

**Bepaling van de hoeveelheid minerale stikstof in de  
bodem als beleidsinstrument (besteknr 2000/1)**

**N-(eco)<sup>2</sup>**

**Eindrapport Deel 1**

**Literatuurstudie**

**aangeboden door het consortium bestaande uit**

- **Bodemkundige Dienst van België**
- **Instituut voor Land- en Waterbeheer (K.U.Leuven)**
- **Laboratorium voor Bodemvruchtbaarheid en -biologie (K.U.Leuven)**
- **Bodemkunde en fertiliteit (R.U.Gent)**
- **SADL (K.U.Leuven)**

**Studie uitgevoerd in opdracht van de  
Vlaamse Landmaatschappij**

P/00/001

# Inhoud

<b>VOORWOORD</b> .....	<b>3</b>
<b>1 NITRAATSTIKSTOFRESIDU IN DE BODEM IN HET NAJAAR</b> .....	<b>5</b>
1.1 INLEIDING.....	5
1.2 STIKSTOFCYCLUS.....	5
1.3 FACTOREN DIE HET NITRAATSTIKSTOFRESIDU BEÏNVLOEDEN.....	7
1.4 RELATIE NITRAATSTIKSTOFRESIDU - PERCEELSMANAGEMENT.....	8
1.5 INVLOED VAN DE VOORGESCHIEDENIS VAN HET PERCEEL.....	13
1.6 JAAREFFECT.....	14
1.7 INVLOED VAN DE TEELTEN.....	14
1.7.1 <i>De voorafgaande teelt</i> .....	14
1.7.2 <i>Teeltrotaties</i> .....	16
1.8 PRAKTIJKVELDEN.....	16
1.9 DE RELATIE TUSSEN DE N-RESIDU'S BIJ DE OOGST EN DE N-UITSPOELING.....	19
1.10 BESLUIT.....	22
<b>2 STIKSTOFMINERALISATIE</b> .....	<b>23</b>
2.1 INLEIDING.....	23
2.2 BEPALING VAN DE MINERALISATIEPOTENTIAAL.....	23
2.3 DE INVLOED VAN ORGANISCHE RESIDU ADDITIES OP DE N-MINERALISATIE VAN BODEMS.....	26
2.4 RESULTATEN VAN VROEGER N-MINERALISATIEONDERZOEK OP VLAAMSE BODEMS.....	27
<b>3 DENITRIFICATIE</b> .....	<b>31</b>
3.1 INLEIDING.....	31
3.2 FACTOREN DIE DE DENITRIFICATIE BEÏNVLOEDEN.....	32
3.2.1 <i>Inleiding</i> .....	32
3.2.2 <i>Vochtgehalte en drainage</i> .....	32
3.2.3 <i>N-bemesting</i> .....	34
3.2.4 <i>Textuur</i> .....	35
3.2.5 <i>Oogstresten en groenbemesters</i> .....	35
3.2.6 <i>Bodembewerkingen</i> .....	36
3.2.7 <i>Temperatuur en pH</i> .....	36
3.3 RESULTATEN VAN VROEGER DENITRIFICATIE-ONDERZOEK.....	37
3.3.1 <i>Principe van de meetmethode</i> .....	37
3.3.2 <i>Resultaten van een incubatieproef van een Vlaamse zand-, zandleem- en kleibodem</i> .....	38
3.3.3 <i>Veldproeven</i> .....	42
3.3.3.1 <i>Veldproeven op Vlaamse bodems</i> .....	42
3.3.3.2 <i>Veldproeven in de gematigde gebieden</i> .....	43
3.4 BESLUIT.....	43
<b>4 WISKUNDIGE MODELLEN</b> .....	<b>44</b>
4.1 INLEIDING.....	44
4.2 KORTE BESCHRIJVING VAN DE GEBRUIKTE MODELLEN.....	45
4.2.1 <i>WAVE</i> .....	45
4.2.2 <i>DRAINMOD-N</i> .....	49
4.3 MODELSIMULATIES UITGEVOERD IN HET VERLEDEN.....	51
4.3.1 <i>WAVE</i> .....	51
4.3.2 <i>DRAINMOD-N</i> .....	53
<b>5 LITERATUUR</b> .....	<b>56</b>
<b>6 BIJLAGE</b> .....	<b>68</b>
6.1 BIJLAGE 1: DENITRIFICATIE.....	68

## Voorwoord

De hoofddoelstelling van het onderzoek is meer inzicht verwerven (zowel kwantitatief als kwalitatief) in de stikstofcyclus en de bewegingen van stikstof in de bodem en het ondiepe grondwater onder landbouwgronden, en dit voor de meest voorkomende situaties in Vlaanderen. Dit inzicht moet leiden tot een technische vertaling van de EG-norm van 50 mg  $\text{NO}_3 \text{ l}^{-1}$  of 11.3 mg  $\text{NO}_3\text{-N l}^{-1}$  in grond- en oppervlaktewater in een perceelsgewijze controleerbare nitraatstikstofresidunorm voor cultuurgronden. Voor de realisatie van de beperking van de nitraatverontreiniging van grond- en oppervlaktewater werd wettelijk vastgelegd dat het nitraatstikstofresidu, uitgedrukt in  $\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$  in de bodem tot op een diepte van 90 cm in de periode van 1 oktober tot 15 november, niet hoger mag zijn dan 90  $\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ . Deze norm werd in dit project wetenschappelijk geëvalueerd.

De opzet van dit onderzoeksproject is zodanig dat het eindresultaat van het project, nl. de aanlevering van de nitraatstikstofresidunormen in het bodemprofiel, in de laag 0 tot 90 cm, in de periode van 1 oktober tot 15 november, evenwichtig gebaseerd is op terreingegevens, simulatieresultaten en expertkennis.

Voor de terreingegevens werd beroep gedaan op gegevens van proefvelden (20 percelen). De gegevens van de proefvelden werden gebruikt voor de kalibratie en validatie van de modelleringstools WAVE en DRAINMOD-N. Deze benadering is essentieel om met hoge zekerheid te kunnen stellen dat de modelleringstools, die in de scenarioanalyse werden aangewend, betrouwbaar zijn. De resultaten van de scenarioanalyse, samen met de informatie van de proefvelden en de aanwezige expertkennis binnen het consortium, vormden de basis waarop de nitraatstikstofresidunormen werden afgeleid.

Opdat de modellen betrouwbare resultaten inzake nitraatuitspoeling zouden opleveren, is het zeer belangrijk dat de stikstoftransformatieprocessen in de bodem voldoende nauwkeurig beschreven worden door de modellen. In het verleden werd slechts beperkt onderzoek verricht naar het mineraliserend en denitrificerend vermogen van de Vlaamse bodems. In een eerste fase van dit project werd daarom een kritische analyse van de beschikbare literatuurgegevens uitgevoerd om de bestaande kennis omtrent deze processen te inventariseren. Deze literatuurstudie liet toe om verbanden te leggen tussen de mineralisatie- en denitrificatiecapaciteit van de bodem enerzijds en bodemeigenschappen zoals textuur, organisch stofgehalte, pH, ... anderzijds.

Het eindrapport bestaat uit 4 deelrapporten. De hoofddoelstelling van dit eerste deelrapport is het overzichtelijk bij elkaar brengen van de relevante kennis inzake N-transformatieprocessen uit literatuur en eerder uitgevoerde simulaties en proefveldonderzoek. Tevens wordt de achtergrond van de wiskundige modellen verduidelijkt.

In het tweede deelrapport worden de resultaten van het mineralisatie- en denitrificatieonderzoek voorgesteld. Tevens worden de metingen op de 20 proefvelden besproken. De modellen werden gekalibreerd en gevalideerd op basis van deze proefveldmetingen. Tenslotte komen ook de resultaten van de afbakening en de karakterisering van de simulatieëenheden aan bod in het tweede deel van het eindrapport.

Het vastleggen van de bemonsterings- en controleprocedures vormt het onderwerp van het derde deelrapport.

De resultaten van de scenarioanalyses en van de foutenanalyse, de cartografische voorstelling van de simulatieresultaten en de aanbevelingen aan de landbouwers komen tenslotte aan bod in het vierde en laatste deelrapport.

De volgende personen en onderzoeksinstituten hebben aan dit project hun medewerking verleend:

- Bodemkundige Dienst van België: projectcoördinatie  
E. Herelixa, N. Vogels, L. Vanongeval Promotor: Prof. M. Geypens
- Instituut voor Land- en waterbeheer, K.U.Leuven  
K. Oorts, S. Rombauts, L. Sammels, Promotor: Prof. J. Feyen  
W. W. Verstraeten, A. El-Sadek
- Laboratorium van Bodemvruchtbaarheid en –biologie, K.U.Leuven  
F. Coppens Promotor: Prof. R. Merckx
- Bodemkunde en fertiliteit, R.U.Gent  
K. D’Haene, E. Moreels, S. De Neve, Promotor: Prof. G. Hofman  
J. Salomez, P. Boeckx Prof. O. Van Cleemput
- SADL, K.U.Leuven  
I. Librecht, J. Wellens Promotor: Prof. J. Van Orshoven

Het projectconsortium werd bijgestaan door de Stuurgroep bestaande uit:

- J. Decrop (VLM, Mestbank)
- A. Dobbelaere (VLM, Mestbank)
- S. Ducheyne (VLM, Mestbank)
- P. Gabriëls (ALT)
- J. Lermytte (AMINAL)
- H. Neven (AMINAL, Afd. Land)
- S. Overloop (VMM, MIRA)
- F. Stuyckens (VLM, Mestbank)
- L. Van Craen (AMINAL, Afd. Water)
- H. Vandendriessche (Kabinet van de Vlaamse Minister van Leefmilieu en Landbouw, Adviseur)
- D. Van Gijsegem (ALT-VOLT)
- K. Van Hoof (VMM)

# 1 Nitraatstikstofresidu in de bodem in het najaar

## 1.1 Inleiding

De hoofddoelstelling van dit onderzoeksproject is de bepaling van de relatie tussen het nitraatstikstofresidu in de bodem en de nitraatconcentratie in het grond- en oppervlaktewater en dit voor de meest voorkomende 'bodem-gewas-hydrologie' combinaties in Vlaanderen. Aansluitend hierop wordt nagegaan in welke mate exploitatiemaatregelen en bemestingspraktijken kunnen worden voorgesteld voor de beheersing van het minerale stikstofgehalte in het bodemprofiel. Om hierin meer inzicht te verkrijgen wordt in dit hoofdstuk eerst de stikstofcyclus besproken, vervolgens komen de factoren die een invloed hebben op het nitraatstikstofresidu aan bod en tenslotte worden verbanden gelegd tussen het nitraatstikstofresidu en niraatuitspoeling.

## 1.2 Stikstofcyclus

Verscheidene stikstofprocessen vinden tegelijkertijd plaats in de bodem met snelheden die afhankelijk zijn van bodemkarakteristieken, weersomstandigheden en microbiële activiteit. In Figuur 1.1 worden de verschillende processen van de stikstofcyclus schematisch weergegeven.

Tot de belangrijkste outputprocessen behoren  $\text{NO}_3$ -uitspoeling,  $\text{NH}_3$ -vervluchtiging,  $\text{N}_2\text{O}$ -,  $\text{N}_2$ - en  $\text{NO}_x$ -emissie en N-opname door planten en dieren. De belangrijkste inputprocessen zijn depositie, fixatie en bemesting. Mineralisatie en immobilisatie vervolledigen de stikstofcyclus.

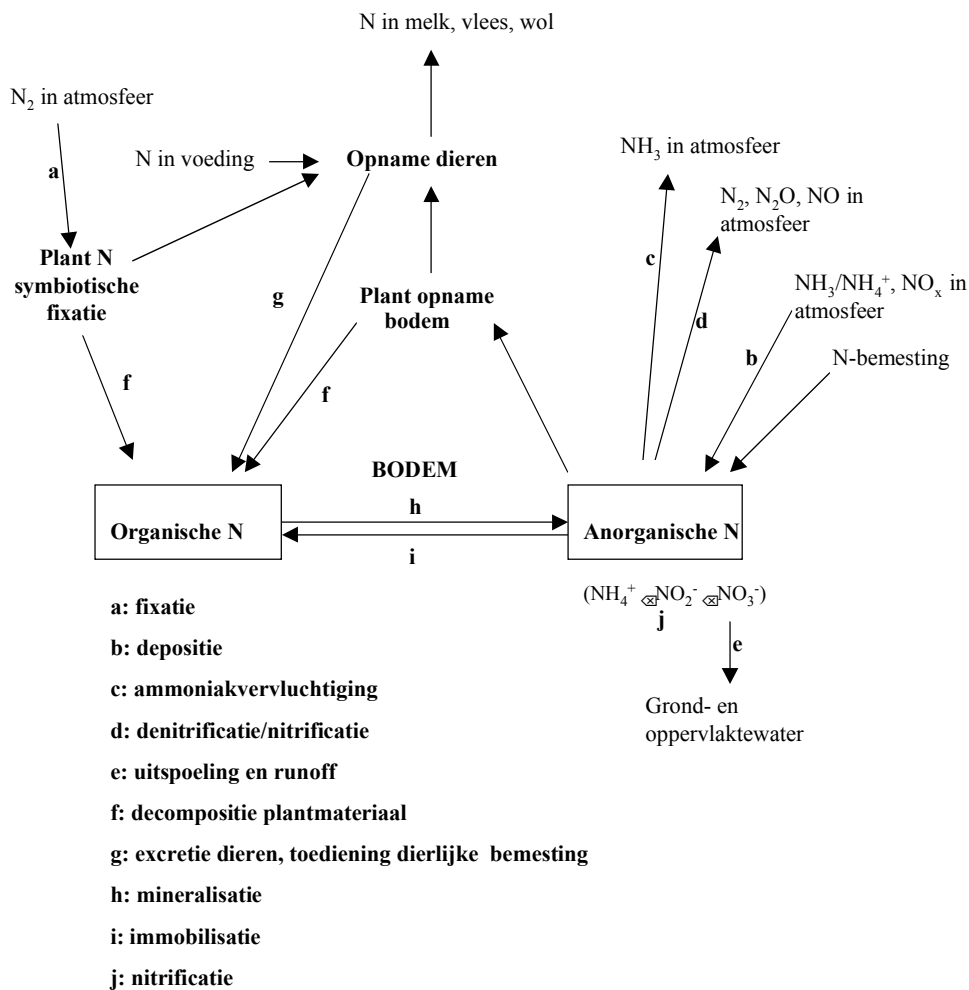
Een belangrijke stikstofaanvoer gebeurt via de bemesting. Naast minerale en/of organische N-meststoffen kunnen vlinderbloemigen voor een extra stikstofinput zorgen via biologische N-fixatie waarbij  $\text{N}_2$  uit de atmosfeer vastgelegd wordt. Stikstof kan ook worden aangevoerd via depositie, zowel onder natte (regen, sneeuw) als onder droge (absorptie van gassen, aërosoldeeltjes) vorm.

Immobilisatie zorgt ervoor dat een gedeelte van de minerale stikstof tijdelijk vastgelegd wordt als organische stikstof in micro-organismen, gewasresten, wortels of bodem-organische stof. Op deze wijze wordt de stikstof niet meer beschikbaar voor de plant. De organische stikstof kan na verloop van tijd opnieuw omgezet worden tot minerale stikstof door mineralisatie door toedoen van microbiële activiteit. Het netto-effect van immobilisatie en mineralisatie in termen van beschikbare stikstof wordt aangeduid als netto-mineralisatie.

Een groot deel van de minerale stikstof wordt als voedingsstof opgenomen door de gewassen. Daarnaast kunnen denitrificatie en nitrificatie aanleiding geven tot vorming van gasvormige stikstofverbindingen ( $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}$  en  $\text{NO}_2$ ) die bijdragen tot verzuring en tot beïnvloeding van het broeikas-effect en de ozonconcentraties. Denitrificatie zorgt ook voor de vorming van  $\text{N}_2$  dat vanuit ecologisch oogpunt echter veel minder belangrijk is. Gasvormige verliezen kunnen ook plaatsvinden via ammoniakvervluchtiging bij het spreiden van meststoffen. Op begraasde graslanden vindt  $\text{NH}_3$ -vervluchtiging vooral plaats uit urineplekken. Ammoniak is medeverantwoordelijk voor verzuring van de bodem.

Nitrificatie zorgt voor de omvorming van het relatief mobiele ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) naar het zeer mobiele nitraat ( $\text{NO}_3^-$ ). Nitraat kan uitspoelen en leiden tot de contaminatie van grond- en oppervlaktewater. Te hoge nitraatconcentraties kunnen onder andere aanleiding geven tot eutrofiëring van het oppervlaktewater.

Begraasde graslanden worden gekenmerkt door een grote return van stikstof naar de bodem via urine en faeces. Ongeveer 80 % van de stikstof die opgenomen wordt door de dieren wordt terug uitgescheiden op het grasland via mest en urine (Addiscott *et al.*, 1991).



Figuur 1.1: Schematische voorstelling van de stikstofcyclus in de bodem (Naar Watson, 2001)

Uit bovenstaande volgt dat de totale beschikbare hoeveelheid stikstof op een bepaald perceel tijdens de groei van een bepaald gewas voornamelijk bepaald wordt door:

1. de minerale stikstofvoorraad in de bodem bij het begin van het groeiseizoen;
2. de stikstof die vrijkomt door mineralisatie van bodemhumus, organische meststoffen en oogstresten tijdens de periode van stikstofopname door het gewas;
3. de stikstof die via bemesting wordt toegediend;
4. de mogelijke stikstofverliezen uit de bodem: denitrificatie, vervluchtiging (NH<sub>3</sub>) en uitspoeling, run off en erosie.

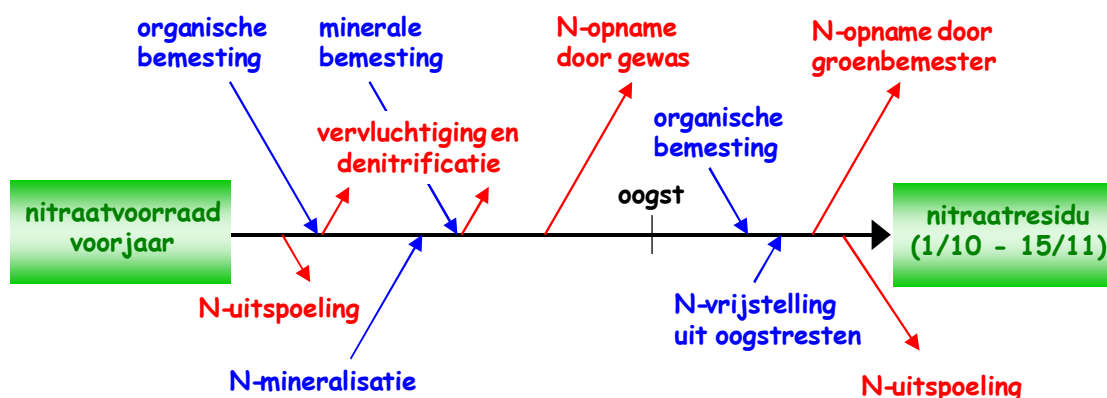
Het verbouwde gewas zal tijdens zijn ontwikkeling de minerale stikstof uit de bodem benutten. Hierbij is het belangrijk onderscheid te maken tussen de diepwortelende gewassen (zoals tarwe, suikerbieten) en de gewassen met een eerder oppervlakkig wortelstelsel (zoals aardappelen). Ook moet men onderscheid maken tussen gewassen die in afgerijpte toestand en gewassen die in de vegetatieve fase van de groei geoogst worden. De weersomstandigheden tijdens het groeiseizoen (temperatuur, zonneschijnduur, vochtvoorziening) hebben een belangrijke invloed op de opbrengst en bijgevolg op de hoeveelheid stikstof die door het gewas wordt opgenomen.

Na de teelt blijft er een bepaalde hoeveelheid nitrische stikstof achter in het bodemprofiel, verder aangeduid als het nitraatstikstofresidu. De omvang van deze hoeveelheid wordt ondermeer bepaald door bovengenoemde factoren. Na de oogst kan de hoeveelheid nitraatstikstof in het bodemprofiel nog sterk wijzigen. Door najaarsmineralisatie (uit de organische stofvoorraad in de bodem of afkomstig uit oogstresten of organische bemesting) kan de hoeveelheid nog sterk toenemen. Door het neerslagoverschot gedurende die periode treedt er migratie van de nitrische stikstof naar de diepere bodemlagen op.

### 1.3 Factoren die het nitraatstikstofresidu beïnvloeden

De factoren die het nitraatstikstofresidu beïnvloeden worden schematisch weergegeven in Figuur 1.2.

In het voorjaar is een bepaalde hoeveelheid nitraat in de bodemlaag 0 tot 90 cm diepte aanwezig. In het voorjaar kan eventueel niraatuitspoeling optreden, afhankelijk van de weersomstandigheden. Een belangrijke aanvoerpost van stikstof is de stikstofbemesting onder minerale of organische vorm. Een deel van de stikstof kan verloren gaan door vervluchtiging en/of denitrificatie.



Figuur 1.2: Schematische voorstelling van de factoren die het nitraatstikstofresidu beïnvloeden (Bron: BDB)

Een andere belangrijke aanvoerpost is de stikstof die vrijkomt door mineralisatie uit de bodemhumus of andere vormen van organische stikstof (oogstresten, organische meststoffen,...).

De belangrijkste afvoerpost van stikstof is de opname door het gewas. Via het geoogste product wordt, afhankelijk van de teelt zelf en zijn opbrengst, een zekere hoeveelheid stikstof afgevoerd van het perceel. Hoe hoger de opbrengst, hoe groter de stikstofafvoer. Een

teeltmislukking of lagere opbrengst zal dus voor gevolg hebben dat meer stikstof achterblijft als nitraatstikstofresidu.

Bij de oogst van de hoofdteelt zal de nitraatstikstof die niet opgenomen werd door het gewas in de bodem achterblijven. Deze hoeveelheid nitraatstikstof kan echter nog toenemen, afhankelijk van de parameters die na de oogst nog een rol spelen, zoals bemesting en najaarsmineralisatie. Als de bodem voldoende vocht bevat en voldoende warm is, zal de mineralisatie verder doorgaan. Er kan ook nog stikstof vrijgesteld worden uit oogstresten die eventueel op het perceel achtergebleven zijn (bv. bietenloof, bonenloof, ...).

In het najaar kan er nog stikstof onttrokken worden uit het profiel door het inzaaien van een groenbemester, door opslag van granen of door een volgteelt die nog voldoende kan ontwikkelen. Tenslotte is het mogelijk dat een gedeelte van de aanwezige nitraatstikstof in het najaar uitspoelt.

#### **1.4 Relatie nitraatstikstofresidu - perceelsmanagement**

De doelstelling van duurzame bemesting is het gebruik van dierlijke, minerale en andere meststoffen zodanig te regelen en op elkaar af te stemmen dat de plantaardige productie wordt geoptimaliseerd, terwijl de impact op het milieu tot een minimum herleid wordt. In het verleden en in mindere mate vandaag is het bemestingsonderzoek steeds gericht geweest op een opvoering van de productie en een verbetering van de kwaliteit van het oogstbaar product. Daarnaast heeft de ontwikkeling van de intensieve veehouderij in Vlaanderen aanleiding gegeven tot de productie van grote hoeveelheden mest en overeenkomstig belangrijke hoeveelheden nutriënten.

Een overdreven, niet-beredeneerde mesttoediening leidt tot een nutriëntenaanbod dat ver uitsteekt boven de reële plantbehoeften. Het (langdurig) gebruik van meststoffen dat niet afgestemd is op de behoeften van de gewassen en op de bodemgesteldheid leidt tot stikstofverliezen. Dit onevenwicht kan resulteren in een sterke toename van het nitraatgehalte in grond- en oppervlaktewater. Indien dit water bestemd is voor drinkwater kan dit in bepaalde gevallen de gezondheid van de mens in het gedrang brengen. Tevens geeft dit aanleiding tot eutrofiëring van oppervlaktewaters, waardoor het ecologisch evenwicht van dit water wordt verstoord. Volgens de Europese normering mag het nitraatstikstofgehalte in grond- en oppervlaktewater de concentratie van  $11.3 \text{ mg NO}_3\text{-N l}^{-1}$  niet overschrijden.

Tengevolge van de impact op het milieu van het intensief gebruik van meststoffen wordt thans het bemestingsonderzoek in een totaal andere context gevoerd. Vandaag wordt niet enkel de relatie bemesting-opbrengst (kwantiteit en kwaliteit) geanalyseerd in functie van het bodemtype, de voorgeschiedenis en de hydrologische context van het perceel, maar ook de impact op het milieu.

Voor de bespreking van de problematiek van de relatie tussen de stikstofbemesting en het stikstofresidu bij de oogst van de teelt wordt frequent gebruik gemaakt van de surpluscurve. Deze curve toont de hoeveelheid stikstof die achterblijft in het bodemprofiel ten opzichte van de toegepaste bemesting. Figuur 1.3 geeft een theoretische voorstelling van een surpluscurve. Bij lage stikstofdosissen is de hoeveelheid reststikstof tamelijk constant. Vanaf een bepaald punt (verzadigingspunt) neemt de hoeveelheid reststikstof sterk toe met stijgende stikstofbemesting. Vanaf dit punt wordt van de toegediende stikstofbemesting weinig of nagenoeg niets meer opgenomen door het gewas. Onderaan Figuur 1.3 worden enkele beschouwingen vermeld over de mogelijke effecten op het gewas. In Figuur 1.4 worden voor 14 aardappelvelden en voor verschillende N-dosissen (getuige, advies - 40 %, advies, advies + 40 %) het N-residu (nitrische en ammoniakale) in het bodemprofiel (0-90 cm) weergegeven op het moment van de oogst (Bries *et al.*, 1994). Voor de verschillende proefvelden varieerde het advies van  $156$  tot  $250 \text{ kg N ha}^{-1}$  met een gemiddelde van  $216 \text{ kg N ha}^{-1}$ . Tot aan de



stikstofbemesting gelijk aan het advies ligt het N-residu gemiddeld op een vergelijkbaar niveau. Overbemesting leidt duidelijk tot een aanrijking van het bodemprofiel.

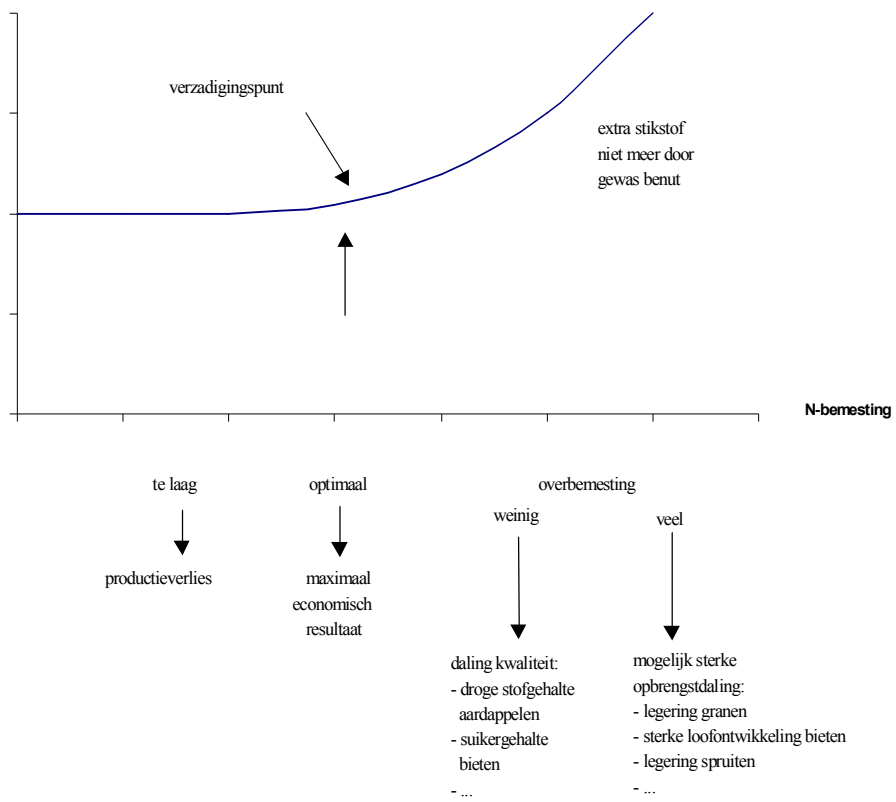
Uit Figuur 1.4 valt ook af te leiden dat de ligging van de surpluscurve voor een bepaalde teelt sterk perceelsafhankelijk is. Zo werden op een aantal proefvelden bij de verschillende toegediende stikstofdosissen lage stikstofresidu's gemeten, terwijl op ander velden reeds bij de blanco (onbemest perceel) een vrij hoog stikstofresidu in het bodemprofiel achterbleef.

De grote verschillen tussen de proefvelden zijn onder andere te wijten aan verschillen in watervoorziening. Op de percelen met een neerslagtekort tijdens het groeiseizoen worden beduidend hogere residu's gemeten omwille van een geremde N-opname.

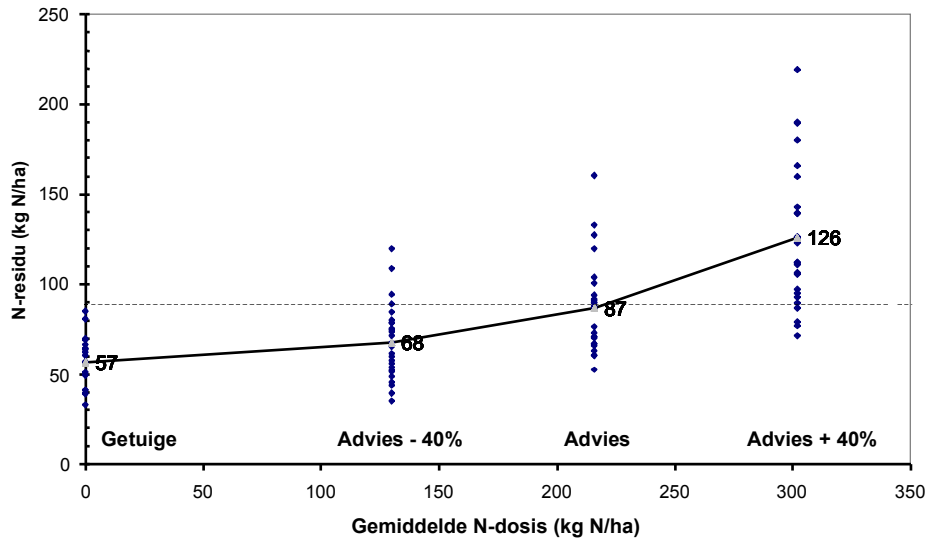
De vorm van de surpluscurve geeft aan in welke mate het gewas de toegediende beschikbare stikstof heeft benut. Deze informatie lezen we ook af uit de responscurven. In Figuur 1.5 worden drie typische responscurven geïdealiseerd voorgesteld. De dalende rechte (1) toont duidelijk dat bijkomende stikstofbemesting resulteert in dalende opbrengsten wat eerder een uitzonderlijke situatie is. Hier was voldoende stikstof in de bodem beschikbaar of kunnen omgevingsfactoren de gewasproductie beïnvloed hebben (bijvoorbeeld droogte). Curve (2) is de meest voorkomende opbrengstcurve en geeft weer dat vanaf een bepaald optimum de opbrengst-toename per eenheid meststof afneemt naarmate meer stikstof wordt toegediend. De responscurve (3) geeft een opbrengststijging met toenemende stikstofbemesting weer tot op zekere hoogte waarna de opbrengst sterk daalt met verdere toename van de stikstofdosering. Uit deze responscurven kan de (economisch) optimale stikstofbemesting berekend worden. De ligging van het optimum wordt in belangrijke mate bepaald door de stikstofbeschikbaarheid op een welbepaald perceel.

