

Stikstofstromen in agro-ecosystemen

ISM 292400



Agrobiologische Thema's

De reeks Agrobiologische Thema's behandelt actuele landbouwproblemen, met name op het gebied van de plantaardige productie, vanuit de optiek van de onderzoeksdisciplines van het DLO-Centrum voor Agrobiologisch Onderzoek (CABO-DLO): biochemie, fysiologie, oecologie, simulatie en systeemanalyse.

De reeks is een weergave van voordrachten gehouden tijdens themadagen, die door CABO-DLO worden georganiseerd in samenwerking met DLO-instituten, proefstations en universitaire vakgroepen.

Reeds verschenen:

Deel 1: Natuurontwikkeling en Landbouw

Deel 2: Fysiologie en Kwaliteit van Tuinbouwprodukten

Deel 3: Gewasoecologie in relatie tot Gewasbescherming

Deel 4: Gewasdiversificatie en Agrificatie

Deel 5: Regulatie van de Fytomorfogenese

Deel 6: Stikstofstromen in Agro-ecosystemen

Bestellingen:

Sectie PRI

CABO-DLO

Postbus 14

6700 AA Wageningen

Stikstofstromen in Agro-ecosystemen

H.G. van der Meer & J.H.J. Spiertz (red.)



cabo-dlo Wageningen 1992

Abstract

Meer, H.G. van der & J.H.J. Spiertz (eds.), 1992. Stikstofstromen in agro-ecosystemen (Nitrogen flows in agro-ecosystems). Agrobiologische Thema's 6 (Agrobiological Themes 6). DLO-Centrum voor Agrobiologisch Onderzoek (CABO-DLO), Wageningen, 115 pp.

The publication consists of six chapters: Simulation of nitrogen mineralization on the basis of food chain interactions in different soil ecosystems; The nitrogen cycle in an unfertilized grassland ecosystem: effects of measures in hydrology and management; Nitrogen utilization and losses in production grassland; Physiology of nitrogen uptake and utilization: crop and root characteristics; Nitrogen utilization and losses in maize cropping systems; Modelling of nitrogen utilization and losses.

Free descriptors: plant physiology, plant nutrition, nitrogen flows, nitrogen losses

ISBN 90 73384 14 1

© DLO-Centrum voor Agrobiologisch Onderzoek (CABO-DLO), Wageningen

Niets uit deze uitgave, met uitzondering van de titelbeschrijving en korte citaten ten behoeve van een boekbespreking, mag worden gereproduceerd, opnieuw vastgelegd, vermenigvuldigd of uitgegeven door middel van druk, fotokopie, microfilm, langs elektronische of elektromagnetische weg of op welke andere wijze dan ook zonder schriftelijke toestemming van de uitgever, CABO-DLO, Postbus 14, 6700 AA Wageningen. Voor alle kwesties inzake het kopiëren uit deze uitgave: Stichting Reprorecht, Amsterdam.

Gedrukt in Nederland

Inhoudsopgave

Woord vooraf	1
1 Simulatie van stikstofmineralisatie op basis van voedselweb- interacties in verschillende bodemecosystemen	3
P.C. de Ruiter & J.A. van Veen DLO-Instituut voor Bodemvruchtbaarheid (IB-DLO), Haren DLO-Instituut voor Planteziektenkundig Onderzoek (IPO-DLO), Wageningen	
Samenvatting.....	3
1.1 Inleiding.....	3
1.2 Materiaal en methoden.....	9
1.3 Resultaten	11
1.3.1 Stikstofmineralisatie in de Lovinkhoeve-akkers.....	11
1.3.2 Stikstofstromen in andere bodemecosystemen	12
1.4 Discussie	14
1.5 Literatuur	16
2 De stikstofkringloop in een niet bemest graslandoecosysteem: effecten van ingrepen in hydrologie en beheer	19
E.P.H. Best, M.J.M. Oomes & F. Berendse DLO-Centrum voor Agrobiologisch Onderzoek (CABO-DLO), Wageningen	
Samenvatting.....	19
2.1 Inleiding.....	20
2.1.1 Graslandoecosystemen	20
2.1.2 Natuurontwikkeling	20
2.1.3 Primaire productie, soortenrijkdom en nutriëntenaanbod	22
2.1.4 Beheersvragen	23
2.2 De Veenkampen	23
2.3 De stikstofhuishouding van de Veenkampen.....	24
2.3.1 Stikstofbalansen	24
2.3.2 Stikstofmineralisatie	26
2.4 De betekenis van de stikstofhuishouding voor de vegetatie	28
2.4.1 Primaire productie en groeibeperking door stikstof.....	28
2.4.2 Soortenrijkdom.....	30
2.5 Conclusies	31

2.6	Literatuur	31
3	Stikstofbenutting en -verliezen in produktiegrasland	33
	J.J.M.H. Ketelaars & G.W.J. van de Ven DLO-Centrum voor Agrobiologisch Onderzoek (CABO-DLO), Wageningen	
	Samenvatting	33
3.1	Inleiding	33
3.2	Stikstofverliezen uit de rundveehouderij.....	34
3.3	Maatregelen ter beperking van stikstofverliezen	36
3.3.1	Verhoging grasproduktie en grasbenutting	36
3.3.2	Aanpassing stikstofaanbod in de tijd	38
3.3.3	Aanpassing stikstofaanbod in de ruimte.....	42
3.4	Perspectieven	45
3.5	Samenvatting en conclusies.....	48
3.6	Literatuur	48
4	Fysiologie van stikstofopname en -benutting: gewas- en bewortelingskarakteristieken	51
	A.L. Smit & A. van der Werf DLO-Centrum voor Agrobiologisch Onderzoek (CABO-DLO), Wageningen	
	Samenvatting	51
4.1	Inleiding	52
4.2	Gewaskarakteristieken met betrekking tot de stikstofbenutting.....	52
4.3	Mogelijke oorzaken van een slechte benutting	57
4.4	Enige onderzoeksresultaten en discussie	62
4.5	Modellen als hulpmiddel voor de ontwikkeling van bemestingsstrategieën: toekomstperspectieven	64
4.6	Literatuur	67
5	Stikstofbenutting en -verliezen in maïsteeltsystemen	71
	J. Schröder & L. ten Holte DLO-Centrum voor Agrobiologisch Onderzoek (CABO-DLO), Wageningen	
	Samenvatting	71
5.1	Inleiding	71
5.2	De afstemming van vraag en aanbod van stikstof op maïsland	72
5.2.1	Afstemming van de hoeveelheid.....	72
5.2.1.1	Het effectieve aanbod van stikstof	72
5.2.1.2	Perceelseigenschappen	75
5.2.2	Afstemming in ruimte en tijd	75

5.2.2.1	Synlocalisatie	77
5.2.2.2	Synchronisatie.....	79
5.2.3	Wintergewassen	80
5.3	Interacties tussen de stikstofstromen van maïs en gras in bedrijfsverband ...	82
5.4	Onderzoeksvragen.....	83
5.5	Literatuur	84

6 Modelberekeningen omtrent de risico's van minerale stikstofophoping in het najaar bij enige akkerbouwgewassen en vollegrondsgroenten 87

P. de Willigen, W.P. Wadman & M. van Noordwijk
DLO-Instituut voor Bodemvruchtbaarheid (IB-DLO), Haren

	Samenvatting	87
6.1	Inleiding.....	88
6.2	Uitspoeling	89
6.3	Efficiëntie van stikstofopname.....	90
6.3.1	Efficiëntie van stikstofopname in een homogene situatie.....	90
6.3.2	Overgang van homogene naar heterogene omstandigheden	93
6.4	Mineralisatie van stikstof uit gewasresten.....	97
6.5	Discussie	98
6.6	Literatuur	100

De auteurs 103

Woord vooraf

De beleidsdoelstellingen met betrekking tot de kwaliteit van bodem, water en lucht stellen hoge eisen aan het terugdringen van stikstofverliezen uit de landbouw. Dit geldt in het bijzonder voor de ammoniakvervluchtiging en de uitspoeling van nitraat in de bodem. Stikstof is echter een onmisbaar voedingselement voor planten en is de bouwsteen voor aminozuren en eiwitten in plantaardige en dierlijke producten. Ook komt er veel stikstof voor in de organische stof in de bodem en in afgestorven plantenmateriaal. In de natuur en in landbouwgronden wordt de stikstofdynamiek bepaald door de aard van het organisch materiaal, vochtvoorziening, temperatuur, grondsoort, etc. De mate van stikstofvastlegging of -levering is afhankelijk van een groot aantal biologische, chemische en fysische bodemprocessen en van het landbouwkundig gebruik of de natuurlijke kringloop.

Om aan de huidige discussies over de aard en omvang van de stikstofproblematiek een meer wetenschappelijke bijdrage te leveren wordt het thema 'Stikstofstromen in agro-ecosystemen' uitgediept door onderzoekers van CABO-DLO en IB-DLO. Het is verheugend, dat dit themaboekje gezamenlijk tot stand komt nu we samen op weg zijn naar een fusie van de twee instituten. De inleidingen bestrijken een breed aandachtsgebied van bodembioologische processen tot nutriëntenstromen in landbouwkundige produktiesystemen.

Ik hoop dat de informatie in dit themaboekje het inzicht in de stikstofproblematiek verdiept en zal leiden tot een strategische aanpak bij het oplossen van de stikstofverliezen in de compartimenten bodem, water en lucht.

Gaarne dank ik degenen, die een bijdrage aan het themaboekje hebben geleverd en de uitgave verzorgd hebben.

Voor geïnteresseerden vanuit beleid, onderzoek, voorlichting en onderwijs kan ik dit themaboekje van harte aanbevelen.

De directeur,

dr.ir. J.H.J. Spiertz

1 Simulatie van stikstofmineralisatie op basis van voedselweb-interacties in verschillende bodemecosystemen

P.C. de Ruiter¹ en J.A. van Veen²

¹ DLO-Instituut voor Bodemvruchtbaarheid (IB-DLO), Haren

² DLO-Instituut voor Planteziektenkundig Onderzoek (IPO-DLO), Wageningen

Samenvatting

De beschikbaarheid van stikstof (N) in de bodem ten behoeve van de groei van planten wordt in belangrijke mate bepaald door de N-mineralisatie. In simulatiemodellen is de N-mineralisatie vaak beschreven in relatie tot de afbraak van organische stof, waarbij onderscheid wordt gemaakt in de kwaliteit van de verschillende materialen als substraat voor de bodembiota. Een alternatief is de berekening van de N-mineralisatie op basis van voedselwebinteracties, waarbij op basis van waargenomen biomassa's van bodemorganismen wordt geschat welke consumptiesnelheden aan deze biomassa's ten grondslag liggen. Per trofische interactie kan de N-mineralisatie worden afgeleid en kan de bijdrage aan de N-mineralisatie per groep bodemorganismen alsmede de totale N-mineralisatie in de bodem worden berekend. Bij toepassing van dit voedselwebmodel op twee akkerbouwbedrijfsystemen in de Noordoostpolder bleek de gesimuleerde N-mineralisatie overeen te komen met de waargenomen N-mineralisatie. Zowel de verschillen tussen de systemen als de ruimtelijke heterogeniteit werden in de modeluitkomsten teruggevonden, zonder dat van parameteroptimalisatie gebruik werd gemaakt. Toepassing van het voedselwebmodel op een aantal andere bodemecosystemen bleek inzicht te verschaffen in de invloed van verschillende biotische en abiotische factoren op de N-mineralisatie.

1.1 Inleiding

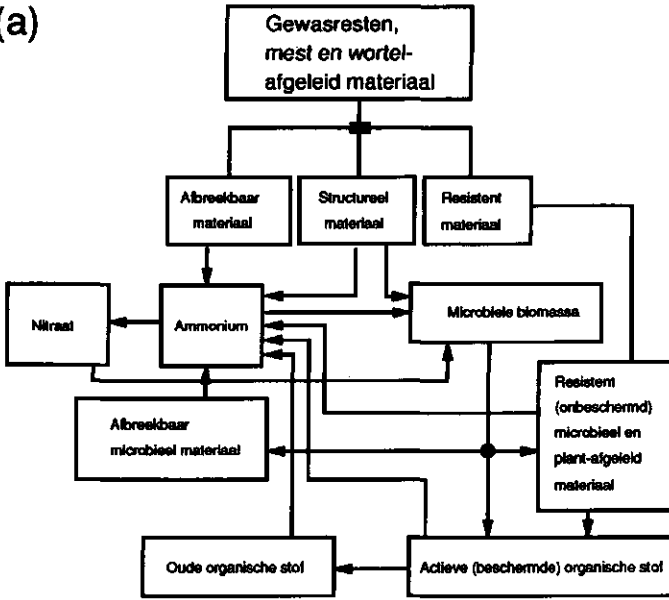
De beschikbaarheid van stikstof (N) in de bodem voor opname door planten wordt in belangrijke mate bepaald door de mineralisatie van organisch gebonden N. Mineralisatie en immobilisatie van N in de bodem zijn primair (micro)biologische processen. Afgezien van de splitsing van ureum door het enzym urease vindt mineralisatie van N voornamelijk intracellulair plaats, in associatie met de afbraak, d.w.z. oxydatie van organische verbindingen. Immobilisatie is eveneens een intracellulair proces, waarin N via het proces van biosynthese wordt ingebouwd in cellulair materiaal. De N-kringloop in de bodem verschilt dus van die van fosfor, omdat de

beschikbaarheid van fosfor grotendeels bepaald wordt door abiotische adsorptie/desorptieprocessen.

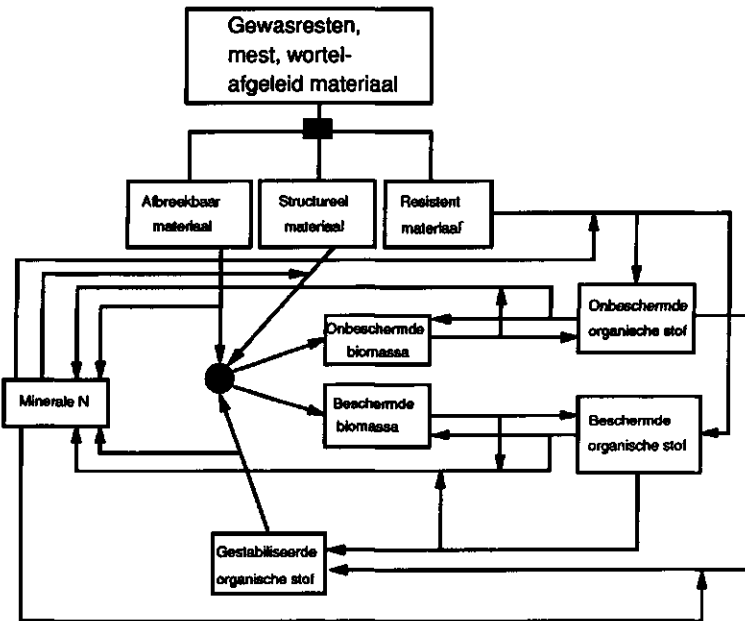
Aangezien koolstof (C) de energiedrager is voor heterotrofe processen in ecosystemen, is de N-kringloop onlosmakelijk verbonden met de C-kringloop. In de modellen die de verschillende processen van de N-kringloop mechanistisch beschrijven worden mineralisatie en immobilisatie van N beschreven in relatie tot de afbraak van C-verbindingen, respectievelijk de groei van de microbiële biomassa, zoals is weergegeven in Figuur 1.1.a (Van Veen et al., 1984; Van Veen et al., 1985). Dit model beschrijft de afbraak van organische stof door expliciet onderscheid te maken tussen de kwaliteit van de verschillende materialen als substraat voor de bodembiota. De bodem-organischestof wordt hiertoe opgesplitst in 'functionele' componenten van materiaal, dat ongeacht de chemische structuur, ruwweg dezelfde beschikbaarheid als substraat voor micro-organismen heeft. De splitsing van organische stof in functionele componenten is niet direct te koppelen aan metingen en er is in de loop der jaren een groot aantal verschillende schema's gepresenteerd. Toch bestaat er een zekere consensus over een fractionering van de aanvoer van organische stof in een labiele, gemakkelijk afbreekbare fractie, en een moeilijk afbreekbare, zogenaamde structurele fractie. Bodem-organischestof wordt onderscheiden in een fractie vastgelegd in de microbiële biomassa (turnover-tijd ongeveer 2 jaar), een actieve fractie (turnover-tijd ongeveer 25 jaar), en een stabiele fractie (turnover-tijd ongeveer 250 jaar).

De beschikbaarheid van organische stof als substraat voor de microbiële populatie wordt echter niet alleen bepaald door de chemische karakteristieken van de verbindingen, maar in belangrijke mate ook door de localisatie in de bodem. Bij dit laatste wordt enerzijds gedacht aan fysische adsorptie en anderzijds aan slechte bereikbaarheid van organisch materiaal in kleine poriën. Dit laatste aspect is in meer recente modellen beschreven (Van Veen en Kuikman, 1990; Verberne et al., 1990). In Figuur 1.1.b is het schema weergegeven van de organischestof-fractionering in het model van Verberne et al. (1990). In dit model wordt zowel de 'dode' organischestof als de microbiële biomassa opgesplitst in een fysisch beschermde en een onbeschermde fractie. Deze opsplitsing berust op recente theorieën en experimenten waarin de bodemstructuur en -textuur een significant effect hebben op de turnover-snelheid (Van Veen en Kuikman, 1990). De verklaring hiervoor wordt gezocht in de invloed van de bodem op voedselketenrelaties die ten grondslag liggen aan de turnover van C en N door de microbiële biomassa. Het proces van de C- en N-turnover door de microbiële biomassa wordt in de modellen van het type zoals is weergegeven in Figuur 1.1.a weergegeven met een eerste-orde-snelheidsvergelijking met de microbiële biomassa als de snelheidsbepalende eenheid. Het concept van de fysische bescherming, zoals weergegeven in Figuur 1.1.b houdt in dat de turnover van de microben niet alleen het resultaat is van de natuurlijke groei- en sterftesnelheid van microbiële cellen, maar tevens in belangrijke mate wordt beïnvloed door interacties met andere groepen van bodemorganismen, met name waarbij sterfte optreedt als gevolg van predatie door microbivoren. De veronderstelling dat de mineralisatie van C en N in de bodem vrijwel volledig bepaald wordt door de microben en dat de bijdrage van de overige bodemorganismen te verwaarlozen zou zijn, is de laatste jaren steeds meer bekritiseerd.

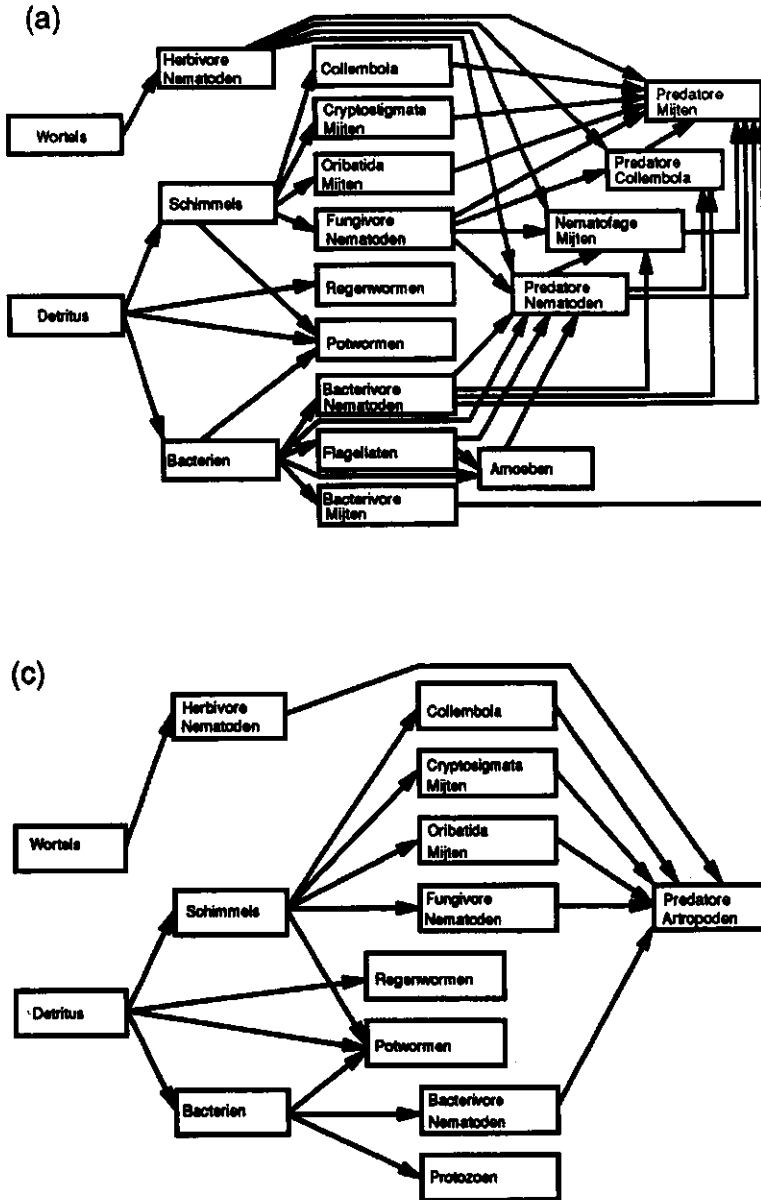
(a)



(b)

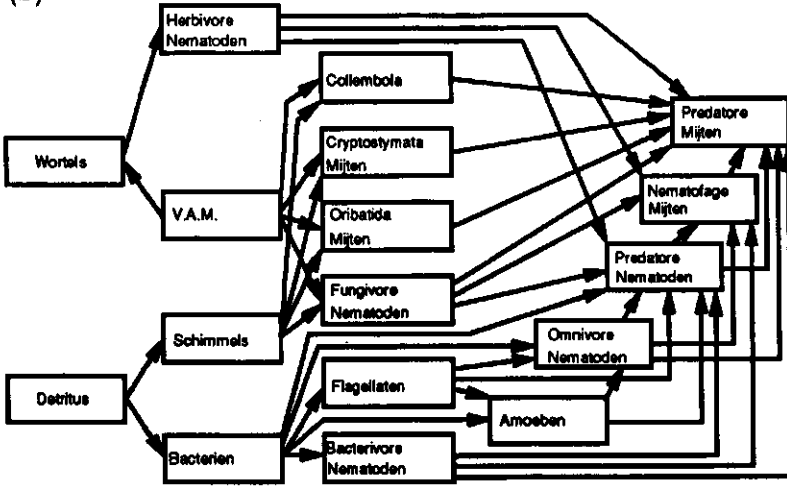


Figuur 1.1. Modellen van organischestof-dynamiek. (a) Schema Van Veen et al. (1984); (b) Schema Verberne et al. (1990).

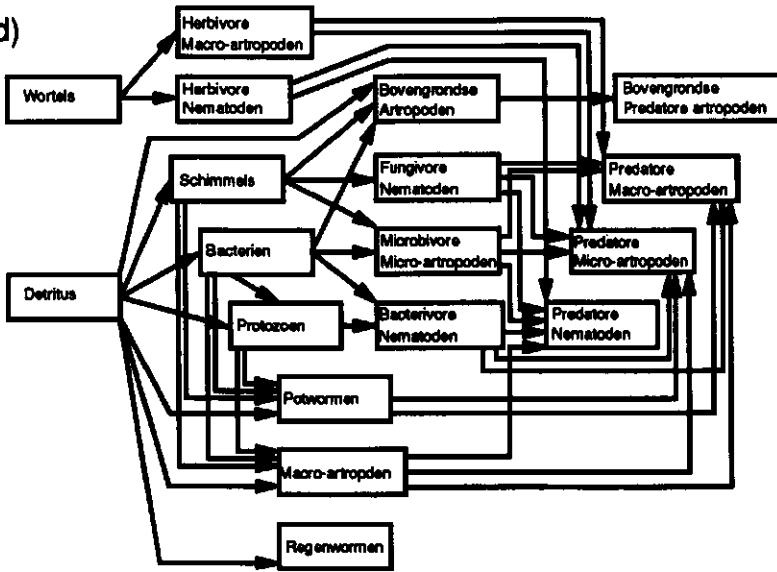


Figuur 1.2. Voedselwebdiagrammen. (a) Lovinkhoeve (De Ruiter et al, subm.), (b) Central Plains (Hunt et al., 1987), (c) Horseshoe Bend (Hendrix et al., 1987), (d) Kjettslinge (Andrén et al., 1990).

(b)



(d)



Experimenten toonden aan dat de bodemfauna (met name protozoën en nematoden) de bodemrespiratie en N-mineralisatie significant konden versnellen (Coleman et al., 1978; Coleman et al., 1983; Woods et al., 1982). Deze waarnemingen werden verklaard door de bodemfauna naast een eigen bijdrage tevens een stimulerend effect op de microbiële activiteit toe te dichtten, waarbij de stimulering het gevolg is van opheffing van groeibeperkende omstandigheden. Deze opheffing kan plaatsvinden doordat de microbiële populatie als gevolg van predatie onder het carrying-capacity niveau komt, ofwel doordat voor micro-organismen groeibeperkende stoffen, bijvoorbeeld N, door de fauna worden vrijgemaakt en beschikbaar komen voor de microben voor groei. De reden dat de bijdrage van de fauna vertaald werd in een stimulering van de microbiële activiteit was dat wanneer de directe (eigen) bijdrage van de fauna aan de CO₂-evolutie werd geschat op basis van biomassa en turnover, deze te verwaarlozen is ten opzichte van de bijdrage van de microbiële populaties. Naast het argument van de stimulering van de microbiële activiteit bestaat er voor de N-kringloop een tweede argument om de bijdrage van de fauna niet (op voorhand) te verwaarlozen: de eigen bijdrage aan de N-mineralisatie kan relatief ten opzichte van de microben aanzienlijk zijn. Dit komt omdat de meeste diergroepen een relatief hoog C/N-gehalte hebben ten opzichte van het C/N-gehalte van hun voedsel, terwijl bij de microben vaak van het omgekeerde sprake is. De bijdrage van microben en fauna aan de N-kringloop staat centraal in het in 1986 gestarte onderzoeksprogramma 'Vergelijkende analyse van het functioneren van bodemecosystemen in een vorm van geïntegreerde en een vorm van gangbare akkerbouw' (Brussaard et al., 1988). Geïntegreerd kenmerkt zich ten opzichte van gangbaar door (1) relatief veel mest in organische vorm, (2) minder intensieve grondbewerking en (3) verminderd gebruik van bestrijdingsmiddelen. Op de IB-DLO proefboerderij Dr. H.J. Lovinkhoeve in Marknesse worden deze twee bedrijfsystemen in praktijk gebracht. In beide systemen is sprake van een vierjarige rotatie: wintertarwe - suikerbieten - zomergerst - aardappelen (Kooistra et al., 1989). Bij geïntegreerde bedrijfsvoering wordt verondersteld dat het belang van de biologische processen in de N-kringloop toeneemt, omdat door het gebruik van relatief veel organische mest de levering van nutriënten aan het gewas in belangrijker mate via mineralisatie zal moeten geschieden. De basis van dit onderzoek werd gevormd door het observeren van de populatiedynamiek van de verschillende groepen van bodemorganismen aan de hand van bemonsteringsprogramma's op de Lovinkhoeve. Daarnaast werden de interacties tussen de groepen organismen afzonderlijk onderzocht in het laboratorium. Veld- en laboratoriumwaarnemingen werden samengebracht in een voedselwebmodel dat de C- en N-kringloop beschrijft in termen van 'pools' (biomassa van de verschillende groepen van organismen) en 'flows' (energie- en nutriëntenstromen tussen de groepen van organismen), zoals is weergegeven in Figuur 1.2.a. Het voedselwebmodel onderscheidt de taxonomische eenheden bacteriën, schimmels, protozoën, nematoden, mijten, springstaarten, potwormen en regenwormen. Binnen de taxonomische eenheden wordt onderscheid gemaakt tussen functionele groepen op basis van voedselkeuze en levensgeschiedenissenmerken.

In dit hoofdstuk worden de eerste resultaten van het voedselwebmodel gepresenteerd. Er zal een schatting worden gemaakt van de bijdrage van de verschillende

groepen van bodemorganismen aan de N-mineralisatie en de gesimuleerde totale N-mineralisatie zal worden vergeleken met de waargenomen totale N-mineralisatie. Ter vergelijking is het model tevens gebruikt om de N-stromen in andere bodem-ecosystemen te simuleren. Ten eerste betreft dit de Central Plains prairie (Fig. 1.2.b) in Colorado (USA), waarvoor het voedselwebmodel oorspronkelijk is ontwikkeld (Hunt et al., 1987). Verder zijn de twee akkerbouwssystemen genomen die in Athens (Georgia, USA) worden vergeleken (Fig. 1.2.c), één bedrijfsvoering met grondbewerking en één zonder grondbewerking (Hendrix et al., 1987) en twee akkerbouwssystemen (Kjettslinge) die in het Zweedse project 'Ecology of arable land' worden vergeleken (Fig. 1.2.d), één bedrijfsvoering met kunstmest en één zonder kunstmest (Andrén et al., 1990).

1.2 Materiaal en methoden

Het model is oorspronkelijk ontwikkeld door Hunt et al. (1987) ter bestudering van de N-stromen in een prairiebodem-ecosysteem in Colorado (USA). De N-mineralisatie wordt afgeleid van consumptiesnelheden volgens een schema zoals gepresenteerd in Figuur 1.3. De consumptiesnelheid wordt gesplitst in een snelheid waarmee energie door de consument wordt geassimileerd en een snelheid waarmee materiaal in organische vorm aan het milieu wordt teruggegeven.

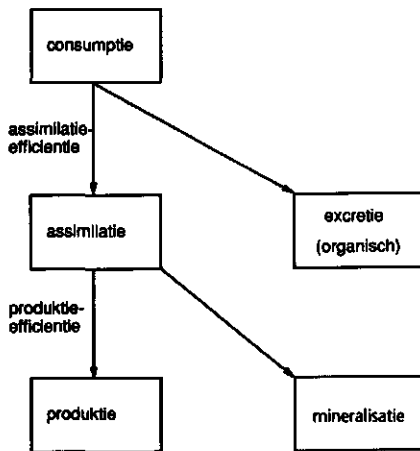
De assimilatiesnelheid wordt gesplitst in een snelheid waarmee nieuwe biomassa wordt gevormd en een snelheid waarmee anorganische verbindingen (CO_2 , NH_4^+) aan het milieu worden afgegeven. De relatie tussen N-mineralisatie en consumptiesnelheid is dan:

$$N_m = e_{\text{ass}} \left(\frac{1}{r_{\text{prey}}} - \frac{e_{\text{prod}}}{r_{\text{pred}}} \right) F \quad (1.1)$$

Hier is N_m de N-mineralisatie ($\text{kg N ha}^{-1}\text{jaar}^{-1}$), F de consumptiesnelheid ($\text{kg C ha}^{-1}\text{jaar}^{-1}$), e_{ass} de assimilatie-efficiëntie, e_{prod} de produktie-efficiëntie, r_{prey} het C/N-quotiënt van de voedselbron en r_{pred} het C/N-quotiënt van de consument. De gemiddelde consumptiesnelheden over een jaar werden berekend op basis van de aanname dat de consumptiesnelheid precies voldoende is om de verliezen als gevolg van natuurlijke sterfte en predatie te compenseren met de produktie van nieuwe biomassa:

$$F = \frac{D_{\text{nat}} B + P}{e_{\text{ass}} e_{\text{prod}}} \quad (1.2)$$

Hier is D_{nat} de relatieve natuurlijke sterftesnelheid (jaar^{-1}), B de biomassa (kg C ha^{-1}) en P de sterfte als gevolg van predatie ($\text{kg C ha}^{-1}\text{jaar}^{-1}$).



Figuur 1.3. Relatie tussen consumptie, productie, excretie en mineralisatie.

Voor predatoren die meerdere prooitypen eten is de consumptiesnelheid op prooitype i afhankelijk van de biomassa's van alle potentiële prooitypen ($B_{1..n}$) en de eventuele voorkeur van de predator voor de prooitypen (W_i) (O'Neill, 1969):

$$F_i = \frac{W_i B_i}{\sum W_i B_i} F \quad (1.3)$$

De berekeningen beginnen bij de top-predator, omdat voor deze groep alleen de natuurlijke sterfte nodig is. Vervolgens wordt er 'teruggerekend' tot aan de primaire consumenten (bacteriën, schimmels, herbivore nematoden).

Alle noodzakelijke parameter-waarden (C/N-gehaltenes, assimilatie-efficiënties, specifieke sterftesnelheden) werden in het laboratorium vastgesteld of op basis van literatuurgegevens gekozen (De Ruiter et al., subm.). De biomassa van de verschillende functionele groepen werd bepaald op vijf monsterdata in 1986 (wintertarwe) op zowel de gangbare als de geïntegreerde akker in de lagen 0-10 en 10-25 cm afzonderlijk.

Bij de simulatie van de N-stromen in de andere bodemecosystemen werd zoveel mogelijk gebruik gemaakt van de biomassa's en fysiologische parameters zoals die voor het betreffende ecosysteem zijn gepresenteerd (Hunt et al., 1987; Hendrix et al., 1987; Andrén et al., 1990). Indien geen parameterwaarden beschikbaar waren, werden de waarden gebruikt die voor de simulatie van de N-mineralisatie in de Lovinkhoeve-akkers werden gebruikt. Alleen bij de simulatie van de Kjettslinge-akkers is gebruik gemaakt van de optimalisatie van één parameter: de natuurlijke sterftesnelheid van de microben werd zo gekozen dat het model een vergelijkbare CO_2 -evolutie voorspelde als werd waargenomen.

1.3 Resultaten

1.3.1 Stikstofmineralisatie in de Lovinkhoeve-akkers

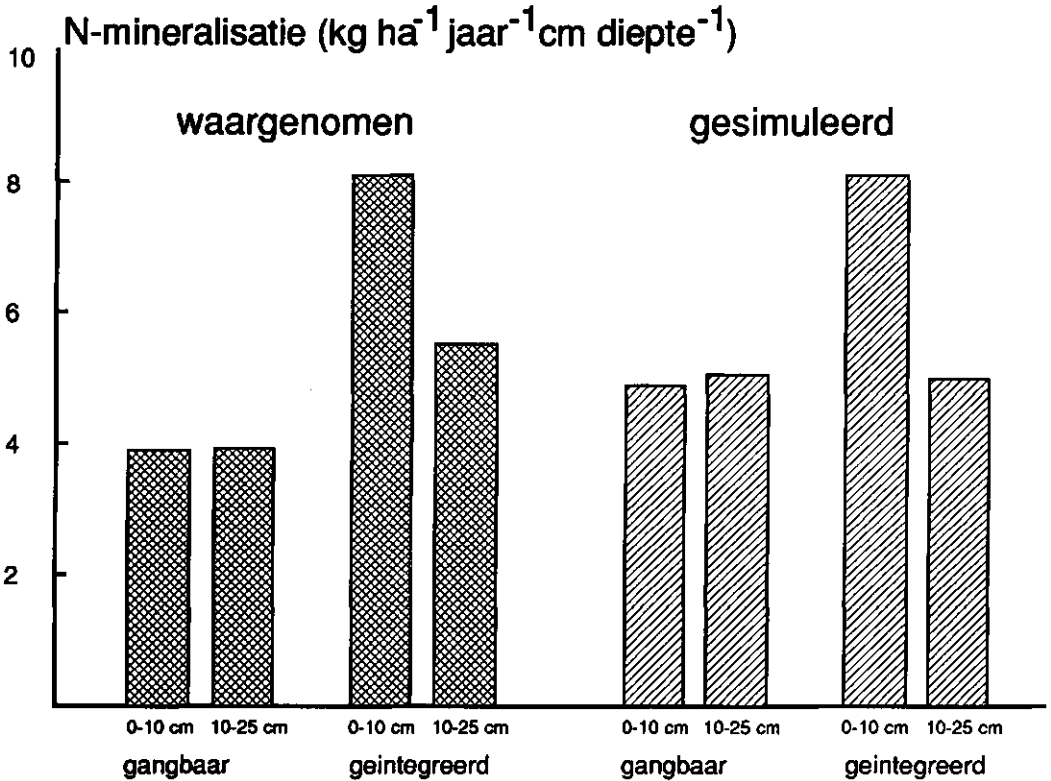
De bijdrage van iedere functionele groep aan de N-mineralisatie over de waarnemingsperiode werd per akker en voor twee lagen (0-10 cm en 10-25 cm) uitgerekend (Tabel 1.1). Microben namen circa 70 % van de N-mineralisatie voor hun rekening, terwijl hun biomassa meer dan 90 % bedroeg (Brussaard et al., 1990). Van de fauna leverden de protozoën en bacterivore nematoden de belangrijkste bijdrage aan de N-mineralisatie. Predatore nematoden, flagellaten, potwormen en regenwormen hadden een nog waarneembaar effect; de bijdrage van de overige groepen was verwaarloosbaar.

Tabel 1.1. Totale N-mineralisatie ($\text{kg ha}^{-1}\text{jaar}^{-1}$) in de bodem en de bijdrage van de bodemfauna bij twee vormen van bedrijfsvoering (GB: gangbaar en GI: geïntegreerd) en op twee diepten.

	Diepte 0-10 cm		Diepte 10-25 cm	
	GB	GI	GB	GI
Microben:				
Bacteriën	31,95	52,96	52,39	51,80
Schimmels	2,93	4,53	4,86	5,02
Protozoën:				
Amoeben	10,05	13,63	12,01	13,66
Flagellaten	0,59	0,82	0,51	0,83
Nematoden:				
Herbivoren	0,06	0,36	0,04	0,21
Bacterivoren	2,25	6,03	4,33	2,08
Fungivoren	0,03	0,05	0,05	0,04
Predatoren	0,67	1,62	0,65	0,92
Microarthropoden:				
Fungivore mijten	0,01	0,004	0,01	0,004
Bacterivore mijten	0,004	0,001	0,05	0,0005
Predatore mijten	0,02	0,01	0,03	0,01
Nematofe mijten	0,02	0,01	0,06	0,004
Predatore collembola	-	0,01	-	0,02
Saprophage collembola	0,08	0,08	0,13	0,10
Oligochaetae:				
Potwormen	0,19	0,45	1,12	0,56
Regenwormen	-	0,29	-	0,16
Totaal gesimuleerd	49	81	76	75
Totaal waargenomen	39	81	59	83

De gesimuleerde totale N-mineralisatie kon worden vergeleken met de door middel van incubatieproeven waargenomen N-mineralisatie (Figuur 1.4). Het blijkt dat de gesimuleerde N-mineralisatie niet veel afwijkt van de waargenomen N-mineralisatie.

