, og indgangsdata til anvendelse af metoden skal derfor også findes på denne skala.

Datasæt fra LOOP-stationsmarkerne med landbrugspraksis og nitratudvaskningen har sammen med data fra Danmarks JordbrugsForskning været grundlag for udvikling af en empirisk udvaskningsmodel. Modellen kaldes i daglig tale N-LES₃ og er en empirisk/statistisk model, der er baseret på et stort antal markmålinger (ca. 1200 observationer). Datagrundlaget bag modellen er dels sammensat af de data, som indgår i udviklingen af udvaskningsfunktionen N-LES₁ beskrevet af Simmelsgaard *et al.* (2000). Derudover indgår yderligere forsøg udført ved DJF samt data fra DMU's Landovervågningsoplande (LOOP) (Grant *et al.*, 2004). Modellen er beskrevet af Kristensen *et al.* (2003).

N-LES₃ er en videreudvikling af N-LES₁, idet der indgår flere indgangsdata. Effekten af N-gødskningsniveau på udvaskningen er opdelt i effekten af generel gødskningsniveau i sædskiftet (fem foregående år), aktuell forårgødskning til afgrøden, efterårgødskning og effekt af gødning afsat på græsmarker. I modellen indgår desuden afgrødetype, forfrugtstype, effekten af N fjernet med afgrøden samt effekten af ler- og humusprocenten i pløjelaget. Klimaeffekten på udvaskningen er beskrevet dels indirekte ved betydningen på det høstede N-udbytte, der indgår som input data, og dels ved effekten af vandafstrømningen ud af rodzonen både i det pågældende år samt afstrømningen det forudgående år. Det forudgående års afstrømning har betydning for mængden af mineralsk kvælstof i jorden i foråret (N-min), som herved får betydning for det næste års udvaskning. Der indgår også en såkaldt "teknologieffekt", der beskriver effekten af udviklingen i N-udvaskningen over måleperioden, der ikke kan forklares med andre effekter i modellen end at der har været et generelt fald i udvaskningen med årene, f.eks. som følge af bedre plantebeskyttelse, nye sorter eller ændret jordbearbejdning.

Datausikkerhed

Usikkerhed på den målte udvaskning i datasættet til N-LES₃ knytter sig særligt til metoden anvendt til vandbalanceberegningerne. Der er for alle forsøg gennemført modelberegninger af vandbalancen på baggrund af de klimadata, der har været til rådighed for forsøgene. Forsøg udført på DJF's forsøgsstationer er baseret på modelberegninger med modellen EVACROP

Olesen & Heidmann (1990), hvor der anvendes lokalt målte klimaparametre. Forsøg fra LOOP-områderne bygger for to LOOP-område på vandbalanceberegninger med modellen DAISY (Abrahamsen & Hansen, 2000) og for de øvrige områder på EVACROP-vandbalance beregninger. Der anvendes i LOOP-beregningerne DMI interpolerede 10×10 km's grid-nedbørsmængder. Temperatur og indstråling er baseret på DMI interpolerede 20×20 km's grid-niveau. Det er vanskeligt at vurdere betydningen af anvendelse af ikke lokalt målte klimaparametre, især nedbør, på den målte/modelberegnete udvaskning.

Da DAISY og EVACROP bygger på forskellige metoder til fordampningsberegninger og vandtransport i jorden, har modelvalget en betydning for vandbalancen og dermed også udvaskningen. Der arbejdes ved DJF på kvantificering af denne forskel.

Kvaliteten af data for landbrugspraksis varierer betydeligt i datasættet. I forsøg ved DJF's forsøgsstationer er der gennemført en omhyggelig registrering af jordbearbejdning samt af N tilført med handelsgødning og husdyrgødning. Data fra drænundersøgelserne og LOOP-data formodes at have usikkerhed i samme størrelsesorden, men disse skønnes begge at have større usikkerhed end data fra forsøgsstationerne. I LOOP er data indhentet ved interview af landmænd. Der kan for denne delmængde af data forventes, at der er størst usikkerhed på gødningsmængderne og mindre usikkerhed på sædskifte oplysninger (forfrugt, efterafgrøde, jordbearbejdning). Denne større variation skyldes den større variation i N indhold i husdyrgødning, mellem enkeltbrug hvor der anvendes normtal sammenlignet med landbrug hvor der anvendes målte værdier for N indhold i husdyrgødningen. Af Tabel 3 i Kristensen *et al.* (2003) ses denne usikkerhed ved at restvariansen i modellens forklaringsgrad er betydelig lavere for DJF-data end for DMU-data fra LOOP områderne.

De 1200 målinger af udvaskning som N-LES₃ er kalibreret på er indsamlet i perioden fra 1970 til 2000, dog er langt de fleste data indsamlet i perioden 1991-2000 (Kristensen *et al.*, 2003). Modellen vil derfor være bedst til at estimere udvaskningen indenfor denne periode, mens udvaskningsestimater der ligger uden for perioden bliver mere usikker, især hvis der er sket væsentlig ændringer i landbrugspraksis som de forklarende variable i modeller ikke tager højde for i tilstrækkeligt omfang.

I Tabel 1 til Tabel 6 er der givet en oversigt over en række indgangsvariable til modellen, hvor gennemsnitlige værdier, medianværdier, standard afvigelse, samt min. og maks. værdier og 90% fraktilen er opgjort på brugstype niveau. Resultaterne for N-LES₃ inkluderer i forhold til tidligere versioners kalibreringsgrundlag også data fra 1 års målinger fra hvert af forsøgene. I N-LES₃ modelgrundlaget er alle første års målinger ekskluderet, da der ikke kunne knyttes forfrugt eller generelt N-niveau til forsøget. Disse data er i den statistiske analyse medtaget, da de har betydning for det samlede N gødningsniveau. som N-LES₃ er udviklet på baggrund af.

N i husdyrgødning er i den statistiske analyse opgjort ud fra gennemsnittet af husdyrgødningsmængden udbragt i registreringsperioden på forsøgsserie niveau. Øvrige variable er analyseret på baggrund af alle observationer. I Tabel 7 er de samme statistiske værdier opgjort for hele datasættet. For brugstyperne Andre brug (Tabel 6) og kombineret kvæg- og svinebrug (Tabel 2) er der henholdsvis 6 og 11 observationer. For disse brugstyper er datagrundlaget således begrænset og vil ikke blive behandlet detaljeret.

For kvægbrug (Tabel 1) er der 423 observationer (ca. $\frac{1}{3}$ af datasættet). Jorderne er generelt beskrevet ved et højere humusindhold end for de øvrige brugstyper og et lidt lavere lerindhold end opgjort for alle data. N tilførslen i foråret ligger generelt på et højere niveau end gennemsnittet for alle data. I gennemsnit tilføres der 42 kg organisk N med udbragt husdyrgødning. Antages det at være kvæggylle med 45% organisk N, svarer det til 93 kg N med husdyrgødning eller omregnet til dyreenheder, 0,9 DE ha⁻¹. Inkluderes N afsat ved udbinding svarer det til 112 kg N ha⁻¹ = 1,1 DE ha⁻¹. 90% fraktilen viser, at 10% af sædskifterne har en større dyretæthed end 2,3 DE ha⁻¹. Ud fra standard afvigelsen samt 90% fraktilen ses en betydelig variation i datagrundlaget, således at der findes observationer ved både lave og høje dyretætheder.

For planteavlsbrug (Tabel 3) forekommer 526 observationer (39% af alle data). Her er gødningsniveauerne betydelig lavere end for øvrige brugstyper både mht. N tilført i foråret og organisk N i efteråret, samt N fiksering. Ler-indholdet samt humusindholdet ligger henholdsvis over og under indholdet for hele datasættet. Planteavlssædskifterne er baseret på mange data for vinterhvede, vinterbyg, vårbyg og vårbyg med udlæg samt ærter. Der findes kun få data for vinterraps.

For svinebrug (Tabel 4) er der 134 observationer (ca. 10% af datasættet). Lerindholdet samt humusindholdet ligger henholdsvis over og under indholdet for hele datasættet. N tilførslen i foråret ligger generelt på samme niveau som gennemsnittet for alle data. I gennemsnit tilføres der 26 kg organisk N med udbragt husdyrgødning. Antages det at være svinegylle med 30% organisk N, svarer det til 86 kg N med husdyrgødning eller omregnet til dyreenheder, 0,86 DE ha⁻¹. 90% fraktilen viser, at 10% af sædskifterne har en større dyretæthed end 1,2 DE ha⁻¹. Ud fra standard afvigelsen af organisk N ses en variation således at der findes observationer ved både lave og middel høje dyretætheder. Der findes i datasættet kun få data omkring harmonigrænsen på 1,4 DE ha⁻¹ for svinebrug. På planteavlsbrug forekommer samme type sædskifter som for svinebrug, og da der også anvendes husdyrgødning på en del af planteavlsbrugene, styrkes repræsentativiteten i datagrundlaget for svinebrug ved, at der er et så stort antal af planteavlsobservationer. Dog styrkes grundlaget ikke ved høje dyretætheder.

For økologiske brug er der 260 observationer (ca. 20% af datasættet). Lerindholdet samt humusindholdet ligger under indholdet for hele datasættet. N tilførslen i foråret ligger lavere end alle data, hvorimod N-fikseringen ligger højere end andre bedriftstyper. 90% fraktilen viser, at 10% af sædskifterne har en større dyretæthed end 2.0 DE ha⁻¹, hvilket betyder, at der er data ved både lave og høje dyretætheder for økologiske brug.

Gennemgangen af hele datasættet viser, at der er flest data fra kvægbrug og planteavlbrug, og færre for svinebrug og økologiske brug. Da N-LES₃ modellen er udviklet på alle data må det formodes, at estimerne for udvaskningen er sikrest på de brugstyper, der udgør den største andel af data. På planteavlbrug og svinebrug dyrkes oftest de samme sædskifter. Således er estimerne for sædskifte effekten på udvaskningen fra disse brugstyper baseret på samme type observationer, som herved styrker grundlaget for svinebrug ved specielt lave dyretætheder.

Generelt er N gødningsniveauet i datagrundlaget for N-LES₃, specielt mht. husdyrgødningstilførsel, baseret på lavere tilførsler end der må formodes for bedrifter, der pga. udvidelse af antallet af husdyr skal underkastes en VVM-sagsbehandling. Således vil estimer med modellen ske ude i grænsefladen af modellens kalibreringsfelt, hvor man må formode modellen er svagere end inde omkring gennemsnitsværdierne for N gødskning.

Som modellen er opstillet, forekommer der overraskende sammenhænge som umiddelbart står i modsætningsforhold til andre modellers systembeskrivelse. I N-LES₃ betyder et øget indhold af humus i jorden en mindre udvaskning. Andre modeller såsom FASSET og DAISY beregner en større udvaskning ved et større humusindhold, der skyldes, at mineraliseringen af N øges når humusindholdet stiger. Humusindholdet har betydning for jordens vandholdende evne og dermed også N udbytniveauet, hvilket kan være et argument for at denne sammenhæng er valid. Men jordens vandholdende evne er primært en effekt af tekstur (lerindholdet). Således kan det diskuteres om humus effekten i modellen er korrekt beskrevet. Derfor anbefales det, at modellen benyttes med standard humus taget fra kalibreringsgrundlaget.

Da modellen, ved et givet generelt og historisk gødningsniveau for sædskiftet, estimerer første års effekten af afgrøde samt af forfrugten på udvaskningen, er det overraskende, hvor lille den resulterende udvaskning fra græsmarker er. I tidligere version af modellen (N-LES₁) forekom en betydelig udvaskning første og andet år efter opløjning af en kløver græsmark. Denne effekt har det ikke været muligt at estimere statistisk ud fra datagrundlaget. Effekten forklares formodentlig nu med forfrugtsværdien og med N gødningsniveau.

I datagrundlaget er der for afgrøderne: vinterraps, vårraps, majs, kartofler henholdsvis 11, 13, 16 og 20 observationer. I en statistisk analyse med ca. 1200 observationer er grundlaget for disse afgrøder og deres virkning som forfrugt på udvaskningen således relativt svagt funderet. Til sammenligning forekommer ca. 135 observationer for vinterhvede og ca. 200 observationer for vårbyg uden efterafgrøde, hvor parametrene for afgrødeeffekten på udvaskningen er bedre funderet.

I modeldatagrundlaget forekommer de fleste observationer med en N gødskning omkring afgrødens norm N gødningsniveau og færre ved lave og især høje N-niveauer. Herved er modellen's N respons på udvaskning generelt svagt funderet mht. data for N respons ved specielt

meget høje gødningsniveauer i forhold til afgrødens normgødsning. Dog har modellen i verifikation (Larsen & Kristensen, rapportudkast) ved brug af data fra gødningsforsøgene med 0, 0,5, 1 og 1,5 N af gødningsnormer udført ved Agervig og Sdr. Stenderup vist gode prædiktio-
ner for modellen.

Modelusikkerhed

Som det fremgår af dynamiske modeller (DAISY, FASSET) er udvaskningen af kvælstof en kompliceret proces, som afhænger både af nogle fysiske forhold såsom klimaforhold (temperatur, globalstråling, nedbør), jordtype beskrevet ved dels jordens tekstur og humusindhold i de forskellige jordlag (horisonter), og dels jordens hydrauliske egenskaber og jordens dræningsforhold. Derudover har landbrugspraksis betydning, herunder jordbearbejdning (pløjning, stubharvning, m.fl.), N-gødskningspraksis (husdyr- og handels-gødnings tilført i foråret og efteråret samt N afsat på marken), dyrkningshistorien beskrevet ved både sædskifte og efterafgrøde samt det generelle N-gødskningsniveau i sædskiftet.

En række af ovenstående variable indgår i datagrundlaget til udvikling af N-LES₃ modellen. Ved at basere modellen på årlige opgjorte værdier, hvor modellerne DAISY og FASSET anvender daglige værdier, er der en række processer og interaktioner mellem processer, der ikke beskrives i N-LES₃ modellen. Det betyder, at modellen kun estimerer en gennemsnitlig respons på henholdsvis klima, jordtyper og landbrugspraksis. For visse processer såsom temperatu-
rens betydning for kvælstofmineralisering, C/N forholdet i det omsatte humus og nedbørens betydning for afgrødevæksten er disse ikke medtaget i modellen.

For at kunne vurdere modellens virkemåde og parameternes robusthed er der udarbejdet en usikkerhedsanalyse og en følsomhedsanalyse, samt en modelverifikation (Larsen & Kristensen, rapportudkast). Der er heri gennemført en usikkerhedsberegning, hvor modellens parametre er estimeret på forskellige delmængder af det samlede datasæt, og der kan drages følgende sammenfatning af disse usikkerhedsberegninger:

- usikkerheden på enkeltprædiktio-
ner for 16 udvalgte scenarier ligger mellem 14 og 129 kg N ha⁻¹, svarende til 49-59% af den prædikterede udvaskning.
- usikkerheden på prædiktio-
n af gennemsnit af flere marker og/eller år er mindre og vil for de 16 udvalgte scenarier ved f.eks. 8 marker over 5 år ligge mellem 4 og 41 kg N ha⁻¹, svarende til 15-27% af den prædikterede udvaskning.
- usikkerheden på forskellen mellem to estimater i samme mark og år varierer mellem 3 og 47 kg ha⁻¹ for de 16 udvalgte scenarier.

Larsen & Kristensens rapportudkast indeholder ligeledes en gennemgang af en matema-
tisk/statistisk metode til validering af N-LES₃ modellen. Det empiriske datamateriale som anvendes til estimering af N-LES₃ modellen giver anledning til at gennemføre et stort antal vali-
deringer ved at opdele det empiriske datamateriale.

Der er i alt gennemført 20 valideringer og de viser følgende:

- at N-LES₃ modellen er i stand til at prædiktere de udeladte data rimeligt godt. Prædiktionsspredningen er i gennemsnit 12-15% større end ved prædiction af alle data med modellen baseret på hele det empiriske datamateriale. Man vil forvente en stigning på 5-10% alene på grund af modelopsætning med færre observationer. Prædictionen er dårligst når man prædikterer data fra en tidsperiode med en model opsat på data fra en anden tidsperiode. Ved valideringer baseret på tilfældigt udvalgte datasæt stiger prædiktionsspredningen kun med 3-6%.

Desuden viser valideringerne, at modellens parametre generelt er stabile. Det er kun parameteren, som angiver teknologieffekten, der giver ustabile estimater. De mest varierende estimater fås, når man anvender forskellige tidsperioder til opsætningen af modellen og ved evalueringen.

