

## SimDen

- en simpel model til kvantificering af  
 $\text{N}_2\text{O}$ -emission og denitrifikation

Finn P. Vinther og Søren Hansen



# SimDen

- en simpel model til kvantificering af  
 $N_2O$ -emission og denitrifikation

**Finn P. Vinther**

Afd. for JordbrugsProduktion og Miljø, Danmarks JordbrugsForskning,  
Forskningscenter Foulum, P.O. Box 50, 8830 Tjele

**Søren Hansen**

Institut for Jordbrugsvidenskab, Laboratoriet for Agrohydrologi og Bioklimatologi,  
Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole, Højbakkegård Alle 9, 2630 Taastrup

DJF rapporter indeholder hovedsageligt 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 55 kr.  
op til 75 sider 85 kr.  
over 75 sider 110 kr.

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](http://www.agrsci.dk)

Tryk: [www.digisource.dk](http://www.digisource.dk)

ISSN 1397-9884



## Forord

Denitrifikationen er kvælstofbalancernes store "problembarn". På trods af mange års ihærdige forsøg er det endnu ikke muligt at give et entydigt svar på spørgsmålet: Hvor stor er denitrifikationen? Årsagerne hertil er flere, men først og fremmest skyldes det at denitrifikationen er en utrolig variabel størrelse, som afhænger af en lang række ydre faktorer, der er vanskelige at forudsige. Hertil kommer at det er meget ressourcekrævende og forbundet med forholdsvis stor usikkerhed at måle denitrifikationen.

Der er imidlertid et stort behov, ikke mindst fra myndighedernes side, for en forholdsvis enkel metode til bedømmelse af denitrifikationens omfang. Vi har nu udviklet et simpelt modelværktøj til beregning af denitrifikationen på grundlag alene af mængden af tilført kvælstof samt jordtype. Denne statiske model, der er baseret på gennemsnitsresultater fra videnskabelige undersøgelser, suppleret med en portion sund fornuft, beregner forventede gennemsnitsniveauer for denitrifikationen over en årrække. Ønskes mere detaljerede skøn vedrørende f.eks. denitrifikationens årstidsvariation under bestemte klimaforhold, må dynamiske modeller som f.eks. jord-plante-atmosfære modellen Daisy tages i anvendelse.

Foulum/KVL, Maj 2004

Finn P. Vinther og Søren Hansen



# Indholdsfortegnelse

<b>Sammendrag .....</b>	<b>7</b>
<b>Summary .....</b>	<b>7</b>
<b>1. Indledning .....</b>	<b>9</b>
1.1 N <sub>2</sub> O-emission og denitrifikation.....	9
1.2 Denitrifikation i dansk landbrugsjord.....	10
1.2.1 Denitrifikation i pløjelaget og rodzonen.....	11
1.2.2 Denitrifikation i dybere jordlag .....	14
1.2.3 Sammenfattende om denitrifikation.....	17
<b>2. Princippet for beregning af denitrifikation i SimDen .....</b>	<b>18</b>
<b>3. Relationer mellem jordtyper, hydrauliske forhold og denitrifikation .....</b>	<b>19</b>
3.1 Jordtyper .....	19
3.2 Jordens vandindhold og denitrifikation .....	19
3.3 Jordtyper og hydraulisk ledningsevne .....	20
3.4 Jordens tekstur og vandholdende evne .....	21
3.5 Jordtyper og denitrifikation .....	21
<b>4. N<sub>2</sub>O-emission.....</b>	<b>23</b>
4.1 Baggrundsemissionen.....	23
4.2 Gødningsemission .....	23
<b>5. Forholdet mellem emission af N<sub>2</sub> og N<sub>2</sub>O .....</b>	<b>25</b>
5.1 Måling og beregning af N <sub>2</sub> /N <sub>2</sub> O-forholdet .....	25
5.2 Faktorer af betydning for N <sub>2</sub> /N <sub>2</sub> O-forholdet .....	25
5.3 N <sub>2</sub> /N <sub>2</sub> O-forholdet i relation til jordtyper .....	28
<b>6. SimDen - Modelbeskrivelse .....</b>	<b>29</b>
6.1 Parametre .....	29
6.2 Beregningseksempel.....	30
6.2.1 Baggrundsdenitrifikation .....	30
6.2.2 Gødningsdenitrifikation.....	31
6.2.3 Samlet denitrifikation og N <sub>2</sub> O-emission.....	32
<b>7. Sammenligning med målte værdier og Daisy .....</b>	<b>33</b>
7.1 SimDen og målte værdier .....	33
7.3 SimDen og Daisy.....	35
<b>8. Erkendtlighed .....</b>	<b>38</b>
<b>9. Litteratur.....</b>	<b>39</b>
<b>Appendiks 1 .....</b>	<b>44</b>
<b>Appendiks 2 .....</b>	<b>46</b>
<b>Appendiks 3. ....</b>	<b>47</b>



## Sammendrag

Denitrifikationen, som er særdeles vigtig både i landbrugs- og miljømæssig henseende, er en af de vanskeligste processer i kvælstof kredsløbet at kvantificere, idet den er kendetegnet ved en stor rumlig og tidslig variation. Der er brug for mange ressourcekrævende målinger for med rimelig sikkerhed at kvantificere denitrifikationen på markniveau. Eksperimentel bestemmelse af denitrifikationen er derfor oftest udelukket, og man må ty til matematiske modeller, hvis man ønsker at estimere hvad denitrifikationen har været, eller ønsker at vide hvad denitrifikationen måtte blive ved en given ændring i landbrugspraksis. Også modeller kan dog være vanskelige at håndtere, idet de fleste modeller kræver adgang til flere baggrundsoplysninger end det oftest er muligt at fremskaffe.

Til beregning af niveauet for denitrifikationen i forskellige jordtyper, gødningsscenarier og til dels dyrkningspraksis præsenteres her en simpel empirisk model *SimDen*, hvor kun oplysninger om jordtype og gødningsmængde og -type er nødvendige. *SimDen* tager 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 lattergas-emissionen og forholdet mellem frit kvælstof og lattergas:  $(N_2O\text{-emission}) \times (N_2/N_2O)$ . Lattergas-emission beregnes på grundlag af kvælstof input og emissionsfaktorer, og  $N_2/N_2O$ -forhold fastsættes på grundlag af litteraturværdier, mens afhængigheden af jordtype og gødningsanvendelse beskrives som funktioner af jordens vandindhold og tilgængeligheden af organisk stof.

*SimDen* er verificeret med målinger fra en række danske undersøgelser, og modellen sammenholdes med den dynamiske jord-plante-atmosfære model Daisy. Disse sammenligninger tyder på, at *SimDen* beregner en denitrifikation, der er i god overensstemmelse med virkeligheden.

*SimDen* kan downloades fra [www.agrsci.dk/simden](http://www.agrsci.dk/simden)

## Summary

The denitrification is an important process both from an agricultural and an environmental point of view. However, the process is, due to its high spatial and temporal variability, very difficult and resource demanding to quantify, and the only possibility is often to use simulation models. However, simulation models often need more input information than what is available. Therefore, a simple empirical model - *SimDen* - for quantifying the denitrification is presented, where only information about soil type and fertilisation are needed as input variables.



Basically, the denitrification in *SimDen* is calculated as  $(\text{N}_2\text{O-emission}) \times (\text{N}_2/\text{N}_2\text{O-ratio})$ . The  $\text{N}_2\text{O}$ -emission is derived from input of N and emission factors, as used in the IPCC-methodology. *SimDen* use emission factors of 0.8% of applied N for inorganic fertiliser and 2.5% for animal manure/slurry and  $\text{N}_2$  fixation. Only  $\text{N}_2$  fixation below harvest or grazing height, i.e., fixation in stubble and roots, is considered as N-input.  $\text{N}_2/\text{N}_2\text{O}$ -ratios are based on literature values. Soil moisture and content of organic matter affect both the  $\text{N}_2\text{O}$ -emission and the  $\text{N}_2/\text{N}_2\text{O}$ -ratio. This made it possible to relate the denitrification to the Danish soil types, which differs in hydraulic properties and soil texture.

*SimDen* is verified against a number of field measurements from Danish soils and is compared to the soil-plant-atmosphere model Daisy.

*SimDen* can be downloaded from: [www.agrsci.dk/simden](http://www.agrsci.dk/simden)

## 1. Indledning

Denitrifikationen omfatter de mikrobiologiske processer, hvorved jordens kvælstof omdannes til luftformige forbindelser; først og fremmest lattergas ( $\text{N}_2\text{O}$ ) og frit kvælstof ( $\text{N}_2$ ). Denitrifikationen medfører et tab af plantenæringsstof, der i miljømæssig henseende kan det være en fordel, idet udvaskningen af kvælstof herved reduceres. Omvendt kan denitrifikationen også medføre miljømæssige ulemper, idet  $\text{N}_2\text{O}$  er en drivhusgas som er 310 gange kraftigere end kuldioxid.

Denitrifikationen, som altså er vigtig både i landbrugs- og miljømæssig henseende, er imidlertid en af de vanskeligste processer i kvælstofkredsløbet at kvantificere, idet den er kendetegnet af en stor rumlig og tidlig variation. Det betyder, at der skal mange ressourcekrævende målinger til for med rimelig sikkerhed at kvantificere dette kvælstoftab.

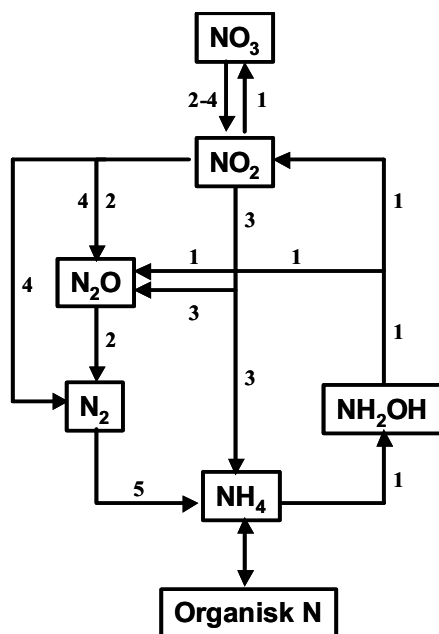
Målinger er derfor oftest udelukket, og man må ty til matematiske modeller, hvis man ønsker at estimere, hvad denitrifikationen har været eller hvad denitrifikationen måtte blive ved en given ændring i landbrugspraksis. Ofte er modeller dog vanskelige at håndtere, idet de fleste modeller kræver flere baggrundsoplysninger end det oftest er muligt at fremskaffe.

Til beregning af niveauet for denitrifikation og  $\text{N}_2\text{O}$ -emission fra forskellige jordtyper, gødningsanvendelser og til dels dyrkningspraksis præsenteres her en simpel empirisk model – *SimDen* - hvortil kun oplysninger om jordtype og gødningsmængde og –type er nødvendige.

Indledningsvis gives en kort gennemgang af processerne, der fører til denitrifikation, samt en status over vor viden om mængden af kvælstof, der denitrificeres i dansk landbrugsjord, inkl. muligheder for denitrifikation af det kvælstof, der vaskes ud af rodzonen.

### 1.1 $\text{N}_2\text{O}$ -emission og denitrifikation

Frit kvælstof ( $\text{N}_2$ ) udgør slutproduktet i denitrifikationsprocessen, hvorimod  $\text{N}_2\text{O}$  dannes som mellem- eller biprodukt i denitrifikations- og nitrifikationsprocessen (Fig. 1). Nitrifikationen er en mikrobiologisk proces, hvor ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) via hydroxylamin ( $\text{NH}_2\text{OH}$ ) og nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) oxideres til nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ). Dannelsen af  $\text{N}_2\text{O}$  sker hovedsaglig i det første trin af nitrifikationsprocessen. Denitrifikationen er ligeledes en mikrobiologisk proces, men hvor  $\text{NO}_3^-$  reduceres til  $\text{N}_2\text{O}$  og/eller  $\text{N}_2$ . Denitrificerende bakterier er heterotrofe organismer, som udover  $\text{NO}_3^-$  kræver tilstedeværelse af en organisk kulstofkilde samt iltfrie (anaerobe) forhold for at processen kan forløbe. Ved den såkaldte dissimilatoriske  $\text{NO}_3^-$ -reduktion, som også foregår i jorden, reduceres  $\text{NO}_3^-$  til  $\text{NH}_4^+$  med  $\text{N}_2\text{O}$  som biprodukt. De bakterier, der er ansvarlige for denne proces, menes dog ikke at reducere  $\text{N}_2\text{O}$  til  $\text{N}_2$ . Endelig kan en kemisk denitrifikation finde sted under forhold, hvor der er sket en akkumulering af  $\text{NO}_2$ , som kan reagere med aromatiske organiske forbindelser i jorden under dannelse af både  $\text{N}_2\text{O}$  og  $\text{N}_2$ .



**Figur 1. Processer i jord som har indflydelse på dannelse af frit kvælstof ( $N_2$ ) og lattergas ( $N_2O$ ). 1 = nitrifikation, 2 = denitrifikation, 3 = dissimilatorisk nitratreduktion, 4 = kemisk denitrifikation og 5 = N-fiksering.** Soil processes influencing the formation of  $N_2$  and  $N_2O$ . 1 = nitrification, 2 = denitrification, 3 = dissimilatory nitrate reduction, 4 = chemical denitrification and 5 = N-fixation.

Alle disse processer er under indflydelse af en række forhold i jorden, så som tilgængelighed af ilt og organisk stof, jordens pH og vandindhold. Da jorden samtidig er en mosaik af aerobe og anaerobe "mikro-sites", hvor der kan opstå vidt forskellige forhold indenfor selv samme jordaggregat, vil flere af de nævnte processer kunne forløbe samtidig. Det er derfor sandsynligt, at flere processer bidrager samtidigt til dannelsen af såvel  $N_2O$  som  $N_2$ . Der er dog to faktorer, der anses for at have størst betydning for dannelsen af  $N_2O$  og  $N_2$ , nemlig jordens vandindhold og indholdet af organisk materiale, der henholdsvis bestemmer iltforholdene i jorden og fungerer som energikilde for de mikrobielle processer. En mere detaljeret gennemgang af processerne, der fører til dannelse af  $N_2O$  og denitrifikation kan findes i Sahrawat & Keeney (1986) og Payne (1981).