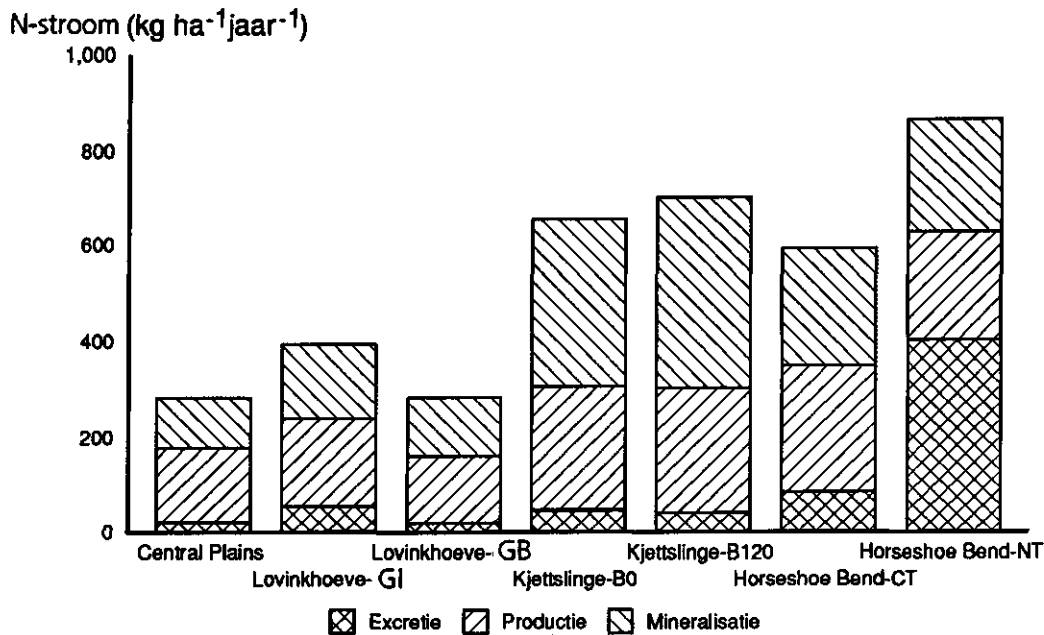
Ook de relatieve verschillen zoals die tussen bedrijfssystemen en diepten werden waargenomen, werden teruggevonden in de gesimuleerde N-mineralisatie.



Figuur 1.4. Vergelijking tussen de gesimuleerde en de waargenomen N-mineralisatie in de geïntegreerde en in de gangbare akker op twee diepten: 0-10 cm en 10-25 cm.

1.3.2 Stikstofstromen in andere bodemecosystemen

De totale N-stroom (organisch en mineraal) door het bodemvoedselweb voor de verschillende bodemecosystemen staat grafisch weergegeven in Figuur 1.5. Aangegeven is de mate waarin deze N-flux zich verdeelt over biomassa productie, excretie en mineralisatie volgens het schema in Figuur 1.3. De totale N-fluxen in de akkers van Horseshoe Bend en Kjettslinge zijn beduidend hoger dan die in de prairie van Central Plains en de Lovinkhoeve-akkers. De hoge N-flux in de Kjettslinge-akkers wordt veroorzaakt door de relatief hoge biomassa aan bodemschimmels: voor de onbemeste variant (B0) circa 1500 kg C ha⁻¹ en voor de bemeste variant (B120) circa 2300 kg C ha⁻¹.

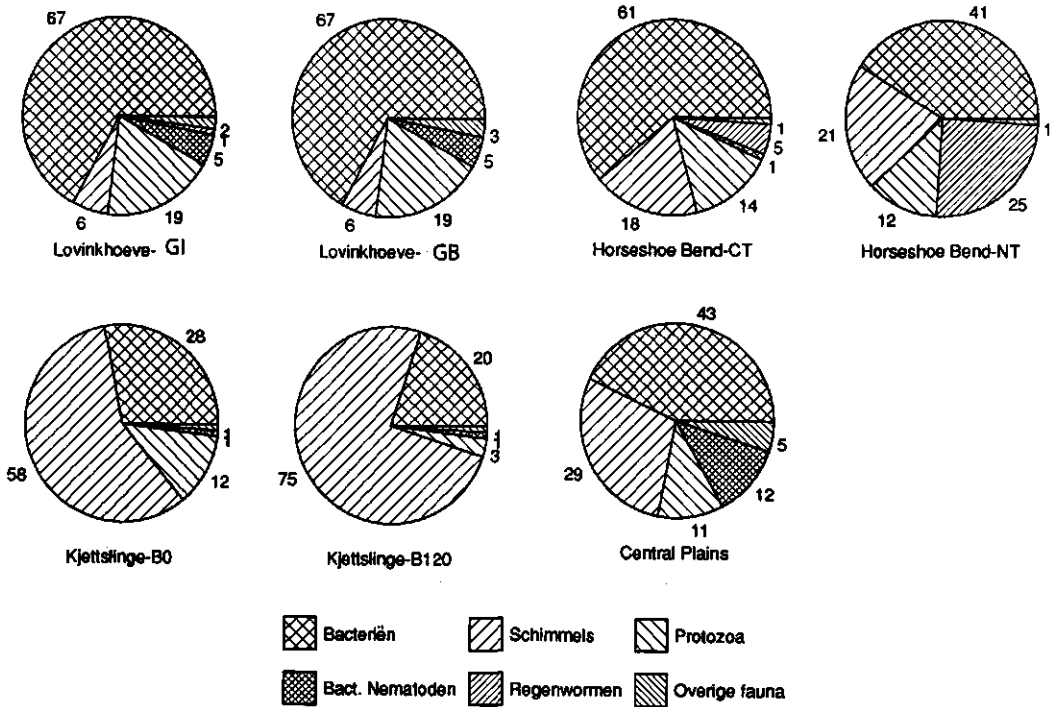


Figuur 1.5. De totale N-stroom door het bodemvoedselweb, en de verdeling over mineralisatie, excretie en biomassa-productie. Vergelijking tussen verschillende bodemecosystemen: (a) Lovinkhoeve (0-25 cm), GI: geïntegreerd, GB: gangbaar; (b) Central Plains (0-25 cm); (c) Kjettslinge (0-25 cm), B0: zonder kunstmest, B120: met kunstmest; (d) Horseshoe Bend (0-15 cm), CT: met grondbewerking, NT: zonder grondbewerking (NT).

Tevens valt op dat het model voor de Horseshoe Bend-akker zonder grondbewerking (NT) een relatief hoge totale N-flux voorspelt in vergelijking met de akker met grondbewerking (CT), maar dat deze hoge N-flux in belangrijke mate toegeschreven kan worden aan de excretie van organisch gebonden N, die dus weliswaar door het bodemvoedselweb wordt opgenomen, maar die tevens weer in organische vorm wordt teruggegeven aan de omgeving. Deze hoge excretie wordt veroorzaakt door de hoge aantallen regenwormen in de akkers zonder grondbewerking, die in staat zijn met hoge snelheid C en N te consumeren, maar het overgrote deel daarvan doorgaans weer uitscheiden in organische vorm. Het wordt wel verondersteld dat deze excrementen gemakkelijk afbreekbaar substraat vormen voor microben (Satchell, 1967), maar dit proces is niet als zodanig opgenomen in het huidige model.

Bij vergelijking van de bijdrage van de verschillende groepen bodemorganismen aan de N-mineralisatie vallen grote verschillen op (Figuur 1.6). Bacteriën domineren de N-mineralisatie in de prairie en beide Lovinkhoeve-akkers, terwijl op de Kjettslinge-akkers schimmels de belangrijkste bijdrage leveren aan de N-mineralisatie. Ook de verschillen tussen de twee Kjettslinge-akkers zijn groot: de bijdrage van schimmels is op B0 circa 60 % en op B120 75 % en de bijdrage van de protozoën op B0 12 % en op B120 3 %. De verschillen tussen de twee bedrijfssystemen op de Horseshoe Bend-locatie springen nog meer in het oog: bij gangbare grondbewerking

werking nemen de bacteriën en schimmels respectievelijk circa 60 % en 20 % voor hun rekening, terwijl op het bedrijfssysteem zonder grondbewerking de bijdragen liggen op 40 % en 20 %. Dit effect van grondbewerking ondersteunt de hypothese van Hendrix et al. (1987) dat minimaliseren van grondbewerking schimmelactiviteit bevordert.



Figuur 1.6. De relatieve bijdrage (%) van verschillende groepen bodemorganismen aan de N-mineralisatie. Vergelijking tussen verschillende bodemecosystemen: Lovinkhoeve geïntegreerd (GI) en gangbaar (GB); Horseshoe Bend met grondbewerking (CT) en zonder grondbewerking (NT); Kjettslinge zonder kunstmest (B0) en met kunstmest (B120) en Central Plains.

1.4 Discussie

In vergelijking tot de modellen die op basis van organische stof-dynamiek de N-mineralisatie berekenen, bevat het huidige model een gedetailleerde beschrijving van de bodembiota, maar geen beschrijving van de hoeveelheid organische inputs. Binnen de microbiële biomassa wordt onderscheid gemaakt tussen schimmels en bacteriën; tevens zijn andere groepen bodemorganismen (de fauna) in het model opgenomen.

De analyse van de Lovinkhoeve-akkers wijst erop dat deze benadering kan leiden tot een gesimuleerde N-mineralisatie die zeer sterk overeenkomt met de waarge-

nomen N-mineralisatie. De waargenomen verschillen in N-mineralisatie tussen akkers en diepten kwamen overeen met de modeluitkomsten. De gevonden verschillen zijn plausibel en kunnen worden gerelateerd aan de verschillen tussen de twee bedrijfssystemen. De relatief hoge N-mineralisatie in de geïntegreerde akker kan het gevolg zijn van het hogere organische stofgehalte: gangbaar 2,1 % en geïntegreerd 2,7 %. De relatief hoge N-mineralisatie in de laag 0-10 cm vergeleken met de laag 10-25 cm op de geïntegreerde akker houdt waarschijnlijk verband met de ondiepe, niet-kerende grondbewerking, waardoor de gewasresten in de bovenlaag blijven. De afwezigheid van zo'n verschil op gangbaar houdt waarschijnlijk verband met de gelijkmatiger verdeling van gewasresten in de bovenste 25 cm door ploegen. De overeenkomst tussen waarnemingen en modeluitkomsten zijn verkregen zonder dat gebruik werd gemaakt van parameteroptimalisatie. De modeluitkomsten waren echter wel gevoelig voor sommige parameters waarvan de waarden weliswaar een empirische basis hebben, maar die desalniettemin zeer onzeker zijn, zoals bijvoorbeeld het C/N-gehalte van de microbiële populaties en het C/N-gehalte van hun substraat.

De analyse van de gegevens van de Lovinkhoeve-akkers laat tevens zien dat alleen biomassa-bepalingen ontoereikend zijn om de N-mineralisatie te voorspellen: de biomassa tussen de onderlaag en bovenlaag verhield zich als 1:1,25 (Brussaard et al., 1990), terwijl bij de N-mineralisatie (waargenomen en gesimuleerd) deze verhouding ongeveer lag op 1:1,6. Het belang van simulatie van stofstromen op basis van voedselweb-interacties bleek ook uit de analyse van de Horseshoe Bend-akkers. De huidige analyse ondersteunt de hypothese dat afwezigheid van grondbewerking schimmelactiviteit bevordert, terwijl de oorspronkelijke analyse geen duidelijke bevestiging van deze hypothese liet zien (Hendrix et al., 1987). In de oorspronkelijke analyse werden de bijdragen van de verschillende groepen van organismen afzonderlijk geschat op basis van biomassa en energie-conversie-efficiënties en werden de interacties tussen de groepen van organismen buiten beschouwing gelaten.

De resultaten laten tevens zien dat de bijdrage van de verschillende groepen bodemorganismen aan de N-mineralisatie per ecosysteem sterk kan variëren. Alhoewel de microben in ieder onderzocht systeem het overgrote deel van de N-mineralisatie voor hun rekening nemen, laat de vergelijking van de microbiële populaties onderling grote verschillen zien tussen de bijdragen van schimmels en bacteriën. De bijdrage van de fauna was weliswaar niet in kwantitatieve zin van grote betekenis, maar leidde in de analyse van de Lovinkhoeve-akkers wel tot de karakteristieke verschillen tussen akkers en diepten zoals die werden waargenomen. Indien de fauna niet in het model zou zijn opgenomen, dan had het patroon van gesimuleerde N-mineralisatie meer gelijkenis vertoond met het patroon van de microbiële biomassa dan met het patroon van de waargenomen N-mineralisatie. Weliswaar vertoont de bijdrage van de microben min of meer hetzelfde patroon als de totale N-mineralisatie, maar de bijdrage van de microben is deels afhankelijk van het effect van de fauna op de microbiële activiteit. De sterftesnelheid van de bacteriën bestond namelijk voor meer dan de helft uit sterfte als gevolg van predatie door microbivoren, welke door de microben werd gecompenseerd door extra groei. Hierbij moet worden opgemerkt dat het voedselwebmodel op grond van de dichtheden van de organismen op hogere trofische niveaus terugrekent hoe groot de

microbiële produktie moet zijn geweest en doet dus geen uitspraak over onderliggende mechanismen, bijvoorbeeld in hoeverre de aanwezigheid van bacteriënen de groei van de bacteriënen bevordert of afremt.

De huidige resultaten ondersteunen het belang van een adequate beschrijving van de bodembiota in modellen die N-mineralisatie simuleren. De vraag is echter wel of vanuit een kosten/baten-perspectief de benadering op basis van voedselweb-interacties is aan te bevelen. Gezien de vele groepen van bodemorganismen die nauwelijks een rol spelen ligt een gedetailleerde modellering van het (complete) voedselweb niet voor de hand, vooral vanwege het arbeidsintensieve karakter van de bepaling van de vele noodzakelijke data. Het probleem bij de benadering vanuit de organische stof-dynamiek is echter dat het moeilijk is het concept van functionele componenten te relateren aan empirisch materiaal. Een alternatief is het concept van de fractionering van organische stof en biomassa in fysisch beschermde en fysisch onbeschermde fracties, zoals gehanteerd in de modellen van Verberne et al. (1990) en Van Veen en Kuikman (1990), te relateren aan voedselwebinteracties. In die benadering wordt de fractie beschermde microbiële biomassa bepaald door de fysische eigenschappen van de bodem. De mate waarin de activiteit van de beschermde populaties verschilt van die van de ombeschermde populaties kan dan worden gerelateerd aan de begrazingsdruk. Vervolgens kan op basis van empirische gegevens de daaruit voortvloeiende microbiële groeiactiviteit en N-mineralisatie berekend worden.

Dankwoord

Met dank aan Els Verberne voor het ter beschikking stellen van Figuur 1.1.b en Jaap Bloem, Lucas Bouwman, Lijbert Brussaard, Wim Didden, Jan Hassink, Joke Marinissen en Kor Zwart voor het ter beschikking stellen van de gegevens.

1.5 Literatuur

- Andrén, O., T. Lindberg, U. Boström, M. Clarholm, A.-C. Hansson, G. Johansson, J. Lagerlöf, K. Paustian, J. Persson, R. Petterson, J. Schnürer, B. Sohlenius & M. Wivstad (1990).
In: O. Andrén, T. Lindberg, K. Paustian and T. Rosswall (Eds.), *Organic carbon and nitrogen flows. Ecology of arable land - organisms, carbon, and nitrogen-cycling. Ecological Bulletins* 40: 85-125.
- Brussaard L., J.A. van Veen, M. Kooistra & G. Lebbink (1988).
The Dutch Programme on soil ecology of arable farming systems. I. objectives, approach and preliminary results. In: H. Eijsackers & A. Quispel (Eds.), *Ecological implications of contemporary agriculture, Proceedings of the fourth European Ecology Symposium, 8-12 September 1986 at Wageningen. Ecological Bulletins* 39: 35-40.
- Brussaard L., L.A. Bouwman, M. Geurs, J. Hassink & K.B. Zwart (1990).
Biomass, composition and temporal dynamics of soil organisms of a silt loam soil under conventional and integrated management. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 38: 283-302.
- Coleman, D.C., R.V. Anderson, C.V. Cole, E.T. Elliott, L. Woods & M.K. Campion (1978).
Trophic interactions in soils as they affect energy and nutrient dynamics. IV. Flows of metabolic and biomass carbon. *Microbial Ecology* 4: 373-380.
- Coleman, D.C., C.P.P. Reid & C.V. Cole (1983).
Biological strategies of nutrient cycling in soil ecosystems. *Advances in Ecological Research* 13: 1-55.

- Hendrix, P.F., D.A. Crossley Jr, D.C. Coleman, R.W. Parmelee & M.H. Beare (1987).
Carbon dynamics in soil microbes and fauna in conventional and no-tillage agroecosystems. *INTECOL Bulletin* 15: 59-63.
- Hunt, H.W., D.C. Coleman, E.R. Ingham, R.E. Ingham, E.T. Elliott, J.C. Moore, S.L. Rose, C.P.P. Reid & C.R. Morley, (1987).
The detrital food web in a shortgrass prairie. *Biology and Fertility of Soils* 3: 57-68.
- Kooistra M.J., G. Lebbink & L. Brussaard (1989).
The Dutch Programme on soil ecology of arable farming systems. 2. Geogenesis, agricultural history, field site characteristics and present farming systems at the Lovinkhoeve experimental farm. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 27: 361-387.
- O'Neill, R.V. (1969).
Indirect estimation of energy fluxes in animal food webs. *Journal of Theoretical Biology* 22: 284- 290.
- Ruiter P.C. de, J.C. Moore, K.B. Zwart, L.A. Bouwman, J. Hassink, J. Bloem, J.A. de Vos, J.C.Y. Marinissen, W.A.M. Didden, G. Lebbink & L. Brussaard.
Simulation of nitrogen mineralization in belowground food webs of two winter wheat fields. *Journal of Applied Ecology* (submitted).
- Satchell J.E. (1967).
Lumbricidae. In: A. Burges and F. Raw (Eds.), *Soil Biology*. Academic Press, London, pp 259-352.
- Veen, J.A. van & P.J. Kuikman (1990).
Soil structural aspects of decomposition of organic matter by microbes. *Biogeochemistry* 11: 213-233.
- Veen, J.A. van, J.N. Ladd & M.J. Frissel (1984).
Modelling C and N turnover through the microbial biomass in soil. *Plant and Soil* 76: 257-274.
- Veen, J.A. van, J.N. Ladd & M. Amato (1985).
The turnover of carbon and nitrogen through the microbial biomass in sandy-loam and a clay soil incubated with $^{14}\text{C}(\text{U})$ -Glucose and $^{15}\text{N}-(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ under different moisture regimes. *Soil Biology and Biochemistry* 17: 747-756.
- Verberne, E.L.J., J. Hassink, P. de Willigen, J.J.R. Groot & J.A. van Veen (1990).
Modelling organic matter dynamics in different soils. *Netherlands Journal of Agriculture Science* 38: 221-238.
- Woods, L.E., C.V. Cole, E.T. Elliott, R.V. Anderson & D.C. Coleman (1982).
Nitrogen transformations in soil as affected by bacterial-microfaunal interactions. *Soil Biology and Biochemistry* 14: 93-98.

2 De stikstofkringloop in een niet bemest graslandoecosysteem; effecten van ingrepen in hydrologie en beheer

E.P.H. Best, M.J.M. Oomes & F. Berendse
DLO-Centrum voor Agrobiologisch Onderzoek (CABO-DLO), Wageningen

Samenvatting

De natuurwaarde van extensieve graslanden kan door ingrepen in de nutriënten-huishouding en hydrologie worden beïnvloed.

De mogelijkheden voor regeneratie van vochtige, natte schraallanden worden onderzocht in een proefterrein dat deel uitmaakt van de Veenkampen, een gebied vroeger rijk aan blauwgraslanden. De effecten van beëindiging van de bemesting, al dan niet in combinatie met aanvullende maai- en plageregimes, en verhoging van de grondwaterstand, op de nutriëntenkringlopen, primaire produktie en soortenrijkdom worden bestudeerd.

Jaarlijkse stikstofbalansen werden opgesteld voor de niet bemeste graslandoecosystemen met lage en hoge grondwaterstand, en vergeleken met die van een aangrenzend, bemest graslandsysteem. Voor het grasland was atmosferische depositie de belangrijkste aanvoerbron van stikstof (N), het afgevoerde maaisel de belangrijkste afvoer. Voor de slootkant en sloot zorgde bronwater vooral voor de aanvoer van N, was het maaisel een belangrijke afvoerpost, maar bij de hoge grondwaterstand vond er vooral afvoer via oppervlaktewater plaats.

De mineralisatie van N werd gemeten in het niet bemeste grasland bij lage en bij hoge grondwaterstand. Bij lage grondwaterstand was deze $201 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ en bij hoge grondwaterstand $158 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$. De mineralisatiesnelheden van N waren op jaarbasis hoger dan de N-hoeveelheden die met het maaisel werden afgevoerd.

De primaire produktie van het grasland was duidelijk lager in het niet bemeste systeem dan in het bemeste systeem: droog $6,6$ en nat $5,6 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ vs. $12 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$. Versneld afvoeren van N door plagen leidde tot lagere produkties (ca. $5 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$). Bij een opbrengstniveau van minder dan $6 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ wordt verhoging van de soortenrijkdom mogelijk. Van de slootkant- en slootvegetatie lagen de opbrengsten 4 jaar na verhoging van de grondwaterstand vrijwel allemaal boven het streef-niveau voor potentiële soortenverrijking van ca. $3 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$, met uitzondering van de slootvegetatie langs het niet bemeste systeem met hoge grondwaterstand.

Het grasland bevatte minder soorten dan de slootkant en sloot (22-29 soorten/500 m^2 vs. 84-99 soorten/5 opnamen van 25 m slootlengte). 26 % van de soorten van de slootkant en sloot kwam ook in het grasland voor. Het aantal soorten in het grasland nam enigszins toe, vooral bij hoge grondwaterstand. 67 % van de soorten die zich in het grasland vestigden kan vanuit de slootkant het grasland hebben bereikt.

2.1 Inleiding

2.1.1 Graslandoecosystemen

Graslandoecosystemen zijn in twee groepen te verdelen, namelijk intensieve en extensieve.

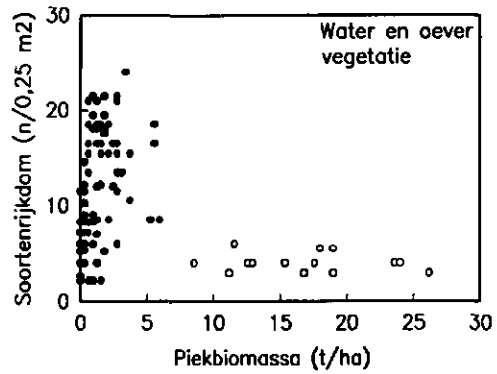
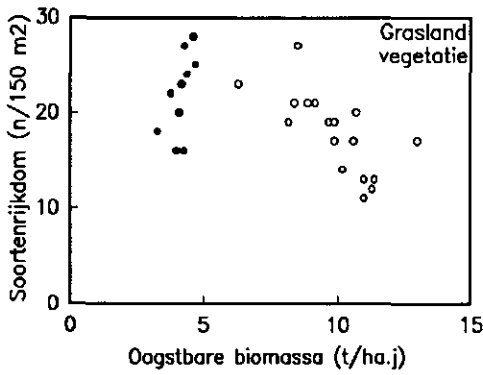
Het beheer van intensieve graslanden is gericht op het economisch optimaliseren van de primaire productie per oppervlakte-eenheid grond en op het optimaliseren van de graskwaliteit ten bate van een zo efficiënt mogelijk gebruik door het vee: het heeft voornamelijk landbouwkundige doelstellingen.

Het beheer van extensieve graslanden is primair gericht op het optimaliseren van de natuurwaarde van het hele oecosysteem: het heeft naast natuurbeschermings- ook landbouwkundige doeleinden. Bij een extensief graslandoecosysteem zijn twee zones te onderscheiden: een zone in het centrum met een graslandvegetatie en een zone aan de rand. Sloten zijn in Nederland vaak afscheidingen tussen graslandpercelen, en vormen daarom een belangrijke bijdrage aan deze randzones. De begroeiing van sloten bestaat uit een slootkantvegetatie op het talud en een slootvegetatie in het water. Met slootkantvegetatie wordt het deel van de talud-begroeiing bedoeld dat onder invloed van het slootpeil staat. De natuurwaarde van een graslandoecosysteem wordt gewoonlijk uitgedrukt in de soortenrijkdom en het aantal zeldzame soorten. Bij de terrestrische componenten van graslandoecosystemen gaat het hierbij vooral om de flora, bij de (semi-) aquatische componenten om de flora en (macro-)fauna. De randzones van graslandoecosystemen leveren een aanzienlijke bijdrage aan de natuurwaarde doordat ze floristisch zeer soortenrijk kunnen zijn.

2.1.2 Natuurontwikkeling

Er bestaat momenteel een grote behoefte aan inzichten in de mogelijkheden tot natuurontwikkeling in verschillende landschappen. Onder natuurontwikkeling wordt in dit geval verstaan: 'een complex van menselijke ingrepen in natuur en landschap en regulering van gebruiksactiviteiten gericht op een gewenste oecologische ontwikkeling'. Natuurontwikkeling kan uitgevoerd worden in gebieden, die een hoofdfunctie natuur krijgen en volledig aan het landbouwkundig gebruik onttrokken worden, maar ook in gebieden, die zowel een natuur- als een landbouwkundige functie krijgen.

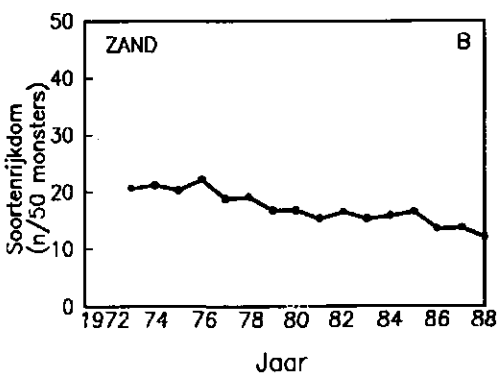
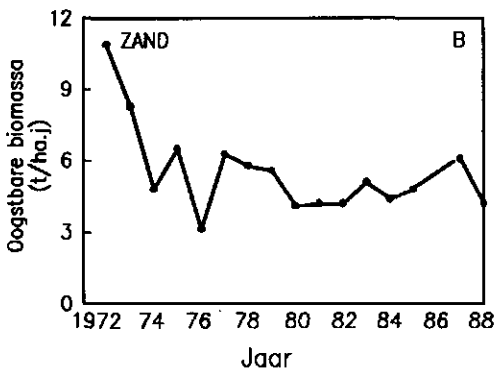
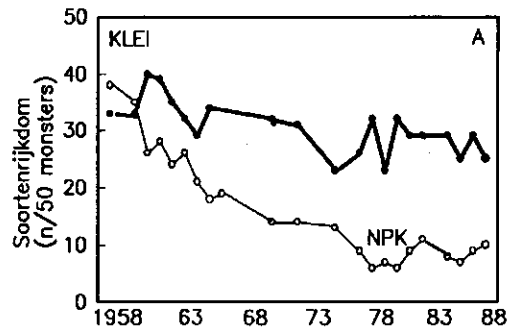
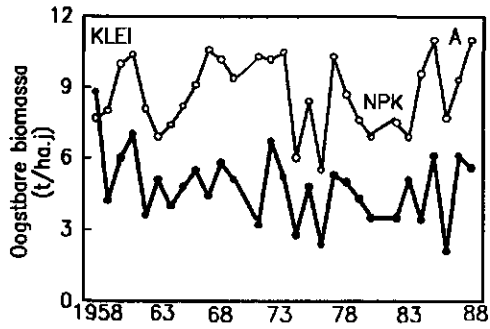
De veenweidegebieden en beekdalen zijn landschappen waarvoor plannen bestaan om delen als kerngebieden in de Ecologische Hoofdstructuur op te nemen, en andere delen voor natuurontwikkeling in aanmerking te laten komen (Natuurbeleidsplan, 1989). De arealen van deze gebieden beslaan tenminste 238 000 ha (veenweiden 238 000 ha, cf. Stiboka, 1965; beekdalen onbekend). De laatste decennia zijn de waardevolle, schrale vochtige graslanden niet alleen sterk in oppervlakte afgenomen, maar ook in natuurwaarde. Deze afname wordt voornamelijk toegeschreven aan intensief landbouwkundig gebruik van de graslanden zelf en van de gebieden in de directe omgeving ervan (ontwatering, bemesting, gebruik van



Figuur 2.1. De relatie tussen maximale biomassa en soortenrijkdom.

Graslandvegetatie: opbrengst bij 2x per jaar maaien; bovengrondse biomassa hoger dan 5 cm boven de bodem (Nederland; Oomes, 1988). Gesloten symbolen, niet bemest; open symbolen, bemest.

Oever- en watervegetatie: piekbiomassa; totale boven- en ondergrondse biomassa, waarvan 50-60 % oogstbaar is bij 1x per jaar maaien (Canada; Wisheu & Keddy, 1989). Gesloten symbolen, oligotroof meer; open symbolen, eutroof lisdodde moeras.



Figuur 2.2.

A. Jaarlijkse opbrengst en soortenrijkdom van een graslandvegetatie op zware klei (De Ossenkampen), die 2x per jaar wordt gemaaid. Gesloten symbolen, niet bemest; open symbolen, jaarlijks bemest met 160 kg N ha⁻¹, 52 kg P ha⁻¹ en 332 kg K ha⁻¹.

B. Jaarlijkse opbrengst en soortenrijkdom van een graslandvegetatie op zandgrond (Born Zuid), die 2x per jaar wordt gemaaid. Monstergrootte, 25 cm² (naar Berendse et al., 1992b).

pesticiden e.d.). Het is de vraag aan welke abiotische en biotische condities een gebied moet voldoen om de ontwikkeling van waardevolle graslandoecosystemen mogelijk te maken, en hoe dergelijke oecosystemen doeltreffend kunnen worden beheerd om de natuurwaarde te behouden c.q. te vergroten.

2.1.3 Primaire produktie, soortenrijkdom en nutriënten-aanbod

De hoogte van de primaire produktie van een oecosysteem bepaalt in sterke mate de soortenrijkdom. Dit houdt in dat naarmate de primaire produktie toeneemt het aantal soorten afneemt. Bij extreem lage produktie neemt het aantal soorten echter weer af, maar dan verschijnen juist een aantal zeldzame soorten die zijn aangepast aan extreme milieuoedities. Om een grote soortenrijkdom mogelijk te maken moet de produktie minimaal tot een bepaald niveau worden teruggebracht (Grime, 1979). Voor graslandvegetatie betekent dit dat de drogestofopbrengst bij 2x per jaar maaien niet hoger dan $6 \text{ t ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ moet zijn (Figuur 2.1; Oomes, 1988). Voor water- en oevervegetatie lopen de meningen hierover uiteen. De drogestofopbrengst zou wat lager moeten liggen voor een vegetatie met overwegend 'echte waterplanten', nl. bij 1x per jaar maaien ca. $3 \text{ t ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ (Figuur 2.1; Wisheu & Keddy, 1989). Voor een oevervegetatie met overwegend emerse soorten zou de drogestofopbrengst in dezelfde orde van grootte als voor graslandvegetatie kunnen liggen (Vermeer & Berendse, 1983; Vermeer & Verhoeven, 1985; Wheeler & Shaw, 1991). Het maximaal te bereiken aantal soorten per vegetatietype of -categorie hangt weer van andere factoren af, o.a. van de omvang van de zaadbank en de mate van isolatie.

De hoogte van de primaire produktie wordt sterk bepaald door het nutriëntenaanbod. Beheer gericht op beperking van het nutriëntenaanbod is derhalve nodig voor een verlaging van de primaire produktie. Beheersrelevante vragen hierbij zijn: i) Welke nutriënten worden wanneer beperkend?, en ii) Hoe snel neemt de beschikbaarheid van de verschillende nutriënten af?

De hoogte van de primaire produktie en de soortenrijkdom werden langdurig gevolgd in een grasland op zware klei. Met bemesting bleef de primaire produktie op een niveau van $6-10 \text{ t drogestof ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$, maar het aantal soorten nam sterk af (Figuur 2.2A). Zonder bemesting nam de primaire produktie al vrij snel af en bleef vervolgens schommelen rond een waarde van $4-6,5 \text{ t ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$. Het aantal soorten nam echter veel langzamer af dan met bemesting. Naar aanleiding van deze resultaten rees de vraag of het mogelijk is om voorheen bemest produktiegrasland om te vormen tot soortenrijk hooiland door de bemesting te beëindigen en vervolgens te verschralen door de gevormde plantenmassa versneld af te voeren. Om deze vraag te beantwoorden werd een experiment uitgevoerd in een grasland op zandgrond (Figuur 2.2B). Hier trad een afname in opbrengst tot de gewenste $6 \text{ t ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ binnen 6 jaar op. Het aantal soorten in de niet bemeste graslanden nam echter ook in de tijd af, in tegenstelling tot de verwachting.

2.1.4 Beheersvragen

Stikstof is één van de nutriënten die het produktieniveau van de graslandvegetatie bepalen (Berendse et al., 1992b). Voor de slootkant- en slootvegetatie is dit niet bekend. Niet duidelijk is welk beheer snel een afname van de nutriëntenbeschikbaarheid kan bewerkstelligen, waarbij tegelijkertijd gunstige abiotische condities worden gecreëerd voor de vestiging van bijzondere soorten.

De verwachting is dat de antwoorden op deze vragen liggen in de sfeer van uitwendig beheer (hydrologie) en inwendig beheer (graslandgebruik), beide tot uiting komend in een afname van de nutriëntenbeschikbaarheid (minder nutriëntentoevoer, meer -afvoer, minder mineralisatie).

2.2 De Veenkampen

De mogelijkheid voor regeneratie van vochtige, schrale graslanden wordt onderzocht in een proefterrein dat deel uitmaakt van de Veenkampen, een gebied waar blauwgraslanden oorspronkelijk veelvuldig voorkwamen maar sinds de vijftiger jaren grotendeels zijn verdwenen. Dit gebied kan als representatief voor 34 % van het veenweidegebied beschouwd worden.

De Veenkampen ligt in het zuidelijk deel van de Gelderse Vallei tussen Rhenen en Wageningen (51° 54' N; 5° 38' O). De bodem bestaat uit een 1,20 m dikke laag koopveen op een zandige ondergrond. Het gebied heeft 3 watervoerende pakketten. Het bovenste pakket is 20-30 m dik en is door een slecht doordringbare leemlaag van de ondergrond afgesloten.

Tabel 2.1. Hydrologie en beheer van graslandoecosystemen in het Veenkampengebied (mv, maaiveld; gecomp., gecompartmenteerd; W, winter; Z, zomer).

Object	Hydrologie				Beheer		
	Isolatie		Streef-grondwaterstand (cm-mv)		Bemesten	Maaien afvoeren	Plaggen
	Open	Gecomp.	W	Z			
Cultuur grasland	+		30	80	+		
Verschralend grasland	+		30	80	-	+/-	+/-
		+	0	30	-	+/-	+/-

Er werd een proefgebied ingericht om de effecten van verlaagde nutriëntentoevoer, verschillende intensiteiten van afvoer en verhoogde grondwaterstand op graslandoecosystemen te onderzoeken (Tabel 2.1). De nutriëntentoevoer werd verlaagd door de bemesting in 1977 te beëindigen, de graslandvegetatie 1-2x per jaar te maaien en het maaisel af te voeren, en de bovenste bodemlaag af te plaggen. De slootkant- en slootvegetatie werd 1x per jaar gemaaid en afgevoerd, een gangbare maatregel om de primaire functie van sloten, het afvoeren van water, in stand te houden. De grondwaterstand werd vervolgens in 1985 verhoogd in een deel van

het proefgebied door nutriënt-arm, kalkrijk grondwater aan een hydrologisch geïsoleerd gebiedsdeel toe te voeren. Dit compartiment grensde aan een niet bemest systeem met lage (gangbare) grondwaterstand, en een bemest systeem met lage grondwaterstand.

2.3 De stikstofhuishouding van de Veenkampen

2.3.1 Stikstofbalansen

Er werden N-balansen opgesteld voor de niet bemeste graslandecosystemen met lage en hoge grondwaterstand. Deze werden vergeleken met die van het aangrenzende bemeste systeem (Tabel 2.2).

In het niet bemeste systeem was sprake van een negatieve N-balans voor het grasland. De grootste afvoerpost was het afgevoerde maaisel. De verschraling was sterker bij een lage dan bij een hoge grondwaterstand, omdat de drogestofproductie in het eerste geval hoger was en er dus meer plantenmassa afgevoerd werd. De denitrificatie was aanzienlijk, maar lag in beide gevallen in dezelfde orde van grootte. Van het toegevoerde bronwater leek vooral het effect op het vochtgehalte in de bodem van belang. Volgens de berekening ging er door wegzijging weinig N verloren. Deze post zou onderschat kunnen zijn, omdat er i) geen precieze seizoensgebonden wegzijgingsgetallen voorhanden waren (er werd met een jaargemiddelde gerekend), en ii) de nitraatconcentratie in het bodemvocht in de bovenste bodemlaag van 10 cm werd gebruikt. In het bemeste systeem was sprake van een positieve N-balans voor het grasland. Hoewel de drogestofproductie hier hoger was dan in de niet bemeste delen, en er dus netto meer N afgevoerd werd, was de N-aanvoer veel hoger door de bemesting. Denitrificatie werd nog niet gemeten, maar verwacht kan worden dat deze hoger is dan in de niet bemeste graslanden, vanwege de relatief hoge nitraatgehaltes in de bodem na bemesting.