Sammenfatning

- N-LES₃ modellens forklaringsgrad konkluderes til at være mindre for enkeltmarker end for sædskifter, hvilket betyder at anvendelse af modellen bør ske på sædskifte niveau.
- N-responsen i modellen er overvejende baseret på data omkring normgødskning, hvilket medfører, at modellen er svagt funderet ved specielt meget høje N gødningsniveauer i forhold til afgrødens N norm.
- Der er flest data fra planteavlssædskifter og kvægbrugssædskifter. Data fra svinebrug udgør kun ca. 10% af det samlede datasæt, hvilket gør modellen mindre underbygget for svinebrug, specielt ved høje dyretætheder.
- Modellen bygger på data, hvor dyretætheden i gennemsnit ligger på omkring 0.7 DE ha⁻¹. Herved er den gennemsnitlige N tilførsel fra husdyrgødning i datagrundlaget for N-LES₃ lavere end de tilførsler, der må formodes for bedrifter, der p.g.a. udvidelse af antallet af husdyr skal underkastes en VVM-sagsbehandling. Således vil estimater med modellen i VVM-sagsbehandling ske ude i grænsefladen af modellens kalibreringsfelt.
- Der findes relativt få observationer for afgrøderne vinterraps, vårraps, majs, kartofler med henholdsvis 11, 13, 16 og 20 observationer. I en statistisk analyse med ca. 1200 observationer er grundlaget for disse afgrøder, og deres virkning som forfrugt /afgrøde på udvaskningen, således svagere beskrevet end eksempelvis vårbyg og vinterhvede.
- Betydningen af humus på udvaskningen følger ikke andre modellers beskrivelse. Der anbefales, at N-LES₃ bruges med standard humusprocenter taget fra kalibreringsgrundlaget.
- Styrken af N-LES₃ er, at den er baseret på 1200 observationer, hvilket er et solidt datagrundlag, der rummer en betydelig variabilitet. Standardafvigelsen, målt som spredningen på differencen mellem observation og prædiction, er beregnet til 35 kg N ha⁻¹. En væsentlig del af denne usikkerhed skyldes, at der er stor variation på målingerne.
- Sluttelig skal det nævnes, at N-LES₃ vil blive rekalibreret. I den forbindelse vil man søge at tage højde for de usikkerheder, der er fundet i den nuværende version.

Tabel 1. Kvægbrug (423 observationer, 67 forsøgsserier). Se forklaring efter tabel 7.

Variable	Humus	Ler	N forår	OrgN forår	OrgN eft	N fix	N udb	N i husdyr-gødning
Middel	4.0	8.4	177.8	35.9	6.0	31.8	19.1	119.3
Median	3.9	8.0	165.5	21.0	0.0	2.0	0.0	115.6
Stdafv	1.5	4.3	114.8	46.7	31.0	62.3	52.9	81.7
Min	1.3	3.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
90%	6.5	12.8	336.1	104.0	0.0	107.6	82.5	231.1
Maks	6.5	23.1	629.6	342.0	373.2	453.2	340.2	309.6

Tabel 2. Kvæg og svinebrug brug (11 observationer, 3 forsøgsserier). Se forklaring efter tabel 7.

Variable	Humus	Ler	N forår	OrgN forår	OrgN eft	N fix	N udb	N i husdyr-gødning
Middel	3.2	7.3	149.2	31.4	0.0	25.7	7.9	80.7
Median	3.9	4.6	146.3	20.8	0.0	2.0	0.0	49.5
Stdafv	0.8	3.6	104.1	31.2	0.0	63.1	18.0	57.2
Min	2.2	4.6	2.0	0.0	0.0	2.0	0.0	30.9
90%	3.9	11.8	239.3	75.3	0.0	55.3	36.5	120.7
Maks	3.9	12.0	312.2	78.5	0.0	209.9	50.8	143.3

Tabel 3. Planteavlsbrug (526 observationer, 108 forsøgsserier). Se forklaring efter tabel 7.

Variable	Humus	Ler	N forår	OrgN forår	OrgN eft	N fix	N udb	N i husdyr-gødning
Middel	2.7	9.7	125.6	4.8	1.7	19.8	0.0	25.4
Median	2.8	8.0	122.0	0.0	0.0	2.0	0.0	0.0
Stdafv	0.8	6.2	74.6	16.3	12.6	58.2	4.3	49.9
Min	1.7	3.0	2.0	0.0	0.0	2.0	0.0	0.0
90%	2.9	20.0	201.4	7.0	0.0	26.8	0.0	102.2
Maks	6.3	21.6	483.6	128.0	156.0	328.1	0.0	242.2

Tabel 4. Svinebrug (134 observationer, 16 forsøgsserier). Se forklaring efter tabel 7.

Variable	Humus	Ler	N forår	OrgN forår	OrgN eft	N fix	N udb	N i husdyr-gødning
Middel	2.5	10.3	142.8	16.0	10.4	15.4	0.7	86.5
Median	2.4	10.0	130.0	0.0	0.0	2.0	0.0	78.6
Stdafv	0.7	3.3	49.1	24.6	35.2	46.1	8.2	42.4
Min	1.3	4.0	34.0	0.0	0.0	2.0	0.0	2.6
90%	3.7	13.3	203.4	52.0	8.0	8.7	0.0	124.3
Maks	3.9	17.3	347.1	142.7	188.0	266.0	94.9	183.9

Tabel 5. Økologiske brug (260 observationer, 65 forsøgsserier). Se forklaring efter tabel 7.

Variable	Humus	Ler	N forår	OrgN forår	OrgN eft	N fix	N udb	N i org-gødning
Middel	2.5	8.3	130.7	32.2	0.0	105.6	9.3	80.8
Median	2.7	7.7	66.1	0.0	0.0	21.9	0.0	43.3
Stdafv	0.7	3.6	150.4	50.9	0.0	159.4	22.9	88.2
Min	1.7	4.5	2.0	0.0	0.0	2.0	0.0	0.0
90%	3.8	15.5	348.6	97.1	0.0	346.5	55.4	197.9
Maks	3.8	15.5	824.3	262.2	0.0	824.3	83.1	365.2

Tabel 6. Andre brug (6 observationer, 2 forsøgsserier). Se forklaring efter tabel 7.

Variable	Humus	Ler	N forår	OrgN forår	OrgN eft	N fix	N udb	N i husdyr-gødning
Middel	3.1	8.2	168.3	21.9	0.0	85.4	67.0	126.2
Median	3.1	8.2	172.4	21.5	0.0	81.9	59.1	106.5
Stdafv	0.9	3.9	23.8	20.5	0.0	91.5	75.4	27.8
Min	2.2	4.6	132.8	0.0	0.0	2.0	0.0	106.5
90%	3.9	11.8	191.9	43.7	0.0	172.4	137.1	138.0
Maks	3.9	11.8	192.6	47.0	0.0	172.4	165.4	145.8

Tabel 7. Alle brugstyper (1358 observationer, 261 forsøgsserier). Se forklaring efter tabel 7.

Variable	Humus	Ler	N forår	OrgN forår	OrgN eft	N fix	N udb	N i husdyr-gødning
Middel	3.0	9.1	144.9	21.0	3.5	39.9	8.1	68.5
Median	2.8	8.0	122.0	0.0	0.0	2.0	0.0	43.3
Stdafv	1.2	5.0	106.8	39.2	22.2	93.3	33.0	79.3
Min	1.3	3.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
90%	3.9	17.0	278.4	68.0	0.0	146.3	0.0	174.1
Maks	6.5	23.1	824.3	342.0	373.2	824.3	340.2	365.2

Humus [% i A horisont], Ler [% i A horisont], N_forår: Tilført mineralsk N I foråret (handelsgødning+ mineralsk N i husdyrgødning), Org_N : organisk N i husdyrgødning tilført i foråret. N fiksering i afgrøden. N_udb: N tilført fra afgræssende dyr. N i husdyr-gødning: Husdyrgødning total [Tilført husdyrgødning i gennemsnit for hele måleperioden af udvaskning i sædskiftet]. Kvælstof (N) opgøres som [kg N ha⁻¹ år⁻¹].

Table 8. Oversigt over versioner af N-LES.

N-LES Model-version	Omtales også som	Væsentlige ændringer	Tilblivelse	Anvendt i forbindelse med	Reference
N-LES ₀	Fortløber for model A i Simmelsgaard <i>et al.</i> (2000)	Antal observationer=195	Forskningsbaseret ønske om systematisering og generalisering af udvaskningsdata ved DIF	Kristensen & Olesen (1998)	Simmelsgaard (1998)
N-LES ₁	SIMIIB, Simmelsgaard-modellen	Data fra DMU's Landovervågningsoplande inddrages. Opdeling i additive og multiplikative effekter. Antal observationer=600	Samarbejde mellem Danmarks Jordbrugsforskning, Danmarks Miljøundersøgelser og Landbrugets Rådgivningscenter	VVM-sagsbehandling, Midtvejsevaluering af VMP II i 2001	Simmelsgaard <i>et al.</i> (2000) (Model B)
N-LES ₂		Ny vandbalance, nye data, udeladt de første års data. Antal observationer=596	Myndighedsberedskab ved ¾-vejsevaluering af VMP II	¾-vejsevaluering af VMP II. Klausuleret begrænset anvendelse	Kristensen (2002)
N-LES ₃		Nye data. Nye beregningsmetoder for afstrømning og N-fiksering. Additive afgrøde effekter og færre afgrødegrupper, Forfrugts øfekt inddraget og pløjeeffekt udeladt. Residual beskrevet med en "Teknologieffekt" Antal observationer=1299	Midler fra Skov og Naturstyrelsen med Ruth Grant, DMU, som projektleder og myndighedsberedskab ved slutevaluering af VMP II	Slutevaluering af VMP II	Kristensen <i>et al.</i> (2003)
N-LES ₄			Igangværende VMP III-projektet: Udvikling af metoder til monitorering af landbrugets næringsstoftab	Midtvejsevaluering af VMP III i 2008	

Forud for N-LES₀ ligger en relativ udvaskningsmodel, som er beskrevet af Simmelsgaard & Djurhuus (1998). En oversigt over den relative models historie og anvendelse fremgår af Simmelsgaard *et al.* (2000).

Referencer

- Abrahamsen, P. & Hansen, S. (2000) DAISY: an open soil-crop-atmosphere system model. *Environmental Modelling and Software* **15**: 313-330.
- Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Jensen, P.G., Pedersen, M.L., Clausen, B. & Rasmussen, P. (2004) Landovervågningsoplände 2003. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. – Faglig rapport fra DMU 514: 118 s. (elektronisk).
- Kristensen, K. (2002) Notat om genberegning af modellen N-LES. Danmarks Jordbrugs-Forskning, Notat Oktober 2002, 6p.
- Kristensen, K., Jørgensen, U. & Grant, R. (2003) Genberegning af modellen N-LES. Baggrundsnotat til Vandmiljøplan II – Slutevaluering. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøministeriet. 12 p.
http://www.dmu.dk/1_viden/2_publicationer/3_ovrige/rapporter/VMPII/Genberegning_af_modellen_NLES.pdf
- Kristensen, E.S. & Olesen, J.E. (1998) (red.) Kvælstofudvaskning og –balancer i konventionelle og økologiske produktionssystemer. Forskningscenter for Økologisk Jordbrug, Forskningscenter Foulum, FØJO-rapport nr. 2/1998. 114 pp.
- Larsen, S.E. & Kristensen, K. (rapportudkast) Usikkerhed ved anvendelse af N-LES₃ modellen til udvaskningsestimater samt validering af N-LES₃ modellen. DJF-rapport under udarbejdelse.
- Olesen, J.E. & Heidmann, T. (1990) EVACROP. Et program til beregning af aktuel fordampning og afstrømning fra rodzonen. Version 1.00. Arbejdsnotat nr. 9 fra Afd. for Jordbrugsmeteorologi, Statens Planteavlfsforsøg. Dokumentation til version 1.01 findes på:
<http://www.agrsci.dk/var/agrsci/storage/original/application/f64799a66b605adcb819661926306caf.pdf>
- Simmelsgaard, S.E. (1998) The effect of crop, N-level, soil type and drainage on nitrate leaching from Danish soil. *Soil Use and Management* **14**, 30-36.
- Simmelsgaard, S.E. & Djurhuus, J. (1998) An empirical model for estimating nitrate leaching as affected by crop type and long-term N fertilizer rate. *Soil Use and Management* **14**, 37-43.
- Simmelsgaard, S.E., Kristensen, K., Andersen, H.E., Grant, R., Jørgensen, J.O. & Østergaard, H.S. (2000) Empirisk model til beregning af kvælstofudvaskning fra rodzonen. N-LES. Nitrate Leaching ESTimator. DJF rapport, Markbrug. **32**, 67 pp.

14 Appendiks E

Sammenhænge mellem markoverskud og henholdsvis målt udvaskning og N-LES₃ beregnet udvaskning – data fra Landovervågningen

Gitte Blicher-Mathiesen & Ruth Grant

Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Ferskvandsøkologi

16. december 2005

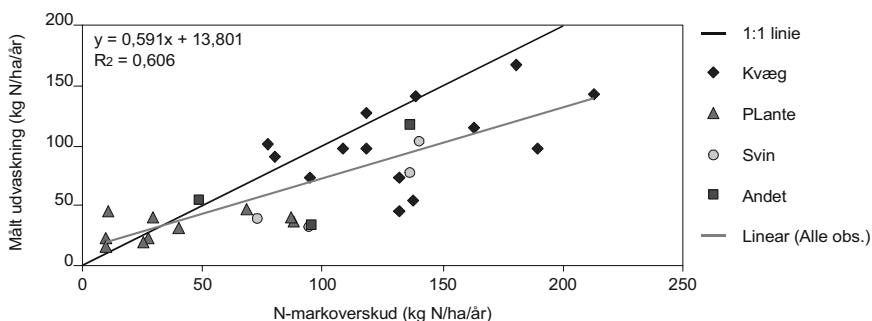
Sammenhæng mellem markens N-overskud og målt N-udvaskning

I Landovervågningen er kvælstofudvaskningen blevet målt på 32 jordvandsstationer i perioden 1990-2003. Sammenhængen mellem markoverskud og målt udvaskning er vist i figur 1. Hvert punkt er et gennemsnit af årlige data fra 1993 til 2003. I starten af perioden var der meget stor N-udvaskning på nogle af stationerne, i det husdyrgødningen dengang ofte blev ujævnt fordelt. Desuden er der nogle af markerne, der ligger meget tæt på ejendommen, hvorved markerne blev anvendt som motionsfold med meget stor belægning og derfor stor husdyrgødningstildeling til følge. Derfor er de første år 1990-1992 ikke medtaget i opgørelsen.

De usikkerheder der knytter sig til mark-overskuddet er især størrelsen af kvælstoffikseringen, som er beregnet efter samme beregningsformler som i Grønt Regnskab. Desuden er udbragt husdyrgødning ikke beregnet ud fra fodringen men baseret på normproduktionen. De høstede mængder er oplyst af landmanden, hvor der især for grovfodermarkerne kan være stor afvigelse i, hvad landmanden har oplyst, der høstes i forhold til den faktiske mængde, f.eks. den mængde dyrene har afgræsset. For planteavlbrugene og til dels svinebrugene svarer de oplyste udbytter nogenlunde til de gennemsnitlige mængder, der er solgt for ejendommen (Grant *et al.*, 2005). Desuden er der usikkerhed knyttet til opgørelsen af N-udvaskning i forhold til, hvordan variationen på den enkelte mark er dækket af de 10 sugeceller, der indgår i den samlede prøvemængde samt til den beregnede perkolation ud af rodzonen, som er den vandmængde nitratkoncentrationen ganges på.