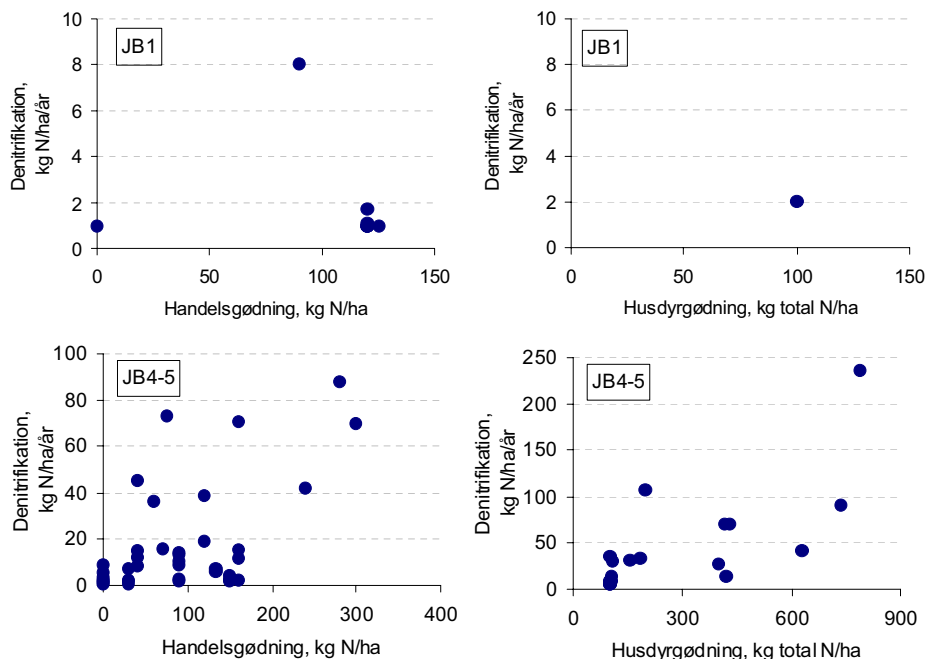
## 1.2 Denitrifikation i dansk landbrugsjord

Der er i løbet af de seneste par årtier gennemført en del undersøgelser med det formål at bestemme denitrifikationens størrelse under forskellige dyrkningsforhold og jordtyper i Danmark (Andersen *et al.*, 1983; Vinther, 1984; Christensen, 1985; Kemner, 1985; Maag, 1989; Lind *et al.*, 1990; Vinther, 1992; Maag, 1995; Maag *et al.*, 1996). Med baggrund i primært

disse undersøgelser gives her et sammendrag af vores viden om denitrifikationen i såvel rod-zonen som i de dybere jordlag.

### 1.2.1 Denitrifikation i pløjelaget og rodzonen

En oversigt over de ovenfor refererede undersøgelser er vist i Appendiks, og resultater herfra, sorteret efter jordtyper, gødningstyper og -mængder, er vist i Fig. 2.



**Figur. 2. Relationer mellem denitrifikation (se Appendiks) og henholdsvis handelsgødning og husdyrgødning i sandjord (JB1) og lerjord (JB4-5). Bemærk forskelle i skala.**

The relationship between denitrification and, respectively, mineral fertilizer and animal manure in a sandy (JB1) and clayey (JB4-5) soil. Please note the differences in scale.

Resultaterne af de foreliggende undersøgelser viser, at der er en stor variation i de årlige denitrifikationsrater, varierende fra < 1 til 237 kg N/ha. Generelt fremgår det dog at denitrifikationen er lavere på sandjorde (gennemsnit 1,5 kg N/ha/år) end på lerjorde (gennemsnit 11 kg N/ha/år), og at denitrifikationen er stigende med stigende tilførsel af kvælstof.

I de lerede jordtyper (JB4-5) varierede størrelsen af denitrifikationen fra mindre end 1 til 88 kg N/ha/år i de handelsgødede og mellem ca. 1 og 237 kg N/ha/år i de husdyrgødede jorde. De meget høje værdier er målt i parceller, hvor der i en 4-årig periode er tilført 100 tons gylle eller ca. 420 kg total-N/ha/år. Det er her antaget, at der i løbet af de fire år er sket en betydelig opbygning i puljen af organisk kvælstof, således at puljen i det 4. år var øget med ca. 750 kg

N/ha (Fig. 2). Gødskning med 100 tons gylle/ha må i dag anses for at være urealistisk, og udelades disse værdier, kan der på grundlag af de øvrige måleresultater beregnes et gennemsnitligt denitrifikationstab på 8 og 16 kg N/ha/år for henholdsvis de handelsgødgede og de husdyrgødgede lerjorde.

Man skal imidlertid være opmærksom på en række forhold i de refererede undersøgelser, der sandsynligvis medvirker til en underestimering af den årlige denitrifikation. Disse relaterer sig primært til måletekniske forhold og til denitrifikationens meget store tidslige og rumlige variation. Nedenfor er en række af disse forhold gennemgået:

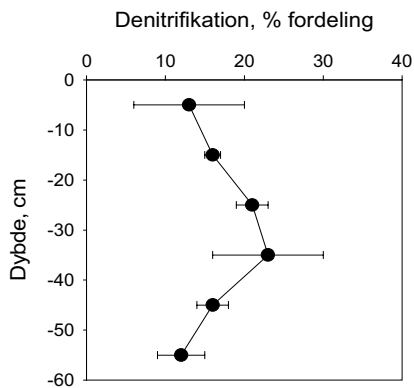
*Måleintensitet:* Punktmålingerne i de refererede undersøgelser er foretaget med forholdsvis store tidsmæssige intervaller, hvorved denitrifikationens afhængighed af selv kortvarige nedbørshændelser oftest er underrepræsenteret i det samlede resultat. For at understrege betydningen af disse nedbørshændelser kan det nævnes, at Vinther (1992) på en regnvejrsdag målte en denitrifikation svarende til 250 g N/ha/dag. Havde målingen fundet sted en dag tidligere, var resultatet blevet 100-500 gange lavere. Endvidere er målinger i marken i hovedparten af de refererede undersøgelser påbegyndt forholdsvis sent i foråret, og det velkendte ”flush” i forbindelse med frost/tø hændelser er dermed ikke registreret. Kun i to undersøgelser (Christensen, 1985; Maag, 1989) er frost/tø hændelser inkluderet, hvilket kunne være en medvirkende årsag til, at denitrifikationstabene netop i disse undersøgelser var væsentligt højere end i de øvrige. Endvidere er målingerne i næsten alle undersøgelser blevet afsluttet om efteråret, hvorved eventuelle bidrag fra frostfrie perioder af vinteren ikke er inkluderet. Målinger i januar og februar i årene 1989-1991 viste, at denitrifikationsaktiviteten i denne periode var højere end gennemsnitsaktiviteten for hele året (Vinther, 1992).

*Målested:* Alle målinger er foretaget på forsøgsstationernes plane og veldrænede marker, hvorimod ingen målinger er foretaget på ”rigtige” marker med lavninger, hvor forholdene, bl.a. som følge af en højere jordfugtighed, sandsynligvis er mere optimale for denitrifikationsprocessen.

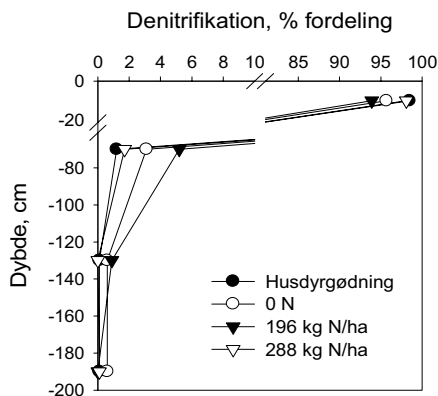
*Måledybde:* Samtlige refererede undersøgelser er baseret på målinger i de øverste cm af jorden. Kemner (1985) og Maag *et al.* (1996) har således målt i 0-5 cm's dybde, hvorimod der i de øvrige refererede undersøgelser er målt i indtil 10 eller 20 cm's dybde. I tørre perioder af året, og specielt i forårsperioden, vil man få en hurtigere udtørring af de øverste cm af jorden, og som følge heraf en sandsynlig underestimering af den samlede denitrifikation i hele jordprofilen.

*Beregning af denitrifikation:* Ved opgørelse af kvælstofbalancer foretages beregningen i reglen for den øverste meter af rodzonen, idet N-udvaskning bliver målt som N, der nedvaskes til dybder under 100 cm. Denitrifikationen beregnes derimod oftest på grundlag af målinger i pløjelaget (0-20 cm), hvorved et eventuelt bidrag fra 20-100 cm ikke bliver medregnet i balancen.

I et 10-årigt lysimeterforsøg med jord fra henholdsvis Lundgård (JB1) og Rønhave (JB6) fandt Larsen & Kjellerup (1989) på grundlag af N-balancer en betydelig denitrifikation varierende mellem 13 og 178 kg N/ha/år, med de højeste værdier fra forsøgsled med kvæggylle. Disse høje værdier kunne måske hænge sammen med, at N-balancerne i dette forsøg er beregnet for hele rodzonen. Kvælstoftabet var således et udtryk for den samlede denitrifikation i hele rodzonen, og ikke kun, som i de refererede undersøgelser, for pløjelaget. I overensstemmelse hermed fandt Paul & Zebarth (1997), at der i 0-15 cm dybde som gennemsnit kun blev registreret 33% af det samlede denitrifikationstab fra jorden i 0-45 cm dybde.



**Figur 3. Fordeling af denitrifikationsaktivitet i de øverste 50 cm af en jord. Efter Benckiser et al. (1985).** Distribution of denitrification activity in the top 50 cm soil layer.



**Figur 4. Fordeling af denitrifikationsaktivitet i de øverste 200 cm af en jord. Efter Richards & Webster (1999).** Distribution of denitrification activity in the top 200 cm soil layer.

Målinger i hele rodzonen (indtil ca. 1 m) har i flere undersøgelser (Parkin & Tiedje, 1984; Colbourn *et al.*, 1984; Benckiser *et al.*, 1985; Paul & Zebarth, 1997) vist, at denitrifikationsaktiviteten fordeler sig som vist i Fig. 3, hvor den gennemsnitlige denitrifikation er højest i bunden af pløjelaget. Forklaringen er her, at vandindholdet som gennemsnit var højere i denne dybde. Fordelingen i Fig. 3 er dog påvirket af jordtype og nedbørsforhold omkring tidspunkter for prøveudtagning. Luo *et al.* (1998) fandt, at denitrifikationsaktiviteten blev reduceret med en faktor 10 fra 5 til 30 cm dybde. Richards & Webster (1999) målte denitrifikationsaktivitet indtil ca. 2 m dybde og fandt en fordeling som vist i Fig. 4, hvor ca. 95% af aktiviteten foregik i pløjelaget, 2-6% i bunden af rodzonen (70 cm) og <1% i dybere jordlag.

Med dette som baggrund; altså en sandsynlig underestimering af den målte denitrifikation som følge af de ovenfor nævnte forhold, er niveauet for denitrifikation fra hele rodzonen blevet vurderet til at være som vist i Tabel 1 (Vinther, 2002).

**Tabel 1. Niveauer for denitrifikation (kg N/ha/år) i rodzonen som funktion af jord- og gødningstype (Vinther, 2002).** Levels of denitrification (kg N/ha/year) in the root zone as a function of soil and fertilizer type.

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

### **1.2.2 Denitrifikation i dybere jordlag**

#### **1.2.2.1 Lerjorde**

I forbindelse med NPo-programmet blev der udført en række kemiske og mikrobiologiske undersøgelser for at klarlægge, om der er en mulighed for denitrifikation i umættede og oxiderede dele af lerjordsprofiler (Zeuthen *et al.*, 1990). Der blev generelt fundet en stor variation ned gennem profilerne, og denitrifikationsaktiviteten i jordlag under rodzonen var i de fleste tilfælde væsentlig lavere end i overfladejorden. Undersøgelser af potentialet for denitrifikation efter tilsætning af omsætteligt organisk stof viste, at denne faktor i de fleste tilfælde var begrænsende. Tager man imidlertid det store jordvolumen ned gennem den umættede zone i betragtning, kunne selv de lave denitrifikationsaktiviteter, som blev målt i den uforstyrrede jord, føre til en ikke ubetydelig nitratreduktion. Det blev således konkluderet, at der i de undersøgte profiler blev denitrificeret mellem 5 og 10 kg NO<sub>3</sub>-N/ha/år pr. meter jord under pløjelaget.

Ved overgangen til vandmættede og iltfrie jordlag (oxidationsgrænsen) aftager indholdet af nitrat markant (Ernstsen, 1991). Procesforløbet ved denne nitratreduktion kendes ikke i detaljer, men skyldes antagelig et samspil af mikrobiologiske processer og kemiske reaktioner, hvor oxidationen af Fe<sup>2+</sup> spiller en rolle.

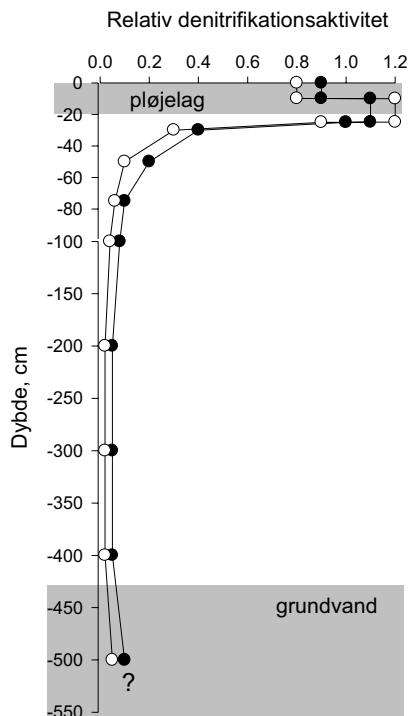
#### **1.2.2.2 Sandjorde**

I en treårig undersøgelse på to sandjordslokaliteter syd for Herning blev der konstateret ned-sivning af organisk stof (Jacobsen & Vinther, 1990). Målinger af såvel uorganisk N som total N viste, at organisk bundet kvælstof udgjorde mellem 17 og 20% af den totale N-udvaskning. Til trods herfor var denitrifikationskapaciteten i den umættede zone meget lav, og først i jordlagene omkring grundvandsspejlet fandtes en betydelig denitrifikation, hvor nitratindholdet i jordvandet faldt fra 40-50 mg pr. liter til næsten 0, samtidig med at indholdet af organisk stof ligeledes faldt betydeligt. Den øgede denitrifikation i jordlagene omkring grundvandsspejlet skyldes sandsynligvis vandmættede og iltfrie forhold i disse jordlag.

I en anden undersøgelse fra en sandjordslokalitet vest for Karup blev der ligeledes fundet en meget lav denitrifikationskapacitet i den umættede zone. På dette areal var der også lav denitrifikation i den øverste, iltholdige del af grundvandszonen (Jacobsen *et al.*, 1990). Forekomst af pyrit i den dybere del af grundvandszonen bevirkede imidlertid en særdeles effektiv reduktion af nitrat, således at grundvandstilstrømningen til den nærliggende bæk, trods stor kvælstofned-sivning fra landbrugsjorden, indeholdt meget lidt nitrat. Til gengæld var bæk-kens

vand forsuret som følge af den kemisk/mikrobiologiske proces, hvor nitrat reagerer med pyrit under dannelse af svovlsyre.

Generelt kan man på grundlag af foreliggende undersøgelser konkludere, at denitrifikationsaktiviteten aftager markant med dybden i takt med at indholdet af opløst organisk stof falder. I Fig. 5 er skitseret hvorledes denitrifikationsaktiviteten efter bedste skøn aftager med dybden i den umættede zone, og igen stiger til et højere og ikke ubetydeligt niveau i jordlagene omkring grundvandsspejlet.