De slootkanten en sloten van het niet bemeste systeem met hoge grondwaterstand hadden een licht positieve N-balans, vooral door de N-aanvoer met bronwater. De grote hoeveelheid met bronwater aangevoerde N werd grotendeels (circa 80 %) weer met het oppervlaktewater afgevoerd. Een deel van dit water, met de daarin meegevoerde N, ging de bodem van het perceel in via drains of verliet het systeem via wegzijging. In het bemeste systeem hadden de slootkanten en sloten een licht negatieve N-balans. Denitrificatie werd nog niet over een periode van een jaar gemeten. Verwacht kan worden dat deze in de slootkanten relatief hoog is (t.o.v. de in het niet bemeste grasland gemeten denitrificatie) daar hier een frekwente afwisseling tussen zuurstofrijke en -arme zones optreedt door begroeiing met emerse planten en wisselend waterpeil. In de slootbodems kan de denitrificatie relatief hoog zijn op begroeide plaatsen, waar zuurstof vanuit de wortels de bodem in kan lekken, en laag op niet begroeide plaatsen door continue anaerobie. Dun begroeide slootbodems, zoals van het niet bemeste systeem met hoge grondwaterstand, bevatten geen of zeer weinig nitraat en zullen dus nauwelijks denitrificatie hebben.

Tabel 2.2. Stikstofbalansen ($\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$) van bemeste en niet bemeste graslandecosystemen in het Veenkampen gebied. Per systeem worden de delen met de graslandvegetatie en de slootkant- en slootvegetatie onderscheiden.

Balanspost	Bemest		Niet bemest		
	Lage grondwaterstand		Lage grondwaterstand	Hoge grondwaterstand	
	Grasland	Slootkant en sloot		Grasland	Grasland
Aanvoer					
Atmosferische depositie ¹	60	60	60	60	60
N-fixatie ²	<1		<1	<1	
Bemesting ³	218	22	0	0	0
Bronwater ⁴	0	0	0	0	286
Opp. water	0	0	0	0	0
Afvoer					
Oogst vegetatie	ca. 271 ⁵	72 ⁶	167 ⁷	136 ⁷	<78 ⁶
Denitrificatie	? ⁸	? ⁸	18 ⁷	16 ⁷	? ⁸
Wegzijging ⁹	0	0	0	3	3
Opp. water ¹⁰	0	18	0	0	228
Balans	+7	-8	-125	-95	+37

1. Som van N in doorval en directe opname door graslandvegetatie gemeten in het niet bemeste, droge systeem (Van Dam, 1990).
2. Geschat uit de bijdrage van vlinderbloemigen aan de graslandvegetatie en hun karakteristieke N-fixatie ($40 \text{ kg N}\cdot\text{t}^{-1}$ drogestof; Van der Meer & Baan Hofman, 1989).
3. Registratie bemesting door de beheerder (1990; Van Westeneng, pers. meded.). Tien procent van de bemesting komt meestal op de slootkanten terecht (Melman, 1991).
4. Aanvoer bronwater (Van der Schaaf, ongepubl.) en N-gehalte gemeten (Best, ongepubl.): $140,6 \text{ kg N}\cdot\text{gebied}^{-1}$ met oppervlak $0,49 \text{ ha}$ (1991).
5. Verwachte oogst geschat door de beheerder (Van Westeneng, pers. meded.). N-gehalte plantenmateriaal gemeten (1991; Best, ongepubl.).
6. Oogstbare biomassa gemeten (1991; Best, ongepubl.).
7. Oogstbare biomassa gemeten, evenals denitrificatie (1989; Berendse et al., 1992a).
8. Denitrificatie van slootkant- en slootbodems onbekend.
9. Wegzijging per jaar in gebieden met hoge grondwaterstand berekend uit jaargemiddelde wegzijging afgeleid uit balansberekeningen 3 perioden 1986-'87 door Van Hateren (1988); met lage grondwaterstand verwaarloosbaar beschouwd. Jaargemiddelde nitraat-concentratie bodemvocht gemeten (1989).
10. Oppervlaktewaterafvoer gebied met lage grondwaterstand restpost waterbalans; afvoer bij hoge grondwaterstand gemeten (Van der Schaaf, ongepubl.), evenals N-gehalte water (1991). Bemest, lage grondwaterstand: $10 \text{ kg N}\cdot\text{gebied}^{-1}$ met oppervlak $0,49 \text{ ha}$. Niet bemest, hoge grondwaterstand: $52,5 \text{ kg N}\cdot\text{gebied}^{-1}$ met oppervlak $0,23 \text{ ha}$.

In termen van N-aanvoer was atmosferische depositie de belangrijkste bron voor het grasland (Tabel 2.2). Voor de slootkant en sloot was bronwater de belangrijkste N-bron op jaarbasis. Tijdens regenperioden werd neerslag echter de belangrijkste aanvoerbron niet alleen voor water, maar ook voor N. Regenwater bevat gewoonlijk meer N dan diep grondwater (2-3 x zoveel; Verhoeven et al., 1988). Het verloop van de mengverhouding tussen de verschillende watertypen in de tijd is dus van belang in dit geval (Tabel 2.2, Tabel 2.3).

Tabel 2.3. Waterbalansen (m^3 /gebied.j) van deels bemeste en niet bemeste graslandoecosystemen in het Veenkampen gebied.

Balanspost	Bemest/niet bemest	Niet bemest
	Lage grondwaterstand	Hoge grondwaterstand
Aanvoer		
Neerslag ¹	27 412	29 951
Bronwater ²	0	121 044
Opp. water ³	0	0
Afvoer		
Verdamping ⁴	19 494	21 300
Wegzijing ⁵	0	85 409
Opp. water ⁶	7 918	44 286

1. Neerslag gemeten in Wageningen (1991, LUW-Vakgr. Natuur- en Weerkunde). Oppervlaktengebieden: half bemest/niet bemest 5,3 ha; niet bemest 5,8 ha.
2. Aanvoer bronwater gemeten (1991, Van der Schaaf, ongepubl.).
3. Aanvoer oppervlaktewater bij lage grondwaterstand op jaarbasis verwaarloosbaar. Aanvoer bij hoge grondwaterstand verhinderd door compartimentering.
4. Verdamping per oppervlakte-eenheid gebied met lage grondwaterstand vergelijkbaar aan die met hoge grondwaterstand gesteld, aannemend dat de grondwaterstand niet lager dan 80 cm -mv komt. Voor gebied met hoge grondwaterstand restpost.
5. Wegzijing per jaar bij lage grondwaterstand verwaarloosbaar beschouwd. Bij hoge grondwaterstand berekend uit jaargemiddelde wegzijing van 4 mm/etm, zoals afgeleid uit balansberekeningen 3 periodes 1986-'87, Van Hateren (1988).
6. Oppervlaktewaterafvoer gebied met lage grondwaterstand restpost waterbalans; afvoer bij hoge grondwaterstand gemeten (1991; Van der Schaaf, ongepubl.).

In termen van N-afvoer was afvoer van het maaisel in alle gevallen de belangrijkste post voor het grasland. Voor de slootkant en sloot was afvoer van het maaisel wel belangrijk, maar bij hoge grondwaterstand overheerste afvoer met oppervlaktewater.

2.3.2 Stikstofmineralisatie

Stikstof kan in de bodem gemobiliseerd en geïmmobiliseerd worden. Bij overheersing van mobilisatie komt minerale N voor de vegetatie vrij (mineralisatie). Bij overheersing van immobilisatie wordt N in humus ingebouwd en is weinig N voor de

vegetatie beschikbaar. Bij deze processen is de N-huishouding nauw verweven met de koolstofhuishouding. In Tabel 2.4 zijn enkele bodemkarakteristieken gegeven.

Tabel 2.4. Bodemkarakteristieken van bemeste en niet bemeste graslandecosystemen in het Veenkampen gebied. Per systeem worden grasland, slootkant en sloot onderscheiden. Metingen 1991 (Best, ongepubl.). W, winter; Z, zomer.

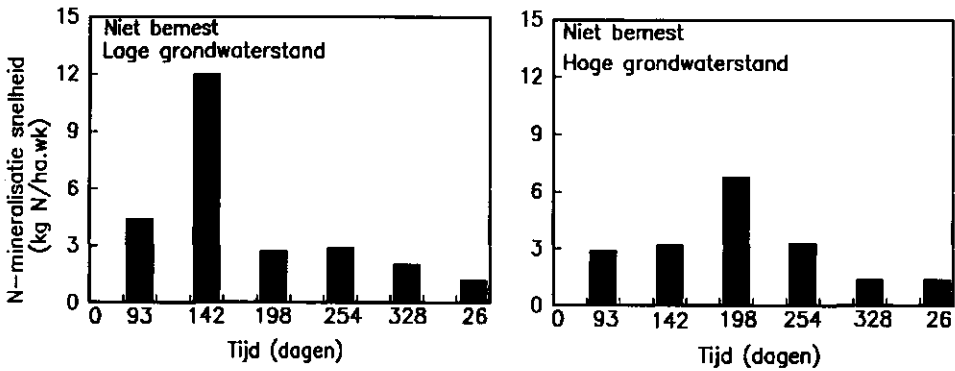
Bodemgesteldheid		Bemest			Niet bemest		
		Lage grondwaterstand			Hoge grondwaterstand		
		Grasland	Slootkant	Sloot	Grasland	Slootkant	Sloot
Vochtgeh.	W	48,4	76,3	84,3	59,3	70,7	83,3
(< % vers gewicht)	Z	40,1	77,0	81,3	56,0	68,5	84,7
pH(water)	W	5,5	6,2	7,0	5,5	5,8	6,2
	Z	5,5	6,6	7,1	5,8	5,8	6,4
C:N verhouding	Z	11,2	14,6	14,9	13,2	14,2	15,8

De C:N verhouding voor de graslandbodems was karakteristiek voor klei (Verberne et al., 1990). De bodem van het niet bemeste systeem was wat rijker aan organische stof dan van het bemeste. De slootkant- en slootbodems hadden een hogere C:N verhouding, omdat ze grotendeels uit veen bestonden. In alle gevallen was de C:N verhouding van de bodem (bovenste 15 cm) < 25, een waarde waarboven gewoonlijk N-immobilisatie optreedt.

De pH's van niet bemest en bemest grasland waren vergelijkbaar. De pH's van slootkant en sloot van het niet bemeste systeem met hoge grondwaterstand waren lager dan van het bemeste systeem met lage grondwaterstand, wijzend op verzuring in eerstgenoemd systeem. Dit is mogelijk een gevolg van de N-opname door de emerse vegetatie. Deze planten nemen overwegend NH_4^+ uit de bodem op en scheiden daarbij OH^- -ionen uit.

De mineralisatie van N werd gemeten in het niet bemeste grasland bij lage en bij hoge grondwaterstand (Figuur 2.3; Berendse et al., 1992a). Bij lage grondwaterstand was deze $201 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ en bij hoge grondwaterstand $158 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$. Ook het patroon in de tijd verschilde: bij lage grondwaterstand trad het maximum vroeger in het jaar op dan bij hoge grondwaterstand. De hierbij gevormde ammonium-N werd grotendeels genitrificeerd (60-76 %). De N-mineralisatiesnelheden waren op jaarbasis hoger dan de N-hoeveelheden die met het maaisel afgevoerd werden, en zouden de N-behoefte van de vegetatie kunnen dekken als ze op dezelfde tijdstippen beschikbaar zouden zijn wanneer de vegetatie er behoefte aan heeft. Dit laatste moet echter nog nagegaan worden.

De mineralisatie van N in de zone met slootkant- en slootvegetatie is in onderzoek. Mineralisatiesnelheden van N in bodems van veenmoerassen zijn gewoonlijk aanzienlijk lager dan in graslandbodems, in de orde van $20\text{-}40 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ (Nederland; Verhoeven et al., 1990).



Figuur 2.3. Mineralisatiesnelheden van N in de bodem van graslandecosystemen in het Veenkampen gebied, bestaande uit A) een niet bemest perceel met lage grondwaterstand, en B) een niet bemest perceel met hoge grondwaterstand. Metingen maart 1989-maart 1990. Incubatieperiode 12 weken in de winter en 6-9 weken gedurende de rest van het jaar. Netto-mineralisatiesnelheden: 201 kg N.ha⁻¹.j⁻¹ bij lage grondwaterstand, 158 kg N.ha⁻¹.j⁻¹ bij hoge grondwaterstand (Berendse et al., 1992a).

Deze hoeveelheden kunnen de N-behoefte van de emerse vegetatie, die N uit de bodem opneemt, waarschijnlijk niet dekken (Tabel 2.2) en beperking van de productie van deze planten door N is daarom aannemelijk. 'Echte waterplanten' kunnen N niet alleen uit de bodem maar ook uit het oppervlaktewater opnemen. Gezien de aanzienlijke N-aanvoer met het bronwater is het niet waarschijnlijk dat de groei van deze planten N-beperkt is.

2.4 De betekenis van de stikstofhuishouding voor de vegetatie

2.4.1 Primaire productie en groeibeperking door stikstof

De primaire productie werd vanaf 1986 jaarlijks gemeten. Veertien jaar na stopzetten van de bemesting en 2-3 jaar na verhoging van de grondwaterstand, was bij een beheer van 2x per jaar maaien en afvoeren de drogestofopbrengst in het niet bemeste systeem afgenomen tot 6,6 t.ha⁻¹.j⁻¹. De afname in opbrengst was sterker bij hoge dan bij lage grondwaterstand (5,6 vs. 6,6 t.ha⁻¹.j⁻¹; Tabel 2.5). Versnelde afvoer van nutriënten door middel van eenmalig afplaggen van de bovenste bodemlaag van 5 cm, gevolgd door een maai-beheer van 2x per jaar maaien en afvoeren, veroorzaakte een sterkere afname in opbrengst. Het verschil in opbrengst met de veldjes die niet waren afgeplagd bleek echter na een aantal jaren te verdwijnen. De opbrengst was veel lager dan die van het bemeste systeem met lage grondwaterstand.

Uit bemestingsexperimenten in de 2x per jaar gemaaide graslandvegetatie bleek dat bij hoge grondwaterstand vooral K de productie bepaalt, terwijl dit bij lage grondwaterstand vooral N is (Figuur 2.4). De nutriëntengehalten van de vegetatie

waren weliswaar hoger bij bemesting, maar resulteerden niet in een hogere produktie (Oomes, ongepubl.).

Tabel 2.5. Jaarlijkse produktie van oogstbare biomassa ($t \text{ drogestof} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$) van bemeste en niet bemeste graslandecosystemen in het Veenkampen gebied. Per graslandstelsel worden de graslandvegetatie en de slootkant- en slootvegetatie onderscheiden.

Beheer vegetatie:

MA : maaien 2x per jaar , afvoeren maaisel; vanaf 1985

GR : grazen

M : maaien 1x per jaar , afvoeren maaisel; vanaf 1985

MM : maaien 2x per jaar , mulchen en maaisel ter plaatse laten liggen; vanaf 1985;

P;MA : bovenste 5 cm bodemlaag afplaggen (1985); vervolgens 2x per jaar maaien en afvoeren

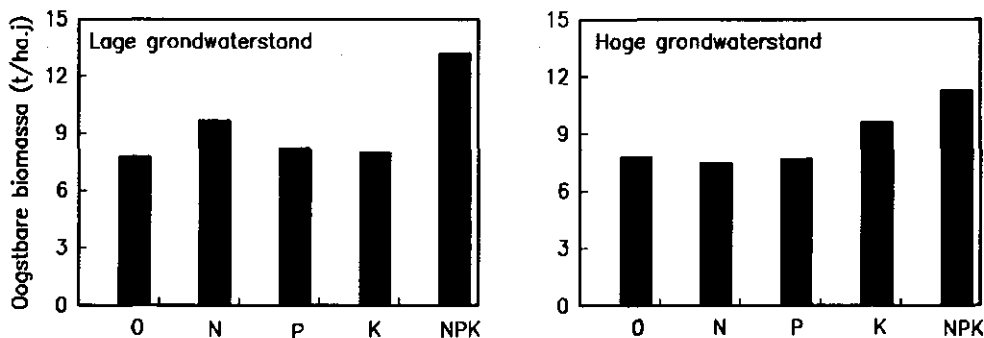
Vegetatietype	Bemest		Niet bemest						
	Lage grondwaterstand		Lage grondwaterstand			Hoge grondwaterstand			
	MA;GR	M	MM	MA	P;MA	MM	MA	P;MA	M
Grasland ¹	ca. 12		10,5	6,6	4,1	9,5	5,6	5,7	
Slootkant ²		5,0							6,3
en sloot		4,8							<3,0

1. Oogst bemest systeem geschat door de beheerder (1990; Van Westeneng, pers. meded.). Oogst niet bemest systeem gemeten (1990; Berendse et al., 1992b).

2. Oogstbare biomassa gemeten (1991; Best, ongepubl.).

Voor de slootkant- en slootvegetatie was het beeld anders. Vier jaar na verhoging van de grondwaterstand lagen de opbrengsten vrijwel allemaal boven het streefniveau voor potentiële soortenverrijking van $ca. 3 t \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$, met uitzondering van de slootvegetatie langs het niet bemeste systeem met hoge grondwaterstand (Tabel 2.5). Deze slootvegetatie vertoonde een verloop in soortensamenstelling, en daarom ook in produktie. De produktie was laag dichtbij de inlaatpunten van het bronwater en nam toe tot $3 t \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ op plaatsen in hetzelfde compartiment waar de invloed van de kwaliteit van het bronwater klein was.

De wat lagere opbrengst van de slootvegetatie in het bemeste systeem kan het gevolg zijn van groeibeperking door N gezien de lage N-gehalten van het plantenmateriaal ($<1,4\%$ van asvrij drooggewicht). Groeibeperking door andere elementen zoals K kan echter niet worden uitgesloten voor de slootkant-vegetatie van het niet bemeste systeem met hoge grondwaterstand (K-gehalte plantenmateriaal $<0,8\%$ van asvrij drooggewicht).



Figuur 2.4. De effecten van bemesting op de opbrengst van graslandecosystemen met lage en hoge grondwaterstand in het Veenkampen gebied. Metingen 1988 (Oomes, ongepubl.). Bemesting: 0, geen; N, P en K resp. 250 kg N.ha⁻¹; 70 kg P.ha⁻¹; 200 kg K.ha⁻¹ (verdeeld over 5 giften).

2.4.2 Soortenrijkdom

De soortenrijkdom werd op verschillende tijdstippen gemeten. De graslandvegetatie bevatte minder soorten dan de slootkant- en slootvegetatie (22-29 soorten/500 m² vs. 84-99 soorten/5 opnamen van 25 m slootlengte). 26 % van de soorten van de slootkant en sloot kwam ook in het grasland voor.

Het aantal soorten in het niet bemeste grasland was 3 jaar na verhoging van de grondwaterstand hoger dan in het bemeste systeem. In het niet bemeste grasland werd geen duidelijke invloed van de grondwaterstand op het totale aantal soorten gevonden, maar wel op de soortensamenstelling.

Bij de hoge grondwaterstand waren de 25 in 1985 waargenomen soorten uitgebreid met 8 soorten, veelal van vochtige tot natte standplaatsen (o.a. van de biezen-familie) en waren 5 soorten van droge standplaatsen verdwenen. Bij lage grondwaterstand waren de 29 in 1985 waargenomen soorten uitgebreid met 4 en waren 4 soorten verdwenen. 67 % van de soorten die zich in de graslandvegetatie vestigden, kan vanuit de slootkant het grasland hebben bereikt. De overige 33 % moet zich gevestigd hebben vanuit de zaadbank of door dispersie vanuit verderweg gelegen habitats. Typische blauwgraslandsoorten werden uitsluitend op de afgeplagde veldjes bij hoge grondwaterstand aangetroffen. Voorbeelden hiervan zijn de Blonde -, Blauwe -, Zomp - en Bleke zegge (resp. *Carex hostiana*, *C. panicea*, *C. euderi*, *C. pallescens*).

Het aantal soorten van de slootkant- en slootvegetatie was 2 jaar na verhoging van de grondwaterstand ook hoger in het niet bemeste systeem met hoge grondwaterstand dan in het deels bemeste systeem met lage grondwaterstand. Verschil in grondwaterstand, en het daaraan gekoppelde slootpeil, beïnvloedde de verhouding tussen land- en moeras- en waterplantesoorten in geringe mate. Bij een hoog slootpeil bestond 30 % van het aantal soorten uit karakteristieke moeras- en watersoorten, bij een laag slootpeil 24 %. Waterkwaliteit bleek zeer belangrijk voor de soortensamenstelling: de door bronwater gedomineerde vegetatie was typerend voor P-oligotrofe tot -mesotrofe systemen, met kranswieren en vooral smalbladige fontein-

kruiden als karakteristieke 'echte' waterplanten. De door regenwater gedomineerde vegetatie was veel armer aan waterplanten en typerend voor P-eutrofe systemen, met emerse soorten en vertegenwoordigers van de eendekroos-familie als overheersende groepen.

2.5 Conclusies

De natuurwaarde van extensieve graslanden kan door ingrepen in de nutriëntenhuishouding en hydrologie worden gestuurd.

Beëindiging van de bemesting, en maaien en afvoeren van het maaisel kan tot een afname in primaire produktie leiden tot een niveau, waarbij een groot aantal soorten mogelijk is. Dit niveau ligt waarschijnlijk hoger voor een graslandvegetatie of een slootkantvegetatie dan voor een slootvegetatie (6 vs. ca. 3 t oogstbare drogestof.ha⁻¹.j⁻¹). De periode waarin deze afname tot stand komt hangt sterk samen met het bodemtype en kan bekort worden door versneld nutriënten af te voeren, bijv. door het afplaggen van de bovenste bodemlaag.

Een verhoging van de grondwaterstand kan leiden tot afname in primaire produktie, o.a. via beïnvloeding van de mineralisatiesnelheid van N en de hoeveelheid organische stof in de bodem. Voor het grasland is vooral de hoogte van de grondwaterstand, voor de slootkant- en slootvegetatie slootpeil, waterkwaliteit en verblijftijd van het water van belang. Groeibeperking van de vegetatie door N, kalium en mogelijk fosfor kan belangrijk zijn of dat op termijn worden.

Het bereiken van een bepaald kritisch produktieniveau biedt geen garanties voor een toename van het aantal soorten. Soortenverrijking is afhankelijk van de aanwezigheid van de zaadbank en van nieuwe soorten in de nabijheid van het beschouwde systeem en mogelijkheden voor dispersie en vestiging. Binnen eenzelfde graslandoecosysteem kan de slootkant- en slootvegetatie een belangrijke bron voor soortenverrijking van de graslandvegetatie zijn. De sloten zelf kunnen belangrijke verbindingszones tussen verschillende graslandoecosystemen vormen.

2.6 Literatuur

Berendse, F., M.J.M. Oomes, H.J. Altena & W. de Visser, 1992a.

A comparative study of nitrogen flows in two similar grassland ecosystems affected by different groundwater levels. *Biogeochem.*, in druk.

Berendse, F., M.J.M. Oomes, H.J. Altena & W.Th. Elberse, 1992b.

Experiments on the restoration of species-rich meadows in The Netherlands. *Biol. Conserv.*, in druk.

Grime, J.P., 1979.

Plant strategies and vegetation processes. J. Wiley & Sons, Chichester, 182-190.

Melman, T.C.P., 1991.

Slootkanten in het veenweidegebied. Mogelijkheden voor behoud en ontwikkeling van natuur in agrarisch grasland. Proefschrift, Rijksuniversiteit Leiden, 251-257.

Natuurbeleidsplan, 1989.

Beleidsvoornemen. Ministerie van Landbouw en Visserij, Den Haag, 179 p.

- Oomes, M.J.M., 1988.
Effect van verschralend beheer op produktie en soortenrijkdom van grasland. *Landbouwkundig Tijdschrift* 100, 19-23.
- Stiboka, 1965.
De bodem van Nederland. Laagveengronden.
- Van Dam, D., 1990.
Atmospheric deposition and nutrient cycling in chalk grassland. Proefschrift, Rijksuniversiteit Utrecht.
- Van der Meer, H.G. & T. Baan Hofman, 1989.
Contribution of legumes to yield and nitrogen economy of leys on a biodynamic farm. In: P. Plancquaert & R. Hagggar (Eds). *Legumes in farming systems*. ECSC, EEC, EAEC, 25-36.
- Van Hateren, K.J., 1988.
Een waterbalansstudie en modeltoetsing voor het proefterrein de 'Veenkampen'. Studenten Verslag Vakgr. *Cultuurtechniek*, Landbouwuniversiteit Wageningen. 29 p.
- Verberne, E.L.J., J. Hassink, P. de Willigen, J.J.R. Groot & J.A. van Veen, 1990.
Modelling organic matter dynamics in different soils. *Netherlands Journal Agricultural Sciences* 38, 221-238.
- Verhoeven, J.T.A., W. Koerselman & B. Beltman, 1988.
The vegetation of fens in relation to their hydrology and nutrient dynamics: a case study. In: J.J. Symoens (Ed.). *Vegetation of inland waters*. Kluwer Academic Publ., Dordrecht, printed in The Netherlands, 249- 282.
- Verhoeven, J.T.A., E. Maltby & M.B. Schmitz, 1990.
Nitrogen and phosphorus mineralization in fens and bogs. *Journal of Ecology* 78, 713-726.
- Vermeer, H. & F. Berendse, 1983.
The relationship between nutrient availability, shoot biomass and species richness in grassland and wetland communities. *Vegetatio* 53, 121-126.
- Vermeer, H. & J.T.A. Verhoeven, 1985.
Species composition and shoot biomass production of plant communities of mesotrophic fen systems in relation to their nutrient dynamics. Proefschrift, Universiteit Utrecht.
- Wheeler, B.D. & S.C. Shaw, 1991.
Above-ground crop mass and species richness of the principal types of herbaceous rich-fen vegetation of lowland England and Wales. *Journal of Ecology* 79, 285-301.
- Wisheu, I.C. & P. Keddy, 1989.
Species richness-standing crop relationships along four lakeshore gradients: constraints on the general model. *Canadian Journal of Botany* 67, 1609-1617.

3. Stikstofbenutting en -verliezen in produktiegrasland

J.J.M.H. Ketelaars & G.W.J. van de Ven

DLO-Centrum voor Agrobiologisch Onderzoek (CABO-DLO), Wageningen

Samenvatting

Slechts een klein gedeelte van de stikstof die jaarlijks in kunstmest en mengvoer in de rundveehouderij wordt aangevoerd, belandt uiteindelijk in melk en vlees. Het merendeel gaat verloren waarbij stikstofverliezen uit de bodem veruit de belangrijkste verliespost vormen. De vraag is of het huidige niveau van dierlijke productie per hectare ook bereikt kan worden met een veel lagere stikstofaanvoer en navolgend geringere verliezen. Voor de praktijk houdt dit in dat met een veel geringere beschikbaarheid van minerale stikstof in de bodem een hogere netto-graslandopbrengst gerealiseerd moet worden. Maatregelen om dit doel te bereiken worden besproken. Modelberekeningen laten zien dat op basis van proefvelduitkomsten een flinke verbetering van de stikstofbenutting mogelijk moet zijn. Handhaving van het huidige produktieniveau staat echter op gespannen voet met het voldoen aan normen met betrekking tot nitraatuitspoeling en ammoniakemissie.

3.1 Inleiding

Gerekend naar eenheid van produkt is het verbruik van stikstof in de rundveehouderij over de afgelopen veertig jaar steeds verder gestegen. Was in 1950 nog slechts 2,2 kg N uit kunstmest en krachtvoer nodig voor de productie van 1 kg N in melk en vlees, in 1960 bedroeg dit al 3,6 kg en in 1985 maar liefst 6,4 kg N (Tabel 3.1).

Voegen we bij de aanvoer van stikstof in kunstmest en mengvoer nog de stikstofafkomstig uit depositie, dan wordt het stikstofverbruik voor 1950 en 1985 resp. 3 en 7 kg per kg N in melk en vlees. Deze ontwikkeling lijkt het beeld te bevestigen van een sector die alleen ten koste van een grote verspilling van stikstof een stijging van de produktieomvang heeft kunnen bereiken.

Dat de totale verliezen aan stikstof uit de rundveehouderij fors gestegen zullen zijn, is uit Tabel 3.1 wel aannemelijk. Wat moeilijker te beoordelen is of ook de verliezen per kg N in melk en vlees zo sterk toegenomen zijn als de ontwikkeling van het stikstofverbruik suggereert. Complete metingen van alle verliesposten voor de periode 1950-1985 ontbreken. Hantering van het verschil tussen stikstofaanvoer enerzijds en stikstofafvoer in dierlijk produkt anderzijds als maat voor het totale verlies kan mis-

leidend zijn, omdat dit geen rekening houdt met veranderingen in de stikstofopslag in de bodem. Tenslotte is in Tabel 3.1 ook geen rekening gehouden met de atmosferische stikstof die door biologische binding wordt aangevoerd. Ook wanneer we al deze aspecten in beschouwing nemen, lijkt echter een stijging van de verliezen aan stikstof per kg stikstof afgevoerd in nuttig produkt aannemelijk.

Tabel 3.1. Veranderingen in de aan- en afvoer van stikstof en in het stikstofverbruik in de Nederlandse rundveehouderij tussen 1950 en 1985 (van der Meer, ongepubliceerde gegevens).

Jaar	N-aanvoer		N-afvoer in melk en vlees (miljoen kg N)	N-verbruik* (kg N/kg N)
	in kunstmest (miljoen kg N)	in mengvoer		
1950	70	8	36	2,2
1960	138	25	45	3,6
1970	277	52	56	5,8
1980	356	117	77	6,1
1985	379	153	83	6,4

* berekend als N-aanvoer/N-afvoer

Is het inherent aan rundvee-productiesystemen dat verspilling van stikstof en produktiestijging hand in hand gaan? Of kunnen we erop rekenen dat we een periode tegemoet gaan waarin met handhaving van de produktie per hectare de verliezen aan stikstof weer zullen afnemen? Om die vragen te kunnen beantwoorden is inzicht nodig in de aard van de verliezen, de plaats waar ze optreden en de beschikbare kennis en middelen om deze verliezen terug te dringen.

3.2 Stikstofverliezen uit de rundveehouderij

Voor het verkrijgen van een globaal inzicht in de stikstofverliezen uit de Nederlandse rundveehouderij vormt de stikstofbalans van deze sector een goed uitgangspunt. Gegevens m.b.t. de stikstofbalans voor het jaar 1985 zijn vermeld in Tabel 3.2. Uit het verschil tussen aan- en afvoer is het stikstofoverschot berekend en dit is vervolgens toegeedeeld aan een aantal posten, t.w. ammoniakvervluchtiging, accumulatie van organische stikstof in de bodem en een restpost. Deze restpost is de som van nitraatuitspoeling, denitrificatie en afspoeling van stikstofverbindingen. Opsplitsing van de restpost heeft voor de totale sector niet zo veel zin aangezien bekend is dat de verdeling tussen met name nitraatuitspoeling en denitrificatie sterk varieert afhankelijk van grondsoort en ontwateringstoestand.

Voor een aantal berekeningen was het nodig een aanname te maken m.b.t. het ruimtebeslag door de Nederlandse rundveehouderij. Verondersteld is dat de sector gebruik maakt van het totale areaal gras- en maïsland, in 1985 1.3 miljoen ha. Deze wijze van benaderen kan betekenen dat de werkelijke aanvoer, accumulatie en verliezen van stikstof op hectare-basis onderschat worden, aangezien op maïsland ook aanvoer van mest uit andere sectoren plaatsvindt.

Tabel 3.2. De stikstofbalans (in miljoenen kg N) van de Nederlandse rundveehouderijsector in het jaar 1985-1986.

N-aanvoer in:	
- kunstmest	379
- mengvoer	153
- depositie	57
	<hr/>
Totale aanvoer:	589
N-afvoer in:	
- melk + vlees	83
N-overschot:	506
N-accumulatie in organische stof in de bodem	65
N-verlies door:	
- ammoniakvervluchtiging	129
- nitraatuitspoeling, denitrificatie en afspoeling	312
	<hr/>
Totaal verlies:	441

De totale ammoniakvervluchtiging is geschat op basis van de stikstofuitscheiding door de rundveestapel, t.w. 497 miljoen kg in 1985 (van der Meer, 1991). Aangenomen is dat hiervan resp. 260 miljoen kg op stal geproduceerd wordt en 237 miljoen kg in de wei. Als emissiefactoren zijn de volgende cijfers gehanteerd: voor stallen en opslagen 15 % van de uitgescheiden stikstof, bij uitrijden van mest 30 % en bij beweiding 10 %. Aangenomen is dat in 1985 nog alle mest oppervlakkig aangevend werd. Dit levert een totale ammoniakvervluchtiging op van 129 miljoen kg N in 1985. Ondanks de vrij conservatieve aannames met betrekking tot emissiefactoren bedraagt de zo geschatte ammoniakvervluchtiging 30 % meer dan onlangs verondersteld in de berekeningen van Wijnands et al. (1991), ervan uitgaande dat de emissie voor 1985 het gemiddelde is geweest van de emissies in 1980 en 1990 (in 1980 109 miljoen kg N en 1990 87 miljoen kg N).

De accumulatie van stikstof in de bodem is gebaseerd op berekeningen van de totale toevoer van organische stikstof en de hoeveelheid die daarvan na een jaar nog als organische stikstof in de grond aanwezig is (Neeteson et al., 1991). Op intensieve melkveebedrijven lijkt een jaarlijkse toevoeging van bijna 200 kg stabiele organische stikstof per ha mogelijk. Uitgaande van een stikstofmineralisatie in de orde van 150 kg/ha per jaar, bedraagt de netto accumulatie van organische stikstof dan 50 kg/ha per jaar. Bedacht moet worden dat ook dit cijfer vrij grote verschillen zal

vertonen tussen grondsoorten waarbij goed ontwaterde veengronden zelfs een netto afname te zien zullen geven.

Ondanks de onzekerheden die kleven aan een aantal cijfers in Tabel 3.2, is met behulp van deze Tabel ruwweg af te leiden waar in het bodem-plant-dier-systeem de grootste verliezen van stikstof plaatsvinden. Zo kunnen we een onderscheid maken tussen verliezen vanaf het oppervlak van stalvloeren en mestopslagen, verliezen vanaf het bodemoppervlak en verliezen vanuit de bodem zelf. Van de totale ammoniakvervluchtiging was in het betreffende jaar naar schatting 70 % afkomstig van het bodemoppervlak en de overige 30 % uit stallen en opslagen. Gaan we ervan uit dat afspoeling van stikstofverbindingen geen grote verliespost is, dan kunnen we de volgende verdeling voor het totale stikstofverlies vaststellen:

- oppervlak van stalvloeren en mestopslagen: 9 %
- bodemoppervlak: 20 %
- bodem: 71 %.

Duidelijk is dat het merendeel van de stikstof vanuit het bodemcompartiment verloren gaat. De processen die hiervoor verantwoordelijk zijn, uitspoeling en denitrificatie, zijn beide afhankelijk van het voorkomen van minerale stikstof in de bodem.

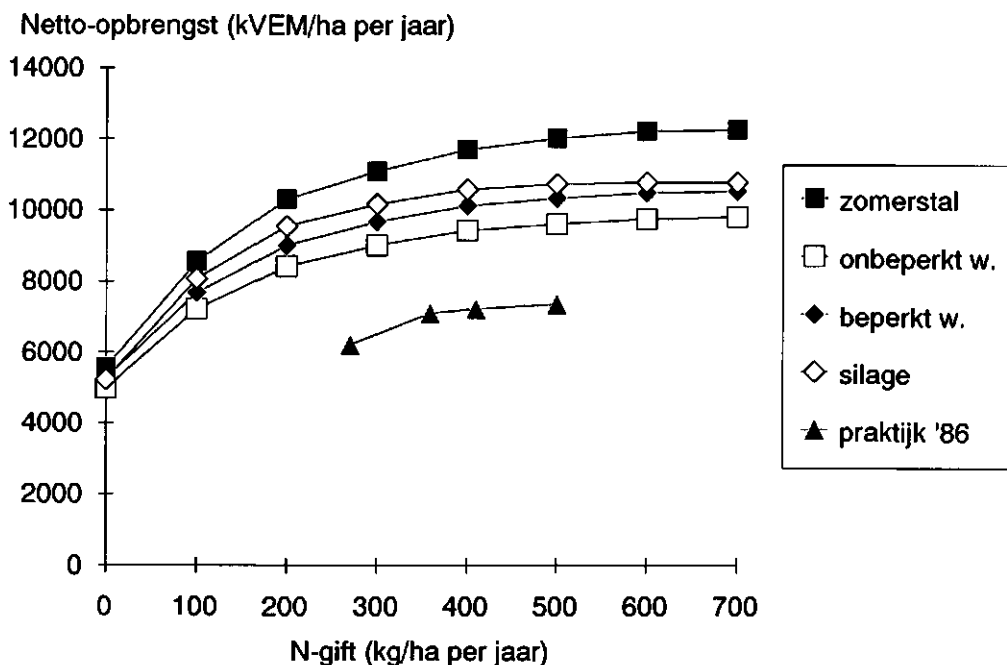
3.3 Maatregelen ter beperking van stikstofverliezen

Tabel 3.2 geeft tevens een goede indicatie van de aard van de maatregelen die genomen moeten worden om de totale stikstofverliezen in de rundveehouderij te verminderen. Noodzakelijke maatregelen zullen, hoe dan ook, moeten resulteren in een drastische vermindering van de toevoer van stikstof naar de bodem. Aangezien maatregelen ter beperking van de ammoniakvervluchtiging de neiging hebben de stikstoftoevoer naar de bodem juist te vergroten, is het des te belangrijker de aanvoer van stikstof uit kunstmest en krachtvoer te reduceren. Als we er naar streven de dierlijke productie per hectare zo goed mogelijk op peil te houden, dan zal dit in het algemeen betekenen dat een hogere netto-graslandopbrengst met een lagere beschikbaarheid van minerale stikstof in de bodem gerealiseerd moet worden. Onder de netto-graslandopbrengst wordt hier verstaan de hoeveelheid drogestof of energie (VEM) die per ha door het vee geconsumeerd wordt. Om dit doel te bereiken dienen we tegelijkertijd de grasproductie en grasbenutting te vergroten en het stikstofaanbod beter aan te passen aan de gewasvraag naar stikstof. Bij dit laatste is het belangrijk onderscheid te maken tussen de afstemming van vraag en aanbod in de tijd en de afstemming van vraag en aanbod in de ruimte.