Af figuren ses en nogenlunde pæn sammenhæng mellem N-markoverskud og målt udvaskning ($r^2=0,61$). Desuden ses, at udvaskningen ind i mellem er større end N-overskuddet. Her kan N-overskuddet evt. være for lille bl.a. fordi grovfoderudbytter kan være overestimeret og/eller kan der være en nedgang i de organiske puljer, således at der alligevel bliver plads til denitrifikation og ammoniakemission. Relationen er ikke massebevarende, idet der i markoverskuddet indgår de andre tabsposter: Denitrifikation, ammoniakemission og ændringer i jordens puljer, som der ikke er redegjort for i de viste sammenstillinger. Sammenhængen er under ingen omstændigheder universel, da de fleste planteavlbrug ligger på Øerne med forholdsvis lavt nedbør og heraf lav perkolation, mens kvægbrugene ligger i Nord- eller Sønderjylland med forholdsvis meget nedbør og heraf stor perkolation. Derfor er den viste trendlinie

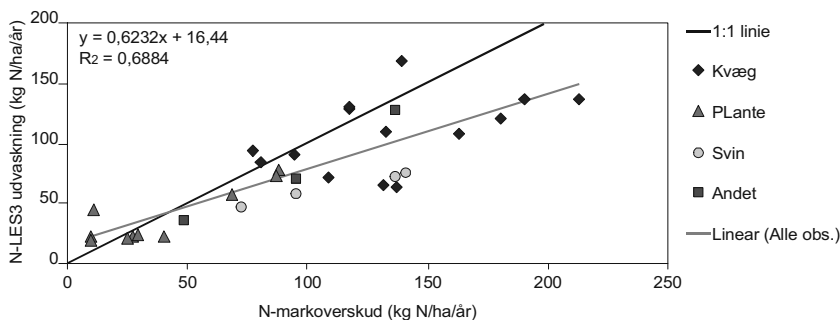
en relation der ikke beskriver sammenhænge på lokalt eller nationalt niveau, men kun beskriver sammenhænge for de data der indgår i opgørelsen.



Figur 1. Markoverskud i forhold til målt udvaskning for marker med jordvandsstationer i Landovervågningen. Hvert punkt er et gennemsnit af årlige registreringer fra 1993 til 2003.

Sammenhæng mellem beregnet N-LES₃ udvaskning og N-markoverskud

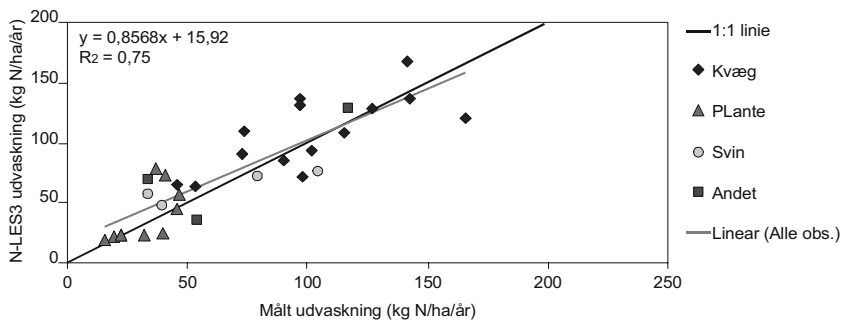
For jordvandsstationerne er udvaskningen beregnet med N-LES₃, hvor den aktuelle beregnede perkolation indgår. I figur 2 vises sammenhængen mellem N-markoverskud og N-LES₃ beregnet udvaskning, hvor hvert punkt er et gennemsnit af årlige registreringer for perioden 1993-2003. Også denne sammenhæng er nogenlunde pæn ($r^2=0.69$). I princippet gælder samme usikkerhed for markoverskuddet som førnævnt samt at opgørelsen ikke er fuldstændig uafhængig idet både N-fiksering, mængden af husdyrgødning, handelsgødning og N-udbytte er variable der indgår i N-LES₃ beregning. Også her viser trendlinien sammenhængen for de data der indgår i opgørelsen men dækker ikke en relation, der beskriver sammenhænge på lokalt eller nationalt niveau.



Figur 2. Beregnet N-LES₃ udvaskning i forhold til målt udvaskning for marker med jordvandsstationer i Landovervågningen. Hvert punkt er et gennemsnit af årlige registreringer fra 1993 til 2003.

Sammenhæng mellem målt N-udvaskning og N-LES₃ beregnet udvaskning

Endvidere er den målte udvaskning sammenholdt med den beregnede N-LES₃ udvaskning (figur 3). Også her ses en nogenlunde pæn sammenhæng ($r^2=0.75$). Det skal dog bemærkes at den målte udvaskning indgår i estimeringen af N-LES₃ sammen med 966 udvaskningsmålinger fra DJF forsøg. Derfor er sammenhængen ikke uafhængig, men siger lidt om hvor godt N-LES₃ kan ramme en del af de data den er estimeret på.



Figur 3. Beregnet N-LES₃ udvaskning i forhold til målt udvaskning for marker med jordvandsstationer i Landovervågningen. Hvert punkt er et gennemsnit af årlige registreringer fra 1993 til 2003.

Reference

Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Jensen, P.G. & Rasmussen, P. (2005) Landovervågning-soplunde 2004. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Faglig rapport nr. 552, 140 pp. http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR552.PDF

15 Appendiks F

Forskelle i opgørelse af kvælstofoverskud ud fra normtal og ejendomsspecifikke opgørelser

Søren Kolind Hvid & Leif Knudsen

Dansk Landbrugsrådgivning, Landscenteret

24. november 2005

I forbindelse med miljøgodkendelser er det foreslået, at udgangspunktet skal være ejendommens kvælstofbalance før og efter udvidelsen. Ved anvendelse af kvælstofbalancen skal man skelne imellem:

- om miljøgodkendelsen gives på baggrund af en kvælstofbalance
- om vilkårene i en miljøgodkendelse skal kontrolleres i form af en kvælstofbalance

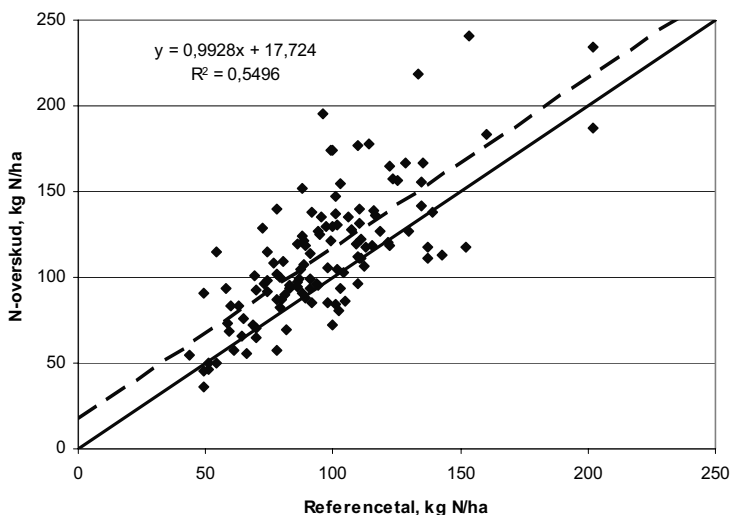
I den første situation skal man ved ansøgningen *budgettere kvælstofbalancen*. Udgangspunktet for en sådan beregning kan være normtal for f.eks. kvælstof ab dyr, stald, lager, udnyttelse af kvælstof i husdyrgødning i marken, høstede udbytter mv. Det må antages, at hvis de historiske udbytter på ejendommens marker og fodereffektiviteten i stalden inddrages, vil forudsigelsen af kvælstofoverskuddet kunne forbedres. Der findes pt. ikke noget egnet værktøj til at foretage en beregning af det forventede kvælstofoverskud ved en given driftstype. Det er dog relativt enkelt at udarbejde på baggrund af næringsstofregnskabet i Grønt regnskab. Hvis næringsstofbudgettet skal kunne håndtere ændringer i sædskifte, gødningsniveauer mv. skal der ske en faglig udvikling af værktøjet.

I den anden situation kan næringsstofregnskabet udarbejdes med de nuværende Grønt Regnskab programmer, som der allerede er en del erfaring med. I kontrolsituationen må det forventes, at udarbejdelsen skal ske på ejendommens konkrete data.

Landscentret har foretaget en sammenligning af næringsstofregnskaber efter normtal og efter de ejendomsspecifikke tal. Analysen kan sige noget om, hvor store afvigelser, der kan forekomme ved alene at anvende normtal. Analysen er udarbejdet ud fra indsamling af data fra Grønne Regnskaber i 2003 og sammenligner de opgjorte regnskaber med referencetallet, som i princippet er et overskud af kvælstof beregnet ud fra normudbytter, normfordring etc. Idet opgørelsen er foretaget for et enkelt år, må man forvente en større spredning end ved et gennemsnit over flere år. På den anden side må det også antages, at bedrifterne, der får udarbejdet Grønt Regnskab har en driftsledelse, der er bedre end gennemsnittet.

Svinebrug

Der er indsamlet nøgletal fra 122 grønne regnskaber for svinebrug for 2003. I de grønne regnskaber er beregnet bedrifternes aktuelle kvælstofoverskud i 2003 samt bedrifternes referencetal for kvælstofoverskud. Resultaterne er vist i figur 1.



Figur 1. Aktuelt kvælstofoverskud på 122 svinebrug i 2003 vist som funktion af bedrifternes referencetal for kvælstofoverskud. Den stiplede linie er tendenslinien.

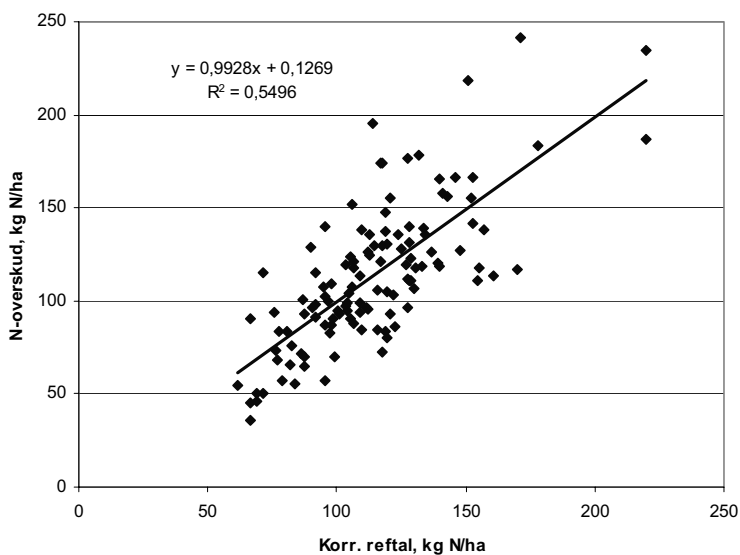
Svinebrugenes gennemsnitlige kvælstofoverskud er 113 kg N ha^{-1} . Gennemsnit af referencetallene er 96 kg N ha^{-1} . Referencetallet underestimerer altså kvælstofoverskuddet med i gennemsnit ca. 17 kg N ha^{-1} . Forskellen kan skyldes klimaet i det pågældende år.

I figur 2 er alle referencetallene korrigeret ved at lægge 17 kg N til. Dermed får vi et datasæt, hvor det gennemsnitlige referencetal svarer til det gennemsnitlige kvælstofoverskud.

Spredningen på differencen mellem det korrigerede referencetal og kvælstof-overskuddet er for svinebrugene 26 kg N . Det vil sige, at hvis vi fik tilrettet beregningen af referencetallet, så det i gennemsnit ville svare til svinebrugenes gennemsnitlige kvælstofoverskud, så ville 95% af de aktuelle kvælstofoverskud ha^{-1} ligge inden for intervallet "bedriftens referencetal $\pm 52 \text{ kg N}$ ".

Referencetallet beregnes blandt andet på grundlag af dyreenhederne, hvilket vil sige at der i princippet skulle være taget højde for bl.a. afvigende vægtintervaller, f.eks. for slagtesvin. Kvælstofprognosen indgår ikke i beregningen af referencetallet. Det skal dog bemærkes, at opgørelsen af dyreenheder i nogle grønne regnskaber nok er behæftet med større eller mindre

fejl, bl.a. fordi det er en anden opgørelsesperiode end til gødningsregnskabet. Det er derfor muligt, at en større omhu i opgørelsen ville kunne mindske spredningen noget.

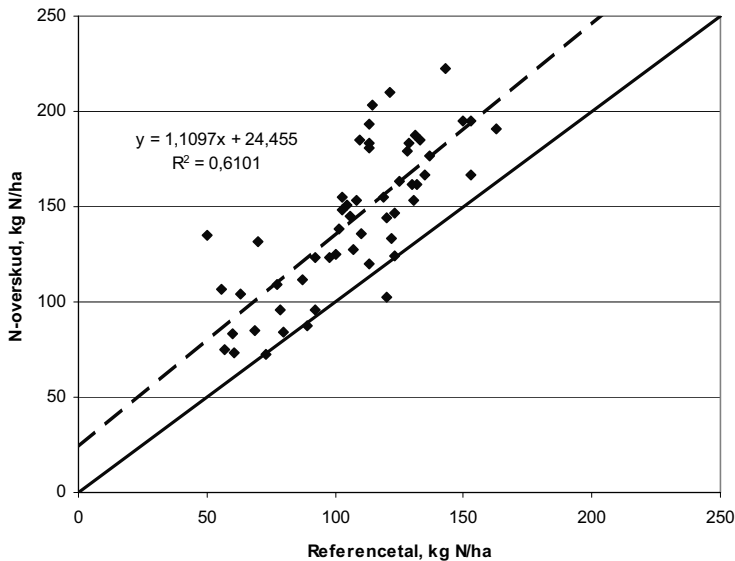


Figur 2. Aktuelt kvælstofoverskud på 122 svinebrug i 2003 vist som funktion af et korrigeret referencetal (referencetal + 17). Den optrukne linie er tendenslinien.

Ideelt set udtrykker afvigelsen mellem referencetal og aktuelt kvælstofoverskud betydningen af afvigelser mellem aktuelle udbytter og normudbytter, mellem aktuelt proteinindhold i afgrøder og standard proteinindhold samt betydningen af et højere eller lavere forbrug af protein i foder i forhold til normen. Alene spredningen på aktuelle udbytter på samme jordtype er betydelig. Et udsving i kornudbyttet på ± 10 hkg ha^{-1} giver et udsving i kvælstofoverskuddet på ± 15 - 20 kg N ha^{-1} . Variationen i forbrug af protein i foder ligger generelt inden for ± 10 - 15% . Det resulterer i en variation i kvælstofindholdet i husdyrgødningen af dyr på ± 15 - 20% i forhold til normen (uden korrektion af kvælstof i husdyrgødning). Ved 1 DE ha^{-1} svarer det ca. til ± 15 - 20 kg N ha^{-1} i husdyrgødning (uden korrektioner). Afhængig af udbytteresponsen af ændringer i kvælstoftilførsel påvirkes bedriftens kvælstofoverskud typisk med mellem 40 og 60% af afvigelsen i kvælstofindhold i husdyrgødningen svarende til 6-12 kg N ha^{-1} ved 1,0 DE ha^{-1} .

Kvægbrug

Der er indsamlet nøgletal fra 54 konventionelle kvægbrug med grønne regnskaber i 2003. Kvægbrugenes kvælstofoverskud var i gennemsnit 143 kg N ha⁻¹. Kvægbrugenes referencetal var i gennemsnit 107 kg N ha⁻¹. I gennemsnit underestimerer referencetallet altså kvælstofoverskuddet med 36 kg N. Resultaterne fremgår af figur 3.



Figur 3. Aktuelt kvælstofoverskud på 54 kvægbrug i 2003 vist som funktion af kvægbrugenes referencetal for kvælstofoverskud. Den stiplede linie er tendenslinien.

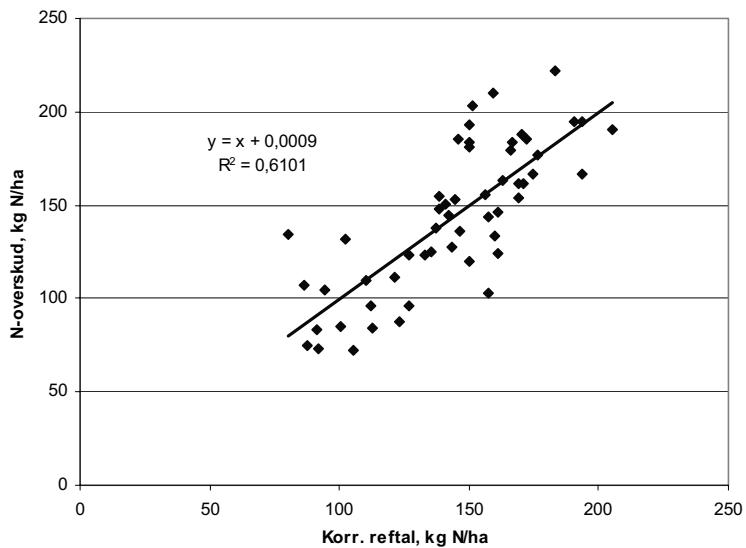
I figur 4 er alle referencetallene korrigeret på følgende måde:

$$\text{Korrigeret referencetal} = 1,1097 \times \text{referencetal} + 24,455$$

Dermed får vi et datasæt, hvor det gennemsnitlige referencetal præcis svarer til det gennemsnitlige kvælstofoverskud.