**Figur 5. Principskitse for hvorledes denitrifikations-aktiviteten aftager med dybden i en lerjord (●) og en sandjord (○).** Illustration of how denitrification activity decreases with depth in a clayey (●) and sandy (○) soil.

Som følge af de store variationer og forskelle mellem lokaliteter er det særdeles vanskeligt at kvantificere denitrifikationen i dybere jordlag, men med et realistisk regneeksempel kan størrelsesordenen af denitrifikationen ned gennem et jordprofil anskueliggøres: Antages det f.eks. at der i en lerjord bliver denitrificeret 10 kg N/ha/år (målt i pløjelaget; 0-20 cm) kan man på grundlag af de i Fig. 5 viste relative aktiviteter skønne, at der ned gennem rodzonen (20-100 cm) denitrificeres yderligere 7 kg N/ha/år, og at der under rodzonen i den umættede del vil blive denitrificeret 1-2 kg N/ha/år pr. meter jordlag. I forbindelse med forbigående vandmætning efter nedbør denitrificeres yderligere et ukendt antal kg N/ha/år.



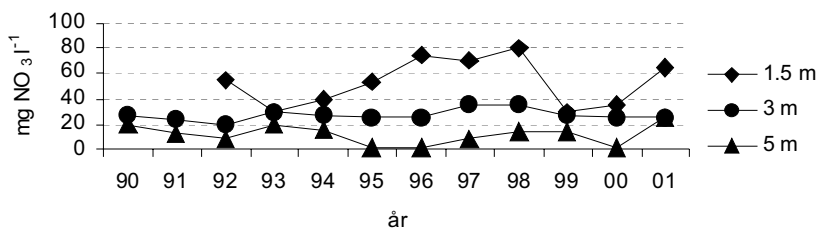
### 1.2.2.3 Grundvandsmålinger

En indikation af denitrifikationens omfang ned gennem et jordprofil kan fås ved at måle nitratkoncentrationer i forskellige dybder. Dette er bl.a. gjort i 2 sandjords- og 3 lerjordsoplande (LOOP), hvor der over en længere årrække (1990-2001) er målt  $\text{NO}_3$ -koncentrationer i forskellige dybder (Grant *et al.*, 2002). Disse målinger er alle foretaget i filtersatte borer; altså under grundvandsspejlet. I tabel 2 er vist gennemsnitlige  $\text{NO}_3$ -koncentrationer for hele måleperioden.

**Tabel 2. Gennemsnitlig nitratkoncentration ( $\text{mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ ) i grundvand opgjort på filterdybder for perioden 1990-2001. Tal i parenteser angiver % reduktion i forhold til dybden ovenover. Efter (Grant *et al.*, 2002).** Average nitrate concentration ( $\text{mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ ) in ground water at different filter depths for the period 1990-2001. Numbers in brackets signify % reduction compared with previous depth.

Dybde, m.u.t.	LOOP 1 leropland	LOOP 2 sandopland	LOOP 3 leropland	LOOP 4 Leropland	LOOP 6 sandopland
1,5	63	111	68	52	74
3	24 (62%)	67 (40%)	38 (44%)	31 (40%)	44 (41%)
5	13 (46%)	64 (4%)	33 (13%)	26 (16%)	-

På grundlag af dette meget store datamateriale (fra ca. 250 til ca. 1000 analyser årligt) kan det beregnes, at der fra 1,5 m til 3 m er sket en reduktion i  $\text{NO}_3$ -koncentrationen på i gennemsnit ca. 40%, og i jordlagene fra 3 m til 5 m er der sket en yderligere reduktion på mellem 4 og 46%. Den mest sandsynlige forklaring på denne reduktion i  $\text{NO}_3$ -koncentrationen må være at der er sket en denitrifikation. Det kan dog ikke udelukkes at en del af reduktionen i det øverste grundvand skyldes en fortynding med horisontalt strømmende nitratfattigt grundvand. Værdierne dækker endvidere over en betydelig variation fra år til år (Fig. 6). I dybden 1,5 m har  $\text{NO}_3$ -koncentrationen over årene varieret mellem 30 og 80  $\text{mg NO}_3/\text{l}$ , i dybden 3 m mellem 20 og 35  $\text{mg NO}_3/\text{l}$  og i dybden 5 m mellem 1 og 26  $\text{mg NO}_3/\text{l}$ . Således vil man ud fra et enkelt års resultater, f.eks. i 1999 eller i 1993, ikke kunne påvise et fald i  $\text{NO}_3$ -koncentrationen med dybden.



**Figur 6. Nitratkoncentrationer i det øvre grundvand i 3 dybder. Årlig gennemsnit for 3 leroplande. Efter Grant *et al.* (2002).** Nitrate concentrations in upper ground water at three depths. Annual average for three clay-rich catchment areas.

### 1.2.3 Sammenfattende om denitrifikation

Denitrifikationen er en særdeles dynamisk proces, der som følge af stor rumlig og tidslig variation er yderst vanskelig at kvantificere. Som følge heraf er det også vanskeligt at angive et gennemsnitsniveau for størrelsen af denitrifikationen i såvel rodzonen som i den øvrige del af den umættede og temporært vandmættede zone. Dog kan man fra de foregående afsnit udlede, at

- denitrifikationen i rodzonen afhænger af jordtype, med lavere aktivitet i sandjorde end i lerjorde.
- denitrifikationen stiger med stigende tilførsel af kvælstof.
- denitrifikationen stiger med stigende vandindhold i jorden.
- denitrifikationen falder markant ned gennem rodzonen, men er ikke ubetydelig og skal derfor inkluderes i den samlede denitrifikation fra rodzonen.
- denitrifikationen i dybere jordlag er lav, men ikke ubetydelig, i den umættede zone, og at der i visse tilfælde kan forekomme en meget betydelig denitrifikation i øverste del af den mættede zone.

## 2. Princippet for beregning af denitrifikation i SimDen

Som nævnt indledningsvis sker det gasformige tab i denitrifikationen både som frit kvælstof ( $N_2$ ) og som lattergas ( $N_2O$ ). Dvs., at hvis man kan estimere størrelsen af  $N_2O$ -emissionen og samtidig har kendskab til mængden af  $N_2$  dannet i forhold til  $N_2O$ , kan den samlede denitrifikation ( $N_2O+N_2$ ) beregnes som et multiplum af  $N_2O$ -emissionen og  $N_2/N_2O$ -forholdet:

$$\text{Denitrifikation} = (N_2O\text{-emission}) \times (N_2/N_2O\text{-forholdet})$$

Denne ligning er grundlaget for beregning af denitrifikationen i SimDen, hvor  $N_2O$ -emissionen beregnes på grundlag af N-input og emissionsfaktorer, og  $N_2/N_2O$ -forholdet fastsættes på grundlag af litteraturværdier.

I de følgende afsnit redegøres for hvorledes henholdsvis  $N_2O$ -emissionen og  $N_2/N_2O$ -forholdet er relateret til mængden og typen af gødnings-N og til jordtyper.

### 3. Relationer mellem jordtyper, hydrauliske forhold og denitrifikation

#### 3.1 Jordtyper

Det fremgår af Tabel 3, at det dyrkede areal i Danmark primært omfatter jordtyperne JB1-8. Jordtyperne JB9-10 har kun en begrænset udbredelse og humusjorde (JB11) har helt andre hydrauliske egenskaber end mineraljordene, hvorfor disse ikke er inkluderet i SimDen.

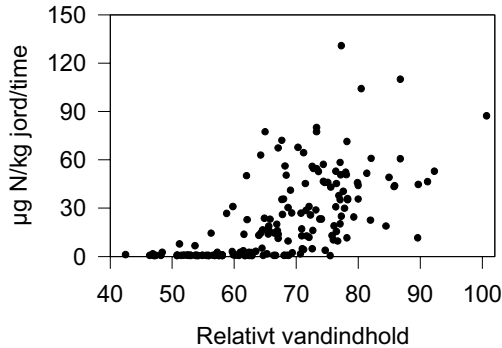
**Tabel 3. Tekstur og fordeling af jordtyper i Danmark. Fra Håndbog i Plantedyrkning (1999).** Texture and distribution of soil types in Denmark. Extract from Plant Cultivation Manual (1999).

Jordtype	JB nr.	Vægtprocent				% af dyrket areal i DK
		Ler < 2 µm	Silt 2 - 20 µm	Finsand 20 - 200	Sand i alt 20-2000	
Grovsandet jord	1	0 - 5	0 - 20	0 - 50	75 - 100	24
Finsandet jord	2			50 - 100		10
Grov lerbl. sandjord	3	5 - 10	0 - 25	0 - 40	65 - 95	7
Fin lerbl. sandjord	4			40 - 95		21
Grov sandbl. lerjord	5	10 - 15	0 - 30	0 - 40	55 - 90	4
Fin sandbl. lerjord	6			40 - 90		20
Lerjord	7	15 - 25	0 - 35		40 - 85	6
Svær lerjord	8	25 - 45	0 - 45		10 - 75	1
Meget svær lerjord	9	45 - 100	0 - 50		0 - 55	-
Siltjord	10	0 - 50	20 - 100		0 - 80	-
Humusjord	11	Indeholder over 10 % humus (58,7 % C)				7

#### 3.2 Jordens vandindhold og denitrifikation

En af de faktorer, der som tidligere nævnt har størst betydning for denitrifikationen, er jordens vandindhold og porestørrelsesfordelingen, idet der ved stigende vandindhold er reduceret luftskifte og dermed øget mulighed for anaerobe områder i jorden. Hertil kommer at let omsættelige kulstofforbindelser ved øget vandindhold bringes i kontakt med de denitrificerende bakterier og herved øger potentialet for en denitrifikation.

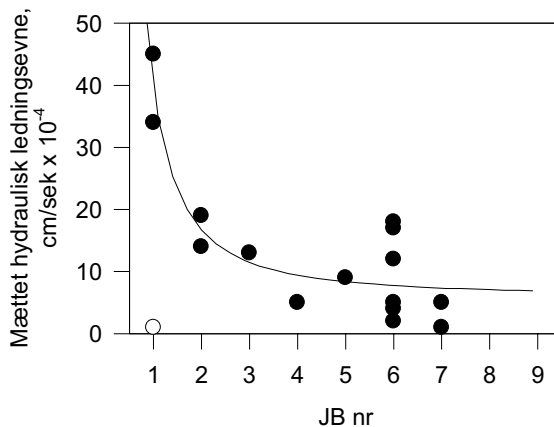
Figur 7 viser denitrifikationsaktiviteten i et større antal intakte jordprøver udtaget i pløjelaget i en JB4-jord. Prøverne er udtaget i 300 cm<sup>3</sup> metalringe og indstillet til forskellige vandpotentiale på sandboks (Schjønning, 1985), hvorefter denitrifikations-aktiviteten er målt vha. acetylen-inhiberings-metoden (se afs. 5.1). Som det fremgår er der en stor variation på denne type målinger, men resultaterne antyder at denitrifikationsaktiviteten er lav ved vandindhold under 60% vandmætning, og at aktiviteten stiger ved højere vandindhold.



**Figur 7. Denitrifikation i Foulum-jord (JB4) ved stigende vandindhold. Efter Jensen (1997).** Denitrification in a Foulum soil (JB4) at increasing water contents.

### 3.3 Jordtyper og hydraulisk ledningsevne

Hydraulisk ledningsevne betegner jordens evne til at bortlede eller afdræne vand. I Fig. 8 er den mættede hydrauliske ledningsevne for en række jordtyper ved Statens Planteavlsforsøgs forsøgsstationer vist (Hansen, 1976). Det ses her at den mættede hydrauliske ledningsevne falder i takt med stigende lerindhold. JB2-jordene indeholder ligesom JB1-jordene 0-5% ler, men adskiller sig ved at have et væsentligt højere indhold af finsand (Tabel 3), som forårsager faldet i den hydrauliske ledningsevne. På grundlag af tekstursammensætningen karakteriseres Lammefjorden som en JB1-jord, men på grund af et højt indhold af dynd gør andre hydrauliske forhold sig gældende, og denne jord er derfor udeladt fra relationen vist i Fig. 8.

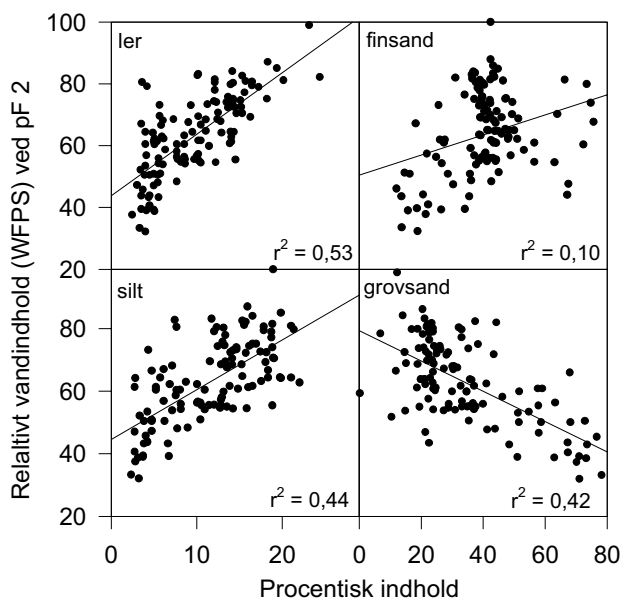


**Figur 8. Hydraulisk ledningsevne i jordtyperne JB1 - 9. Åbent symbol er Lammefjorden. Efter Hansen (1976).** Hydraulic conductivity in soil types JB1-9. Open symbol = Lammefjord.

### 3.4 Jordens tekstur og vandholdende evne

Vandindholdet ved markkapacitet er for en given jord en ret karakteristisk størrelse, der opnås hvert forår ved vækstsæsonens begyndelse. For danske jorde indtræder markkapacitet ved et metrisk vandpotentiale på ca. -100 cm hængende vandsøjle (pF 2). For sandjorde varierer markvariationen mellem 10 og 18 volumenprocent (vol%), for sandblandede jorde mellem 18 og 25 vol% og for lerjorde mellem 25 og 35 vol% (Aslyng, 1968). Vandindholdet ved pF 2 afhænger af jordens porestørrelsesfordeling som igen afhænger af tekstur sammensætningen.

Fig. 9 viser sammenhængen mellem jordens tekstursammensætning og relativt vandindhold ved pF 2. Det relative vandindhold svarer til procent vandfyldt porevolumen (WFPS = water filled pore space). Det fremgår her, at der er en sammenhæng mellem WFPS og jordens tekstur, idet WFPS stiger med stigende indhold af ler, silt og til dels også finsand, hvorimod WFPS falder med stigende indhold af grovsand.