3.3.1 Verhoging grasproductie en grasbenutting

Er zijn aanwijzingen dat gemiddeld in de praktijk bij eenzelfde stikstofbeschikbaarheid de netto-graslandopbrengst aanzienlijk lager is dan op basis van proefveldresultaten verondersteld wordt. Een illustratie van dit verschil tussen praktijk en proefvelden wordt getoond in Figuur 3.1. Hierin zijn de netto-opbrengsten van grasland, berekend met het model GRASMOD (van de Ven, 1992) vergeleken met de opbrengsten van praktijkbedrijven die door het LEI gevolgd worden (Daatselaar et

al., 1991). De modelberekeningen zijn gebaseerd op proefveldresultaten in combinatie met schattingen van de grasbenutting, d.w.z. de grasopname door het vee als percentage van de middels uitmaaien gemeten bruto-grasopbrengst. De gegevens van praktijkbedrijven betreffen de situatie in het jaar 1986. De netto-graslandopbrengst van praktijkbedrijven is berekend uit de totale voederbehoefte van de veestapel en de aan- en verkopen van voer door het bedrijf.



Figuur 3.1. De netto-opbrengst van grasland als functie van de stikstofgift. Opbrengsten berekend voor verschillende graslandgebruikswijzen met het model GRASMOD (van de Ven, 1992) zijn vergeleken met de berekende gemiddelde opbrengst op praktijkbedrijven in 1986 (gegevens van Daatselaar et al., 1990).

Het verschil tussen praktijk en proefvelden is groot, zoals Figuur 3.1 illustreert. Extreem gesteld komt het er op neer dat het opbrengstniveau van de praktijk op proefvelden met minder dan een kwart van de stikstofgift gerealiseerd zou kunnen worden. Een vergelijking over meerdere jaren moet uitwijzen of het verschil altijd zo groot is.

Nu is de constatering dat praktijkopbrengsten lager zijn dan proefveldopbrengsten geen verrassing. Verontrustend evenwel is de omvang van het verschil en het feit dat weinig inzicht lijkt te bestaan in de precieze oorzaken. Zo is het onduidelijk of de tegenvallende resultaten in de praktijk het gevolg zijn van een veel lagere grasproductie, van een lagere grasbenutting of van een combinatie van beide. Dit maakt het moeilijk gericht adviezen ter verbetering uit te brengen. Meer aandacht voor het geconstateerde verschil is daarom wenselijk. Aangezien het aannemelijk is dat de oorzaken van een tegenvallende graslandopbrengst en stikstofbenutting per

bedrijf verschillen, is het nuttig instrumenten te ontwikkelen om voor individuele bedrijven een diagnose te kunnen stellen en op basis hiervan verbeteringen te kunnen adviseren.

3.3.2 Aanpassing stikstofaanbod in de tijd

Het voorkomen van een overdosering van grasland met stikstof is ongetwijfeld een belangrijke maatregel om de stikstofverliezen te beperken en de stikstofbenutting te verbeteren. Overdosering is echter een rekbaar begrip. Zoals Figuur 3.1 laat zien, bevindt de stikstofbemesting zich momenteel in een traject waarin nog steeds geprofiteerd wordt van meeropbrengsten maar waarbij de toename van de verliezen groot is. Wanneer bij een stijging van de stikstofgift van 300 naar 400 kg/ha per jaar de output van stikstof in dierlijk produkt slechts met enkele kilogrammen stijgt, laat zich gemakkelijk raden dat op dit niveau van bemesting het merendeel van de extra gegeven stikstof verloren zal gaan. Een betere afstemming van de stikstofgift op de stikstofbehoefte van het gewas vereist dus het formuleren van criteria voor de mate van overdosering die toelaatbaar geacht wordt. Op deze vraag zullen we hier verder niet ingaan.

Onafhankelijk van het antwoord is het nuttig na te denken over de wijze waarop een betere afstemming in de praktijk het best bereikt kan worden. Verfijning van het huidige bemestingsadvies lijkt in dit opzicht een logische stap in de goede richting gezien het globale karakter van het huidige advies.

Onlangs verscheen in dit verband een rapport van Ruitenbergh et al. (1991) waarin de optimale stikstofbemesting voor gemaaid grasland op verschillende grondsoorten berekend is. Hiertoe is door de auteurs een groot aantal gegevens uit bemestingsproeven en modelberekeningen gecombineerd. Het resultaat is een gedifferentieerd beeld van de optimale stikstofgift voor alle graslandgronden in ons land. Zoals de auteurs terecht concluderen zijn verschillen in optimale stikstofgift tussen grondsoorten groot. Tussen de extremen, een goed ontwaterde veengrond en een humusarme zandgrond, kan het verschil in optimale stikstofgift meer dan 300 kg/ha per jaar bedragen. De eerlijkheid gebiedt te zeggen dat met de uitzonderingspositie van veengronden overigens ook in het bestaande advies al rekening wordt gehouden. Voor het grootste areaal grasland is de variatie in berekende optimale gift veel minder groot. Bij een marginale drogestofopbrengst van 10 kg per kg N varieert de berekende optimale stikstofgift voor ca. 80 % van het areaal tussen ruwweg 300 en 450 kg N/ha per jaar (Tabel 3.3).

Berekende optimale stikstofgiften kunnen per grondsoort tussen jaren aanzienlijk verschillen. Verschillen in lokale weersomstandigheden in een bepaald jaar zijn reeds voldoende groot om voor dezelfde grondsoort een verschil in optimale stikstofgift van 50 % te bewerkstelligen.

Verwacht mag worden dat onder invloed van verschillen in weersomstandigheden tussen jaren de optimale stikstofgift een nog grotere variatie zal vertonen. Navraag bij de auteurs bevestigde dit. Tabel 3.4 geeft een overzicht van de berekende optimale stikstofgift voor drie locaties gedurende vier opeenvolgende jaren (Oenema, pers. med.). In Swifterbant bleek de optimale gift in 1985 twee maal zo hoog als in 1982.

Tabel 3.3. Procentuele verdeling van het Nederlands graslandareaal op basis van de berekende optimale stikstofgift voor gemaaid grasland (Ruitenbergh et al., 1991).

Optimale N-gift (kg/ha per jaar)	Areaal (%)
< 200	6
200 - 300	15
300 - 400	56
400 - 455	23

Tabel 3.4. Berekende optimale stikstofgift (in kg/ha per jaar) voor gemaaid grasland op eenzelfde grondsoort rekening houdend met de gemeten weersomstandigheden op drie verschillende proeflocaties gedurende vier opeenvolgende jaren (Oenema, pers. med.).

Jaar	Swifterbant	Wageningen	De Kooy
1982	215	295	360
1983	300	351	300
1984	240	302	275
1985	430	300	450

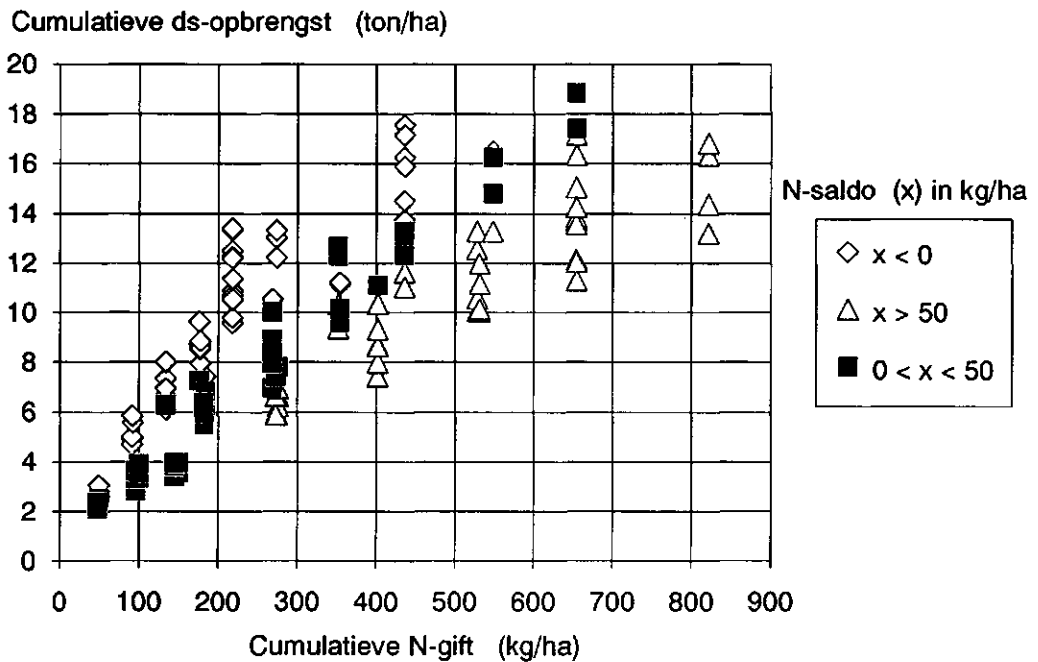
De conclusie moet dan wel zijn dat de verschillen in berekende optimale stikstofgift tussen jaren voor eenzelfde grondsoort groter zijn dan de verschillen tussen de meest voorkomende grondsoorten in Nederland. Mogelijk zijn de verschillen tussen jaren enigszins overschat doordat in de berekeningen de stikstofmineralisatie en stikstofbenutting constant zijn gehouden, d.w.z. onafhankelijk van de weersomstandigheden in een jaar. Niettemin wordt door deze analyse het nut van een vèrgaande differentiatie in stikstofgift naar grondsoort gerelativeerd.

Van groter belang is te benadrukken dat de stikstofbehoefte van grasland van jaar tot jaar en van perceel tot perceel sterk kan variëren en dat bemesting daarop in moet spelen volgens het principe:

- maximaal profiteren van de produktiekansen in groeizame jaren en,
- zoveel mogelijk de risico's van stikstofverliezen in ongunstige jaren ontlopen.

Voor een flexibele aanpassing van stikstofgiften op de actuele gewasbehoefte is het nodig te beschikken over informatie met betrekking tot het effect van voorgaande bemestingen. Voor het vergaren van deze informatie lijkt het oog van de veehouder op dit ogenblik het meest gebruikte instrument. Het belang en de mogelijkheden hiervan dienen niet onderschat te worden. Het zou kunnen zijn dat perfectio-nering van opbrengstschattingen momenteel het beste middel is om stikstofbemes-ting beter te reguleren. Opbrengstmetingen of -schattingen zouden gecombineerd moeten worden met streefwaarden voor de opbrengst bij een bepaalde cumula-tieve stikstofgift. In feite is dit reeds de basis voor huidige bemestingsadviespro-gramma's voor grasland.

Hoe goed de drogestofopbrengst de mate aangeeft waarin gegeven stikstof ge-bruikt is voor gewasgroei illustreren gegevens in Figuur 3.2. Hierin is de cumulatieve drogestofopbrengst uitgezet tegen de cumulatieve stikstofgift van objecten die ver-schilden in grasras en niveau van stikstofbemesting (Baan Hofman, 1988).

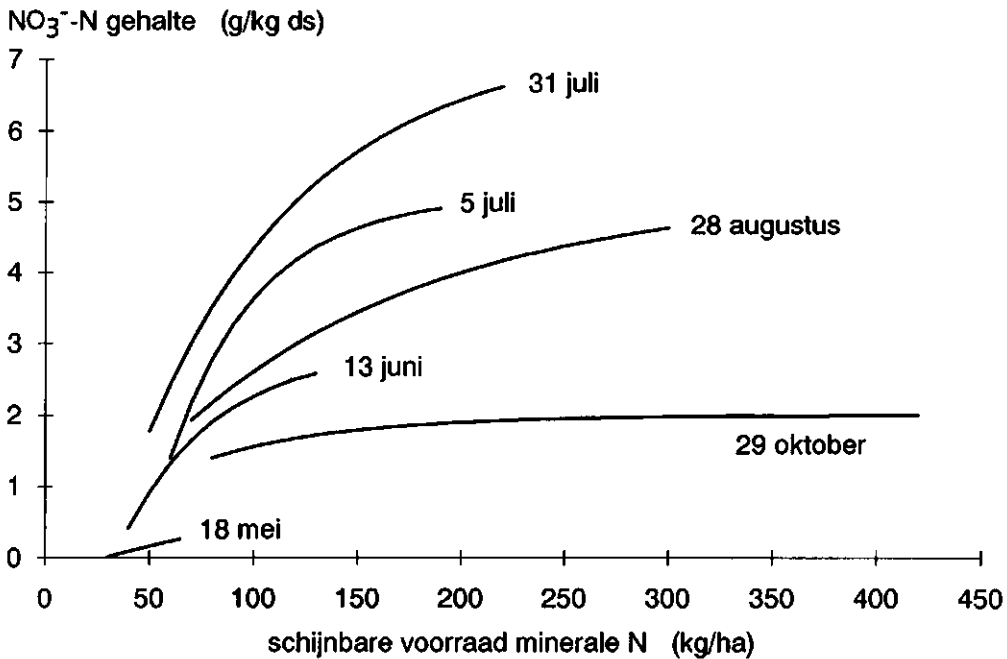


Figuur 3.2. De relatie tussen de cumulatieve stikstofgift en de cumulatieve drogestofopbrengst in een bemestingsproef met vier rassen Engels-raaigras en verschillende stikstofgiften (Baan Hofman, 1988). De gegevens hebben betrekking op waarnemingen gedurende twee opeenvolgende jaren. Het stikstofsaldo is het verschil tussen cumulatief gegeven stikstof en door het gewas opgenomen stikstof.

De cumulatieve waarden zijn berekend voor alle sneden gedurende twee opeenvolgende jaren. Opmerkelijk is dat bij elke cumulatieve stikstofgift de totale drogestofopbrengst een goede indicatie geeft voor het 'stikstofsaldo': het verschil tussen gegeven en opgenomen hoeveelheid stikstof. Zo valt af te lezen dat bij een cumulatieve stikstofgift van 400 kg/ha een drogestofopbrengst van resp. 11 en 14 ton/ha in deze proef een stikstofsaldo van resp. 50 en 0 kg/ha aangaf.

Waarnemingen van gewasopbrengsten zouden ondersteund kunnen worden door metingen van de gewassamenstelling op kritieke momenten in het seizoen. Zo is het voor het voorkomen van ophoping van minerale stikstof in de bodem aan het eind van het seizoen van belang het nut van een laatste gift goed af te wegen. Aangezien een bepaling van de minerale stikstofvoorraad in de bodem op veel praktische bezwaren stuit, is het aantrekkelijk te onderzoeken of de gewassamenstelling een indicatie kan geven van deze voorraad. Het nitraatgehalte van het gewas is hiervoor wellicht bruikbaar. Dit reageert sterk op de nitraatbeschikbaarheid, maar wordt daarnaast ook door andere factoren, waaronder temperatuur en stralingsintensiteit, beïnvloed. Bovendien geeft het alleen een indicatie van de hoeveelheid nitraat die op het moment van meting voor het gewas bereikbaar is. Vandaar dat op eenzelfde perceel tussen sneden grote verschillen bestaan in de relatie tussen nitraatgehalte en hoeveelheid nitraat in de bodem. Figuur 3.3 geeft hiervan

een voorbeeld. Hierin is het nitraatgehalte van het gras uitgezet tegen de schijnbare voorraad minerale stikstof. Deze werd berekend als het verschil tussen gegeven hoeveelheid kunstmeststikstof + gemineraliseerde stikstof enerzijds, en de stikstofopname door het bemeste gewas anderzijds. Voor een schatting van de stikstofmineralisatie werd de stikstofopname van onbemeste veldjes gebruikt. Vermoedelijk is een belangrijk deel van de variatie in niveau van de curves in dit voorbeeld veroorzaakt door verschillen in bodem- en/of luchttemperatuur. Verder onderzoek moet uitwijzen of deze relaties in de praktijk bruikbaar zijn om de stikstofbemesting beter af te stemmen op de gewasbehoefte.



Figuur 3.3. De relatie tussen de schijnbare voorraad minerale stikstof in de bodem en het nitraat-stikstofgehalte van gras bij verschillende oogstdata. Gegevens afkomstig uit een bemestingsproef met vier rassen Engels raaigras en verschillende stikstofgiften (Baan Hofman, ongepubliceerde gegevens).

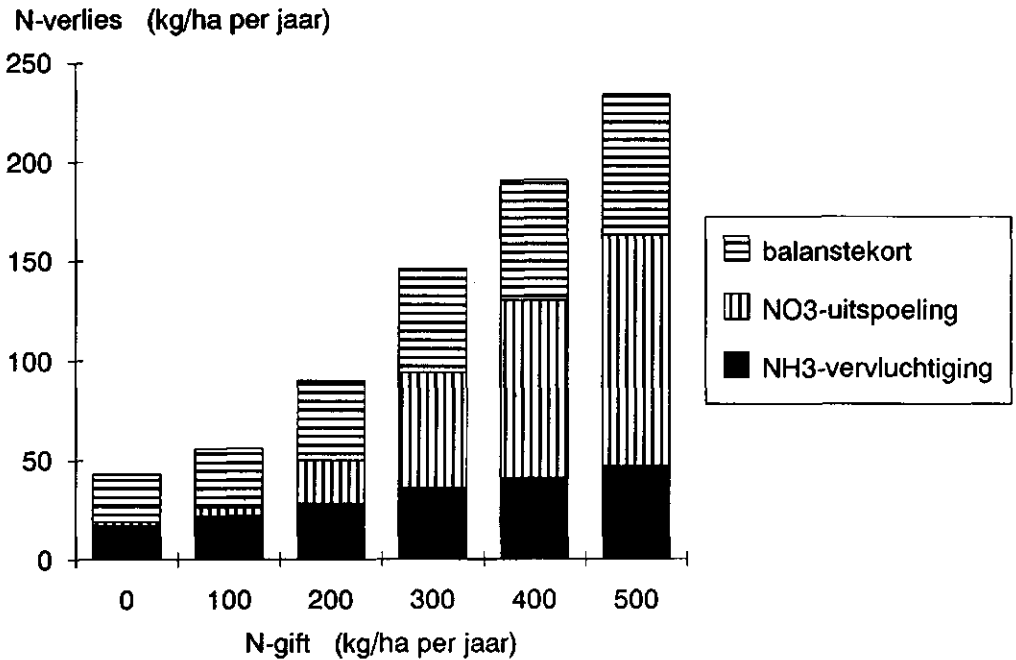
Bovengenoemde hulpmiddelen hebben vooral betekenis voor grasland dat hoofdzakelijk gemaaid wordt. Bij deze gebruikwijze is het mogelijk door verfijning van de stikstofbemesting de totale gift in overeenstemming te brengen met de gemiddelde behoefte op een perceel. Op grasland dat in hoofdzaak beweid wordt is een dergelijke overeenstemming feitelijk onmogelijk: de stikstofbehoefte varieert onder invloed van urinelozingen van plek tot plek zo sterk dat de vaststelling van een gemiddelde behoefte weinig betekenis heeft.

3.3.3 Aanpassing stikstofaanbod in de ruimte

Afgaande op de reclame wordt het beeld van grazende koeien in groene weiden door de gemiddelde Nederlander in het geheel niet geassocieerd met mestproblemen en milieuvervuiling. In werkelijkheid is het juist deze combinatie die een bron van stikstofverliezen vormt. Hoe zeer beweiding bijdraagt aan de verliezen is de afgelopen jaren uit diverse onderzoeken duidelijk geworden. Een voorbeeld van de verliezen op goed ontwaterde zandgrond geven de berekeningen van Van der Meer en Meeuwissen (1989). Zoals blijkt uit Figuur 3.4 gaat bij onbeperkt omweiden en een bemestingsniveau van 400 kg N/ha per jaar bijna 200 kg N/ha per jaar rechtstreeks uit mest- en urineplekken verloren. Grote boosdoener zijn de urineplekken waar de combinatie van kunstmeststikstof en urinstikstof tot een lokale overdosering en grote verliezen aanleiding geeft. Dit is de reden dat in nieuwe voorstellen voor stikstofonderzoek veel aandacht gevraagd wordt voor het lot van stikstof in mest- en urineplekken.

Uit de gegevens van Van der Meer en Meeuwissen blijkt dat grazende melkkoeien bij een hoog bemestingsniveau zeer inefficiënt zijn in termen van stikstofrecycling. Toch hoeft dit niet in alle gevallen zo te zijn, zelfs bij een vrij hoge N-bemesting. Dit blijkt uit de volgende gegevens.

Een belangrijke parameter die naar alle waarschijnlijkheid bepalend is voor het lot van stikstof in urineplekken, is de stikstofbelasting uitgedrukt per oppervlakte-een-

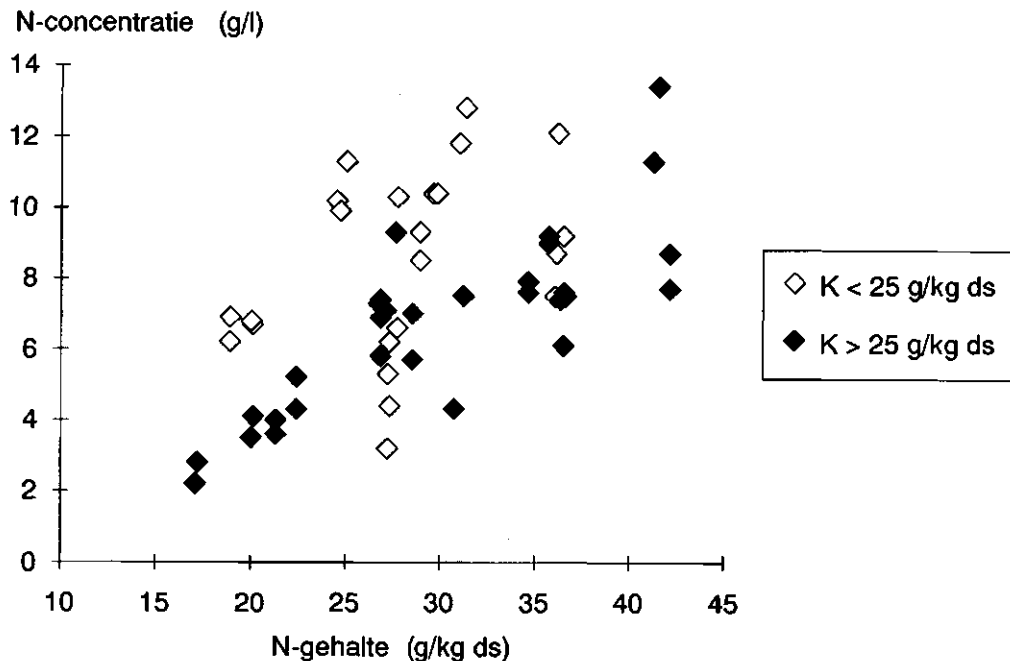


Figuur 3.4. Stikstofverliezen uit mest- en urineplekken op beweid grasland op diep ontwaterde zandgrond (gegevens van Van der Meer en Meeuwissen, 1989). Het balanstekort is vermoedelijk stikstof die door denitrificatie verloren gaat.

heid. Hoe lager deze is, des te groter is de kans dat het gras de stikstof snel en efficiënt op zal nemen. Voor de modelberekeningen gingen Van der Meer en Meeuwissen uit van een stikstofbelasting uit urine alleen variërend van 377 kg/ha in de onbemeste situatie tot bijna 600 kg/ha bij een stikstofgift van 500 kg/ha per jaar. Lagere waarden lijken evenwel mogelijk afhankelijk van de concentratie van stikstof in urine en afhankelijk van de oppervlakte-eigenschappen van de bodem die de infiltratie van urine bepalen.

De stikstofconcentratie in urine vertoont grote verschillen zowel tussen rantsoenen als tussen dieren. Bovendien blijkt er ook nog een grote variatie te bestaan tussen individuele lozingen van hetzelfde dier op hetzelfde rantsoen. Bij weidende melkkoeien is er een duidelijk effect te verwachten van het stikstof- en kaliumgehalte van gras, zoals blijkt uit gegevens van balansproeven (Figuur 3.5). De laagste stikstofconcentraties treden op bij de combinatie van een laag stikstofgehalte en een hoog kaliumgehalte. De opname van kalium en natrium lijkt primair de urineproductie te sturen en daarmee de mate waarin urinestikstof verdund wordt.

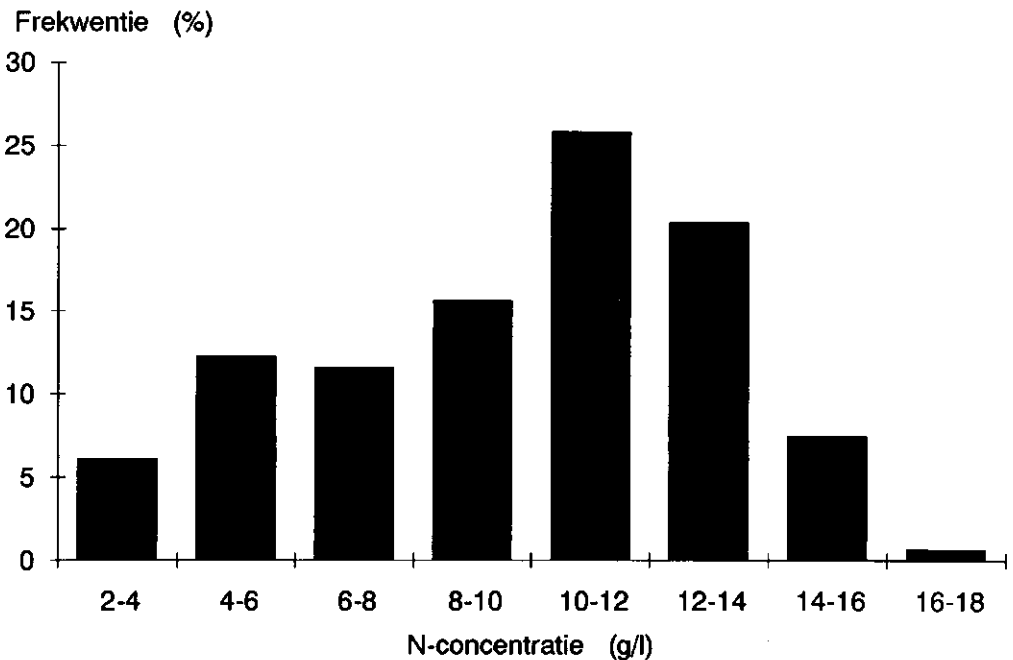
Voor de infiltratie van urine in de bodem zijn eveneens grote verschillen te verwachten. Afgaande op gegevens voor het waterbergend vermogen van de oppervlaktelaag is een variatie denkbaar tussen minimaal 1 mm voor klei- en leemgronden en 5 mm voor grove zandgronden. Combineren we deze gegevens met de verschillen in gemiddelde stikstofconcentratie van urine dan zou de stikstofbelasting uit urine kunnen variëren van 40 tot 600 kg/ha (Tabel 3.5).



Figuur 3.5. De stikstofconcentratie in urine van melkkoeien in relatie tot het stikstof- en kaliumgehalte van vers gras (Kemp en Geurink, ongepubliceerde gegevens). Punten betreffen waarden voor individuele dieren gemiddeld over een periode van 6 tot 10 dagen.

Hoe bij eenzelfde bemestingsregime de stikstofbelasting in urineplekken kan verschillen, valt af te leiden uit gegevens die Groenwold en Keuning (1988) verzamelden. Zij onderzochten de samenstelling van individuele urinelozingen van melkkoeien die graasden op zwaar bemest grasland (1000 kg N/ha per jaar) van Proefboerderij 'De Olde Weije'. Waarnemingen werden verricht op drie tijdstippen gedurende de zomer bij verschillende dieren. Figuur 3.6 geeft een frekwentieverdeling van de stikstofconcentratie in individuele lozingen.

Zoals te zien valt, is de spreiding groot. Hoe groot deze is bij lagere stikstofgiften is niet bekend. Oorzaak van deze verschillen zijn zowel de tussen-diervariatie als de variatie gedurende de dag. Deze laatste houdt vermoedelijk verband met het maaltijdpatroon en de verschillende snelheden waarmee water enerzijds en stikstof anderzijds uitgescheiden worden.



Figuur 3.6. Frekwentieverdeling van de stikstofconcentratie in individuele urinelozingen van weidende melkkoeien op zwaar bemest grasland (gegevens van Groenwold en Keuning, 1988).

Tabel 3.5. De stikstofbelasting, uitgedrukt in kg N per ha, in urineplekken als functie van urine-infiltratie (mm) en stikstofconcentratie van de urine (g/l).

Infiltratie (mm)	N-concentratie (g/l)		
	4	8	12
1	40	80	120
2	80	160	240
3	120	240	360
5	200	400	600

Opgemerkt dient te worden dat verschillen in stikstofbelasting bij eenzelfde totale stikstofuitscheiding natuurlijk ook gepaard gaan met grote verschillen in het deel van het perceel dat door urine bedekt wordt. Nader onderzoek moet duidelijk maken wanneer deze verschillen zich werkelijk voordoen, en wat het effect daarvan is op de herbenutting van stikstof in urineplekken. Belangrijke vraag daarbij is hoe laag de urinebelasting moet zijn om een efficiënte herbenutting mogelijk te maken. Voor het probleem van de lokale overdosering onder invloed van urinestikstof zijn in principe verschillende oplossingen denkbaar. Het eenvoudigste is dieren een groter deel van het jaar of zelfs permanent op stal te houden. Dit is echter uit een oogpunt van dierlijk welzijn niet wenselijk. Bedrijfseconomisch gezien is het evenmin aantrekkelijk. Tenslotte zouden de stikstofverliezen door nitraatuitspoeling weliswaar verminderen maar de emissie van ammoniak zou juist toenemen.

Een andere oplossing is te zorgen voor een betere spreiding van urinestikstof via verdunning van urine. Dit vereist aanpassingen in de voeding of selectie van dieren op een hogere wateropname en daardoor meer verdunde urine. Tussen dieren kan de stikstofconcentratie van de urine met minstens een faktor twee verschillen. Dergelijke verschillen zijn ook geconstateerd tussen paren eeneïgige tweelingen (Kemp en Geurink, ongepubliceerde gegevens).

Tenslotte is het mogelijk de stikstofgift uit kunstmest aan te passen. Een uniforme verlaging voor het perceel is vanzelfsprekend het eenvoudigste, maar zal consequenties hebben voor het opbrengstniveau. Veel moeilijker is het een vorm van ruimtelijk gedifferentieerd bemesten te ontwikkelen waarbij urineplekken overgeslagen worden. Om de technische mogelijkheden en onmogelijkheden op dit punt te kunnen beoordelen is opnieuw meer kennis nodig van eigenschappen van urineplekken: hoe onderscheiden urineplekken zich van niet-bevuilde plekken, hoe persistent zijn verschillende kenmerken en hoe bruikbaar zijn ze voor detectiedoeleinden.

3.4 Perspectieven

In de inleiding stelden we ons de vraag wat de mogelijkheden zijn, met behoud van het produktieniveau per ha, het verbruik van stikstof en de stikstofverliezen in de rundveehouderij te beperken. In het voorgaande zijn daarvoor een aantal maatregelen besproken. Wat het effect hiervan kan zijn in bedrijfsverband tonen berekeningen die met het graslandbeheersmodel GRASMOD werden uitgevoerd. Tabel 3.6 geeft een overzicht van een aantal resultaten.

Vergeleken zijn de stikstofbalansen van melkveebedrijven bij twee bemestingsniveaus en twee extreme graslandgebruikswijzen (zomerstalvoeding en onbeperkt omweiden) volgens theoretische berekeningen, en de stikstofbalans van praktijkbedrijven. Voor deze laatste zijn de cijfers gehanteerd van gespecialiseerde melkveebedrijven op zandgrond gedurende de periode 1983-1986 (Aarts et al., 1988, Biewinga et al., 1987). Gezien het feit dat de grasproducties in GRASMOD gebaseerd zijn op resultaten van proefvelden op zandgrond ligt deze vergelijking het meest voor de hand.

Zoals reeds vermeld zijn de produkties en benutting van gras in GRASMOD gebaseerd op wat haalbaar is onder experimentele omstandigheden. Ze geven dus een bovengrens voor de stikstofbenutting gegeven de huidige teelt- en gebruikswijze. In aanvulling hierop zijn voor de theoretische berekeningen de volgende uitgangspunten gehanteerd:

- het bedrijf is zelfvoorzienend qua ruwvoer en produceert uitsluitend gras;
- de melkproduktie per koe bedraagt 6500 kg per jaar;
- alle op stal geproduceerde drijfmest wordt emissie-arm aangewend;
- de minerale stikstof in drijfmest heeft eenzelfde werking als kunstmeststikstof;
- het bemestingsniveau van resp. 200 en 400 kg N/ha per jaar heeft betrekking op de aanvoer van minerale stikstof uit kunstmest en drijfmest;
- door mineralisatie komt 150 kg N/ha per jaar beschikbaar ongeacht het bemestingsniveau;
- denitrificatie gedurende het groeiseizoen is beperkt tot het balansverlies dat in urineplekken geconstateerd is.

Zoals uit Tabel 3.6 blijkt, komt het produktieniveau van praktijkbedrijven (82 kg stikstof in melk en vlees per ha per jaar) overeen met het gemiddelde dat bij een toevoer van 400 kg minerale stikstof theoretisch verwacht wordt. In werkelijkheid wordt deze produktie op praktijkbedrijven echter met een veel hogere aanvoer van stikstof gerealiseerd. Vooral de voeraankopen blijken in de praktijk voor een belangrijk hogere stikstofaanvoer te zorgen. Dit wijst opnieuw op een veel lagere netto-graslandopbrengst dan op basis van proefvelduitkomsten haalbaar geacht wordt.

De hogere stikstofaanvoer in de praktijk zorgt vanzelfsprekend ook voor een veel hoger stikstofoverschot en een veel ongunstiger stikstofverbruik. Het verbruik van 6,8 kg stikstof per kg stikstof in dierlijk produkt komt goed overeen met het cijfer dat voor de gehele sector berekend werd. In theorie zou het bij een systeem van zomerstalvoeding de helft lager kunnen zijn.

De accumulatie van organische stikstof wordt in het model GRASMOD vrij hoog geschat, mogelijk als gevolg van de aanname dat denitrificatie buiten urineplekken gedurende het groeiseizoen verwaarloosbaar is. De vergelijking van verliezen tussen model en praktijk wordt gecompliceerd door verschillen in aannamen en berekeningswijzen. Zo werd voor de praktijk de ammoniakvervluchtiging een flink stuk hoger geschat dan in de modelberekeningen. Onderlinge vergelijking van modeluitkomsten heeft daarom meer betekenis. Opvallend is de verschuiving in aard en plaats van stikstofverliezen tussen het systeem van zomerstalvoeding en onbeperkt omweiden. Omschakelen op zomerstalvoeding vermindert de nitraatuitspoeling, maar vergroot de ammoniakemissie. Voor beide systemen zijn echter

Tabel 3.6. De stikstofbalans (in kg N/ha per jaar) van melkveebedrijven: een vergelijking van theoretische berekeningen bij twee bemestingsniveaus en twee graslandgebruikswijzen met gegevens van gespecialiseerde melkveebedrijven op zandgrond; z.v.: zomerstalvoeding, o.o.: onbeperkt omweiden.

	400 kg N-min/ha		200 kg N-min/ha		praktijk
	Z.V	O.O	Z.V	O.O	
N-aanvoer in:					
- kunstmest	237	326	129	163	331
- mengvoer	70	49	67	45	181
- depositie	45	45	45	45	45
Totale aanvoer:	352	420	241	253	557
N-afvoer in:					
- melk + vlees	94	74	85	68	82
N-accumulatie in org. stof in de bodem	106	122	47	72	30
N-verlies door:					
- ammoniak vervluchtiging	90	62	82	52	164
- nitraatuitspoeling	56	116	23	34) 281
- denitrificatie	-	40	-	26	
Totaal verlies:	146	218	105	112	445
N-overschot (kg N/ha)	258	346	156	184	475
N-verbruik* (kg N/kg N)	3,7	5,6	2,8	3,7	6,8

* berekend als N-aanvoer/N-afvoer

zowel ammoniakvervluchtiging als nitraatuitspoeling hoger dan voor de toekomst aanvaardbaar wordt geacht. Vermindering van het bemestingsniveau is dus ook uitgaande van de modelberekeningen noodzakelijk.

De effecten van een dergelijke vermindering blijken uit de resultaten voor een bemestingsniveau van 200 kg minerale stikstof per ha per jaar. Zoals te verwachten is heeft dit een nadelig effect op de dierproductie per ha maar het effect is verhoudingsgewijs klein: een halvering van de toevoer van minerale stikstof uit kunstmest en drijfmest heeft een daling van 10 % in output van melk en vlees tot gevolg. Met een dergelijke ingreep daalt de nitraatuitspoeling bij beweiden tot de drinkwater-norm en bij zomerstalvoeding tot beneden deze norm.

De ammoniakvervluchtiging blijft niettemin ook in dit scenario nog hoog. Dit wordt deels veroorzaakt door de aanname dat de vervluchtiging uit stallen een vaste hoeveelheid per dierplaats is en niet beïnvloed wordt door de rantsoensamenstelling. Onderzoek moet uitwijzen of deze aanname terecht is.

Bekijken we tenslotte het stikstofverbruik in de diverse systemen dan blijkt dat ook bij een ingrijpende vermindering van de stikstofaanvoer nog steeds het grootste deel van de aangevoerde stikstof verloren gaat en niet in nuttig produkt belandt.