Vanuit milieukundig oogpunt zou het interessant zijn mocht de ligging van het verzadigingspunt (surpluscurve) overeenkomen met de economisch optimale N-dosis (responscurve). Dan worden immers rendabele producties behaald bij een minimale hoeveelheid reststikstof. Uit onderzoek blijkt dat de ligging van de surpluscurve perceels-, teelt- en jaarafhankelijk is (Bries *et al.*, 1994; Vandendriessche *et al.*, 1992). In sommige situaties is het dan ook niet denkbeeldig dat de hoeveelheid reststikstof bij een laag stikstofniveau (links van het verzadigingsniveau) de nagestreefde maximumhoeveelheid reststikstof overschrijdt.

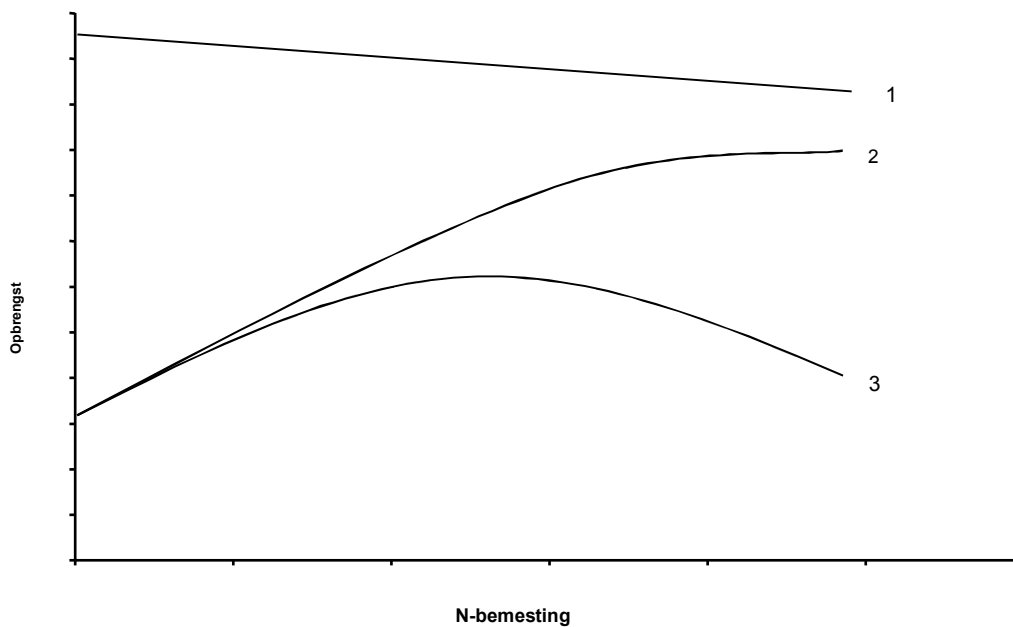
Reststikstof bij de oogst



Figuur 1.3: Theoretische voorstelling van de surpluscurve



Figuur 1.4: Nitraatstikstofresidu ( $\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ ) in het bodemprofiel (0-90 cm) bij de oogst, resultaten van 14 stikstofbemestingsexperimenten op aardappelen (Bries *et al.*, 1994)



Figuur 1.5: Theoretische voorstelling van de responscurve. De dalende rechte (1) toont dat bijkomende stikstofbemesting resulteert in dalende opbrengsten. Curve (2) is de meest voorkomende opbrengstcurve en geeft weer dat vanaf een bepaald optimum de opbrengst-toename per eenheid meststof afneemt naarmate meer stikstof wordt toegediend. De responscurve (3) geeft een opbrengststijging met toenemende stikstofbemesting weer tot op zekere hoogte waarna de opbrengst sterk daalt met verdere toename van de stikstofdosering.

Via een perceelsspecifieke stikstofbemesting in functie van de minerale stikstofvoorraad, de verwachte stikstofmineralisatie en de stikstofbehoefte van de teelt, kan het stikstofresidu in het najaar in veel gevallen beperkt blijven. In 'normale' situaties (geen extreem hoge N-levering door het perceel, geen groeistilstand,...) zal met andere woorden de stikstofbemesting de belangrijkste determinerende factor zijn.

Hieronder worden, naast de stikstofbemesting, een aantal andere teelttechnische maatregelen vermeld die een invloed hebben op het nitraatstikstofresidu in het najaar.

Bij toediening van *organische meststoffen* kennen de respons- en surpluscurven een duidelijk ander verloop (Coppens en Bries, 1999). Bij invulling van de stikstofbemesting met organische meststoffen moet rekening gehouden worden met de mineralisatie van de toegediende organische stof. Indien voldoende rekening wordt gehouden met de verwachte stikstoflevering uit de toegediende organische bemesting, dan hoeft organische bemesting niet noodzakelijk te leiden tot verhoogde stikstofresidu's bij de oogst van de gewassen. Afhankelijk van het type en de dosis van de toegediende organische bemesting, zal de mineralisatie van de organische stof nog doorgaan na de oogst, waardoor de hoeveelheid reststikstof verder kan toenemen.

Het toepassen van *gefractioneerde bemesting* is een goede teeltpraktijk. Veel neerslag bij het begin van de teelt, wanneer de bodem nog niet volledig bedekt is, resulteert in een verplaatsing van de NO<sub>3</sub>-N naar diepere horizonten en tot mogelijke stikstofverliezen. Wanneer bovendien kort na het planten nog een sterke stikstofmineralisatie mag verwacht worden, zoals op gronden met een geschiedenis van een jaarlijks hoge organische bemesting of een situatie waarin vlak voor het planten een aanzienlijke hoeveelheid verse gewasresten is ondergewerkt, zou door fractionatie op stikstof bespaard kunnen worden (Demyttenaere *et al.*, 1991). Tijdens de teelt wordt een bodemstaal genomen en op basis van de gemeten hoeveelheid minerale stikstof in de bodem wordt al dan niet bijbemest.

Voor sommige teelten kan *band- of rijbemesting* voor een betere stikstofbenutting zorgen. Sommige groenten en aardappelen hebben een beperkte worteldensiteit en –spreiding en de hoeveelheid nitraatstikstof gemeten in en tussen de rijen kan duidelijke verschillen vertonen (Hofman *et al.*, 1990).

Na de teelt van bloemkool en broccoli met een hoog N-residu kan een stikstofvanggewas, een *groenbemester*, ingezaaid worden (Salomez *et al.*, 1999). Landman (1990) toonde aan dat, afhankelijk van het zaaitijdstip, de stikstofopname door groenbemers varieerde tussen 20 en 140 kg N ha<sup>-1</sup>. Ook door Ninane *et al.* (1995) werd aangetoond dat de stikstofopname afhankelijk is van de zaaidatum. In dat onderzoek varieerde de stikstofopname door een groenbemester tussen ± 50 (inzaai half september) en ± 175 kg N ha<sup>-1</sup> (inzaai tweede helft augustus). Het inzaaien van een groenbemester in het najaar kan, indien dit vroeg genoeg gebeurt, een belangrijk deel van de stikstof in de bodem opnemen en op deze wijze migratie naar diepere lagen verhinderen. Daarnaast wordt door transpiratie van het gewas de neerwaartse waterbeweging en dus de uitspoeling beperkt. Dit betekent dat groenbemers die ten laatste begin september ingezaaid worden het nitraatstikstofresidu in de bodem zullen verlagen. Voor herfstteelten (oogstdatum vanaf begin september) en dubbelteelten van zowel bloemkool als broccoli biedt dit geen oplossing (Salomez *et al.*, 1999).

De snelheid van stikstofvrijstelling uit de groenbemester hangt sterk af van het type van groenbemester (Vandendriessche *et al.*, 1996). Bladrijke groenbemers zoals gele mosterd en Phacelia zullen na afsterven of onderwerken sneller stikstof vrijstellen dan gras.

Bij het *verwijderen van oogstresten* van het land wordt vermeden dat stikstof via mineralisatie uit plantenresten vrijkomt. Voor bloemkool wordt vaak compostering van de gewasresten vooropgesteld. Hierbij kan opgemerkt worden dat de kosten voor de teelt hierdoor aanzienlijk

zullen verhogen, waardoor het toepassen van compostering in de praktijk sterk in vraag gesteld kan worden. Bovendien gebeurt de oogst van bloemkool in het najaar over een vrij lange periode, waardoor een deel van de gewasresten reeds op het veld verrot zijn en bijgevolg niet kunnen worden gerecupereerd (Vandevelde, 2000).

In grasland worden op korte afstanden grote variaties in minerale stikstof gemeten. Bij beweiding keert een groot aandeel van de opgenomen stikstof terug naar het perceel. Ongeveer 80 % van de stikstof die opgenomen wordt door de dieren wordt terug uitgescheiden op het grasland via mest en urine (Addiscott *et al.*, 1991). Urine en faeces zijn zeer heterogeen verspreid over de weide (Bogaert *et al.*, 2000). Deze variabiliteit is niet alleen het gevolg van de relatief willekeurige depositie van dierlijke excreta over de volledige weide, maar ook van de voorkeur van het vee voor bepaalde plaatsen, zoals paden, schaduwrijke plaatsen en drinkplaatsen. Bovendien gaat het over zeer hoge stikstofconcentraties op een zeer beperkte oppervlakte. Doordat de mest en urine op een beperkt deel van het perceel worden geconcentreerd krijgt dit deel een plaatselijk zeer hoge stikstofbemesting die de stikstofopname, grasgroei en stikstofverliezen sterk zal beïnvloeden. Vooral het effect van urine op nitraatuitloging naar het grondwater kan zeer belangrijk zijn (Afzal en Adams, 1992). Uit onderzoek van Van der Putten en Vellinga (1996) bleek dat de effecten van urine-stikstof op de nitraatuitspoeling variëren gedurende het groeiseizoen. Urine-stikstof die vroeg in het groeiseizoen op het gras terecht komt, wordt deels nog opgenomen door het groeiende gras en draagt dus minder bij aan de nitraatuitspoeling dan de late urineplekken.

Op de drinkplaatsen en ingangen van weilanden zijn de stikstofhoeveelheden en dus de stikstofverliezen erg hoog. Bij de uitvoering van de bemesting kan hier rekening mee worden gehouden (Bogaert *et al.*, 2000).

## 1.5 Invloed van de voorgeschiedenis van het perceel

Uit het voorgaande blijkt dat er grote verschillen bestaan inzake het nitraatstikstofresidu en respons van het gewas tussen de percelen of zelfs tussen de jaren binnen eenzelfde perceel. Deze verschillen kunnen enerzijds toegeschreven worden aan textuur, humusgehalte, vochtvoorziening... Een belangrijke factor hierin is zeker ook de voorgeschiedenis van de percelen, waarmee vooral de organische stofbalans op perceelsniveau wordt bedoeld. Naarmate de organische stofbalans minder positief of zelfs negatief wordt, zal de mineralisatiecapaciteit van de bodem dalen.

Om een goed opbrengstpotentieel van de bodems (relatie van organische stofvoorraad tot structuur, waterhoudend vermogen en stikstofmineralisatie) te kunnen behouden, is een bepaalde aanbreng van organische stof noodzakelijk. Op percelen met een recente aanvoer van organisch materiaal kan een verhoogde stikstofmineralisatie verwacht worden. Dit heeft een invloed op het verloop van zowel respons- als surpluscurven. Ook na de oogst van het gewas kan de verhoogde stikstofvoorraad een belangrijke invloed hebben op de najaarsmineralisatie en derhalve ook op de evolutie van de minerale stikstof in het najaar.

Bij bodems in dezelfde regio met vergelijkbare bodemeigenschappen en teeltrotatie is de N-mineralisatie gelijklopend (Hofman, 1988). De mineralisatie is immers afhankelijk van het aanwezige organische materiaal en zijn samenstelling, de microbiële activiteit en de structuur en het vochthoudend vermogen van de bodem. Bij bodems met belangrijke inputs van vers organisch materiaal zoals het regelmatig aanbrengen van grote hoeveelheden drijfmest, kan de mineralisatiecapaciteit oplopen.

Bij een onvoldoende afstemming van de stikstofbemesting op de stikstofvoorraad van het perceel, is het risico op een hoger N-residu in het najaar zeer reëel.

## 1.6 Jaareffect

Dit effect bestaat vooral uit de waterbeschikbaarheid tijdens het groeiseizoen, wat een belangrijke invloed heeft op de stikstofopname door de teelt, en uit de weersomstandigheden (temperatuur, neerslag) in het najaar.

De temperatuur heeft een grote invloed op microbiële processen zoals mineralisatie en denitrificatie. De neerslag beïnvloedt het vochtgehalte van de bodem dat bepalend is voor denitrificatie en uitspoeling (Vlassak en Hofman, 1999).

## 1.7 Invloed van de teelten

### 1.7.1 De voorafgaande teelt

Voor een aantal teelten is de vorm van de surplus en/of responscurve minder uitgesproken dan voor andere teelten. Waar graangewassen een surpluscurve vertonen die nauw aansluit bij de geïdealiseerde voorstelling, ligt bij aardappelen het verzadigingspunt meer naar links. Bij suikerbieten wordt, vanwege de neiging naar luxe-consumptie, het verzadigingspunt eerder naar rechts verschoven. Bij overbemeste bieten vormt het nitraatstikstofresidu in de bodem bij de oogst dus een minder groot probleem, doch kan er na mineralisatie van het loof nog vrij veel stikstof vrijgesteld worden (Vandendriessche *et al.*, 1992).

Bij de stikstofbemesting wordt rekening gehouden met de gewassenmerken. Het latent mineraal stikstofresidu, namelijk de hoeveelheid anorganische stikstof die in het profiel, in functie van de bewortelingsdiepte van het gewas, nog aangetroffen wordt op het ogenblik van de maximale stikstofopname van het gewas, wordt na een beredeneerde stikstofbemesting en bij optimale groeiomstandigheden bepaald (Hofman, 1983). Het latent nitraatstikstofresidu varieert van 25 kg NO<sub>3</sub>-N bij granen en suikerbieten tot bijna 100 kg NO<sub>3</sub>-N voor sommige bladgroenten. Het vereiste latente minerale stikstofresidu hangt af van de stikstofvraag op het einde van de teelt en de bewortelingsdiepte en -intensiteit. Granen en suikerbieten hebben een lage stikstofvraag op het einde van de teelt, een diepe en intense beworteling en kunnen het ganse bodemprofiel uitputten. Bladgroenten daarentegen hebben een grote hoeveelheid minerale stikstof nodig tot op het einde van de teelt. Met hun ondiepe en beperkte verspreiding van de wortels is slechts een beperkte hoeveelheid stikstof uit het profiel bereikbaar (Hofman *et al.*, 1990).

Een beredeneerde bemesting is zodoende afhankelijk van het gewas en de bodemeigenschappen.

De bemesting was en is in de praktijk echter vaak hoger dan noodzakelijk. In Tabel 1.1 staan de minerale stikstofresidu's bij de oogst van een aantal akkerbouwgewassen en vollegroenten (Demyttenaere, 1991).

Tabel 1.1: Gemiddelde en standaardafwijking van het NO<sub>3</sub>-N-residu bij de oogst van enkele akkerbouwgewassen en vollegrondsgroenten (naar Demyttenaere, 1991)

Gewas	Residu bij de oogst (kg NO <sub>3</sub> -N ha <sup>-1</sup> )	
	0-120 cm	0-60 cm
Wintertarwe	-	48 ± 18
Suikerbieten	-	53 ± 20
Aardappelen	-	156 ± 45
Bleekselderij	450 ± 270	239 ± 200
Bloemkool	431 ± 331	318 ± 279
Erwt	128 ± 54	73 ± 35
Knolselderij	396 ± 183	219 ± 144
Prei	219 ± 96	105 ± 43
Wortel	147 ± 75	101 ± 64

Afhankelijk van het verbouwde gewas worden bij de oogst aanzienlijke verschillen in NO<sub>3</sub>-N vastgesteld. De spreiding ten opzichte van de gemiddelde NO<sub>3</sub>-residu's is groot (bij de 0-60 cm en de 0-120 cm varieert de standaardafwijking respectievelijk van 29 tot 88 % en van 42 tot 77 %). De gemiddelde NO<sub>3</sub>-residu's liggen hoger dan de latente minerale N-residu's. Hieruit kan geconcludeerd worden dat de N-bemesting, gemiddeld genomen, onoordeelkundig gebeurde (Demyttenaere *et al.*, 1992). Onderzoek naar het N-residu van 296 velden onder intensieve landbouw bevestigen deze grote variatie van de N-residu's (Hofman *et al.*, 1994).

Dit werd later ook vastgesteld door Seynaeve (2000) (Tabel 1.2).

Tabel 1.2: Resultaten nitraatstikstofresidu in de bodem (0-90 cm) voor de voornaamste tuinbouwgewassen bij staalname tussen 1 oktober en 30 november 1999 (naar Seynaeve, 2000)

Voorvrucht	Aantal percelen	Minimum residu (kg N ha <sup>-1</sup> )	Maximum residu (kg N ha <sup>-1</sup> )
Aardbei	13	328	1025
Bloemkool	22	35	482
Boon	8	144	420
Erwt	20	36	419
Knolselder	11	45	351
Prei	22	102	537
Wortel	6	29	219

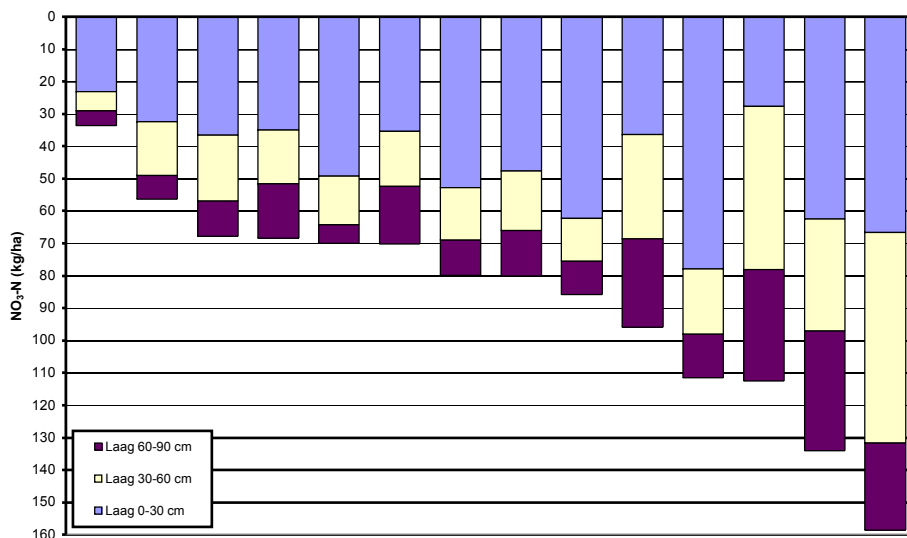
Bij de oogst blijven vaak aanzienlijke hoeveelheden oogstresten op het veld. De N-mineralisatie van oogstresten is afhankelijk van de aard van de oogstresten en de temperatuur (De Neve *et al.*, 1996). Door afbraak van koolstofrijke gewasresten kan minerale stikstof vastgelegd worden (Vlassak en Hofman, 1999). Oogstresten van groenten, in het bijzonder koolgewassen, zijn typische voorbeelden van gewasresten die rijk zijn aan stikstof (Wehrmann en Scharpf, 1987; Rahn *et al.*, 1992). Suikerbieten benutten tijdens het groeiseizoen zeer efficiënt de beschikbare minerale stikstof. Bij een hoog stikstofaanbod aan de suikerbieten zal bij de oogst echter veel stikstof aanwezig zijn in het loof. Omwille van een snelle N-mineralisatie (De Neve *et al.*, 1994; De Neve en Hofman, 1996) kan stikstof van oogstresten van koolgewassen en bietenloof ingewerkt in de herfst voor de start van de winterperiode reeds vrijgesteld worden.

## 1.7.2 Teeltrotaties

In voorgaande werd reeds aandacht besteed aan de verschillen tussen de teelten. Belangrijk is echter erop te wijzen dat teelten in een bepaalde rotatie worden verbouwd. Na aardappelen wordt gemiddeld een hogere hoeveelheid reststikstof gemeten. De resultaten op veldexperimenten tonen echter duidelijk aan dat indien tarwe wordt ingezaaid na de oogst van de aardappelen, deze tarwe een belangrijk deel van deze reststikstof kan recupereren. Hiertoe moet de bemesting van de tarwe worden aangepast aan de stikstofvoorraad die in het voorjaar in het bodemprofiel aanwezig is. Tarwe gaat de nitrische stikstof tot op grote diepte efficiënt benutten.

## 1.8 Praktijkvelden

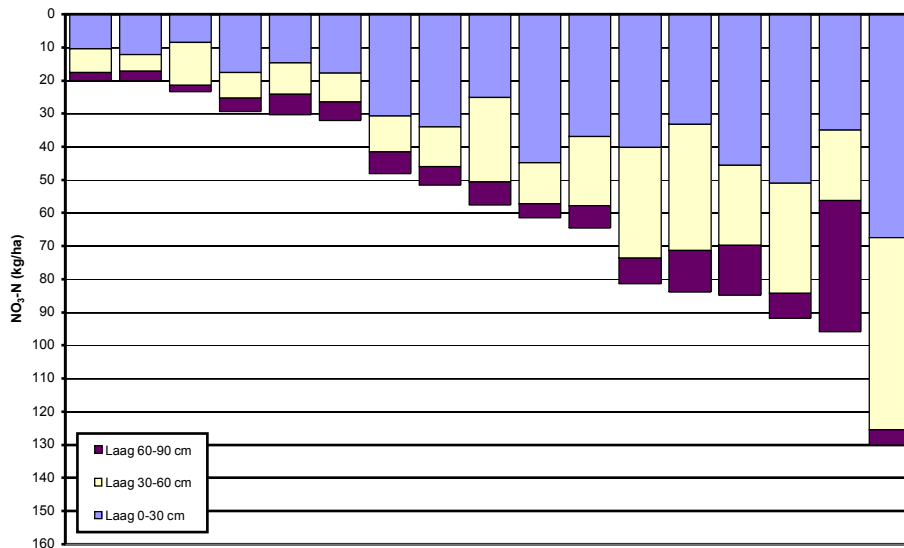
Op een aantal praktijkvelden die door de Bodemkundige Dienst van België opgevolgd werden in het najaar 1999 (meer bepaald eind oktober en in november), werden grondstalen genomen tot 90 cm diepte en geanalyseerd op minerale stikstof. Figuur 1.6 toont de reststikstofwaarden op een aantal percelen na de teelt van aardappelen. Geen enkel van de percelen is na het rooien nog bemest. Wel is op een aantal van de percelen op het moment van staalname al terug wintertarwe uitgezaaid. Voor de 14 percelen bedraagt het gemiddelde nitraatstikstofresidu  $87 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ .



Figuur 1.6: Nitraatstikstofresidu ( $\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ ) (gesorteerd in oplopende volgorde) op een aantal aardappelpercelen (eind oktober – november 1999)

Ter vergelijking worden in Figuur 1.7 de reststikstofwaarden getoond op een aantal praktijkpercelen met suikerbieten. Ook voor deze percelen geldt dat op een aantal ervan op het moment van staalname reeds terug wintertarwe ingezaaid is. Het gemiddelde voor de 17 percelen is  $59 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$  reststikstof.



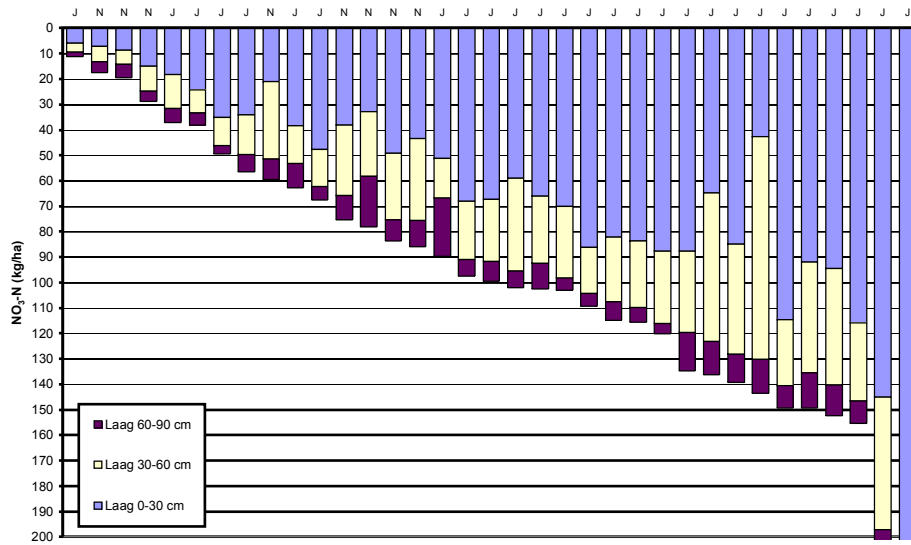


Figuur 1.7: Nitraatstikstofresidu ( $\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ ) (gesorteerd in oplopende volgorde) op een aantal suikerbietpercelen (eind oktober – november 1999)

Suikerbieten benutten tijdens het seizoen heel efficiënt de beschikbare minerale stikstof. Op suikerbietpercelen ligt de hoeveelheid reststikstof dan ook gemiddeld op een lager niveau dan na aardappelen. Op het perceel met de grootste reststikstofwaarde ( $> 100 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ ) werd heel veel bietenloof ingeplougd. Bietenloof verteert zeer snel en na het onderwerken heeft op dit perceel waarschijnlijk nog een belangrijke aanrijking van het bodemprofiel plaatsgevonden.

Ook van tarwe is geweten dat het de beschikbare minerale stikstof heel efficiënt kan benutten. Na de oogst wordt echter dikwijls nog mest uitgereden. In Figuur 1.8 wordt de opgemeten reststikstof (periode eind oktober – november) getoond op een reeks praktijkpercelen na wintertarwe. Op de meeste percelen is na de oogst nog organische mest gespreid (meestal  $10 \text{ ton ha}^{-1}$  kippenmest of  $30 \text{ ton ha}^{-1}$  varkensdrijfmest); slechts op 8 percelen is geen mest meer gebracht. Meestal is ook een groenbemester ingezaaid (slechts op 5 van de 35 percelen niet), namelijk gras of gele mosterd, een enkele keer snijrogge. Het stro is altijd afgevoerd bij de oogst.

De variatie in de opgemeten reststikstoffen is groot. Gemiddeld wordt via een gift van  $10 \text{ ton ha}^{-1}$  droge kippenmest of  $30 \text{ ton ha}^{-1}$  varkensdrijfmest respectievelijk  $298 \text{ kg N ha}^{-1}$  en  $240 \text{ kg N ha}^{-1}$  aangebracht, waarvan een aanzienlijk gedeelte organisch is. Deze organische stikstof wordt geleidelijk omgezet in nitraatstikstof waardoor de nitraatconcentratie in de bodem toeneemt. Dit is vooral in de bovenste bodemlaag het geval, maar door uitspoeling wordt ook de laag 30-60 cm aangerijkt.



Figuur 1.8: Nitraatstikstofresidu ( $\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ ) (gesorteerd in oplopende volgorde) op een aantal wintertarwepercelen (eind oktober – november 1999). Bovenaan is vermeld of al dan niet (J/N) nog organische mest is uitgevoerd na de oogst.

## 1.9 De relatie tussen de N-residu's bij de oogst en de N-uitspoeling

In de praktijk zijn de N-residu's bij de oogst vaak hoger dan het latente N-residu. Deze aanzienlijke N-residu's kunnen, afhankelijk van de weersomstandigheden, aanleiding geven tot grote uitspoelingsverliezen naar het grond- en oppervlaktewater tijdens de winter.

Onderzoek door Demyttenaere *et al.* (1986) toonde aan dat na de teelt van bleekselder met een gemiddelde N-hoeveelheid van 401 kg NO<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> in 1983 en 420 kg NO<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> in 1984 in het bodemprofiel (0-120 cm) de gemiddelde N-verliezen na de winter 185 kg NO<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> (46 %) in 1983 en 289 NO<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> (69 %) in 1984 waren. De grote verliezen in 1984 waren het gevolg van de hoge neerslaghoeveelheid in de herfst van dat jaar. Er werd een significant lineair verband vastgesteld tussen de hoeveelheid nitraat in de bodem en de nitraatconcentratie in het drainagewater. De nitraatconcentraties in het drainagewater bij bleekselder waren tot meer dan 10 maal de toegestane limiet voor drinkwater (Demyttenaere *et al.*, 1986; 1990).

Door Leroy *et al.* (2001) werden er eveneens gedurende de winter duidelijke nitraatstikstofverliezen uit het profiel vastgesteld. Deze verliezen waren minstens voor een belangrijk deel te wijten aan uitloging ten gevolge van de overvloedige neerslag. Er werd een positief verband tussen het nitraatstikstofresidu in de bodem en nitraatconcentratie in het grondwater, gecapteerd met peilbuizen, vastgesteld.

Door Moreels *et al.* (2000) werd in een ruraal stroomgebied (360 ha) in de zandleemstreek voor twee opeenvolgende winters (1998-1999 en 1999-2000) het residuele nitraatstikstofgehalte in het bodemprofiel tot 90 cm bepaald voor de meest voorkomende gewassen (aardappelen, suikerbieten, tarwe, maïs en weiland) (Tabel 1.3). De percelen werden zowel in het najaar als in het voorjaar bemonsterd zodat aan de hand van het verschil aan nitraatstikstofgehalte een schatting kon gemaakt worden van de NO<sub>3</sub>-N-verliezen tijdens de winter. Tabel 1.3 toont dat het nitraatstikstofgehalte na de winter 30 tot 40 % lager lag dan voor de winter ten gevolge van voornamelijk uitspoeling.