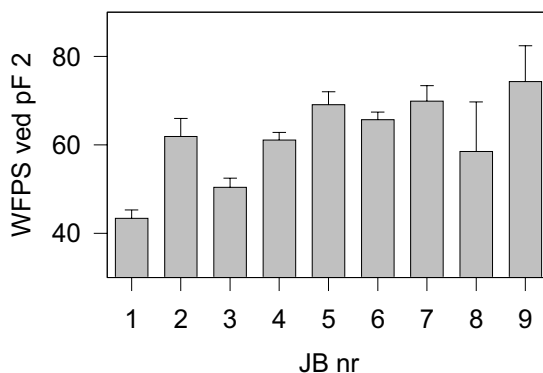


**Figur 9. WFPS ved pF 2 (markkapacitet) som funktion af jordens indhold af ler, silt, finsand og grovsand. Data venligst stillet til rådighed af Bo V. Iversen og Per Schjønning, DJF.** Water filled pore space at pF2 (field capacity) as a function of clay, silt- and coarse sand content in soil. Data provided by Bo V. Iversen and Per Schjønning, DIAS.

### 3.5 Jordtyper og denitrifikation

Det er i flere undersøgelser (f.eks. Sehy *et al.*, 2003; van Cleemput, 1998; Abbasi & Adams, 2000; Henault & Germon, 2000) vist, at vandindholdets indflydelse på denitrifikationen bedst kan udtrykkes i form af jordens vandfyldte porevolumen (WFPS), idet et stigende vandindhold øger muligheden for anaerobe forhold. Som det fremgik af afsnit 3.4 er der en god

sammenhæng mellem jordens tekstursammensætning og WFPS, hvilket medfører de i Fig. 10 viste relationer mellem jordtyper og WFPS.



**Figur 10. WFPS (% vandfyldt porevolumen) ved markkapacitet (pF 2) i jordtyperne JB1 - 9 beregnet på grundlag af data i figur 9.** Water filled pore space (%) at field capacity (pF2) in soil types JB1-9 based on data from figure 9.

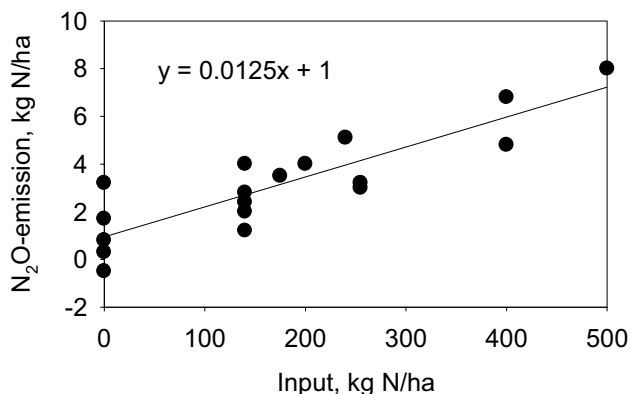
Det betyder eksempelvis, at en JB1-jord ved markkapacitet har et relativt vandindhold på ca. 45% (WFPS=45%). Da den mættede hydrauliske ledningsevne samtidig er høj (Fig. 8), vil jordens gennemsnitlige WFPS selv efter kraftig nedbør kun kortvarigt komme over de ca. 60%, som er den nedre grænse for denitrifikation af betydning. I JB5-9 jorde starter WFPS om foråret med at være over 60%, og da den hydrauliske ledningsevne er lav (Fig. 8), vil der ved jævnlige nedbørshændelser eller vanding kunne opretholdes et højere vandindhold i disse jorde, og dermed et højere denitrifikationspotentiale.

Udover vandindholdet har indholdet af opløst organisk kulstof (DOC) stor betydning for denitrifikationen (f.eks. Clough *et al.*, 1999). Kulstoffet i jorden er primært knyttet til lerpartikler og bringes i opløsning og i kontakt med de denitrificerende bakterier ved vandtilførsel. Så selv om JB2-jorde ved markkapacitet har et WFPS på ca. 60% (Fig. 10) og en forholdsvis lav hydraulisk ledningsevne (Fig. 8), så antages denitrifikationspotentialet som følge af det lave lerindhold at være på et niveau mellem JB1- og JB3-jordene.

På grundlag af relationerne beskrevet i dette afsnit, kan der opstilles en sammenhæng mellem jordtyper og denitrifikationspotentiale, hvor potentialet stiger med stigende JB-nr.

## 4. N<sub>2</sub>O-emission

For at beregne N<sub>2</sub>O-emissionen tages der udgangspunkt i relationen i Fig. 11, der viser N<sub>2</sub>O-emissionen som funktion af tilført gødnings-N (Bouwman, 1996). Det ses her at den samlede N<sub>2</sub>O-emission svarer til en *baggrundsemission* på 1 kg N/ha/år plus en *gødningsemission* på 1,25% af tilført gødnings-N. Værdien 1,25% anbefales af IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) til estimering af den gennemsnitlige N<sub>2</sub>O-emission fra udbragt gødning (IPCC, 1997).



**Figur 11. Relation mellem tilført gødnings-N og emission af N<sub>2</sub>O-N (Bouwman, 1996).**  
Relation between N input and emission of N<sub>2</sub>O-N.

### 4.1 Baggrundsemissionen

Af Fig. 11 fremgår det, at der fra ugødet jord er en N<sub>2</sub>O-emission på i størrelsesordenen 1 kg N/ha/år. Denne baggrundsemission, som stammer fra mikrobiel omsætning af jordens organiske materiale, er behæftet med stor usikkerhed, idet den repræsenterer et gennemsnit af rater fra -0,5 til 3,5 kg N<sub>2</sub>O-N/ha/år (Bouwman, 1996). Variationen skyldes bl.a., at målingerne repræsenterer forskellige jordtyper og klimatiske forhold, samt at der i datasættet indgår jorde med forskellig forhistorie mht. afgrøder og tilførsel af organisk materiale (Bouwman, 1996).

### 4.2 Gødningsemission

Også emissionsfaktoren på 1,25% af tilført N dækker over en betydelig variation. Således er N<sub>2</sub>O-emissionen fra gødet landbrugsjord i forskellige undersøgelser bestemt til mellem 0,001 og 6,8% (Bouwman, 1996; Eichner, 1990). I nyere undersøgelser (Goossens *et al.*, 2001) er emissionen af N<sub>2</sub>O-N endog fundet at udgøre op til 11% af tilført gødnings-N. Denne høje emission blev målt i gødede græsmarker, hvor emissionen i vinterperioden (oktober til februar) udgjorde op til 76% af den samlede årlige emission. Denne undersøgelse konkluderede, at hvis målinger i vinterperioden udelades, kan det medføre en betydelig underestimering af den samlede emission.



Emissionsfaktoren på 1,25% er fundet på grundlag af målinger af  $\text{N}_2\text{O}$ -emission efter tilførsel af primært handelsgødning. I andre undersøgelser og reviews er det imidlertid vist, at emissionsfaktoren afhænger af gødningstype. Således fandt Lægheid & Aastverit (2002) efter en statistisk analyse af bl.a. Bouwman's datamateriale, at emissionsfaktoren for handelsgødning tilsyneladende er for høj. Kasimir-Klemedtsson & Klemedtsson (2002) foreslår en emissionsfaktor på 0,8% for handelsgødning og 2,5% for husdyrgødning. Disse værdier er baseret på målinger under tempererede europæiske og nordamerikanske forhold.

Emissionen af  $\text{N}_2\text{O}$  fra urin og fast gødning afsat på marken under afgræsning antages i gennemsnit at svare til emissionen fra udbragt husdyrgødning, og har derfor en emissionsfaktor på 2,5%.

IPCC regner med en emissionsfaktor for N-fiksering på 1,25% af total fikseret N, dvs. N fikseret i både den høstede del og den del der efterlades i marken i form af stub, rødder og rodexudater. Det er imidlertid kun den del, der efterlades i marken, der bidrager til  $\text{N}_2\text{O}$ -emission, og da fikseret N er indbygget i plantematerialet og dermed organisk bundet, hvorfor en emissionsfaktor for N-fiksering på 2,5% foreslås.

## 5. Forholdet mellem emission af N<sub>2</sub> og N<sub>2</sub>O

### 5.1 Måling og beregning af N<sub>2</sub>/N<sub>2</sub>O-forholdet

Denitrifikationen (N<sub>2</sub>O + N<sub>2</sub>) er særdeles vanskelig at måle, idet det høje indhold af N<sub>2</sub> i atmosfæren (ca. 78%) gør det umuligt at registrere mindre koncentrationsstigninger forårsaget af denitrifikationen. Yoshinari *et al.* (1979) påviste imidlertid at hvis en prøve inkuberes sammen med ca. 10% af luftarten acetylen, så blokeres eller inhiberes reduktionen af N<sub>2</sub>O til N<sub>2</sub>, og slutproduktet i denitrifikationsprocessen bliver udelukkende N<sub>2</sub>O. Da den atmosfæriske baggrundskoncentration af N<sub>2</sub>O kun er 0,3 ppm er det muligt ved hjælp af gaskromatografi at måle selv små koncentrationsstigninger af denne gas.

Hvis en jordprøve først inkuberes uden acetylen, kan udviklingen af N<sub>2</sub>O fra den uforstyrrede jord bestemmes. Jorden kan dernæst inkuberes med acetylen i atmosfæren over prøven, hvilket giver et mål dannelsen af N<sub>2</sub>O + N<sub>2</sub>. Forholdet mellem N<sub>2</sub> og N<sub>2</sub>O, N<sub>2</sub>/N<sub>2</sub>O, kan herefter beregnes:

$$N_2 / N_2O = \frac{(N_2O_{+acetylen} - N_2O_{-acetylen})}{N_2O_{-acetylen}} = \frac{N_2O_{+acetylen}}{N_2O_{-acetylen}} - \frac{N_2O_{-acetylen}}{N_2O_{-acetylen}} = \frac{N_2O_{+acetylen}}{N_2O_{-acetylen}} - 1$$

Med denne ligning kan den samlede denitrifikation (N<sub>2</sub>O<sub>+acetylen</sub>) beregnes på grundlag af N<sub>2</sub>O-emissionen (N<sub>2</sub>O<sub>-acetylen</sub>), hvis man har kendskab til forholdet mellem N<sub>2</sub> og N<sub>2</sub>O:

$$\text{Denitrifikation} = N_2O\text{-emission} \times (N_2/N_2O + 1)$$

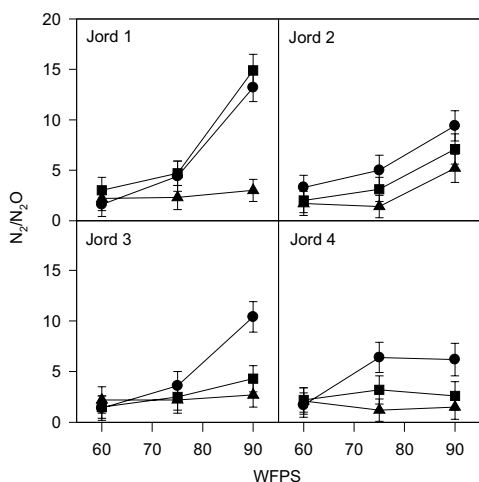
Det er en fejlkilde ved denne måle- og beregningsmetode, at nitrifikationsprocessen blokeres af selv små mængder acetylen. Og da nitrifikation som tidligere nævnt også er en mulig kilde til N<sub>2</sub>O, vil der især i ammoniumholdig jord være risiko for misvisende resultater.

### 5.2 Faktorer af betydning for N<sub>2</sub>/N<sub>2</sub>O-forholdet

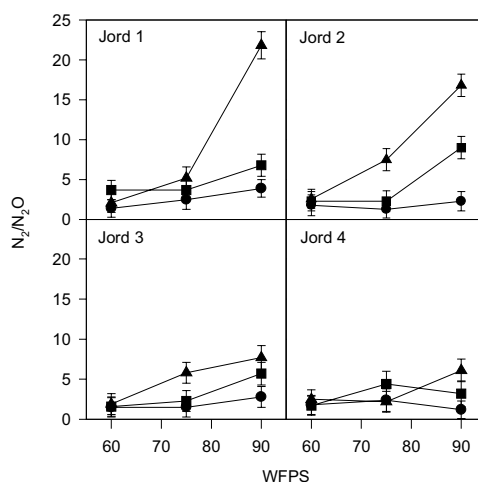
Mængden af N<sub>2</sub> dannet ved denitrifikation i forhold til N<sub>2</sub>O (N<sub>2</sub>/N<sub>2</sub>O-forholdet) påvirkes af en række faktorer, hvoraf jordens vandindhold og tilgængelighed af DOC er to af de vigtigste (Stevens & Laughlin, 1998). Ligeledes er jordens pH særdeles vigtig, idet sure jordbundsforhold medfører et lavere N<sub>2</sub>/N<sub>2</sub>O-forhold. Ved pH lavere end ca. 4,5 er slutproduktet udelukkende N<sub>2</sub>O. I almindelige landbrugsjorde er pH dog i reglen omkring 6, hvor pH-effekten i praksis er uden betydning. Kun i humusjorde kan pH være omkring 4, hvor N<sub>2</sub>/N<sub>2</sub>O-forholdet nærmer sig 0. N<sub>2</sub>O-emissionen vil i sådanne tilfælde være et mål for den samlede denitrifikation (Vinther, 2003).

Foruden de nævnte faktorer kan tilgængeligheden af NO<sub>3</sub> have betydning, hvis denne faktor er begrænsende. Et stigende NO<sub>3</sub>-indhold vil her medføre et fald i N<sub>2</sub>/N<sub>2</sub>O-forholdet (Sahrawat & Keeney, 1986).

Weier *et al.* (1993) foretog et stort antal målinger vha. acetylen-inhiberings-metoden med det formål at undersøge, hvad WFPS, tilgængeligt C og  $\text{NO}_3$  betyder for  $\text{N}_2/\text{N}_2\text{O}$ -forholdet. Resultaterne herfra er i omarbejdet form gengivet i Fig. 12 og 13. Målingerne blev foretaget i fire forskellige jordtyper, som svarer til henholdsvis JB1-2 (jord 1), JB7-8 (jord 2), JB9 (jord 3) og JB10 (jord 4). Resultaterne viste en tydelig tendens til, at  $\text{N}_2/\text{N}_2\text{O}$ -forholdet steg ved stigende WFPS og ved stigende tilgængelighed af C i form af glukose. Hvis der ses bort fra den højeste tilførsel af  $\text{NO}_3$  (277 ppm N), som er urealistisk høj i forhold til naturlige forhold, så fandt Weier *et al.* (1993) at de gennemsnitlige niveauer for  $\text{N}_2/\text{N}_2\text{O}$ -forholdet var 1-2 ved 60% WFPS, 3-5 ved 75% WFPS og 5-10 ved 90% WFPS.