3.5 Samenvatting en conclusies

De benutting van stikstof in de melkveehouderij is momenteel zo laag dat stikstof eerder beschouwd moet worden als 'brandstof' voor de witte motor dan als onmisbaar ingrediënt voor de produktie van melk en vlees. Verbetering van de stikstofbenutting vereist bovenal dat de totale stikstoftoevoer naar de bodem flink gereduceerd wordt. Handhaving van de dierproduktie per hectare op het huidige niveau staat daarbij op gespannen voet met het voldoen aan normen met betrekking tot nitraatuitspoeling en ammoniakemissie. Mogelijkheden lijken echter aanwezig de produktiedaling beperkt te houden door meer aandacht te schenken aan de oorzaken van een tegenvallende netto-graslandopbrengst in de praktijk. Een bijzonder probleem vormen de hoge stikstofverliezen die het gevolg zijn van beweiding van produktief grasland. Verfijning van het stikstofbemestingsadvies biedt daarvoor geen oplossing, wel halvering van het bestaande advies. Tenslotte lijkt het niet realistisch te verwachten dat melkveebedrijven in hun huidige vorm voor wat betreft de stikstofhuishouding een min of meer gesloten systeem kunnen gaan vormen. De huidige wijze van melk produceren is een niet-gesloten systeem dat zich voor een groot deel 'in de open lucht' afspeelt. Daardoor zijn de risico's van stikstofverliezen uit alle onderdelen van het systeem relatief hoog.

3.6 Literatuur

Aarts, H.F.M., E.E. Biewinga, G. Bruin, B. Edel & H. Korevaar, 1988.

Melkveehouderij en milieu. Een aanpak voor het beperken van mineralenverliezen. CABO-verslag 79, CABO, Wageningen.

Baan Hofman, T., 1988.

Effecten van stikstofgift en maaifrequentie op de drogestofopbrengst van Engels-raagrassen die verschillen in persistentie. CABO-verslag 86, CABO, Wageningen, 27 pp. + 4 bijlagen.

Biewinga E.E., B.H.W. Edel & F. Stouthart, 1987.

Naar een proefbedrijf melkveehouderij en milieu. CLM, Utrecht, 108 pp.

Daatselaar, C.H.G., D.W. de Hoop, H. Prins & B.W. Zaalmink, 1990.

Bedrijfsvergelijkend onderzoek naar de benutting van mineralen op melkveebedrijven. Onderzoekverslag 61, LEI, Den Haag, 89 pp.

Groenwold, J. & J.A. Keuning, 1988.

De relatie tussen de samenstelling van koeie-urine en het optreden van urinebrandplekken in grasland. CABO-verslag 94, CABO, Wageningen, 13 pp. + bijlagen I-X.

Meer, H.G. van der, 1991.

Nutriëntenbalansen in de Nederlandse landbouw. In: H.A.C. Verkerk (Red.), Mest en milieu in 2000. Visie vanuit het landbouwkundig onderzoek. Onderzoek inzake de mest- en ammoniakproblematiek in de veehouderij 13. DLO, Wageningen, 15-24.

Meer, H.G. van der & P.C. Meeuwissen, 1989.

Emissie van stikstof uit landbouwgronden in relatie tot bemesting en bedrijfsvoering. Landschap, 19-32.

Neeteson, J.J., J. Hassink & O. Oenema, 1991.

Mineralisatie en immobilisatie van stikstof in de bodem. In: H.G. van der Meer (Red.), Stikstofbenutting en -verliezen van gras- en maisland. Onderzoek inzake de mest- en ammoniakproblematiek in de veehouderij 10. DLO, Wageningen, 62-79.

Ruitenbergh, G.H., F.A. Wopereis & O. Oenema, 1991.

Berekende optimale stikstofbemesting voor grasland als functie van grondsoort. Rapport 173, Nederlands Meststoffen Instituut/DLO-Staring Centrum, Haren/Wageningen, 62 pp. + 3 kaarten.

Ven, G.W.J. van de, 1992.

GRASMOD, a grassland management model to calculate nitrogen losses from grassland. CABO-verslag , CABO-DLO, Wageningen. In press.

Wijnands, J.H.M., D.A. Oudendag, H.H. Luesink en M.Q. van der Veen, 1991.

Veehouderij en milieu: een economische evaluatie. In: H.A.C. Verkerk (Red.), Mest en milieu in 2000.

Visie vanuit het landbouwkundig onderzoek. Onderzoek inzake de mest-en ammoniakproblematiek in de veehouderij 13. DLO, Wageningen, 115-136.

4.1 Inleiding

De huidige N-bemestingsadviezen zijn tot stand gekomen in een periode waarin voornamelijk de financiële opbrengst als criterium telde. Het is thans echter duidelijk dat de hoogte van het advies niet alleen economisch bepaald wordt maar ook aan milieudoelstellingen dient te voldoen. Aanpassing van de N-bemestingsadviezen is echter niet eenvoudig omdat milieu-randvoorwaarden moeilijk in financiële zin te vertalen zijn. De door de Ministers van LNV, VROM en V & W ingestelde commissie van deskundigen (in het vervolg Commissie Stikstof genaamd) die als opdracht had te adviseren over de noodzakelijke maatregelen om de N-belasting van grond- en oppervlaktewater terug te dringen, vertaalde echter in haar rapport (Goossens & Meeuwissen, 1990), de beleidsdoelstelling voor het grondwater in concrete werkdoelstellingen voor de landbouwkundige bedrijfsvoering. Voorlopig zou de voorraad N_{\min} in het profiel in het najaar niet hoger mogen zijn dan 70 kg/ha, in het jaar 2000 zelfs niet hoger dan 45 kg/ha. Uitgangspunt is dat de norm van 50 mg nitraat/l op 2 meter beneden de grondwaterspiegel niet overschreden wordt.

De gevolgen van een dergelijke maatregel voor de Nederlandse akkerbouw zijn in het rapport toegelicht. Voor de tuinbouwsector merkt de commissie op dat nog te weinig onderzoeksgegevens voorhanden zijn om te schatten welke aanpassingen nodig zijn in de bedrijfsvoering om aan de milieu-eisen te kunnen voldoen. Om emissies van N naar het milieu te voorkomen zal er in het algemeen een betere afstemming moeten zijn tussen de vraag van het gewas en het aanbod. Dit vraagt op zijn beurt een goede kennis van de N-stromen in gewas en bodem gedurende het groeiseizoen. Omdat het vrijwel uitgesloten geacht mag worden dat deze gegevens voor elk gewas bepaald kunnen worden, zal in de toekomst het accent komen te liggen op het modelmatig doorrekenen van bijvoorbeeld bemestingsstrategieën en het nut van gewijzigde toedieningstechnieken zoals plant en -rijenbemesting.

4.2 Gewaskarakteristieken met betrekking tot de stikstofbenutting

De mate waarin een gewas de aangeboden N benut, kan ondermeer weergegeven worden met de zogenaamde Apparent Nitrogen Recovery (ANR). Hierbij wordt de hoeveelheid N die een bemest gewas meer opneemt dan een onbemest gewas gedeeld door de N-gift. De ANR geeft dan de fractie van de N-gift aan die door het gewas opgenomen wordt.

Van verschillende akkerbouw- en groentegewassen is in Tabel 4.1 samengevat wat de gemiddelde drogestofproductie onder Nederlandse omstandigheden is (hierbij is onderscheid gemaakt tussen het gedeelte dat van het veld afgevoerd wordt en de bovengrondse gewasresten die op het veld achterblijven). Hetzelfde is gedaan voor de N-opbrengst.

Tabel 4.1. Kengetallen voor drogestof-productie en N-opname van een aantal akkerbouw- en groentegewassen met de bijbehorende N-advies en giften. (Naar Breimer (1989), Handboek voor de Akkerbouw en de Groenteteelt in de Vollegrond (1989), Groot et al. (1989), Westerdijk (1991), Prins et al. 1988)

Gewas	markt- baar ds	oogst- rest ds	totaal ds	markt- baar N	oogst- rest N	totaal opgen. N	huidig N-advies	N- gift ¹	incl. bodem N ²	N-opna- me/N- aanbod
	(t/ha)	(t/ha)	(t/ha)	kg/ha	kg/ha	kg /ha (a)		kg/ha (b)	(a/b)	
aardappel	12.0	1.0	13.0	180	20	200	285-1.1Nmin	230	330	0.61
aardbei		1.1		15	16	31	120	120	220	0.14
andijvie	2.5	1.5	4.0	115	45	160	190-1.4Nmin	120	220	0.73
asperge	0.4	1.8	2.2	20	23	43	100-Nmin	50	150	0.29
augurk	2.9	2.8	5.7	104	81	185	220-Nmin	170	270	0.69
bleeksel.	5.0	0.0	5.0	165	0	165	210-Nmin	160	260	0.63
bloemkool	1.9	3.5	5.4	80	120	200	300-Nmin	250	350	0.57
boerenkool	2.9	3.1	6.0	80	75	155	200-Nmin	150	250	0.62
bospeen	5.2		5.2	95	0	95	80-Nmin	30	130	0.73
broccoli	0.9	3.7	4.6	20	155	175	300-Nmin	250	350	0.50
chin. kool	1.9	1.5	3.4	60	65	125	160-Nmin	110	210	0.60
doperwten	1.0	6.3	7.3	37	188	225	60	60	160	1.41
ijssla	1.6	1.7	3.3	64	70	134	190-1.4Nmin	120	220	0.61
knolselderij	3.2	3.3	6.5	73	75	148	210-1.4Nmin	140	240	0.62
knolvenkel	2.3	3.1	5.4	70	110	190	160-Nmin	110	210	0.90
koolraap	8.5	2.3	10.8	98	52	150	180-Nmin	130	230	0.65
koolrabi	2.6	1.2	3.8	73	42	115	180-Nmin	130	230	0.50
kroot	7.9	3.5	11.4	135	90	225	215-1.4Nmin	145	245	0.92
kropsla	1.7	0.6	2.3	75	20	95	190-1.4Nmin	120	220	0.43
mais	13.0	0.3	13.0	180	0	180	205-Nmin	155	255	0.71
peen	7.7	3.1	10.8	100	30	130	100-Nmin	50	150	0.87
peterselie	2.6	0.0	2.6	65	0	65	190-1.4Nmin	120	220	0.30
prei	2.9	1.7	4.6	85	54	139	270-Nmin	220	320	0.43
radijs	0.6	0.1	0.7	50	0	50	80	80	180	0.28
rettich	3.0	2.1	5.1	120	0	120	80	80	180	0.67
rodekool	4.5	5.0	9.5	185	175	360	300-Nmin	250	350	1.03
savoieikool	3.7	4.5	8.2	160	140	300	300-Nmin	250	350	0.86
schorseneer	5.2	2.2	7.4	75	42	117	90	90	190	0.62
spinazie	1.4	0.7	2.1	70	35	105	240-1.4Nmin	170	270	0.39
spruitkool	2.7	8.6	11.3	97	135	232	240-Nmin	190	290	0.60
stamslaboon	1.8	2.9	4.7	45	95	140	150-Nmin	100	200	0.70
suikerbiet	15.0	4.0	19.0	90	120	210	210-1.7Nmin	125	225	0.93
wintertarwe	9.0	5.0	14.0	200	45	245	140-Nmin+60	150	250	0.98
witlofpennen	7.7	2.3	10.0	71	44	115	60-Nmin	10	110	1.05
wittekool	5.5	4.3	9.8	200	115	315	350-Nmin	300	400	0.79
zaaiui	6.6	1.0	7.6	120	5	125	180-Nmin	130	230	0.54

¹ Bij een N_{min} gehalte voor aanvang van de teelt van 50 kg N/ha

² Aannemende dat er gedurende de teelt nog eens 50 kg N/ha mineraliseert

Het huidige N-advies voor een bepaald gewas heeft meestal de vorm:

$$N_{\text{advies}} = N - m \cdot N_{\text{min}}$$

waarbij N_{min} de hoeveelheid minerale N is die voor de teelt in het profiel wordt aangetroffen en N en m waarden hebben die gewasafhankelijk zijn (er zal een zekere relatie tussen N en de totale ontrekking zijn, terwijl m meer betrekking heeft op de te verwachten hoeveelheid gemineraliseerde N). Om een eerste vergelijking tussen de gewassen te maken wat betreft de hoogte van de N-benutting, is met het huidige N-advies berekend wat voor elk gewas de adviesgift zou zijn aannemende dat in het voorjaar 50 kg N_{min} in de bodem aanwezig is (afhankelijk van het advies in de laag 0-30 of 0-60 cm). Indien verder aangenomen wordt dat gedurende de teelt nog eens eenzelfde hoeveelheid mineraliseert, dan kan de totale hoeveelheid aan het gewas aangeboden N berekend worden. Omdat het voor het milieu niet van belang is of de niet opgenomen N afkomstig is uit mineralisatie of uit kunstmest-N is in de laatste kolom van Tabel 4.1 de verhouding berekend van de totale N-opname en de totale hoeveelheid aan de plant aangeboden N.

De mate waarin het gewas de N op kan nemen is één aspect, een ander is de hoeveelheid N die na de oogst met de oogstresten op het veld achterblijft. Op het ogenblik kan nog niet goed gekwantificeerd worden hoeveel van deze N in het daaropvolgende winterseizoen wordt gedenitrificeerd en uitgespoeld. Schloemer (1991) vermeldt dat bij inwerking van bloemkool-oogstresten, die 90 kg N/ha bevatten, in een periode van 57 dagen 44 kg N/ha denitrificeerde (tegenover slechts 2 kg N/ha bij een object zonder oogstresten). Onderzoek hieromtrent voor Nederlandse omstandigheden is onlangs op IB-DLO gestart.

In Tabel 4.2 zijn daarom met de gegevens van Tabel 4.1 de gewassen op twee manieren ingedeeld, enerzijds naar de hoeveelheid N die in de vorm van oogstresten op het veld achterblijft, anderzijds naar de mate waarin het gewas de aangeboden N benut (laatste kolom Tabel 4.1).

Duidelijk wordt dat er grote verschillen zijn tussen de gewassen en dat de aard van de problematiek per gewas verschilt. Van de gewassen die een groot gedeelte van de aangeboden N uit de bodem opnemen en waarvan men dus mag verwachten dat er na de oogst weinig N in de bouwvoor achterblijft (bijvoorbeeld koolgewassen, bieten, witlof, wintertarwe en peen) laten vooral de koolgewassen opvallend grote hoeveelheden N in oogstresten achter.

De kennelijk lage benutting van de aangeboden N door gewassen als radijs, spinazie, kropsla, peterselie en wellicht ook bloemkool en broccoli lijkt terug te voeren op het feit dat op het moment van de oogst deze gewassen nog in volle groei, dus ook nog volop met de N-opname bezig zijn. De doelstelling van de Commissie Stikstof van maximaal 70 kg N/ha in het profiel na de oogst (najaar) zal bij deze gewassen dan ook zeer waarschijnlijk tot hoge opbrengst- en/of kwaliteitsdalingen leiden. Bekend is dat een gewas als spinazie sterk reageert op een verlaging van de N-gift (Breimer, 1982).

Gewassen waarbij sprake is van een afrijpingstoestand tijdens de oogst (hoewel nog steeds in vegetatieve toestand) hebben een hogere benutting (bijvoorbeeld peen, schorseneren, krotten). De gewassen prei en zaaiuien vallen op door een lage benutting van de aangeboden N.

Tabel 4.2. Indeling van gewassen naar de hoeveelheid N (in kg/ha) die met de oogstresten op het veld achterblijft en naar de verhouding opgenomen N/beschikbare N (zie ook tabel 4.1)

Verhouding totale N-opname/ aangeboden N	Hoeveelheid N in oogstresten (kg/ha)			
	0-50	50-100	100-150	>150
>0,8	peen wintertarwe witlof	kroten	knolvenkel suikerbieten spruitkool savooiekool	rode kool doperwten
0,7-0,8	andijvie bospeen maïs	stamslaboon	witte kool	
0,6-0,7	aardappel bleekselderij rettich schorseneren	augurk boerenkool chinese kool ijssla knolselderij koolraap		
0,5-0,6	koolrabi zaaiui	bloemkool		broccoli
0,4-0,5	kropsla	prei		
<0,4	aardbei asperge peterselie radijs spinazie			

Tabel 4.3. In veldproeven gevonden Apparent Nitrogen Recoveries (N in produkt + oogstresten) bepaald met de verschilmethode (d.w.z. $ANR = (U_f - U_0) / F_f$; U_f = N-opname bemest veld (kg N/ha), U_0 = N-opname onbemest veld; F_f = bemesting in kg N/ha).

Gewas	Apparent Nitrogen Recovery (%)	N-gift (kg /ha)	Referentie
aardappel	30-80	120	Prins et al. (1988)
	20-60	300	
bloemkool	30-44	60-240	Welch et al. (1985)
broccoli	48-64	25-250	Kowalenko & Hall (1987)
chinese kool	84-94	56-184	Guillard & Allinson (1988)
ijsla	25-50	50-120	Slangen et al. (1989)
kool	79	laag ¹	Greenwood (1989)
kroot	63	laag ¹	Greenwood (1989)
peen	100	90/120	Geissler & Wackwitz (1986)
	53	150	
peen	56, 61	resp. 100,200	Geissler & Wackwitz (1984)
peen	70-30	30-150	Slangen et al. (1990)
peen	69	laag ¹	Greenwood (1989)
prei	31	laag ¹	Greenwood (1989)
radijs	6	laag ¹	Greenwood (1989)
sla	12-25	70-280	Welch et al. (1983)
sla	69	45	Geissler & Wackwitz (1984)
	61	90	
	40	113	
sla	17	laag ¹	Greenwood (1989)
spinazie	29	laag ¹	Greenwood (1989)
spruitkool	86	150	Neuvel (1990)
	77	300	
suikerbiet	62-83	120-240	Prins et al. (1988)
suikerbiet	57	laag ¹	Greenwood (1989)
ui	31	laag ¹	Greenwood (1989)
witte kool ²	133	200	Geissler & Wackwitz (1984)
	102	300	
	76	400	

1 De betreffende ANR is berekend bij lage N-giften, bij hogere N-giften werd in de meeste gevallen nog een aanzienlijk lagere recovery gevonden.

2 ANR bepaald met de Quotiëntmethode (U_f/F_f) i.p.v. de verschilmethode.

In het algemeen bestaat een redelijke overeenkomst tussen de berekende 'benuttingscijfers' (Tabel 4.1) en de in veldproeven waargenomen Apparent Nitrogen Recoveries (Tabel 4.3). Van de groentegewassen laten de koolgewassen (weer met uitzondering van bloemkool en broccoli) ook hier een hoge benutting van de aangeboden N zien.

Het is dus duidelijk dat gewassen wat de N-benutting betreft op grond van de teeltwijze en gewaskarakteristieken in verschillende groepen ingedeeld kunnen worden:

- a) Gewassen die in volle groei geoogst worden en waarbij de eis van een N-arm profiel bij de oogst aanleiding zou geven tot ernstige opbrengst- en/of kwaliteitsdaling (voorbeelden sla, spinazie, bloemkool, broccoli, radijs). Deze gewassen hebben over het algemeen een lage benutting van de aangeboden N.
- b) Gewassen die op zich een groot aandeel van de aangeboden N opnemen maar na de oogst veel N in de vorm van oogstresten op het veld achterlaten (de meeste koolgewassen, suikerbieten, krotten).
- c) Bij de gewassen die niet in bovenstaande categorieën vallen zijn nog verschillen aanwezig in de mate waarin de N benut wordt. Gewassen met een hoge benutting zijn dan bijvoorbeeld wintertarwe en witlof, gewassen met een lage benutting prei en zaaiui.

Een vanuit milieu-oogpunt beschouwd optimale N-bemesting zal rekening moeten houden met het verschillende karakter van de gewassen. Bij de gewassen onder a) zal geprobeerd moeten worden om met nateelten te voorkomen dat N uitspoelt. Bij gewassen onder b) zal eventueel het verzamelen van oogstresten een oplossing bieden.

In de volgende paragraaf wordt nader ingegaan op mogelijke oorzaken van de slechte N-benutting door de gewassen onder c).

4.3 Mogelijke oorzaken van een slechte benutting

De lage N-benutting door vollegrondsgroenten wordt veelal toegeschreven aan een minder intensieve of ondiepe beworteling, hoewel weinig kwantitatieve gegevens voorhanden zijn over de beworteling bij deze gewassen in de loop van het teeltseizoen. Tabel 4.4 toont enkele kenmerken van wortelstelsels van groentegewassen zoals die door Schuurman & Schäffner (1974) bepaald zijn. Inderdaad blijkt bij een aantal gewassen dat de slechte N-benutting samengaat met een ondiepe beworteling (prei, sla) en dat goede N-benutting samengaat met diepe beworteling (kroot). Uitzonderingen zijn echter ook aanwezig. Bij een onderzoek naar de beworteling van verschillende groentegewassen deed Greenwood (1982) de waarneming dat bij uien (slechte benutter) de bewortelingsdiepte gedurende het seizoen nauwelijks veranderde. Naast een gebrek aan informatie over het verloop van de beworteling is er ook weinig informatie over het verloop van de N-opname door de meeste groentegewassen. In N-trappenproeven wordt zelden periodiek geoogst en dan meestal slechts bij één N-trap.

Geconcentreerd op de beworteling als verklarende factor zou de N-benutting laag kunnen zijn als:

- a) op een bepaald moment gedurende het seizoen de *wortellengte* een beperkende invloed op de N-opname heeft (synchronisatie van de mate van beworteling en de opname/behoefte);
- b) de *plaats* van beworteling (zowel in het horizontale als het verticale vlak) en de plaats waar de N zich in het profiel bevindt, niet met elkaar overeen komen. Factoren die hierin mee spelen zijn o.a. diepte van beworteling in de tijd, plant- en rij-effect op de beworteling, uitspoelen van N naar diepere lagen. Ook kan er sprake zijn van een interactie met het bodemvochtgehalte dat de opname van N kan beperken.

Tabel 4.4. Bewortelingskarakteristiek van enkele gewassen (Schuurman & Schäffner, 1974).

Gewas	Diepte beworteling	Breedte beworteling
aardappel	middelmatig	breed
andijvie	tamelijk diep	smal
augurk	vrij ondiep	breed
bloemkool	middelmatig	tamelijk breed
boerenkool	tamelijk diep	vrij breed
erwt	diep	vrij breed
kroot	diep	smal
kropsla	vrij ondiep	breed
peen	tamelijk ondiep	smal
prei	ondiep	breed
pronkboon	ondiep	breed
ramenas	diep	smal
schorseneren	vrij diep	smal
spruitkool	middelmatig diep	tamelijk breed
stamslaboon	vrij ondiep	smal
tuinboon	ondiep	breed
witlof	diepgaand	smal

De opnamesnelheid van N per eenheid wortellengte lijkt in de eerste plaats bepaald te worden door de vraag van het gewas en kan dan ook niet als een beperkende factor gezien worden die verschillen tussen gewassen kan verklaren. De opnamecapaciteit ligt veelal hoger dan de *in vivo* activiteit (Mattsson et al., 1991).

Is een gewas met een ondiep en minder intensief wortelstelsel nu altijd een gewas met een lage benutting van N? Niet zonder meer, omdat in dit verband ook gekeken moet worden naar de N-behoefte in de tijd.

Verschillen in N-benutting tussen gewassen kunnen namelijk ook verklaard worden vanuit verschillen in inherente groeisnelheid. In het algemeen investeren

soorten met een lage inherente relatieve groeisnelheid (RGR) onder optimale nutriëntenvoorziening relatief veel biomassa in de wortels ten opzichte van de spruit (Poorter en Remkes, 1990). Toch gaat de lagere RGR (=lagere nutriëntenbehoefte) veelal gepaard met een geringere **absolute** bewortelingsintensiteit in de ruimte en tijd. Een dergelijke beworteling hoeft dan niet de oorzaak te zijn van de lage groeisnelheid maar moet eerder gezien worden als een gevolg. Een lage benutting van N kan in deze situatie het gevolg zijn van een gebrek aan afstemming tussen N-behoefte en N-beschikbaarheid. Het verband tussen een geringe bewortelingsintensiteit en lage benutting is dan slechts correlatief. Voor een goede afstemming tussen beschikbaarheid en behoefte zal inzicht in de effecten van nutriëntenbeschikbaarheid op de morfologische en fysiologische processen die de RGR bepalen een vereiste zijn.

Een plant met een relatief hoge investering in wortelbiomassa is in staat om relatief veel nutriënten op te nemen. Een gevolg is een hoge opnamecapaciteit van nutriënten per plant. Echter als deze investering in wortelbiomassa leidt tot een gering bladoppervlak per plant zal de groeisnelheid toch relatief laag zijn als gevolg van een lage lichtonderschepping. De hoge opnamecapaciteit per plant leidt wel tot een hoge N-concentratie per eenheid bladoppervlak met als gevolg een hoge C-fixatie in de fotosynthese per eenheid bladoppervlak (zie onder). Echter de totale C-fixatie per plant is dan laag als gevolg van een geringe hoeveelheid bladoppervlak. Het mag dus duidelijk zijn dat allocatie van gefixeerde C en N nauw met elkaar samenhangen, en dat de hoeveelheid C en N die naar de diverse plantorganen gealloceerd wordt, mede bepalend is voor de groeisnelheid van de plant. In het algemeen zal bij een geringe nutriëntenbeschikbaarheid in de bodem relatief veel van de C en N naar de wortels gealloceerd worden met als gevolg een reductie in groeisnelheid (Van der Werf et al., 1992a).

Om meer inzicht te verkrijgen in de effecten van nutriëntenaanbod op groei, C- en N-allocatie en N-benutting zal een gedegen kennis van de onderliggende fysiologische en morfologische processen (vooral de invloed van nutriëntenbeschikbaarheid op deze processen) vereist zijn. Hierbij kunnen groeianalyses, in combinatie met groei modellen fungeren als een eenvoudig gereedschap om het inzicht te vergroten.

Bij een vanuit bovenstaande perspectieven uitgevoerde analyse is gekozen voor het concept relatieve groeisnelheid (RGR),

$$RGR = NAR * SLA * LWR \quad (4.1)$$

met RGR ($\text{g g}^{-1} \text{d}^{-1}$), NAR (netto assimilatiesnelheid, $\text{g m}^{-2}(\text{blad}) \text{d}^{-1}$), SLA (specific leaf area, $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$) en LWR (leaf weight ratio, $\text{g}(\text{blad}) \text{g}^{-1}(\text{plant})$).

De netto assimilatiesnelheid kan beschreven worden in de onderliggende fysiologische processen: fotosynthese (PS; $\text{mol CO}_2 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$), spruit- (LR; $\text{mol CO}_2 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$) en wortelrespiratie (RR; $\text{mol CO}_2 \text{g}^{-1}(\text{wortel})\text{d}^{-1}$). Hieruit blijkt dat de NAR niet als fysiologische component van RGR per se beschouwd kan worden. Biomassaverdeling (RWR (root weight ratio), $\text{g}(\text{wortel}) \text{g}^{-1}(\text{plant})$); LWR (leaf weight ratio), $\text{g}(\text{blad}) \text{g}^{-1}(\text{plant})$) en bladmorfologie (SLA) spelen hierbij eveneens een belangrijke rol:

$$\text{NAR} = (\text{PS} - \text{LR} - \text{RR} * \text{RWR} / (\text{LWR} * \text{SLA})) * \text{CF} \quad (4.2)$$

CF is de conversiefactor van gefixeerde C naar biomasa en heeft de dimensie $\text{g mol}^{-1} \text{CO}_2$.

Een dergelijke vergelijking kan alleen op zijn waarde geschat worden indien de respons van de onderliggende processen op verschillend nutriëntenaanbod inderdaad fysiologisch te verklaren is.

1. *Fotosynthese*. Ongeveer 75 % van de organische blad-N is verbonden met het fotosynthetisch apparaat (Evans 1989). Het ligt dus voor de hand om de fotosynthese-snelheid (PS) in termen van blad-N te beschrijven:

$$\text{PS} = \text{PNUE} * \text{LNC} / \text{SLA} \quad (4.3)$$

De photosynthetic nitrogen use efficiency (PNUE; $\text{mol CO}_2 \text{ mol}^{-1} \text{N d}^{-1}$) verschilt sterk tussen soorten (Poorter et al., 1990) en daalt of stijgt met stijgend N-aanbod (Van der Werf et al., 1992a en ongepubliceerde resultaten). LNC staat voor concentratie organische N in het blad (mol N g^{-1}).

2. *Bladrespiratie*. Met toenemend N-aanbod neemt de respiratiesnelheid in het algemeen toe (Hirose & Werger, 1987; Pons et al., 1989). De bladrespiratie (LR) kan als volgt beschreven worden:

$$\text{LR} = (m_i + 1/y_i * \text{RGR}_i) / \text{SLA} \quad (4.4)$$

en is afhankelijk van de kosten voor biosynthese ($1/y_i$; $\text{mol CO}_2 \text{ g}^{-1}$) en anderzijds de kosten voor onderhoud van biomasa (m_i ; $\text{mol CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$, Penning de Vries et al., 1974, Lambers & Richter 1989, de Visser et al., 1992, Van der Werf et al., 1992c).

3. *Wortelrespiratie*. Met toenemend N-aanbod neemt de respiratiesnelheid in het algemeen toe, als gevolg van een verhoogde nutriëntenopname en groeisnelheid (Veen, 1980, Van der Werf et al., 1988, 1989, 1992b). Analoog aan de bladrespiratie kan de wortelrespiratie (RR) beschreven worden als:

$$\text{RR} = m_r + 1/y_r * \text{RGR}_r + 1/u * \text{NIR} \quad (4.5)$$

m_r staat voor de onderhoudsrespiratie ($\text{mol CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$), $1/y_r$ voor de biosynthese kosten ($\text{mol CO}_2 \text{ g}^{-1}$) en $1/u$ voor de specifieke kosten voor nutriëntenopname ($\text{mol CO}_2 \text{ mol}^{-1}$ opgenomen ionen). Verschillen in ademhalingssnelheid tussen gewassen kunnen dus verklaard worden in verschillende onderliggende specifieke kosten of in de snelheid van de diverse processen (verg. 4.4 & 4.5). Daarnaast kunnen verschillen in ademhalingssnelheid verklaard worden door verschillen in activiteit van de energetisch minder efficiënte, alternatieve ademhalingsroute (Lambers, 1985, Van der Werf et al., 1991). De netto opnamesnelheid van ionen (NIR) heeft de eenheid: $\text{mol opgenomen ionen g}^{-1} \text{ d}^{-1}$.

Ingestad (1979) heeft een elegante methode ontworpen om effecten van nutriëntenbeschikbaarheid op plantengroei te kwantificeren. Exponentiële dosering van bijvoorbeeld nitraat leidt tot een constante (steady-state) RGR, waarbij gedurende kortere of langere tijd de morfologische en fysiologische karakteristieken ook constant zijn. Freysen & Veen (1989) hebben dit concept uitgebreid naar de niet-exponentiële groeifase. Onder steady-state condities geldt dat de groeisnelheid van wortels (RGR_r), bladeren (RGR_l), en de hele plant (RGR_p) gelijk zijn:

$$RGR_r = RGR_l = RGR_p \quad (4.6)$$

Onder deze condities kan de specifieke opnamesnelheid van ionen (NIR) beschreven worden als:

$$NIR = RGR * PNC / RWR \quad (4.7)$$

waar PNC ($\text{mol N g}^{-1}(\text{plant})$) de N-concentratie in de plant is.

Daarnaast geldt dat:

$$LNC = LNR * PNC / LWR \quad (4.8)$$

waar LNR ($\text{mol N (blad) mol}^{-1} \text{ N (plant)}$) de leaf nitrogen ratio is.

Na enkele herschrijvingen van verg. 4.1-4.5, onder aanname van verg. 4.6-4.8, kan de RGR als volgt beschreven worden:

$$RGR = \frac{PNUE * LNR * PNC - m_l * LWR - m_r * RWR}{(1 + 1/y_l * LWR + 1/y_r * RWR + 1/u * PNC)} \quad (4.9)$$

Met behulp van groeianalyses onder optimaal nutriëntenaanbod kunnen in eerste instantie verschillen in inherente RGR bepaald worden. Verschillen in RGR kunnen dan vervolgens verklaard worden in de NAR, SLA of LWR (verg. 4.1). Uitgebreide fysiologische metingen verklaren dan verschillen in RGR in de onderliggende processen volgens verg. 4.2-4.9. Daarnaast is het duidelijk dat C- en N-allocatie sterk gekoppeld zijn en niet onafhankelijk van elkaar gezien mogen worden. Verg. 4.9 laat zien dat zelfs wanneer groei in zijn meest basale vorm beschreven wordt, de effecten op de groei bij een verschillend N-aanbod niet direct te voorspellen zijn. Iedere parameter in verg. 4.9 laat een andere respons ten aanzien van de N-beschikbaarheid zien (zie o.a. Lambers et al., 1989, Van der Werf et al., 1992a, b en referenties daarin). Omdat veel relaties soortafhankelijk zijn, vereist dit per soort een goed inzicht in deze processen. Voor meer informatie en simulaties wordt verwezen naar Lambers et al. (1989) en Van der Werf et al. (1989).

4.4 Enige onderzoeksresultaten en discussie

Voor een tweetal karakteristieke gewassen, prei en spruitkool, respectievelijk met een lage en hoge N-benutting, is op het Wageningen Rhizolab in 1991 waargenomen hoe het wortelstelsel zich ontwikkelt na het planten. In het Rhizolab kon tevens via analyses van bodemvocht op verschillende diepten de N-voorraad in de bodem in de loop van de tijd vervolgd worden. In de compartimenten is een profiel opgebouwd dat bestaat uit een bovenste humeuze laag van 1 meter en een onderste laag (eveneens 1 meter) bestaande uit pleistoceen zand waarin vrijwel geen beworteling plaatsvond.

Figuur 4.1 a,b laat voor beide gewassen het verloop van de N-voorraad in het profiel zien. Spruitkool neemt snel vrijwel alle N uit alle lagen tot 1 m diep van het profiel op, terwijl bij prei alleen de lagen tot 50 cm diepte door opname of via uitspoeling naar diepere lagen uitgeput worden. Na de oogst in november bleven bij dit gewas dan ook grote hoeveelheden N in het profiel achter (wel moet gezegd worden dat in vergelijking met de praktijk hier sprake is van een zeer sterk mineraliserend profiel). De N die nog in het spruitkoolprofiel aanwezig was, bevond zich voornamelijk in de niet bewortelde lagen.

Indien aannamen gemaakt worden over de mineralisatiesnelheid gedurende het seizoen kan de N-opname berekend worden. Figuur 4.2 laat dan zien dat spruitkool een hoge opnamepiek heeft omstreeks half juli terwijl bij prei de opname meer over het seizoen verdeeld wordt. Vanaf half augustus neemt prei per dag meer N op dan spruitkool, mede omdat op dat tijdstip het profiel bij spruitkool al vrijwel uitgeput was.

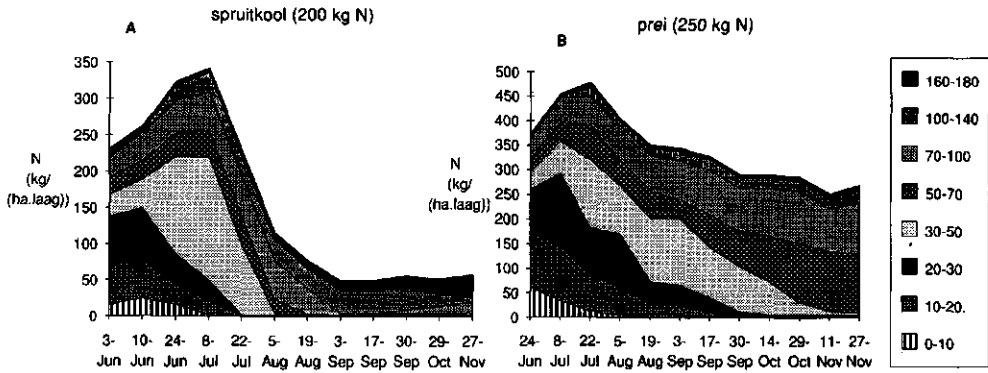
Figuur 4.3 a,b laat ook ten aanzien van de beworteling grote verschillen tussen de beide gewassen zien. De beworteling is gemeten met behulp van minirhizotronbuizen en heeft als dimensie het aantal wortels per cm^2 buisoppervlak. Bij een bewortelingspatroon als dat van spruitkool zou deze waarde met een factor 2 vermenigvuldigd moeten worden om de worteldichtheid L_v in cm/cm^3 te verkrijgen (Melhuish & Lang 1968)

Spruitkool heeft een zeer uitgebreid wortelstelsel zowel wat de intensiteit als de bewortelingsdiepte betreft. Bij prei valt ook op dat de verdeling van wortels over de diepte anders is met relatief veel wortels op 15 cm diepte (diepte van planten) en weinig in de lagen dieper dan 60 cm.

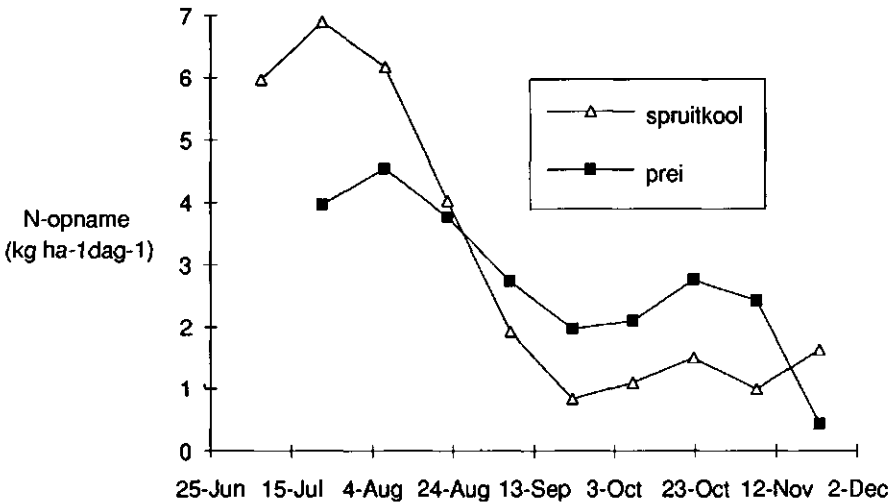
Hoewel het gewas prei dus in vergelijking met spruitkool een veel minder uitgebreid wortelstelsel heeft, bleek in een veldproef op zandgrond in 1991 dat prei veel minder sterk reageert op de N-gift (Figuur 4.4) dan spruitkool. Vooral in het jonge stadium is er in de drogestofproductie nauwelijks verschil tussen de N-trappen.