Spredningen på differencen mellem det korrigerede referencetal og kvælstof-overskuddet er for kvægbrugene 24 kg N. Det vil sige, at hvis vi fik tilrettet beregningen af referencetallet, så det i gennemsnit ville svare til kvægbrugenes gennemsnitlige kvælstofoverskud, så ville 95% af de aktuelle kvælstofoverskud ha⁻¹ ligge inden for intervallet "bedriftens referencetal ±48 kg N".

Det skal bemærkes, at referencetallet for kvægbrug beregnes på grundlag af standard mælkeydelsen. Det er en af årsagerne til, at referencetallet underestimerer kvælstofoverskuddet. Referencetalsberegningen kunne altså forbedres ved at tage højde for den aktuelle mælkeydelse.



Figur 4. Aktuelt kvælstofoverskud på 54 kvægbrug i 2003 vist som funktion af et korrigeret referencetal. Den optrukne linie er tendenslinien.

16 Appendiks G

N frigjort ved mineralisering af organisk bundet N fra jordpuljen

Bjørn Molt Petersen, Jørgen Berntsen & Ingrid K. Thomsen

Danmarks JordbrugsForskning, Afdeling for Jordbrugsproduktion og Miljø

December 2005

Mængden af uorganisk kvælstof mineraliseret fra jordpuljen varierer betydeligt. Det må forventes, at denne mineralisering har afgørende indflydelse på størrelsen af og variationen i det økonomisk optimale kvælstofniveau for de enkelte afgrøder. Ligeledes vil kvælstofmineraliseringen fra jordpuljen influere på størrelsen af tab. På baggrund af forsøg med stigende kvælstoftilførsel udført af Landscentret kan der gives et overslag over variationen i kvælstofmineraliseringen i og uden for vækstperioden.

Analyse af N optag i kerne fra ugødet led

Kvælstofoptagelsen i ugødede afgrøder kan give et indtryk af, hvor stor kvælstofmineraliseringen har været i afgrødens vækstperiode. Til beregning af dette er anvendt data fra landsforsøgene i 1987-2003, hvor kvælstofoptagelsen i kerne er bestemt for afgrøderne vinterhvede, vinterbyg, vinterrug, triticale, havre og vårbyg. I alt er anvendt 1057 observationer. Afgrøderne blev inddelt i afgrødetyper (vinterhvede, andet vintersæd eller vårsæd) og jordtyperne i klasser (ler eller sand).

Som det ses i Tabel 1, har Model 1 uden inddragelse af yderligere variable en ret lav forklaringsgrad med en standardafvigelse på modelfejlen (RMSE) er på 21 kg N ha⁻¹. En del af denne modelfejl kan formentlig tilskrives variable f.eks. som mængden af uorganisk kvælstof til stede i jorden ved vækstperiodens start (N_{\min}), forfrugt og gylletilførsel. Disse variable er efterfølgende inddraget i analyserne.

Ved inddragelse af forfrugter og gylletilførsel som i Model 2, steg forklaringsgraden, og RMSE var ved anvendelse af den udvidede model 18 kg N ha⁻¹. N_{\min} var i modsætning til forfrugter og gylletilførsel ikke signifikant, og er derfor ikke med i Model 2. I Model 3 er forsøgsår inddraget som forklarende klassevariabel (Tabel 1). Variablen var signifikant, men ændrede ikke forklaringsgrad og RMSE væsentligt. Estimerne for kvælstofoptagelsen i kerne fra de ugødede led er vist i Tabel 1 med og uden inddragelse af yderligere variable.

RMSE er udtryk for, hvor stor variation der er i kvælstofoptagelsen i kerne på ugødet jord. Ved forskellige antagelser kan denne værdi anvendes til at estimere, hvor meget kvælstof der er mineraliseret fra jordpuljen i hhv. vækstsæsonen og resten af året.

Table 1. Estimer for kvælstofoptagelse i kerne (kg N ha⁻¹) i ugødede parceller på hhv. ler- og sandjord med og uden inddragelse af variablene forfrugt, gylletilførsel og forsøgsår.

		Model 1	Model 2	Model 3
<i>Variabler inddraget i model</i>			<i>forfrugt, gylletilførsel</i>	<i>forfrugt gylletilførsel forsøgsår</i>
Vinterhvede	ler	62	53	60
Andet vintersæd	ler	47	42	49
Vårsæd	ler	52	46	51
Vinterhvede	sand	52	41	47
Andet vintersæd	sand	35	29	35
Vårsæd	sand	45	34	40
r ²		0.13	0.30	0.34
Standardafvigelse (RMSE)		21	18	17

Kjellerup & Kofoed (1983) fandt, at 40% af det kvælstof, der blev tilført i handelsgødning blev optaget i kernerne af byg. Antages det, at optagelsen af kvælstof mineraliseret fra jordpuljen er af samme størrelsesorden som optagelsen af kvælstof fra tilført handelsgødning, vil standardafvigelsen for kvælstofoptagelse i kerne ved anvendelse af Model 3 svare til, at der har været mineraliseret 43 kg N ha⁻¹ (17 kg N/0.4 kg N i kerne/kg N) i løbet af afgrødens vækstperiode. De 40% optagelse i kernen fra jordens kvælstofmineralisering er sandsynligvis for lavt, hvorfor de 43 kg N ha⁻¹ er en overgrænse for standardafvigelsen.

Der vil også ske en kvælstofmineralisering uden for planternes vækstperiode. Hvor stor en del af mineraliseringen, der kommer plantevæksten til gode afhænger af de forskellige tidsvinduer for henholdsvis planteoptag og udvaskning. I Appendix E, tabel 3, er det for forskellige kombinationer af jorde og klima beregnet, hvor stor "substitutionsværdien" af mineraliseret N er. Værdierne går fra 63% (sandjord, høj nedbør) til 81% (lerjord, lav nedbør). Ved anvendelse af dette interval kan det beregnes, at standardafvigelsen i hele årets kvælstofmineralisering svarer til 52-67 kg N ha⁻¹.

Ved ovenstående beregninger er kvælstofoptagelsen i halm ikke inkluderet, da der i forsøgene ikke er data for indhøstet halmmængde. Der kan gøres forskellige antagelser om, hvorvidt værdierne for årlig kvælstofmineralisering ville ændres, hvis indhøstet kvælstof i halm indgik i beregningerne. Ved en given påvirkning af væksten vil en del af variationen i kvælstofoptagelsen i halmen formentlig være modsat rettet variationen i kvælstofoptagelse i kerne. Hvis afgrødens samlede optagelse var kendt, ville det derfor forventes, at den samlede standardafvigelse relativt set ville være mindre. Til gengæld ville standardafvigelsen skulle beregnes på

større værdier (sum af kvælstofoptagelse i kerne og halm), hvilket ville betyde, at den reelle standardafvigelse ville blive større. Med de to modsat rettede tendenser vurderes det derfor, at den anvendte metode til beregning af standardafvigelsen i årlig kvælstofmineralisering, hvor det kun er optagelse i kerne, som anvendes, er tilstrækkelig dækkende.

Intervallerne 52-67 kg N ha⁻¹ er beregnet under forudsætning af, at mineraliseringen i princippet kan forklare hele restvariationen fra regressionerne. Men ved regressioner af denne type vil der altid optræde en restvariation, som repræsenterer den afvigelse der ikke kan forklares med de anvendte faktorer. Dette ville også være tilfældet, selv om der forelå et præcist tal for mineraliseringen fra hver enkelt forsøg. Så det ovenstående interval må betragtes som et maksimalestimat.

Ved anvendelse af net-versionen af C-TOOL (på www.planteinfo.dk) kan den typiske mineralisering fra langtidseftervirkningen beregnes til omtrent 85 kg N ha⁻¹ år⁻¹ (med en betydelig afhængighed af tekstur og brugstype). Fra data for KVADRATNETTET kan standardafvigelsen på jordens organiske stofindhold beregnes til 31% af det gennemsnitlige indhold. I denne beregning er de organogene jorde udeladt. Herudfra kan der beregnes en standardafvigelse på mineraliseringen på 26 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Antages det, at variationen i den atmosfæriske N-deposition bidrager med yderligere 5 kg N ha⁻¹ år⁻¹ til denne standardafvigelse, fås et skøn for den samlede standardafvigelse i mineraliseringen og depositionen på 31 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Dette skal ses i forhold til hver enkelt JB-nummers forventede mineralisering, mens ovenstående estimat kun er opdelt i ler- og sandjord. Tallene er derfor ikke fuldstændigt sammenlignelige. En modelbaseret estimering af denne type må ydermere forventes at underestimere variationen, da modellen ikke tager højde for samtlige de komplicerede fysiske og biologiske forhold der påvirker mineraliseringen. De 31 kg N er således at betragte som et minimalestimat.

Sammenholdes minimal- og maksimalestimaterne, kan der for mineraljordene skønnes en standardafvigelse i størrelsesordenen 40 kg N ha⁻¹ år⁻¹ på mineraliseringen samt N-depositionen, eksklusive korttidseffekter såsom eftervirkning. Dette tal skal ses i forhold til den enkelte jordtypes forventede mineralisering.

Referencer

Kjelleup, V. & Kofoed, A. D. (1983). Kvælstofgødsningens indflydelse på udvaskning af plantenæringsstoffer fra jorden. Lysimeterforsøg med anvendelse af ¹⁵N. Tidskr. Planteavl 87, 1-22.

17 Appendiks H

Udnyttelsen af N fra jordpuljen sammenlignet med N fra handelsgødning

Jørgen Berntsen & Bjørn Molt Petersen

Danmarks JordbrugsForskning, Afdeling for Jordbrugsproduktion og Miljø

Oktober 2005

Det første spørgsmål der søges afklaret her er: Såfremt man kunne vurdere en jords gennemsnitlige mineraliseringspotentialer helt præcist, og samtidig kompensere helt optimalt for dette ved at reducere tildelingen af handelsgødning, hvor meget ekstra N-udvaskning (netto) ville den ekstra mineralisering fra et forhøjet indhold af organisk N i jorden så give anledning til? Det andet spørgsmål der søges afklaret er: Hvilken effekt vil anvendelsen af ekstra efterafgrøder have på udnyttelsen af et forhøjet indhold af organisk N i jorden?

I praksis ville man, uanset indsats og kvalitet af analyser og beslutningsværktøj, aldrig kunne opnå en helt optimal kompensation i handelsgødningstildelingen for en given mark. Derfor beskrives her den teoretiske effekt. Endvidere skal resultaterne ses i lyset af, at selv om FASSET modellens N-omsætning er kalibreret og testet på en meget omfattende samling af nord-europæiske data, vil den jo, ligesom andre modeller, kun repræsentere en tilnærmelse til virkeligheden.

Med henblik på at undersøge udnyttelsen af N mineraliseret fra ekstra N opbygget i jordpuljen, er to model-scenarier undersøgt, hvor det ekstra N stammer fra handelsgødning henholdsvis organisk materiale (svinegylle). Ud fra scenarierne er der udført en række marginalbetragtninger for 4 kombinationer af klima og jordtype. Jynde vad klimaet er meget vådt, mens Roskilde klimaet er meget tørt. Modellen FASSET (Berntsen *et al.*, 2003) er anvendt til dette, med sædskifter og øvrig opsætning som nærmere beskrevet i Petersen *et al.* (2005).

Først er der set på udnyttelsen af ekstra N fra handelsgødning (Tabel 1) over en samlet periode på 200 år, hvoraf de første 50 år var med ekstra handelsgødning.

Tabel 1. Fordeling af ekstra N fra handelsgødning efter 50 år med forhøjet niveau (10 kg ha⁻¹ år⁻¹), og derefter 150 år ved normalt niveau (i procenter).

Klima	Jord	Udvaskning	Høst	Denitrifikation	Rest i jordpuljen
Jynde vad	JB3	31.2	62.8	2.5	3.5
	JB6	23.6	64.4	7.8	4.2
Roskilde	JB3	44.9	49.4	3.4	2.3
	JB6	33.3	54.0	9.9	2.8

Derefter er det set på udnyttelsen af ekstra N indlejret i jordpuljen for 100 år med tilførsel af svinegylle, hvorefter der tilføres handelsgødning i de næste 100 år (tabel 2).

Tabel 2. Fordeling af ekstra N i jordpuljen efter 100 år med tilførsel af svinegylle og derefter 100 år ved normalt niveau i handelsgødning (i procenter).

Klima	Jord	Udvaskning	Høst	Denitrifikation	Rest i jordpuljen
Jyndevad	JB3	42.8	31.7	3.5	22.0
	JB6	34.3	33.7	10.2	21.8
Roskilde	JB3	45.5	25.3	4.1	25.1
	JB6	30.1	33.4	11.2	25.3

I begge tabeller optræder der en rest af N i jordpuljen, hvilket ikke er hensigtsmæssig i forhold til denne problemstilling. For at give en tilnærmet værdi for marginaludnyttelsen af dette N, er det antaget at resten i jordpuljen – set over et meget langt tidsrum – vil gå mod nul og fordele sig mellem udvaskning, høst og denitrifikation som forholdet mellem de første tre talkolonner i tabel 2.

Ud fra de korrigerede koefficienter for høst af N (de to første talkolonner i tabel 3), er "effektiviteten" af mineraliseret N (tredje talkolonne i tabel 3) beregnet som forholdet mellem de to første talkolonner.

Tabel 3. Marginalbetragtninger vedrørende tilpasning af mængden af handelsgødning i forhold til mer-mineraliseret N (alle værdier i procenter). Se tekst for forklaring.

Klima	Jord	Andel af N mineraliseret der går til høst (udregnet fra tabel 1)	Andel af N i handelsgødning der går til høst (udregnet fra tabel 2)	"Effektivitet" af mineraliseret N ift. handelsg.	Netto merudvaskning i % af mineralisering ved "perfekt" substitution
Jyndevad	JB3	40.6	64.2	63.3	33.9
	JB6	43.1	66.2	65.1	27.3
Roskilde	JB3	33.8	50.2	67.3	29.6
	JB6	44.7	55.3	80.9	12.4

Den korrigerede koefficient for udvaskning af mineraliseret N i jordpuljen er en bruttoeffekt (ikke vist), men her antages, at tildelingen af handelsgødning samtidig bliver reduceret, så N-optaget er upåvirket. Derfor beregnes netto mer-udvaskningen ved at fratække produktet af den korrigerede koefficient for udvaskning fra handelsgødningens N (ikke vist) og den beregne-

de effektivitet af mineraliseret N i forhold til handelsgødning (tredje talkolonne i tabel 3), idet handelsgødningstildelingen antages reduceret med den beregnede effektivitet.

Det ses, at såfremt man kunne reducere handelsgødskningen perfekt i forhold til mineralisering af ekstra N indbygget i jordpuljen, vil maksimalt en tredjedel af mer-mineraliseringen blive udvasket, og andelen udviser en markant afhængighed af jordtype og klima. Andelen afhænger formentlig også i betydelig grad af sædskiftet, et forhold der dog ikke er undersøgt her.

For at illustrere den tidsmæssige fordeling af den andel af N opbygget i jordpuljen der går til udvaskning, er de ovenstående udregninger foretaget for et scenarie, hvor der tilføres svinegylle i 50 år. Derefter udregnes hvor meget af det opbyggede N, der går til udvaskning i år 25, 50, 100, og 150 efter at tilførslen er afsluttet, for de fire kombinationer af jord og klima (Tabel 4). Tilsvarende udregninger for effekten af efterafgrøder ved 50 års tilførsel af henholdsvis svine- og kvæggylle er vist i Tabel 5 og 6.

Tabel 4. Procentdelen af opbygget N i jordpuljen der går til udvaskning med og uden tilpasning af handelsgødningsmængden.

Klima/jordtype kombination	Tilpasning af handelsgødning	Udvaskning i % efter			
		25 år	50 år	100 år	150 år
Jyndevad/JB3	-	17.6	29.3	42.8	49.1
	+	10.9	18.1	26.4	30.3
Jyndevad/JB6	-	14.2	23.8	34.3	39.2
	+	8.8	14.8	21.3	24.4
Roskilde/JB3	-	17.8	30.3	45.5	52.7
	+	8.7	14.7	22.1	25.7
Roskilde/JB6	-	11.4	20.1	30.1	34.7
	+	3.5	6.2	9.3	10.7

Bemærk, at Tabel 5 og 6, i modsætning til Tabel 4, ikke repræsenterer skalerbare marginalændringer. Sædskifterne med 10% efterafgrøder svarer til dem der er anvendt i Tabel 4. Beregningerne for 20 og 40% efterafgrøder er baseret på et begrænset antal klimagentagelser, hvilket kan introducere en vis støj på værdierne.