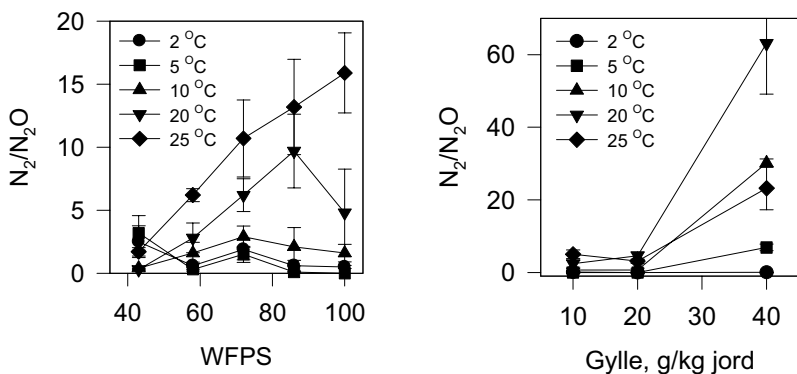


**Figur 12. Effekt af  $\text{NO}_3\text{-N}$  tilsætning (● = 0 ppm, ■ = 139 ppm, ▲ = 277 ppm) på  $\text{N}_2/\text{N}_2\text{O}$  ved stigende vandfyldt porevolumen (WFPS). Fra Weier *et al.* (1993). Effect of  $\text{NO}_3\text{-N}$  addition on  $\text{N}_2/\text{N}_2\text{O}$  at increasing water filled pore space (WFPS).**

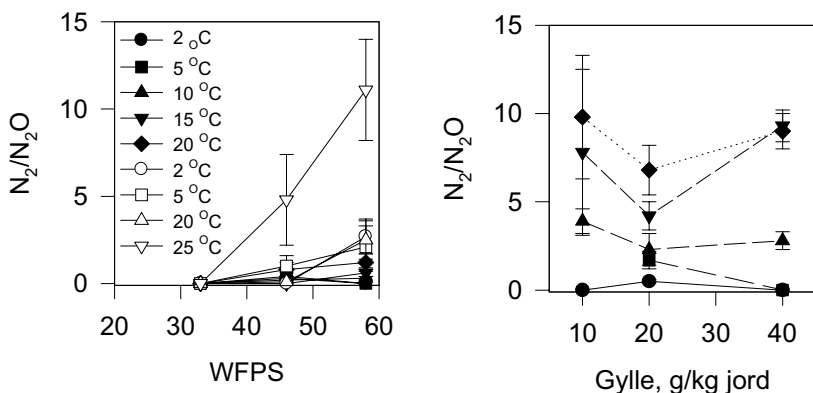


**Figur 13. Effekt af glukose tilsætning (● = 0 ppm, ■ = 500 ppm, ▲ = 1000 ppm) på  $\text{N}_2/\text{N}_2\text{O}$  ved stigende vandfyldt porevolumen (WFPS). Fra Weier *et al.* (1993). Effect of glucose addition on  $\text{N}_2/\text{N}_2\text{O}$  at increasing water filled pore space (WFPS).**

Tilsvarende undersøgelser af temperaturens og vandindholdets betydning for  $\text{N}_2/\text{N}_2\text{O}$ -forholdet er foretaget på danske jorde (Vinther, 1984; Vinther, 1990; Christensen, 1985; Maag & Vinther, 1996). Et uddrag af disse resultater (Fig. 14 og 15) viser ligesom Weier *et al.* (1993) en klar tendens til, at  $\text{N}_2/\text{N}_2\text{O}$ -forholdet stiger med stigende vandindhold og stigende indhold af organisk kulstof enten i form af glukose eller gylle. Derudover viser resultaterne, at  $\text{N}_2/\text{N}_2\text{O}$ -forholdet stiger med stigende temperatur, hvilket er i overensstemmelse med bl.a. Nömmik (1956) og Keeney *et al.* (1979).



**Figur 14.**  $N_2/N_2O$  forhold i Askov-jord (JB5) med stigende vandindhold (WFPS) og ved forskellige temperaturer, og med stigende tilførsel af gylle ved forskellige temperaturer. Fra Vinther (1990).  $N_2/N_2O$  ratio in Askov soil (JB5) at increasing water contents (WFPS) and different temperatures and with increasing applications of slurry at different temperatures.



**Figur 15.**  $N_2/N_2O$  forhold i Jyndevad-jord (JB1) ved forskellige vandindhold (WFPS) og temperaturer og efter tilsætning af gylle ved forskellige temperaturer. Åbne symboler markerer tilsætning af 0,2% glukose. Fra Vinther (1990).  $N_2/N_2O$  ratio in Jyndevad soil (JB1) with increasing water content (WFPS) at different temperatures and with increasing applications of slurry at different temperatures. Open symbols signify the addition of 0.2% glucose.

Også niveauerne er i overensstemmelse med Weier *et al.* (1993), idet  $N_2/N_2O$ -forholdet generelt var under 5 ved de lavere vandindhold og mellem 5 og 10 ved højere vandindhold.

Udover de her refererede undersøgelser, hvor acetylen-inhiberings-metoden er brugt, har Stevens & Laughlin (1998) samlet resultater fra undersøgelser hvor  $N_2/N_2O$ -forholdet efter tilførsel af  $^{15}N$ -mærket gødning er beregnet direkte på grundlag af  $^{15}N$ -gas målinger. Disse re-

sultater viste en variation i  $N_2/N_2O$ -forholdet fra 0 til over 30, hvor de højeste  $N_2/N_2O$ -forhold blev målt i vandmættede jorde.

### **5.3 $N_2/N_2O$ -forholdet i relation til jordtyper**

Som det fremgår af foregående afsnit udviser  $N_2/N_2O$ -forholdet en betydelig variation, og det kan være vanskeligt at angive et gennemsnitsniveau. Resultaterne antyder dog at  $N_2/N_2O$ -forholdet stiger med stigende vandindhold og med stigende indhold af organisk stof, og at niveauet ligger under 5 ved lavt vandindhold og over 5 ved højere vandindhold. Med henvisning til foregående afsnit om jordtypernes forskelle mht. tekstur og hydrauliske egenskaber, kan det udledes at  $N_2/N_2O$ -forholdet stiger med stigende JB-nr. Det fastsættes, at  $N_2/N_2O$ -forholdet vil variere fra omkring 0 i en JB1-jord til omkring 10 i en JB9-jord.

## 6. SimDen - Modelbeskrivelse

### 6.1 Parametre

I SimDen beregnes denitrifikationen som en sum af baggrunds-denitrifikation og gødnings-denitrifikation. Begge poster beregnes som  $N_2O$ -emissionen multipliceret med forholdet mellem  $N_2$  og  $N_2O$ .  $N_2O$ -emissionen efter gødningstilførsel beregnes på grundlag af en emissionsfaktor for henholdsvis handelsgødning, husdyrgødning og kvælstof tilført via N-fiksering. Beregningerne er opdelt efter jordtype, gødningstype (handelsgødning, husdyrgødning og/eller N tilført via  $N_2$  fiksering) og jordens frugtbarhed eller forhistorie mht. tilførsel af organisk materiale. Input er blot mængden af tilført kvælstof, hvorefter denitrifikationen for de nævnte kombinationer beregnes.

*Tilførsel af N og udbringningsmetode for husdyrgødning:*

Ved anvendelse af handelsgødning indtastes blot antal kg N/ha.

For husdyrgødning indtastes total N, idet det antages at uorganisk N udgør 70% af total-N.

Denitrifikationen beregnes forskelligt for direkte nedfældet og for nedmuldet overfladeudbragt gødning, idet denitrifikationen fra overfladeudbragt og nedmuldet husdyrgødning antages at være 50% af denitrifikationen fra direkte nedfældet gødning.

Mængden af husdyrgødning i form af urin og fast gødning, som afsættes på marken under afgræsning, beregnes på grundlag af antal dyr/ha, antal dage og antal timer pr. dag, hvor dyrene er på græs, samt en gennemsnitlig årlig N-udskillelse pr. dyr (Håndbog i Kvæghold, 1999; se Appendiks 3). I gødning afsat på marken antages uorganisk N i gennemsnit at udgøre 70% af total N, og denitrifikationen antages ligesom for overflade udbragt gødning at udgøre 50% af denitrifikationen fra direkte nedfældet gødning.

Ved beregning af denitrifikationstab af kvælstof, der er tilført jorden via N-fikserende bælgplanter, indtastes summen af N fikseret i over- og underjordiske plantedele. Modellen beregner herefter denitrifikationen på basis af anslået N-input fra plantedele under høsthøjde, dvs. stub, rødder og rodexudater. Andelen af N fikseret under høsthøjde er sat til 40% af den totale N-fiksering (Høgh-Jensen *et al.*, 1998; Høgh-Jensen *et al.*, 2004).

*Forhistorie mht. tilførsel af organisk stof:* Som følge af denitrifikationsprocessens afhængighed af en kulstofkilde, skelnes der mellem tre niveauer af organisk stof: "Lav", "middel" og "høj", hvor "lav" f.eks. er et kornsædskifte hvor halm fjernes efter høst, "middel" f.eks. et sædskifte, hvor halmen nedmuldes og "høj" er f.eks. et kvægsædskifte med en væsentlig andel af kløvergræs.

*Baggrundsemission af  $N_2O$ :* Baggrundsemissionen er graderet i forhold til jordtyper og forhistorie (Tabel 4), således at den gennemsnitlige emission fra alle jordtyper bliver 1 kg N/ha/år; jvf. afs. 4.1.

**Emissionsfaktorer:** Der anvendes de af Kasimir-Klemedtsson & Klemedtsson (2002) foreslåede emissionsfaktorer i % af tilført kvælstof: 0,8 for handelsgødning, 2,5 for husdyrgødning og ligeledes 2,5 for fikseret N; jvf. afs. 4.2.

**$N_2/N_2O$ -forhold:** Med baggrund i relationerne mellem jordtyper og indhold af organisk stof (jvf. afs. 5.2) sættes  $N_2/N_2O$ -forholdet til værdierne vist i Tabel 4, hvor værdien 1 (jvf. afs. 5.1) er lagt til. Som følge af et højere indhold af organisk stof i husdyrgødning anvendes de i Tabel 4 angivne værdier + 0,5 ved beregning af denitrifikation efter tilførsel af husdyrgødning samt ved beregning af denitrifikation fra fikseret N, der i denne sammenhæng kan betragtes som organisk gødning.

**Tabel 4. (a) Baggrundsemission af  $N_2O$  (kg N/ha/år) og (b)  $N_2/N_2O$ -forhold som funktion af jordtype og forhistorie.** (a) Ambient emissions of  $N_2O$  (kg N/ha/year) and (b)  $N_2/N_2O$  ratio as a function of soil type and cropping history.

a		Forhistorie mht. tilførsel af organisk materiale		
		lav	middel	høj
Jordtype	JB1	0.00	0.25	0.50
	JB2	0.30	0.50	0.70
	JB3	0.55	0.75	0.95
	JB4	0.80	1.00	1.20
	JB5	1.20	1.50	1.80
	JB6	1.20	1.50	1.80
	JB7	2.00	2.50	3.00
	JB8	2.00	2.50	3.00

b		Forhistorie mht. tilførsel af organisk materiale		
		lav	middel	høj
Jordtype	JB1	1.0	1.3	1.5
	JB2	1.5	2.0	2.5
	JB3	2.5	3.0	3.5
	JB4	4.0	4.5	5.0
	JB5	5.0	6.0	7.0
	JB6	5.0	6.0	7.0
	JB7	6.0	7.0	8.0
	JB8	6.0	7.0	8.0

## 6.2 Beregningseksempel

I eksemplet herunder gennemgås beregningerne trin for trin i en JB3-jord med "middel" forhistorie tilført 100 kg N/ha i form af handelsgødning, total N i husdyrgødning eller via N-fiksering. I Appendiks 2 er hele SimDen regnearket vist med resultater fra "lav", "middel" og "højt" niveau af organisk stof.

### 6.2.1 Baggrundsdenitrifikation

Jordtyper	"Baggrundsdenitrifikation"					
	JB1	JB2	JB3	JB4	JB5-6	JB7-8
$N_2O$ -emission, kg N/ha/år	0.25	0.50	<b>0.75</b>	1.00	1.50	2.50
$N_2/N_2O$ forhold	1.3	2.0	<b>3.0</b>	4.5	6.0	7.0
Denitrifikation, kg N/ha/år	0.3	1.0	<b>2.3</b>	4.5	9.0	17.5

$N_2O$ -emission: 0,75 kg N/ha/år.

Denitrifikation:  $0,75 \times 3,0 = 2,3$  kg N/ha/år.

## 6.2.2 Gødningsdenitrifikation

Handelsgødning:

	"Gødningsdenitrifikation"					
Gødningstype	Handelsgødning					
Jordtype	JB1	JB2	JB3	JB4	JB5-6	JB7-8
Gødning, kg N/ha/år	100					
N <sub>2</sub> O emissions faktor	0.008					
- N <sub>2</sub> O-emmission, kg N/ha/år	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8
N <sub>2</sub> /N <sub>2</sub> O forhold	1.3	2	3	4.5	6	7
- denitrifikation, kg N/ha/år	1.0	1.6	2.4	3.6	4.8	5.6

N<sub>2</sub>O-emission:  $100 \times 0,008 = 0,8 \text{ kg N/ha/år}$

Denitrifikation:  $100 \times 0,008 \times 3 = 2,4 \text{ kg N/ha/år}$ .

Husdyrgødning, direkte nedfældet:

	"Gødningsdenitrifikation"					
Gødningstype	Husdyrgødning: Direkte nedfældet					
Jordtype	JB1	JB2	JB3	JB4	JB5-6	JB7-8
Gødning, kg N/ha/år	70					
N <sub>2</sub> O emissions faktor	0.025					
- N <sub>2</sub> O-emmission, kg N/ha/år	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8
N <sub>2</sub> /N <sub>2</sub> O forhold	1.8	2.5	3.5	5.0	6.5	7.5
- denitrifikation, kg N/ha/år	3.1	4.4	6.1	8.8	11.4	13.1

N<sub>2</sub>O-emission:  $100 \times 0,7 \times 0,025 = 1,8 \text{ kg N/ha/år}$

Denitrifikation:  $100 \times 0,7 \times 0,025 \times (3,0 + 0,5) = 6,1 \text{ kg N/ha/år}$ .

Husdyrgødning, nedmuldet:

	"Gødningsdenitrifikation"					
Gødningstype	Husdyrgødning: Nedmuldet					
Jordtype	JB1	JB2	JB3	JB4	JB5-6	JB7-8
Gødning, kg N/ha/år	70					
N <sub>2</sub> O emissions faktor	0.025					
- N <sub>2</sub> O-emmission, kg N/ha/år	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8
N <sub>2</sub> /N <sub>2</sub> O forhold	1.8	2.5	3.5	5.0	6.5	7.5
- denitrifikation, kg N/ha/år	2.1	2.2	3.1	4.4	5.7	6.6

N<sub>2</sub>O-emission:  $100 \times 0,7 \times 0,025 = 1,8 \text{ kg N/ha/år}$

Denitrifikation:  $(100 \times 0,7 \times 0,025 \times (3,0 + 0,5)) \times 0,5 = 3,1 \text{ kg N/ha/år}$ .