Hoewel weinig wortels dus meestal samengaan met een hoge N-voorraad in het profiel, (Figuur 4.1), duidt de afwezigheid van een bemestingseffect op de drogestofproductie in het jonge stadium er op dat de lage benutting van prei niet direct verklaard kan worden uit de bewortelingsintensiteit.

Voorlopige resultaten van klimaatkamerexperimenten laten duidelijk zien dat spruitkool bij optimaal N-aanbod en hoge lichtintensiteit een hogere RGR heeft dan prei. Dit is voornamelijk terug te voeren op een SLA die bij prei een factor 2



Figuur 4.1a/b. Verloop van de N-inhoud in verschillende lagen van het profiel (cm - maai-veld) bij spruitkool (a) en prei (b) in de loop van het seizoen (Wageningen Rhizolab).



Figuur 4.2. Geschatte N-opnamesnelheid bij spruitkool en prei (in kg ha⁻¹dag⁻¹) in de loop van het seizoen (Wageningen Rhizolab).

lager is dan bij spruitkool. Dus de lagere opname bij prei in het jonge vegetatieve stadium (Figuur 4.2) kan beter verklaard worden met de inherent lagere groeisnelheid dan dat een beperkt wortelstelsel hiervoor verantwoordelijk zou zijn. Indien prei alleen op het tijdstip van planten bemest zou worden kan gemakkelijk de situatie ontstaan dat later in het seizoen de beschikbaarheid van N afneemt doordat als gevolg van uitspoeling de N buiten het bereik van het (ondiepe) wortelstelsel komt.

Om te komen tot een voor het milieu minst schadelijke bemestingsstrategie is het dus nodig om voor elk gewas een goede kennis te hebben van het groeiverloop in de tijd. Een fasering van de bemesting die goed overeenkomt met dit groeiverloop zou bij prei een sterke verhoging van de N-recovery tot gevolg kunnen hebben. In overeenstemming met het bovenstaande vermelden Page & Williams (1977) dat bij gezaaide prei uitstel van de N-bemesting tot zelfs 10-12 weken na zaai geen effect had op de opbrengst. Het lijkt er dus op dat onder veldomstandigheden de synchronisatie van behoefte en aanbod bij prei veel kwetsbaarder is dan bij spruitkool. De hoge benutting van N bij dit laatste gewas kan grotendeels verklaard worden door de al vroeg in het seizoen optredende hoge groeisnelheid waardoor in een snel tempo N uit het profiel kan worden opgenomen.

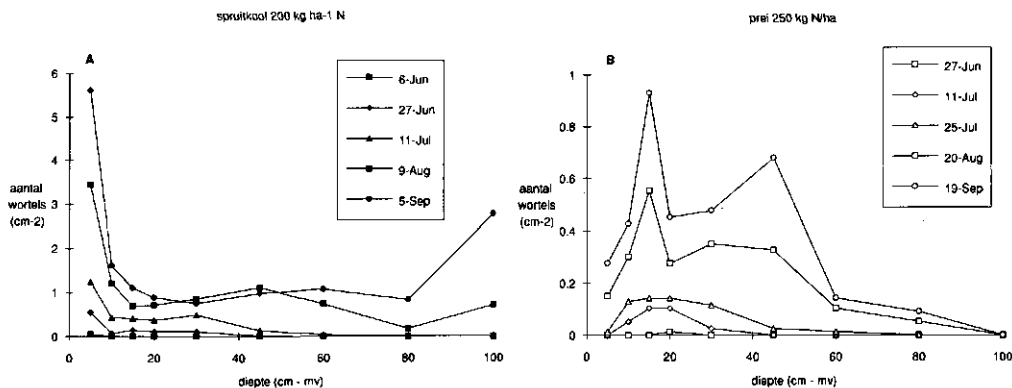
4.5 Modellen als hulpmiddel voor de ontwikkeling van bemestingsstrategieën: toekomstperspectieven

Bij het streven naar een betere benutting van N zullen teeltmaatregelen die dit bereiken (gedeelde giften, fertigatie, plant- en rijenbemesting) meer in de belangstelling komen.

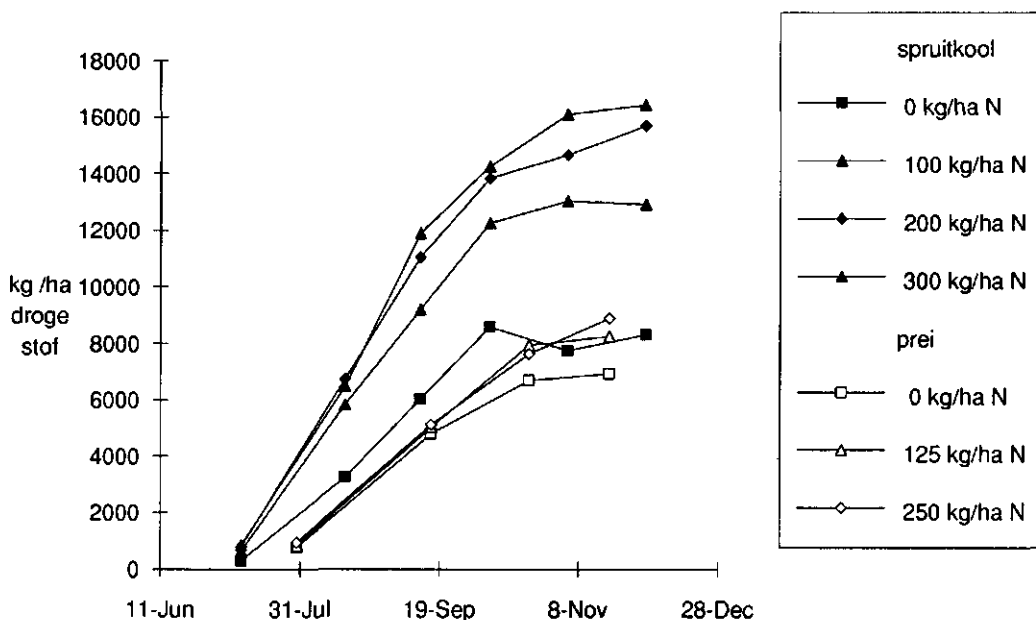
Omdat de gewasspecifieke aspecten (groeisnelheid, bewortelingspatroon) nauw samenhangen met het succes van bepaalde bemestingsstrategieën kunnen simulatiemodellen van waarde zijn omdat hiermee ook interacties met klimaats- en bodemfactoren onderzocht kunnen worden.

De modellen die op het Instituut voor Bodemvruchtbaarheid te Haren ontwikkeld zijn, concentreren zich op de lineaire fase van de groei (de Willigen en van Noordwijk, 1987). Met deze modellen kan het transport van N naar de wortels toe berekend worden op grond van o.a. bewortelingsintensiteit, vochtgehalte en N-gehalte in de verschillende bodemlagen. Thans wordt aan de mogelijkheid gewerkt om in de modellen de beworteling ook in het horizontale vlak te variëren, zodat ook onmiddellijk na zaaien en planten bij verschillende plant- en rij-afstanden onderzocht kan worden of de wortellengte een belemmering voor de opname kan betekenen. Een relatief gebrek aan nutriënten in deze fase heeft, ook als het gebrek in latere fasen weer wordt opgeheven, grote consequenties voor de opbrengt (Burns, 1987).

CABO-DLO heeft zich voornamelijk gericht op simulatiemodellen die de bovengrondse drogestofproductie voorspellen. Een combinatie van IB-DLO- en CABO-DLO-modellen lijkt goede perspectieven te hebben. Echter de behoefte aan nutriënten en de allocatie van C en N kunnen op dit moment slechts beschrijvend



Figuur 4.3a/b. Bewortelingskarakteristiek voor spruitkool (a) en prei (b) in de loop van het seizoen (Wageningen Rhizolab). De beworteling is weergegeven in het aantal wortels per cm² minirhizotron-buisoppervlak.



Figuur 4.4. De invloed van de N-gift op de totale bovengrondse drogestofproductie bij prei en spruitkool (veldproef CABO 1991, gegevens R. Booij, CABO-DLO).

in de modellen worden opgenomen. Nog verder vooruit denkend zou simulatie van de beworteling van de plant als functie van uitwendige omstandigheden tot de mogelijkheden moeten behoren.

Van direct belang wordt dan hoe de plant in afhankelijkheid van milieucondities C en N alloceert naar de verschillende plantonderdelen. Zoals verg. 4.9 laat zien, zijn zowel assimilaten- en N-verdeling als fotosynthese en respiratie uiteindelijk bepalend voor de groeisnelheid en dus voor de behoefte aan nutriënten.

Op dergelijke wijze uitgevoerde simulaties voor uiteenlopende gewassen als prei en spruitkool kunnen meer inzicht geven in de vraag hoe bij suboptimaal aanbod van N de groeisnelheid en de uiteindelijke opbrengst zullen dalen.

Instantane effecten bij verandering van milieucondities (licht, temperatuur en nutriënten-beschikbaarheid) zijn op dit moment met de huidige modellen slechts gedeeltelijk te voorspellen. Dit maakt het modelleren van allocatie van C en N, en daarmee gekoppeld groei, opbrengst en nutriëntenbehoefte, vaak gecompliceerd. Dit probleem wordt in diverse modellen omzeild door de verdeling van drogestof over de diverse organen te beschrijven als functie van het ontwikkelingsstadium op basis van een temperatuursom (bijv. Van Keulen & Seligman, 1987).

Om nu allocatie van nutriënten (N) en C meer mechanistisch te beschrijven en meer inzicht te verkrijgen in het 'waarom' van een bepaalde allocatie, gegeven een bepaalde set van omgevingsvariabelen, zal gebruik gemaakt moeten worden van zogenaamde 'strategie-modellen'. Met strategie wordt hier bedoeld analyseren van de plantkarakteristieken die een plant gedurende de evolutie, dan wel via selectie, ontwikkeld heeft. Deze strategie, gestuurd via allocatie van C en N, zou o.a. kunnen zijn: maximalisatie van groeisnelheid, maximalisatie van efficiëntie van N-gebruik in relatie tot groei of minimalisatie van waterverlies. Zoals reeds is aangegeven kunnen C- en N-allocatie niet van elkaar losgekoppeld worden. Koolstofallocatie bepaald uiteindelijk het potentiële absorberend oppervlak voor licht (bladeren) en nutriënten (wortels). De activiteit van bijv. CO₂-fixatie via fotosynthese wordt dan weer bepaald door de enzymconcentratie (hoog N-gehalte). Van der Werf et al. (1992a) toonden aan dat planten via een bepaalde allocatie van N en C inderdaad een bepaalde strategie nastreefden. Zowel soorten afkomstig van nutriëntenrijke als nutriëntenarme standplaatsen alloceerden hun gefixeerde C en N, ongeacht het N-aanbod, zodanig dat dit leidde tot een maximalisatie van relatieve groeisnelheid.

De mogelijke strategieën voor spruitkool en prei zullen in 1992/1993 modelmatig en experimenteel getoetst worden. Koppeling van dit type model aan modellen die het potentieel N-aanbod op grond van beworteling, vochtgehalte en N-gehalte in de bodem beschrijven (de Willigen en van Noordwijk, 1987), zal uiteindelijk moeten leiden tot voorspellingen van de effecten van de hoogte van de N-gift, van plant- en rijenbemesting en van gefaseerde bemesting enz. op de groei en nutriëntenbehoefte in het jonge vegetatieve stadium.

4.6 Literatuur

- Breimer, T., 1982.
Environmental factors and cultural measures affecting the nitrate content in spinach. PhD-thesis Agricultural University, Wageningen.
- Breimer, T., 1989.
Richtlijnen en adviezen gebaseerd op N_{min} -onderzoek voor de stikstofbemesting van vollegrondsgroenteteeltgewassen en enige aromatische kruiden. Ad Fundum 8:5-14.
- Burns, I.G., 1987.
Effects of interruptions in N, P or K supply on the growth and development of lettuce. *Journal of Plant Nutrition* 10:1571-1578.
- Evans, J.R., 1989.
Photosynthesis and nitrogen relationships in leaves of C3-plants. *Oecologia* 78:9-19.
- Freysen, A.H.J. & B.W. Veen, 1989.
Phenotypic variation in growth rate as affected by N-supply: nitrogen productivity. In: *Causes and Consequences of Variation in Growth Rate and Productivity of Higher Plants*. Lambers, H., Cambridge, M.L., Konings, H. and Pons, T.L. eds. SPB Academic Publishing, The Hague, pp. 19-34.
- Geissler, T. & J. Wackwitz, 1984.
Effektivitätsbeurteilung bei der mineralischen Stickstoffdüngung in der Freilandgemüseproduktion. *Gartenbau* 31(6):169-170.
- Geissler, T. & J. Wackwitz, 1986.
Untersuchungen zur Effektivität der mineralischen Stickstoffdüngung in der Freilandgemüseproduktion. *Archiv für Gartenbau, Berlin* 34:185-199.
- Goossensen, F.R & P.C. Meeuwissen, 1990.
Advies van de Commissie Stikstof. Commissie van deskundigen in opdracht van de ministers van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij (LNV), Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM), Verkeer en Waterstaat (V&W). Ede.
- Greenwood, D.J., A. Gerwitz, D.A. Stone & A. Barnes, 1982.
Root development of vegetable crops. *Plant and Soil* 68:75-96.
- Greenwood, D.J., K. Kubo, I.G. Burns & A. Draycott, 1989.
Apparent recovery of fertilizer N by vegetable crops. *Soil Sci. Plant Nutr.* 35(3):367-381.
- Groot, J.J. R., P. de Willigen & W.P. Wadman, 1989.
Nitraatophoping in de bodem en nitraatuitspoeling ten gevolge van stikstofbemesting in de landbouw. IB-nota 216. Instituut voor Bodemvruchtbaarheid, Haren (Gr).
- Guillard, K. & D.W. Allinson, 1988.
Effects of Nitrogen Fertilization on a Chinese Cabbage Hybrid. *Agronomy Journal* 80:21-26.
- Handboek voor de Akkerbouw en de Groenteteelt in de Vollegrond, 1989.
Publikatie nr. 47, PAGV-Lelystad.
- Hirose T. & M.J.A. Werger, 1987.
Nitrogen use efficiency in instantaneous and daily photosynthesis of leaves in the canopy of a *Solidago altissima* stand. *Physiol. Plant.* 70:215-222.
- Ingestad, T., 1979.
Nitrogen stress in birch seedlings. II. N, K, P, Ca & Mg nutrition. *Physiol. Plant.* 45:149-157.
- Kowalenko C.G. & J. W. Hall, 1987.
Nitrogen Recovery in Single- and Multiple harvested Direct-seeded Broccoli Trials. *Journal of the American Society for Horticultural Science* 112(1):408.

Lambers, H., 1985.

Respiration in intact plants and tissues: Its regulation and dependence on environmental factors, metabolism and invaded organisms. In: *Encyclopedia of Plant Physiology, New Series*. R. Douce and D.A. Day, eds. Springer-Verlag, Berlin. pp. 418-473.

Lambers, H., M.L. Cambridge, H. Konings & T.L. Pons, 1989.

Causes and Consequences of Variation in Growth Rate and Productivity of Higher Plants. SPB Academic Publishing, The Hague.

Lambers, H. & A. Richter, 1989.

The biochemical background of variation in respiration rate: Respiratory pathways and chemical composition. In: *Causes and Consequences of Variation in Growth Rate and Productivity of Higher Plants*. Lambers, H., Cambridge, M.L., Konings, H. and Pons, T.L. eds. SPB Academic Publishing, The Hague, pp. 199-226.

Mattsson, M., E. Johansson, T. Landborg, M. Larsson & C-M. Larsson, 1991.

Nitrogen utilization in N-limited barley during vegetative and generative growth. I. Growth and nitrate uptake kinetics in vegetative cultures grown at different relative addition rates of nitrate-N. *J. Exp. Botany* 42:197-205.

Melhuish, F.M. & A.R.G. Lang, 1968.

Quantitative studies of roots in soil I. Length and diameters of cotton roots in a clay-loam soil by analysis of surface-ground blocks of resin-impregnated soil. *Soil Science* 106:16-22.

Neuvel, J.J., 1990.

Stikstofbemesting bij spuitkool. Verslag nr. 102. PAGV.

Page, E.R. & J.B. Williams, 1977.

Response of drilled leeks grown on the flat to nitrogen: a comparison of broadcast solid forms with injected ammonia at various time of application. *Experimental Horticulture* 29:27-34.

Penning de Vries, F.W.T., A.H.M. Brunsting & H.H. van Laar, 1974.

Products requirements and efficiency of biosynthetic processes: A quantitative approach. *J. Theor. Biol.* 45:339-377.

Pons, T.L., F. Schieving, T. Hirose & M.J.A. Werger, 1989.

Optimization of leaf nitrogen allocation for canopy photosynthesis in *Lysimachia vulgaris*. In: *Causes and Consequences of Variation in Growth Rate and Productivity of Higher Plants*. H. Lambers, M.L. Cambridge, H. Konings & T.L. Pons, eds. SPB Academic Publishing, The Hague, pp. 175-186.

Poorter, H., C. Remkes & H. Lambers, 1990.

Carbon and nitrogen economy of 24 wild species differing in relative growth rate. *Plant Physiology* 94: 621-627.

Poorter, H. & C. Remkes, 1990.

Leaf area ratio and net assimilation rate of 24 wild species differing in relative growth rate. *Oecologia* 83:553-559.

Prins, W.H., K. Dilz & J.J. Neeteson, 1988.

Current recommendations for nitrogen fertilisation within the E.E.C. in relation to nitrate leaching. Proceedings no. 276, The Fertiliser Society, London, 27pp.

Schloemer, S, 1991.

Denitrifikation eines gemüsebaulich genutzten Bodens in Abhängigkeit von der Einarbeitung frischer Erntereste. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 154:265-269.

Schuurman, J.J. & B.E. Schäffner, 1974.

De wortelontwikkeling van enige tuinbouwgewassen op zandgrond. IB-rapport 11-74.

- Slangen, J.H.G., H.H.H. Titulaer, H. Niers & J. Van der Boon, 1989.
Stikstofbemesting van ijsla (*Lactuca sativa* var. *capitata*) (Veldproeven 1985-1987). Verslag nr 81. PAGV-Lelystad.
- Slangen, J.H.G., H.H.H. Titulaer, H. Niers & J. Van der Boon, 1990.
Stikstofbemesting van peen. Verslag nr 95. PAGV-Lelystad.
- Van der Werf, A., A. Kooijman, R. Welschen & H. Lambers, 1988.
Respiratory energy costs for the maintenance of biomass, for growth and for ion uptake in roots of *Carex diandra* and *Carex acutiformis*. *Physiol. Plant.* 72: 483-491.
- Van der Werf, A., T.Hirose & H. Lambers, 1989.
Variation in root respiration; Causes and consequences for growth. In: *Causes and Consequences of Variation in Growth Rate and Productivity of Higher Plants*. H. Lambers, M.L. Cambridge, H. Konings & T.L. Pons, eds. SPB Academic Publishing, The Hague, pp. 227-240.
- Van der Werf, A., D. Raaimakers, P. Poot & H. Lambers, 1991.
Evidence for a significant contribution of peroxidase-mediated O₂-uptake to root respiration of *Brachypodium pinnatum*. *Planta* 183: 347-352.
- Van der Werf, A., A.J.F. Visser, F. Schieving & H. Lambers, 1992a.
Evidence for optimal partitioning of biomass and nitrogen at a range of nitrogen availabilities for a fast- and slow-growing species. *Funct. Ecol.* in press.
- Van der Werf, A., R. Welschen & H. Lambers, 1992b.
Respiratory losses increase with decreasing inherent growth rate of a species and with decreasing nitrate supply: A search for explanation for these observations. In: *Molecular, Biochemical and Physiological Aspects of Plant Respiration*. H. Lambers & L.H.W. Van der Plas, eds. SPB Academic Publishing, The Hague, in press.
- Van der Werf, A., G. van den Berg, H.J.L. Ravenstein, H. Lambers & R. Eising, 1992c.
Protein turnover: A significant component of maintenance respiration in roots? In: *Molecular, Biochemical and Physiological Aspects of Plant Respiration*. H. Lambers & L.H.W. Van der Plas, eds. SPB Academic Publishing, The Hague, in press.
- Van Keulen, H. & N.G. Seligman, 1987.
Simulation of water use, nitrogen nutrition and growth of a spring wheat crop. *Simulation monographs*, Pudoc, Wageningen, 310 pp.
- Veen, B.W., 1980.
Energy costs of ion transport. In: *Genetic Engineering of Osmoregulation. Impact on Plant Productivity for Chemicals and Energy*. D.W. Rains, R.C. Valentine & A. Hollaender, eds. Plenum, New York, pp. 187-195.
- Visser, de R., C.J.T. Spitters & T.J. Bouma, 1992.
Energy cost of protein turnover: theoretical calculation and experimental estimation from regression of respiration on protein concentration of full grown leaves. In: *Molecular, Biochemical and Physiological Aspects of Plant Respiration*. H. Lambers & L.H. W. Van der Plas, Eds., SPB Academic Publishing, the Hague (in press).
- Welch, N.C., K.B. Tyler, D. Ririe & F.E Broadbent, 1985.
Nitrogen uptake by cauliflower. *California Agriculture*, May-June, pp. 12-13.
- Welch, N.C., K.B. Tyler, D. Ririe & F.E Broadbent, 1983.
Lettuce efficiency in using fertilizer nitrogen. *California Agriculture*, November-December, pp. 18-19
- Westerdijk, C.E., J. Alblas, H.H.H. Titulaer & G.J.M. van Dongen, 1991.
Stand van onderzoek stikstofvoorziening en -emissie. Interne mededeling nr, 826, PAGV-Lelystad.
- Willigen P. de & M. van Noordwijk, 1987.
Roots, plant production and nutriënt use efficiency. PhD. thesis, Agricultural University, Wageningen.

5 Stikstofbenutting en -verliezen in maïsteeltsystemen

J. Schröder & L. ten Holte

DLO-Centrum voor Agrobiologisch Onderzoek (CABO-DLO), Wageningen

Samenvatting

Bij de huidige maïsteeltsystemen treden grote verliezen van stikstof op. Een belangrijke oorzaak van deze verliezen zijn de hoge mestgiftten die vooralsnog op maïsland zijn toegestaan. Daarnaast spelen ook gewaskarakteristieken zoals beworteling en opnamepatroon, een rol bij de geringe stikstofbenutting. Door de hoeveelheid stikstof beter af te stemmen op de actuele situatie en meststoffen bij voorkeur alleen in het intensief doorwortelde deel van de bodem toe te dienen, kunnen verliezen tijdens en na het groeiseizoen worden beperkt. De stikstof die na de oogst van maïs achterblijft, kan voor een deel met wintergewassen worden onderschept en tijdelijk worden vastgelegd. Vanwege de late oogst is de opname door een wintergewas na maïs echter beperkt. Aangegeven wordt welk type onderzoek nodig is om maïsteeltsystemen met een geringe emissie te ontwikkelen.

5.1 Inleiding

Omdat er gedurende de winter een neerslagoverschot bestaat, zal minerale bodemstikstof die na de oogst van gewassen is achtergebleven ('residuele N') gemakkelijk uitspoelen en de kwaliteit van het oppervlakte- en grondwater ongunstig beïnvloeden. Maïs behoort tot de gewassen die veel stikstof (N) achterlaten. De betekenis hiervan voor het milieu is groot omdat ruim 10 procent van het totale bouwland- en graslandareaal in Nederland uit maïs bestaat. Op de zandgronden in het oosten en zuiden van Nederland maakt maïs ruim 20 % van het areaal uit. Op regionaal niveau kan de milieukundige betekenis van de maïsteelt daarom nog aanmerkelijk groter zijn (Tabel 5.1). De grote hoeveelheid residuele N na maïs is in een belangrijke mate een direct gevolg van overmatige bemesting met dierlijke mest. Opbrengst en kwaliteit van snijmaïs lijden hier niet of nauwelijks onder. Ook de huidige toegestane giftten op basis van fosfaatnormen, overtreffen de N-opname van maïs nog in hoge mate (Tabel 5.2). Een geslaagd maïsgewas neemt gemiddeld nl. 75 kg P₂O₅ en 175 kg N per ha op.

Tabel 5.1. Nitraatgehalte (mg nitraat-N/l) in het bovenste grondwater onder grasland, bouwland en maïsland op zandgrond in Gelderland en Limburg (Steenvoorden & Van Duijvenbooden, 1991).

Bodemgebruik	Gelderland	Limburg
grasland	26	20
bouwland	27	39
maïsland	112	44

Tabel 5.2. Toegestane fosfaatgiften op maïsland en de daarmee aangeboden hoeveelheden stikstof.

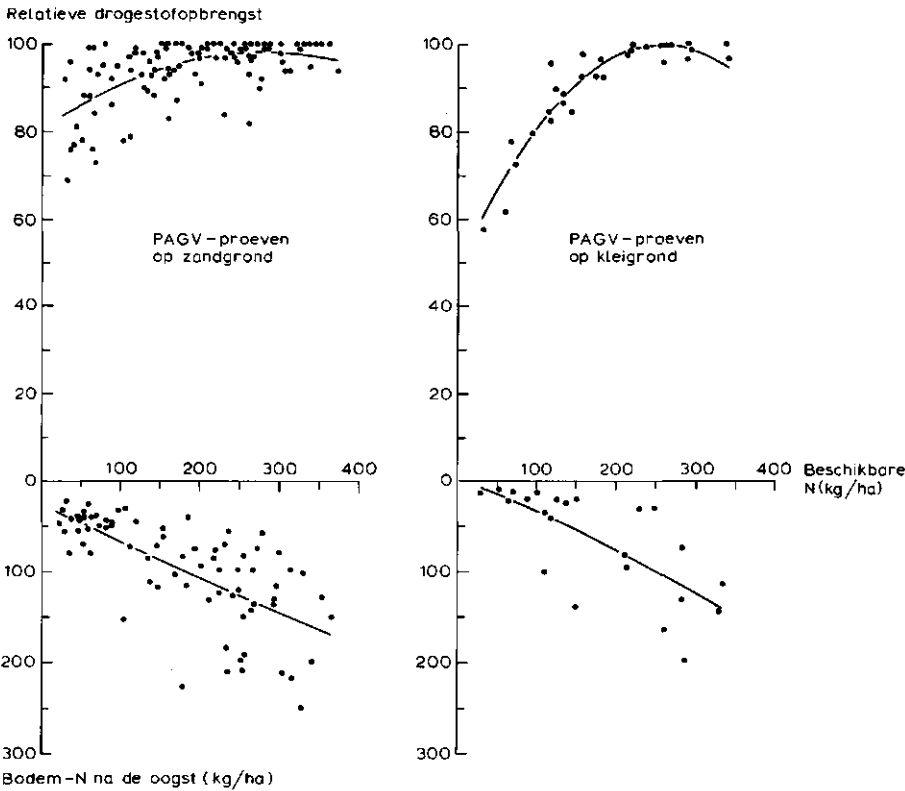
Periode	Mestsoort	Toegestane fosfaatgift (kg P ₂ O ₅ per ha)	Aangeboden stikstofgift (kg N-totaal per ha)
1992-1995	runderdrijfmest	250	660
1995-2000		125	330
na 2000		75	200
1992-1995	varkensdrijfmest	250	470
1995-2000		125	235
na 2000		75	140

5.2 De afstemming van vraag en aanbod van stikstof op maïsland

5.2.1 Afstemming van de hoeveelheid

5.2.1.1 Het effectieve aanbod van stikstof

Proefresultaten geven aan dat een beperking van het N-aanbod de hoeveelheid residuele N bij maïs aanmerkelijk verkleint (Figuur 5.1). Bij een N-aanbod van circa 200 kg per ha, voldoende voor een optimale productie, blijkt al veel residuele N achter te blijven. Dit is sterker het geval in proeven op zandgrond dan op kleigrond. Behalve door de grondsoort, wordt dit verklaard door het feit dat de ammoniak-depositie in kleigebieden geringer is en in de jaren voorafgaand aan de proefnemingen geen of weinig organische mest is toegediend. Voor zover depositie en nalevering later in het seizoen optreden, dragen ze niet bij tot plantenvoeding maar wel tot ophoping van residuele N.

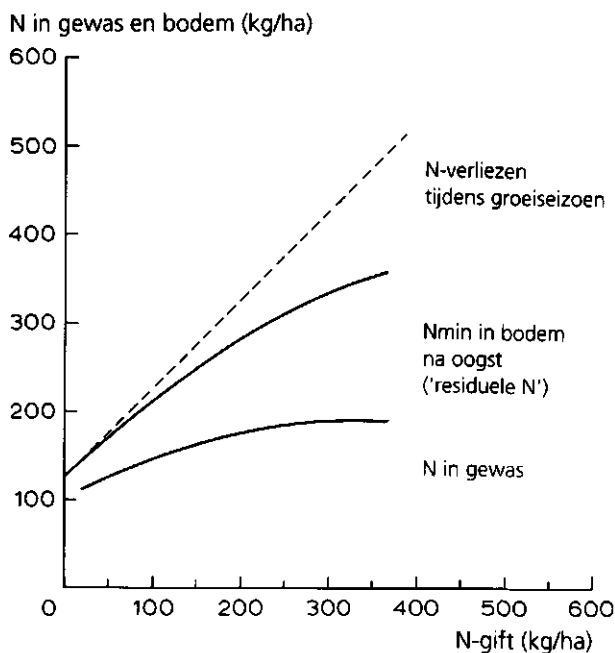


Figuur 5.1. Relaties tussen de beschikbare stikstof (kg N/ha, de som van minerale bodem-N (0-60 cm-mv, voorjaar), kunstmest-N en $\text{NH}_4\text{-N}$ uit dierlijke mest) de relatieve drogestofopbrengst van snijmaïs en de residuele stikstof na de oogst (kg N/ha, 0-60 cm-mv, herfst).

Ook als volledig van bemesting wordt afgezien, leveren bodem en lucht nog zoveel N, dat de opbrengstderiving aanvankelijk beperkt blijft tot 15-30 procent. De komende jaren moet uit onderzoek blijken binnen hoeveel jaren deze N-levering afneemt en aanvullende bemesting mogelijk is zonder de beoogde emissieniveaus te overschrijden.

Met gegevens van de voorraad minerale bodem-N aan het begin en het einde van het groeiseizoen, de mestgift en de N-onttrekking, kunnen balansen worden opgesteld waarmee de netto-mineralisatie kan worden berekend. De berekende netto-mineralisatie is het saldo van de niet apart gemeten posten bruto-mineralisatie en depositie enerzijds en verliezen anderzijds. Balansen van onbemeste veldjes geven aan dat tussen voorjaar en herfst minstens 100 kg N per ha beschikbaar komt via depositie en mineralisatie (Schröder, 1991). Het beoordelen van de N-efficiency van maïs op basis van het quotiënt van N-onttrekking en N-bemesting (e.g. Moll et al., 1982), gaat dan ook ten onrechte voorbij aan de bijdrage uit andere N-bronnen. Efficiëncies berekend op basis van de Apparent Nitrogen Recovery (De Wit, 1953) of

de terugwinning van ^{15}N , doen dit wel. Op die wijze wordt bij maïs een N-terugwinning van gemiddeld 40-50 procent berekend (Schröder, 1991). De berekende netto N-mineralisatie voor bemeste veldjes is doorgaans geringer dan die voor onbemeste. Balansen van met kunstmest-N bemeste veldjes geven aan dat tussen voorjaar en herfst circa 30 procent van de kunstmest-N verloren gaat (Jokela & Randall, 1989; Schröder, 1991). De extra vastlegging van N in de wortels van bemeste maïs is zo gering (Schröder, 1991) dat dit de lagere netto-mineralisatie op bemeste veldjes niet verklaart. Omdat de berekende verliezen toenemen als de balans op alleen de bovenste bodemlaag betrokken wordt en de verliezen doorgaans groter zijn in natte jaren, lijken uitspoelingsverliezen gedurende het groeiseizoen hierbij een rol te spelen. Bij gebruik van dierlijke mest kunnen extra verliezen optreden. Naast vervluchtiging van ammoniak spelen ook denitrificatieverliezen mogelijk een rol omdat met dierlijke mest een gemakkelijk afbreekbare C-bron wordt verstrekt (Guenzi et al., 1978). De geringe N-terugwinning door maïs wordt daarmee vermoedelijk zowel door verliezen tijdens het groeiseizoen als door een slechte benutting van de overblijvende N veroorzaakt. Samenvattend kan worden gesteld dat de minerale N die aan maïs wordt aangeboden, voor circa 40-50 procent door het gewas wordt opgenomen, 25-35 procent gedurende de groeiperiode zoekraakt en 20-30 procent bijdraagt aan een toename van de hoeveelheid residuële N (Figuur 5.2). De relatieve verliezen nemen toe naarmate overmatig bemest wordt.



Figuur 5.2. Verdeling van aangeboden kunstmest-N over gewasopname, verliezen gedurende het groeiseizoen en residuële N bij maïs (gebaseerd op 25 proeven op zandgrond).

5.2.1.2 Perceelseigenschappen

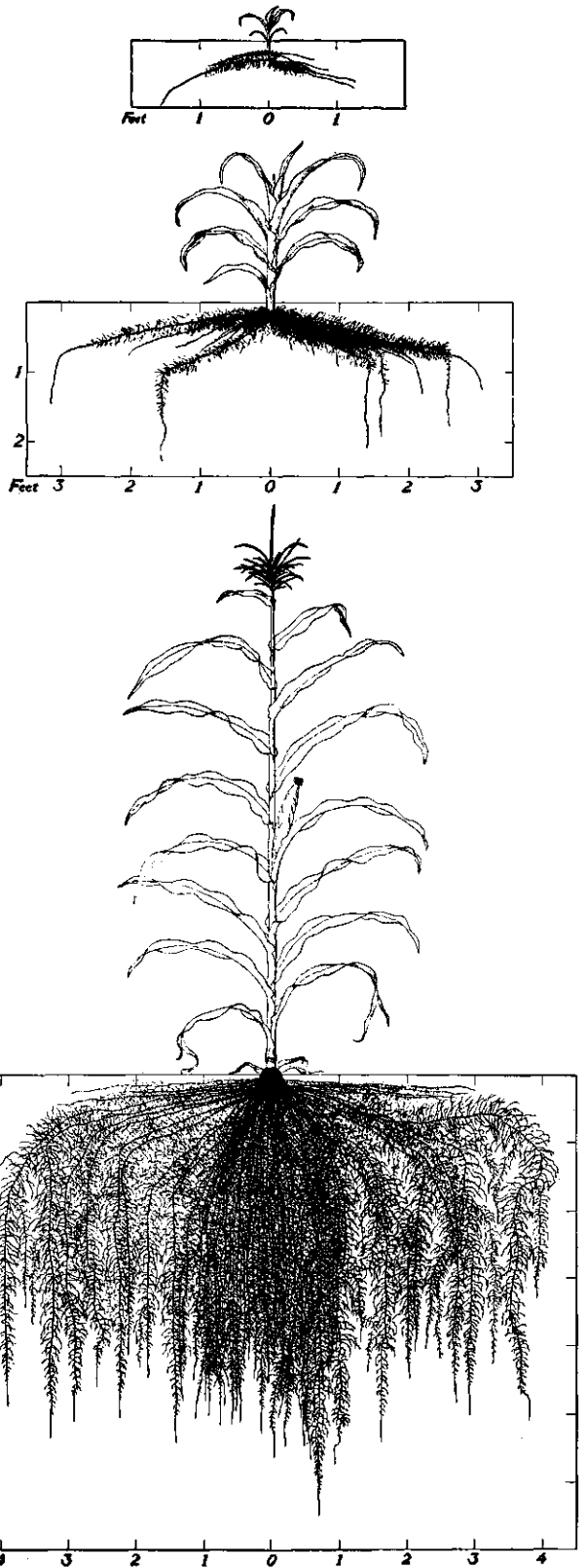
Onder gemiddelde omstandigheden bedraagt de netto-mineralisatie op maïspancelen in mei ongeveer 1 kg N per ha per dag. Per geval varieert het echter van 0 tot soms meer dan 2 kg. Omdat jonge maïsplantjes gunstig reageren op een tijdsgebonden hoge N-voorziening, worden N-meststoffen doorgaans toegediend voordat bekend is wat de netto-mineralisatie is. Een matige, terughoudende begingift biedt de mogelijkheid om de omvang van een aanvullende gift af te stemmen op de actuele netto-mineralisatie. Door een meting van de actuele voorraad eind mei, kunnen de gebruikelijke 'verzekeringsgiften' plaatsmaken voor een terughoudende bemesting die alleen in jaren met een geringe netto-mineralisatie wordt aangevuld. Bij een te sterke beperking van de begingift, zullen aanvullende giften een jaarlijks terugkerende praktijk worden. Aan een dergelijke routinematige N-deling kleven echter bezwaren waarop later wordt ingegaan.

In het nieuwe bemestingsadvies voor snijmaïs wordt met het N-leverend vermogen van het perceel rekening gehouden. Dit gebeurt door bij het bepalen van de startgift rekening te houden met de voorraad minerale N in de bodem en voorts een onderscheid te maken op basis van het gebruik van dierlijke mest in het verleden. Omdat de kleur van het gewas of de nitraatgehalten in blad en stengel onvolledige betrouwbare indicatoren zijn voor N-tekorten bij maïs, wordt in het nieuwe bemestingsadvies voor snijmaïs bepleit om eventuele aanvullende giften te baseren op de bodemvoorraad eind mei-begin juni en op die wijze in te spelen op een deel van de actuele mineralisatie (Noij & Schröder, 1992).