Tabel 1.3: Nitraatstikstof in het bodemprofiel tot 90 cm ( $\text{kg N ha}^{-1}$ ), gemeten voor en na de winter (naar Moreels *et al.*, 2000)

Voorvrucht		November 98	Maart 99	Oktober 99	Maart 00
aardappelen	N	10	10	10	10
	Gemid	132	81	154	73
	StDev	57	32	45	32
	M	124	91	164	76
suikerbieten	N	10	10	10	9
	Gemid	65	75	94	83
	StDev	32	23	70	51
	M	65	81	77	74
tarwe	N	10	10	9	9
	Gemid	77	66	94	56
	StDev	37	26	19	20
	M	62	63	94	49
maïs	N	10	10	10	10
	Gemid	169	78	113	60
	StDev	77	31	82	26
	M	170	63	84	57
weide	N	10	9	10	10
	Gemid	61	47	43	33
	StDev	36	19	55	28
	M	53	41	21	21
totaal	N	50	49	49	48
	Gemid	101	70	100	61
	StDev	65	29	67	36
	M	89	68	94	57

N : aantal bemonsterde velden

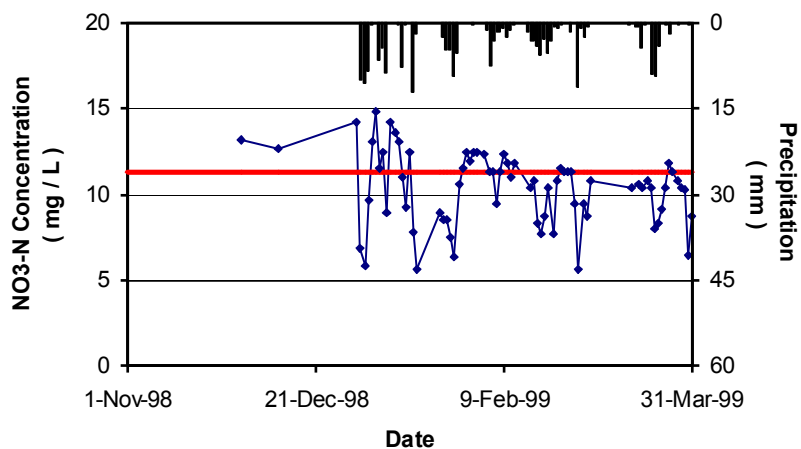
Gemid : gemiddelde nitraatinhoud ( $\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ ) in de bodem tot 90 cm

StDev : standaarddeviatie ( $\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ )

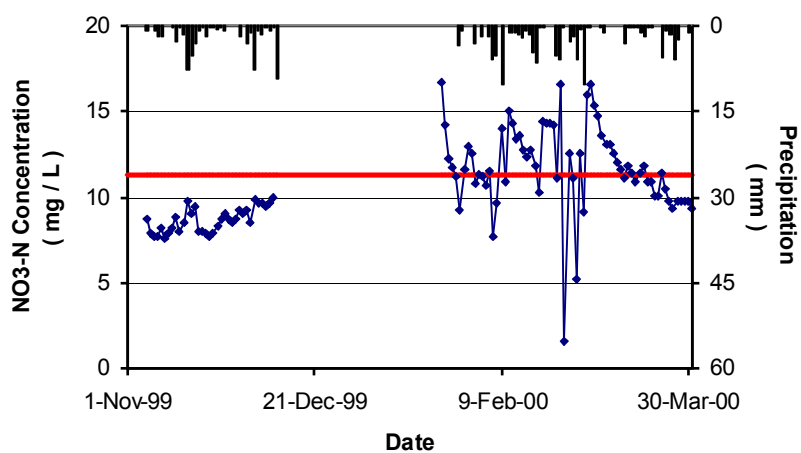
M : mediaan gehalte aan nitraatstikstof ( $\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ )

Dat deze N-verliezen een invloed hebben op de nitraatconcentratie in het oppervlaktewater mag blijken uit Figuur 1.9, waar de  $\text{NO}_3\text{-N}$ -concentratie aan de monding van het stroomgebied weergegeven wordt in functie van de tijd (Moreels *et al.*, 2000). Het nitraatstikstof dat tijdens de winter uit het bodemprofiel verdwijnt, komt grotendeels in het oppervlaktewater terecht. Vanaf eind december stijgt de  $\text{NO}_3\text{-N}$ -concentratie in het oppervlaktewater boven de grenswaarde van de nitraatrichtlijn uit.

a.



b.



Figuur 1.9: Verloop van de NO<sub>3</sub>-N concentratie aan de monding van een ruraal stroomgebied gedurende twee winters (1998-1999 en 1999-2000); (◆ daggemiddelde concentratie (mg NO<sub>3</sub>-N l<sup>-1</sup>); — Europese nitraatrichtlijn (11,3 mg NO<sub>3</sub>-N l<sup>-1</sup>; | dagelijkse neerslag (mm)) (naar Moreels *et al.*, 2000).

Bij het schatten van de NO<sub>3</sub>-N-verliezen tijdens de winter van de hierboven vermelde onderzoeken werd echter geen rekening gehouden met de mineralisatie, zodat de werkelijke verliezen hoger zullen liggen.

## 1.10 Besluit

In het kader van een economisch haalbaar en milieukundig gezonde landbouwuitbating is een beredeneerd stikstofbestedingsadvies een belangrijk instrument. Stikstofbemesting is in het ideale geval gericht op het dichten van de kloof tussen de stikstofvraag van het gewas en het stikstofaanbod in het bodemprofiel, en dit op elk ogenblik van het groeiseizoen. Dit vereist kennis omtrent enerzijds het stikstofopnamepatroon van het gewas en anderzijds de stikstofdynamiek in het bodemprofiel.

Staalnames na de oogst laten echter een enorme variatie in  $N_{\min}$ -residu zien. Verschillende oorzaken zoals voorgeschiedenis van het perceel, teelt (vb. door verschillen in bewortelingsdiepte en oogstmoment), (over)bemesting enz. liggen aan de basis van deze grote variaties. Een beredeneerde bemesting en teelttechnische maatregelen zoals fractionatie, band- of rijenbemesting of inzaaien van een groenbemester kunnen het nitraatstikstofresidu in de bodem en dus ook de verliezen naar het grond- en oppervlaktewater beperken.

## 2 Stikstofmineralisatie

### 2.1 Inleiding

Om een juiste inschatting te kunnen maken van de hoeveelheid nitraat die uitspoelt, dient rekening gehouden te worden met een extra stikstofaanvoer door mineralisatie. Door dit proces wordt organische stikstof door microbiële activiteit omgezet tot minerale stikstof, hetgeen essentieel is voor plantengroei.

Uit eerder onderzoek bleek dat de N-mineralisatie uit bodemhumus een belangrijke bijdrage kan leveren aan de hoeveelheid stikstof die beschikbaar is voor het gewas. Voor een gemiddeld organische stofgehalte (2 tot 3 %), bevat de bouwvoor ongeveer 5000 kg N ha<sup>-1</sup> waarvan gemakkelijk 2 tot 2.5 % per jaar kan gemineraliseerd worden, m.a.w. een gemiddelde tussen 100 en 125 kg N ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup> (Hofman *et al.*, 1995). Uit verschillende studies blijkt dat voor Nederland en België gedurende het groeiseizoen mineralisaties gehaald worden van 0.7 tot 0.9 kg N ha<sup>-1</sup> dag<sup>-1</sup> (Neeteson *et al.*, 1988; Demyttenaere, 1991; Smit, 1994). Metingen door Hofman (1988) geven N-mineralisaties aan die schommelen tussen 80 en 200 kg N ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>.

Gezien de invloed van stikstofmineralisatie op de hoeveelheid uitspoelbare nitraatstikstof, werd dit proces van naderbij bestudeerd tijdens het N-(eco)<sup>2</sup>-project.

In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van eerder uitgevoerd N-mineralisatieonderzoek op Vlaamse bodems. Er zal tevens worden besproken hoe de N-mineralisatiepotentiaal van een bodem kan worden bepaald en welke factoren de N-mineralisatie beïnvloeden.

Naast dit literatuuronderzoek werd een incubatieproef opgezet met als doel de N-mineralisatiesnelheid te bepalen op 20 bodems, representatief voor de 20 meest voorkomende 'bodem-gewas-hydrologie' combinaties in Vlaanderen. De resultaten van deze incubatieproef worden voorgesteld in deel 2 van het eindrapport.

### 2.2 Bepaling van de mineralisatiepotentiaal

(Dendooven, 1990; Dendooven *et al.*, 1995)

De mineralisatiepotentiaal kan bepaald worden d.m.v. een chemische extractie waarbij de organische fractie wordt geïsoleerd die verantwoordelijk is voor de N-mineralisatie gedurende een bepaalde periode. De hoeveelheid stikstof in het extract komt overeen met de mineralisatiepotentiaal van de bodem. In dit onderzoek wordt geopteerd voor een biologische benadering, nl. een incubatie onder standaardomstandigheden. Dit is tijdrovender, maar meer representatief voor de dynamiek van de N-cyclus.

Wanneer de gecumuleerde minerale stikstof, gevormd tijdens de incubatie, uitgezet wordt in functie van de tijd, ontstaat in normale omstandigheden een asymptotische curve. Hierbij vormt  $N_0$  de asymptoot en is de mineralisatiesnelheid evenredig met de hoeveelheid mineraliseerbare N. Door de bekomen data kan een regressielijn gefit worden, waaruit de N-mineralisatieparameters berekend worden. Deze fitting gebeurt met een exponentiële functie:  $N_t = N_0 \cdot (1 - e^{-k \cdot t})$ , met  $N_t$  de hoeveelheid gemineraliseerde stikstof op tijdstip  $t$ ,  $N_0$ , de N-mineralisatiepotentiaal, en  $k$ , de N-mineralisatieconstante.

Verschuivende factoren beïnvloeden de N-mineralisatie en hebben daardoor ook een effect op  $N_0$  en  $k$ .

- *Moment van staalname* (Tabel 2.1): de N-mineralisatie is afhankelijk van de hoeveelheid wortelmateriaal, hetgeen varieert in de tijd. Andere tijdsafhankelijke processen die de N-mineralisatiecapaciteit beïnvloeden zijn het vrijkomen van geïmmobiliseerde stikstof, een verhoging van de biomassa-activiteit in de rhizosfeer en de afbraak van organisch materiaal door micro-organismen. Ook de temperatuur speelt een belangrijke rol. Zo is er in de winter een lagere microbiële activiteit in de bodem.
- *Vorm van de N-mineralisatiecurve*: het N-mineralisatieproces in een bodem met een lage C/N-verhouding kan in de meeste gevallen goed beschreven worden door een negatief exponentiële functie. Een hoge C/N-verhouding leidt tot N-immobilisatie, waardoor de curve een S-vorm krijgt. In plaats van een onmiddellijke stijging in het N-gehalte is er sprake van een soort lag-fase, waardoor de mineralisatiecurve een S-vorm krijgt. Een lage temperatuur vertraagt de N-mineralisatie zodat de curve lineair wordt. Bij een S-vormige en lineaire curve wordt de bepaling van  $N_0$  zeer onzeker.
- *Incubatieduur* (Tabel 2.2, Figuur 2.1):  $N_0$  en  $k$  variëren met de incubatieduur. Hierbij kan  $N_0$  eerst dalen en dan weer stijgen, continu stijgen of constant blijven. Het verloop van de mineralisatieconstante  $k_{EXP}$  vertoont een tegengesteld patroon. Zolang de mineralisatiecurve geen stabiel niveau heeft bereikt, zal de regressie een andere  $N_0$  en  $k$  opleveren.

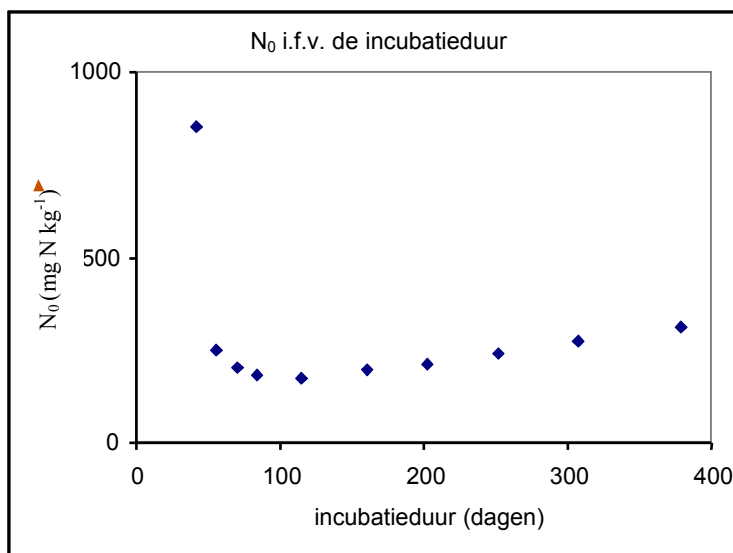
Tabel 2.1: De  $k$  en  $N_0$  voor een zelfde bodem uit Neerhespen, bemonsterd op 4 verschillende tijdstippen, geïncubeerd op 35°C gedurende 84 dagen

Datum staalname	$k$ (dag <sup>-1</sup> )	$N_0$ (kg ha <sup>-1</sup> per 30 cm)
23/06/86	0.0534	251
07/07/86	0.0486	229
20/05/86	0.0147	212
03/06/86	0.0136	197



Tabel 2.2: De mineralisatieconstante  $k$  en de mineralisatiepotentiaal  $N_0$ , voor een bodem uit Watervliet, bepaald na en verschillend aantal incubatiedagen op 35°C

Incubatie <span>­</span> duur (dagen)	$k$ (dag <sup>-1</sup> )	$N_0$ (mg N kg <sup>-1</sup> )
28	0.0002	7380
42	0.0021	852
56	0.0085	250
70	0.011	202
84	0.0126	181
115	0.0135	173
160	0.0111	197
202	0.01	210
252	0.0082	239
307	0.0065	275
379	0.0054	310



Met opmaak

Figuur 2.1: De N-mineralisatiepotentiaal in functie van de incubatieduur voor een bodem uit Watervliet, geincubeerd op 35°C

### 2.3 De invloed van organische residu addities op de N-mineralisatie van bodems

(Dendooven, 1990; Dendooven *et al.*, 1997)

Tijdens de N-mineralisatie wordt bodemorganische stikstof omgezet in een anorganische vorm door heterotrofe micro-organismen. De hoeveelheid gemineraliseerde stikstof wordt bepaald door de microbiële activiteit, die op haar beurt afhangt van de bodemeigenschappen. Het effect van de aard en hoeveelheid bodemorganische stof op de N-mineralisatie werd nagegaan in twee bodems gelegen te Gasthuisberg en Hélécine. Hieraan werden oogstresten toegevoegd van suikerbiet en boon, waarna de mineralisatiepotentiaal  $N_0$  en de mineralisatieconstante  $k$  berekend werden uit de resultaten van een incubatie-experiment.

Tussen 1.47 en 3.13 % van de totale organische stikstof in de bodem werd gemineraliseerd na 60 dagen incubatie op 35°C. Dit is vergelijkbaar met de jaarlijkse N-mineralisatie onder veldomstandigheden die 1 – 5 % bedraagt. Van de toegevoegde organische stikstof met een C/N-verhouding kleiner dan 25 is na 160 dagen incubatie op 35°C tussen 20 en 50 % gemineraliseerd, onafhankelijk van de hoeveelheid (uitz. boonbladeren bij Gasthuisberg: slechts 3 %). De toevoeging van organisch materiaal met een C/N-verhouding groter dan 25 geeft aanleiding tot verschillende resultaten. Suikerbietwortels met veel beschikbaar C (C/N = 31.5) geven meer N-mineralisatie dan er stikstof is toegevoegd (priming effect): een grotere hoeveelheid gemakkelijk afbreekbare koolstof leidt tot een hogere microbiële activiteit, dus een hogere turnover en een hogere output van minerale stikstof. Boonwortels daarentegen (C/N = 43.5) bevatten meer resistent materiaal waardoor N-immobilisatie optreedt. Hieruit blijkt dat naast de C/N-verhouding ook de samenstelling (lignine, koolhydraten) van het toegevoegd organisch materiaal van belang is.

Deze studie onderstreept het belang van de voorgeschiedenis op de N-mineralisatie in landbouwgronden: de voorteeft, oogstresten en organische bemesting zijn bepalende parameters die in de modellering worden opgenomen.

## 2.4 Resultaten van vroeger N-mineralisatieonderzoek op Vlaamse bodems

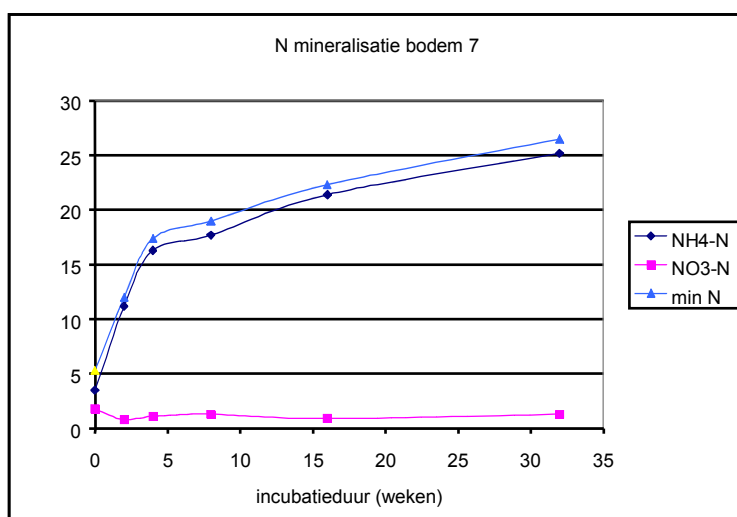
(Vlassak, 1970)

In een studie van Vlassak (1970) werd de N-mineralisatie in 24 bodems opgevolgd. Van deze bodems is de textuur gegeven, samen met de pH (4.0 – 7.7), het totale percentage stikstof (0.09-0.32), de C/N-verhouding (8-20) en de vegetatie (Tabel 2.3). De resultaten van de  $\text{NH}_4\text{-N}$  en  $\text{NO}_3\text{-N}$  metingen gedurende 32 weken incubatie op 30°C en 65 % WFPS (Water Filled Pore Space) worden gegeven in Tabel 2.4.

Een eerste vaststelling is dat in deze studie de nitrificatie geremd wordt in bodems met een pH kleiner dan 5.4 (uitz. bodem 10) (Figuur 2.2). Hierdoor is bijna alle minerale stikstof in de  $\text{NH}_4\text{-N}$ -vorm aanwezig: 14.3 – 80.8 mg  $\text{NH}_4\text{-N kg}^{-1}$  op week 32 in plaats van 0 – 13.8 mg  $\text{NH}_4\text{-N kg}^{-1}$  wanneer de nitrificatie niet geremd wordt. Het  $\text{NO}_3\text{-N}$ -gehalte in deze bodems na 32 weken incubatie bedraagt 1.3 – 12.6 mg  $\text{NO}_3\text{-N kg}^{-1}$ . De totale hoeveelheid minerale stikstof in deze bodems is dus niet representatief voor de hoeveelheid uitspoelbare stikstof.

Uit de gegevens zijn de mineralisatiepotentiaal  $N_0$  en de mineralisatieconstante  $k$  bepaald door een niet-lineaire regressie-analyse. Er werd gebruik gemaakt van de exponentiële vergelijking:  $N_t = N_0 (1 - e^{-(k \cdot t)})$ . Deze resultaten worden getoond in Tabel 2.5.

Wanneer de gemiddelde  $N_0$  na 32 weken incubatie per textuurklasse bekeken wordt, kan een stijgende trend vastgesteld worden van zand (45 mg N  $\text{kg}^{-1}$ ) over leem (60 mg N  $\text{kg}^{-1}$ ) naar klei (100 mg N  $\text{kg}^{-1}$ ), hoewel deze statistisch niet significant is ( $\alpha = 0.05$ ) (Tabel 2.5). Dezelfde trend is terug te vinden in de resultaten na 16 weken incubatie. Bodems 1, 3 en 10 geven na 16 weken incubatie evenwel onrealistische waarden voor  $N_0$ .



Figuur 2.2: Het verloop van de N-mineralisatie (uitgedrukt in mg N  $\text{kg}^{-1}$  voor de verschillende stikstofvormen) in een zandbodem met pH 4.3 waarbij nitrificatie wordt geremd en de minerale stikstof grotendeels onder vorm van  $\text{NH}_4\text{-N}$  aanwezig is

Tabel 2.3: Eigenschappen van 24 Vlaamse bodems waarop de N-mineralisatie werd opgevolgd

Bodem	Textuur	pH	%N	C/N	Vegetatie
1	Leem	6.5	0.10	9	akker
2	Leem	4.2	0.23	13	loofbos
3	leem	4.2	0.09	11	loofbos
4	zand	4.0	0.16	18	naaldbos
5	zand	4.3	0.09	16	naaldbos
6	zand	4.1	0.19	19	loofbos
7	zand	4.3	0.09	20	loofbos
8	zand	5.8	0.15	14	weide
9	zand	5.8	0.15	10	weide
10	zand	5.1	0.10	12	akker
11	zand	5.9	0.10	13	weide
12	zand	5.4	0.12	12	weide
13	leem	6.0	0.17	12	loofbos
14	leem	5.4	0.13	9	loofbos
15	leem	7.5	0.14	11	akker
16	leem	7.5	0.14	10	akker
17	leem	6.3	0.19	10	boomgaard
18	leem	6.3	0.12	8	boomgaard
19	leem	6.3	0.12	9	akker
20	klei	6.1	0.13	8	akker
21	klei	6.9	0.32	11	weide
22	klei	7.7	0.15	13	weide
23	klei	6.4	0.21	9	weide
24	klei	6.5	0.15	9	weide

Tabel 2.4: Evolutie van NH<sub>4</sub>-N en NO<sub>3</sub>-N gedurende 32 weken incubatie op 30°C en 65 % WFPS op 24 Vlaamse bodems

Bodem	NH <sub>4</sub> -N (mg kg <sup>-1</sup> )						NO <sub>3</sub> -N (mg kg <sup>-1</sup> )					
	0	2	4	8	16	32	0	2	4	8	16	32
1	4.8	16.7	12.2	0.7	0.3	0.2	15.2	12.3	19.7	34.5	52.6	50.1
2	10.5	58.9	79.5	69.2	69.9	73.7	6.1	6.9	6.5	5.8	5.7	5.7
3	6.2	22.5	19.2	14.9	28.2	29.3	3.0	3.4	2.2	2.5	2.9	2.8
4	7.8	20.3	25.6	28.8	39.1	43.2	2.6	1.7	1.6	1.4	1.6	1.6
5	2.8	9.0	10.0	11.1	13.5	14.3	2.2	1.6	1.6	1.0	1.4	1.6
6	7.3	27.7	54.8	54.8	60.2	80.8	1.8	2.4	1.7	2.0	1.6	2.0
7	3.5	11.2	16.3	17.7	21.4	25.2	1.8	0.8	1.1	1.3	0.9	1.3
8	3.5	22.4	26.8	24.0	14.6	0.7	4.1	7.3	7.3	31.7	31.6	59.0
9	3.5	23.2	22.5	22.0	6.3	0.6	2.8	3.2	5.6	13.8	20.6	49.4
10	3.8	11.1	11.3	9.5	8.9	1.4	6.9	5.8	8.5	11.8	31.3	28.6
11	4.2	27.2	29.8	24.0	15.5	0.5	1.4	1.4	4.4	8.5	24.0	47.4
12	4.9	21.9	28.1	32.1	34.4	34.0	1.6	1.1	1.0	3.1	3.7	12.6
13	4.7	29.2	37.2	36.9	23.2	12.2	3.8	5.4	8.3	16.1	40.0	65.2
14	4.1	26.1	35.6	42.5	46.6	46.6	2.6	2.3	2.4	2.4	2.8	6.7
15	2.5	11.4	5.8	0.3	0.2	0.2	3.6	13.7	28.2	43.8	46.5	54.4
16	3.0	11.7	4.5	0.3	0.2	0.2	4.1	19.7	35.7	44.6	47.4	56.0
17	4.8	48.0	42.1	20.9	4.2	1.8	4.7	12.1	28.7	62.7	92.3	93.7
18	2.3	25.6	27.3	19.9	4.8	2.1	2.8	4.5	8.3	19.8	40.7	53.9
19	2.0	8.3	9.0	7.1	2.6	0.0	8.9	7.8	9.8	18.8	30.5	40.4
20	3.8	14.9	17.3	19.1	13.2	10.6	11.2	8.1	10.7	15.6	29.8	40.3
21	4.1	47.7	59.4	24.6	9.1	1.9	11.5	23.0	44.9	134	183.4	235.1
22	2.5	11.0	12.5	4.2	1.5	0.3	10.3	13.0	19.9	43.3	64.9	84.8
23	4.2	23.9	29.7	33.7	27.6	13.8	11.3	10.9	13.5	16.9	31.1	65.3
24	3.2	9.4	11.3	12.2	13.7	12.4	7.3	7.7	8.5	9.7	12.6	22.4

Tabel 2.5: Bepaling van de mineralisatiepotentiaal  $N_0$  en de mineralisatieconstante  $k$  na 16 en 32 weken incubatie op 30°C op 24 Vlaamse bodems

Bodem	Na 16 weken		Na 32 weken	
	$N_0$ (mg kg <sup>-1</sup> )	$k$ (dag <sup>-1</sup> )	$N_0$ (mg kg <sup>-1</sup> )	$k$ (dag <sup>-1</sup> )
1	-	-	53.30	0.0158
2	78.54	0.1311	78.77	0.1297
3	-	-	33.18	0.0130
4	41.70	0.0230	44.80	0.0183
5	14.90	0.0366	15.90	0.0260
6	62.16	0.0518	82.80	0.0193
7	22.30	0.0374	26.50	0.0201
8	50.72	0.0475	59.70	0.0299
9	30.76	0.1151	50.00	0.0102
10	-	-	34.48	0.0195
11	39.50	0.0694	47.90	0.0258
12	38.10	0.0472	46.60	0.0230
13	63.20	0.0386	77.40	0.0193
14	49.40	0.0472	53.30	0.0373
15	47.28	0.0425	54.60	0.0276
16	47.60	0.0621	56.20	0.0344
17	96.50	0.0475	95.50	0.0491
18	45.50	0.0550	56.00	0.0235
19	41.34	0.0117	43.37	0.0105
20	47.11	0.0177	52.25	0.0132
21	207.26	0.0235	237.00	0.0171
22	89.58	0.0107	94.04	0.0097
23	58.70	0.0357	79.10	0.0129
24	26.30	0.0290	38.05	0.0083

Daarnaast werd nagegaan of er een relatie bestond tussen de mineralisatiepotentiaal en de pH, % totale C en % totale N van de bodem. De gegevens werden verwerkt aan de hand van een multiële regressie in SAS. Hieruit bleek dat de voornaamste factor die de mineralisatiepotentiaal beïnvloedde het % totale stikstof van de bodem was.

Aangezien de datasets van eerder uitgevoerd mineralisatieonderzoek vaak onvolledig en onbetrouwbaar zijn, werd in het kader van het N-(eco)<sup>2</sup> project een incubatieproef opgezet om aan de hand van een goed gekarakteriseerde dataset een betere voorspelling van de N-mineralisatie - en dus ook van de nitraatuitspoeling - mogelijk te maken. De resultaten van deze incubatieproef worden voorgesteld in deel 2 van het eindrapport.

## 3 Denitrificatie

### 3.1 Inleiding

Denitrificatie is een proces waarbij stikstofoxiden gereduceerd worden tot stikstofgassen. Het denitrificatieproces verloopt hoofdzakelijk langs biologische weg (biologische denitrificatie). Het kan ook chemisch verlopen (chemodenitrificatie).

Bij chemodenitrificatie wordt nitraat of nitriet chemisch gereduceerd naar gasvormige componenten (Van Cleemput, 1981; Van Cleemput en Baert, 1984; Van Cleemput, 1998). Chemodenitrificatie gaat enkel door bij een pH lager dan 5.5 en kan van belang zijn voor trage denitrificatie in grondwater (Van Cleemput en Baert, 1984). In zones van het bodemprofiel waar  $\text{Fe}^{2+}$  (bv. pyriet of andere  $\text{Fe}^{2+}$ -houdende mineralen) aanwezig is, kan via redoxreacties chemodenitrificatie optreden (Van Cleemput, 1998).

Gezien in de wortelzone de chemodenitrificatie in de meeste gevallen veel minder belangrijk is dan de biologische denitrificatie, zal hier enkel met deze laatste rekening gehouden worden.

Biologische denitrificatie is een vorm van anaërobe bacteriële ademhaling waarbij stikstofoxiden ( $\text{NO}_3^-$  en  $\text{NO}_2^-$ ) tot stikstofgassen ( $\text{NO}$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  en  $\text{N}_2$ ) gereduceerd worden (Firestone, 1982). Wanneer verder in de tekst over denitrificatie gesproken wordt, wordt biologische denitrificatie bedoeld.

Naast zijn centrale rol in de stikstofbalans is denitrificatie van belang voor het bepalen van de efficiëntie van het meststoffengebruik en voor de kwaliteit van het milieu door verwijdering van nitraten uit het oppervlaktewater enerzijds en een verhoogde toevoer van stikstofoxiden naar de atmosfeer anderzijds (Aulakh *et al.*, 1992). Stikstofgassen spelen een rol in het broeikas effect en de aantasting van de ozonlaag.

In dit hoofdstuk worden de verschillende factoren die een invloed hebben op de denitrificatie ( $\text{N}_2\text{O}$  en  $\text{N}_2$ ) besproken en wordt een overzicht gegeven van eerder uitgevoerd denitrificatieonderzoek op Vlaamse bodems en in de gematigde gebieden met een vergelijkbaar neerslag- en temperatuursverloop als Vlaanderen.

Naast dit literatuuronderzoek werd in het kader van het N-(eco)<sup>2</sup>-project een experiment opgezet met als doel de denitrificatiepotentiaal te bepalen op 20 bodems, representatief voor de 20 meest voorkomende 'bodem-gewas-hydrologie' combinaties in Vlaanderen. De resultaten van dit experiment worden voorgesteld in deel 2 van het eindrapport.

## 3.2 Factoren die de denitrificatie beïnvloeden

### 3.2.1 Inleiding

De belangrijkste factoren die denitrificatie beïnvloeden, zijn vochtgehalte en drainage, textuur, nitraatgehalte en N-bemesting, bodemorganische koolstofgehalte en vers toegediend organisch materiaal, temperatuur, pH en veldbewerkingen (Aulakh *et al.*, 1992).