Tabel 5. Procentdelen af ekstra opbygget N i jordpuljen der går til merudvaskning, når en produktion der i 50 år har været uden dyr, sammenlignes med en produktion, hvor der de forudgående 50 år har været 1.4 DE svin ha⁻¹. Værdierne er i % af jordpuljens meropbygning på omkring 800 kg N ha⁻¹.

Klima/jordtype kombination	Andel (%) af efterafgrøde	Udvaskning i %			
		0-25 år	0-50 år	0-100 år	0-150 år
Jyndevad/JB3	10	17.6	29.3	42.8	49.1
	20	12.4	15.6	25.1	23.6
	40	-2.9	-13.1	-33.1	-59.1
Jyndevad/JB6	10	14.2	23.8	34.3	39.2
	20	7.1	4.1	18.9	6.6
	40	-9.6	-27.5	-47.2	-85.1
Roskilde/JB3	10	17.8	30.3	45.5	52.7
	20	25.0	16.2	41.6	39.3
	40	12.6	-5.9	-20.5	-40.4
Roskilde/JB6	10	11.4	20.1	30.1	34.7
	20	12.7	0.3	27.6	12.7
	40	-3.5	-28.2	-39.0	-76.5

Anvendelsen af ekstra efterafgrøder (Tabel 5 og 6) vil bevirke en øgning af markens N-effektivitet. En tilsvarende effekt kan også opnås ved andre tiltag. I fremtiden må der formodes fortsat at ske en forbedring i markbrugets N-effektivitet gennem optimering af sædskiftet, forbedrede sorter, optimeret jordbearbejdning og brug af nye metoder til vurdering af gødningsbehov. Forbedringen kan ske dels ved reguleringsmæssige tiltag, dels synes den at foregå alene i forbindelse med den generelle teknologiske udvikling (Kristensen *et al.*, 2003). De danske markers N-effektivitet, forstået som N høstet divideret med N tilført, er således steget betydeligt gennem de senere årtier (Kyllingsbæk, 1999). Betragtes udviklingen gennem de sidste 30 år og på de kendte potentielle muligheder, må det formodes, at udvaskningsandelen af mineraliseret N fortsat vil reduceres i de kommende årtier, dog formentlig med en udfladende tendens. Tabel 5 og 6 illustrerer, at en sådan eventuel udvikling i markeffektivitet vil have markant indflydelse på fremskrivninger af merudvaskning fra ekstra N i jordpuljen.

Table 6. Procentdelen af ekstra opbygget N i jordpuljen der går til merudvaskning, når en produktion der i 50 år har været uden dyr, sammenlignes med en produktion, hvor der de forudgående 50 år har været 1.7 DE kvæg ha⁻¹. Værdierne er i % af jordpuljens meropbygning på omkring 1900 kg N ha⁻¹. Værdierne for 10% efterafgrøder er under beregning.

Klima/jordtype kombination	Andel (%) af efterafgrøde	Udvaskning i %			
		0-25 år	0-50 år	0-100 år	0-150 år
Jyndevad/JB3	10	19.6	33.9	54.5	59.6
	20	17.7	26.3	38.1	40.9
	40	11.6	14.6	14.5	7.3
Jyndevad/JB6	10	14.8	25.0	45.3	46.4
	20	13.7	18.3	31.3	28.9
	40	7.0	5.6	4.8	-8.3
Roskilde/JB3	10	25.5	33.7	62.1	66.0
	20	23.7	27.2	47.2	50.5
	40	18.7	18.5	22.1	17.9
Roskilde/JB6	10	16.0	21.0	46.5	44.6
	20	14.8	15.0	33.6	29.8
	40	8.8	4.1	7.1	-5.3

Referencer

- Berntsen, J., Petersen, B.M., Jacobsen, B.H., Olesen, J.E. & Hutchings, N.J. (2003) Evaluating nitrogen taxation scenarios using the dynamic whole farm simulation model FASSET. *Agricultural Systems* 76, 817-839.
- Kristensen, K., Jørgensen, U. & Grant, R. (2003) Genberegning af modellen N-LES. 12 pp. Baggrundsnotat til Vandmiljøplan II – slutevaluering.
nywww.agrsci.dk/var/agrsci/storage/original/application/phpE1.tmp.pdf
- Kyllingsbæk, A. (1999) Kvælstofbalancer i landbruget, Rapport, Danmarks JordbrugsForskning, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Petersen, B.M., Berntsen, J. & Jørgensen, U. (2005) Vurdering af et værktøj til VVM-screening, set i relation til hvad der sker med kvælstof tilført jorden med husdyrgødnings. VVM-screeningsrapport, 27 pp.
<http://www.agrsci.dk/afdelinger/forskningsafdelinger/jpm/medarbejdere/bpe/andet>

18 Appendiks I

AMTSMODELLEN

Mette Thorsen

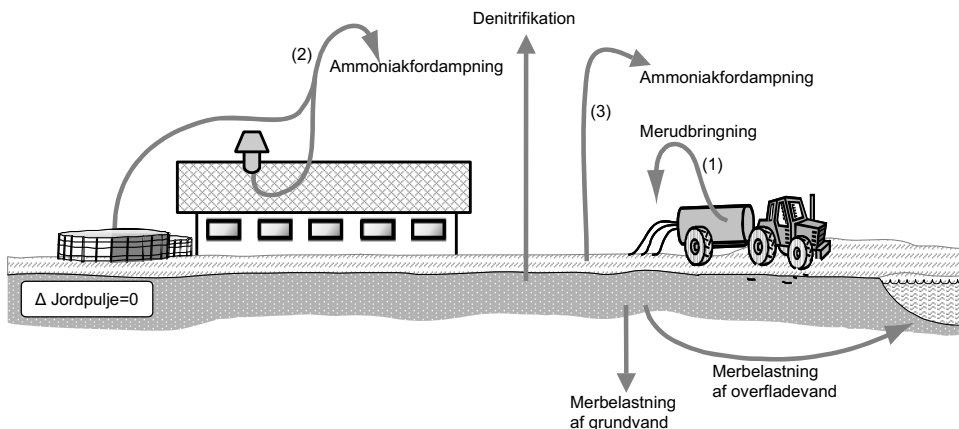
Århus Amt

Januar 2006

Ved VVM-screeninger skal miljøforvaltningen forholde sig til den miljømæssige betydning af et øget og/eller ændret husdyrhold. Det er således kun **mer**belastningen af næringsstoffer fra husdyrproduktionen, der skal indgå i vurderingen

Til brug for vurdering af den ændring i næringsstofbelastning, som en udvidelse af et husdyrhold vil kunne medføre, har amterne udviklet et regnearksværktøj, der blandt andet beregner hvor meget kvælstofoverskuddet vil stige på ejendommens marker som følge af den større anvendelse af husdyrgødning – alt andet lige. I nogle sammenhænge kaldes dette fællesamtslige regnearksværktøj for FAR, men betegnes her AMTSMODELLEN (2003) med senere opdateringer.

Ved etablering/ændring/udvidelse af husdyrproduktionen er de væsentligste kilder til en øget kvælstofudvaskning fra rodzonen: (1) øget kvælstoftilførsel til jorden som følge af udbringning af husdyrgødning, (2) ammoniakemission fra stald og lager og den deraf følgende afsætning af ammoniak, og (3) ammoniakemission i forbindelse med udbringning og den deraf følgende afsætning af ammoniak (Se figur 1)



Figur 1. Kilder til øget kvælstofoverskud i rodzonen som følge af øget husdyrproduktion. Figuren er fra amternes tekniske anvisninger (Efter Jørgen Krarup, Nordjyllands Amt).

I AMTSMODELLEN beregnes først produktionen af kvælstof i stalden (N ab dyr). Herfra trækkes ammoniakemission og denitrifikation fra stald og lager, hvorved det udregnes hvor meget kvælstof der er til rådighed til udbringning på markerne (N ab lager).

Herefter beregnes den mertilførsel af kvælstof til marken der følger af, at den øgede produktion af husdyrgødning erstatter noget handelsgødning. Som ekstra tilførsel regnes den del af N i husdyrgødningen, der ligger ud over det officielle udnyttelseskrav (f.eks. erstatter 100 kg N i svinegylle 75 kg N i handelsgødning – altså en mertilførsel på 25 kg N). Herfra trækkes ammoniakemission fra udbringningen, øget denitrifikation i rodzonen og øget fraførsel i form af høst. Der inddrages således ikke information om sædskifter og handelsgødningstilførsel i AMTSMODELLEN.

Herudover beregnes et øget kvælstofoverskud på arealer der ligger indenfor en radius af 2,5 km fra ejendommen som følge af øget ammoniakemission fra stald og lager (nærdeposition).

Det forudsættes i AMTSMODELLEN, at det på sigt kun er en meget lille del af kvælstoffet i husdyrgødningen, der indbygges i jordpuljen. Sagt med andre ord vil anvendelse af husdyrgødning på sigt ikke øge jordens organiske kvælstofpulje væsentligt. Ændring i jordpuljen indregnes derfor ikke i metoden. En opbygning af jordens organiske kvælstofpulje kunne medføre mindre udvaskning, mens en nedbrydning kunne medføre større udvaskning. I Danmark er der ud fra kvadratnetprøver ikke påvist nogen generel ændring i jordpuljen.

Beregningerne er som udgangspunkt baseret på normal for kvælstofindhold i husdyrgødning, udnyttelsesprocenter for kvælstof i husdyrgødningen, ammoniakemission fra stald og lager m.v. Modellen kan derfor anvendes for alle de husdyrtyper og staldsystemer, der findes normalt for.

Det er væsentligt at bemærke, at AMTSMODELLEN, som anvendes ved screeningssagerne, kun redegør for stigning i kvælstofoverskud på markerne som følge af udvidelse af husdyrholdet – størrelsen af det kvælstofoverskud, der i forvejen er på ejendommen som følge af den eksisterende anvendelse af såvel handelsgødning og husdyrgødning, indgår ikke i vurderingen.

Ved udvikling af AMTSMODELLEN, er det lagt til grund, at beregningen af merbelastningen ved screeningssager skal være en simpel og hurtig proces. Målet med beregningen er at estimere et tal for merbelastningen, som kan indgå i den samlede vurdering af, hvorvidt den øgede næringsstofbelastning i sig selv eller i kombination med andre påvirkninger må antages at kunne få en så væsentlig indvirkning på miljøet, at der bør laves en egentlig VVM-vurdering (VVM-redegørelse).

Metoden der ligger til grund for AMTSMODELLEN er nærmere beskrevet i amternes tekniske anvisninger til beregning af næringsstofbelastning af overfladevand og grundvand (AMTSMODELLEN, 2003).

Referencer

AMTSMODELLEN (2003) Næringsstofbelastning af overfladevand og grundvand. Teknisk anvisning til beregning af øget N- og P-belastning i VVM-screeningssager for husdyrbrug. Amtssamarbejdet om VVM. November 2003. 22p. med løbende opdateringer på <http://www.fyns-amt.dk/wm149935>.

19 Appendiks J

DAISY-modellen

Tove Heidmann¹⁾, Mette Thorsen²⁾ & Christen Børgesen¹⁾

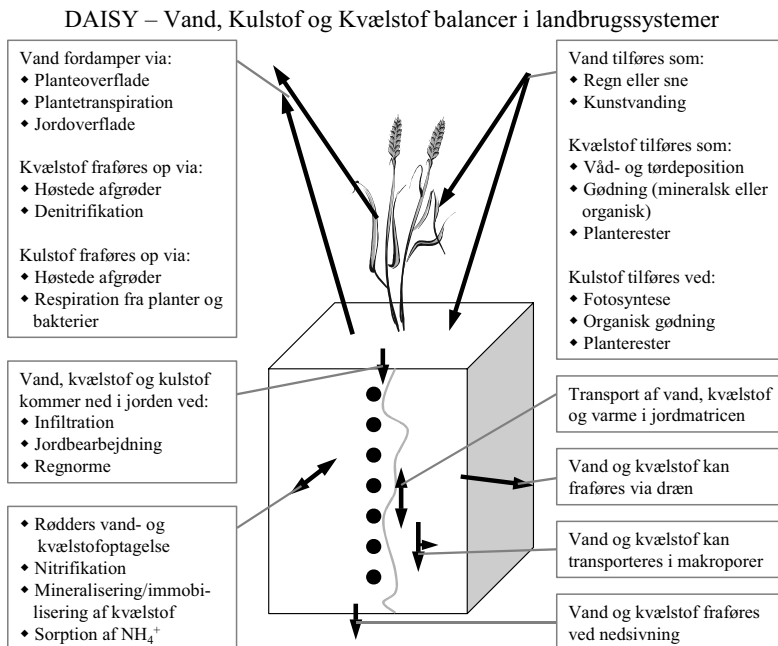
¹⁾Danmarks JordbrugsForskning, Afdeling for Jordbrugsproduktion og Miljø

²⁾Århus Amt

Januar 2006

DAISY er en dynamisk model, der simulerer processer i jord, planter og atmosfære (Hansen *et al.* 1990, 1991a; Abrahamsen & Hansen, 2000). Den beregner vand- og kvælstofbalance samt planteproduktion for den enkelte mark ud fra oplysninger om jord- og klimadata samt dyrkningsoplysninger.

Modellen er udviklet ved Institut for Jordbrugsvidenskab på KVL igennem en række nationale og internationale forsknings- og udviklingsprojekter siden 1985. Den første version af DAISY blev udviklet i et projekt under NPO-programmet (1986-1990), der blev iværksat med baggrund i NPO-redegørelsen fra 1984 og en Folketingsbeslutning i 1985 og endvidere i EU Projektet: Nitrate in Soil (1988-1990).



Figur 1. Oversigt over processer, der er beskrevet i DAISY-modellen.

Modellen er procesbaseret, hvilket betyder at transport og omsætning af vand, kulstof og kvælstof søges beskrevet matematisk ud fra kendskab til de forhold der styrer de enkelte processer. De enkelte processer i modellen er desuden gensidigt afhængige, således at eksempelvis kvælstofoptagelsen i afgrøderne og denitrifikationen i jorden er afhængig af vandkredsløbet.

Som nævnt bygger DAISY-modellens beregninger på en balance betragtning, således at der i modellen gøres fuldt rede for, hvor det tilførte kvælstof bliver af i form af høstet kvælstof, ammoniakemission, udvaskning, denitrifikation samt ændringer i kvælstof-puljen i jorden over flere år. I figur 1 er vist en oversigt over de transportveje for vand, kulstof og kvælstof i jord-atmosfære systemet, samt de omsætnings- og optagelses-processer, som modellen regner på.

DAISY-modellen er løbende blevet testet i forskellige forskningsprojekter og er i dag en velafprøvet simuleringsmodel, der beregner vand- og kvælstofbalancer samt udbytter i afgrøden. Modellen er blevet testet mod andre modeller i en række nationale og internationale sammenhænge med gode resultater (Vereecken *et al.*, 1991; Hansen *et al.*, 1991a,c; Willigen, 1991; Hansen, 1992; Diekkrüger *et al.*, 1995; Svendsen *et al.*, 1995; Smith *et al.*, 1997; Jensen *et al.*, 1997). Dog kan det undertiden været nødvendigt med indledende kalibreringer af eksempelvis afgrødemodellerne, når modellen anvendes på udenlandske datasæt. Nogle af resultaterne fra disse studier er sammenfattet i afsnittet om modelvalidering i DAISY-ståbien (Styczen *et al.* 2004).

Modellen har derudover løbende været anvendt i adskillige studier, både videnskabelige og mere anvendelsesorienterede (Blicher-Mathiesen *et al.*, 1990; Blicher-Mathiesen *et al.*, 1991; Børgesen *et al.*, 2001; Børgesen *et al.*, 2004; Børgesen & Heidmann, 2002; Djurhuus *et al.*, 1999; Hansen *et al.*, 1991b; Hansen and Svendsen, 1994, 1995a,b; Hansen, 1998; Hansen *et al.*, 1999; Heidmann 2001; Jensen and Østergaard, 1993; Jensen *et al.*, 1992; Jensen *et al.*, 1994a,b; Jensen *et al.*, 1996; Magid and Kølster, 1995; Müller *et al.*, 1996, 1998; Petersen *et al.*, 1995; Refsgaard *et al.*, 1999; Styczen and Storm, 1993a,b; Thirup, 2001; Thorsen *et al.*, 2001; Thorsen, 2004).