Een mogelijke andere oorzaak voor de hoge hoeveelheid residuele N is dat bemestingsadviezen ontleend zijn aan proeven waarin de vochtvoorziening in orde was. In proeven worden daardoor hoge opbrengst- en onttrekkingsniveaus gerealiseerd. Op praktijkpercelen wordt de opbrengst echter dikwijls door vocht gelimiteerd. Voorzover droogtestress plaatsvindt tijdens de periode van N-opname, kan die leiden tot een extra toename van residuele N na de oogst. Daarom is aanvullend onderzoek nodig naar de mogelijkheid om de gift bij maïs op basis van de vochtvoorziening c.q. opbrengstverwachting te verfijnen. Dit lijkt lastig omdat, anders dan bij gras, droogtestress meestal pas laat in het seizoen optreedt terwijl N-aanbod en N-opname sterk vooruitlopen op de drogestofproductie. Bovendien bestaat er een bodemkundige koppeling van droogtegevoeligheid en de gevoeligheid voor uitspoeling. Vanuit een opbrengsthoogtepunt noopt de eerste eigenschap tot een verlaging van de N-gift, de tweede echter juist tot een verhoging.

5.2.2 Afstemming in ruimte en tijd

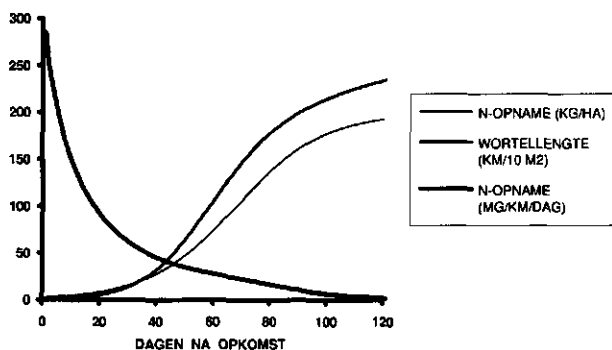
De grote hoeveelheid residuele N na maïs, wordt niet alleen door een overmatig aanbod, maar ook door gewaseigenschappen als beworteling en opnamepatroon bepaald. De benutting van N is dan ook gebaat bij een goede ruimtelijke afstemming ('synlocalisatie') en een goede temporele afstemming ('synchronisatie') van actieve wortels en opgeloste N (De Willigen & Van Noordwijk, 1987). Maïswortels zijn de eerste paar maanden van het seizoen onregelmatig over het profiel verdeeld zodat dit aspect extra aandacht behoeft (Figuur 5.3).



Figuur 5.3. Ruimtelijke verdeling van het wortelstelsel van maïs begin juni, half juni en eind juli (Kiesselbach, 1949).

5.2.2.1 Synlocalisatie

In de eerste zes weken na opkomst is de bewortelingsdichtheid vlak onder de plant circa 4 cm^3 hetgeen door De Willigen & Van Noordwijk (1987) als ruim voldoende voor N-opname wordt aangemerkt. Midden tussen twee maïsrijen echter, heeft op dat tijdstip nog niet of nauwelijks beworteling plaatsgevonden. Maïswortels zijn ook in de diepte niet gelijkmatig verdeeld. Vooral vroeg in het seizoen bevindt ruim driekwart van de wortels zich in de bovenste helft van de bewortelde laag van de bodem. De beperkte omvang van de beworteling stelt daarbij in het begin van het seizoen veel hogere eisen aan de snelheid waarmee N per eenheid wortellengte kan worden opgenomen dan later in het seizoen (Figuur 5.4).



Figuur 5.4. Stikstofopname (kg/ha), wortellengte (km/10 m²) en dagelijkse N-opname per eenheid wortellengte (mg/km.dag) bij maïs in de loop van het groeiseizoen.

Vanwege de grote rijenafstand (75 cm) en de aanvankelijk beperkte beworteling, wordt de N uit een beperkt bodemvolume betrokken. Dit is nog sterker het geval in een koude bodem waarin wortels langzamer en oppervlakkiger groeien en per eenheid drogestof bovendien minder lang worden (Schröder, 1991). Diffusiesnelheden zijn zodanig beperkt dat tijdens het seizoen (Maidl, 1990) en soms tot na de oogst (Aufhammer et al., 1991), horizontale N-gradiënten in het profiel herkenbaar zijn. Alleen bij hoge N-concentraties kan met de transpiratiestroom en door diffusie voldoende N worden aangevoerd. Uit proeven blijkt dan ook dat maïs gunstig reageert op een N-aanbod dat in omvang en tijd vooruitloopt op de N-opname en dat de groei van maïs aanvankelijk niet zozeer door de beschikbaarheid van N in het potentieel bewortelbare profiel bepaald wordt, als wel door die in het actueel bewortelde profiel. Dat verklaart waarom maïs ook bij ruime giften dierlijke mest gunstig reageert op aanvullende N-giften als de mest-N voor een groot deel onder in het bewortelbare deel van het profiel terecht is gekomen (Schröder & Dilz, 1987). Om aanvullende N-giften te beperken en de N uit dierlijke mest zo goed mogelijk te benutten, zou dierlijke mest op maïsland daarom zo ondiep mogelijk moeten worden ingewerkt.

Tabel 5.3. Effecten van plaatsing van stikstof op de relatieve drogestofopbrengst van snijmaïs.

Bron	N-gift	Plaatsing van de meststof			
		geheel breedwerpig	deel breedw., deel bij de plant	geheel bij de plant	tussen de rijen
Schröder, 1991	80	94	99	-	-
	120	97	99	-	-
	160	100	101	-	-
Maidl, 1990	120	95	97-102	-	-
	180	100	98-99	-	-
Maddux et al., 1991	168	100	-	108	-
Sawyer et al., 1991	293*	-	-	109	100

* dierlijke mest

Lage temperaturen beperken niet alleen de beworteling maar ook het functioneren van wortels. Wellicht verklaart ook dat waarom maïs positief reageert op een hoog N-aanbod in een vroeg stadium. Maïs blijkt dan ook zeer gunstig te reageren op het plaatsen van meststoffen nabij de plant (Tabel 5.3). De benutbaarheid van N neemt in dat geval toe zodat eenzelfde N-opbrengst respectievelijk drogestofopbrengst, met minder bemesting gerealiseerd kan worden. De reductie van de N-gift die nodig is om acceptabele hoeveelheden residuele N achter te laten, hoeft dus niet gepaard te gaan met een sterke reductie van de opbrengst als tegelijkertijd de plaatsing van de meststof geoptimaliseerd wordt. C.T. de Wit analyseerde de achtergrond van deze verschijnselen al 40 jaar geleden (De Wit, 1953).

Vanuit het voornoemde gezichtspunt doen het PAGV en het IB-DLO onderzoek naar de plaatsingsdiepte van dierlijke mest en de vervanging van breedwerpig gestrooide door bij de rij geplaatste kunstmest-N. Onderzoek van Sawyer et al. (1991) geeft aan dat maïs meer produceert naarmate de planten dichter bij de sleuf gezaaid worden waarin de mest geïnjecteerd wordt. Door het CABO-DLO zal de komende jaren in rhizolab- en veldproeven worden bestudeerd welke perspectieven deze techniek heeft voor het verbeteren van de benutting van dierlijke mest.

In het rassenonderzoek worden opbrengst en kwaliteit van genotypen beproefd onder gangbare teeltomstandigheden. De N-voorziening is in dat geval ruim, zodat op andere eigenschappen geselecteerd wordt dan op het vermogen om N te benutten. Er bestaan geen duidelijke aanwijzingen voor genotypische verschillen in activiteit per eenheid wortel. De ruimtelijke en temporele verdeling van wortels verschilt

echter wel tussen genotypen. Verschillen in bovengrondse groei tussen rassen worden in sterke mate door koudegevoeligheid bepaald. Wellicht is deze eigenschap ook van invloed op de ondergrondse groei van maïs. Voorts is het denkbaar dat genotypen verschillen in de mate waarin en het tijdstip waarop assimilaten aan de wortels worden toegewezen. Bij een restrictieve bemesting van maïs kunnen wortelingseigenschappen alsnog belangrijk worden voor de rangorde van rassen. Met modelberekeningen kan duidelijk worden welke betekenis de afzonderlijke eigenschappen hebben voor de benutting van N (De Willigen & Van Noordwijk, 1987). Vervolgens moet worden nagegaan hoeveel genotypische variatie er bij maïs bestaat voor de relevant geachte eigenschappen.

Uit het voorgaande blijkt dat de afstand tussen wortels en N verkleind kan worden door rijenbemesting of door het selecteren van genotypen met een snellere, meer uitgebreide beworteling. Het vernauwen van de gebruikelijke rijenafstand (75 cm) verkleint de afstand tussen wortels en N eveneens. Deze maatregel heeft echter als nadeel dat mechanische onkruidbestrijding minder gemakkelijk wordt terwijl aan de vervanging van chemische door mechanische onkruidbestrijdingsmethoden grote behoefte bestaat.

5.2.2.2 Synchronisatie

In de eerste zes weken na opkomst neemt maïs niet meer dan enkele tientallen kg N per ha op. Het overgrote deel van de opname vindt plaats in de maanden juni en juli. Daarbij moet in circa acht weken 150 kg N per ha worden opgenomen. Opnamesnelheden kunnen daarbij regelmatig oplopen tot 5 kg N per ha per dag. Veel onderzoek heeft zich op de vraag gericht of N-meststoffen omwille van een goede benutting voor de zaai dan wel pas in de loop van het groeiseizoen moeten worden toegediend. Hoewel het op het eerste gezicht aantrekkelijk lijkt om N pas dan aan te bieden wanneer de plant deze in versterkte mate gaat opnemen, geven proefresultaten aan dat dit alleen een aantrekkelijke werkwijze is in maïsteelssystemen die gekenmerkt worden door een sterk beperkte bewortelingsdiepte gecombineerd met een zeer hoge voorjaarsneerslag. Hiervan is in Nederland in het algemeen geen sprake. In dat geval overweegt het belang van een tijdig N-aanbod zoals in het voorgaande is beargumenteerd.

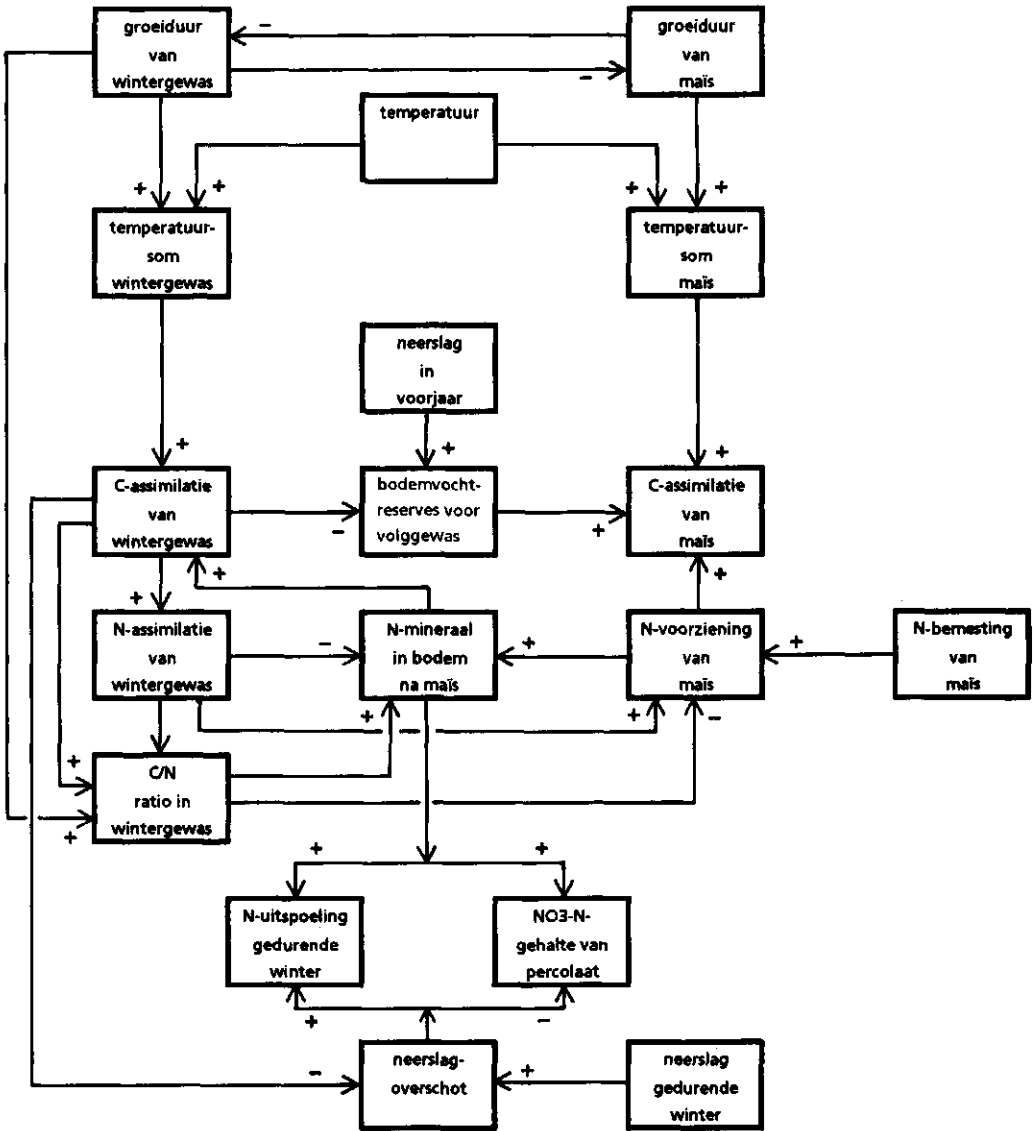
Uitstel van de N-gift heeft voorts als nadeel dat een toediening in het gewas hoge eisen stelt aan machine, bodem en weer teneinde het gewas en in het bijzonder de wortels niet te beschadigen. Bij niet-ingewerkte meststoffen moet er voldoende neerslag zijn om N en wortels met elkaar in contact te brengen. Een ander nadeel is dat late giften, om bladverbranding te voorkomen, in het gebied tussen de rijen moeten worden toegediend; vanuit een benuttingsoogpunt is dat de minst geschikte plaats. Optimalisering van het tijdstip en optimalisering van de plaats zijn daarmee min of meer strijdige doelen. Uitgestelde N-giften leiden bovendien dikwijls tot een grotere hoeveelheid residuele N (Jokela & Randall, 1989; Schröder & de la Lande Cremer, 1989; Ruselle et al., 1981). Van vroegtijdig toegediende N is blijkens balansen al een groter deel tijdens het groeiseizoen verloren.

Synchronisatieproblemen kunnen zich ook aan het einde van het groeiseizoen voordoen. Na de bloei, eind juli, neemt de opname van N sterk af zodat bodem-N die na eind juli mineraliseert, grotendeels ophoopt. Ook dat kan bijdragen aan een verdere verhoging van de hoeveelheid residuele N.

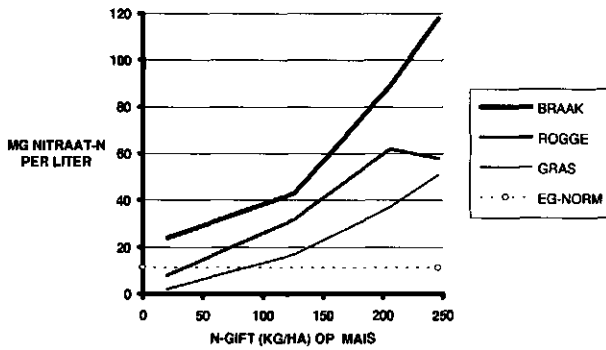
5.2.3 Wintergewassen

In het voorgaande is de nadruk gelegd op mogelijkheden voor het voorkómen van residuele N. Op zichzelf is het vastleggen van residuele N ook een methode om emissies te beperken. Het stro dat bij de teelt van korrelmaïs, CCM of MKS achterblijft leent zich hier niet voor vanwege het lage C-N-quotiënt in vergelijking met bijvoorbeeld tarwestro. Vastlegging moet daarom plaatsvinden met wintergewassen die na de maïsoogst in de herfst of als ondervrucht in de zomer worden gezaaid (Ten Holte, 1991).

Wintergewassen bieden de mogelijkheid om hoofdgewassen optimaal van N te voorzien en de residuele N die daar het gevolg van is, tijdelijk vast te leggen gedurende periodes waarin een hoge N-concentratie in het bodemvocht ongewenst is. De relaties tussen residuele N, N-opname in een wintergewas en N-uitspoeling liggen evenwel aanmerkelijk gecompliceerder (Figuur 5.5) dan dikwijls verondersteld wordt. In de eerste plaats zijn de groeimogelijkheden na maïs beperkt in vergelijking met wintergewassen na granen of peulvruchten. De N-opname door wintergewassen na maïs wordt daarom meer door de temperatuursom tussen inzaai en onderwerken beperkt dan door de hoeveelheid residuele N. Dit heeft tot gevolg dat slechts een deel van de residuele N door het wintergewas kan worden vastgelegd. De N-opname is hoger naarmate het wintergewas later in het voorjaar wordt ondergewerkt. De C-opbrengst neemt daarbij echter sterker toe dan de N-opbrengst. Dit kan een tijdige afbraak belemmeren (Scott et al., 1987; Wagger, 1989) zodat een deel van de vastgelegde N in de volgende herfst tot een extra verhoging van de hoeveelheid residuele N bijdraagt. Het tijdig scheuren van wintergewassen bevordert daarom de vertering. Bovendien helpt het om voldoende vocht voor het volggewas beschikbaar te houden en dit volggewas op tijd te kunnen zaaien. Dat laatste is nodig om vroeg te kunnen oogsten zodat geen wissel getrokken wordt op de groeimogelijkheden van een volgend wintergewas. Kennelijk bestaat er een dilemma tussen de wens om zoveel mogelijk N in een wintergewas op te slaan en de wens om deze N door een volggewas zo goed mogelijk te laten benutten. Bovengenoemde aspecten worden bevestigd in onderzoek op ROC Heino. PAGV, SC-DLO en CABO-DLO volgen daar de N-huishouding van maïsteelssystemen met en zonder wintergewas. De temperatuur blijkt een overheersende factor voor de uiteindelijke N-opname van wintergewassen na maïs. In een gemiddeld jaar zal de totale opname in boven- en ondergrondse delen niet meer dan 40 kg N per ha bedragen. Gemiddeld over de drie afgelopen jaren, hebben wintergewassen de uitspoeling van nitraat met 50 procent gereduceerd. Nitraatconcentraties onder optimaal bemeste maïspcelen zonder wintergewas, zijn gemiddeld evenwel lager dan die onder overmatig bemeste pcelen mét wintergewas (Figuur 5.6). Overigens werd vrijwel steeds meer dan 11.4 mg nitraat-N per liter, de EG-norm voor drinkwater, aangetroffen. Verder blijkt van de N die in wintergewassen wordt opgeslagen, gemiddeld slechts 35 procent benut te worden door een volgend maïsgewas. Het is nog niet duidelijk in welke mate dit moet worden toegeschreven aan verliezen, dan wel aan een onvoldoende snelle afbraak van de ondergewerkte wintergewassen (Schröder et al., 1992).



Figuur 5.5. Relatiediagram van de N-huishouding bij continue teelt van snijmaïs en wintergewassen op zandgrond.



Figuur 5.6. Gemiddeld nitraatgehalte onder maïsland gedurende de winter (november-april) in relatie tot de N-gift (som van $\text{NH}_4\text{-N}$ in dierlijke mest en kunstmest-N) op maïsland en het gebruik van wintergewassen (ROC Heino, PAGV, CABO-DLO, SC-DLO: 1988/89-1990/91).

5.3 Interacties tussen de stikstofstromen van maïs en gras in bedrijfsverband

Op zandgrond komt naast iedere 3 ha gras gemiddeld 1 ha maïs voor. Omdat vooral onder gemaaid grasland doorgaans minder residuele N overblijft dan onder maïsland, is de nitraatmissie geringer naarmate het regionale grondgebruik meer uit gras bestaat. Daar staat tegenover dat ammoniakemissie die voor een deel het gevolg is van eiwitrijke grasrantsoenen, juist door de toevoeging van N-arme producten als maïs gereduceerd kan worden. Bij vervanging van maïs door gras wordt de beperking van de N-emissie als nitraat zodoende gesubstitueerd door een toename van de N-emissie als ammoniak.

Er bestaan meer wisselwerkingen tussen maatregelen op grasland en op maïsland met gevolgen voor de N-emissies op bedrijfsniveau. Zoals aangegeven reageert de N-benutting door maïs gunstig op het plaatsen van meststoffen. Als maïs met kunstmest-N bemest wordt omdat die vanuit een technisch oogpunt gemakkelijker plaatsbaar is en men tegelijkertijd niet overmatig wil bemesten, heeft dit tot gevolg dat een groter deel van de geproduceerde mest op het grasland aangewend moet worden. Emissiebeperkende maatregelen op maïsland kunnen daarmee gevolgen hebben voor emissies op grasland.

Op een aantal bedrijven worden maïs en gras in vruchtwisseling verbouwd. De bestrijding van moeheidverschijnselen, een betere verdeling van mest over de percelen en het beperken van braakperiodes gedurende de winter, vormen daarbij de overwegingen. Hoewel dit de N-benutting in bedrijfsverband ten goede kan komen, brengt vruchtwisseling met zich mee dat het grasland van tijd tot tijd gescheurd wordt. Naar de hoeveelheid beoordeeld, kan de hoeveelheid N die bij scheuren vrijkomt door een volgend maïsgewas worden benut als het grasland niet te oud is (Schröder et al., 1992). Niettemin is het discutabel of de N-benutting op bedrijfsni-

veau gediend is met een vruchtwisseling van maïs na gras. Voordat de N die in de graszode is opgeslagen kan worden benut, moet deze mineraliseren. Bovendien komt de N in gelijke mate bij en tussen de gewasrijen vrij, zoals het geval is bij een breedwerpige bemesting. Van maïs is nu juist bekend dat de N-benutting sterk van synlocalisatie en synchronisatie afhangt. Aan eisen van afstemming in ruimte en tijd is bij continue teelt, zelfs bij bemesting met dierlijke mest (Sawyer et al., 1991), beter te voldoen dan met gescheurd gras. Daarom sluiten gewassen met een geringere tussen-plant afstand en een langere periode van N-opname zoals voederbieten of gras zelf, wellicht beter aan bij de ruimtelijke en temporele N-levering van gescheurd gras.

5.4 Onderzoeksvragen

Het huidige inzicht in de N-huishouding van maïsteeltsystemen biedt al veel aanknopingspunten om N-verliezen te voorkomen. Voor de fijnregeling is echter nader onderzoek nodig.

Temperatuur en neerslag hebben een uiterst complexe invloed op de temporele en ruimtelijke verdeling van wortels en minerale N. Door deze factoren in rekenmodellen te integreren, kan op een systematische wijze worden verkend welke combinatie van bodem- en weersomstandigheden de N-benutting door maïs negatief beïnvloedt. Omdat beworteling, nutriëntenaanbod en neerslag in maïsteeltsystemen horizontaal niet homogeen verdeeld zijn, dient de bodem daarbij niet laagsgewijs beschreven te worden maar compartimentsgewijs. De Willigen & Van Noordwijk (1987) ontwikkelden een model volgens deze benadering waarmee ze het effect van gewas- en teeltaspecten doorrekenden voor maïs in de humide tropen. Door aanpassingen van dat model moet het mogelijk worden om maïsteeltsystemen onder gematigde klimaatsomstandigheden te evalueren. Daarmee kan worden geformuleerd welke combinatie van teeltmaatregelen onder de gegeven bodem- en weersomstandigheden een beoogd opbrengst- en emissieniveau realiseert. Daarnaast zal aandacht geschonken moeten worden aan de betekenis van genotypische variatie met betrekking tot bewortelingseigenschappen voor de benutting van N. Het veldonderzoek naar het verloop van de N-opname en N-levering door wintergewassen zal de kwantitatieve gegevens moeten leveren om het netto-effect op N-verliezen te kunnen vaststellen.

Zoals aangegeven kunnen maatregelen op maïsland gevolgen hebben voor emissies elders in het bedrijf. Modelverkenningen op bedrijfsniveau (van de Ven, 1990) kunnen aangeven welke combinaties van gras- en maïsteeltsystemen N-emissies minimaliseren en plantaardige en dierlijke productie maximaliseren.

In het onderzoek dient voorts aandacht geschonken te worden aan de lange-termijn effecten van een restrictieve bemesting. Hierbij zal in het bijzonder aandacht nodig zijn voor omvang en tijdsverloop van de afbraak van organische stof.

5.5 Literatuur

- Aufhammer, W.E., 1991.
Stickstoffopname van en Stickstoffverlageringspotential onder Maisbestanden. *Mais-DMK* 4/91, 30-32.
- Guenzi, W.D., W.E. Beard, F.S. Watanabe, S.R. Olsen & L.K. Porter, 1978.
Nitrification and denitrification in cattle manure-amended soil. *Journal of Environmental Quality* 2, 196-202.
- Holte, L. ten, 1991.
Gras onder maïs. *Dossier Gewasbescherming* 12, 42-43.
- Jokela, W.E. & G.W. Randall, 1989.
Corn yield and residual soil nitrate as affected by time and rate of nitrogen application. *Agronomy Journal* 81, 720-726.
- Kiesselbach, T.A., 1949.
The structure and reproduction of corn. *Res. Bull.* 161, Agricultural Experimental Station University of Nebraska, 96 pp.
- Maddux, L.D., C.W. Raczkowski, D.E. Kissel & P.L. Barnes, 1991.
Broadcast and subsurface-banded urea nitrogen in urea ammonium nitrate applied to corn. *Soil Science Society of America Journal* 55, 264-267.
- Maidl, F.X., 1990.
Pflanzenbauliche Aspekte einer gezielten N-Versorgung und verbesserten N-Ausnutzung. *Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch* 2/90, 77-87.
- Moll, R.H., E.J. Kamprath & W.A. Jackson, 1982.
Analysis and interpretation of factors which contribute to efficiency of nitrogen utilization. *Agronomy Journal* 74, 562-564.
- Noij, I.G.A.M. & J. Schröder, 1992.
Stikstofbestedingsadvies voor maïs op basis van grondonderzoek. Intern rapport IKC-Rundvee, Paarden en Schapen, Lelystad (in druk).
- Russelle, M.P., E.J. Deibert, R.D. Hauck, M. Stevanovic & R.A. Olson, 1981.
Effects of water and nitrogen management on yield and 15 N depleted fertilizer use efficiency of irrigated corn. *Soil Science Society of America Journal* 45, 553-558.
- Sawyer, J.E., M.A. Schmitt, R.G. Hoeft, J.C. Siemens & D.H. Vanderholm, 1991.
Corn production associated with liquid beef manure application methods. *Journal of Production Agriculture* 3, 335-344.
- Schröder, J. & K. Ditz, 1987.
Cattle slurry and farmyard manure as fertilizers for forage maize. In: H.G. van der Meer et al. (Eds.), *Animal manure on grassland and fodder crops*. Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht, 137-156.
- Schröder, J. & L.C.N de la Lande Cremer, 1989.
Toedienen van drijfmest in maïs (vervolgonderzoek 1985-1987). *PAGV-verslag* 85, PAGV, Lelystad, 52 pp.
- Schröder, J., 1991.
De benutting van stikstof door maïs met speciale aandacht voor de wortels. *Verslag* 152, CABO-DLO, Wageningen, 53 pp.
- Schröder, J., W.J.M. de Groot & W. van Dijk, 1992.
Nitrogen losses from maize as affected by catch crops. *Annals of Applied Biology* (aangeboden)

Schröder, J., T. Baan Hofman, H. Everts & W. van Dijk, 1992.

Graslandvernieuwing en vruchtwisseling: een logische combinatie? In: Gebundelde Verslagen Nederlandse Vereniging voor Weide- en Voederbouw n.a.v. Themadag Graslandvernieuwing, 5 november 1991 (in druk).

Scott, T.W., J. Mt. Pleasant, R.F. Burt & D.J. Otis, 1987.

Contributions of ground cover, dry matter and nitrogen from intercrops and cover crops in a corn poly-culture system. *Agronomy Journal* 79, 792-798.

Steenvoorden, J.H.A.M. & W. van Duijvenbouden, 1991.

Nitraatuitspoeling. In: Van der Meer, H.G. (Ed.) Stikstofbenutting en -verliezen van gras- en maïsland. DLO, Wageningen, 134 pp.

Ven, G.W.J. van de, 1990.

Optimalisering van ruwvoederproductie en gebruik van dierlijke mest in relatie tot milieu-eisen: een tussenstand van zaken. In: Breeuwsma, A. & H.A.C. Verkerk (Eds.) Milieu-effecten van dierlijke mest. DLO, Wageningen, 9-24.

Wagger, M.G, 1989.

Time of desiccation effects on plant composition and subsequent nitrogen release from several winter annual cover crops. *Agronomy Journal* 81, 236-241.

Willigen, P. de & M. van Noordwijk, 1987.

Roots, plant production and nutrient use efficiency. PhD Thesis Agricultural University Wageningen, 282 pp.

Wit, C.T. de, 1953.

A physical theory on placement of fertilizers. Verslagen van Landbouwkundig Onderzoekingen No 59.4, Staatsdrukkerij, Den Haag, 71 pp.

6 Modelberekeningen omtrent de risico's van minerale stikstofophoping in het najaar bij enige akkerbouwgewassen en vollegrondsgroenten

P. de Willigen, W.P. Wadman & M. van Noordwijk
DLO-Instituut voor Bodemvruchtbaarheid (IB-DLO), Haren

Samenvatting

Nitraatuitspoeling in de akkerbouw en vollegrondsgroenteteelt treedt voornamelijk op als gevolg van het niet volledig benutten van de minerale stikstof in de bodem tijdens het groeiseizoen en door aanvoer van minerale stikstof na het groeiseizoen, bijvoorbeeld door mineralisatie en depositie. Een eerste vraag is of de toegepaste stikstofbemesting inderdaad nodig is voor de gewenste gewasgroei. Getracht wordt hier deze vraag te beantwoorden via enerzijds modellen voor stikstofopname onder homogene omstandigheden en anderzijds via modellen die de variatie van het stikstofaanbod voor een populatie planten beschouwen. Aan de hand van bewortelingsgegevens en dagelijkse stikstofbehoefte van een aantal gewassen werd voor een homogene situatie berekend dat als de voorraad minerale stikstof in de bouwvoor aan het einde van het groeiseizoen hoger is dan ca. 2-14 kg per ha de meeste gewassen gedurende die periode geen tekort aan stikstof hebben, dit onder de voorwaarde dat het volumetrisch vochtgehalte van de bouwvoor niet lager is dan 30 %. Spinazie echter is een voorbeeld van een gewas waarvoor zo een residu van ca. 40 kg/ha werd berekend. Dit is voornamelijk een gevolg van de betrekkelijk lage bewortelingsintensiteit, gekoppeld aan een hoge stikstofbehoefte van de bovengrondse delen kort voor de oogst. Ruimtelijke variabiliteit in stikstoflevering door de bodem, stikstofbemesting en opname-efficiëntie binnen een gewas leidt tot een hogere optimale bemesting en een hoger residu aan minerale stikstof. Luxe consumptie van stikstof vormt een mechanisme waardoor effecten van heterogeniteit kunnen worden verminderd. Volgens modelberekeningen zou het residu voor tarwe en spinazie door effecten van ruimtelijke variabiliteit met enkele tientallen kilo's worden verhoogd. Het toevoegen van gewasresten aan de bodem in het najaar kan in afhankelijkheid van de C/N-verhouding ervan leiden tot vastlegging of mineralisatie van stikstof. Gezien de hoeveelheid minerale stikstof die hiermee gemoeid kan zijn, kunnen de effecten van gewasresten op de nitraatuitspoeling op voorhand niet worden verwaarloosd.

6.1 Inleiding

In de Nederlandse akkerbouw en vollegrondsgroenteteelt worden stikstofmeststoffen toegediend voor het behalen van een economisch optimale produktie en gewenste gewaskwaliteit. Gemiddeld wordt er in de akkerbouwsector, naast dierlijke mest, jaarlijks per ha ca. 170 kg aan kunstmeststikstof toegediend. Een aanzienlijk deel van de aangevoerde meststoffen wordt niet afgevoerd in de vorm van geoogste produkten. Deze resterende hoeveelheid stikstof belast voor een deel het grond- en oppervlaktewater.

De toenemende zorg voor een schoon milieu brengt met zich mee dat de eisen die aan landbouwproductiesystemen worden gesteld steeds strenger worden. Hierdoor ontstaat een steeds grotere behoefte aan stikstofbemestingsstrategieën die erop gericht zijn een rendabele bedrijfsvoering mogelijk te maken bij, voor zover het om stikstofuitspoeling gaat, een acceptabele grond- en oppervlaktewaterbelasting.

Stikstof spoelt vrijwel alleen uit in de vorm van nitraat. Tijdens het groeiseizoen zal onder Nederlandse omstandigheden de uitspoeling van stikstof op landbouwgronden van geringe omvang zijn. Dan is immers gemiddeld de verdamping groter dan de neerslag. Verliezen door uitspoeling treden op in het winterhalfjaar, en het ligt dan ook voor de hand dat er in de eerste plaats voor gezorgd dient te worden dat een minimale hoeveelheid nitraat in de bodem achterblijft aan het eind van het groeiseizoen, met andere woorden dat het gewas een zo groot mogelijk deel van de aangeboden stikstof opneemt.

In dit artikel zullen de resultaten van modelberekeningen worden getoond die aangeven wat de belangrijkste beperkingen zijn voor een efficiënte stikstofopname door het gewas. Hierbij spelen de mogelijkheden van beworteling en van transport van water en stikstof naar plantewortels een belangrijke rol (De Willigen & Van Noordwijk, 1987). Met deze berekeningen kan worden aangegeven in hoeverre de bodem moet worden voorzien van een zekere overmaat aan stikstof om aan de stikstofbehoefte van het gewas voor een optimale produktie of gewenste kwaliteit te voldoen.

Al sinds geruime tijd worden modellen gebruikt om de stikstofkringloop in het bodem/plant-systeem te beschrijven. Tijdens een workshop, georganiseerd in het kader van de viering van het honderdjarig bestaan van het IB-DLO in 1990, werden veertien modellen over de stikstofkringloop gepresenteerd (Groot et al., 1991).

Voorafgaande aan de workshop werden aan alle deelnemers gegevens verstrekt van stikstofbemestingsproeven met wintertarwe (Groot & Verberne, 1991) met het verzoek deze te gebruiken in modelberekeningen. Bij vergelijking van de verrichtingen van de modellen (de Willigen, 1991) bleek simulatie van de processen die zich in de bodem afspelen en met name de bodembioologische processen de meeste moeilijkheden op te leveren. Vooral simulatie van stikstofmineralisatie blijft een groot probleem. Wellicht zal men, anders dan tot nu toe in het algemeen is gebeurd, meer aandacht moeten schenken aan de rol van de bodemfauna (de Ruiters & van Veen, 1992).

In de meeste modellen die de stikstofkringloop in het bodem/plant-systeem beschrijven worden bodemlagen voor wat betreft de stikstoflevering homogeen in het

horizontale vlak verondersteld. Berekeningen tonen aan dat de mogelijkheden voor het voldoen aan milieu-eisen bij een economisch optimale productie verkleind worden bij variatie in stikstoflevering van de bodem binnen een perceel (Van Noordwijk & Wadman, 1992).

Niet alle stikstof die door een gewas wordt opgenomen en nodig is voor een optimale productie of gewenste kwaliteit wordt met oogstprodukten afgevoerd.

Stikstof in oogstresten komt voor het overgrote deel in organische vorm voor, maar kan door bodemfauna en -flora worden omgezet in minerale vorm. Vooral bij gewassen waarbij veel bladrijke oogstresten kunnen worden achtergelaten in het najaar, zoals bij enkele vollegrondsgroenten en bij suikerbieten, bestaat het risico dat een aanzienlijke hoeveelheid stikstof vrijkomt op een ongewenst tijdstip, waardoor het gevaar voor stikstofuitspoeling toeneemt. Aan de hand van modelberekeningen zal hierop verder worden ingegaan.

Om lage stikstofresiduen bij de oogst te realiseren is een goede opbrengstvoorspelling en voorspelling van stikstoflevering door de bodem nodig. Onzekerheid hieromtrent zal leiden tot verhoging van bemesting en daarmee van de hoeveelheid achtergelaten minerale stikstof.

6.2 Uitspoeling

In Nederland begint gemiddeld vanaf medio september de neerslag de verdamping te overtreffen. Dit neerslagoverschot houdt aan tot in maart. Behoudens incidentele gevallen vindt uitspoeling dan ook in deze periode plaats. Burns & Greenwood (1982), en Strebel & Renger (1978) hebben dit ook aangetoond voor het verwante kimaat in Engeland en Noord-Duitsland.

Om mogelijke uitspoeling te schatten kan men de beweging van nitraat vanuit de bouwvoor beschrijven als propstroming. Hierbij neemt men aan dat het intredende regenwater zich niet mengt met het bodemwater, maar dit voor zich uitduwt. Het neerslagoverschot van september t/m februari bedraagt ca. 260 mm (Handboek voor de akkerbouw en groenteteelt in de volle grond, 1991). Een dergelijk overschot leidt in een zandgrond met een vochtgehalte van 0,2 (overeenkomend met veldcapaciteit) tot een verplaatsing van $26/0,2 = 130$ cm. In Tabel 6.1 is de verplaatsing gegeven voor verschillende perioden en een kleigrond met vochtgehalte 0,3 en zandgrond met vochtgehalte 0,2. Volgens deze berekening zal dus nitraat dat zich in december in de bovenste 20 cm bevond verplaatst zijn naar 60-80 cm diepte.