### 3.2.2 Vochtgehalte en drainage

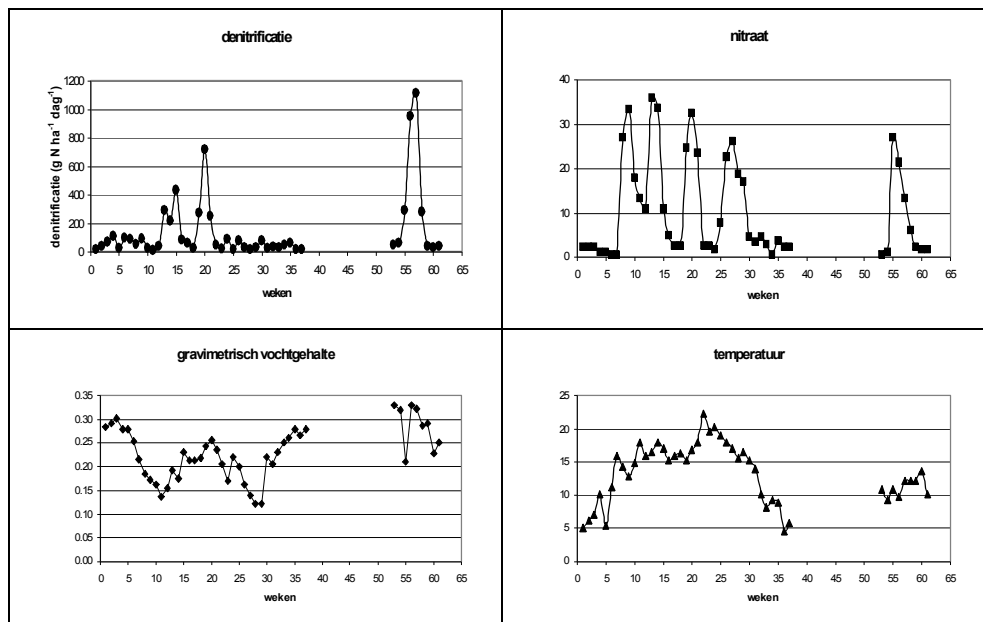
Het vochtgehalte in de bodem beïnvloedt in sterke mate de zuurstofdiffusie. Hoge vochtgehalten zullen leiden tot zuurstofgebrek omdat de verminderde O<sub>2</sub>-diffusie niet toelaat het O<sub>2</sub>-verbruik door microbiële activiteit te compenseren.

Denitrificatiesnelheden zijn erg variabel gedurende het seizoen maar nemen toe met een toenemende vochtgehalte van de bodem (Klemetsson *et al.*, 1991; Bergstrom en Beauchamp, 1993; Velthof *et al.*, 1997; Hénault en Germon, 2000). Denitrificatie vindt plaats indien de waarde van de WFPS (Water Filled Pore Space) groter is dan 60 % is (Aulakh *et al.*, 1992). Uit veldproeven van Ryden (1983), de Klein en Van Logtestijn (1994 en 1996) en Jarvis *et al.* (1991) blijkt dat het bodemvochtgehalte vaak een limiterende factor voor de denitrificatieverliezen is.

Ryden (1983) mat van maart 1980 tot en met april 1981 wekelijks de denitrificatieverliezen van een lemig grasland in Engeland dat met 500 kg N ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup> bemest werd. Tijdens de meetperiode (62 weken) werd vijf keer bemest met 125 kg N ha<sup>-1</sup>. Deze N-bemesting veroorzaakte een duidelijke toename van het nitraatgehalte in de bodemlaag 0-20 cm (Figuur 3.1). Uit Figuur 3.1 blijkt dat pieken in nitraatgehalte in de bodem hoofdzakelijk denitrificatiepieken veroorzaakten indien het vochtgehalte van de bodem voldoende hoog was.

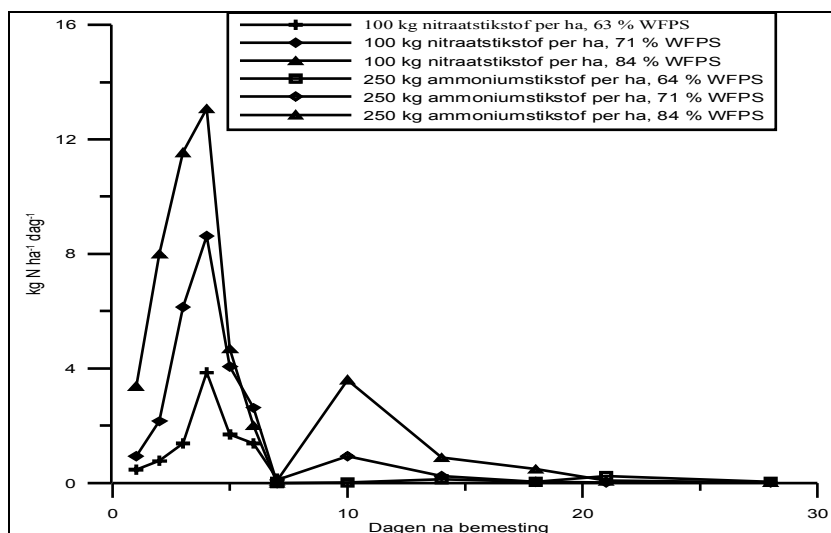
Na regen (Ryden, 1983; Sextone *et al.*, 1985; Nieder *et al.*, 1989; Jarvis *et al.*, 1991; Bogaert *et al.*, 1998; Luo *et al.*, 1999) of irrigatie (Colbourn *et al.*, 1984b; Mosier *et al.*, 1986; de Klein en Van Logtestijn, 1996; Elmi *et al.*, 2000) worden vaak denitrificatiepieken gemeten. Sextone *et al.* (1985) vonden dat na regen en irrigatie de denitrificatierespons snel en van korte duur was bij een zandige leembodem en trager en van langere duur bij een kleiige leembodem. Verschillende onderzoekers stelden dat de denitrificatiepiek (verliezen > 1 kg N ha<sup>-1</sup> dag<sup>-1</sup>) bij kleibodems uitgesteld werd tot vier dagen na hevige regen (Ryden, 1983; Colbourn *et al.*, 1984 a; Goulding *et al.*, 1993).





Figuur 3.1: Denitrificatieverliezen ( $\text{g N ha}^{-1} \text{ dag}^{-1}$ ), nitraat ( $\text{mg N (kg grond)}^{-1}$ ) in de bodemlaag 0-20 cm, gravimetrisch vochtgehalte ( $\text{g g}^{-1}$ ) en temperatuur ( $^{\circ}\text{C}$ ) werden gedurende 62 weken wekelijks gemeten op een lemig grasland met een jaarlijkse bemesting van  $500 \text{ kg N ha}^{-1}$  (naar Ryden, 1983)

Abbasi en Adams (2000) onderzochten de invloed van het vochtgehalte op denitrificatieverliezen van een lemig grasland in Engeland bij bemesting met  $100 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$  en  $250 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$ . Het laagste percentage WFPS (63 %) was het natuurlijke vochtgehalte dat bij het opstarten van de proef onder veldomstandigheden aanwezig was, voor de hogere percentages WFPS werden de proefvelden extra bevochtigd om de denitrificatiepieken na regen te simuleren. Uit Figuur 3.2 blijkt dat hogere WFPS grotere denitrificatiepieken veroorzaakten. Na bemesting met  $100 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$  was na zeven dagen bij 63 %, 71 % en 84 % WFPS respectievelijk 5, 13 en  $22 \text{ kg N ha}^{-1}$  gedenitrificeerd. Bij het bemesten van  $250 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$  was na 10 dagen bij 63 %, 71 % en 84 % WFPS respectievelijk 0,4, 1 en  $7 \text{ kg N ha}^{-1}$  gedenitrificeerd (Figuur 3.2).



Figuur 3.2: Invloed van het vochtgehalte op de denitrificatieverliezen ( $\text{kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ dag}^{-1}$ ) bij de bemesting van  $100 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$  en  $250 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$  van een lemig grasland in Engeland (naar Abbasi en Adams, 2000)

In niet-artificeel gedraineerde bodems hangt de jaarlijkse denitrificatie af van de drainageklasse (Jordan, 1989; de Koeijer en Wossink, 1990; Paul en Zebarth, 1997a). In Nederland heeft men, afhankelijk van de gemiddeld hoogste grondwatertafel, verschillende denitrificatieindexen opgesteld die gecorreleerd zijn aan de grondwaterstanden en de textuur (de Koeijer en Wossink, 1990).

Kunstmatische drainage verlaagt de denitrificatie (Colbourn en Dowdell, 1984). Bij onderzoek van Aulakh *et al.* (1984a) denitrificeerde bij het bemesten met  $45 \text{ kg N ha}^{-1}$  respectievelijk  $3 \text{ kg N ha}^{-1}$  en  $12 \text{ kg N ha}^{-1}$  op gedraineerde en niet-gedraineerde velden in eenzelfde periode. Bij een N-bemesting van  $75 \text{ kg N ha}^{-1}$  denitrificeerde er respectievelijk  $7 \text{ kg N ha}^{-1}$  en  $16 \text{ kg N ha}^{-1}$  op gedraineerde en niet-gedraineerde velden. De denitrificatieverliezen door Colbourn en Harper (1987) gemeten op een gedraineerde bodem was ongeveer 60 % lager dan deze van een niet-gedraineerde bodem.

In slecht gedraineerde bodems is de denitrificatie tot 3 maal hoger dan in goed gedraineerde gronden (Colbourn en Harper, 1987; Peoples *et al.*, 1995; Kliewer en Gilliam, 1995; Paul en Zebarth, 1997b; Colbourn, 1998; Hofman en Van Cleemput, 2001).

### 3.2.3 N-bemesting

N-bemestingsproeven met zowel minerale als organische N-bemesting tonen aan dat, indien de andere factoren zoals vochtigheid niet limiterend zijn, N-bemesting denitrificatiepieken tot gevolg heeft, die evenwel relatief snel dalen (Egginton en Smith, 1986; Thompson *et al.*, 1987; Jarvis *et al.*, 1991; Van Cleemput *et al.*, 1994; de Klein en Van Logtestijn, 1996; Kaiser *et al.*, 1996; Vermoesen *et al.*, 1996; Smith *et al.*, 1997; Ellis *et al.*, 1998; Bogaert *et al.*, 1998; Abbasi en Adams, 2000).

Bij het toedienen van organische bemesting is de wijze van toepassing erg belangrijk. Bij injectie van organische mest werden door Thompson *et al.* (1987), de Klein *et al.* (1996) en Ellis *et al.* (1998) hogere denitrificatieverliezen gemeten dan bij oppervlakkige toediening van organische

mest. Oppervlakkige toediening van organische mest heeft echter een hogere NH<sub>3</sub>-vervluchtiging tot gevolg. Ook het tijdstip van organische bemesting speelt een rol. Er werden door Thompson *et al.* (1987), Thompson en Pain (1989) en Loro *et al.* (1997) hogere denitrificatieverliezen gemeten bij toepassing van organische bemesting in de herfst/winter dan in de lente/zomer.

Denitrificatieverliezen nemen toe met toenemende bemestingshoeveelheden (Bijlage 1). Ook de soort bemesting heeft een invloed op de denitrificatieverliezen. Maag (1989), Paul en Zebarth (1997b) en Ellis *et al.* (1998) verkregen grotere denitrificatieverliezen bij toepassing van organische bemesting in vergelijking met ammoniumnitraatbemesting. De denitrificatieverliezen gemeten door Egginton en Smith (1986) waren groter bij calciumnitraatbemesting dan bij organische bemesting (Bijlage 1). Jordan (1989), Abbasi en Adams (2000) en Clayton *et al.* (1997) toonden aan dat onder vochtige en koude omstandigheden grote denitrificatieverliezen door nitraathoudende meststoffen en lage denitrificatieverliezen bij ammoniumhoudende meststoffen en ureum veroorzaakt worden.

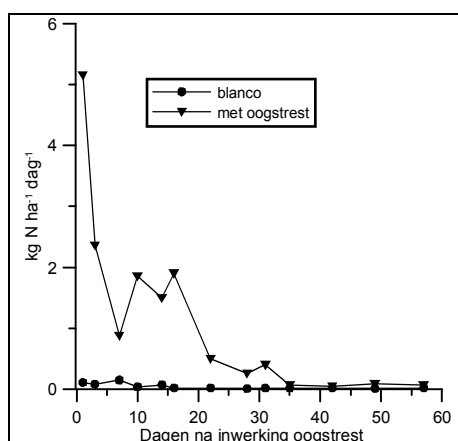
### 3.2.4 Textuur

Het effect van bodemtextuur op denitrificatie is waarschijnlijk het gevolg van fysische verschillen zoals bodemstructuur, poriëngrootte, aggregaatvorming en waterinfiltratiesnelheid (Aulakh *et al.*, 1992). Veldstudies van Chaterpaul *et al.* (1980), Groffman en Tiedje (1989 en 1991) en Liang en Mackenzie (1997) toonden een verhoogde denitrificatie bij een verfijning van de bodemtextuur (zandig leem < leem < kleiige leem) aan. Het is immers zo dat de bodemvochtigheid rechtstreeks en de bodemaëratie omgekeerd gerelateerd is met de graad van fijnheid van de bodemtextuur. De denitrificatie van kleigronden is tot 2 maal hoger dan van zandgronden (Jordan, 1989; Peoples *et al.*, 1995).

### 3.2.5 Oogstresten en groenbemesters

Denitrificatie hangt sterk af van de beschikbaarheid van gemakkelijk afbreekbare organische componenten zoals bodemorganisch materiaal, oogstresten en groenbemesters. Incubatieproeven met incorporatie van oogstresten of groenbemesters (Decatanzaro en Beauchamp, 1985; Aulakh en Rennie, 1987; Aulakh *et al.*, 1991a en b; Ehalotis *et al.*, 1996; Shelton *et al.*, 1997 en 2000; Pu *et al.*, 1999; Rosecrance *et al.*, 2000) geven een verhoogde denitrificatie bij een WFPS > 60 %. De stijging van de denitrificatie gebeurt vooral de eerste tien dagen na incorporatie (Aulakh *et al.*, 1991a).

Ook bij veldproeven stelt men bij voldoende vochtgehalte, een piek vast na de incorporatie van oogstresten (Schloemer, 1991), stro (Aulakh *et al.*, 1984b) en groenbemesters (Aulakh *et al.*, 1983; Vinther, 1992; Beauchamp *et al.*, 1996). Schloemer (1991) mat de denitrificatieverliezen na het inwerken van oogstresten van bloemkool eind juli in een zandleembodem in Duitsland. De denitrificatieverliezen gedurende 57 dagen na inwerken van bloemkooloogstresten bedroegen 44 kg N ha<sup>-1</sup> in plaats van 2 kg N ha<sup>-1</sup> op het blancoperceel (Figuur 3.3).



Figuur 3.3: Denitrificatieverliezen ( $\text{kg N ha}^{-1} \text{dag}^{-1}$ ) gemeten op een zandleembodem na inwerken van bloemkooloogstresten op 26 juli 1988 en op een blanco zandleemperceel in Duitsland (naar Schloemer, 1991)

Veldproeven over denitrificatie van oogstresten en groenbemesters zijn echter beperkt. De totale N-verliezen uit groenbemesters en oogstresten werden wel reeds met  $^{15}\text{N}$  begroot. Kumar en Goh (2000) en Kumar *et al.* (2001) geven aan dat na de eerste teelt 0 tot 50 % (groenbemesters) en 9 à 16 % (stro) van de totale stikstof niet wordt teruggevonden. Bij het vergelijken van de gemeten denitrificatieverliezen met de acetyleeninhibitie methode van minerale  $^{15}\text{N}$ -bemesting zijn één derde tot de helft van de totale verliezen denitrificatieverliezen (Nieder *et al.*, 1989; von Rheinbaben, 1990; de Klein en Van Logtestijn, 1994). Volgens Kumar en Goh (2000) is de verhouding tussen de totale stikstofverliezen en de verliezen door denitrificatie van oogstresten en groenbemesters analoog als bij minerale bemesting.

### 3.2.6 Bodembewerkingen

De totale jaarlijkse denitrificatie is in geploegde gronden twee tot drie maal kleiner dan in niet-bewerkte gronden (Aulakh *et al.*, 1984a en b; Fan *et al.*, 1997; Colbourn, 1998). De gemeten denitrificatieverliezen gemeten door Colbourn (1998) op kleigronden in Engeland bedroegen respectievelijk 9 en 3  $\text{kg N ha}^{-1} \text{jaar}^{-1}$  op niet-geploegde en geploegde gronden. Niet bewerkte gronden hebben immers een grotere schijnbare dichtheid, meer anaërobe plaatsen, hogere vochtretentie en meer organisch materiaal en oogstresten dicht bij het oppervlak (Granli en Bøckman, 1994; Peoples *et al.*, 1995).

In vergelijking met begroeide bodems zijn volgens Aulakh *et al.* (1983) de denitrificatieverliezen bij braakliggende velden 2 tot 7 maal hoger.

### 3.2.7 Temperatuur en pH

De denitrificatie neemt toe met toenemende temperatuur totdat er een optimum bereikt wordt waarboven ze daalt. Dit verklaart gedeeltelijk de dagelijkse variaties en seizoensvariaties (Aulakh *et al.*, 1992). Indien het vochtgehalte en de nitraatconcentratie voldoende hoog zijn, werd er beneden 10 °C nog denitrificatie gemeten (Egginton en Smith, 1986; Thompson *et al.*, 1987; Jordan, 1989; Schwartz *et al.*, 1994; Ellis *et al.*, 1998). In de winterperiode was de emissie gemeten door Bogaert *et al.* (1998) op begraaft permanent grasland laag. Jarvis *et al.* (1991)

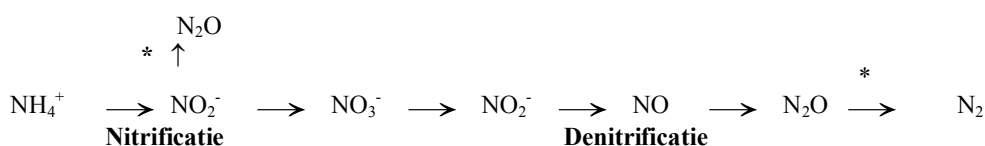
vonden aanzienlijke denitrificatieverliezen na het weideseizoen in de herfst en de winter, evenals Velthof *et al.* (1996).

De pH van de meeste bodems is niet limiterend voor de denitrificatie (von Rheinbaben, 1990).

### 3.3 Resultaten van vroeger denitrificatie-onderzoek

#### 3.3.1 Principe van de meetmethode

Een veel gebruikte methode om denitrificatie van bodems te meten, is de acetyleeninhibitiemethode. Het toegevoegde acetyleen (10% v/v) verhindert de omzetting van  $\text{N}_2\text{O}$  naar  $\text{N}_2$  en de vorming van  $\text{N}_2\text{O}$  door nitrificatie zodat bij de meting van  $\text{N}_2\text{O}$  met een gaschromatograaf de totale denitrificatie gekend is (Figuur 3.4). De denitrificatieverliezen gemeten met de acetyleeninhibitiemethode kunnen, vooral in slecht gestructureerde bodems, een onderschatting zijn omwille van de onvoldoende distributie van het acetyleen zodat de reductie van  $\text{N}_2\text{O}$  tot  $\text{N}_2$  niet voldoende geïnhibeerd wordt (Germon, 1985; Arah *et al.*, 1991; Vermoesen *et al.*, 1993; Abu Bakar *et al.*, 1994; Vermoesen, 1999). Indien koolstof limiterend is voor denitrificatie, wordt het acetyleen als C-bron gebruikt (Klemmedtson *et al.*, 1988; Aulakh *et al.*, 1992; Malone *et al.*, 1998; Stevens en Laughlin, 1998).



Figuur 3.4:  $\text{N}_2\text{O}$ -vorming door nitrificatie en denitrificatie en inhibitie (\*) door 10 % (v/v) acetyleen (Boeckx *et al.*, 1999)

### 3.3.2 Resultaten van een incubatieproef van een Vlaamse zand-, zandleem- en kleibodem

(Van Dyck, 1996)

Voor drie bodemtexturen (een zandbodem uit Ertvelde, een zandleembodem uit Melle en een kleibodem uit Snaaskerke) werd de invloed van diepte, textuur, vocht- en nitraatgehalte op denitrificatie met een incubatie-experiment nagegaan. De bodems werden bij 15°C geïncubeerd en voor de zandleembodem werd de proef nog eens bij 8°C uitgevoerd. Op dag 0, 1, 3, 5 en 7 werd de denitrificatie gemeten met de acetyleeninhibitie methode.

Per textuur werden de volgende factoren onderzocht:

- Diepte: het gedrag van bodemmonsters uit 4 verschillende dieptes, nl. 0-30 cm (A), 30-60 cm (B), 60-90 cm (C) en 90-120 cm (D);
- Vochtgehalte: er werden drie verschillende vochtgehalten voorzien, nl. 2/3 veldcapaciteit, verzadigde bodem en verzadigde bodem onder een waterlaag;
- Nitraatconcentratie: toedienen van 50 mg NO<sub>3</sub>-N (kg droge grond)<sup>-1</sup> in vergelijking met blanco.

Een overzicht van de voornaamste bodemkarakteristieken wordt weergegeven in Tabel 3.1.

Tabel 3.1: Overzicht van de bodemkarakteristieken per horizont van de drie bodems gebruikt in de denitrificatie-incubatieproef (Naar Van Dyck, 1996)

Bodemtextuur	Diepte (cm)	zand (%)	leem (%)	klei (%)	pH-H <sub>2</sub> O	C (%)	org. N (mg N kg <sup>-1</sup> )	C/N
Zand	0-30	96.4	0.8	2.8	5.6	1.58	994	15.9
	30-60	94.3	3.5	2.2	5.5	1.09	723	15.0
	60-90	92.7	6.0	1.3	5.9	0.36	234	15.4
	90-120	92.4	6.7	0.9	5.4	0.2	117	17.1
Zandleem	0-30	47.6	42.0	10.4	6.6	0.86	1021	8.4
	30-60	48.4	38.4	13.2	6.8	0.44	534	8.3
	60-90	48.9	36.9	14.2	6.9	0.23	278	8.2
	90-120	49.1	35.7	15.2	6.8	0.14	207	6.9
Klei	0-30	4.8	33.8	61.4	8.3	1.03	1445	7.1
	30-60	9.1	36.5	54.4	8.5	0.71	1145	6.2
	60-90	13.5	45.8	40.7	8.8	0.43	852	5.0
	90-120	12.4	41.9	45.7	9.1	0.31	590	5.3

In Tabel 3.2 worden de gemiddelde (N<sub>2</sub>O+N<sub>2</sub>)-denitrificatieverliezen (mg N (kg droge grond)<sup>-1</sup>) met standaardafwijkingen na 7 dagen incubatie weergegeven.

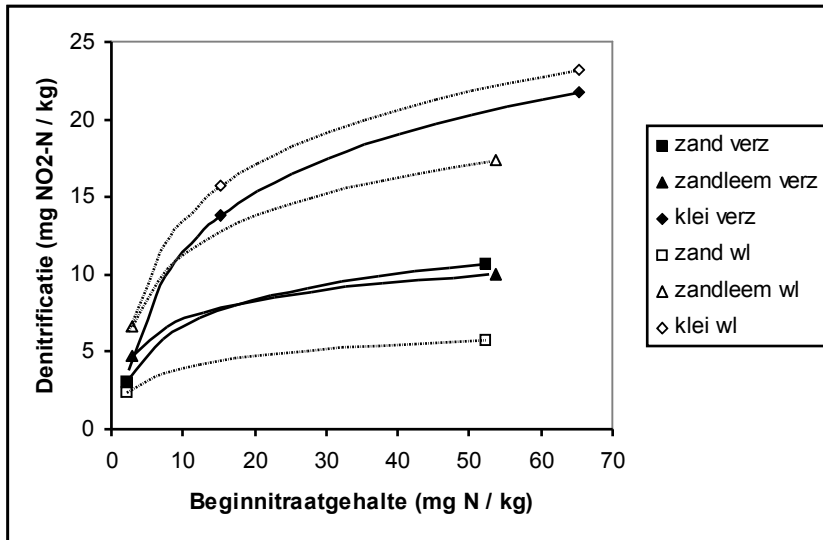
Tabel 3.2: Gemiddelde (N<sub>2</sub>O+N<sub>2</sub>)-denitrificatieverliezen (mg N (kg droge grond)<sup>-1</sup>) met standaardafwijkingen na 7 dagen incubatie (naar Van Dyck, 1996)

Diepte	Behandeling	Zand		Zandleem		Klei	
A	Nvc	0.04	± 0.02	0.08	± 0.05	0.01	± 0.00
	Nverz	10.68	± 3.25	10.02	± 2.00	21.76	± 4.90
	Nwl	5.76	± 1.25	17.37	± 3.54	23.16	± 5.61
	Vc	0.01	± 0.00	0.01	± 0.00	0.01	± 0.00
	Verz	3.07	± 0.30	4.75	± 5.16	13.76	± 8.60
	Wl	2.39	± 1.04	6.57	± 1.50	15.65	± 5.64
B	Nvc	0.01	± 0.00	0.01	± 0.00	0.01	± 0.00
	Nverz	2.65	± 0.12	3.77	± 1.78	5.45	± 0.52
	Nwl	1.19	± 0.43	3.98	± 3.30	8.09	± 1.61
	Vc	0.01	± 0.00	0.01	± 0.00	0.01	± 0.00
	Verz	2.31	± 0.08	2.76	± 1.09	5.31	± 1.00
	Wl	1.91	± 0.63	2.72	± 1.04	6.58	± 1.58
C	Nvc	0.00	± 0.00	0.01	± 0.00	0.01	± 0.00
	Nverz	0.03	± 0.00	0.42	± 0.24	1.82	± 0.18
	Nwl	0.03	± 0.00	1.25	± 0.96	2.00	± 0.32
	Vc	0.00	± 0.00	0.01	± 0.00	0.01	± 0.00
	Verz	0.01	± 0.00	0.02	± 0.00	2.94	± 0.97
	Wl	0.38	± 0.12	0.42	± 0.15	2.00	± 0.16
D	Nvc	0.00	± 0.00	0.03	± 0.00	0.01	± 0.00
	Nverz	0.00	± 0.00	0.10	± 0.05	0.30	± 0.23
	Nwl	0.01	± 0.00	0.27	± 0.11	0.70	± 0.16
	Vc	0.00	± 0.00	0.00	± 0.00	0.00	± 0.00
	Verz	0.00	± 0.00	0.04	± 0.04	0.31	± 0.04
	Wl	0.00	± 0.00	0.29	± 0.13	0.62	± 0.04

Nvc: 50 mg NO<sub>3</sub>-N kg<sup>-1</sup> toegevoegd- veldcapaciteit, Nverz: 50 mg NO<sub>3</sub>-N kg<sup>-1</sup> toegevoegd - verzadigde bodem; Nwl: 50 mg NO<sub>3</sub>-N kg<sup>-1</sup> toegevoegd - verzadigde bodem onder de waterlaag; Vc: 0 mg NO<sub>3</sub>-N kg<sup>-1</sup> toegevoegd- veldcapaciteit, Verz: 0 mg NO<sub>3</sub>-N kg<sup>-1</sup> toegevoegd - verzadigde bodem; Wl: 0 mg NO<sub>3</sub>-N kg<sup>-1</sup> toegevoegd - verzadigde bodem onder de waterlaag

Uit de resultaten is duidelijk dat verschillende factoren een invloed hebben op de denitrificatie.

- *Textuur*: Hoe fijner de textuur, hoe groter de denitrificatie, en hoe meer denitrificatie op grotere diepte (Tabel 3.2). De denitrificatieverliezen onder de waterlaag waren in de kleibodem vaak een veelvoud van deze in de zandleembodem, die dan weer een veelvoud waren van de verliezen in de zandbodem. Het verschil in pH kan mogelijk deels de verschillen in denitrificatieverliezen tussen de texturen verklaren (Tabel 3.1). De hoge pH van de kleibodems bevorderde denitrificatie, de lage pH in de zandbodem oefende een remmende invloed uit.
- *Vochtgehalte*: De denitrificatie bij 2/3 veldcapaciteit was verwaarloosbaar klein.
- *Nitraatgehalte*: De toediening van nitraat verhoogde de denitrificatie. Bij fijne texturen bleef de denitrificatie bij een stijgend nitraatgehalte langer toenemen (Figuur 3.5).



Figuur 3.5: Invloed van de nitraattoediening op de denitrificatie in de laag 0-30 cm (naar Van Dyck, 1996)

- *Diepte:* De denitrificatie in de diepere lagen was beduidend lager. De afname van de denitrificatie met de diepte hield verband met de afname in C-gehalte. De denitrificatie in de bouwvoor werd relatief gezien meer gestimuleerd door een hoger nitraatgehalte dan de denitrificatie op grotere diepte. Dit is overeenkomstig met de bevindingen van Bremner (1978), die vaststelde dat de denitrificatie vrij ongevoelig was voor veranderingen in nitraatgehaltenes wanneer andere factoren zoals C- of vochtgehalte limiterend waren.
- *Temperatuur:* Voor de zandleembodem werden de incubatieproeven ook uitgevoerd bij 8°C. In Tabel 3.3 staan de (N<sub>2</sub>O+N<sub>2</sub>)-denitrificatieverliezen (mg N (kg droge grond)<sup>-1</sup>) bij 8°C en 15°C na 7 dagen incubatie.



Tabel 3.3: (N<sub>2</sub>O+N<sub>2</sub>)-denitrificatieverliezen (mg N (kg droge grond)<sup>-1</sup>) bij 8°C en 15°C na 7 dagen incubatie (naar Van Dyck, 1996)

Diepte	Behandeling	8°C		15°C	
A	Nverz	2.61	± 0.51	10.02	± 2.00
	Nwl	5.37	± 1.71	17.37	± 3.54
	Verz	3.23	± 0.57	4.75	± 5.16
	Wl	4.49	± 1.18	6.57	± 1.50
B	Nverz	0.27	± 0.01	3.77	± 1.78
	Nwl	0.52	± 0.08	3.98	± 3.30
	Verz	0.30	± 0.07	2.76	± 1.09
	Wl	0.46	± 0.06	2.72	± 1.04
C	Nverz	0.00	± 0.00	0.42	± 0.24
	Nwl	0.06	± 0.06	1.25	± 0.96
	Verz	0.00	± 0.00	0.02	± 0.00
	Wl	0.01	± 0.01	0.42	± 0.15
D	Nverz	0.00	± 0.00	0.10	± 0.05
	Nwl	0.02	± 0.03	0.27	± 0.11
	Verz	0.00	± 0.00	0.04	± 0.04
	Wl	0.00	± 0.00	0.29	± 0.13

Nverz: 50 mg NO<sub>3</sub>-N kg<sup>-1</sup> toegevoegd - verzadigde bodem; Nwl: 50 mg NO<sub>3</sub>-N kg<sup>-1</sup> toegevoegd - verzadigde bodem onder de waterlaag; verz: 0 mg NO<sub>3</sub>-N kg<sup>-1</sup> toegevoegd - verzadigde bodem; wl: 0 mg NO<sub>3</sub>-N kg<sup>-1</sup> toegevoegd - verzadigde bodem onder de waterlaag

De N-verliezen zijn duidelijk lager bij 8°C (Tabel 3.3). Bij 8°C werd de denitrificatie minder gestimuleerd door nitraattoevoeging dan bij 15°C.

### 3.3.3 Veldproeven

#### 3.3.3.1 Veldproeven op Vlaamse bodems

(Van Cleemput *et al.*, 1994; Vermoesen *et al.*, 1996; Vermoesen, 1999)

Daar 45 % van de landbouwoppervlakte ingenomen wordt door grasland en op 13.4 % van de Belgische landbouwoppervlakte maïs geteeld wordt, werden de denitrificatieverliezen van permanent en tijdelijk grasland en maïsvelden gedurende bepaalde perioden opgevolgd. Dit geeft een idee van het belang van denitrificatieverliezen in ons land.