Modellen bliver hele tiden videreudviklet i forbindelse med såvel nationale og internationale forskningsprojekter, hvorved modellens procesbeskrivelser forbedres i takt med, at der gennem forskning opnås ny viden. De fleste af de test, der er nævnt ovenfor, er derfor foretaget med udgangspunkt i en ældre version af modellen. Der er således behov for test af den version af DAISY, der bruges i dag.

Styrker og svagheder

DAISY-modellens styrke er, at den er procesbaseret og massebevarende, hvilket gør det muligt for den kyndige bruger at gennemskue årsagssammenhænge og dermed lave en faglig agronomisk vurdering af modelresultaterne. Desuden er det muligt at inddrage lokale data om

f.eks. jordens fysiske egenskaber eller husdyrgødningens sammensætning i beregningerne, og dermed søge at mindske usikkerheden på beregningerne.

Modellens svaghed er også, at den er procesbaseret og dermed i sin rå form er ressourcekrævende at anvende, fordi den kræver detaljerede data om jordbundsforhold og landbrugspraksis. Derudover er der ikke en brugervenlig grænseflade til den "rå" DAISY-model. Den "rå" DAISY-model kan sammen med testeksempler, parameterbiblioteker og dokumentation frit hentes på Landbohøjskolens hjemmeside (<http://www.dina.kvl.dk/~daisy/>).

DAISY_{standard}

Betegnelsen DAISY_{standard} dækker over en række anbefalinger, der skal sikre, at DAISY-modellen anvendes så ensartet som muligt af forskellige brugere og indeholder desuden et antal parameter-biblioteker, der hjælper brugeren til at vælge data, der er repræsentative for danske jorde og dansk landbrugspraksis.

Arbejdet med DAISY_{standard} blev gennemført i perioden 2002-2004 i tæt samarbejde mellem Landbohøjskolen, Danmarks Jordbrugsforskning, Dansk Landbrugsrådgivning, DHI Institut for Vand og Miljø samt Watertech og arbejdet blev finansieret med midler fra en række amter (Fyn, Århus, Sønderjylland, Storstrøm og Nordjylland), Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret og Miljøstyrelsen.

Som resultat af dette arbejde ligger der nu en omfattende rapport med anbefalinger omkring opsætning og parametervalg ved anvendelse af DAISY (Styczen *et al.* 2004). Denne rapport benævnes i daglig tale DAISY-ståbien og kan findes på KVL's hjemmeside (http://www.dina.kvl.dk/~daisy/Daisy_staabi_vers_1-1_270405.pdf).

DAISY_{standard} er således ikke en anden version af selve DAISY-modelkoden end den "rå" modelversion nævnt tidligere, men snarere et koncept for anvendelse i situationer, hvor data-grundlaget på markniveau er sparsomt, hvilket det ofte vil være i administrativ sammenhæng, som f.eks. ved VVM-vurderinger.

Herudover er der i forbindelse med arbejdet med DAISY_{standard} udviklet en GIS-brugerflade, der kan hjælpe ikke-modelkyndige igennem opsætning af modellen samt med resultatbearbejdning og præsentation af beregningsresultaterne.

Usikkerhed

Usikkerheden på en dynamisk procesbaseret model stammer dels fra usikkerheden på input-data og dels fra usikkerheden på procesbeskrivelserne. I DAISY knytter usikkerheder i procesbeskrivelserne sig især til de biologiske omsætningsprocesser i jorden, f.eks. omsætning af organisk stof, denitrifikation og til plantevæksten.

Jordens organiske pulje

Indholdet af organisk stof i jorden ved simuleringssstart kan have stor betydning for udvaskningsberegningerne, og det er vigtigt, hvordan udviklingen i jordens organiske pulje ændrer sig i beregningsperioden. I praksis er der sjældent pålidelig lokal information om dette, og modellen må derfor opsættes med anvendelse af erfaringstal fra tilsvarende jordtyper. Disse erfaringstal dækker over en betydelig variation, som skyldes den dyrkningspraksis, der har været på jorden gennem tiden.

Da dyrkningshistorien på bestemte arealer kun sjældent er kendt, kan det i administrativ sammenhæng derfor være nødvendigt at forudsætte, at den organiske pulje ikke må udvikle sig for kraftigt i hverken opadgående eller nedadgående retning, da det er meget vanskeligt at sandsynliggøre, hvad der er det korrekte på bestemte arealer.

Målte indhold af organisk stof og C/N forhold i jorden vil eventuelt kunne medvirke til at reducere usikkerheden på beregningerne, da det er faktorer, der har meget stor betydning for kvælstofomsætningen i jorden og dermed for udvaskningen, ophobningen af N i jorden og kvælstofoptagelsen i planten.

Denitrifikation

Denitrifikation er indbygget i modellen, men modellen kan være meget følsom ved beregningen af denitrifikationens størrelse under forskellige jordfysiske forhold. Dette forhold bør undersøges nærmere.

Plantevækst og kvælstofoptagelse

DAISY beregner, hvordan planter vokser ud fra en række plantefysiologiske parametre, der beskriver, hvor godt planten udnytter sol-indstråling, CO₂, vand og kvælstof. Flere af disse parametre er meget karakteristiske for en bestemt afgrødetype, f.eks. vinterhvede eller vinter-raps, men kan alligevel godt variere betydeligt mellem forskellige sorter af afgrøden. Det er derfor umuligt at lave et bibliotek af afgrødebeskrivelser, der altid vil være dækkende for den sortsvariation, der dyrkes i praksis.

Derudover er der afgrøder, hvor de plantefysiologiske parametre kun er bestemt ud fra et spinkelt datagrundlag, og hvor afgrøden ikke optræder så ofte i den videnskabelige litteratur. Dette gælder særligt afgrøder, der ikke dyrkes så ofte, f.eks. hvidløver. Ligeledes kan der være stor usikkerhed forbundet med at regne på blandingsafgrøder, da konkurrenceforholdene i marken er meget vanskelige at bestemme.

Ved en sammenligning mellem forskellige modeller i 2004 (Knudsen & Østergaard, 2005), blev det konstateret, at der var stor forskel i responsen på N-udbytte og udvaskning ved øget N-tilførsel mellem de enkelte modeller. DAISY-modellens afgrødemoduler bør derfor rekalibreres for at få en bedre overensstemmelse mellem simuleringer og forsøg mht. responsen på N-udbytte og udvaskning ved stigende N-tilførsel. Idet bedrifterne oftest har høje dyretæthe-

der, når det drejer sig om VVM-sager, er det vigtigt at sikre sig, at modellen er verificeret på marker med høje tilførsler af husdyrgødning og organisk stof.

Parameteriseringen af nogle af afgrødemodulerne kan således stadig forbedres. Dette gælder f.eks. græs- og kløvergræsmodulene, da det har vist sig vanskeligt at simulere N-fikseringens størrelse i blandingsafgrøden kløvergræs. Det er desuden svært at simulere afgræsningsmarker med DAISY. Der er et arbejde i gang med at validere modellen på jordvands- og VAP-stationer, der vil kunne styrke vores viden om modellen og anvendelse i praksis. Stationerne er placeret rundt om i Danmark og repræsenterer forskellige jordtyper og vejrforhold.

Ved anvendelse af modellen til beregninger i administrativ sammenhæng, f.eks. ved VVM-vurderinger, er det vigtigt at justere den beregnede plantevækst og kvælstofoptagelse på enkelte afgrøder efter det udbyttensniveau, der er opnået på den konkrete bedrift. Dette er beskrevet nærmere i DAISY-ståbilen.

Jorddata

Tilsvarende har det stor betydning for modellens prædiktionssevne at jordens fysiske egenskaber beskrevet i overensstemmelse med de aktuelle forhold på bedriften. Ofte vil der som udgangspunkt kun være kendskab til overjordens jordklassifikation (JB nr.), hvilket ikke er tilstrækkeligt til at sikre en dækkende beskrivelse af jordens egenskaber i hele rodzonen.

Flere amter har derfor fået udarbejdet en egentlig rodzonedatabase, der ud fra tilgængelige jorddata fra hhv. teksturdatabasen og profildatabasen hos DJF samt jordklassifikationen og jordartskortet hos GEUS, giver et mere detaljeret bud på de jordfysiske egenskaber i både over- og underjorden samt en geografisk regionalisering (Conterra 2005a,b). Anvendelse af et sådant datagrundlag kan i tilfælde, hvor punktdatagrundlaget bag rodzonedatabasen er dækkende for området, være tilstrækkeligt til at sikre en fornuftig jordfysisk jordbeskrivelse. I andre tilfælde kan det være nødvendigt at supplere med egentlige målinger i marken. F.eks. teksturanalyser eller EM38-data + teksturanalyser.

Undersøgelser af DAISY-modellens evne til at beregne nitratkoncentrationer i drænvand ved mangelfuldt datagrundlag har vist, at træfsikkerheden øges væsentligt, når udbyttensniveauerne kalibreres til faktiske forhold, og der anvendes jorddata, der beskriver hele rodzonen og ikke kun overjorden (Styczen *et al*, 2004).

Klimadata

Nedbøren udgør et af hovedelementerne i beregning af vandbalancen og får derved en direkte såvel som indirekte indflydelse på en række fysiske og biologiske processer i jord-plant-atmosfære systemet, herunder kvælstofudvaskningen. Nedbøren udviser stor variabilitet i såvel tid og rum, og simuleringens resultater kan være meget følsomme overfor variation i nedbøren. For at opnå troværdige og repræsentative simuleringens resultater er det derfor nødvendigt at anvende lokal nedbør målt over en længere periode. Baseret på resultatet af baggrundsana-

lysen anbefales det i DAISY ståbien at anvende nedbør fra DMI's 10 km klimagrid, fordi disse data er kvalitetskontrollerede og lettilgængelige over hele landet som relativt lange tidsserier.

Ulempen ved disse data er desværre, at der lokalt kan være betydelig variation i nedbøren indenfor korte afstande. Den interpolerede grid-nedbør kan derfor dække over en betydelig intern variation, som kan bidrage til usikkerheden på beregningsresultaterne. Forskelle i perkolation som funktion af forskellen i gridnedbør er belyst i DAISY-ståbien.

Hvis der anvendes klimagrid, skal man derfor være opmærksom på at grid-nedbøren nogle steder kan afvige betydeligt fra nedbøren målt ved lokale nedbørsstationer indenfor det pågældende grid, og at der også kan være betydelig variation imellem nabogrids.

Usikkerhedsvurdering ved praktisk anvendelse

Hvis usikkerhederne på input data til modellen ikke skal blive for store ved praktisk anvendelse, vil der i de fleste tilfælde være behov for at indsamle og eventuelt måle bedre data på bedriften, end der er let tilgængelige de fleste steder i dag. Det drejer sig især om detaljeret information om markdrift og udbyttenevauer samt eventuelt jordbundsdata og oplysninger om dræningsforhold.

Ved praktisk anvendelse af modellen kan der desuden være behov for at vurdere, hvor meget usikkerheden på inputdata påvirker beregningsresultatet under de konkrete forhold. En mulighed for at afklare, hvilke parametre, der er de vigtigste for udvaskningsberegningerne, er at gennemføre følsomhedsanalyser.

Følsomhedsanalyser på enkeltparametre giver et bud på, hvordan usikkerheden på en bestemt parameter, f.eks. jordens lerindhold eller kvælstofindhold i husdyrgødning, vil påvirke beregningen af kvælstofudvaskningen. Problemet ved denne metode er, at der altid vil være flere usikre inputparametre i modellen, og at disse i øvrigt kan være korrelerede. Resultaterne af følsomhedsanalyser gennemført med forskellige parametre, kan derfor ikke umiddelbart omsættes til et samlet usikkerhedsestimat for beregningen.

Det vil derfor forbedre modellens anvendelsesmuligheder, hvis der blev bygget egentlige usikkerhedsberegninger ind i modellen.

Administrativ anvendelse

I nogle situationer kan der være behov for at supplere den overordnede kvælstofbalance med mere detaljerede beregninger af vand- og kvælstofbalancen. DAISY-modellen vil her kunne bruges til eksempelvis:

- At supplere kvælstofbalancen i marken med en vandbalance, der hænger integreret sammen med kvælstofbalancen, og dermed kan give et bud på nitratkoncentrationen i det vand, der forlader rodzonen.
- At beregne usikkerheden som skyldes usikkerheden på inputdata direkte ud fra det bedst mulige kendskab til den lokale variation i inputdata. Dette bør gøres for at få resultater, der repræsenterer den heterogenitet i jordbundsforhold og dermed vækstforhold, der kan være selv på markniveau.
- At undersøge effekter af ændrede klimaforhold. Dette kan have stor relevans ved fremtidssikring af drikkevandsforsyningen.
- At vurdere sæson-variationen i udvaskningen, og dermed bestemme hyppighed af udfald over en hvis størrelse. Dette kan være relevant for overfladevandsrecipienter, der er følsomme overfor høje kvælstoftilførsler i kortere perioder.

Ved administrativ anvendelse af DAISY-modellen vil datagrundlaget ofte være mangelfuldt, og der bør derfor tages udgangspunkt i anbefalingerne i DAISY-ståbien. Det er vanskeligt at foretage forenklinger i denne fremgangsmåde, da hver enkelt element i anbefalingerne netop er nævnt, fordi det kan være vigtigt for resultatet.

Det kan tværtimod være nødvendigt at stille flere krav til modelleringen, hvis modellen skal bruges som supplement til den overordnede kvælstofbalance i marken til at fastsætte egentlige vilkår for den fremtidige drift. Yderligere krav kunne være, at jordbundsforholdene bør undersøges, så det sikres, at den fysiske beskrivelse af både over- og underjord er dækkende for de faktiske forhold. Tilsvarende vil en kortlægning af dyrkningshistorien, hvis det er muligt, eventuelt suppleret med målinger af jordens indhold af organisk stof samt C/N-forholdet i dette, kunne medvirke til at give et bedre bud på jordens mineraliseringsevne. Endvidere bør der i nogle situationer anvendes lokale nedbørsdata og ikke grid-nedbør.

Derudover bør modellen altid kalibreres til målt udbytniveau, hvilket også fremgår af DAISY-ståbien. Jo mere kvælstof planten optager, jo mindre bliver der tilbage til udvaskning. Der er også behov for en yderligere test af modellen i forhold til græs- og kløverafgrøder, marker med høj tilførsel af husdyrgødning samt N-respons ved stigende N-tilførsel.

I Områder med Særlige Drikkevandsinteresser (OSD) vil der mange steder være opstillet detaljerede dynamiske grundvandsmodeller. I disse områder kan vandbalancen beregnet med DAISY afstemmes med den vandbalance og grundvandsdannelse, der er opnået med grundvandsmodellerne.

DAISY-modellering kræver erfaring og agronomisk viden

Flere undersøgelser viser, at resultater fra dynamiske modeller ofte kan falde forskelligt ud afhængig af brugeren. Selv om DAISY_{standard} er indbygget i en bruger-flade (DAISY-GIS), der sikrer, at flere parametre bliver valgt ensartet, er der stadig behov for en vis ekspertise i at anvende modellen samt en agronomisk viden for at kunne vurdere, om modellen opfører sig

realistisk i forhold til praktisk landbrug og de lokale forhold på bedriften. Resultaterne fra hele den beregnede vand- og kvælstofbalance bør således altid vurderes kritisk ud fra en agromisk synsvinkel.