Husdyrgødning, overfladeudbragt:

	"Gødningsdenitrifikation"					
Gødningstype	N i gødning afsat på græs:					
Jordtype	JB1	JB2	JB3	JB4	JB5-6	JB7-8
Gødning, kg N/ha/år	63					
N <sub>2</sub> O emissions faktor	0.025					
- N <sub>2</sub> O-emmission, kg N/ha/år	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6
N <sub>2</sub> /N <sub>2</sub> O forhold	1.8	2.5	3.5	5.0	6.5	7.5
- denitrifikation, kg N/ha/år	1.6	2.0	2.7	3.9	5.1	5.9

I dette eksempel (se Appendiks 3) har der været 5 køer/ha og de har været på græs i 150 dage á 8 timer, hvilket med en årlig N-udskillelse pr. ko på 129 kg N giver en afsætning på marken



svarende til 90 kg N/ha. Idet 70% heraf er uorganisk N, bliver N<sub>2</sub>O-emission og denitrifikation beregnet fra et input på 63 kg N/ha.

N<sub>2</sub>O-emission:  $63 \times 0,025 = 1,6$  kg N/ha/år

Denitrifikation:  $63 \times 0,025 \times (3,0 + 0,5) \times 0,5 = 2,7$  kg N/ha/år.

*Fikseret N:*

	"Gødningsdenitrifikation"					
Gødningstype	N-fiksering					
Jordtype	JB1	JB2	JB3	JB4	JB5-6	JB7-8
Gødning, kg N/ha/år	40					
N <sub>2</sub> O emissions faktor	0.025					
- N <sub>2</sub> O-emission, kg N/ha/år	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0
N <sub>2</sub> /N <sub>2</sub> O forhold	1.8	2.5	3.5	5.0	6.5	7.5
- denitrifikation, kg N/ha/år	1.8	2.5	3.5	5.0	6.5	7.5

N<sub>2</sub>O-emission:  $100 \times 0,4 \times 0,025 = 1,0$  kg N/ha/år

Denitrifikation:  $100 \times 0,4 \times 0,025 \times (3,0 + 0,5) = 3,5$  kg N/ha/år.

### 6.2.3 Samlet denitrifikation og N<sub>2</sub>O-emission

Den samlede denitrifikation beregnes herefter som summen af baggrunds-denitrifikationen og gødnings-denitrifikationen. F.eks. en JB3-jord, der har fået 100 kg N/ha som handelsgødning:  $2,3 + 2,4 = 4,7$  kg N/ha/år, eller en JB3-jord, hvor 100 kg total-N/ha i husdyrgødning er blevet direkte nedfældet:  $2,3 + 6,1 = 8,4$  kg N/ha/år.

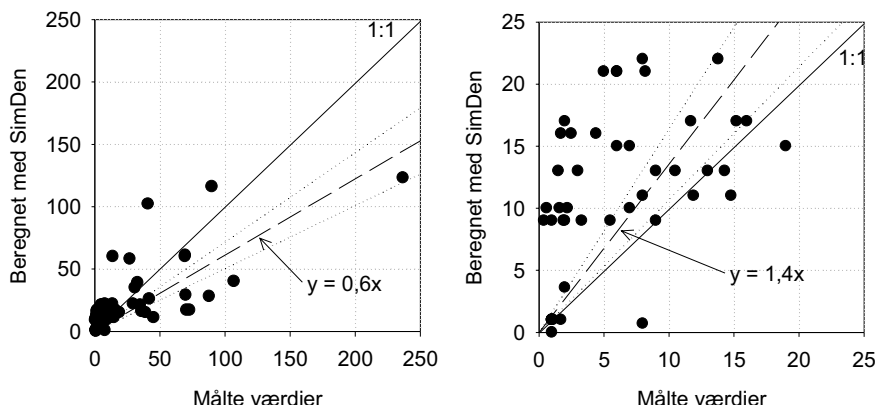
På tilsvarende måde beregnes den samlede N<sub>2</sub>O-emission som summen af baggrundsemissionen og gødningsemissionen. F.eks. en handelsgødet JB3-jord:  $0,75 + 0,8 = 1,6$  kg N<sub>2</sub>O-N/ha/år, eller en husdyrgødet JB3-jord:  $0,75 + 1,8 = 2,5$  kg N<sub>2</sub>O-N/ha/år.

	Samlet denitrifikation, kg N/ha/år					
Kvælstof tilført som:	JB1	JB2	JB3	JB4	JB5-6	JB7-8
Handelsgødning	1.3	2.6	4.7	8.1	13.8	23.1
Husdyrgødning direkte nedfældet	3.4	5.4	8.4	13.3	20.4	30.6
Husdyrgødning overfladeudbragt og nedmuldet	2.5	3.2	5.3	8.9	14.7	24.1
Husdyrgødning afsat under afgræsning af:						
kløvergræs (inkl. denitrifikation af fikseret N)	3.7	5.5	8.5	13.4	20.6	30.9
rent græs	2.0	3.0	5.0	8.4	14.1	23.4
N-fiksering	2.1	3.5	5.8	9.5	15.5	25.0
	heraf N <sub>2</sub> O-N, kg/ha/år					
Handelsgødning	1.1	1.3	1.6	1.8	2.3	3.3
Husdyrgødning direkte nedfældet	2.0	2.3	2.5	2.8	3.3	4.3
Husdyrgødning overfladeudbragt og nedmuldet	2.0	2.3	2.5	2.8	3.3	4.3
Husdyrgødning afsat under afgræsning af:						
kløvergræs (inkl. N <sub>2</sub> O-emission fra fikseret N)	2.8	3.1	3.3	3.6	4.1	5.1
rent græs	1.8	2.1	2.3	2.6	3.1	4.1
N-fiksering	1.3	1.5	1.8	2.0	2.5	3.5

Det skal bemærkes, at baggrunds-denitrifikationen er medregnet i alle gødningstyper. Anvendes i samme mark flere typer som input må baggrunds-denitrifikationen trækkes fra, således at den kun medregnes én gang.

## 7. Sammenligning med målte værdier og Daisy

### 7.1 SimDen og målte værdier



**Figur 16. Relationer mellem målt og beregnet denitrifikation (kg N/ha/år) indenfor hele måleområdet (til venstre) og for 0 – 25 kg N/ha/år (til højre). I figurerne er vist lineær regression tvunget gennem 0,0 (— —) med tilhørende 95% konfidensinterval (.....), samt 1:1-linien (—), hvor der er fuld overensstemmelse mellem målt og beregnet denitrifikation.** Relation between measured and estimated denitrification (kg N/ha/year) within the whole measuring range (left) and for 0-25 kg N/ha/year (right). The figures show linear regression started at 0,0 (— —) and associated confidence interval (.....), as well as the 1:1 line (—) where there is total agreement between measured and estimated denitrification.

En sammenligning mellem denitrifikationen (kg N/ha/år) beregnet med SimDen og målte værdier (se Appendiks) er vist i Fig. 16. Det ses her at SimDen tilsyneladende undervurderer denitrifikation med ca. 60% hvis sammenligningen foretages med alle målte værdier. Dette skyldes primært en enkelt måleværdi på 237 kg N/ha/år, hvor SimDen beregner en denitrifikation på kun 125 kg N/ha/år. Udelades denne måling, bliver relationen mellem de målte og beregnede værdier tættere på 1:1.

Indenfor området 0-25 kg N/ha/år (Fig. 16), hvor størstedelen af måleværdierne ligger, beregner SimDen en større gennemsnitlig denitrifikation end der er målt, i gennemsnit 40% større. Men som tidligere omtalt (afsnit 1.2.1) er der af forskellige årsager grund til at antage, at de målte værdier er underestimeret.

I betragtning af den store usikkerhed, der er forbundet med at måle og beregne denitrifikationen, og at der i SimDen ikke tages højde for aktuelle klimaforhold, så vurderes det, at SimDen er i stand til at beregne en denitrifikation, der er i en realistisk størrelsesorden.

## 7.2 Denitrifikation med Daisy

Daisy er en matematisk model, der kan simulere og integrere processer i jord-plante-atmosfære systemet. Ud fra målte vejrdata og data for dyrkningspraksis, og med kendte parametre for henholdsvis jord og vegetation, kan modellen bl.a. beregne planteproduktionens størrelse samt vandbalance, kvælstofbalance og kulstofbalance for en mark. Desuden simuleres temperatur-, vand-, ammonium- og nitratprofiler i den pågældende jord. Endvidere simuleres udvekslingen med atmosfæren af vanddamp, kuldioxid og gasformige kvælstofforbindelser. En detaljeret beskrivelse af Daisy kan findes hos Hansen *et al.* (1990), Hansen *et al.* (1991), Abrahamsen & Hansen (2000) samt Hansen (2002). I det følgende afsnit gives en kort beskrivelse af hvordan denitrifikationen beskrives i den seneste version af Daisy (version 3.22).

I modellen antages det, at to forskellige processer bidrager til det totale gastab, nemlig et  $N_2O$ -tab i forbindelse med den autotrofe nitrifikation og et uspecificeret N-tab, som er knyttet til den egentlige denitrifikation med heterotrof omsætning af organisk stof. Den sidste proces kræver iltfrie forhold.

Som omtalt i afsnit 4 anbefaler IPCC en *gødningsemission* af  $N_2O$  på 1,25% af tilført gødnings-N. Da den samlede  $N_2O$ -emission imidlertid også omfatter en baggrundsemission, vurderes det, at emissionsfaktoren bør ansættes noget højere, og en værdi på 2% er valgt i Daisy.

I tabel 5 er nogle eksempler på simuleringer af  $N_2O$ -emissionen gennemregnet, og som det fremgår er der god overensstemmelse mellem Daisy og SimDen.

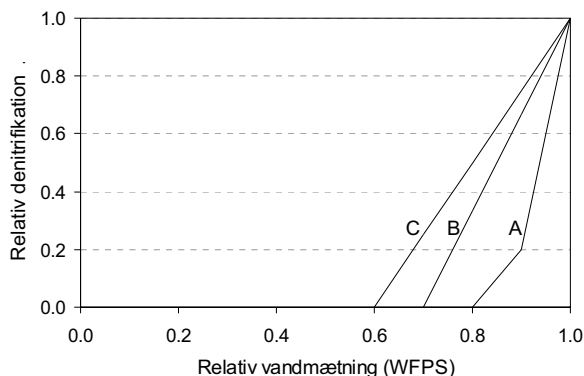
**Tabel 5. Simuleret  $N_2O$ -emission angivet som variationsbredde for de gennemførte simuleringer.** Simulated  $N_2O$  emission: range in variation for simulations.

Afgrøde	Gødningstype	Gødningsmængde kg N/ha	$N_2O$ -emission † kg N/ha/år	
			Daisy	SimDen
Vårbyg	Mineralsk (50% $NH_4-N$ )	115	2 - 3	1 - 3
Vårbyg	Svinegylle (70% $NH_4-N$ )	153	4 - 5	3 - 5
Vinterhvede	Mineralsk (50% $NH_4-N$ )	160	3 - 4	2 - 4
Vinterhvede	Svinegylle (70% $NH_4-N$ )	213	4 - 6	4 - 6

† Simuleringerne er gennemført for perioden 1-4-1991 til 31-3-2000 for jordtyperne JB1-JB7 med fri afdræning og JB4-JB7 med drænløsnings samt for et Jydeved, Årslev og Taastrup klima svarende til en gennemsnitlig årlig nedbør på henholdsvis 1187 mm, 863 mm og 646 mm.

Denitrifikationen forekommer som følge af omsætning af organisk stof og kræver som ovenfor nævnt iltfrie forhold. Udgangspunktet for modellering af denitrifikationen er en såkaldt potentiel denitrifikation, som er den heterotrofe denitrifikation der ville forekomme hvis der herskede iltfrie forhold i jorden, men hvor øvrige forhold såsom indhold af C og  $NO_3$  er uændrede. Der antages en lineær sammenhæng mellem  $CO_2$ -udviklingen fra omsætningen af

jordens organiske stof og den potentielle denitrifikation. Denitrifikationen beregnes som 0.1 g N/g CO<sub>2</sub>-C.



**Figur 17. Vandfunktioner i Daisy. Funktion A fra den oprindelige udgave af Daisy (Hansen *et al.*, 1990), funktion B fra Vinther *et al.* (1996) og funktion C er estimeret på grundlag af data præsenteret i Fig. 6.** Water functions in Daisy. Function A from the original version of Daisy (Hansen *et al.*, 1990), function B from Vinther *et al.* (1996), and function C is estimated on the basis of data presented in figure 6.

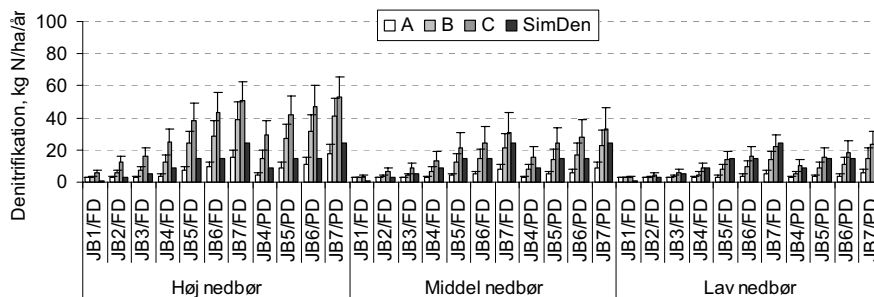
Hvor stor en del af den potentielle denitrifikation der realiseres i en given situation afhænger af iltforholdene i jorden og af tilgængeligheden af nitrat. Effekten af iltforholdene simuleres vha. af en fugtighedsfunktion, som afhænger af den relative vandmætning i jorden (Fig. 17). Afhængigheden af nitrattilgængelighed beskrives som en første-ordens proces.

### 7.3 SimDen og Daisy

Til Daisy-simuleringerne er der valgt scenarier bestående af ensidigt dyrket vårbyg (kort vækstperiode) og ensidigt dyrket vinterhvede (lang vækstperiode). Afgrøderne er gødet op til normerne (Plantedirektoratet 2003) med henholdsvis mineralsk gødning og svinegylle (Tabel 5). Beregningerne er gennemført for en 10-års periode for tre forskellige klimaregioner, nemlig vådt klima (Jyndevad), middelvådt klima (Årslev) og tørt klima (Taastrup). Desuden er beregningerne gennemført for jordtyperne JB1-JB7. For JB1-JB3 er regnet med fri afdræning, dvs. jordvandet i rodzonen ikke er influeret af grundvand. For jordtyperne JB4-JB7 er regnet med fri afdræning samt med afdræning gennem drænedninger, dvs. en situation hvor jordvandet i rodzonen er stærkt influeret af grundvandsspejlets position. Det bemærkes, at modellen ikke er særligt sensitiv overfor hverken jordtype og dræningsforhold eller overfor variation i klima.

I figur 18 er den samlede denitrifikation for scenarier med mineralsk gødet vårbyg vist. Desuden er de tilsvarende SimDen beregninger vist. De viste "error bars" indikerer standard afvigelsen på den simulerede årlige denitrifikation, dvs. de er et mål for variationen mellem år. Det bemærkes, at denne variation ofte er betydelig. Det bemærkes yderligere, at såvel klima-

region som jordtype har en betydelig systematisk indflydelse på denitrifikationens størrelse. Det ses også, at dræningsforholdene (FD = fri dræning; PD = dræning via drænledninger) har en noget mindre betydning. Valg af fugtighedsfunktion (Fig. 17) ses at have stor betydning. Fugtighedsfunktionen B synes at give resultater, der er bedst i overensstemmelse med SimDen resultaterne, og er den fugtighedsfunktion, der er valgt som standard i Daisy version 3.22. Det skal endvidere bemærkes, at for de grovsandede jorde kommer det betydeligste bidrag til det totale gasformige tab fra N<sub>2</sub>O-emission medens for de mere lerede jorde kommer det betydeligste bidrag fra den egentlige denitrifikation.