In Tabel 3.4 worden de denitrificatieverliezen van de verschillende velden weergegeven.

Tabel 3.4: Denitrificatieverliezen (kg N ha<sup>-1</sup> aantal dagen<sup>-1</sup>) van verschillende velden (naar Vermoesen, 1999)

	Gemeten denitrificatieverliezen	% van toegediende bemesting
Grasland: begrast en permanent	25.7 kg N ha <sup>-1</sup> 279 dagen <sup>-1</sup>	8.7
	23.9 kg N ha <sup>-1</sup> 284 dagen <sup>-1</sup>	8.8
	35.3 kg N ha <sup>-1</sup> 284 dagen <sup>-1</sup>	13.0
	2.4 kg N ha <sup>-1</sup> 110 dagen <sup>-1</sup> (winter)	1.7
Grasland: gemaaid en tijdelijk	3.7 kg N ha <sup>-1</sup> 260 dagen <sup>-1</sup>	1.6
	7.2 kg N ha <sup>-1</sup> 258 dagen <sup>-1</sup>	3.6
Grasland: gemaaid en permanent	1.3 kg N ha <sup>-1</sup> 321 dagen <sup>-1</sup>	-
	7.4 kg N ha <sup>-1</sup> 321 dagen <sup>-1</sup>	8.2
Maïsveld	16.6 kg N ha <sup>-1</sup> 234 dagen <sup>-1</sup>	4.2
	5.5 kg N ha <sup>-1</sup> 260 dagen <sup>-1</sup>	6.1
	11.5 kg N ha <sup>-1</sup> 312 dagen <sup>-1</sup>	15.3

De totale denitrificatieverliezen waren het hoogst in begrast grasland (Tabel 3.4). Bij permanente, begraste weilanden variëren de gemeten jaarlijkse denitrificatieverliezen van 24 kg N ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup> tot 35 kg N ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>, afhankelijk van de hoeveelheid toegediende bemesting; 8.7 tot 13 % van de toegediende N-bemesting ging verloren door denitrificatie. Er is echter een overschatting aangezien de denitrificatieverliezen ook afkomstig zijn van de N-input van dierlijke mest. In de winter lagen de denitrificatieverliezen lager.

Denitrificatieverliezen van gemaaid grasland lagen lager. De jaarlijkse denitrificatieverliezen bedroegen ongeveer 8 kg N ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>. Bij niet-bemeste velden waren de verliezen slechts 1.3 kg N ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>.

De maïsvelden vertoonden iets hogere denitrificatieverliezen dan tijdelijk grasland. De gemeten verschillen in denitrificatieverliezen kunnen hoofdzakelijk verklaard worden door de neerslag. Op het eerste maïsveld werden vele metingen na hevige neerslag uitgevoerd.

### 3.3.3.2 Veldproeven in de gematigde gebieden

Omdat in Vlaanderen maar beperkt onderzoek naar denitrificatie gebeurd is, werd een literatuurstudie uitgevoerd van de denitrificatiemetingen in de gematigde gebieden met een vergelijkbaar jaarlijks neerslag- en temperatuursverloop als Vlaanderen (bijlage1).

De denitrificatieverliezen in de gematigde gebieden worden duidelijk beïnvloed door bemesting, textuur en koolstofpercentage. De denitrificatieverliezen hangen echter ook af van de weersomstandigheden. Metingen gedurende verschillende jaren op dezelfde percelen verschillen sterk afhankelijk van de neerslaghoeveelheden en dus van het vochtgehalte van de bodem (Jarvis *et al.*, 1991; Liang en Mackenzie, 1997). Naast de zeer grote variabiliteit in tijd vertoont denitrificatie ook een grote variabiliteit in de ruimte.

Onderzoek van Jordan (1989) van grasland in Noord-Ierland suggereert dat significante denitrificatiesnelheden ( $> 1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ dag}^{-1}$ ) plaatsvinden wanneer de nitraatconcentratie in de bovenste 10 cm van de bodem boven 2 ppm, het bodemvochtgehalte groter is dan 70 % WFPS en de temperatuur boven de 4°C is. Veldmetingen van denitrificatieverliezen in de gematigde gebieden tonen aan dat meestal niet meer dan 30 kg N ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup> door denitrificatie in het veld verloren gaat (Ryden, 1983; Germon, 1985; Egginton en Smith, 1986; Nieder *et al.*, 1989; Bogaert *et al.*, 1998). Uitschieters met hogere denitrificatieverliezen zijn te verklaren door een hoge bemesting (Egginton en Smith, 1986), zeer hoog percentage C (Jordan, 1989) of zeer hoog percentage klei (Jordan, 1989; Jarvis *et al.*, 1991). Er werden eveneens hoge denitrificatieverliezen gemeten bij braakliggende velden (Verbruggen, 1985; Webster en Goulding, 1989) en na inwerking van oogstresten (Schloemer, 1991).

## 3.4 Besluit

Denitrificatie doet zich voor onder anaërobe omstandigheden. De belangrijkste factoren die denitrificatie beïnvloeden zijn vochtgehalte of hiermee gecorreleerd zuurstofgehalte (denitrificatie indien WFPS > 60 %), textuur (hogere denitrificatie bij een fijnere textuur), nitraatgehalte en N-bemesting, organische koolstofgehalte en vers toegediend organisch materiaal, temperatuur, pH (optimum 6 tot 8) en veldbewerkingen (Aulakh *et al.*, 1992).

De bodem is zeer heterogeen waardoor verschillende processen tegelijkertijd kunnen optreden zodat de limiterende factoren voor de N<sub>2</sub>O-productie snel kunnen veranderen, met als gevolg een zeer grote variabiliteit in tijd en ruimte (Aulakh *et al.*, 1992). Na toediening van stikstofmeststoffen (o.a. Egginton en Smith, 1986; Kaiser *et al.*, 1996; Abbasi en Adams, 2000) en na hevige regenbuien (o.a. Nieder *et al.*, 1989; Luo *et al.*, 1999) worden vaak pieken in de denitrificatieverliezen gemeten. Ook in schijnbaar goed verluchte bodems kunnen er anaërobe microsites ontstaan waar denitrificatie tot N-verliezen kan leiden (Verbruggen, 1985).

Uit de literatuurstudie van veldmetingen van denitrificatieverliezen in de gematigde gebieden bleek dat meestal niet meer dan 30 kg N ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup> door denitrificatie in het veld verloren gaat (o.a. Germon, 1985; Nieder *et al.*, 1989; Bogaert *et al.*, 1998). Enkel in uitzonderlijke situaties (hoge N-bemesting, bodems met een hoog kleipcentage, hoog koolstofpercentage en ondiepe grondwatertafel) kunnen de denitrificatieverliezen hoog oplopen (Egginton en Smith, 1986; Jordan, 1989; Jarvis *et al.*, 1991; Van Cleemput, 1998).

## 4 Wiskundige modellen

### 4.1 Inleiding

De hoofddoelstelling van dit onderzoeksproject is de bepaling van de relatie tussen de hoeveelheid minerale stikstof in de bodem in het najaar en de stikstofuitspoeling voor de meest voorkomende 'bodem-gewas-hydrologie' combinaties. Aansluitend hierop wordt nagegaan in welke mate exploitatiemaatregelen en bemestingspraktijken kunnen worden voorgesteld voor de beheersing van het minerale stikstofgehalte in het bodemprofiel.

Vermits het onmogelijk is voor elke combinatie 'bodem-gewas-hydro-geologie' experimenten op te zetten en gezien de beperkte duur van het project (2 jaar) dient voor het onderzoek gebruik te worden gemaakt van wiskundige modellen om deze doelstellingen te realiseren. De modellen simuleren het transport van water en het transport en de transformatie van stikstof in de onverzadigde en verzadigde zone en het water in de drains.

Modellen hebben het belangrijk voordeel dat de kennis kan worden toegepast op andere 'bodem-gewas' combinaties dan deze waarvoor de modellen werden ontwikkeld, resp. getoetst. Voorspellingen kunnen worden gemaakt van het effect van ingrepen en bemestingsschema's zonder dat deze worden geïmplementeerd. Modellen zijn daardoor belangrijke instrumenten geworden ter aanvulling op het klassiek proefveldonderzoek en ter ondersteuning van het beheer en het beleid.

Het is echter essentieel dat modellen, alvorens ze in een voorspellende context worden gebruikt, uitvoerig aan een kalibratie en validatie worden onderworpen. Tijdens de kalibratie tracht men door het toetsen van de modelresultaten aan veldwaarnemingen de parameters van het model te optimaliseren, d.w.z. deze set van parameters afleiden die resulteert in de beste overeenkomst tussen metingen op het terrein en modelvoorspelling. Na de kalibratiefase van een model volgt een validatiefase waarin het model met een geoptimaliseerde set van parameters getoetst wordt aan een totaal andere situatie dan deze gebruikt in de kalibratiefase. Na validatie, indien het model bewijst de situatie met voldoende nauwkeurigheid te kunnen beschrijven, stelt men dat het model klaar is voor scenarioanalyse en ondersteuning van beleid en beheer.

In dit hoofdstuk wordt dieper ingegaan op de achtergrond van de modellen. De kalibratie en validatie van de modellen aan de hand van historische en nieuwe proefvelden komen aan bod in deel 2 van het eindrapport. De resultaten van de scenarioanalyses worden voorgesteld in deel 4 van het eindrapport.

## 4.2 Korte beschrijving van de gebruikte modellen

### 4.2.1 WAVE

(Timmerman en Oorts, 2000; Ducheyne, 2000)

Het WAVE-model (Water and Agrochemicals in the soil and the Vadose Environment, Vanclooster *et al.*, 1994 en 1996) is een wiskundig model dat toelaat om de stroming van water, het transport en de transformaties van agrochemicaliën en het warmtetransport in het bodemgewassysteem (voor 5 gewassen) te beschrijven. Het WAVE-model is een puntmodel (ééndimensionaal) dat de verticale water- en nutriëntenstroming en uitspoeling berekent. Enkele belangrijke kenmerken van het model zijn:

- Mechanistisch: gebaseerd op proceskennis;
- Deterministisch: één set van modelinvoer genereert één eenduidige set van modeluitvoer;
- Numerisch: eindige verschillen oplossingstechniek voor differentiaalvergelijkingen;
- Holistisch: integratie van de verschillende deelprocessen in het 'bodem-gewas' systeem;
- Ééndimensionaal: modellering in de verticale richting.

Het WAVE-model bestaat uit verschillende modules: een module voor het beschrijven van de waterbalans, het transport van in water opgeloste stoffen, de warmtebalans, de stikstofbalans en een module voor het beschrijven van de gewasgroei in respons tot de water- en stikstofbeschikbaarheid in het bodemprofiel. In het kader van het INTERREG-project 'Integratie van het beregeningssysteem met het peil- en nutriëntenbeheer' (Timmerman *et al.*, 2001) werd een bijkomende module geprogrammeerd, de managementsmodule.

De modulaire opbouw laat toe om enkel deze modules te hanteren die voor het gestelde probleem van toepassing zijn.

Tot nu toe kon enkel de gewasgroei voor vijf gewassen (maïs, wintertarwe, suikerbiet, aardappel en wintergerst) doorgerekend worden. In het kader van het N-(eco)<sup>2</sup>-project werd ook de gewasgroei van gele mosterd bestudeerd. De gewasgroei wordt gereduceerd bij een limitatie van water en/of stikstof in de wortelzone.

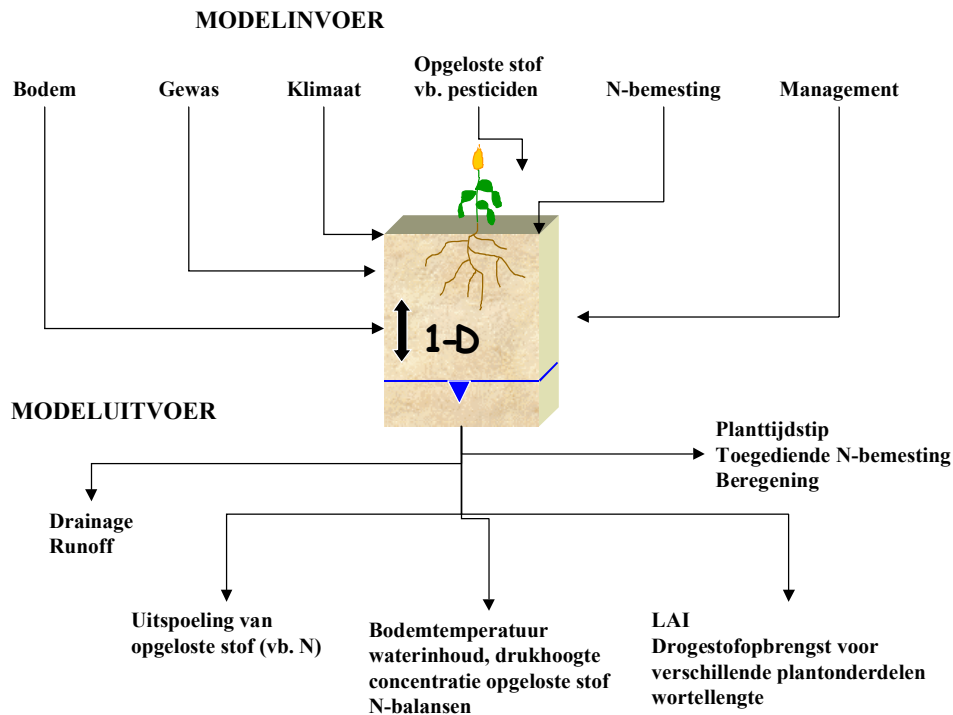
Aangezien de gewasgroeimodule niet kan worden gebruikt in het geval van grasland, wordt gewerkt met vooraf bepaalde tijdsreeksen voor LAI-factoren ('leaf area index') en K<sub>c</sub>-factoren ('crop coefficient for potential evapotranspiration'). Het nadeel van een dergelijke aanpak is dat klimaatomstandigheden minder in rekening worden gebracht. De N-opname kan echter wel worden gesimuleerd. Het ILWB beschikt over 12 scenario's waarbij verschillende LAI- en K<sub>c</sub>-tijdsreeksen werden gegenereerd in het kader van het INTERREG-project (Timmerman en Oorts, 2000) en dit voor 2 bodemvarianten, 3 grondwaterstandsregimes en 2 bemestingsvarianten.

Naast kennis over de modelparameters zijn de volgende inputgegevens essentieel: de waterretentiekarakteristieken, de hydraulische conductiviteitscurve, klimaatgegevens, de initiële bodemcondities zoals het totale koolstofgehalte, het minerale en organische stikstofgehalte, het management (bemestingsdosis en -type) en de grondwaterstand. De waterretentiekarakteristieken en hydraulische conductiviteitscurve kunnen afgeleid worden van andere bodemfysische eigenschappen zoals de bodemtextuur, de bulkdensiteit en het organische koolstofgehalte van de bodem door het gebruik van pedotransferfuncties van Vereecken (1988). Het WAVE-model genereert tijdreeksen van drogestofopbrengsten en N-opname door de plant, het vochtgehalte in het bodemprofiel, de percolatieflux en nitraatflux op een bepaalde diepte en de stikstofconcentratie in het bodemprofiel.

In Tabel 4.1 zijn de basisconcepten van de verschillende modules weergegeven, evenals de essentiële modelparameters nodig voor het simuleren. In Figuur 4.1 wordt een overzicht gegeven van de vereiste input en de door WAVE gegenereerde output.

Tabel 4.1: Modelconcepten gegenereerd in het WAVE-model (Timmerman en Oorts, 2000)

Module	Modelconcept	Modelparameters
Water	Richards vergelijking, extractievergelijking voor wateropname door wortels	pF- curve, K(h)- curve, gewascoëfficiënten, gewasopnamefactoren, worteldiepte
Opgeloste stof	Convectie-dispersie vergelijking, chemische diffusie, lineaire adsorptie, afbraak (1°orde)	Dispersie-, diffusie-, en adsorptiecoëfficiënt, afbraakconstanten
Warmte	Fouriers warmtestromingsvergelijking	Thermische geleidbaarheids- en warmtecapaciteitsfunctie
Stikstof	Transformaties (1°orde nitrificatie, denitrificatie, hydrolyse), mineralisatie en immobilisatie uit organische pools (correctie ifv temperatuur en vochtgehalte)	Stikstoftransformatieparameters, afbraakconstanten van organische stof
Gewas	Drogestofontwikkeling, stikstofopname door plant, reductie ifv water en stikstof	Specifieke parameters
Management	-	-



Figuur 4.1: Modelinvoer en gegenereerde modeluitvoer van het WAVE-model

Het model onderscheidt verschillende bodemhorizonten die onderverdeeld worden in bodemcompartimenten van gelijke dikte.

De stikstofmodule in het WAVE-model is opgebouwd uit een minerale en een organische stikstofcomponent. De organische pool wordt onderverdeeld in 3 'pools', namelijk een stabiele humus pool en twee sneller afbreekbare pools: een manure pool (drijfmest of andere organische bemesting) en een litter pool (oogstresten en andere restmaterialen) en de transfer tussen deze 'sub pools' wordt gecontroleerd door eerste orde snelheidsconstanten. De snelheidsconstanten worden gecorrigeerd voor de temperatuur en de vochtinhoud van de bodem via een ingebouwde vocht- en temperatuursreductiefunctie.

Het voordeel van deze uitgebreide en procesmatige beschrijving van de stikstofmodule is dat meer inzicht verkregen wordt in de deelprocessen (mineralisatie, denitrificatie,...) van de stikstofcyclus en dat verbanden in de gehele cyclus duidelijk worden. Het nadeel is echter dat een groot aantal stikstoftransformatieparameters gekend moeten zijn of afgeleid moeten worden uit metingen. Ook dienen de initiële condities van de stikstofpool goed gekend te zijn daar deze van invloed zijn op de modelberekeningen.

Om meer inzicht te verkrijgen in de belangrijkste N-transformatieprocessen in de bodem, werden in het kader van het N-(eco)<sup>2</sup>-project een literatuurstudie en incubatieproeven uitgevoerd.

Het WAVE-model werd ontwikkeld aan het Instituut voor Land- en Waterbeheer (K.U.Leuven) (Vanclooster *et al.*, 1994; Vanclooster *et al.*, 1996). Het WAVE-model is een herwerkte versie van het SWATNIT-model (Vereecken *et al.*, 1990, 1991), dat het SWATRER-model (Feddes *et al.*, 1978; Belmans *et al.*, 1983; Dierckx *et al.*, 1986), een stikstofmodel gebaseerd op het SOILN-model (Bergström *et al.*, 1991), een warmte- en opgeloste stoftransportmodel afgeleid van LEACHN (Wagenet en Hutson, 1989) en het gewasgroeimodel SUCROS (van Keulen *et al.*, 1982; Spitters *et al.*, 1988) integreert.



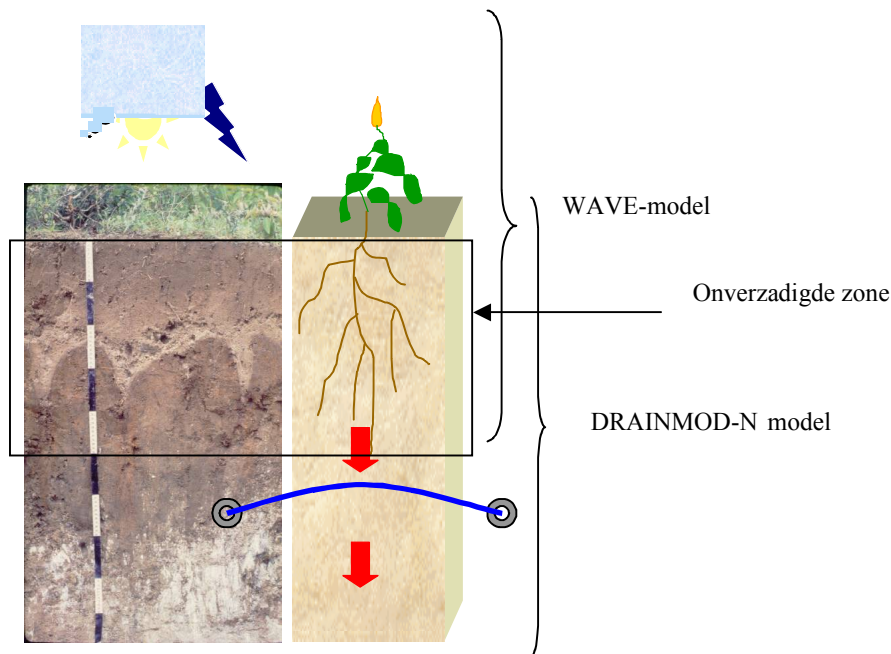
## 4.2.2 DRAINMOD-N

Vermits tot op heden het WAVE-model nog niet met een drainagemodule is uitgebreid kan dit model in het kader van dit project enkel worden gebruikt voor de reconstructie van het N-transport en de N-transformaties in het bodemprofiel van ongedraineerde bodems.

Daarom werd geopteerd voor de inschakeling, naast WAVE, van een tweede model, DRAINMOD (Skaggs en Gilliam, 1997), voor de modellering van de N-dynamiek op kunstmatig gedraineerde velden. Het DRAINMOD-model simuleert de waterstroming in het bodemprofiel en het onderliggend drainagesysteem. Het DRAINMOD-model werd door Brevé *et al.* (1997) uitgebreid met een stikstofmodule, de DRAINMOD-N-module. Deze module beschrijft op een meer conceptuele wijze de stikstofdynamiek in het bodemprofiel en het transport van stikstof naar de drains. Het is een quasi tweedimensionaal model aangezien in de onverzadigde zone enkel verticaal transport in rekening wordt gebracht en zowel verticaal als lateraal transport in de verzadigde zone.

Aan het ILWB werd een vergelijkend onderzoek naar de performantie van het WAVE-model t.a.v. het DRAINMOD-model uitgevoerd (El-Sadek *et al.*, 2000). Dit vergelijkend onderzoek heeft aangetoond dat het WAVE- en het DRAINMOD-N-model evenwaardige instrumenten zijn voor de simulatie van de stikstofdynamiek in het bodemprofiel. Het WAVE-model simuleert op meer gedetailleerde basis de stikstofhuishouding in het bodemprofiel. Het DRAINMOD-N-model is meer conceptueel maar is in staat het transport en de transformatie van stikstof in de met drains uitgeruste verzadigde zone van het bodemprofiel te simuleren.

Het aanknopings- en vergelijkingspunt tussen beide modellen is de onverzadigde zone. Beide modellen simuleren de evolutie van de water- en nitraatinhoud in deze zone (Figuur 4.2).



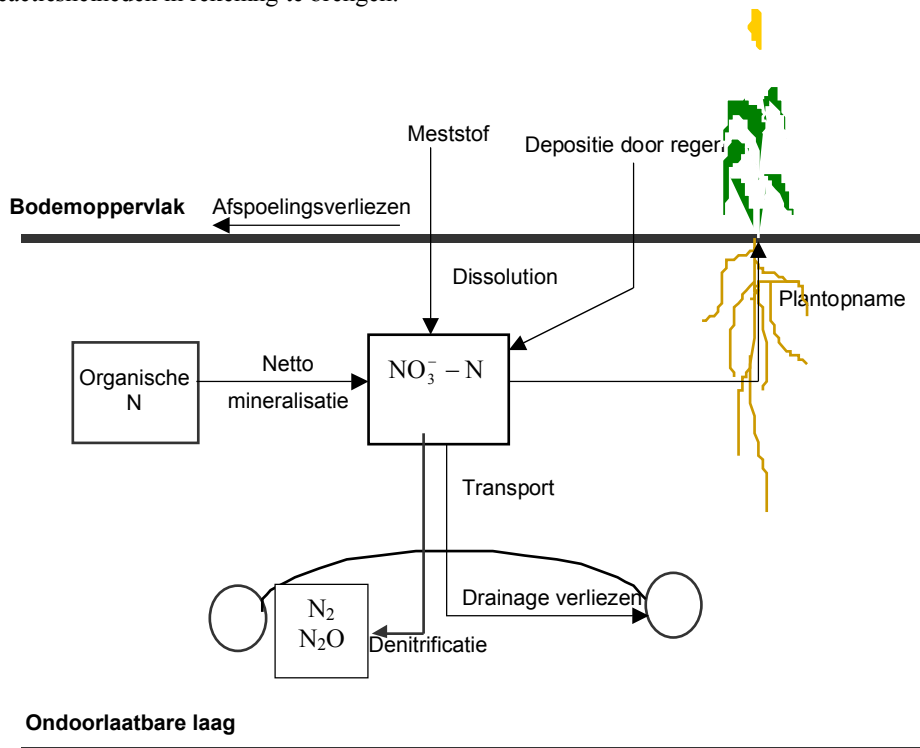
Figuur 4.2: Schematische voorstelling hoe het WAVE- en DRAINMOD-N model in tandem worden aangewend

De processen die DRAINMOD in rekening brengt (Brevé *et al.*, 1997) zijn (Figuur 4.3):

- depositie door regenval;
- oplossing van meststoffen;
- netto-mineralisatie van organische stikstof;
- denitrificatie;
- plantopname;
- oppervlakte afspoeling en drainageverliezen.

Nitratstikstof ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) wordt beschouwd als de belangrijkste stikstofpool. De ammoniumstikstof-pool wordt buiten beschouwing gelaten omdat in de meeste bodems ammonium snel genitrificeerd wordt of gefixeerd is aan de bodemmatrix. Vandaar dat ammoniumverliezen in het oppervlakkig drainagesysteem kunnen worden verwaarloosd.

De correctiefactoren voor het vochtgehalte in de bodem en de temperatuur worden gebruikt om het effect van aërobe en anaërobe omstandigheden en van de temperatuur op de verschillende reactiesnelheden in rekening te brengen.



Figuur 4.3: Schematische presentatie van de stikstofcyclus zoals beschreven in DRAINMOD-N

### 4.3 Modelsimulaties uitgevoerd in het verleden

#### 4.3.1 WAVE

In deze paragraaf wordt een korte samenvatting gegeven van de resultaten van het project 'Modellering van de migratie van nutriënten in de bodem' (Ducheyne *et al.*, 1998; Ducheyne *et al.*, 2001). In dit project werd een uitgebreide kalibratie en validatie van het WAVE-model uitgevoerd voor zeer veranderlijke situaties (verschillende bodemtypen, hydrologische context, bemestingspraktijken, gewassen) in België (Tabel 4.2). Op het einde van het project werden deze proefvelden gebruikt voor een scenarioanalyse.

Tabel 4.2: Verschillende proefvelden bestudeerd voor modellering met WAVE

Locatie	Bodem <sup>1</sup>	Bodem-textuur	Periode	Gewas	Bemesting	Grondwater
Hélécine	Aba0	Leem	1982-1985	Suikerbiet	Chemisch	Diep (>200 cm)
Gembloux	Aba(b) / Adp0	Leem	1984-1986	Wintertarwe	Chemisch	Diep (>300 cm)
Geel	Zeg	Zand	1993-1996	Maïs	Varkensdrijfmest	Oppervlakkig (115-160 cm)
Geel	Zeg	Zand	1993-1996	Grasland	Runderdrijfmest-chemisch	Zeer oppervlakkig (40-120 cm)
Houthave	C2	Klei	1991-1992	Maïs-Wintertarwe	Varkensdrijfmest-chemisch	Oppervlakkig (110-300 cm)
Kaggevinne	wScf	Lemig zand	1988-1994	Suikerbiet Wintertarwe (gerst) Aardappel	Chemisch	Diep

Gekalibreerde parameters van sommige proefvelden resulteerden in een geringe onderschatting van de nitraatconcentratie in de bovenste lagen van het bodemprofiel in het begin van de lente. Een verklaring hiervoor is dat in WAVE de afbraakconstanten voor de organische stof constant zijn over heel het jaar, terwijl in realiteit de microbiële biomassa in het begin van de lente een 'flush' van groei ondergaat. De nitraatconcentraties voor grasland waren opvallend lager dan die voor akkerbouwgewassen doordat de hoge microbiële activiteit en de grote N-opname capaciteit van grasland ervoor zorgt dat de N-concentraties in het profiel zelden hoge waarden kunnen bereiken.

Voor een braak veld bleek de denitrificatie hoger te zijn dan voor een gecultiveerd veld. Denitrificatie steeg bij een grotere bemestingsdosis en bij een zwaardere textuur. In het algemeen waren de denitrificatieverliezen die voorheen bekomen werden door WAVE veel groter dan de waarden uit de literatuur, vandaar dat het denitrificatieproces in het kader van het N-(eco)<sup>2</sup>-project verder werd bestudeerd.

<sup>1</sup> volgens het Belgisch classificatiesysteem

De cumulatieve niraatuitspoeling onderaan de wortelzone werd hoofdzakelijk beïnvloed door het neerslagoverschot en vond vooral in de winter plaats. Het effect van drijfmesttoediening op niraatuitspoeling bij een teelt van maïs of aardappelen kwam pas tot uiting in het volgende jaar doordat de stikstof langzaam werd vrijgesteld. Het uitspoelingspatroon voor het proefveld met gras vertoonde geen verband met de toegediende bemesting en de uitspoeling was gering. De gemeten stikstofinhoud tengevolge van bemesting in de bovenste 30 cm van het profiel werd niet meer teruggevonden in de diepere bodemlagen hetgeen wees op de grote stikstofopnamecapaciteit van gras. Bij een teelt van aardappelen was er relatief meer uitspoeling dan bij de andere teelten. Dit is ondermeer te wijten aan het feit dat aardappelen een zeer oppervlakkig wortelstelsel hebben (tot 60 cm) zodat er op grotere diepte minder niraat opgenomen wordt en niraat gemakkelijker uitspoelt.

De dagelijkse niraatuitspoeling vertoonde korte en hevige pieken en dit voornamelijk in de winter door een hogere neerslag en een lagere evapotranspiratie. De door WAVE berekende dagelijkse niraatfluxconcentraties ( $\text{mg l}^{-1}$ ) doorheen het grensvlak onderaan de wortelzone en de opgemeten niraatconcentraties ( $\text{mg l}^{-1}$ ) bleken een grote overeenkomst te vertonen. Wanneer de niraatflux minder negatief werd, ging de concentratie in het grondwater, mits een vertragingseffect, afnemen. Analooch verhoogde de niraatconcentratie in het grondwater als de niraatflux meer negatief werd. De grootteorde van de niraatfluxconcentraties en niraatconcentraties in het grondwater waren vergelijkbaar. Deze vaststelling biedt de mogelijkheid om de niraatconcentratie in het grondwater te voorspellen aan de hand van niraatfluxen boven het grondwater. Wel dient nog rekening gehouden te worden met verdunningseffecten en horizontale stroming in het grondwater.