Referencer

- Abrahamsen, P. & Hansen, S. (2000) Daisy: an open soil-crop-atmosphere system model. *Environmental Modelling & Software* 15, 313-330.
- Blicher-Mathiesen, G., Grant, R., Jensen, C. & Nielsen, H. (1990) Landovervågningsoplade. Faglig rapport fra DMU, nr. 6.
- Blicher-Mathiesen, G., Nielsen, H., Erlandsen, M. & Berg, P. (1991) Kvælstofudvaskning og udbytte ved ændret landbrugspraksis, Modelberegninger med rodzonemodellen DAISY. Faglig rapport fra DMU, nr. 27.
- Børgesen, C.D., Djurhuus, J., & Kyllingsbæk, A. (2001) Estimating the effect of legislation on nitrogen leaching by upscaling field simulations. *Ecological Modelling* 136, 31-48.
- Børgesen, C.D., Dalggaard, T., Heidmann, T., Greve, M.G., Hansen, J.F. & Larsen, P. (2004) Modelberegnet kvælstofudvaskning og netto fosfortilførsel for det dyrkede areal i Ringkøbing Amt og oplandet til Ringkøbing Fjord. Konsekvensanalyse af implementering af virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskningen til Ringkøbing Fjord. Intern rapport nr. 193, Danmarks JordbrugsForskning. 64 pp.
- Børgesen, C.D. & Heidmann, T. (2002) Landsberegninger af kvælstofudvaskningen fra landbruget med SKEP/DAISY og SIM IIIB modellerne. DJF rapport nr. 62, Markbrug. 61 p.
- Conterra, (2005a) Rodzonedatabasen – fra punkt til fladekort.
<http://www.cttools.dk/dokumentation/pdf/CTtools-RZD.pdf>
- Conterra, (2005b) Rodzonedatabasen – metodebeskrivelse.
<http://www.cttools.dk/dokumentation/metoderodzone.asp>
- Diekkrüger, B., Söndgerath, D., Kersebaum, K.C. & McVoy, C.W. (1995) Validity of agroecosystem models. A comparison of results of different models applied to the same data set. *Ecological Modelling* 81, 3-29.
- Djurhuus, J., Hansen S., Schelde, K. & Jacobsen, O.H. (1999) Modelling mean nitrate leaching from spatially variable fields using effective hydraulic parameters. *Geoderma* 87, 261-279.
- Hansen, S. (1992) Comparison of two management-level simulation models of nitrogen dynamics in the crop-soil system DAISY and RZWQM. Dina research report No. 13.
- Hansen, G.K. & Svendsen, H. (1994) Modelberegninger og optimering af N-balancer i sædskifter for svinebrug på lerjord, vandet og uvandet sandjord. SP rapport Nr. 15, Statens Planteavlfsforsøg, 36 pp.
- Hansen, G.K. & Svendsen, H. (1995a) Udbytter og kvælstofudvaskning. Systemanalyser med Daisy-modellen af N-balancer. SP rapport Nr. 12. Statens Planteavlfsforsøg, 77 pp.
- Hansen, G.K. & Svendsen, H. (1995b) Nitrogen Balances influenced by Farm Management, Soil Types and Climate. In: Proceedings of the Seminar on Site Specific Farming (Ed. Olesen, S.E.), SP-Report No. 26, Danish Institute of Plant and Soil Science, 81-185.

- Hansen, S. (1998) Simulation of NUE in a pig farm rotation. A case study that addresses the problem on uncertainty. In: Proceedings of the Workshop "Nitrogen use Efficiency in intensive cropping systems". Hannover, Germany, September 24-25, 70-77.
- Hansen, S., Jensen, H.E., Nielsen, N.E. & Svendsen, H. (1990) DAISY: Soil Plant Atmosphere System Model. NPO report No. A 10. Miljøministeriet, København, 272 pp.
- Hansen, S., Jensen, H.E., Nielsen, N.E. & Svendsen, H. (1991a) Simulation of nitrogen dynamics and biomass production in winter wheat using the Danish simulation model DAISY. *Fertilizer Research* 27, 245-259.
- Hansen, S., Jensen, H.E., Nielsen, N.E. & Svendsen, H. (1991b) Simulation of nitrogen dynamics in the soil plant system using the Danish simulation model Daisy. In: *Hydrological Interactions Between Atmosphere, Soil and Vegetation*. Eds.: Kienitz, G., Milly, P.C.D., van Genuchten, M.T., Rosbjerg, D. & Shuttleworth, W.J. IAHS Publication No. 204:185-195.
- Hansen, S., Jensen, H.E., Nielsen, N.E. & Svendsen, H. (1991c) Simulation of biomass production, nitrogen uptake and nitrogen leaching by using the Daisy model. In: *Soil and Groundwater Research Report II: Nitrate in Soils, 1991: 300309*. Final Report on Contracts EV4V-0098-NL and EV4V-00107-C. DG XII. Commission of the European Communities.
- Hansen S., Thorsen, M., Pebesma, E.J., Kleeschulte, S. & Svendsen H. (1999) Uncertainty in simulated nitrate leaching due to uncertainty in input data. A case study. *Soil Use and Management* 15, 167-175.
- Heidmann, T. (ed.) (2001) Jordbundskortlægning og kvælstofmodellering i områder med særlige drikkevandsinteresser. Rapport over et pilotprojekt i et område med særlige drikkevandsinteresser nr. 17 ved Vester Hassing, Hals Kommune, Nordjyllands Amt. Intern rapport, Danmarks JordbrugsForskning, 91 pp.
- Jensen, C., Stougaard, B. & Jensen, N.H. (1992) The Integration of Soil Classification and Modelling of N-balances with the DAISY model. In Eijsackers, H.J.P. & Hamers, T. (eds.): *Integrated Soil and Sediment Research: A Basis for proper Protection*, Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, 512-514.
- Jensen, C. & Østergård, H.S. (1993) Nitratudvaskning under forskellige dyrkningsforhold. I: *Oversigt over landsforsøgene* (C. Å. Pedersen), Landsudvalget for Planteavl.
- Jensen, C., Stougaard, B. & Olsen, P. (1994a) Simulation of nitrogen dynamics at three Danish locations by use of the DAISY model. *Acta Agric. Scand., Sect. B, Soil and Plant Science*, 44, 75-83.
- Jensen, C., Stougaard, B. & Østergaard, H.S. (1994b) Simulation of the nitrogen dynamics in farm land areas in Denmark 1989-1993). *Soil Use and Management*, 10, 111-118.
- Jensen, C., Stougaard, B. & Østergaard, H.S. (1996) The performance of the Danish simulation model DAISY in prediction of N_{min} at spring. *Fertilizer Research* 44, 79-85.
- Jensen, L.S., Mueller, T., Nielsen, N.E., Hansen, S., Crocker, G.J., Grace, P.R., Klir, J., Körschens, M. & Poulton, P.R. (1997) Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using the soil-plant-atmosphere model Daisy. *Geoderma* 81, 5-28.

- Knudsen, L. & Østergaard, H.S. (2005) Beregning af nitratudvaskning – resultat af beregninger med forskellige metoder. *Planteavl* Nr. 07-528. Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret, Planteavl.
- Magid, J. & Kølster, P. (1995) Modelling Nitrogen Cycling in an Ecological Crop Rotation – an Explorative Trial. *Nitrogen Leaching in Ecological Agriculture*, 77-87.
- Müller, T., Jensen, L.S, Magid, J., Nielsen, N.E. (1996) Temporal variation of C and N turnover in soil after oilseed rape incorporation in the incorporation in the field: simulation with the soil-plant-atmosphere model Daisy. *Ecological Modelling* 99, 247-262.
- Müller, T., Magid, J., Jensen L.S., Svendsen H. & Nielsen N.E. (1998) Soil C and N turnover after incorporation of chopped maize, barley straw and blue grass in the field: evaluation of the DAISY soil organic-matter submodel. *Ecological Modelling* 111, 1-15.
- Petersen, C.T., Jørgensen, U., Svendsen, H., Hansen, S., Jensen, H.E. & Nielsen, N.E. (1995) Parameter assessment for simulation of biomass production and nitrogen uptake in winter rape. *European Journal of Agronomy* 4, 77-89.
- Refsgaard, J.C., Thorsen, M., Jensen, J.B., Kleeschulte, H.S. & Hansen, S. (1999) Large scale modelling of groundwater contamination from nitrate leaching. *Journal of Hydrology* 221, 117-140.
- Smith, P., Smith, J.U., Powlson, D.S., Arah, J.R.M., Chertov, O.G., Coleman, K., Franko, U., Frolking, S., Gunnewiek, H.K., Jenkinson, D.S., Jensen, L.S., Kelly, R.H., Li, C., Molina, J.A.E., Mueller, T., Parton, W.J., Thornley, J.H.M. and Whitmore, A.P. (1997) A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma* 81, 153-222.
- Styczen, M. & Storm, B. (1993a) Modelling of N-movement on catchment scale – a tool for Analysis and Decision Making. 1. Model Description. *Fertilizer Research* 36, 1-6.
- Styczen, M. & Storm, B. (1993b) Modelling of N-movement on catchment scale – a tool for Analysis and Decision Making. 1. A Case Study. *Fertilizer Research* 36, 7-17.
- Styczen, M., Hansen, S, Jensen, L.S., Svendsen, H., Abrahamsen, P., Børgesen, C.D., Thirup, C. & Østergaard, H.S. (2004): Standardopstillinger til Daisy-modellen. Vejledning og baggrund. Version 1.0, december 2004. DHI Institut for Vand og Miljø. 60 pp.
- Svendsen H., Hansen S. & Jensen H.E. (1995) Simulation of crop production, water and nitrogen balances in two German agro-ecosystems using the DAISY model. *Ecological Modelling* 81, 197-212.
- Thirup, C. (2001) Beregning af nitratudvaskning på Tåsinge, Daisy-modellen kontra Simelsgaard-modellen (SimIIIB). Teknisk Rapport til Fyns Amt.
- Thorsen, M., Refsgaard, J.C., Hansen, S., Pebesma, E., Jensen, J.B. & Kleeschulte, S. (2001) Assessment of uncertainty in simulation of nitrate leaching to aquifers at catchment scale. *Journal of Hydrology* 242, 210-227.
- Thorsen, M. (2004) Effekt af virkemidler på kvælstofudvaskning fra landbrugsarealer. Eksempel fra oplandet til Mariager Fjord. Faglig rapport fra DMU. Nr. 505. Danmarks Miljøundersøgelser. 56 pp.
- Vereecken, H., Jansen, E. J., Hack-ten Broeke, M.J.D., Swerts, M., Engelke, R., Fabrewiz, F. & Hansen, S. (1991) Comparison of simulation results of five nitrogen models using dif-

- ferent data sets. In: Soil and Groundwater Research Report II: Nitrate in Soils, 1991, 321-338.
- Willigen, P. De. (1991) Nitrogen turnover in the soil-crop system; comparison of fourteen simulation models. *Fertilizer Research* 27, 141-149.

20 Appendiks K

FASSET

Bjørn Molt Petersen

Danmarks JordbrugsForskning, Afdeling for Jordbrugsproduktion og Miljø

December 2005

FASSET er en bedriftsmodel med fokus på den samlede bedrifts N-omsætning. Som en væsentlig del indgår en dynamisk markmodel, der på dagligt niveau simulerer bl.a. planteproduktion, N-optag, jordtemperatur, transport af vand og næringsstoffer i jord og omsætning af organisk og uorganisk C og N i jorden. Modellen er udviklet på et omfattende datamateriale og har bl.a. været brugt til simuleringer af N-optag (Olesen *et al.*, 2002b), bladareal (Olesen *et al.*, 2002a), langtidsoomsætning af organisk stof (Berntsen & Petersen, 2005; Petersen *et al.*, 2006), korttidsoomsætning af organisk stof (Petersen *et al.*, 2006), emission af lattergas (Chatskikh *et al.*, 2005), konkurrence mellem flere plantearter (Berntsen *et al.*, 2004a; Olesen *et al.*, 2004) og rumlig variabilitet i marken (Hutchings *et al.*, 2005).

FASSET har blandt andet været brugt til at evaluere de miljømæssige og budgetøkonomiske konsekvenser af indførelse af forskellige typer N-afgifter (Berntsen *et al.*, 2003), betydningen af efterafgrøder på både kort og langt sigt (Berntsen *et al.*, 2005; Jørgensen *et al.*, 2005), sammenligning af N-udvaskningen fra henholdsvis økologiske og konventionelle planteavlsbedrifter (Berntsen *et al.*, 2004b; Knudsen *et al.*, 2005), og analyser af amternes screeningsmodel (Petersen *et al.*, 2005c).

Modellen har været testet på udvaskningsmålinger fra de økologiske sædskifteforsøg på Jyndevad, Foulum og Flakkebjerg (Olesen *et al.*, 2003). Desuden er modellen evalueret på et forsøg med forskellige gødningstyper og gødningsmængder til et økologisk kvægsædskifte (Eriksen *et al.*, 1999; Berntsen *et al.*, 2005c) og en række forsøg med forskellige behandlinger af gødning, jordbearbejdning og fangafgrøder (Hansen & Djurhuus, 1997a; Hansen & Djurhuus, 1997b; Hansen *et al.*, 2000; Berntsen *et al.*, 2006). Modellens udvaskning er testet på data fra private økologiske bedrifter (Berntsen *et al.*, 2006).

Der er lagt stor vægt på en virkelighedsnær beskrivelse af C og N-omsætningen i jorden, og til støtte herfor kan FASSET simulere isotoperne ^{13}C , ^{14}C og ^{15}N (Petersen *et al.*, 2005a,b). Omsætning og eftervirkning af N er testet på omfattende datasæt der inkluderer en række ^{15}N mærkninger (Berntsen *et al.*, 2005b). Vægten på jordomsætningen gør at FASSET øjensynligt er velegnet også til simulering af økologisk drift, som ellers kan være vanskelig at opnå brugbare simuleringer for.

FASSET er således kalibreret, valideret og testet på et, også set i international sammenhæng, meget stort datamateriale. Dette er for indeværende ved at blive suppleret med test af tørstof-

og N-responser på resultater fra Dansk Landbrugsrådgivnings gødningsforsøg med variation i N-mængde, jordtype, klima og forfrugt.

Markmodellen er koblet med modeller for stalde, lagre og besætning, således at feed-back bliver repræsenteret. Det er muligt at simulere svinebesætninger (Berntsen *et al.*, 2003) og kvægbesætninger (Hutchings *et al.*, 2005). Ved andre typer besætninger kan man modellere dyrene eksternt, og blot anvende markmodellen.

Referencer

- Berntsen, J., Grant, R., Olesen, J.E., Kristensen, I.S., Vinther, F.P., Mølgaard, J.P. & Petersen, B.M. (2006) Nitrogen cycling in organic farming systems with rotational grass-clover and arable crops. *Soil Use and Management* 22, 197-208.
- Berntsen J., Hauggard-Nielsen, H., Olesen, J.E., Petersen, B.M., Jensen, E.S. & Thomsen, A. (2004a) Modelling dry matter production and resource use in intercrops of pea and barley. *Field Crops Res.* 88: 69-83.
- Berntsen, J., Olesen, J.E., Petersen, B.M. & Hansen, E.M. (2006) Long-term fate of nitrogen uptake in catch crops. *Eur. J. Agr.* (in press)
- Berntsen, J., Petersen, B.M. & Olesen, J.E. (2006) Simulating trends in crop yield and soil carbon in a long-term experiment – effects of rising CO₂, N deposition and improved cultivation. *Plant and Soil*. DOI 10.1007/s11104-006-9070-y.
- Berntsen, J., Petersen, B.M., Sørensen, P. & Olesen, J.E. (2005b) Simulating residual effects of animal manures using ¹⁵N isotopes. *Plant and Soil* (submitted).
- Berntsen, J., Petersen, B.M., Jacobsen, B.H., Olesen, J.E. & Hutchings, N.J. (2003) Evaluating nitrogen taxation scenarios using the dynamic whole farm simulation model FASSET. *Agricultural Systems* 76: 817-839.
- Berntsen, J., Petersen, B.M., Kristensen, I.S. & Olesen, J.E. (2004b) Nitratudvaskning fra økologiske og konventionelle planteavlbedrifter – simuleringer med FASSET driftsmodellen. DJF rapport – Markbrug 107.
- Berntsen, J., Petersen, B.M., Olesen, J.E., Eriksen, J. & Søgaard, K. (2005c) Simulation of residual effects and nitrate leaching after incorporation of different ley types. *European Journal of Agronomy* 23, 290-304.
- Berntsen, J., Petersen, B.M., Hansen, E.M., Jørgensen, U., Østergård, H.S. & Grant, R. (2005d) Eftervirkning af efterafgrøder. Notat til N-normudvalget.
http://www.lr.dk/planteavl/informationsserier/planteavl/orientering/pl07-550_notat.htm
- Chatskikh, D., Olesen, J.E., Berntsen, J., Rigina, K. & Yamulki, Y. (2005) Simulation of N₂O emission from grasslands with the FASSET model. *Biogeochemistry* 76: 395-419.
- Eriksen, J., Askegaard, M. & Kristensen K. (1999) Nitrate leaching in an organic dairy/crop rotation as affected by organic manure type, livestock density and crop. *Soil Use and Management* 15:176-182.
- Hansen, E.M. & Djurhuus, J. (1997a) Yield and N uptake as affected by soil tillage and catch crops. *Soil & Tillage Research* 42: 241-252.