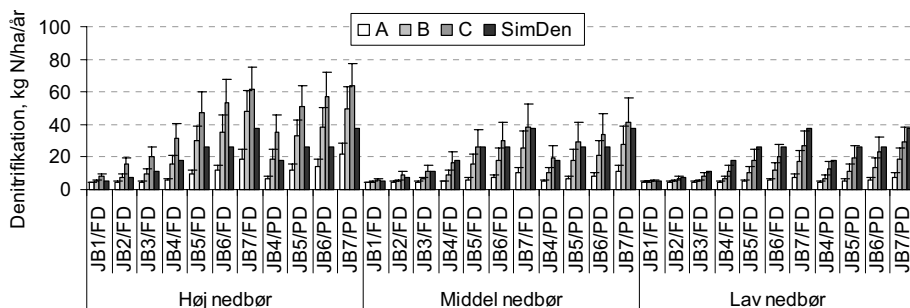


**Figur 18. Denitrifikation i jorde (JB1-7) for tre scenarier med mineralsk gødet (115 kg N/ha) vårbyg ved henholdsvis høj (1187 mm), middel (863 mm) og lav (646 mm) nedbør. Simuleringerne er foretaget med tre vandfunktioner A, B og C (Fig. 17) og sammenlignet SimDen. I lerede jorde (JB4-7) er Daisy simuleringer foretaget under udrænedede (FD) og drænedede (PD) forhold.** Denitrification in soils (JB1-7) with spring barley and N in mineral fertilizer (115 kg N/ha) for three levels of precipitation: relatively high (1187 mm), average (863 mm) and low (646 mm). The simulations have been carried out with three water functions – A, B and C (Fig. 17) and compared with SimDen. In clayey soils (JB4-7) Daisy simulations include both undrained (FD) and drained (PD) conditions.

Det fremgår endvidere af Fig. 18, at SimDen, som ikke tager hensyn til de aktuelle fugtighedsforhold, tilsyneladende undervurderer denitrifikationen ved høj nedbør og overvurderer ved lav nedbør. Derimod er der ved middel nedbør fin overensstemmelse mellem simuleringer i Daisy med vandfunktion B og SimDen.

I Fig. 19, som viser simuleringer og beregninger af denitrifikationen i vårbyg gødet med 153 kg N i svinegylle, ses, at SimDen generelt giver en højere denitrifikation end Daisy.

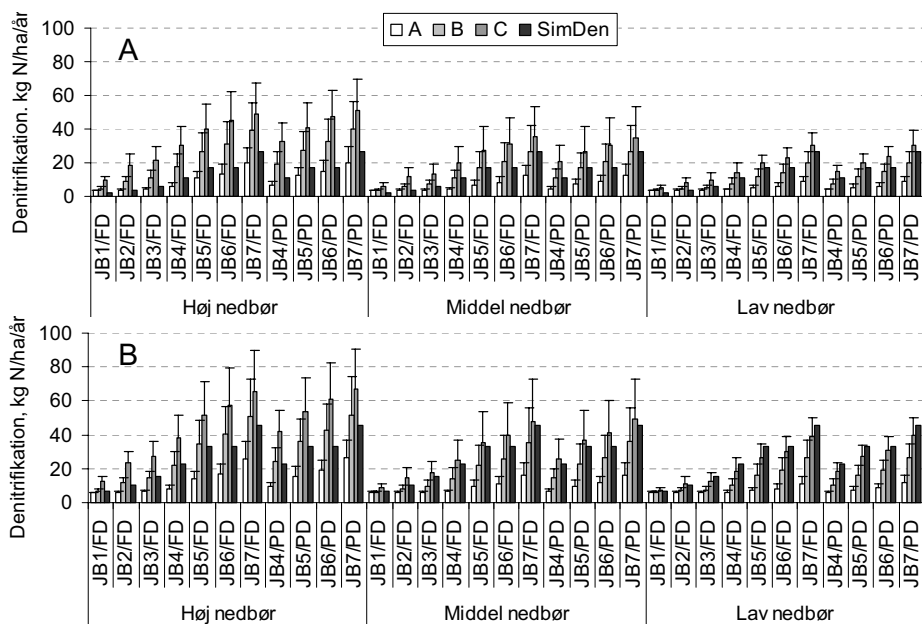
I Fig. 20 er de tilsvarende resultater med vinterhvede vist. Det bemærkes, at mønsteret i disse scenarier ikke afviger markant fra mønsteret i scenarierne med vårbyg.



**Figur 19. Denitrifikation i jorde (JB1-7) for tre scenarier med organisk gødet (153 kg N/ha i svinegylle med direkte nedfældning) vårbyg ved henholdsvis høj (1187 mm), middel (863 mm) og lav (646 mm) nedbør. Simuleringerne er foretaget med tre vandfunktioner A, B og C (Fig. 17) og sammenlignet SimDen. I lerede jorde (JB4-7) er Daisy simuleringer foretaget under udrænedede (FD) og drænedede (PD) forhold.** Denitrification in soils (JB1-7) with spring barley and N in pig slurry (153 kg N/ha, direct injection) for three levels of precipitation: relatively high (1187 mm), average (863 mm) and low (646 mm). The simulations have been carried out with three water functions – A, B and C (Fig. 17) and compared with SimDen. In clayey soils (JB4-7) Daisy simulations include both undrained (FD) and drained (PD) conditions.

Generelt kan det konkluderes, at der er god overensstemmelse mellem simuleringer med Daisy og beregninger med SimDen i handelsgødgede systemer. Derimod giver SimDen en lidt højere denitrifikation i jord tilført husdyrgødning end Daisy beregner med vandfunktion B. En mulig forklaring kunne være, at der ved tilførsel af husdyrgødning, specielt i form af gylle, opstår andre hydrauliske forhold i jorden og dermed ændrede iltforhold, hvorved anvendelse af vandfunktion A måske ville svare bedre til de faktiske forhold. Fremtidige undersøgelser må afgøre, hvad der bedst svarer til virkeligheden.

Overordnet set, og set i lyset af den store usikkerhed der er på bestemmelser af denitrifikation, er der som hovedkonklusion god overensstemmelse mellem Daisy og SimDen.



**Figur 20. Denitrifikation i jorde (JB1-7) for tre scenarier med henholdsvis mineralsk gødet (A; 160 kg N/ha) og organisk gødet (B; 213 kg N/ha i svinegylle med direkte nedfældning) vinterhvede ved høj (1187 mm), middel (863 mm) og lav (646 mm) nedbør. Simuleringerne er foretaget med tre vandfunktioner A, B og C (Fig. 17) og sammenlignet SimDen. I lerede jorde (JB4-7) er Daisy simuleringer foretaget under udræned (FD) og dræned (PD) forhold.** Denitrification in soils (JB1-7) with spring barley and N in either mineral fertilizer (A, 160 kg N/ha) or pig slurry (153 kg N/ha, direct injection) for three levels of precipitation: relatively high (1187 mm), average (863 mm) and low (646 mm). The simulations have been carried out with three water functions – A, B and C (Fig. 17) and compared with SimDen. In clayey soils (JB4-7) Daisy simulations include both undrained (FD) and drained (PD) conditions.

## 8. Erkendtlighed

Dette arbejde er finansieret via projekterne "Fordeling af N-overskud ved anvendelse af gårdmodel (FARM-N)" i Fødevareministeriets forskningsprogram "Jordbruget i et ressourcemæssigt helhedsperspektiv" og "Regional grundvandsbeskyttelse ved optimering af økologiske dyrkningssystemer (ØKOVAND)" i forskningsprogrammet "Forskning i Økologisk Jordbrug 2000-2005 (Føjo II)", hvortil der skal rettes en stor tak.

Endvidere en stor tak til Per Schjønning og Bo V. Iversen, DJF, som venligst har stillet et større datasæt vedr. jordens tekstur og vandindhold til rådighed.

## 9. Litteratur

- Abbasi, M. K. & Adams, W. A. (2000) Gaseous N emission during simultaneous nitrification - denitrification associated with mineral N fertilization to a grassland soil under field conditions. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 1251-1259.
- Abrahamsen, P. & Hansen, S. (2000) Daisy: An Open Soil-Crop-Atmosphere System Model. *Environmental Modelling Soft-ware* 15, 313-330.
- Andersen, C., Eiland, F. & Vinther, F. P. (1983) Økologiske undersøgelser af jordbundens mikroflora og fauna i dyrkningssystemer med reduceret jordbehandling, vårbyg og efterafgrøde. *Tidsskrift for Planteavl* 87, 257-296.
- Aslyng, H. C. (1968) *Klima, jord og vandbalance i jordbruget*. DSR Forlag, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole,
- Benckiser, G., Haider, K. & Sauerbeck, D. (1985) Field measurements of gaseous nitrogen losses from an alfisol planted with sugar-beets. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 149, 249-261.
- Bouwman, A. F. (1996) Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 46, 53-70.
- Christensen, S. (1985) Denitrification i a sandy loam soil as influenced by climatic and soil conditions. *Tidsskrift for Planteavl* 89, 351-365.
- Clough, T. J., Jarvis, S. C., Dixon, E. R., Stevens, R. J., Laughlin, R. J. & Hatch, D. J. (1999) Carbon induced subsoil denitrification of N-15-labelled nitrate in 1 m deep soil columns. *Soil Biology and Biochemistry* 31, 31-41.
- Colbourn, P., Iqbal, M. M. & Harper, I. W. (1984) Estimation of the total gaseous nitrogen losses from clay soils under laboratory and field conditions. *Journal of Soil Science* 35, 11-22.
- Eichner, M. J. (1990) Nitrous oxide emissions from fertilized soils: Summary of available data. *Journal of Environmental Quality* 19, 272-280.
- Ernstsen, V. (1991) NO<sub>3</sub>-transport og -omsætning i et morænelersområde. I "Nitratreduktion i grundvandszonen". ATV-møde d. 4. april 1991, Hotel Marselis, Århus, p. 42.
- Goossens, A., De Visscher, A., Boeckx, P. & van Cleemput, O. (2001) Two-year field study on the emission of N<sub>2</sub>O from coarse and middle-textured Belgian soils with different land use. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60, 23-34.



- Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Andersen, H. E., Jensen, P. G., Pedersen, M., & Rasmussen, P. (2002) Landovervågningsoplande 2002. NOVA 2003. *Faglig rapport fra DMU* nr. 468, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, København, p. 137
- Hansen, L. (1976) Jordtyper ved Statens Forsøgsstationer. *Tidskrift for Planteavl* 80, 742-758.
- Hansen, S. (2002) Daisy, a flexible Soil-Plant-Atmosphere system Model.  
<http://www.dina.kvl.dk/~daisy/>
- Hansen, S., Jensen, H. E., Nielsen, N. E., & Svendsen, H. (1990) DAISY - Soil Plant Atmosphere System Model. *NPo-forskning fra Miljøstyrelsen* Nr. A10, Miljøministeriet Miljøstyrelsen, København, p. 260
- Hansen, S., Jensen, H. E., Nielsen, N. E. & Svendsen, H. (1991) Simulation of nitrogen dynamics and biomass production in winter wheat using the Danish simulation model DAISY. *Fertilizer Research* 27, 245-259.
- Håndbog i Plantedyrkning (1999) Landbrugets Rådgivningscenter, Landskontoret for Uddannelse, Århus
- Håndbog i Kvæghold (1999) Landbrugets Rådgivningscenter, Landskontoret for Uddannelse, Århus
- Henault, C. & Germon, J. C. (2000) NEMIS, a predictive model of denitrification on the field scale. *European Journal of Soil Science* 51, 257-270.
- Høgh-Jensen, H., Loges, R., Jensen, E. S., Jørgensen, F. V. & Vinther, F. P. (1998) Empirisk model til kvantificering af symbiotisk kvælstoffiksering i bælgeplanter. In: (ed. Kristensen E. S. & Olesen J. E.) *Kvælstofudvaskning og -balancer i konventionelle og økologiske produktionssystemer*. Forskningscenter for Økologisk Jordbrug (FØJO), pp. 69-82.
- 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* (in press),
- IPCC (1997) Greenhouse Gas Inventories. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. *Intergovernmental Panel on Climate Change*.
- Jacobsen, O. S., Larsen, H. V., & Andreasen, L. (1990) Geokemiske processer i et grundvandsmagasin. *NPo-forskning fra Miljøstyrelsen* Nr. B10, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, København, p. 45

- Jacobsen, O. S. & Vinther, F. P. (1990) Grundvandsbelastning fra to landbrug på sandjord. *NPo-forskning fra Miljøstyrelsen* Nr. B11, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, København, p. 56
- Jensen, H. V. (1997) Denitrifikationens afhængighed af jordtemperatur og vandindhold med særlig relation til modellering i Daisy. Hovedopgave ved Inst. for Jordbrugs-videnskab, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole. pp. 106.
- Kasimir-Klemetsson, Å. & Klemetsson, L. (2002) A critical analysis of nitrous oxide emissions from animal manure. In: (ed. Petersen S. O. & Olesen J. E.) *Greenhouse gas inventories for agriculture in the Nordic countries. DIAS report No.81* Danish Institute of Agricultural Sciences, Foulum, Denmark, pp. 107-121.
- Keeney, D. R., Fillery, I. R. & Marx, G. P. (1979) Effect of temperature on the gaseous nitrogen products of denitrification in a silt loam soil. *Soil Science Society of America Journal* 43, 1124-1128.
- Kemner, M. B. (1985). Denitrifikation i dyrket jord. Ph.D. afhandling Afd. for Mikrobiologi og Mikrobiel Økologi, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole, København
- Larsen, K. E. & Kjellerup, V. (1989) Årlig og periodisk tilførsel af kvæggødning i sædskifte. Mark- og lysimeterforsøg. *Tidskrift for Planteavl Specialserie S* 1979, 1-99.
- Lind, A. M., Deboz, K., Djurhuus, J., & Maag, M. (1990) Kvælstofomsætning og -transport i to dyrkede jorde. *NPo-forskning fra Miljøstyrelsen* Nr. A9, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, København, p. 113
- Luo, J., Tillman, R. W., White, R. E. & Ball, P. R. (1998) Variation in denitrification activity with soil depth under pasture. *Soil Biology and Biochemistry* 30, 897-903.
- Lægsgreid, M. & Aastverit, A. H. (2002) Nitrous oxide emissions from field applied fertilizers. In: (ed. Petersen S. O. & Olesen J. E.) *Greenhouse gas inventories for agriculture in the Nordic countries. DIAS report No.81* Danish Institute of Agricultural Sciences, Foulum, Denmark, pp. 122-134.
- Maag, M. (1989) Denitrification losses from soil receiving pig slurry or fertilizer. In: (ed. Hansen J. Aa. & Henriksen K.) *Nitrogen in Organic Wastes Applied to Soils*. Academic Press, London, pp. 235-246.
- Maag, M. (1995) Denitrification losses from sandy and sandy loam soils under spring barley fertilized with slurry and ammonium nitrate. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B - Soil and Plant Science* 45, 234-241.
- Maag, M., Lind, A. M. & Eiland, F. (1996) Emission of nitrous oxide and denitrification from Danish soils amended with slurry and fertilizer. In: (Ed. VanCleemput et al) *Progress in Ni-*