Om een representatieve gemiddelde niraatuitspoeling op jaarbasis te bekomen die rekening houdt met de tijdsvariabiliteit van het klimaat, werd voor de verschillende proefvelden een scenarioanalyse over 30 jaar uitgevoerd met de maximale bemestingsnormen toegelaten door het Mestactieplan (normen 1998 en 2003). Na de oogst werden de organische pools telkens geherinitialiseerd (om onder meer oogstresten in rekening te brengen), terwijl de anorganische stikstofpools van het ene jaar op het andere als invoer werd doorgegeven. Voor elk proefveld werd de grootste jaarlijkse uitspoeling bekomen door het gecombineerde effect van een accumulatie van niraat in het bodemprofiel tijdens een droog jaar met daaropvolgend een zeer nat jaar. Het verschil in jaarlijkse uitspoeling tussen de verschillende genormeerde bemestingen was klein. Het patroon van niraatuitspoeling voor de verschillende proefvelden hing samen met de mineralisatiecapaciteit van de bodems. Deze mineralisatiecapaciteit hing niet enkel af van de textuur van de bodem, maar ook van de landbouwkundige voorgeschiedenis van het perceel. De uitspoeling voor het perceel van 'Geel maïs' was vrij hoog. Bij dit perceel was vertrokken van een extreem hoge beginsituatie van de organische drijfmestpools omdat het proefveld jarenlang met een zeer hoge drijfmestdosis bemest was geweest en deze hoge beginsituatie werd ieder jaar geherinitialiseerd. Wanneer men vertrok van een iets minder rijke beginsituatie, was de uitspoeling berekend door WAVE veel lager.

In het INTERREG-project 'Integratie van het beregeningssysteem met het peil- en nutriëntenbeheer' (Timmerman *et al.*, 2001) werden simulatieresultaten van WAVE aangewend voor het opbouwen van een reeks bodemkundige-teeltafhankelijke kennistabellen welke kwantitatief de relatie weergeven tussen grondwaterstandregime, beregeningsbehoefte en nutriëntenbeheer voor een aantal binnen het projectgebied relevante klimatologische situaties.

### 4.3.2 DRAINMOD-N

Zowel het WAVE-model als het DRAINMOD-model werden gebruikt voor de simulatie van het N-transport op een maïspaneel te Geel met zware drijfmesttoediening.

De twee modellen werden gekalibreerd en gevalideerd aan de hand van experimentele gegevens van een driejarig veldonderzoek (1993 tot 1995) te Geel. Maïs werd verbouwd gedurende 1993 en 1994 en in het laatste jaar (1995) lag het perceel braak zonder enige bewerking. De bodem is een zandbodem (Zdg) (El-Sadek *et al.*, 2000; El-Sadek, 2002).

Dit vergelijkend onderzoek gaf aan dat WAVE en DRAINMOD evenwaardige instrumenten zijn voor de simulatie van de stikstofdynamiek in het bodemprofiel (Figuur 4.4).

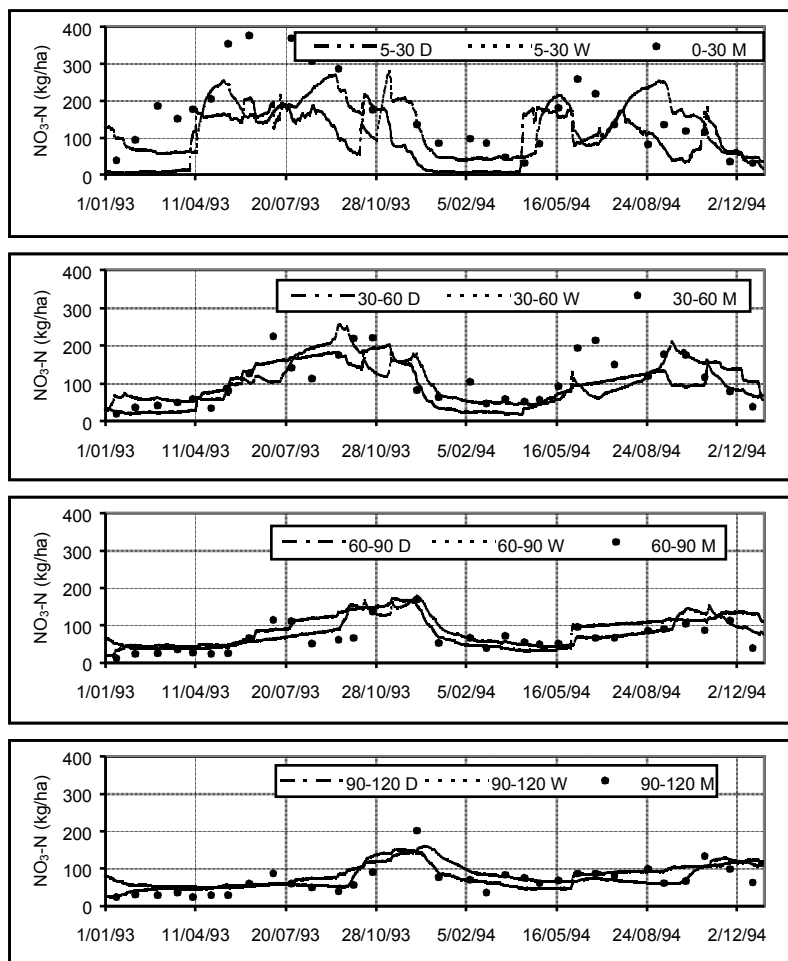
De gekalibreerde parameters werden gebruikt voor een scenarioanalyse met WAVE en DRAINMOD van 30 jaar (El-Sadek, 2002).

Over het algemeen was er wat betreft mineralisatie, denitrificatie, plantopname en uitspoeling een vrij goede overeenkomst tussen WAVE en DRAINMOD.

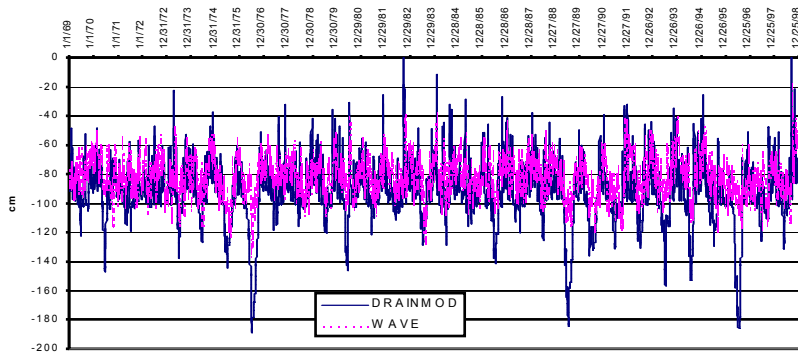
In tegenstelling tot WAVE kan men in DRAINMOD echter geen output krijgen van stikstofmobilisatie, globale mineralisatie, nitrificatie en van de drogestofopbrengst van het gewas. DRAINMOD heeft dan weer het voordeel ten opzichte van WAVE dat het een drainagecomponent heeft en de grondwaterstand kan genereren.

Omdat er in WAVE geen grondwaterstand wordt gesimuleerd maar deze bij ondiepe grondwaterstand wel ingegeven moet worden als input, werd een realistische grondwaterstandstijdsreeks voor 30 jaar gegenereerd met een ARX(1,0)-model (Knotters en Bierkens, 1999 en 2000). De autoregressieve exogene parameters in dit model werden gekalibreerd aan de hand van de opgemeten grondwaterstanden voor het proefveld Geel maïs. In DRAINMOD wordt de grondwaterstand berekend door het programma zelf. Vergelijkbare grondwaterstanden werden bekomen voor de twee programma's (Figuur 4.5).

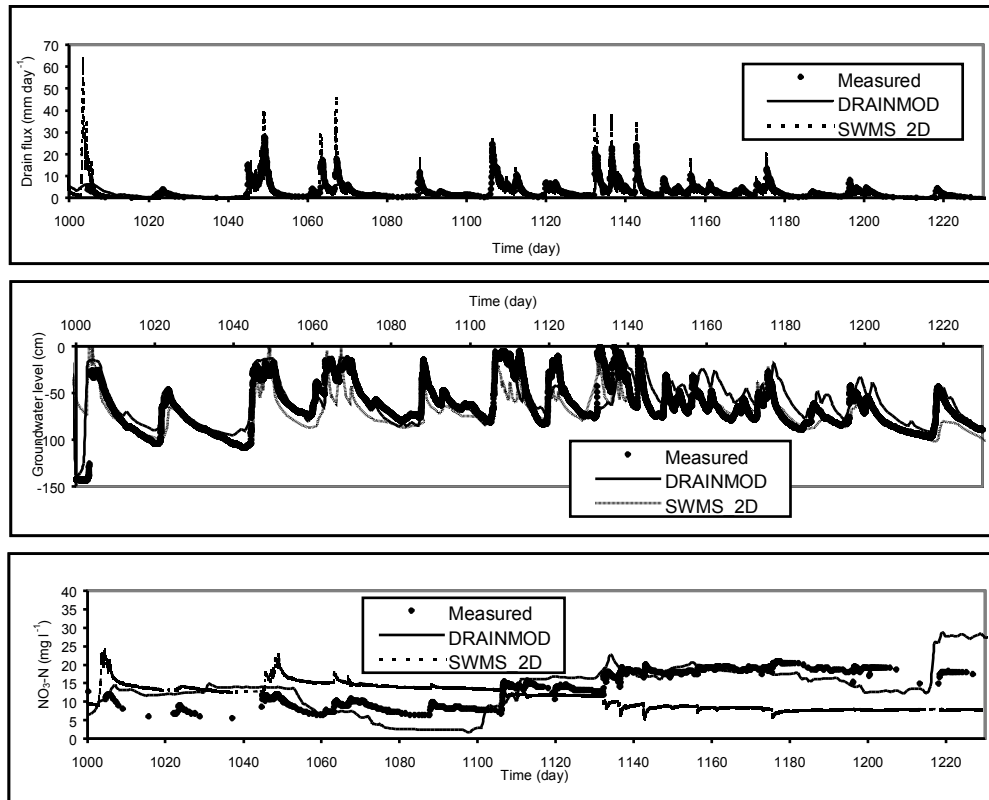
In Figuur 4.6 wordt de performantie van het DRAINMOD-model vergeleken met het SWMS-2D-model (Šimunek *et al.*, 1994) door vergelijking van de simulatieresultaten met veldobservaties gemeten in de periode 1991-1995 op een perceel van de Lovinkhoeve (Noordoost polder, Nederland) (De Vos, 1997). In deze figuur worden het gesimuleerde en het gemeten drainagegebied, het grondwaterniveau en het NO<sub>3</sub>-N-gehalte in het drainagewater weergegeven (El Sadek *et al.*, 1999). Voor beide modellen is er een vrij goede overeenkomst tussen de gemeten en gesimuleerde waarden.



Figuur 4.4: Gemeten en gesimuleerde  $\text{NO}_3\text{-N}$  gehalten in de bodem op verschillende diepten van een maïspancel in Geel met de toediening van varkensdrijfmest ( $60 \text{ ton ha}^{-1}$  in de herfst en  $60 \text{ ton ha}^{-1}$  in de lente (W = WAVE-model; D = DRAINMOD-model) (El-Sadek *et al.*, 2000)



Figuur 4.5: Vergelijking van de door ARX(1,0) en DRAINMOD gegenereerde grondwaterstanden voor 30 jaar Geel maïs (El-Sadek., 2002)



Figuur 4.6: Gemeten en door DRAINMOD en SWMS-2D gesimuleerde draindebiet ( $\text{mm dag}^{-1}$ ), niveau grondwaterspiegel halverwege drainafstand (m) en  $\text{NO}_3\text{-N}$  concentratie ( $\text{mg l}^{-1}$ ) in het drainagewater in de Lovinkhoeve (Nederland) in het groeiseizoen 1994-1995 (El-Sadek *et al.*, 1999)

## 5 Literatuur

Addiscott, T.M., Whitmore, A.P. and Powlson, D.S. (1991). Farming, fertilizers and the Nitrate Problem. C.A.B International, Wallingford, Oxon, 170.p.

Afzal, M. and Adams, W.A. (1992). Heterogeneity of soil mineral nitrogen in pasture grazed by cattle. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 56: 1160-1166.

Abbasi, M.K. en 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.

Abu Bakar, R., Goulding, K.W.T., Webster, C.P., Poulton, P.R. en Powlson, D.S. (1994). Estimating Nitrate Leaching and Denitrification by Simultaneous Use of Br and N-15 Tracers. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 66: 509-519.

Arah, J.R.M., Smith, K.A., Crichton, I.J. en Li, H.S. (1991). Nitrous-Oxide Production and Denitrification in Scottish Arable Soils. *Journal of Soil Science*, 42: 351-367.

Aulakh, M.S., Rennie, D.A. & Paul, E.A. (1982). Gaseous nitrogen losses from cropped and summer-fallowed soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 62: 187-196.

Aulakh, M.S., Rennie, D.A., Paul, E.A. (1983). The effect of various clover management practices on gaseous N losses and mineral N accumulation. *Can. J. Soil. Science*, 63: 593-605.

Aulakh, M.S., Rennie, D.A. en Paul, E.A. (1984a). Gaseous nitrogen losses from soils under zero-till as compared with conventional-till management systems. *Journal of Environmental Quality*, 13: 130-136.

Aulakh, M.S., Rennie, D.A. en Paul, E.A. (1984b). The Influence of Plant Residues on Denitrification Rates in Conventional and Zero Tilled Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 48: 790-794.

Aulakh, M.S. & Rennie, D.A. (1985). Gaseous nitrogen losses from conventional and chemical summerfallow. *Canadian Journal of Soil Science*, 65: 195-203.

Aulakh, M.S. en Rennie, D.A. (1987). Effect of Wheat Straw Incorporation on Denitrification of N under Anaerobic and Aerobic Conditions. *Canadian Journal of Soil Science*, 67: 825-834.

Aulakh, M.S., Doran, J.W., Walters, D.T., Mosier, A.R. en Freancis, D.D. (1991a). Crop Residue Type and Placement Effects on Denitrification and Mineralization. *Soil Science Society of America Journal*, 55: 1020-1025.

Aulakh, M.S., Doran, J.W., Walters, D.T. en Powers, J.F. (1991b). Legume residue and soil water effects on denitrification in soils of different textures. *Soil Biology and Biochemistry*, 23: 1161-1167.

Aulakh, M.S., Doran, J.W. en Mosier, A.R. (1992). Soil denitrification - Significance, measurement, and effects of management. In: Stewart (ed.), *Advances in Soil Science*. Volume 18, Springer - Verlag New York, Inc.: 1-57.



- Beauchamp, E.G., Bergstrom, D.W. en Burton, D.L. (1996). Denitrification and nitrous oxide production in soil fallowed or under alfalfa or grass. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 27: 87-99.
- Belmans, C., Weeseling, J.G. en Feddes, R.A. (1983). Simulation of the water balance of a cropped soil: SWATRER. *J. of Hydrol.*, 63: 271-286.
- Benckiser, G., Haider, K. & Sauerbeck, D. (1986). Field measurement of gaseous nitrogen losses from an alfisol planted with sugar-beets. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 249-261.
- Benckiser, G., Gaus, G., Syring, K.M., Haider, K. & Sauerbeck, D. (1987). Denitrification Losses from an Inceptisol Field Treated with Mineral Fertilizer or Sewage-Sludge. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 150: 241-248.
- Bergström, L., Johnsson, H. en Tortensson, G. (1991). Simulation of nitrogen dynamics using the SOILN model. *Fert. Res.*, 27: 181-188.
- Bergstrom, D.W. en Beauchamp, E.G. (1993). Relationship between denitrification rate and determinant soil properties under barley. *Canadian Journal of Soil Science*, 73: 567-578.
- Boeckx, P., Agrella, K., Claassens, A. en Van Cleemput, O. (1999). Contribution of nitrification and denitrification to N<sub>2</sub>O en N<sub>2</sub> emissions from three South-African soils. In: Vlassak, K., Agenberg, G.A. en Van Cleemput, O. (eds.). *Nitrogen dynamics in intensive and extensive agriculture*, ACCO: 113-132.
- Bogaert, N., Vermoesen, A., Salomez, J., Hofman, G. en Van Cleemput, O. (1998). De N-cyclus op perceelsniveau. In: Van Huylbroeck, G. en Jacobs, G. (eds.). *Naar een duurzame grasland- en groenvoederuitbating*, Brussel, I.W.O.N.L., 51-84.
- Bogaert, N., Salomez, J., Vermoesen, A., Hofman, G., Van Cleemput O. en Van Meirvenne, M. (2000). Within-field variability of mineral nitrogen in grassland. *Biol. Fertil. Soils*, 32: 186-193.
- Bremner, J.M. (1978). Effects of soil processes on the atmospheric concentration of nitrous oxide. In: Nielsen D.R. en MacDonald, J.G. (eds.). *Nitrogen in the environment*. New York, Academic Press, 1: 477-491.
- Brevé, M.A., Skaggs, J.E. Parsons and Gilliam, J.W. (1997). DRAINMOD-N, a nitrogen model for artificially drained soils. *Trans. ASAE*, 40 (4): 1067-1075.
- Bries, J., Geypens, M. en Vandendriessche, H. (1994). Aardappelen N-bemesting en leefmilieu. *Agricontact*, 260: 7-10.
- Chadwick, D. (1997). Nitrous Oxide and Ammonia Emissions from Grassland Following Applications of Slurry: Potential Abatement Practices. In: Jarvis, S. C. & Pain, B. F. (ed.) *Gaseous Nitrogen Losses from Grasslands*. Institute of Grassland and Environmental, Research, North Wyke, Okehampton, UK, 257-264.

- Chaterpaul, L., Paul, E.A. en Calaco, W. (1980). Denitrification in Saskatchewan soils under field conditions. Abstracts of the 80<sup>th</sup> Annual Meeting, American Society of Microbiology, Miami Beach, 11-16/05/1980.
- Clayton, H., McTaggart, I.P., Parker, J., Swan, L. en Smith, K.A. (1997). Nitrous oxide emissions from fertilised grassland: A 2-year study of the effects of N fertiliser form and environmental conditions. *Biology and Fertility of Soils*, 25: 252-260.
- Colbourn, P. en Dowdell, R.J. (1984). Denitrification in field soils. *Plant and Soil*, 76: 213-226.
- Colbourn, P., Harper, I.W. en Iqbal, M.M. (1984a). Denitrification Losses from N-15-Labelled Calcium Nitrate Fertilizer in a Clay Soil in the Field. *Journal of Soil Science*, 35: 539-547.
- Colbourn, P., Iqbal, M.M. en Harper, I.W. (1984b). Estimation of the Total Gaseous Nitrogen Losses from Clay Soils under Laboratory and Field Conditions. *Journal of Soil Science*, 35: 11-22.
- Colbourn, P. en Harper, I.W. (1987). Denitrification in drained and undrained arable clay soil. *Journal of Soil Science*, 38: 531-539.
- Colbourn, P. (1998). The influence of drainage and cultivation on denitrification losses from arable clay soil. In: Jenkinson, D.S. en Smith, K.A. (eds.). *Nitrogen efficiency in agricultural soils*, Elsevier Londen, 283-294.
- Coppens, G. en Bries, J. (1999). Reststikstof op de demovelden 2078 te Velm, Wannegem-Lede en De Moeren. *Bodemkundige Dienst van België*, 35 p.
- Decatanzaro, J.B. en Beauchamp, E.G. (1985). The Effect of Some Carbon Substrates on Denitrification Rates and Carbon Utilization in Soil. *Biology and Fertility of Soils*, 1: 183-187.
- de Klein, C.A.M. en Van Logtestijn, R.S.P. (1994). Denitrification in the top soil of managed grasslands in the Netherlands in relation to soil type and fertilizer level. *Plant and Soil*, 163: 33-44.
- de Klein, C.A.M. en Van Logtestijn, R.S.P. (1996). Denitrification in grassland soils in the Netherlands in relation to irrigation, N-application rate, soil water content and soil temperature. *Soil Biology and Biochemistry*, 28: 231-237.
- de Klein, C.A.M., Van Logtestijn, R.S.P., van der Meer, H.G. en Geurink, J.H. (1996). Nitrogen losses due to denitrification from cattle slurry injected into grassland soil with and without a nitrification inhibitor. *Plant and Soil*, 183: 161-170.
- de Koeijer, T.J. en Wossink, G.A.A. (1990). Emissies van meststoffen en bestrijdingsmiddelen in de akkerbouw. Rapport, Vakgroep Agrarische Bedrijfseconomie en Werkgroep Landbouwpolitiek, LUW, 61 p.
- Demyttenaere, P., Hofman, G. en Vulsteke, G. (1986). Residual nitrates and nitrate losses after harvest of blanching celery. In: Verloo M. (ed.). *Belgian Research on Agriculture and Environment*. Koninklijke Academie voor Wetenschappen, Letteren en Schone Kunsten van België, Scope Committee, Brussel, België, 109-117.

- Demyttenaere, P., Van Meirvenne, M., Verstegen, P., Hofman, G., Ossemerct, C. en Van Ruymbeke, M. (1990). Nitrate contamination of surface water by tile drainage in the vegetable area of West-Flanders (Belgium). In: Merckx, R., Vereecken, H. en Vlassak, K. (eds.) *Fertilization and the Environment*, Leuven University Press, Leuven België, 163-169.
- Demyttenaere, P., Hofman, G., Vulsteke, G., Van Meirvenne, M. en Van Ruymbeke, M. (1991). Minimizing NO<sub>3</sub>-N leaching losses under field-grown vegetables. *Pedologie*, 41: 105-117.
- Demyttenaere, P. (1991). Stikstofdynamiek in de bodems van de Westvlaamse groentestreek. Doctoraatsthesis, Faculteit van de Landbouwwetenschappen, Rijksuniversiteit Gent, 203 p.
- Demyttenaere, P., Hofman, G., Van Ruymbeke, M., Verstegen, P. en Van Meirvenne, M. (1992). Uitspoeling. Reststikstof in de bodem bij de vollegrondsgroenteteelt in West-Vlaanderen. *Landbouwtijdschrift*, 45: 341-353.
- Dendooven, L. (1990). Nitrogen mineralization and nitrogen cycling. Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen, K.U.Leuven.
- Dendooven, L., Merckx, R. en Vlassak, K. (1995). Limitations of a calculated N mineralization potential in studies of the N mineralization process. *Plant and Soil*. 177(2): 175-181.
- Dendooven, L., Merckx, R., Verstraeten, L. M. J., Vlassak, K. (1997). Failure of an iterative curve-fitting procedure to successfully estimate two organic N pools. *Plant and Soil*. 195(1): 121-128.
- De Neve, S., Pannier J. en Hofman, G. (1994). Fractionation of vegetable crop residues in relation to *in situ* N mineralization. *European Journal of Agronomy*, 3: 267-272.
- De Neve, S. en Hofman, G. (1996). Modelling N mineralization of vegetable crop residues during laboratory incubations. *Soil Biology and Biochemistry*, 28: 1451-1457.
- De Neve, S., Pannier, J. en Hofman, G. (1996). Temperature effects on C- and N-mineralization from vegetable crop residues. *Plant and Soil*, 181: 25-30.
- De Neve, S. en Hofman, G. (1998). N mineralization and nitrate leaching from vegetable crop residues under field conditions: a model evaluation. *Soil Biology and Biochemistry*, 30: 2067-2075.
- De Vos, J.A. (1997). Water flow and nutrient transport in a layered silt loam soil. PhD thesis. Wageningen Agricultural University, Wageningen; The Netherlands, 287 p.
- Dierckx, J.C., Belmans, C. en Pauwels, P. (1986). SWATRER, a computer package for modelling the field water balance. Reference manual. Institute for Land and Water Management, K.U.Leuven, Belgium, 114 p.
- Ducheyne, S., Schadeck, N. en Feyen, J. (1998). Modelling van de migratie van nutriënten in de bodem. Interne publicatie nr. 52, Instituut voor Land- en Waterbeheer, K.U.Leuven. 63 p.
- Ducheyne, S. (2000). Determination of the parameters of the WAVE model using a deterministic and a stochastic approach. Doctoraatsthesis, Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen, K.U.Leuven, 123 p.

- Ducheyne, S., Schadeck, N., Vanongeval, L., Vandendriessche, H. and Feyen, J. (2001). Assessment of the parameters of a mechanistic soil-crop-nitrogen simulation model using historic data of experimental field sites in Belgium. *Agricultural Water Management*, 51 (1): 53-78.
- Egginton, G.M. en Smith, K.A. (1986). Losses of Nitrogen by Denitrification from a Grassland Soil Fertilized with Cattle Slurry and Calcium Nitrate. *Journal of Soil Science*, 37: 69-80.
- Ehaliotis, C., Cadisch, G., Garraway, L. en Giller, K.E. (1996). Denitrification in acid soils, in leaching tube decomposition study of bean residues. In : Van Cleemput, O. ; Hofman, G. en Vermoesen, A. (eds.) *Progress in Nitrogen Cycling Studies*, Kluwer Academic Publishers, 543-547.
- Ellis, S., Yamulki, S., Dixon, E., Harrison, R. en Jarvis, S.C. (1998). Denitrification and N<sub>2</sub>O emissions from a UK pasture soil following the early spring application of cattle slurry and mineral fertiliser. *Plant and Soil*, 202: 15-25.
- Elmi, A.A., Madramootoo, C. en Hamel, C. (2000). Influence of water table and nitrogen management on residual soil NO<sub>3</sub>- and denitrification rate under corn production in sandy loam soil in Quebec. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 79: 187-197.
- El-Sadek, A., De Vos, J., Ducheyne, S., and Feyen, J. (1999). Analysis of the nitrate leaching to surface waters using a simplified and detailed model approach. *Proceeding of EurAgEng's IG on Soil and Water Int. Workshop on Modeling of transport processes in soils at various scales in space and time*. Leuven, Belgium, 24-26 Nov., 569 - 579.
- El-Sadek, A., Feyen, J. and Berlamont, J. (2000). Comparison between WAVE, SWAP and DRAINMOD models in respect to lateral subsurface drainage. *International Conference Watershed Management 2000*, ASCE, 21-24 June, Colorado State University, Fort Collins, Colorado, USA (paper accepted for presentation).
- El-Sadek, A. (2002). Engineering approach to water quantity and quality modelling at field and catchment scale. PhD thesis. Department of Civil Engineering. K.U.Leuven, Belgium, 251 p.
- Fan, M.X., MacKenzie, A.F., Abbott, M. en Cadrin, F. (1997). Denitrification estimates in monoculture and rotation corn as influenced by tillage and nitrogen fertilizer. *Canadian Journal of Soil Science*, 77: 389-396.
- Feddes, R.A., Kowalik, P.J. en Zaradny, H. (1978). Simulation of field water use and crop yield. *Simulation Monographs*, PUDOC, Wageningen, The Netherlands, 189 p.
- Firestone, M.K. (1982). Biological denitrification. In: Stevenson F. (ed.) *Nitrogen in agricultural soils*, Agronomy 22, ASA, Madison, Winconson, USA, 289-326.
- Germon, J.C. (1985). Denitrification in cropped soils. *Fert Agric*, 89: 3-14.
- Goulding, K.W.T., Webster, C.P., Powelson, D.S. en Poulton, P.R. (1993). Denitrification Losses of Nitrogen-Fertilizer Applied to Winter-Wheat Following Ley and Arable Rotations as Estimated by Acetylene Inhibition and N-15 Balance. *Journal of Soil Science*, 44: 63-72.

- Granli, T. en Bøckman, O.C. (1994). Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences*, Supplement No. 12, 123 p.
- Groffman, P.M. en Tiedje, J.M. (1989). Denitrification in north temperate forest soils: spatial and temporal patterns at the landscape and seasonal scale. *Soil Biology and Biochemistry*, 21: 613-620.
- Groffman, P.M. en Tiedje, J.M. (1991). Relationships between Denitrification, Co<sub>2</sub> Production and Air- Filled Porosity in Soils of Different Texture and Drainage. *Soil Biology and Biochemistry*, 23: 299-302.
- Hénault, C. en Germon, J.C. (2000). NEMIS, a predictive model of denitrification on the field scale. *European Journal of Soil Science*, 51: 257-270.
- Hofman, G. (1983). Minerale stikstofevolutie in zandleemprofielen. *Aggregaatsthesis, Faculteit van de Landbouwwetenschappen, Rijksuniversiteit Gent*, 183 p.
- Hofman, G. (1988). Nitrogen Supply from Mineralization of Organic Matter. *Biological Wastes*, 26: 315-324.
- Hofman, G., Demyttenaere, P., Van Meirvenne, M., Ossemerct, C. en Van Ruymbeke, M. (1990). Causes and consequences of differences in latent mineral nitrogen residues in the soil profile. *Communications in Soil Sciences and Plant Analysis*, 21: 1779-1791.
- Hofman, G., De Smet, J. Van Meirvenne, M. en Verstegen, P. (1994). Residual soil nitrate under intensive agriculture. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 25: 1197-2107.
- Hofman, G., Boeye, D., Vandendriessche, H. Verheyen, R.F. en Vlassak, K. (1995). Wetenschappelijke verantwoording van de voorgestelde normen in het voorliggende mestactieplan. Studie- en vervolmakingsdag KVIV: Een Mestactieplan? Ja maar, ..., 23 mei 1995, Gent.
- Hofman, G. en Van Cleemput, O. (2001). Gaseous N losses from field crops. *Acta Horticulturae*, 563: 155-162.
- Jarvis, S.C., Barraclough, D., Williams, J. en Rook, A.J. (1991). Patterns of Denitrification Loss from Grazed Grassland - Effects of N Fertilizer Inputs at Different Sites. *Plant and Soil*, 131: 77-88.
- Jordan, C. (1989). The Effect of Fertilizer Type and Application Rate on Denitrification Losses from Cut Grassland in Northern-Ireland. *Fertilizer Research*, 19: 45-55.
- Kaiser, E.A., Eiland, F., Germon, J.C., Gispert, M.A., Heinemeyer, O., Henault, C., Lind, A.M., Maag, M., Sagner, E., Van Cleemput, O., Vermoesen, A. en Webster, C. (1996). What predicts nitrous oxide emissions and denitrification N- loss from European soils? *Zeitschrift Für Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 159: 541-547.
- Klemedtsson, L., Svensson, B. H., and Rosswall, T. (1988). Relationships between soil moisture content and nitrous oxide production during nitrification and denitrification. *Biology and Fertility of Soils*, 6: 106-111.