- Hansen, E.M. & Djurhuus, J. (1997b) Nitrate leaching as influenced by soil tillage and catch crops. *Soil & Tillage Research* 41: 203-219.
- Hansen, E. M., Kristensen, K. & Djurhuus, J. (2000) Yield parameters as affected by introduction or discontinuation of catch crop use. *Agronomy Journal*, 92: 909-914.
- Hutchings, N.J, Olesen, J.E., Petersen, B.M. & Berntsen, J. (2005) Spatial heterogeneity in grazed grassland affects nitrogen cycling and greenhouse gas emissions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* (accepted).
- Jørgensen, U., Berntsen, J. & Petersen, B.M. (2005) Efterafgrøder og miljøet. Opbygges en N-bombe eller sikres både jordkvalitet og lav N-udvaskning. I: Sammenlæg af indlæg Plantekongres 2005, 11-12. januar, Herning Kongrescenter. ISBN 87-984996-6-1. 232-233.
- Knudsen, M.T.; Kristensen, I.S., Berntsen, J., Petersen, B.M. & Kristensen E.S. (2006) The effect of organic farming on N leaching loss. *Journal of Agricultural Science* 144, 135-149.
- Olesen, J.E., Berntsen, J., Hansen, E.M., Petersen, B.M. & Petersen, J. (2002a) Crop nitrogen demand and canopy area expansion in winter wheat during vegetative growth. *Eur. J. Agron.* 16: 279-296.
- Olesen, J.E., Askegaard, M. & Berntsen, J. (2003) Nitrate leaching from arable crop rotations in organic farming. *Proceedings of N-workshop, IGER, UK.*
- Olesen, J.E., Hansen, P.K., Berntsen, J. & Christensen, S. (2004) Mechanisms of above ground competition for weed suppression and tolerance in winter wheat varieties. *Field Crops Res.* 89, 263-280.
- Olesen, J.E., Petersen, B.M., Berntsen, J., Hansen, S., Jamieson, P.D. & Thomsen, A.G. (2002b) Comparison of methods for simulating effects of nitrogen on green area index and dry matter growth in winter wheat. *Field Crops Res.* 74: 131-149.
- Petersen, B.M., Berntsen, J., Hansen, S. & Jensen, L.S. (2005a) CN-SIM – a model for the turnover of soil organic matter. I: Long term carbon development. *Soil Biol. Biochem.* 37: 359-374.
- Petersen, B.M., Jensen, L.S., Berntsen, B., Hansen, S., Pedersen, A., Henriksen, T.M., Sørensen, P. & Trinsoutrot-Gattin, I. (2005b) CN-SIM – a model for the turnover of soil organic matter. II: Short term carbon and nitrogen development. *Soil Biol. Biochem.* 37: 375-393.
- Petersen, B.M., Berntsen, J. & Jørgensen, U. (2005c) Vurdering af et værktøj til VVM-screening, set i relation til hvad der sker med kvælstof tilført jorden med husdyrgødning. VVM-screeningsrapport, 27 pp.
<http://www.agrsci.dk/afdelinger/forskningsafdelinger/jpm/medarbejdere/bpe/andet>

21 Appendiks L

Datakrav til modellerne

Bjørn Molt Petersen

Danmarks JordbrugsForskning, Afdeling for Jordbrugsproduktion og Miljø

Januar 2006

Omfanget af datakrav til de forskellige modeller er ret forskelligt. Generelt skal de dynamiske modeller DAISY og FASSET have detaljerede input, mens de enklere modeller N-LES₃, C-TOOL og SIMDEN kræver input med mindre detaljeringsgrad.

Tabel 1 viser datakrav for modellerne i oversigtsform. Ud over de viste input, vil opstilling af en bedriftsbalance kræve oplysninger, der i stor udstrækning kendes fra gødningsplanlægningen, jf. afsnit 3.

Table 1. Oversigt over datakrav for modellerne. I det foreslåede modelkoncept fremkommer oplysninger om besætningen via opstilling af et næringsstofbudget, jf. afsnit 3.1.1, og efterfølgende beregning af en driftsbalance.

Type	Dynamiske modeller		Det foreslåede modelkoncept	
	DAISY	FASSET	N-LES, ⁶	C-TOOL SIMDEN
Klima	Daglig: min/max temperatur, nedbør, global stråling	Daglig: min/max temperatur, nedbør, global stråling	Afstrømning (EVACROP eller normerede data)	Månedsværdier for temperatur
Jord	For hele jordprofilen ¹ Tekstur: ler, sand, silt, C og N Vægtfylde Hydraulik: pF-kurve og ledningsevne ³ Dræning, grundvandsstand Dyrkningsmæssig forhistorie	For hele jordprofilen ¹ Tekstur: ler, sand, silt, C og N Vægtfylde Hydraulik: pF-kurve og ledningsevne ³ Dyrkningsmæssig forhistorie	Lerindhold, humusindhold	Typejorde for driftsform, JB-nr og geografi ²
Markoperationer ⁴	Jordbearbejdning: type/dato/dybde Såning: Dato/mængde Handelsgødning, dato og N Slæt: dato+højde Vanding: dato+mængde Høst: dato, om halm efterlades	Jordbearbejdning: type/dato/dybde Såning: Dato/mængde Handelsgødning, dato og N Slæt: dato+højde Vanding: dato+mængde Høst: dato, om halm efterlades	Afgrøder, N-niveau for sædskifte, N udbragt (forår + sommer), N fjernet, N fiksere	N i handelsgødning, N fiksere
Besætning	-	-	-	-
Husdyrgødning ⁵ (samt evt. modtaget organisk affald)	Dato, mængde, sammensætning og metode for udbragt husdyrgødning	Dato, mængde, sammensætning og metode for udbragt husdyrgødning Lagertype	N afsat under afgræsning, N i husdyrgødning udbragt om efteråret	Tilførsel og type af husdyrgødning N i husdyrgødning, udbringnings-metode

¹De dynamiske modeller har begge typejorde, der kan anvendes hvor der ikke findes yderligere oplysninger.

²Typejorden er udregnet ud fra oplysninger i KVADRANTTET. Der kan også anvendes lerindhold samt C og N, hvis det kendes.

³De hydrauliske parametre kan estimeres med pedotransferfunktioner.

⁴De dynamiske modeller har biblioteker med standard markoperationer, som man kan tage udgangspunkt i.

⁵Det vil være nødvendigt at kende staldtype, lagertype, N ab dyr og udbringningsmetode for at kunne beregne ammoniaktab fra stald, lager og mark i det foreslåede modelkoncept.

⁶N-LES; forudsætter kendskab til afstrømningen. Denne beregnes typisk ved vandbalancemodellen EVACROP, men til brug i det foreslåede koncept skal der udarbejdes normerede afstrømningsdata for geografiske områder.

22 Appendiks M

Virkemidler til begrænsning af nitratudvaskning fra rodzonen

Leif Knudsen

Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret

Januar 2006

Der er to overordnede muligheder for at stille krav om en maksimal kvælstofudvaskning fra en ejendom:

- Alene et krav om en maksimal kvælstofudvaskning. Kravet skal være fulgt af metode til beregning af kvælstofudvaskning fra bedriften, der præcist angiver, hvilke metode og hvilke data, som landmanden skal anvende for at dokumentere, at kravet til udvaskning overholdes. Landmanden kan så løbende selv vælge de *virkemidler* på bedriften, som gør ham i stand til at overholde kravet.
- Krav om anvendelse af bestemte virkemidler, der sikrer kommunen, at kravet til udvaskning overholdes. Det kan f.eks. være krav til sædskifte, efterafgrøder, maksimal anvendelse af husdyrgødning etc.

Uanset hvilken metode, der vælges, skal de virkemidler, der anvendes, kunne kvantificeres. På en given ejendom med en animalsk produktion er der en række dyrkningstiltag, der kan reducere kvælstofudvaskningen fra det niveau, som er gældende under de generelle (nationale) regler. Det må formodes, at de dyrkningsparametre, der har størst indflydelse på udvaskningen, indgår i de modeller, der anvendes til at estimere udvaskningen og derved kvantificeres. Der er imidlertid en række andre dyrkningsparametre, som har indflydelse på udvaskningen, men hvor effekten ikke indgår i enkle empiriske modeller, og hvor en eventuel beregning i dynamiske modeller ikke er valideret. Nogle virkemidler vil have en direkte påvirkning af kvælstofoverskuddet mens andre vil betyde en opbygning af jordpuljen og deri gennem reducere udvaskningen. I Jørgensen (2004) er der givet en gennemgang af en lang række virkemidlers indflydelse på udvaskning og balance, og hvor effekten af de enkelte elementer er søgt kvantificeret. Følgende skematiske gennemgang bygger på dette arbejde.

Tiltag	Beskrivelse og virkemåde	Effekt på udvaskning	Effekt på balance	Kontrolform
Reduktion i tilførte mængder				
Reduktion af kvælstofmængde i handelsgødning	Reduktion i anvendelse af supplerende kvælstof i handelsgødning giver mulighed for samme antal husdyr pr. arealenhed.	Indgår i alle udvaskningsmodeller.	Kan beregnes ud fra kendskabet til marginaloptagelse	På virksamhedsniveau direkte i gødningsregnskaber
Reduktion af kvælstofmængde i husdyrgødning	Reduktion i udbragt husdyrgødningsmængde. Kan kombineres med ovenstående. I sig selv en lille effekt	Indgår i udvaskningsmodeller	Kan beregnes enkelt ud fra udnyttelsesprocenter	På virksamhedsniveau direkte i gødningsregnskaber
Øget optagelse af kvælstof efterår				
Efterafgrøder	Krav til anvendelse af efterafgrøder udover de generelle regler. Optager kvælstof, der ellers kunne udvaskes. Der skal tages stilling til, om eftervirkning skal indregnes.	Beregnes af de fleste modeller	Har kun beskeden indflydelse på balancen, hvis kvælstoffildeling ikke reduceres. Har alligevel stor indflydelse på udvaskning.	Kan kontrolleres ved fysisk kontrol. Kan kontrolleres i gødningsregnskabet (miljøoplysningerne).
Sædskifte	Skift til afgrøder med stor optagelse af kvælstof om efteråret: f.eks. frøgræs, sukkerroer, græs, vinterraps	Beregnes i de fleste modeller	Har kun beskeden indflydelse på balancen, og kan i nogle tilfælde virke modsat.	Kan kontrolleres i gødningsregnskab (miljøoplysninger)
Tidligere såning af vintersæd	Hvis der sås én uge tidligere reduceres udvaskningen 5-7 kg N ha ⁻¹	Indgår ikke i modeller	Har kun lidt indflydelse på N-balancen i form af et højere udbytte (navnlig i halm)	Kan delvis kontrolleres fysisk. Ellers i dyrkningsjournaler
Reduktion i kvælstofmineralisering om efteråret				
Reduceret jordbehandling	Mineralisering om efteråret påvirkes af jordbehandling. Ved reduceret jordbehandling, som det praktiseres i dag med dybe harvninger, er indflydelsen på mineralisering dog usikker	Indgår ikke i modeller	Har kun begrænset indflydelse på N-balancen. Vil have størst indflydelse på jordpuljen	Kan kontrolleres fysisk.
Pløjning forår frem for efterår	Som ovenstående. Der er dokumenteret relativ stor indflydelse på udvaskning.	Indgår ikke i modeller	Vil alt andet lige medføre et større kvælstofudbytte, men effekten kan overskygges af andre forhold.	Kan relativt let kontrolleres fysisk.
Håndtering af græsmarker				
Målfrettet afgræsningsstyring	Ved afgræsning kan afsættes store kvælstofmængder ha ⁻¹ . Ved at tilrettelægge afgræsningen, så afgræsningstrykket er minimalt efter 1. september kan udvaskningen reduceres	Indgår ikke i modeller	Vil være vanskeligt at finde i kvælstofbalancen, idet mange faktorer påvirkes.	Kan kontrolleres fysisk. Er der køer på marken efter 1. september.
Tidspunkt for omlægning af græsmarker og efterafgrøde i følgende år.	Omplojning af græsmarker 1. september – 1. februar kan give en stor udvaskning. Dertil kommer en stor udvaskning efter alle omlagte marker, hvis der ikke er en effektiv kvælstofopsamler følgende efterår	Indgår delvist i modeller	Kan ikke nødvendigvis findes i balancen, idet det mest er jordpuljen, der påvirkes.	Kan kontrolleres fysisk eller i markplaner.
Bedre kvælstofudnyttelse				
Placering af handelsgødning	Medfører 3-5 pct. højere udbytte i forårssåede afgrøder	Indgår kun i modeller i form af højere udbytte	Virker direkte i kvælstofbalancen. Men effekten på udvaskning kan være mindre	Kan kun kontrolleres ved oplysninger og sandsynliggørelse hos landmanden.
Positionsbestemt plantedyrkning	Kvælstof omfordes indenfor marken med f.eks. sensorteknik. Det giver mindre pletvis overgødning	Indgår kun i modeller i form af evt. højere udbytte	Virker direkte i balancen. Men effekten på udvaskningen kan være relativt stor	Kan kontrolleres ved landmandens oplysninger i form af tildelingskort mv.
Optimering af andre dyrkningsfaktorer (plantebeskyttelse mv.)	Ved at optimere alle andre dyrkningsfaktorer end kvælstof forbedres kvælstofudnyttelsen	Indgår kun i modeller i form af evt. højere udbytte	Virker direkte i balancen. Men effekten på udvaskningen kan være større/mindre	Kan kun kontrolleres i form af udbyttet.

Tiltag	Beskrivelse og virkemåde	Effekt på udvaskning	Effekt på balance	Kontrolform
Behandling, separering af husdyrgødning				
Fraseparering og bortskaffelse af tørstof-fraktion (f.eks. decanterc.)	Det antages, at merudvaskningen i forhold til handelsgødning er koblet til den organiske kvælstofmængde. Denne kan frasepareres i decantercentrifuge og efterfølgende afbrændes.	Indgår i de fleste modeller i form af husdyrgødningens sammensætning	Vil påvirke kvælstofbalancen direkte, da udnyttelsesprocenten i marken er højere i den vandige fraktion	Kan formodentlig kontrolleres direkte i gødningsregnskab. Evt. i suppleret med analyser af husdyrgødning.
Andre tiltag				
Udtagning af landbrugsjord	Udtagning af landbrugsjord reducerer udvaskningen. Kan evt. bruges som alternativ til restriktioner, der reducerer produktiviteten på andre arealer	Indgår i de fleste modeller	Vil påvirke kvælstofbalancen for hele ejendommen. Men ikke nødvendigvis så meget som udvaskningen	Kan kontrolleres i gødningsregnskaber (miljøoplysninger).
Etablering af våde enge	Den enkelte jordbruger har i visse tilfælde mulighed for at etablere våde enge, hvor drænvandet ledes over eng, og nitratindholdet reduceres. Dette kan opheve effekten af f.eks. en øget tilførsel af husdyrgødning til andre arealer	Skal beregnes helt særskilt	Påvirker ikke kvælstofbalance og udvaskning fra rodzonen	Kan kontrolleres rent fysisk, hvordan drænvandet løber.

Reference

Jørgensen, U. (2004) Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstof-tab. Faglig udredning i forbindelse med forberedelsen af Vandmiljøplan III. Danmarks JordbrugsForskning, DJF rapport – Markbrug 103, 231pp.

Resumé

I forbindelse med kommunalreformen ønskes en ensartet forvaltning af reglerne for Vurdering af Virkninger på Miljøet (VVM) ved ansøgninger om udvidelse af husdyrbrug, herunder beregning af nitratudvaskningen. Rapporten foreslår et beregningskoncept, der bygger på den ansøgende bedrifts samlede kvælstofbalance (overskud) efterfulgt af en sammenligning med den beregnede sum af de fire tabsposter: ammoniakemission, denitrifikation, ændring af jordens kvælstofpulje og udvaskningen af nitrat. Rapporten diskuterer konceptet og peger på områder, hvor der skal ske en udvikling og afprøvning af konceptet.

På baggrund af rapportens anbefalinger har Skov- og Naturstyrelsen indgået aftale med Danmarks JordbrugsForskning, Afdeling for Jordbrugsproduktion og Miljø, om udvikling af det foreslåede koncept, herunder beregning af nitratudvaskningen ved den fremtidige VVM-sagsbehandling. Det er hensigten, at en operationel version af internetværktøjet FarmNTool foreligger med udgangen af 2006.

Markbrug



Havebrug



Husdyrbrug



Grøn Viden udkommer i en have-, mark- og husdyrbrugsserie.

Læs mere om publikationerne på vores hjemmeside www.agrsci.dk