- trogen Cycling Studies* Kluwer Academic Press, Waageningen, The Netherlands, pp. 581-584.
- Maag, M. & Vinther, F. P. (1996) Nitrous oxide emission by nitrification and denitrification in different soil types and at different soil moisture contents and temperatures. *Applied Soil Ecology* 4, 5-14.
- Nömmik, H. (1956) Investigations on denitrification in soil. *Acta Agriculturae Scandinavica* 6, 195-288.
- Parkin, T. B. & Tiedje, J. M. (1984) Application of a soil core method to investigate the effect of oxygen concentration on denitrification. *Soil Biology and Biochemistry* 16, 331-334.
- Paul, J. W. & Zebarth, B. J. (1997) Denitrification and nitrate leaching during the fall and winter following dairy cattle slurry application. *Canadian Journal of Soil Science* 77, 231-240.
- Payne, W. J. (1981) *Denitrification*. John Wiley & Sons, New York. p. 215.
- Richards, J. E. & Webster, C. P. (1999) Denitrification in the subsoil of the Broadbalk Continuous Wheat Experiment. *Soil Biology and Biochemistry* 31, 747-755.
- Sahrawat, K. L. & Keeney, D. R. (1986) Nitrous oxide emission from soils. *Advances in Soil Science* 4, 103-148.
- Schjønning, P. (1985) Udstyr til afdræning af jordprøver for jordfysiske analyser. *Tidskrift for Planteavl* S1762, 1-25.
- Sehy, U., Ruser, R. & Munch, J. C. (2003) Nitrous oxide fluxes from maize fields: relationship to yield, site-specific fertilization, and soil conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 99, 97-111.
- Stevens, R. J. & Laughlin, R. J. (1998) Measurement of nitrous oxide and di-nitrogen emissions from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52, 131-139.
- van Cleemput, O. (1998) Subsoils: chemo- and biological denitrification, N<sub>2</sub>O and N<sub>2</sub> emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52, 187-194.
- Vinther, F. P. (1984) Total denitrification and the ratio between N<sub>2</sub>O and N<sub>2</sub> during the growth of spring barley. *Plant and Soil* 76, 227-232.
- Vinther, F. P. (1990) Temperatur og denitrifikation. *NPo-forskning fra Miljøstyrelsen* Nr. A3, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, København, p. 48
- Vinther, F. P. (1992) Measured and simulated denitrification activity in a cropped sandy and loamy soil. *Biology and Fertility of Soils* 14, 43-48.

- Vinther, F. P. (2002) Kvælstof tab ved denitrifikation i rodzonen i perioden 1985 til 2000. *DJF baggrundsnotat for VMP II.*, [http://www.agrsci.dk/vandmiljo/index\\_gl1.shtml](http://www.agrsci.dk/vandmiljo/index_gl1.shtml)
- Vinther, F. P. (2003) Emission af drivhusgasser og denitrifikation på fugtig lavbundsjord. In: (ed. Hald A. B., Hoffmann C. C. & Nielsen L.) *Ekstensiv afgræsning af ferske enge - Botanisk diversitet, småpattedyr, miljø og produktion. DJF rapport - Markbrug nr. 91* Danmarks JordbrugsForskning, pp. 119-130.
- Vinther, F. P., Eiland, F., Hansen, S., Svendsen, H. & Schjøning, P. (1996) Denitrification loss as influenced by soil water potential and temperature - Improved functions for model prediction. *Fourth Congress of Eur.Soc.Agron.*, 7 - 11 July 1996, Wageningen, The Netherlands vol. I, 390-391.
- Weier, K. L., Doran, J. W., Power, J. F. & Walters, D. T. (1993) Denitrification and the dinitrogen/nitrous oxide ratio as affected by soil water, available carbon, and nitrate. *Soil Science Society of America Journal* 57, 66-72.
- Yoshinari, T., Hynes, R. & Knowles, R. (1979) Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction in soil in the presence of acetylene. *Soil Biology and Biochemistry* 9, 177-183.
- Zeuthen, S. B., Vinther, F. P., & Eiland, F. (1990) Transport of omsætning af N og P i Langvad Å's opland. II. Mikrobiel nitratreduktion i umættet zone. *NPo-forskning fra Miljøstyrelsen* Nr. B7, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, København, p. 44

## Appendiks 1

Litteraturværdier for denitrifikation.

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

Reference	Jordtype	Gødning	år	kg/ha/år
Andersen et al. (1983)	JB1	HA-90	1980-82	8
	JB4	HA-120		39
Vinther (1984)	JB4	HA-30	1982	7
		HA-120		19
Christensen (1985)	JB4	HA-40	1984	45.3
		HA-160		70.6
		HU-25t		29.6
		HU-100t		69.7
		HA-40		14.8
		HA-160		11.7
		HU-25t		13.8
Kemner (1985)	JB4	HU-100t		69.4
		HA-40	1984	11.9
		HA-160		15.2
		HU-25t		8.2
		HU-100t		27
		HA-0		5.5
				0.4
				1.9
				3.3
		HA-30		1.6
				0.6
				2.2
		HA-150		4.4
				2.5
				1.7
Maag (1989)	JB4	HA-40	1984	8
		HA-40	1985	36
		HA-40	1986	16
		HA-40	1987	73
		HA-160	1984	2
		HA-160	1985	42
		HA-160	1986	88
		HA-160	1987	70
		HU-80	1984	8
		HU-80	1985	31
		HU-80	1986	33
		HU-80	1987	107
		HU-320	1984	14
		HU-320	1985	41
		HU-320	1986	90
		HU-320	1987	237
Lind et al. (1990)	JB1	0N	1998-89	1
		HA-125	1998-89	1

Reference	Jordtype	Gødning	år	kg/ha/år
	JB5	HU-100	1998-89	2
		0N	1987-88	1
		0N	1988	9
		0N	1989	2
		HA-133	1987-88	7
		HA-133	1988	6
		HU-100	1989	35
		HU-100	1987-88	5
		HU-100	1988	6
		HU-100	1989	6
Vinther (1992)	JB1	HA120	1988-m	1
			1988-s	1
			1989-m	1
			1989-s	1.1
			1990-m	1
			1990-s	1.7
	JB5	HA-90	1988-m	1.5
			1988-s	10.5
			1989-m	3
			1989-s	9
			1990-m	13
			1990-s	14.3
Maag et al. (1996)	JB5	HA/HU	1992	1
				2
				4
				3
				8
				0.5
				0.4
				9
				4
				5
				5
				1
			1993	0.8
				0.6
				0.6
				1

Appendiks 2

SimDen regnearket til indtastning af gødning/N-fikserings input (til venstre i de hvide felter), hvorefter resultater af denitrifikation og N<sub>2</sub>O-emission bliver beregnet og vist for jordtyperne JB1-JB8 ved henholdsvis ”lav”, ”middel” og ”høj” organisk stof niveau.

<div>Input af kvælstof</div> <div>kg N/ha</div> <div>100</div> <div>100</div> <div>90</div> <div>100</div>		<div>Indtast mængden af gødnings-N i de hvide felter:</div> <div><div>- Ved husdyrgødning indtastes total N.</div><div>- Beregnes i næste ark: "N i urin og fæces"</div><div>- Ved N-fiksering indtastes total N-fiksering, dvs. både høstet og bidrag fra stub, rødder, mm.</div></div>												<div>Bemærk!!</div> <div>Baggrunds-denitrifikation<sup>en</sup> er medregnet i alle gødnings typer. Anvendes flere typer som input trækkes baggrunds-denitrifikation<sup>er</sup> fra således at den kun medregnes én gang.</div>																							
		<div>"LAV"</div> <div>Lavt organisk stof niveau, f.eks. i kornsædskifter hvor halm fjernes</div>												<div>"MIDDEL"</div> <div>Middel organisk stof niveau, f.eks. i kornsædskifter hvor halm nedmøldes</div>												<div>"HØJ"</div> <div>Højt organisk stof niveau, f.eks. i kløvergræs eller græsrigge sædskifter</div>											
		<div>Jordtype</div> <div>Baggrunds N<sub>2</sub>O-emission"</div> <div>0.0 0.3 0.6 0.8 1.2 2.0 0.3 0.5 0.8 1.0 1.5 2.5 3.0</div> <div>Baggrundsdenitrifikation"</div> <div>0.0 0.5 1.4 3.2 6.0 12.0 0.3 1.0 2.3 4.5 9.0 17.5 24.0</div>												<div>Jordtype</div> <div>JB1 JB2 JB3 JB4 JB5-6 JB7-8 JB1 JB2 JB3 JB4 JB5-6 JB7-8 JB1 JB2 JB3 JB4 JB5-6 JB7-8</div>												<div>Jordtype</div> <div>JB1 JB2 JB3 JB4 JB5-6 JB7-8 JB1 JB2 JB3 JB4 JB5-6 JB7-8 JB1 JB2 JB3 JB4 JB5-6 JB7-8</div>											
		<div>N-input med:</div> <div>Samlet denitrifikation, kg N/ha/år</div> <div>0.8 1.7 3.4 6.4 10.0 16.8</div>												<div>N-input med:</div> <div>Samlet denitrifikation, kg N/ha/år</div> <div>1.3 2.6 4.7 8.1 13.8 23.1</div>												<div>N-input med:</div> <div>Samlet denitrifikation, kg N/ha/år</div> <div>2.0 3.8 6.1 10.0 18.2 30.4</div>											
<div>Handelsgødning</div> <div>Husdyrgødning</div> <div>- direkte nedfældet</div> <div>- overfladeudbragt og nedmøldet</div>		<div>2.6 4.0 6.6 11.1 15.6 23.4 3.4 5.4 8.4 13.3 20.4 30.6</div>												<div>4.3 7.0 10.3 15.6 25.7 38.9</div>												<div>4.3 7.0 10.3 15.6 25.7 38.9</div>											
		<div>1.8 2.2 4.0 7.1 10.8 17.7 2.5 3.2 5.3 8.9 14.7 24.1</div>												<div>3.2 4.4 6.8 10.8 19.2 31.4</div>												<div>3.2 4.4 6.8 10.8 19.2 31.4</div>											
		<div>Husdyrgødning afsat under afgræsning af:</div> <div>- kløvergræs (inkl. denitrifikation af fikseret N)</div> <div>- rent græs</div>												<div>4.6 7.1 10.5 15.8 26.0 39.2</div> <div>2.6 4.1 6.5 10.3 18.5 30.7</div>												<div>4.6 7.1 10.5 15.8 26.0 39.2</div> <div>2.6 4.1 6.5 10.3 18.5 30.7</div>											
<div>N-fiksering</div>		<div>1.5 2.5 4.4 7.7 11.5 18.5 2.1 3.5 5.8 9.5 15.5 25.0</div>												<div>2.8 4.8 7.3 11.5 20.1 32.5</div>												<div>2.8 4.8 7.3 11.5 20.1 32.5</div>											
		<div>heraf N<sub>2</sub>O-N, kg/ha/år</div> <div>0.8 1.1 1.4 1.6 2.0 2.8</div>												<div>heraf N<sub>2</sub>O-N, kg/ha/år</div> <div>1.1 1.3 1.6 1.8 2.3 3.3</div>												<div>heraf N<sub>2</sub>O-N, kg/ha/år</div> <div>1.3 1.5 1.8 2.0 2.6 3.8</div>											
		<div>Handelsgødning</div> <div>Husdyrgødning</div> <div>- direkte nedfældet</div> <div>- overfladeudbragt og nedmøldet</div>												<div>1.8 2.1 2.3 2.6 3.0 3.8 2.0 2.3 2.5 2.8 3.3 4.3</div>												<div>2.3 2.5 2.7 3.0 3.6 4.8</div> <div>2.3 2.5 2.7 3.0 3.6 4.8</div>											
<div>Husdyrgødning afsat under afgræsning af:</div> <div>- kløvergræs (inkl. N<sub>2</sub>O-emission fra fikseret N)</div> <div>- rent græs</div>		<div>1.0 1.3 1.6 1.8 2.2 3.0 1.3 1.5 1.8 2.0 2.5 3.5</div>												<div>1.5 1.7 2.0 2.2 2.8 4.0</div>												<div>1.5 1.7 2.0 2.2 2.8 4.0</div>											

SimDen regnearket til beregning af kvælstof afsat på marken under afgræsning.

47



## **DJF Foulum**

Postboks 50, 8830 Tjele  
Tlf. 8999 1900. Fax 8999 1919  
djf@agrsci.dk. www.agrsci.dk

Direktion  
Administration

Afdeling for Råvarekvalitet  
Afdeling for Husdyravl og Genetik  
Afdeling for Husdyrernæring og Fysiologi  
Afdeling for Husdyrsundhed og Velfærd  
Afdeling for Jordbrugsproduktion og Miljø

Afdeling for Mark- og Stalddrift  
Kommunikationsafdelingen  
Centerdrift Foulum

## **DJF Årslev**

Kirstinebjergvej 10, 5792 Årslev  
Tlf. 6390 4343. Fax 6390 4390

Afdeling for Havebrugsproduktion

## **DJF Flakkebjerg**

Flakkebjerg, 4200 Slagelse  
Tlf. 5811 3300. Fax 5811 3301

Afdeling for Plantebiologi  
Afdeling for Plantebeskyttelse  
Centerdrift Flakkebjerg

## **DJF Bygholm**

Postboks 536  
Schüttesvej 17, 8700 Horsens  
Tlf. 7629 6000. Fax 7629 6100

Afdeling for Jordbrugsteknik  
Driftsfunktion

## **DJF Sorgenfri**

Skovbrynet 14, 2800 Kgs. Lyngby  
Tlf. 4587 8055 . Fax 4593 1155  
Skadedyrlaboratoriet

## **Enheder på andre lokaliteter**

### **Afdeling for Sortsafprøvning**

Teglværksvej 10, Tystofte  
4230 Skælskør  
Tlf. 5816 0600. Fax 5816 0606

### **Askov Forsøgsstation**

Vejenvej 55, 6600 Vejen  
Tlf. 7536 0277. Fax 7536 6277

### **Den økologiske Forsøgsstation Rugballegård**

Postboks 536, 8700 Horsens  
Tlf. 7629 6000. Fax 7629 6102

### **Foulumgård**

Postboks 50  
8830 Tjele  
Tlf. 8999 1900. Fax 8999 1919

### **Jyndevad Forsøgsstation**

Flensborgvej 22, 6360 Tinglev  
Tlf. 7464 8316. Fax 7464 8489