- Klemmedtsson, L., Simkins, S., Svensson, B.H., Johnsson, H. en Rosswall, T. (1991). Soil Denitrification in 3 Cropping Systems Characterized by Differences in Nitrogen and Carbon Supply .2. Water and  $\text{NO}_3$  Effects on the Denitrification Process. *Plant and Soil*, 138: 273-286.
- Kliwer, B.A. en Gilliam, J.W. (1995). Water-table management effects on denitrification and nitrous-oxide. *Soil Science Society of America Journal*, 59: 6 1694-1701.
- Knotters, M. en Bierkens, M.F.P. (1999). Hoe lang moet je de grondwaterstand meten om iets over de dynamiek te weten? *Stromingen* 5, nummer 4: 5-12.
- Knotters, M. en Bierkens, M.F.P. (2000). Physical basis of time series models for water table depths. *Water Res. Research*, 36: 181-188.
- Kumar, K. en Goh, K.M. (2000). Crop residues and management practices: effects on soil quality, soil nitrogen dynamics, crop yield and nitrogen recovery. *Advances in Agronomy*, 68: 197-319.
- Kumar, K., Goh, K.M., Scott, W.R. en Frampton, C.M. (2001). Effects of N-15-labelled crop residues and management practices on subsequent winter wheat yields, nitrogen benefits and recovery under field conditions. *Journal of Agricultural Science*, 136: 35-53.
- Landman, A. (1990). Use of green manures to prevent nitrate leaching after slurry application. In : Merckx, R., Vereecken, H. en Vlassak, K. (eds.). *Fertilization and the Environment*, 348-356.
- Leroy, I., Salomez, J., Hofman, G., Van Meirvenne, M., Hartmann, R. en Verplancke, H. (2001). Onderzoek naar de mogelijkheden tot aanwending van mengmest in de Polders gedurende de winter. Project in het kader van het 5b programma Het Meetjesland, 82 p.
- Liang, B.C. en MacKenzie, A.F. (1997). Seasonal denitrification rates under corn (*Zea mays* L) in two Quebec soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 77: 21-25.
- Loro, P.J., Bergstrom, D.W. en Beauchamp, E.G. (1997). Intensity and duration of denitrification following application of manure and fertilizer to soil. *Journal of Environmental Quality*, 26: 706-713.
- Luo, J., Tillman, R.W. en Ball, P.R. (1999). Nitrogen loss through denitrification in a soil under pasture in New Zealand. *Soil Biology and Biochemistry*, 32 : 497-509.
- Maag, M. (1989). Denitrification losses from soil receiving pig slurry or fertilizer. In: Hansen, J.A. en Hendriksen, K. (eds.) *Nitrogen in organic wastes applied to soils*, Academic Press, 235-246.
- Maag, M., Lind, A.M. & Eiland, F. (1996). Emissions of nitrous oxide and denitrification from Danish soils amended with slurry and fertilizer. In: Van Cleemput, O., Hofman, G. & Vermoesen, A. (ed.) *Progress in Nitrogen Cycling Studies*. Kluwer Academic Publishers, 581-584.
- Malone, J.P., Stevens, R.J. en Laughlin, R.J. (1998). Combining the N-15 and acetylene inhibition techniques to examine the effect of acetylene on denitrification. *Soil Biology and Biochemistry*, 30: 31-37.

- Misselbrook, T.H., Chadwick, D.R., Pain, B.F. & Headon, D.M. (1998). Dietary manipulation as a means of decreasing N losses and methane emissions and improving herbage N uptake following application of pig slurry to grassland. *Journal of Agricultural Science*, 130: 183-191.
- Mogge, B., Kaiser, E.A. & Munch, J.C. (1999). Nitrous oxide emissions and denitrification N-losses from agricultural soils in the Bornhoved Lake region: influence of organic fertilizers and land-use. *Soil Biology and Biochemistry*, 31: 1245-1252.
- Moreels, E., Hofman, G. en Van Meirvenne, M. (2000). Nitrate Leaching Losses en the Strain on the Environment. Role of fertilizers in sustainable agriculture. Proceeding of 12th International Symposium of CIEC Hera, C., Suceava, Romania, 16-17: 497 - 502.
- Mosier, A.R., Guenzi, W.D. en Schweizer, E.E. (1986). Soil losses of dinitrogen and nitrous oxide from irrigated crops in northeastern Colorado. *Soil Science Society of America Journal*, 50: 344-348.
- Neeteson, J., Greenwood, D., Draycott, A. (1988). A dynamic model to predict the optimum nitrogen fertilizer application rate for potatoes. In: Jenkinson, D., Smith, K. (eds), *Nitrogen Efficiency in Agricultural Soil*, Elsevier, London, 384 – 393.
- Nieder, R., Schollmayer, G. en Richter, J. (1989). Denitrification in the Rooting Zone of Cropped Soils with Regard to Methodology and Climate - a Review. *Biology and Fertility of Soils*, 8: 219-226.
- Ninane, V., Goffard, J.-P., Meeùs-Verdinne, K., Destain, J.-P., Guiot, J. en François, E. (1995). Groenbemesters. In Geypens, M. en Honnay, J.-P. (eds.). *Landbouwkundige en milieugerichte functies van de organische stof in de bodem*, IWONL, Brussel, 67-104.
- Parsons, A.J., Orr, R.J., Penning, P.D., Lockyer, D.R. & Ryden, J.C. (1991). Uptake, Cycling and Fate of Nitrogen in Grass Clover Swards Continuously Grazed by Sheep. *Journal of Agricultural Science*, 116: 47-61.
- Paul, J.W. en Zebarth, B.J. (1997a). Denitrification and nitrate leaching during the fall and winter following dairy cattle slurry application. *Canadian Journal of Soil Science*, 77: 231-240.
- Paul, J.W. en Zebarth, B.J. (1997b). Denitrification during the growing season following dairy cattle slurry and fertilizer application for silage corn. *Canadian Journal of Soil Science*, 77: 241-248.
- Peoples, M.B., Freney, J.R. en Mosier, A.R. (1995). Minimizing Gaseous Losses of Nitrogen. In: Bacon, P.E (ed.) *Nitrogen Fertilization in the Environment*, 565-602.
- Pu, G.X., Saffigna, P.G. en Strong, W.M. (1999). Potential for denitrification in cereal soils of northern Australia after legume or grass-legume pastures. *Soil Biology & Biochemistry*, 31: 67-675.
- Qian, J.H., Doran, J.W., Weier, K.L., Mosier, A.R., Peterson, T.A. & Power, J.F. (1997). Soil denitrification and nitrous oxide losses under corn irrigated with high-nitrate groundwater. *Journal of Environmental Quality*, 26: 348-360.
- Rahn, C.R., Vaidyanathan, L.V. en Paterson, C.D. (1992). Nitrogen residues from Brassica crops.

Aspects of Applied Biology, 30: 263-270.

Rosecrance, R.C., McCarty, G.W., Shelton, D.R. en Teasdale, J.R. (2000). Denitrification and N mineralization from hairy vetch (*Vicia villosa* Roth) and rye (*Secale cereale* L.) cover crop monocultures and bicultures. *Plant and Soil*, 227: 283-290.

Ryden, J.C. (1981). N<sub>2</sub>O exchange between a grassland soil and the atmosphere. *Nature*, 292: 235-237.

Ryden, J.C. (1983). Denitrification loss from a grassland soil in the field receiving different rates of nitrogen as ammonium nitrate. *Journal of Soil Science*, 34: 355-365.

Ryden, J.C. (1985). Gaseous loss from managed grassland. Denitrification in the nitrogen cycle. Ed. Golterman, H.L., p121-134, Plenum press, New York.

Salomez, J., De Neve, S. en Hofman, G. (1999). Bloemkool- en broccoliteelt na het nieuwe mestdecreet. In: Werkgroep Bloemkool- en Broccolitelers West-Vlaanderen (ed.). Eerste Internationale Bloemkool- en Broccolistudiedag, Hooglede 11 september 1999, 51-58.

Schloemer, S. (1990). Denitrification Losses from a Horticultural Soil as Affected by Mineral N-Fertilization. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 153: 439-444.

Schloemer, S. (1991). Denitrification Losses from a Horticultural Soil as Affected by Incorporation of Fresh Plant Residues. *Zeitschrift Für Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 154: 265-269.

Schneider, U. & Haider, K. (1992). Denitrification-Losses and Nitrate Leaching-Losses in an Intensively Cropped Watershed. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 155: 135-141.

Schwartz, J., Kapp, M., Benckiser, G. en Ottow, J.C.G. (1994). Evaluation of denitrification losses by the acetylene inhibition technique in a permanent ryegrass field fertilised with animal slurry or ammoniumnitrate. *Biology and Fertility of Soils*, 18: 327-333.

Sextone, A.J., Parkin, T.B. en Tiedje, J.M. (1985). Temporal response of soil denitrification rates to rainfall and irrigation. *Soil Science Society of America Journal*, 49: 99-103.

Seynaeve, M. (2000). Inventarisatie van reststikstof in najaar 1999. Bemesting wordt ook kwaliteitsnorm. *Landbouw en Techniek*, 19-20 oktober 2000: 18-20.

Shelton, D.R., Sadeghi, A.M., McCarty, G.W. en Isensee, A.R. (1997). A soil core method for estimating N-mineralization and denitrification during cover crop decomposition. *Soil Science*, 162: 510-517.

Shelton, D.R., Sadeghi, A.M. en McCarty, G.W. (2000). Effect of soil water content on denitrification during cover crop decomposition. *Soil Science*, 165: 365-371.

Šimunek, J., Vogel, T., van Genuchten, M. Th.. (1994). The SWMS\_2D manual: Simulating water flow and solute transport in two-dimensional variability saturated media. U.S. Salinity Laboratory, USDA/ARS.



- Skaggs, R.W. en Gilliam, J.W. (1997). Methods for design and evaluation of drainage water management systems for soils with high water tables, DRAINMOD. North Carolina State University, Raleigh, North Carolina, USA.
- Smit, A.L. (1994). Stikstofbenutting. In: Themadag in de vollegrondsgroenteteelt. Proefstation voor de Akkerbouw en de Groenteteelt in de Vollegrond, Lelystad, Nederland, 9 – 22.
- Smith, K.A., McTaggart, I.P. en Tsuruta, H. (1997). Emissions of N<sub>2</sub>O and NO associated with nitrogen fertilization in intensive agriculture, and the potential for mitigation. *Soil Use and Management*, 13: 296-304.
- Spitters, C.J.T., van Keulen, H. en Van Kraailingen, D.W.G. (1988). A simple but universal crop growth simulation model: SUCROS87. In: R. Rabbinge, H. Van Laar en S. Ward (eds.). *Simulation and systems management in crop protection. Simulation Monographs*, PUDOC, Wageningen, The Netherlands.
- Stevens, R.J. en Laughlin, R.J. (1998). Measurement of nitrous oxide and di-nitrogen emissions from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 52: 131-139.
- Svensson, B.H., Klemetsson, L., Simkins, S., Paustian, K. & Rosswall, T. (1991). Soil Denitrification in 3 Cropping Systems Characterized by Differences in Nitrogen and Carbon Supply .1. Rate-Distribution Frequencies, Comparison between Systems and Seasonal N-Losses. *Plant and Soil*, 138: 257-271.
- Thompson, R., Ryden, J. en Lockyer, D. (1987). Fate of nitrogen in cattle slurry following surface application or injection to grassland. *Journal of Soil Science*; 38: 689-700.
- Thompson, R.B. en Pain, B.F. (1989). Denitrification from cattle slurry applied to grassland. In: Hansen, J.A. en Hendriksen, K. (eds.). *Nitrogen in organic wastes applied to soils*, Academic Press, 247-260.
- Timmerman, A. en Oorts, K. (2000). Toetsing van het WAVE-model. In: *Watermanagement op bedrijfsniveau: bijlagen bij eindrapport projectonderdeel B. Integratie van het beregeningsadviesstelsel met het peil- en nutriëntenbeheer. Interregproject Watermanagement in het Benelux-Middengebied.*
- Timmerman, A., Mertens, J., Kroes, J. G. en Vandenbosch, T. (2001). *Watermanagement op bedrijfsniveau: eindrapport projectonderdeel B. Integratie van het beregeningsadviesstelsel met het peil- en nutriëntenbeheer. Interregproject Watermanagement in het Benelux-Middengebied.*
- Van Cleemput, O. (1981). Nitraat en nitrietchemie in de bodem. *Aggregaatstheses*, Faculteit Landbouwwetenschappen, Rijksuniversiteit Gent, 206 p.
- Van Cleemput, O. en Baert, L. (1984). Nitrite: a key compound in N-loss processes under acid conditions. *Plant and Soil*, 76: 233-241.
- Van Cleemput, O., Vermoesen, A., De Groot, C.-J. en Van Ryckeghem K. (1994). Nitrous oxide emissions out of grassland. *Environmental Monitoring and Assessment*, 31: 145-152.
- 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.

Vanclooster, M., Viaene, P., Diels, J. en Christiaens, K. (1994). WAVE, a mathematical model for simulating water and agrochemicals in the soil and the vadose environment. Reference and user's manual, release 2.0. Institute for Land and Water management, K.U.Leuven, Belgium.

Vanclooster, M., Viaene, P., Christiaens, K. en Ducheyne, S. (1996). WAVE, a mathematical model for simulating water and agrochemicals in the soil and the vadose environment. Reference and user's manual, release 2.1. Institute for Land and Water management, K.U.Leuven, Belgium.

Vandendriessche, H., Bries, J., Theunis, J., Billiau, K. en Geypens, M. (1992). Bemestingsrichtlijnen en controlemethodiek voor de aanwending van mengmest in de landbouw. Bodemkundige Dienst van België, 212 p.

Vandendriessche, H., Vanongeval, L., Smeets, E. en Geypens, M. (1996). Monitoring of N-uptake by green manures and of influence of N-release on N-availability, production, and quality of sugar beet. In: Progress in Nitrogen Cycling Studies (Eds. Van Cleemput, O. *et al.*), Kluwer Academic Publishers, 147-151.

Van der Putten, A.H.J. en Vellinga, Th.V. (1996). De invloed van graslandgebruik op de benutting van de toegediende stikstof. In: J.W.G.M.Loonen en W.E.M. Bach-de-Wit (red.) Stikstof in Beeld; Naar een nieuw bemestingsadvies op grasland. Onderzoek inzake de mest- en ammoniakproblematiek in de veehouderij 20.

Vandevelde, I. (2000). Toetsing van MAP II in de vollegrondsgroenteteelt. Stageverslag, Faculteit van de Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen, Universiteit Gent, 35 p.

Van Dyck, B. (1996). Denitrificatie in de wortelzone beneden de bouwvoor. Thesis, Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen, Universiteit Gent, 129 p.

van Keulen, H., Penning de Vries F.W.T. en Drees, E.M. (1982). A summary model for crop growth. In: F.W.T. Penning de Vries en H.H. van Laar (eds.). Simulation of crop growth and crop production. PUDOC, Wageningen, The Netherlands, 87-98.

Velthof, G.L., Koops, J.G., Duyzer, J.H. en Oenema, O. (1996). Prediction of nitrous oxide fluxes from managed grassland on peat soil using a simple empirical model. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 44: 339-356.

Velthof, G.L., Oenema, O., Postma, R. en Van Beusichem, M.L. (1997). Effects of type and amount of applied nitrogen fertilizer on nitrous oxide fluxes from intensively managed grassland. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 46: 257-267.

Verbruggen, J. (1985). Simulatie van het denitrificatieproces in de bodem. Doctoraatsthesis, K.U.Leuven, 180 p.

Vereecken, H. (1988). Pedotransfer functions for the generation of the hydraulic properties for Belgian soils. Doctoraatsthesis. Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen, K.U.Leuven, België, 254 p.

- Vereecken, H., Vanclooster, M. en Swerts, M. (1990). A simulation model for the estimation of nitrogen leaching with regional applicability. In: Merckx, R. en Vereecken, H. (eds.). *Fertilization and the environment*. Leuven Academic Press, Belgium, 250-263.
- Vereecken, H.M., Vanclooster, M., Swerts, M. en Diels, J. (1991). Simulating water and nitrogen behavior in soil cropped with winter wheat. *Fer. Res.*, 27:233-243.
- Vermoesen, A., Van Cleemput, O. en Hofman, G. (1993). Nitrogen loss processes: mechanics and importance. *Pedologie*, XLIII-3, 417-433.
- Vermoesen, A., Van Cleemput, O. en Hofman, G. (1996). Long-term measurements of N<sub>2</sub>O emissions. *Energy Conversion and Management*, 37: 1279-1284.
- Vermoesen, A. (1999). Aspects of nitrogen losses from grassland. Doctoraatsthesis, Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen, Universiteit Gent, 212 p.
- Vinther, F.P. (1992). Measured and Simulated Denitrification Activity in a Cropped Sandy and Loamy Soil. *Biology and Fertility of Soils*, 14: 43-48.
- Vlassak, K. (1970). Total soil nitrogen and nitrogen mineralization. *Plant and Soil*, 32: 27-32.
- Vlassak, K. en Hofman, G. (1999). Residuele minerale stikstof in het bodemprofiel en uitspoeling van nitraten. In: Technologisch Instituut KVIV (ed.). *Studie- en vervolmakingsdag "Het nieuwe mestdecreet: uitdaging voor de toekomst"*, Meise, 89-101.
- von Rheinbaben, W. (1990). Nitrogen losses from agricultural soils through denitrification - a critical evaluation. *Zeitschrift Für Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 153: 157-166.
- Wagenet, R.J. en Hutson, J. (1989). LEACHN, a process-based model of water and solute movement, transformations, plant uptake and chemical reactions in the unsaturated zone. *Centre for Environ. Res.*, Cornell University, Ithaca, NY, USA, 147 p.
- Watson, C.J. (2001). Nitrogen cycling in grassland systems. In: *Proceedings International Fertiliser Society. The 2001 Dahlia Greidinger Symposium*, 4 maart 2001, Lissabon.
- Webster, C.P. en Goulding, K.W.T. (1989). Influences of soil carbon content on denitrification from fallow land during autumn. *J. Sci. Food Agric.*, 49: 131-142.
- Wehrmann, J. en Scharpf, H.C. (1987). Reduction of nitrate leaching in a vegetable farm. In: Welte, E. en Szalboos, I. (eds). *Protection of Water Quality from Harmful Emissions with Special Regard to Nitrate and Heavy Metals*. 5<sup>th</sup> International Symposium of CIEC, Balatonfüred, Hongarije, 247-253.

## 6 Bijlage

### 6.1 Bijlage 1: Denitrificatie

Gebruikte afkortingen:

% z	% zand
% l	% leem
% k	% klei
AN	ammoniumnitraat
CAN	calciumammoniumnitraat
CN	calciumnitraat
KN	kalinitraat
AS	ammoniumsulfaat
DM	drijfmest
RDM	runderdrijfmest
U	ureum
VDM	varkensdrijfmest
org	organisch
min	mineraal
pl	geploegd
opp	oppervlakkig
inj	geïnjecteerd
NR	nitrificatieremmer
GWT	grondwatertafel

Tabel 6.1: Denitrificatieverliezen van grasland

Land	Meetperiode	Textuur			Drain	% C	Bemesting		Denitrificatie		Referentie
		% z	% l	% k			Soort	kg N ha <sup>-1</sup>	gemid. kg N ha <sup>-1</sup> dag <sup>-1</sup>	kg N ha <sup>-1</sup> meetperiode <sup>-1</sup>	
België	jan 94 - apr 95							358	0.0878	38.31	Vermoesen, 1999
België	jan 94 - apr 95							414	0.0657	28.57	Vermoesen, 1999
Engeland	april 81 - april 82	58	22	20	neen, imperf. gedrain.		CN	700	0.1737	63.40	Egginton & Smith, 1986
Engeland	april 81 - april 82	58	22	20	neen, imperf. gedrain.		RDM	700	0.0197	7.20	Egginton & Smith, 1986
Engeland	maa 80 - maa 81					3.5	AN	250	0.0089	3.25	Ryden, 1981
Engeland	maa 80 - april 81				ja	3.5	AN	500	0.0797	29.10	Ryden, 1983
Engeland								350	0.0767	28.00	Ryden, 1985
Ierland	mei 86 - mei 87	21	40	38	neen, slecht gedrain.	7.2	CAN	300	0.2164	79.00	Jordan, 1989
Ierland	mei 86 - mei 87	21	40	38	neen, slecht gedrain.	7.2	ureum	300	0.0852	31.10	Jordan, 1989
Ierland	mei 86 - mei 87	46	33	22	neen, vrij gedrain.	6.1	CAN	300	0.0948	34.60	Jordan, 1989
Ierland	mei 86 - mei 87	46	33	22	neen, vrij gedrain.	6.1	CAN NR	300	0.0288	10.50	Jordan, 1989
Ierland	mei 86 - mei 87	46	33	22	neen, vrij gedrain.	6.1	ureum	300	0.0244	8.90	Jordan, 1989
Engeland	maa 80 - april 81				ja	3.5	AN	250	0.0304	11.10	Ryden, 1983
Engeland								250	0.0342	12.50	Ryden, 1985
Ierland	mei 86 - mei 87	46	33	22	neen, vrij gedrain.	6.1	CAN	200	0.0666	24.30	Jordan, 1989
Ierland	mei 86 - mei 87	46	33	22	neen, vrij gedrain.	6.1	CAN	100	0.0219	8.00	Jordan, 1989
Duitsland	93	81	15	4		1.7	min	78	0.0058	2.10	Mogge et al., 1999
Ierland	mei 86 - mei 87	21	40	38	neen, slecht gedrain.	7.2		0	0.0000	0.00	Jordan, 1989
Ierland	mei 86 - mei 87	46	33	22	neen, vrij gedrain.	6.1		0	0.0041	1.50	Jordan, 1989
Engeland	april 81 - april 82	58	22	20	neen, imperf. gedrain.			0	0.0181	6.60	Egginton & Smith, 1986
Engeland	maa 80 - april 81				ja	3.5		0	0.0044	1.60	Ryden, 1983
België	feb 95 - dec 96							90	0.0231	7.38	Vermoesen, 1999
België	feb 95 - dec 96							0	0.0040	1.30	Vermoesen, 1999
België	jan 94 - nov 94							200	0.0292	9.20	Vermoesen, 1999
België	ma-dec 92							295	0.0921	25.67	Vermoesen, 1999
Engeland	sept 86 - mei 87	11	52	37	neen, slecht gedrain.			800	0.0500	13.50	Jarvis et al., 1991
Engeland	sept 86 - mei 87	15	36	49	neen, imperf. gedrain.			750	0.1167	31.50	Jarvis et al., 1991
Engeland	sept 86 - mei 87	27	37	36	neen, slecht gedrain.			750	0.0267	7.20	Jarvis et al., 1991
Engeland	sept 87 - mei 88	27	37	36	neen, slecht gedrain.			750	0.0733	19.80	Jarvis et al., 1991
Engeland	sept 86 - mei 87	27	37	36	neen, slecht gedrain.			450	0.0167	4.50	Jarvis et al., 1991
Engeland	sept 87 - mei 88	27	37	36	neen, slecht gedrain.			450	0.0367	9.90	Jarvis et al., 1991

Tabel 6.1: Denitrificatieverliezen van grasland (vervolg)

Land	Meetperiode	Textuur			Drain	% C	Bemesting		Denitrificatie		Referentie
		% z	% l	% k			Soort	kg N ha <sup>-1</sup>	gemid. Kg N ha <sup>-1</sup> dag <sup>-1</sup>	kg N ha <sup>-1</sup> meetperiode <sup>-1</sup>	
Engeland	sept 86 – mei 87	27	37	36	neen, slecht gedrain.			350	0.0133	3.60	Jarvis et al., 1991
Engeland	sept 86 – mei 87	15	36	49	neen, imperf. Gedrain.			250	0.0333	9.00	Jarvis et al., 1991
Engeland	sept 86 – mei 87	27	37	36	neen, slecht gedrain.			250	0.0167	4.50	Jarvis et al., 1991
Engeland	sept 87 – mei 88	27	37	36	neen, slecht gedrain.			250	0.0000	0.00	Jarvis et al., 1991
Engeland	sept 86 – mei 87	11	52	37	neen, slecht gedrain.			200	0.0133	3.60	Jarvis et al., 1991
Engeland	sept 86 – mei 87	15	36	49	neen, imperf. Gedrain.			100	0.0033	0.90	Jarvis et al., 1991
Engeland	sept 86 – mei 87	11	52	37	neen, slecht gedrain.			100	0.0067	1.80	Jarvis et al., 1991
Engeland	sept 87 – mei 88	27	37	36	neen, slecht gedrain.			100	0.0000	0.00	Jarvis et al., 1991
Engeland	sept 86 – mei 87	11	52	37	neen, slecht gedrain.			0	0.0067	1.80	Jarvis et al., 1991
Engeland	sept 86 – mei 87	15	36	49	neen, imperf. Gedrain.			450	0.0800	21.60	Jarvis et al., 1991
Engeland	sept 87 – mei 88	27	37	36	neen, slecht gedrain.			350	0.0100	2.70	Jarvis et al., 1991
Engeland	sept 86 – mei 87	27	37	36	neen, slecht gedrain.			100	0.0200	5.40	Jarvis et al., 1991
België	feb 93 – okt 93							235	0.0142	3.76	Vermoesen, 1999
Engeland	nov 79 – juni 80			50		3.7	AN	70	0.0017	0.40	Colbourn et al., 1984b
Nederland	apr – okt 90	91	7	3	ja	1.5		400	0.0393	8.40	De Klein & Van Logtestijn, 1994
Nederland	apr – okt 90	91	7	3	ja	1.5		250	0.0355	7.60	De Klein & Van Logtestijn, 1994
Nederland	apr – okt 90	25	52	23	ja	1.0	CAN	400	0.0916	19.60	De Klein & Van Logtestijn, 1994
Zweden	april – nov 82			19		2.2	CN	200	0.0187	4.00	Svensson et al., 1991
Zweden	april – nov 83			19		2.2	CN	200	0.0654	14.00	Svensson et al., 1991
Zweden	april – nov 82			19		2.2		0	0.0794	17.00	Svensson et al., 1991
België	april – sept 92	66	28	6		3.1	min	215	0.0591	10.63	Kaiser et al., 1996
Engeland	april – sept 85				vrij gedrain. + irrigat.			0	0.0509	8.20	Parsons et al., 1991
Engeland	april – sept 85				vrij gedrain. + irrigat.			0	0.0379	6.10	Parsons et al., 1991
Engeland	april – sept 85				vrij gedrain. + irrigat.			0	0.0068	1.10	Parsons et al., 1991
Engeland	april – sept 85				vrij gedrain. + irrigat.		Min	420	0.3180	51.20	Parsons et al., 1991
Nederland	jul – nov '89	91	7	3	ja	1.5		400	0.0353	5.40	De Klein & Van Logtestijn, 1994
Engeland	dec 84 – mei 85			10	neen, vrije drainage	1.8	RDM (opp)	248	0.2196	33.60	Thompson et al., 1987
Engeland	dec 84 – mei 85			10	neen, vrije drainage	1.8	RDM (inj)	248	0.3784	57.90	Thompson et al., 1987
Engeland	dec 84 – mei 85			10	neen, vrije drainage	1.8	RDM (inj) NR	248	0.1856	28.40	Thompson et al., 1987
Nederland	jul – nov '89	25	52	23	ja	1.0	CAN	250	0.1608	24.60	De Klein & Van Logtestijn, 1994
Nederland	jul – nov '89	91	7	3	ja	1.5		250	0.0176	2.70	De Klein & Van Logtestijn, 1994

Tabel 6.1: Denitrificatieverliezen van grasland (vervolg)

Land	Meetperiode	Textuur			Drain	%C	Bemesting		Denitrificatie		Referentie
		% z	% l	% k			Soort	kg N ha <sup>-1</sup>	gemid. kg N ha <sup>-1</sup> dag <sup>-1</sup>	kg N ha <sup>-1</sup> meetperiode <sup>-1</sup>	
Nederland	8 dec 89 - 12 april 90					2.5	RDM (inj)	373	0.0325	4.10	De Klein & Van Logtestijn, 1996b
Nederland	8 dec 89 - 12 april 90					2.5		0	0.0071	0.90	De Klein & Van Logtestijn, 1996b
België	winter 94							414	0.0218	2.40	Vermoesen, 1999
België	winter 94							358	0.0227	2.50	Vermoesen, 1999
Engeland	juni				neen, vrije drainage		RDM (opp)	44	0.0176	1.57	Chadwick, 1997
Engeland	juni				neen, vrije drainage		RDM (inj)	44	0.0340	3.03	Chadwick, 1997
Engeland	maart				neen, vrije drainage		RDM (opp)	72	0.0104	0.75	Chadwick, 1997
Engeland	maart				neen, vrije drainage		RDM (inj)	76	0.0421	3.03	Chadwick, 1997
Engeland	april - juni 85			10	neen, vrije drainage	1.8	RDM (opp)	262	0.0804	4.50	Thompson et al., 1987
Engeland	april - juni 85			10	neen, vrije drainage	1.8	RDM (inj)	262	0.3286	18.40	Thompson et al., 1987
Engeland	april - juni 85			10	neen, vrije drainage	1.8	RDM (inj) NR	262	0.2625	14.70	Thompson et al., 1987
Engeland	april - juni 85			10	neen, vrije drainage	1.8		0	0.0125	0.70	Thompson et al., 1987
Engeland	ma - april 95				neen, vrij gedrain.		VDM	278	0.6672	33.36	Misselbrook et al., 1998
Engeland	ma - april 95				neen, vrij gedrain.		VDM	223	0.2364	11.82	Misselbrook et al., 1998
Nederland	juni - juli 94			5	slecht gedrain.	2.7	CAN	80	0.2075	6.64	Velthof et al. 1997
Nederland	juni - juli 94			5	slecht gedrain.	2.7	CN	80	0.2625	8.40	Velthof et al. 1997
Nederland	juni - juli 94			5	slecht gedrain.	2.7	AS	80	0.0000	0.00	Velthof et al. 1997
Nederland	juni - juli 94			5	slecht gedrain.	2.7	AS+NR	80	0.0000	0.00	Velthof et al. 1997
Nederland	juni - juli 94			5	slecht gedrain.	2.7	ureum	80	0.0475	1.52	Velthof et al. 1997
Nederland	juni - juli 94			5	slecht gedrain.	2.7	RDM (opp)	45	0.0056	0.18	Velthof et al. 1997
Nederland	juni - juli 94			5	slecht gedrain.	2.7	RDM (inj)	45	0.0000	0.00	Velthof et al. 1997
Nederland	ma - april 94			5	slecht gedrain.	2.7	CAN	80	0.4029	11.28	Velthof et al. 1997
Nederland	ma - april 94			5	slecht gedrain.	2.7	CN	80	0.3543	9.92	Velthof et al. 1997
Nederland	ma - april 94			5	slecht gedrain.	2.7	AS	80	0.0171	0.48	Velthof et al. 1997
Nederland	ma - april 94			5	slecht gedrain.	2.7	AS+NR	80	0.0057	0.16	Velthof et al. 1997
Nederland	ma - april 94			5	slecht gedrain.	2.7	ureum	80	0.0314	0.88	Velthof et al. 1997
Nederland	ma - april 94			5	slecht gedrain.	2.7	RDM (opp)	45	0.0064	0.18	Velthof et al. 1997
Nederland	ma - april 94			5	slecht gedrain.	2.7	RDM (inj)	45	0.0000	0.00	Velthof et al. 1997
Nederland	dag 0-10 mei 91	25	52	23	ja	1.0	CAN	80	0.0011	0.01	De Klein & Van Logtestijn, 1994
Nederland	dag 0-10 jun 91	25	52	23	ja	1.0	CAN	80	0.0451	0.45	De Klein & Van Logtestijn, 1994

Tabel 6.1: Denitrificatieverliezen van grasland (vervolg)

Land	Meetperiode	Textuur			Drain	% C	Bemesting		Denitrificatie		Referentie
		% z	% l	% k			Soort	kg N ha <sup>-1</sup>	gemid. kg N ha <sup>-1</sup> dag <sup>-1</sup>	kg N ha <sup>-1</sup> meetperiode <sup>-1</sup>	
Nederland	dag 0-10 jul 91	91	7	3	ja	1.5		80	0.0018	0.02	De Klein & Van Logtestijn, 1994
Nederland	dag 0-10 mei 91	25	52	23	ja	1.0	CAN	40	0.0010	0.01	De Klein & Van Logtestijn, 1994
Nederland	dag 0-10 jun 91	25	52	23	ja	1.0	CAN	40	0.0182	0.18	De Klein & Van Logtestijn, 1994
Nederland	dag 0-10 jul 91	91	7	3	ja	1.5		40	0.0008	0.01	De Klein & Van Logtestijn, 1994
Engeland	mei 97 (7 dagen)	20	50	30	neen, vrije drainage	4.1	nitraat	100	1.3829	9.68	Abbasi & Adams, 2000
Engeland	16-20 feb 96				neen, vrije drainage	3.1	AN	60	0.1118	0.56	Ellis et al., 1998
Engeland	16-20 feb 96				neen, vrije drainage	3.1	RDM (opp)	45	0.1511	0.76	Ellis et al., 1998
Engeland	16-20 feb 96				neen, vrije drainage	3.1	RDM (inj)	45	0.1460	0.73	Ellis et al., 1998
Engeland	16-20 feb 96				neen, vrije drainage	3.1		0	0.0597	0.30	Ellis et al., 1998



Tabel 6.2: Denitrificatieverliezen bij maïsvelden

Land	Meetperiode	Textuur			Drain	% C	Bemesting		Denitrificatie		Referentie
		% z	% l	% k			Soort	kg N ha <sup>-1</sup>	gemid. kg N ha <sup>-1</sup> dag <sup>-1</sup>	kg N ha <sup>-1</sup> meetperiode <sup>-1</sup>	
Canada	92				GWT op 60 cm	1.5		600	0.0727	26.52	Paul & Zebarth, 1997a&b
Canada	92				GWT op 60 cm	1.5		600	0.0359	13.10	Paul & Zebarth, 1997a&b
Canada	92				goed gedrain.	4.0		600	0.0510	18.62	Paul & Zebarth, 1997a&b
Canada	92				goed gedrain.	4.0		600	0.0612	22.34	Paul & Zebarth, 1997a&b
Duitsland	93	85	13	3		1.2	org (210) / min (109)	319	0.0058	2.1	Mogge et al., 1999
Canada	92				GWT op 60 cm	1.5		0	0.0342	12.50	Paul & Zebarth, 1997a&b
Canada	92				GWT op 60 cm	1.5		0	0.0090	3.28	Paul & Zebarth, 1997a&b
Canada	92				goed gedrain.	4.0		0	0.0141	5.16	Paul & Zebarth, 1997a&b
Canada	92				goed gedrain.	4.0		0	0.0256	9.34	Paul & Zebarth, 1997a&b
België	jan 94 - nov 94							75	0.0369	11.5	Vermoesen, 1999
België	feb 93 - okt 93							90	0.0212	5.5	Vermoesen, 1999
België	maa 93 - okt 93							90	0.0709	16.6	Vermoesen, 1999
Canada	april - nov 91	10	19	71		3	U (170) /AN (230)	400	0.2477	53.00	Liang & Mackenzie, 1997
Canada	april - nov 92	10	19	71		3	U (170) /AN (230)	400	0.1308	28.00	Liang & Mackenzie, 1997
Canada	april - nov 91	50	22	28		1.5	U (170) /AN (230)	400	0.1916	41.00	Liang & Mackenzie, 1997
Canada	april - nov 92	50	22	28		1.5	U (170) /AN (230)	400	0.0374	8.00	Liang & Mackenzie, 1997
Canada	april - nov 91	10	19	71		3	U (170) /AN (115)	285	0.2336	50.00	Liang & Mackenzie, 1997
Canada	april - nov 92	10	19	71		3	U (170) /AN (115)	285	0.1168	25.00	Liang & Mackenzie, 1997
Canada	april - nov 91	50	22	28		1.5	U (170) /AN (115)	285	0.1402	30.00	Liang & Mackenzie, 1997
Canada	april - nov 92	50	22	28		1.5	U (170) /AN (115)	285	0.0187	4.00	Liang & Mackenzie, 1997
Canada	april - nov 91	10	19	71		3	ureum	170	0.1729	37.00	Liang & Mackenzie, 1997
Canada	april - nov 92	10	19	71		3	ureum	170	0.1729	37.00	Liang & Mackenzie, 1997
Canada	april - nov 91	50	22	28		1.5	ureum	170	0.1215	26.00	Liang & Mackenzie, 1997
Canada	april - nov 92	50	22	28		1.5	ureum	170	0.0374	8.00	Liang & Mackenzie, 1997
Canada	april - nov 91	10	19	71		3		0	0.1355	29.00	Liang & Mackenzie, 1997

Tabel 6.2: Denitrificatieverliezen van maïsvelden (vervolg)

Land	Meetperiode	Textuur			Drain	% C	Bemesting		Denitrificatie		Referentie
		% z	% l	% k			Soort	kg N ha <sup>-1</sup>	gemid. Kg N ha <sup>-1</sup> dag <sup>-1</sup>	kg N ha <sup>-1</sup> meetperiode <sup>-1</sup>	
Canada	april - nov 92	10	19	71		3		0	0.1589	34.00	Liang & Mackenzie, 1997
Canada	mei - okt 94	10	19	71		3	U (170) /AN (230)	400	0.0587	10.80	Fan et al., 1997
Canada	mei - okt 94	65	17	18		1.5	U (170) /AN (230)	400	0.1005	18.50	Fan et al., 1997
Canada	mei - okt 94	10	19	71		3	U (170) /AN (115)	285	0.0310	5.70	Fan et al., 1997
Canada	mei - okt 94	65	17	18		1.5	U (170) /AN (115)	285	0.0804	14.80	Fan et al., 1997
Canada	mei - okt 94	10	19	71		3	ureum	170	0.0273	5.02	Fan et al., 1997
Canada	mei - okt 94	65	17	18		1.5	ureum	170	0.0360	6.62	Fan et al., 1997
Canada	mei - okt 94	10	19	71		3		0	0.0091	1.67	Fan et al., 1997
Canada	mei - okt 94	65	17	18		1.5		0	0.0164	3.02	Fan et al., 1997
Canada	april-sep 92				GWT zomer op 60 cm	1.5	AN	200	0.1150	20.70	Paul & Zebarth, 1997b
Canada	april-sep 92				GWT zomer op 60 cm	1.5		0	0.0500	9.00	Paul & Zebarth, 1997b
Canada	april-sep 92				GWT zomer op 60 cm	1.5	RDM	600	0.0390	7.02	Paul & Zebarth, 1997b
Canada	april-sep 92				goed gedrain.	4	RDM	600	0.0130	2.34	Paul & Zebarth, 1997b
Canada	april-sep 92				GWT zomer op 60 cm	1.5	AN	200	0.0380	6.84	Paul & Zebarth, 1997b
Canada	april-sep 92				goed gedrain.	4	AN	200	0.0370	6.66	Paul & Zebarth, 1997b
Canada	april-sep 92				goed gedrain.	4	AN	200	0.0540	9.72	Paul & Zebarth, 1997b
België	april - sept 93	66	28	6		2.7	min	150	0.0214	3.86	Kaiser et al., 1996
Canada	april-sep 92				GWT zomer op 60 cm	1.5		0	0.0060	1.08	Paul & Zebarth, 1997b
Canada	april-sep 92				goed gedrain.	4		0	0.0120	2.16	Paul & Zebarth, 1997b
Canada	april-sep 92				goed gedrain.	4		0	0.0130	2.34	Paul & Zebarth, 1997b
Canada	april-sep 92				GWT zomer op 60 cm	1.5	RDM	600	0.0050	0.90	Paul & Zebarth, 1997b
Canada	april-sep 92				goed gedrain.	4	RDM	600	0.0090	1.62	Paul & Zebarth, 1997b
Shelton	mei - aug 92	30	46	24	geïrrigeerd	1.22		153	0.0177	2.16	Qian et al., 1997
Shelton	mei - aug 91	30	46	24	geïrrigeerd	1.22		234	0.0228	2.78	Qian et al., 1997
Canada	jun - okt 94	14	29	57		2.5	AN	180	0.0286	3.40	Fan et al., 1997
Canada	jun - okt 94	14	29	57		2.5	AN	180	0.0299	3.56	Fan et al., 1997
Canada	jun - okt 94	19	44	37		1.9	AN	180	0.0483	5.75	Fan et al., 1997
Canada	jun - okt 94	19	44	37		1.9	AN	180	0.0822	9.78	Fan et al., 1997
Canada	jun - okt 94	14	29	57		2.5	AN	90	0.0293	3.49	Fan et al., 1997

Tabel 6.2: Denitrificatieverliezen van maïsvelden (vervolg)

Land	Meetperiode	Textuur			Drain	% C	Bemesting		Denitrificatie		Referentie
		% z	% l	% k			Soort	kg N ha <sup>-1</sup>	gemid. Kg N ha <sup>-1</sup> dag <sup>-1</sup>	kg N ha <sup>-1</sup> meetperiode <sup>-1</sup>	
Canada	jun - okt 94	14	29	57		2.5	AN	90	0.0271	3.22	Fan et al., 1997
Canada	jun - okt 94	19	44	37		1.9	AN	90	0.0604	7.19	Fan et al., 1997
Canada	jun - okt 94	19	44	37		1.9	AN	90	0.0685	8.15	Fan et al., 1997
Canada	jun - okt 94	19	44	37		1.9	AN	40	0.0319	3.80	Fan et al., 1997
Canada	jun - okt 94	14	29	57		2.5	AN	20	0.0187	2.22	Fan et al., 1997
Canada	jun - okt 94	19	44	37		1.9	AN	20	0.0408	4.86	Fan et al., 1997
Canada	jun - okt 94	14	29	57		2.5		0	0.0227	2.70	Fan et al., 1997
Canada	jun - okt 94	14	29	57		2.5		0	0.0155	1.84	Fan et al., 1997
Canada	jun - okt 94	14	29	57		2.5		0	0.0203	2.42	Fan et al., 1997
Canada	jun - okt 94	19	44	37		1.9		0	0.0443	5.27	Fan et al., 1997
Canada	jun - okt 94	19	44	37		1.9		0	0.0389	4.63	Fan et al., 1997
Canada	jun - okt 94	19	44	37		1.9		0	0.0439	5.23	Fan et al., 1997
Canada	jun - okt 94	14	29	57		2.5	AN	40	0.0223	2.65	Fan et al., 1997
Canada	okt-dec 91				GWT zomer op 60 cm	1.5	RDM	600	0.2167	19.50	Paul & Zebarth, 1997a
Canada	okt-dec 92				GWT zomer op 60 cm	1.5	RDM	600	0.1356	12.20	Paul & Zebarth, 1997a
Canada	okt-dec 91				goed gedrain.	4	RDM	600	0.1889	17.00	Paul & Zebarth, 1997a
Canada	okt-dec 92				goed gedrain.	4	RDM	600	0.2222	20.00	Paul & Zebarth, 1997a
Canada	okt-dec 91				GWT zomer op 60 cm	1.5		0	0.0389	3.50	Paul & Zebarth, 1997a
Canada	okt-dec 92				GWT zomer op 60 cm	1.5		0	0.0244	2.20	Paul & Zebarth, 1997a
Canada	okt-dec 91				goed gedrain.	4		0	0.0333	3.00	Paul & Zebarth, 1997a
Canada	okt-dec 92				goed gedrain.	4		0	0.0778	7.00	Paul & Zebarth, 1997a
Canada	5 mei - 23 juni 91				ja		RDM	600	2.3469	115.00	Loro et al., 1997
Canada	5 mei - 23 juni 91				ja		vloeibaar RM	450	0.6020	29.50	Loro et al., 1997
Canada	5 mei - 23 juni 91				ja		AN	255	0.0653	3.20	Loro et al., 1997
Canada	5 mei - 23 juni 91				ja			0	0.0469	2.30	Loro et al., 1997

Tabel 6.3: Denitrificatieverliezen van tarwevelden

Land	Meetperiode	Textuur			Drain	%C	Bemesting		Denitrificatie		Referentie
		% z	% l	% k			Soort	kg N ha <sup>-1</sup>	gemid. kg N ha <sup>-1</sup> dag <sup>-1</sup>	kg N ha <sup>-1</sup> meetperiode <sup>-1</sup>	
Canada	jun 81 - mei 82					3.0	ureum	75	0.0090	3.30	Aulakh et al., 1984a
Canada	jun 80 - mei 81					3.0		0	0.0189	6.90	Aulakh et al., 1984a
Canada	jun 80 - mei 81					2.9	ureum	75	0.0433	15.80	Aulakh et al., 1984a
Canada	jun 81 - mei 82					2.9	ureum	45	0.0321	11.70	Aulakh et al., 1984a
Canada	jun 80 - mei 81					2.9	ureum	75	0.0416	15.20	Aulakh et al., 1984a
Canada	80 - 81					4.4		0	0.0130	4.73	Aulakh et al., 1983
Canada	80 - 81					4.2		0	0.0037	1.34	Aulakh et al., 1983
Denemarken	93	76	15	9			min	90	0.0021	0.60	Maag et al., 1996
Denemarken	93	76	15	9			min (90) / DM (54)	144	0.0021	0.60	Maag et al., 1996
Denemarken	93	76	15	9			min (180) / DM (54)	234	0.0035	1.00	Maag et al., 1996
Duitsland	april 88 - jan 89	45	47	8			min	200	0.0545	15.00	Schneider & Haider, 1992
Duitsland	april 89 - jan 90	45	47	8			min	220	0.0436	12.00	Schneider & Haider, 1992
Engeland	nov 79 - juni 80			44		2.9	AN	70	0.0045	1.10	Colbourn et al., 1984b
Engeland	nov 79 - juni 80			44		2.9	AN	70	0.0054	1.30	Colbourn et al., 1984b
Engeland	nov 80-jun 81			44	neen	3.5	AN	153	0.0583	14.00	Colbourn & Harper, 1987
Engeland	nov-juni 80-83	7	39	54	neen	3.3	AN	179	0.0367	8.80	Colbourn, 1998
Engeland	nov-juni 80-83	7	39	54					0.0083	2.00	Colbourn, 1998
Engeland	nov 80-jun 81			44	ja	3.9	AN	149	0.0375	9.00	Colbourn & Harper, 1987
Engeland	okt-jun 80-83	7	39	54	ja				0.0350	7.00	Colbourn, 1998
Duitsland	april - sept 92	6	84	10		0.9	min	210	0.0023	0.41	Kaiser et al., 1996
Duitsland	april - sept 93	6	84	10		0.9	min	60	0.0144	2.60	Kaiser et al., 1996
Denemarken	april - sept 93	76	15	9		1.7	min	90	0.0011	0.20	Kaiser et al., 1996
Duitsland	april - sept 92	42	53	5		0.9	min	108	0.0058	1.05	Kaiser et al., 1996
Frankrijk	april - sept 92	35	52	14		0.9	min	195	0.0044	0.80	Kaiser et al., 1996
Engeland	okt-ma 80-83	7	39	54					0.0333	6.00	Colbourn, 1998
Canada	mei - nov 80					4.6			0.0053	0.95	Aulakh et al., 1982
Canada	mei - nov 80					4.5			0.0051	0.91	Aulakh et al., 1982
Canada	mei - nov 80					3.0			0.0172	3.10	Aulakh et al., 1982
Canada	mei - nov 80					2.7			0.0350	6.30	Aulakh et al., 1982
Canada	jun - aug 81				ja			0	0.0352	3.20	Aulakh et al., 1984b

Tabel 6.3: Denitrificatieverliezen van tarwevelden (vervolg)

Land	Meetperiode	Textuur			Drain	%C	Bemesting		Denitrificatie		Referentie
		% z	% l	% k			Soort	kg N ha <sup>-1</sup>	gemid. kg N ha <sup>-1</sup> dag <sup>-1</sup>	kg N ha <sup>-1</sup> meetperiode <sup>-1</sup>	
Canada	jun - aug 81				neen			0	0.0797	7.25	Aulakh et al., 1984b
Canada	jun - aug 81				ja		AS	100	0.0470	4.28	Aulakh et al., 1984b
Canada	jun - aug 81				ja		stro + AS	100	0.0797	7.25	Aulakh et al., 1984b
Canada	jun - aug 81				neen		AS	100	0.1305	11.88	Aulakh et al., 1984b
Canada	jun - aug 81				neen		stro + AS	100	0.2474	22.51	Aulakh et al., 1984b
Canada	jun - aug 81				ja		stro (3000 kg ha <sup>-1</sup> )		0.0375	3.41	Aulakh et al., 1984b
Canada	jun - aug 81				neen		stro (3000 kg ha <sup>-1</sup> )		0.1082	9.85	Aulakh et al., 1984b
Engeland	23 april - 26 juni 86	21	28	51		2.9	KN	222	0.1459	8.90	Abu Bakar et al., 1994
Engeland	6 mei - 1 jun 86	7	39	54	ja	3.3	KN	128	0.0768	4.30	Abu Bakar et al., 1994
Engeland	6 mei - 1 jun 86	7	39	54	ja	3.3	KN	128	0.1107	6.20	Abu Bakar et al., 1994
Engeland	6 mei - 1 jun 86	7	39	54	neen	3.3	KN	128	0.0536	3.00	Abu Bakar et al., 1994
Engeland	half okt 81- begin dec 82	7	39	54	neen	3.3	AN	179	0.0092	0.52	Colbourn, 1998
Engeland	half okt 81- begin dec 82	7	39	54	ja	3.3	AN	179	0.0041	0.23	Colbourn, 1998
Engeland	half okt 81- begin dec 82	7	39	54	neen	3.3	AN	179	0.0569	3.19	Colbourn, 1998
Engeland	half okt 81- begin dec 82	7	39	54	ja	3.3	AN	179	0.0527	2.95	Colbourn, 1998
Engeland	6 mei - 1 jun 86	7	39	54	neen	3.3	KN	128	0.1625	9.10	Abu Bakar et al., 1994
Engeland	mei-juni 84				neen, goed gedrain.	1.7		0	0.0080	0.40	Goulding et al., 1993
Engeland	mei-juni 84				neen, goed gedrain.	1.9		0	0.0400	2.00	Goulding et al., 1993
Engeland	14 okt -1 dec 87			22		1.0	KN	25	0.0920	4.60	Abu Bakar et al., 1994
Engeland	14 okt -1 dec 87			22		3.4	KN	25	0.5800	29.00	Abu Bakar et al., 1994
Engeland	5 mei - 25 juni 81				neen	3.0	AN (53)/CN (100)	153	0.6160	30.80	Colbourn et al., 1984a
Engeland	mei-juni 84				neen, goed gedrain.	1.7	KN	222	0.2353	11.77	Goulding et al., 1993
Engeland	mei-juni 84				neen, goed gedrain.	1.9	KN	222	0.1598	7.99	Goulding et al., 1993

Tabel 6.4: Denitrificatieverliezen van andere velden

Land	Teelt	Meetperiode	Textuur			%C	Bemesting		Denitrificatie		Referentie
			% z	% l	% k		Soort	kg N ha <sup>-1</sup>	gemid. kg N ha <sup>-1</sup> dag <sup>-1</sup>	kg N ha <sup>-1</sup> meetperiode <sup>-1</sup>	
Duitsland	akker	93	84	13	4	1.3	org (57) / min (22)	79	0.0134	4.90	Mogge et al., 1999
Duitsland	bloemkool	jul - sept 88	55	28	17	2.1	bloemkool oogstrest		0.0351	2.00	Schloemer, 1991
Duitsland	bloemkool	jul - sept 88	55	28	17	2.1	bloemkool oogstrest		0.7649	43.60	Schloemer, 1991
België	braak	april -juli 1982	24	65	11	1.5	AN	160	0.2842	34.10	Verbruggen, 1985
België	braak	april -juli 1983	24	65	11	1.5	AN	190	0.3336	35.70	Verbruggen, 1985
Engeland	braak	okt -nov 87				0.9	min	121	0.0750	4.50	Webster & Goulding, 1989
Engeland	braak	okt -nov 87				3.1	org (225) + min (121)	346	0.4833	29.00	Webster & Goulding, 1989
Canada	braak - pl	jun 80 - mei 81				3.0		0	0.0392	14.3	Aulakh et al., 1984a
Canada	braak - pl	jun 81 - mei 82				3.0		0	0.0334	12.2	Aulakh et al., 1984a
Canada	braak - niet pl	jun 81 - mei 82				2.9		0	0.0921	33.6	Aulakh et al., 1984a
Canada	braak	mei - nov 80				2.9			0.0553	9.95	Aulakh et al., 1982
Canada	braak - pl	mei - sept 83				3.2			0.0854	11.1	Aulakh & Rennie, 1985
Canada	braak - pl	mei - sept 83				3.8			0.2400	31.2	Aulakh & Rennie, 1985
Canada	braak - pl	mei - sept 83				5.4			0.6654	86.5	Aulakh & Rennie, 1985
Canada	braak - niet pl	mei - sept 83				3.2			0.1938	25.2	Aulakh & Rennie, 1985
Canada	braak - niet pl	mei - sept 83				3.8			0.3931	51.1	Aulakh & Rennie, 1985
Canada	braak - niet pl	mei - sept 83				5.4			0.7538	98.0	Aulakh & Rennie, 1985
Canada	braak - pl	mei - sept 83				2.6			0.0654	8.5	Aulakh & Rennie, 1985
Canada	braak - pl	mei - sept 83				2.7			0.1800	23.4	Aulakh & Rennie, 1985
Canada	braak - pl	mei - sept 83				3.1			0.5215	67.8	Aulakh & Rennie, 1985
Canada	braak - niet pl	mei - sept 83				2.6			0.2154	28	Aulakh & Rennie, 1985
Canada	braak - niet pl	mei - sept 83				2.7			0.3100	40.3	Aulakh & Rennie, 1985
Canada	braak - niet pl	mei - sept 83				3.1			0.6485	84.3	Aulakh & Rennie, 1985
Canada	braak - pl	mei - sept 83				1.7			0.0662	8.6	Aulakh & Rennie, 1985
Canada	braak - pl	mei - sept 83				2.1			0.1177	15.3	Aulakh & Rennie, 1985
Canada	braak - pl	mei - sept 83				2.6			0.4592	59.7	Aulakh & Rennie, 1985
Canada	braak - niet pl	mei - sept 83				1.7			0.1369	17.8	Aulakh & Rennie, 1985
Canada	braak - niet pl	mei - sept 83				2.1			0.1854	24.1	Aulakh & Rennie, 1985
Canada	braak - niet pl	mei - sept 83				2.6			0.5269	68.5	Aulakh & Rennie, 1985
Canada	braak	jun - okt 94	19	44	37	1.9	gemiddeld van 3 trappen		0.0334	3.97	Fan et al., 1997

Tabel 6.4: Denitrificatieverliezen van andere velden

Land	Teelt	Meetperiode	Textuur			%C	Bemesting		Denitrificatie		Referentie
			% z	% l	% k		Soort	kg N ha <sup>-1</sup>	gemid. kg N ha <sup>-1</sup> dag <sup>-1</sup>	kg N ha <sup>-1</sup> meetperiode <sup>-1</sup>	
Canada		jun - okt 94	14	29	57	2.5			0.0189	2.25	Fan et al., 1997
Denemarken	gerst	92	74	14	9		min	60	0.0027	1.00	Maag et al., 1996
Denemarken	gerst	92	74	14	9		min (120) / DM (25)	145	0.0055	2.00	Maag et al., 1996
Denemarken	gerst	april 90 - maart 91	47	36	17	9.7			0.0658	24.00	Vinther, 1992
Denemarken	gerst	april 89 - maart 90	47	36	17	8.7			0.0285	10.40	Vinther, 1992
Denemarken	gerst	april 88 - maart 89	47	36	17	7.7			0.0126	4.60	Vinther, 1992
Denemarken	gerst	april 90 - maart 91	47	36	17	6.7			0.0047	1.70	Vinther, 1992
Denemarken	gerst	april 89 - maart 90	47	36	17	5.7			0.0079	2.90	Vinther, 1992
Denemarken	gerst	april 88 - maart 89	47	36	17	4.7			0.0121	4.40	Vinther, 1992
Denemarken	gerst	april 90 - maart 91	47	36	17	3.7			0.0036	1.30	Vinther, 1992
Denemarken	gerst	april 89 - maart 90	47	36	17	2.7			0.0063	2.30	Vinther, 1992
Denemarken	gerst	april 88 - maart 89	47	36	17	1.7			0.0022	0.80	Vinther, 1992
Denemarken	gerst	april - dec 97	81	15	4	1.3			0.0022	0.60	Vinther, 1992
Zweden	gerst	april - nov82			19	2.2	CN	120	0.0140	3.00	Svensson et al., 1991
Zweden	gerst	april - nov83			19	2.2	CN	120	0.0280	6.00	Svensson et al., 1991
Denemarken	gerst	zomer 93	82	10	8		min	90	0.0027	0.50	Maag et al., 1996
Denemarken	gerst	92	82	10	8		min	60	0.0110	4.00	Maag et al., 1996
Denemarken	gerst	92	82	10	8		min (60) / DM (36)	96	0.0082	3.00	Maag et al., 1996
Denemarken	gerst	92	82	10	8		min (120) / DM (36)	156	0.0227	8.30	Maag et al., 1996
Denemarken	gerst	84				1.5	AN	40	0.0219	8.00	Maag, 1989
Denemarken	gerst	85				1.5	AN	160	0.0137	5.00	Maag, 1989
Denemarken	gerst	86				1.5	dunne KM	105	0.0219	8.00	Maag, 1989
Denemarken	gerst	87				1.5	dunne KM	420	0.0384	14.00	Maag, 1989
Denemarken	gerst	84				1.5	AN	40	0.0986	36.00	Maag, 1989
Denemarken	gerst	85				1.5	AN	160	0.1151	42.00	Maag, 1989
Denemarken	gerst	86				1.5	dunne KM	105	0.0849	31.00	Maag, 1989
Denemarken	gerst	87				1.5	dunne KM	420	0.1123	41.00	Maag, 1989
Denemarken	gerst	84				1.5	AN	40	0.0438	16.00	Maag, 1989
Denemarken	gerst	85				1.5	AN	160	0.2411	88.00	Maag, 1989
Denemarken	gerst	86				1.5	dunne KM	105	0.0904	33.00	Maag, 1989

Tabel 6.4: Denitrificatieverliezen van andere velden

Land	Teelt	Meetperiode	Textuur			%C	Bemesting		Denitrificatie		Referentie
			% z	% l	% k		Soort	kg N ha <sup>-1</sup>	gemid. kg N ha <sup>-1</sup> dag <sup>-1</sup>	kg N ha <sup>-1</sup> meetperiode <sup>-1</sup>	
Denemarken	gerst	87				1.5	dunne KM	420	0.2466	90.00	Maag, 1989
Denemarken	gerst	84				1.5	AN	40	0.2000	73.00	Maag, 1989
Denemarken	gerst	85				1.5	AN	160	0.1918	70.00	Maag, 1989
Denemarken	gerst	86				1.5	dunne KM	105	0.2932	107.00	Maag, 1989
Denemarken	gerst	87				1.5	dunne KM	420	0.6493	237.00	Maag, 1989
Canada	gerst	mei - nov 90					AN	50	0.0141	2.69	Bergstrom & Beauchamp, 1993
Canada	klaver	80 - 81				4.2			0.0087	3.16	Aulakh et al., 1983
Canada	klaver	81-82				4.2			0.0062	2.25	Aulakh et al., 1983
Canada	klaver	80-81				4.4			0.0187	6.81	Aulakh et al., 1983
Canada	klaver	81 - 82				4.4			0.0158	5.77	Aulakh et al., 1983
Canada	klaver	80 - 81				4.2			0.0059	2.15	Aulakh et al., 1983
Canada	klaver	81-82				4.2			0.0048	1.75	Aulakh et al., 1983
Canada	klaver	80-81				4.4			0.0239	8.72	Aulakh et al., 1983
Canada	klaver	81-82				4.4			0.0184	6.73	Aulakh et al., 1983
Canada	klaver	80 - 81				4.2			0.0073	2.68	Aulakh et al., 1983
Canada	klaver	81-82				4.2			0.0055	2.01	Aulakh et al., 1983
Denemarken	koolzaad	zomer 93	82	10	8		min	90	0.0054	1.00	Maag et al., 1996
Denemarken	koolzaad	zomer 94	82	10	8		min (90) / DM (36)	126	0.0021	0.40	Maag et al., 1996
Denemarken	koolzaad	zomer 95	82	10	8		min (90) / DM (36)	126	0.0033	0.80	Maag et al., 1996
Denemarken	rapen	april - sept 93	82	10	8	1.6	min	90	0.0006	0.10	Kaiser et al., 1996
Denemarken	rogge	april - sept 92	82	10	8	1.6	min	60	0.0039	0.71	Kaiser et al., 1996
Denemarken	rogge	april - sept 92	76	14	10	1.7	min	60	0.0048	0.86	Kaiser et al., 1996
Denemarken	rogge	april - sept 93	82	10	8	1.6	min	90	0.0008	0.15	Kaiser et al., 1996
Engeland	rogge	april - sept 93	20	51	28	1	min	144	0.0114	2.05	Kaiser et al., 1996
Canada		jun - okt 94	19	44	37	1.9			0.0704	8.38	Fan et al., 1997
Canada		jun - okt 94	14	29	57	2.5			0.0210	2.50	Fan et al., 1997
Duitsland	selder	juli - okt 87	55	28	17	2.5	AN	86	0.0327	3.50	Schloemer, 1990
Duitsland	selder	juli - okt 87	55	28	17	2.5	AN	186	0.0458	4.90	Schloemer, 1990
Duitsland	suikerbiet	april - okt 85	2	78	20	1	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> ureum	180	0.0561	12.00	Benckiser, 1986
Denemarken	voederbiet	92	82	10	8		min (113) / DM (30)	143	0.0247	9.00	Maag et al., 1996



Tabel 6.4: Denitrificatieverliezen van andere velden

Land	Teelt	Meetperiode	Textuur			%C	Bemesting		Denitrificatie		Referentie
			% z	% l	% k		Soort	kg N ha <sup>-1</sup>	gemid. kg N ha <sup>-1</sup> dag <sup>-1</sup>	kg N ha <sup>-1</sup> meetperiode <sup>-1</sup>	
Denemarken	voederbiet	92	82	10	8		min (113) / DM (30)	143	0.0137	5.00	Maag et al., 1996
Denemarken	voederbiet	92	82	10	8		min (188) / DM (45)	233	0.0110	4.00	Maag et al., 1996
Denemarken	voederbiet	92	82	10	8		min (188) / DM (46)	234	0.0137	5.00	Maag et al., 1996
Duitsland	winterrogge	april - sept 93	42	53	5	0.9	min	60	0.0267	4.81	Kaiser et al., 1996
Duitsland		maa - nov 85	45	47	8		AN	120	0.0111	3.00	Benckiser, 1987