In werkelijkheid zal nitraat zich niet als een prop verplaatsen; door diffusie en vooral door dispersie zal ook een aanvankelijk scherp nitraatfront over het bodemprofiel worden uitgesmeerd. De berekende verplaatsing geeft dan ook een gemiddelde, althans voor gronden zonder scheuren en wormgangen. Uit de tabel blijkt dat gevaar van uitspoeling uit de wortelzone het grootst is voor nitraat dat aanwezig is of wordt geproduceerd in de periode september-december.

Tabel 6.1. Inspoelingsafstand als functie van neerslagoverschot.

Periode (neerslagoverschot mm)	Kleigrond	Zandgrond
	$\theta = 0,3$	$\theta = 0,2$
sept-mrt (260)	87	130
okt-mrt (253)	84	127
nov-mrt (207)	69	104
dec-mrt (147)	49	74
jan-mrt (90)	30	45

6.3 Efficiëntie van stikstofopname

Bij de analyse van de efficiëntie van stikstofopname moeten twee niveaus worden onderscheiden: 1) de enkele plant, die binnen het bereik van zijn wortelstelsel aan de benodigde hoeveelheid nutriënten en water moet zien te komen en 2) het gewas op perceelsniveau dat als eenheid wordt beheerd en als populatie van planten met variatie in milieu-eigenschappen te beschouwen is. Aan een landbouwkundige doelstelling van (bijna) maximale produktie is alleen te voldoen als bijna alle planten individueel over voldoende stikstof beschikken. Dit houdt in dat een groot deel van de populatie over meer stikstof beschikt dan nodig is voor de beoogde produktie.

6.3.1 Efficiëntie van stikstofopname in een homogene situatie

Planten nemen stikstof uit het wortelmedium op in anorganische vorm, dus in de vorm van ammonium of nitraat. Dit laatste is veruit de meest voorkomende vorm van anorganisch stikstof op Nederlandse landbouwgrond. Wanneer een plantewortel stikstof opneemt wordt de hoeveelheid hiervan in de onmiddellijke omgeving van de wortel uitgeput. Opneming zou spoedig wegens gebrek aan stikstof stoppen als geen aanvoer zou plaatsvinden. Transport van nitraat - en in het algemeen van opgeloste stoffen - naar een plantewortel in de grond geschiedt op tweeërlei wijze:

1. Transport door massastroming welke een gevolg is van de stroming van water naar de wortel. Deze stroming wordt gegenereerd door de opname van water door de wortel. Water dat naar de wortel toestroomt neemt opgeloste stoffen met zich mee.
2. Transport door diffusie. Als de met de waterstroming meegevoerde hoeveelheid stikstof onvoldoende is om de opneming te compenseren neemt de concentratie dichtbij de wortel af en ontstaat een concentratiegradiënt. Dit veroorzaakt diffusie van stikstof in de richting van de wortel.

Beide mechanismen hangen samen met de vochttoestand van de grond. Het massatransport, omdat de vochttoestand mede bepaalt hoe snel de wateropname kan verlopen, en de diffusie, omdat voor dit transportmechanisme water het transport-

medium is. De diffusiecoëfficiënt van een grond hangt dan ook sterk af van het vochtgehalte.

Een ander belangrijk aspect voor het realiseerbaar transport is de afstand waarover transport moet plaatsvinden, m.a.w. de gemiddelde afstand tussen wortels die op zijn beurt een functie is van de wortellengtedichtheid.

De concentratie van nitraat in de bodemplossing aan de wortelwand speelt een onbelangrijke rol. Zolang deze maar groter dan een zekere minimumwaarde C_{min} is (C_{min} is ca. 0.1 mg.m^{-3} (De Willigen & Van Noordwijk 1987)) blijkt opnamesnelheid onafhankelijk van de concentratie. Dit betekent dat de plant nitraat kan opnemen met de vereiste snelheid zolang de concentratie in de onmiddellijke omgeving van de wortels groter is dan C_{min} . Als de concentratie de minimumwaarde bereikt heeft, dan is de opname beperkt door de aanvoer naar de wortels toe.

Voor een wortelstelsel bestaande uit regelmatig verdeelde wortels, die alle even actief zijn, kan de concentratie in de bodemplossing afgeleid worden als functie van de afstand van de wortel, wanneer de concentratie aan de wortelwand de waarde C_{min} heeft (Van Noordwijk et al, 1990):

$$C(r) = C_{min} r^{2\nu} + \frac{F_a R_0}{D} \left(\frac{\rho^{2\nu+2}(r^{2\nu} - 1)}{2\nu(\rho^{2\nu+2} - 1)} + \frac{r^{2\nu} - r^{2\nu+2}}{2(\rho^{2\nu+2} - 1)} \right) \quad (6.1)$$

waarin:

$C(r)$	concentratie op afstand r (mg.l^{-1})
$r = R/R_0$	dimensieloze afstand van wortelmiddelpunt
R_0	wortelstraal (cm)
ρ	$(R_0 \sqrt{\pi L_{rv}})^{-1}$
L_{rv}	wortellengtedichtheid (cm cm^{-3})
F_a	opnamesnelheid per eenheid worteloppervlak ($\mu\text{g cm}^{-2} \text{dag}^{-1}$)
D	diffusiecoëfficiënt ($\text{cm}^2.\text{dag}^{-1}$)
ν	$- E_a R_0 / 2D$
E_a	opnamesnelheid water per eenheid worteloppervlak (cm.dag^{-1})

De hoeveelheid nitraat aanwezig in de grond wanneer de concentratie aan de wortelwand gelijk is aan C_{min} kan dan gegeven worden door:

$$N_{nat} = 100 \frac{H \theta}{\rho^2} \left(C_{min} \frac{\rho^{2\nu+2}-1}{\nu+1} + \frac{A}{\pi L_{rv} H D} G(\rho, \nu) \right) \quad (6.2)$$

waarin:

N_{nat}	de hoeveelheid nitraat in de bodem in kg.ha^{-1} wanneer de concentratie aan de wortelwand gelijk is aan C_{min} (N not available because of transport restrictions)
H	de dikte van de bouwvoor (cm),
θ	het vochtgehalte,
A	de gemiddelde opnamesnelheid ($\text{mg.cm}^{-2}.\text{dag}^{-1}$), en
$G(\rho, \nu)$	een functie is gegeven door:

$$G(\rho, v) = \frac{1}{2(v+1)} \left[\frac{1-\rho^2}{2} + \frac{\rho^2(\rho^{2v}-1)}{2v} + \frac{\rho^2(\rho^{2v}-1)(v+1)}{2v(\rho^{2v+2}-1)} + \frac{1-\rho^{2v+4}(v+1)}{(2v+4)(\rho^{2v+2}-1)} \right] \quad (6.3)$$

Tabel 6.2. Opnamesnelheid van stikstof aan het eind van de opnameperiode, hoeveelheid opgenomen stikstof, wortellengtedichtheid en gemiddelde wortelstraal van enige gewassen.

Gewas	Opname-snelheid (kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹)	Hoeveelheid opgenomen (kg.ha ⁻¹)	Wortellengte-dichtheid (cm.cm ⁻³)	Wortelstraal (cm)
spinazie	17	100	1	0,005
prei	3	140	0,4	0,02
spruitkool	3	230	3	0,01
wintertarwe	2,9	235	6	0,01
suikerbiet	2,4	240	2	0,01
aardappel	3,1	250	1,5	0,015

Tabel 6.2 toont voor een aantal gewassen schattingen van de waarden van de belangrijkste parameters uit vergelijking (6.2). De vermelde opnamesnelheden zijn voor tarwe, suikerbiet en aardappel ontleend aan Van Itallie (1937). Uit de daar getoonde tijd-opnamecurven blijkt dat gedurende 80-90 % van de groeiperiode de opnamesnelheid van stikstof nagenoeg constant is. Spinazie wordt geoogst op een moment dat het gewas nog exponentieel groeit. Vooral vlak voor de oogst zijn bij dit gewas zeer hoge opnamesnelheden vastgesteld (Hähndel & Wehrmann, 1986). De opnamesnelheden voor prei en spruitkool tenslotte zijn ontleend aan Smit & Van der Werff (1992). Met (6.2) en de gegevens van Tabel 6.1 kan nu berekend worden hoe groot de hoeveelheid stikstof is die niet met de vereiste snelheid kan worden opgenomen. Dit is gedaan voor twee vochtgehalten en twee waarden van de transpiratie. Eerder is erop gewezen dat de diffusiecoëfficiënt afhangt van het vochtgehalte; hier is een vergelijking gebruikt zoals die wordt gegeven door Barraclough & Tinker (1981):

$$D = D_0 f_1 \theta \quad (6.4)$$

waarin: D_0 de diffusiecoëfficiënt van nitraat in water is, en f_1 de impedantie. De laatste hangt weer af van het vochtgehalte en neemt ongeveer lineair af met afnemend vochtgehalte.

Tabel 6.3 Hoeveelheid nitraatstikstof (N_{nat}) in $kg \cdot ha^{-1}$ in de bodem die niet met de gewenste snelheid kan worden opgenomen.

	Transpiratie $3 \text{ mm} \cdot \text{dag}^{-1}$		Geen transpiratie	
	$\theta = 0,15$	$\theta = 0,3$	$\theta = 0,15$	$\theta = 0,3$
spinazie	116	40	187	43
prei	25	14	60	15
spruitkool	27	3	8	3
wintertarwe	3,7	2,2	4,0	2,2
suikerbiet	8,6	3,5	10,5	3,6
aardappel	12,6	4,7	16,2	4,9

Resultaten worden getoond in Tabel 6.3. Zoals men kan zien doet de aanvoer met massatransport er niet zoveel toe, behalve bij lage worteldichtheid en droge grond; de invloed van het vochtgehalte via de diffusiecoëfficiënt speelt een veel belangrijker rol. Men kan de hoeveelheden vermeld in Tabel 6.3 lezen als die hoeveelheid nitraatstikstof die een plant in de grond in een homogene situatie achterlaat wanneer het aanbod van nitraat juist voldoende is geweest voor maximale groei (N_{nat}). Hierbij is aangenomen dat als aan de opname-eis aan het einde van de opnameperiode voldaan is, ook in eerdere stadia het aanbod voldoende is geweest. Voorzover de eigenschappen van de grond uniform zijn over een gegeven perceel zou dit ook de hoeveelheid zijn die achterblijft bij een adequaat van stikstof voorzien gewas. In werkelijkheid bestaat er natuurlijk een ruimtelijke variatie in bodemeigenschappen, zelfs over betrekkelijk kleine oppervlakten. In de volgende paragraaf zal hier verder op worden ingegaan.

6.3.2 Overgang van homogene naar heterogene omstandigheden

Het merendeel van de huidige gewasgroeimodellen veronderstelt homogene eigenschappen van grond en gewas. In een dergelijke situatie kunnen berekeningen die betrekking hebben op een beperkt oppervlak, bijvoorbeeld één m^2 , door simpele vermenigvuldiging geëxtrapoleerd worden naar het perceelsoppervlak. Voor praktijkomstandigheden moet de ruimtelijke variabiliteit in bodemeigenschappen binnen zo'n perceel in rekening worden gebracht. Van Noordwijk & Wadman (1992) ontwikkelden een model dat een perceel beschrijft als een populatie planten, met variatie in milieu. Vier componenten met elk hun eigen tussen-plant variatie van de stikstofvoeding van een enkele plant kunnen in dit model in rekening worden gebracht: 1. de hoeveelheid minerale stikstof die bij het begin van het groeiseizoen aanwezig is, 2. de integraal over de dagelijkse netto mineralisatiesnelheid tijdens het groeiseizoen (bij constante dagelijkse snelheid R_{Netmin} en mineralisatie periode T_{min} is dit gelijk aan $T_{min} * R_{Netmin}$), 3. de toegepaste stikstofbemesting, N_A , en 4. de 'opname-rest', N_{nat} , die minimaal aanwezig moet zijn voor maximale produktie. Deze laatste grootte wordt bepaald door wortellengtedichtheid, bodemvochtgehalte en bovengrondse vraag; variatie in opname-rest tussen planten wordt bepaald door de ruimtelijke variabiliteit van deze bepalende parameters.

De totale variabiliteit in stikstofvoeding per plant is te berekenen als de variatie in de componenten met een normale verdeling te benaderen is. De standaarddeviatie van de stikstoflevering door de bodem σ_{Ns} is te berekenen uit de standaarddeviatie van het mineraal-stikstofgehalte bij het begin van het groeiseizoen, σ_{Nmin} , de standaarddeviatie van de netto mineralisatie tijdens het groeiseizoen, $\sigma_{RNetmin}$ en uit de ruimtelijke correlatie tussen deze twee componenten, ρ_1 .

$$\sigma_{Ns}^2 = \sigma_{Nmin}^2 + \sigma_{RNetmin}^2 + 2\rho_1 \sigma_{Nmin} \sigma_{RNetmin} \quad (6.5)$$

Uit de combinatie van de spreiding in bodem-stikstoflevering en spreiding in kunstmesttoediening is de totale variantie in stikstoflevering per plant te berekenen, er vanuit gaande dat (binnen een perceel) stikstoftoediening en stikstoflevering door de grond niet gecorreleerd zijn.

Door een normale verdeling op te delen in een groot aantal (zeg 100) partjes met gelijke kans op realisatie, en voor elk niveau van aanbod de mogelijke gewasproductie uit te rekenen en dit te sommeren, is de produktie per akker te berekenen. Hiertoe dient de gewasproductie bij stikstofbeperking geschat te worden. Voor de opname-efficiëntie f_u (opname gedeeld door beschikbaar aanbod) bij stikstofbeperking is aangenomen dat deze gelijk is aan die bij een stikstofaanbod dat juist maximale groei toelaat. Dit impliceert dat bij een beperkt stikstofaanbod het gewas minder stikstof in de grond achterlaat. In geval van maximale groei moet het stikstofaanbod in de grond gelijk zijn aan de op te nemen hoeveelheid, N_{UR} , plus de hoeveelheid die nodig is om de gradiënt te onderhouden die nodig is voor voldoende snel transport naar de wortel, N_{nat} . De opname-efficiëntie is dus:

$$f_u = \frac{N_{UR}}{N_{UR} + N_{nat}} \quad (6.6)$$

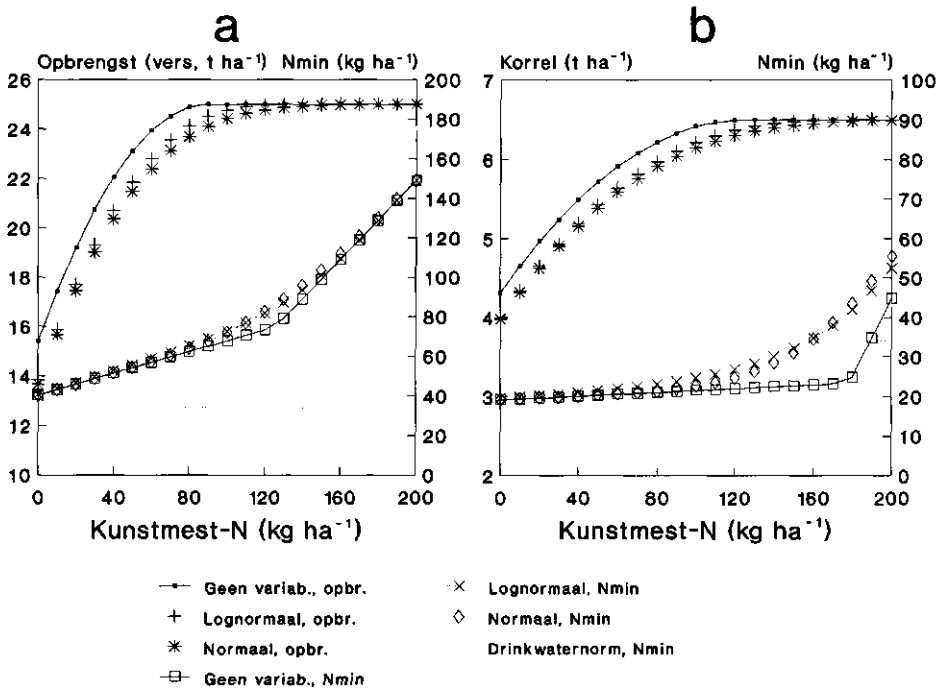
Door variatie in N_{nat} in rekening te brengen moet de produktie voor 100 * 100 gevallen worden doorgerekend. De opgenomen hoeveelheid stikstof, N_u , volgt uit f_u en het stikstofaanbod ter plaatse. Voor de fysiologische efficiëntie waarmee opgenomen stikstof in gewasproductie wordt vertaald, gaan we uit van een kwadratisch verband tussen geoogste drogestofproductie, Y , en N_u :

$$Y = f_h \frac{2N_u}{C_m} \left[1 - \frac{N_u}{2C_m Y_{DM}} \right] \quad (6.7)$$

Hierbij is f_h het oogstbaar deel van de totale drogestofproductie (harvest index), Y_{DM} de maximale drogestofproductie en C_m de voor maximale produktie benodigde stikstofconcentratie in de biomassa.

In het model wordt rekening gehouden met 'lux-consumptie', in die zin dat de maximale opname 25 % hoger is dan benodigd voor maximale opbrengst. Het stikstofresidu bij de oogst volgt uit het complement van de opname $(1 - f_u)$ maal het

stikstofaanbod, plus netto mineralisatie aan het eind van het groeiseizoen als de gewasopname gestopt is ($T_{endmin} * R_{Netmin}$).



Figuur 6.1. Resultaten van modelberekeningen van de opbrengstresponskromme (linker as) en minerale stikstof in de bodem (0-1 m) bij de oogst (rechteras) voor a) spinazie en b) tarwe als functie van de toegediende hoeveelheid kunstmeststikstof, bij afwezigheid van ruimtelijke variatie en bij normaal en lognormaal verdeelde waarde van het stikstofaanbod. Voor gebruikte parameters zie Tabel 6.4.

Tabel 6.4. Modelparameters en berekeningen van het effect van ruimtelijke variabiliteit op de stikstofrespons van spinazie en tarwe. N_{\min} in het voorjaar = 60 kg.ha⁻¹ in de laag 0-100 cm, waarvan bij spinazie 35 en bij tarwe 50 kg.ha⁻¹ in de bewortelde zone, $R_{\text{Netmin}} = 0.5 \text{ kg.ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, $\sigma_{N_{\min}} = 30 \text{ kg.ha}^{-1}$, $\sigma_{R_{\text{Netmin}}}/R_{\text{Netmin}} = 0,33$, $\rho_1 = 0,5$, $\sigma_{N_A}/N_A = 0,05$. NEAP: gift waarbij aan het einde van het groeiseizoen 70 kg.ha⁻¹ in de bodem (0-100 cm) achterblijft.

	Modelinvoer						Berekend		
	N_{nat} kg/ha	Y_{DM} Mg/ha	f_h	E_r	T_{min} d	T_{endmin} d	N_{MEY}	$N_{r..MEY}$	N_{EAP}
Spinazie	40	2,5	0,8	0,2	40	0			
geen var.							90	65	110
normaal							150	103	95
lognormaal							121	83	95
Tarwe	5	13	0,5	3	80	14			
geen var.							113	22	226
normaal							147	30	220
lognormaal							139	30	222

Figuur 6.1 toont resultaten van de gewasopbrengst en het N-residu bij de oogst als functie van de stikstofbemesting voor spinazie en tarwe geteeld op een relatief stikstofrijke grond. Gebruikte modelparameters staan in Tabel 6.4 vermeld. Aangezien van de ruimtelijke variabiliteit in stikstoflevering tijdens het groeiseizoen nagenoeg niets bekend is en van variabiliteit in N_{\min} bij de start van het groeiseizoen slechts beperkte gegevens bekend zijn (zie Van Noordwijk & Wadman, 1992), moeten de hier gepresenteerde berekeningen als zeer voorlopig worden aangeduid. De geschatte variabiliteit is gebaseerd op het gemiddelde van literatuurwaarden. Veel hogere variabiliteit komt voor. Het blijkt dat ruimtelijke variabiliteit leidt tot het naar rechts (hogere stikstofgiften) opschuiven van de gewasrespons-lijn (het kwadratische verband verandert in een verzadigingskromme) en het naar links (lagere giften) opschuiven van de N_{\min} -curve. De berekeningen zijn uitgevoerd met een normale verdeling en met een lognormale verdeling, bij gelijke standaarddeviatie. Volgens de gangbare procedure worden stikstofadviezen gebaseerd op 'economisch optimale' giften, dat wil zeggen het punt waar de raaklijn aan de gewasresponskromme overeenkomt met de prijsverhouding tussen kunstmest en verkoopbaar produkt. In Tabel 6.4 staat voor de diverse gevallen vermeld wat de economisch optimale gift, N_{MEY} , is en welke N_r waarde hierbij hoort.

Bij afwezigheid van variabiliteit is $N_{r..MEY}$ van de bewortelbare zone nagenoeg gelijk aan N_{nat} plus $T_{\text{endmin}} \cdot R_{\text{Netmin}}$. Bij variabel stikstofaanbod aan de planten op de akker wordt zowel de adviesgift als $N_{r..MEY}$ aanzienlijk hoger. De uit het oogpunt van milieunormen toelaatbare stikstofgift (N_{EAP} in Tabel 6.4) daalt echter. Bij een normale verdeling werkt variabiliteit iets sterker door dan bij een lognormale verdeling. De waarde van de betreffende standaarddeviaties heeft een sterk effect op de resultaten en is slecht bekend. De indruk wordt verkregen dat bij de gangbare selectie op 'homogene' percelen voor het uitvoeren van bemestingsproeven de bij het

landbouwkundig onderzoek bekende cijfers over N_f , een onderschatting zijn van wat in de meer heterogene praktijk voorkomt.

6.4 Mineralisatie van stikstof uit gewasresten

Van een gewas wordt maar een deel geoogst en afgevoerd. De niet geoogste delen vormen, voorzover deze op het land achterblijven, een potentiële bron van minerale stikstof en dus uiteindelijk van nitraat. Tabel 6.5, ontleend aan het Handboek voor de akkerbouw en groenteteelt in de volle grond (1991), toont de hoeveelheden oogstresten en stikstof in oogstresten. Er blijken aanzienlijke hoeveelheden achter te kunnen blijven. In het geval van gewassen die vroeg in het winterhalfjaar worden geoogst bestaat het gevaar dat een behoorlijke hoeveelheid stikstof wordt gemineraliseerd en uitspoelt. Hoeveel en hoe snel er mineraliseert hangt af van de omstandigheden; met name de bodemtemperatuur en het vochtgehalte spelen een belangrijke rol, alsmede de aard van het organisch materiaal in de oogstresten, vooral de C/N-verhouding.

Tabel 6.5. Hoeveelheid stikstof in oogstresten van enige gewassen.

Gewas	Hoeveelheid oogstresten (kg.ha ⁻¹)	Hoeveelheid stikstof in oogstresten (kg.ha ⁻¹)
wintertarwe ¹	8000	70
witte kool	4300	115
suikerbiet ²	6000	104
spruiten	8600	135
prei	1700	54
aardappel	4000	80
spinazie	700	35

1 Alle stro ondergeploegd

2 Inclusief bietekoppen

Er zijn veel modellen in omloop die transformatie van organisch materiaal en vrijmaken van minerale stikstof door micro-organismen beschrijven. Een recent op het IB-DLO ontwikkeld model (Verberne et al., 1990) is gebruikt om enige berekeningen te doen. Dit model verdeelt het aan de grond toegevoegde organisch materiaal in drie fracties op basis van het C/N-quotiënt. De organische stof in de bodem is verdeeld over eveneens drie fracties (inclusief biomassa). Er wordt rekening mee gehouden dat een deel van de fracties fysisch beschermd is tegen aantasting door micro-organismen. De bescherming wordt toegeschreven aan insluiting binnen bodemaggregaten en hangt daarom samen met het kleigehalte van de grond. Bij afbraak van organische stof komt stikstof vrij die in eerste instantie gebruikt wordt bij de opbouw van nieuwe biomassa; het surplus tenslotte komt vrij als minerale stikstof. Figuur 1.1.b van De Ruiter & van Veen (1992) toont een en ander schematisch. Voor dezelfde gewassen als vermeld in Tabel 6.5 is de netto-mineralisatie berekend in de periode september-januari voor een zand- en een kleigrond. Het tempera-

tuurverloop over deze periode was identiek aan het gemiddelde temperatuurverloop over deze periode in de jaren 1931-1961. De vochttoestand van de grond werd als niet limiterend beschouwd.

Tabel 6.6 geeft de aangenomen uitgangstoestand van de beide gronden. Deze uitgangstoestand is via calibratie op gemeten mineralisatie van een zand- en een kleigrond geschat. Tabel 6.7 geeft de berekende mineralisatie in de periode september-januari. Het C/N-quotiënt is geschat uit de gegevens van tabel 6.3 waarbij is aangenomen dat het C-gehalte 0,42 bedroeg (Vilsmeier & Amberger, 1981). De resultaten tonen dat behalve in het geval van tarwe het achterlaten van oogstresten leidt tot een verhoging van de minerale stikstof in het bodemprofiel.

Tabel 6.6. Totaal organische-stofgehalte en de initiële fractieverdeling (in %) van de organische stof van een zand- en een kleigrond, zoals gebruikt in de mineralisatieberekeningen.

	Zand	Klei
totaal organische stof (OS) in %	1,75	2,25
fractie niet beschermde OS	0,031	0,011
fractie beschermde OS	0,29	0,31
fractie niet beschermde biomassa	0,008	0,002
fractiebeschermde biomassa	0,022	0,028
fractie gestabiliseerde OS	0,649	0,649

6.5 Discussie

Volgens de norm van de EG mag drinkwater niet meer dan 11 mg N per liter bevatten. Als deze eis ook aan het grondwater wordt gesteld betekent dit dat zo'n 35 kg.ha⁻¹.jr⁻¹ mag uitspoelen. De Commissie Stikstof (Goossens & Meeuwissen, 1990) stelt voor, rekening houdend met mogelijke denitrificatie, de norm voor minerale stikstof in het najaar in de bovenste meter van het bodemprofiel voorlopig op 70 kg.ha⁻¹ te stellen.

Tabel 6.7. Mineralisatie uit gewasresten voor een zand- en kleigrond in de periode september-januari.

	Hoeveelheid gemineraliseerd (kg.ha ⁻¹)	
	zand	klei
zonder toevoeging	36	37
spinazie	50	50
prei	58	57
spruitkool	52	42
witte kool	78	72
aardappel	56	51
tarwe	13	7
suikerbiet	54	47

Volgens Tabel 6.7 zou, ook bij een teelt die geen mineraal stikstofresidu zou achterlaten en waar alle oogstresten zouden worden afgevoerd in de herfst en vroege winter, ca. 35 kg.ha⁻¹ worden gemineraliseerd. Zou deze hoeveelheid uit de bewortelbare zone uitspoelen, wat zeker bij zandgrond niet onwaarschijnlijk lijkt (Tabel 6.1), dan zou hier de EG-norm voor drinkwater al vrijwel overschreden zijn.

Kolenbrander (1969) toont resultaten van lysimeterproeven waarbij op onbemeste lichte grond met ongeveer 2 % organische stof 40-60 kg.ha⁻¹.jr⁻¹ uitspoelt bij een drainwaterproductie van 350 mm.

Tabel 6.3 toont de hoeveelheid nitraat die in de grond achtergelaten wordt bij een gewas dat juist voldoende is bemest voor maximale groei; men dient zich te bedenken dat de hier getoonde resultaten gelden voor een gewas op een homogene grond met een regelmatig verdeeld wortelstelsel, waarin alle wortels even actief zijn. Niettemin blijkt ook onder dergelijke geïdealiseerde omstandigheden bij een gewas als spinazie met een relatief lage worteldichtheid en hoge opnamesnelheid (Tabel 6.2) een aanzienlijke hoeveelheid minerale stikstof achter te blijven.

Als rekening wordt gehouden met ruimtelijke variabiliteit van initieel aanwezige minerale stikstof, mineralisatie (gedurende het groeiseizoen), de gegeven bemesting, en de opname-rest, blijkt een optimale bemesting te leiden tot een hoger mineraalstikstof-residu (Tabel 6.4): bij de hier tamelijk arbitrair gekozen parameterwaarden voor spinazie een rest van ca. 100 en voor tarwe een rest van ca. 30 kg.ha⁻¹. Volgens Hähndel & Wehrmann (1986) dient er in de laatste fase van een spinazieteelt minstens 100 kg.ha⁻¹ in de wortelzone aanwezig te zijn om aan de opname-eisen van het gewas te kunnen voldoen. Hoewel, zoals reeds is opgemerkt, de resultaten in Tabel 6.4 zeer voorlopig zijn vanwege de onzekerheid in veel van de benodigde parameters, is het toch duidelijk dat een bemestingspraktijk die erop gericht is dat ook de plekken in de slechtste omstandigheden binnen een perceel voldoende aanbod krijgen zal leiden tot een hoger stikstofresidu.

Bij de hoeveelheden vermeld in Tabel 6.3 zou als alle gewasresten zouden worden achtergelaten ook nog de in de periode september-december gemineraliseerde hoeveelheid nitraat moeten worden opgeteld (Tabel 6.7). Dat zou in het geval van spinazie leiden tot een potentieel uitspoelbare hoeveelheid van ca. 150 kg.ha⁻¹, en in het geval van tarwe tot ca. 40 kg.ha⁻¹. Om de verschillende gewasresten met elkaar te vergelijken is bij de berekeningen voor Tabel 6.7 aangenomen dat deze alle begin september op het land werden achtergelaten. In de praktijk is dat niet het geval. Suikerbieten bijv. worden vanaf eind september geoogst, zodat mineralisatie uit bladeren en koppen op zijn vroegst in oktober begint. Worden de berekeningen gestart op 1 oktober dan blijkt tot januari 35 kg.ha⁻¹ te zijn gemineraliseerd, een kleine 20 kg minder dus dan vermeld in Tabel 6.7. Mutatis mutandis geldt dit ook voor de andere gewassen als deze later in de herfst worden geoogst.

Bovendien kan men in de periode september-december een aanvoer van ca. 17 kg.ha⁻¹ als atmosferische depositie verwachten.

Om zo min mogelijk minerale stikstof in het bodemprofiel achter te laten beschikt men over een reeks van mogelijkheden voor en tijdens het groeiseizoen, zoals blijkt wanneer parameters van de gebruikte modellen worden gevarieerd.

In de eerste plaats dient het transport van nitraat naar de wortel toe ongehinderd plaats te vinden. Dat betekent dat daar waar het meeste nitraat zich bevindt - in de bouwvoor - het vochtgehalte vrij hoog moet zijn. Bij hoger vochtgehalte kan een

lager stikstofaanbod toereikend zijn bij gegeven opnamevraag. Bij irrigatie wordt echter het risico van stikstofuitspoeling tijdens de teelt snel vergroot. Voorts zou men zich moeten richten op variëteiten met een betere wortelontwikkeling. Een hogere worteldichtheid leidt tot gemiddeld kleinere transportafstand en een lagere vraag per eenheid wortellengte. Daarnaast kan men gewassen telen met een hogere luxe-consumptie. Hierdoor komt op rijkere plekken binnen een perceel een groter deel van de stikstof in het gewas terecht. Dit zou echter ten koste kunnen gaan van de kwaliteit en zou bovendien leiden tot stikstofrijkere gewasresten. Een andere mogelijkheid is controle over en vermindering van ruimtelijke variabiliteit in stikstoflevering binnen een akker. Het lijkt mogelijk met name de heterogeniteit bij het onderwerken van gewasresten en mest te verkleinen. Tenslotte zou men na de oogst van het hoofdgewas zo mogelijk groenbemesters in het najaar moeten telen, of materiaal met een hoog C/N-quotiënt (stro) moeten onderwerken.

Dankbetuiging

Dank is verschuldigd aan ir. E.L.J. Verberne die de berekeningen vermeld in Tabel 6.7 heeft uitgevoerd.

6.6 Literatuur

Anonymus, 1991.

Handboek voor de Akkerbouw en Groenteteelt in de volle grond. Proefstation voor de akkerbouw en de groenteteelt in de volle grond, Lelystad, publ. no. 47, 252 pp.

Barraclough, P.B. & P.B. Tinker, 1981.

The determination of ionic diffusion coefficients. I. Diffusion coefficients in sieved soils in relation to water contents and bulk density. *Journal of Soil Science* 32, 225-236.

Burns, I.G. & D.J. Greenwood, 1982.

Estimation of the year-to-year variations in nitrate leaching in different soils and regions of England and Wales. *Agriculture and Environment* 7, 35-45.

Goossensen, F.R. & P.C. Meeuwissen (Red.), 1990.

Advies van de Commissie Stikstof. Onderzoek inzake de mest- en ammoniakproblematiek in de veehouderij 9. DLO, Wageningen, 93 pp.

Groot, J.J.R., P. de Willigen & E.L.J. Verberne (Eds.), 1991.

Nitrogen turnover in the soil-crop system. *Fertilizer Research* 27, 141-387.

Groot, J.J.R. & E.L.J. Verberne, 1991.

Response of wheat to nitrogen fertilization, a data set to validate simulation models for nitrogen dynamics in crop and soil. *Fertilizer Research* 27, 349-385.

Hähndel, R. & J. Wehrmann, 1986.

Einfluß der NO₃- bzw. NH₄-Ernährung auf Ertrag und Nitratgehalt von Spinat und Kopfsalat. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 149, 290-302.

Itallie, Th. B. van, 1937.

Het verloop van de opname van stikstof, fosforzuur, en kali door verschillende gewassen te velde. *Verslagen Landbouwkundige Onderzoeken* 43 (2)A, 54 pp.

Kolenbrander, G.J., 1969.

Nitrate content and nitrogen loss in drainwater. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 17, 246-255.

Noordwijk, M. van, P. de Willigen, P.A.I. Ehlert & W.J. Chardon, 1990.

A simple model of P uptake by crops as a possible basis for P fertilizer recommendations. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 38, 317-332.

Noordwijk, M. van & W.P. Wadman, 1992.

Effects of spatial variability of nitrogen supply on environmentally acceptable nitrogen fertilizer application rates to arable crops. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, in press.

Ruiter, P.C. de & J.A. van Veen, 1992.

Simulatie van stikstofmineralisatie op basis van voedselwebinteracties in verschillende bodemecosystemen. In: Meer, H.G. van der & J.H.J. Spiertz (red.). *Stikstofstromen in agro-ecosystemen. Agrobiologische Thema's 6, CABO-DLO, Wageningen, 115 pp.*

Smit, A.L. & A. van der Werf, 1992.

Fysiologie van stikstofopname en -benutting: gewas en bewortelingskarakteristieken. In: Meer, H.G. van der & J.H.J. Spiertz (red.). *Stikstofstromen in agro-ecosystemen. Agrobiologische Thema's 6, CABO-DLO, Wageningen, 115 pp.*

Strebel, O. & M. Renger, 1978.

Vertikale Verlagerung von Nitrat-Stickstoff durch Sickerwasser aus dem wasserungesättigten Boden ins Grundwasser bei Sandböden verschiedener Bodennutzung. *Abschlußbericht des DFG-Forschungsvorhaben. 55 pp.*

Verberne, E.L.J., J. Hassink, P.de Willigen, J.J.R. Groot & J.A. van Veen, 1990.

Modelling organic matter dynamics in different soils. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 38, 221-238.

Vilsmeier, K. & A. Amberger, 1981.

Modellversuche zur Mineralisation verschiedenen Pflanzenmaterials in Abhängigkeit von der Temperatur. *Landwirtschaftliche Forschung* 34, 234-241.

Willigen, P.de & M. van Noordwijk, 1987.

Roots, plant production and nutrient use efficiency. *Proefschrift, Landbouwwuniversiteit Wageningen, 282 pp.*

Willigen, P. de, 1991

Nitrogen turnover in the soil-crop system; comparison of fourteen simulation models. *Fertilizer Research* 27, 141-151.

De auteurs

Dr. F. Berendse

Frank Berendse studeerde biologie aan de Rijksuniversiteit Utrecht en de Landbouwniversiteit Wageningen met als doctoraalvakken natuurbeheer, populatiegenetica en plantenoecologie. In 1977 studeerde hij af en werd hij als wetenschappelijk medewerker aangesteld bij de afdeling Landschapsoecologie en Natuurbeheer van de RU Utrecht. In 1981 promoveerde hij op het proefschrift "Competition and equilibrium in grassland communities". In 1982 en 1983 werkte hij achtereenvolgens op het Department of Ecology and Environmental Sciences van de Swedish University of Agricultural Sciences (Uppsala, Zweden) en het Natural Resource Ecology Laboratory van de Colorado State University (Fort Collins, USA). In de periode daarna was hij eerst als universitair docent en later als universitair hoofddocent verbonden aan de vakgroep Botanische Oecologie van de RU Utrecht. Vanaf 1987 is hij aangesteld bij het CABO-DLO in Wageningen en geeft hier leiding aan het onderzoek van de sectie Vegetatie-oecologie. Hij deed onder meer onderzoek over de regulatie van de N- en P-kringloop in voedselarme oecosystemen, de effecten van atmosferische N-depositie op de soortensamenstelling, de invloed van lignine op strooiselcompositie, het verband tussen produktie en soortenrijkdom, de betekenis van nutriëntenverliezen voor de concurrentie tussen meerjarige plantesoorten, nisdifferentiatie, de invloed van de landbouw op natuurlijke elementen in het landschap en de mogelijkheden voor natuurontwikkeling. Momenteel is hij o.m. coördinator van het DLO-programma Stikstofstromen in graslandoecosystemen en lid van de redactie van het tijdschrift *Oecologia*.

Dr. E.P.H. Best

Elly Best studeerde biologie aan de Rijksuniversiteit van Groningen. Zij specialiseerde zich in de moleculaire biologie, met elektronenmicroscopie van bacterieel DNA en biochemie van fungi als hoofdvakken. Vervolgens trad zij in dienst van het Limnologisch Instituut in Nieuwersluis waar zij ecofysiologisch onderzoek van hogere waterplanten verrichtte, en promoveerde in 1979 aan de Rijksuniversiteit van Utrecht op het proefschrift "Ecofysiologisch onderzoek aan de hogere waterplant Hoornblad". Zij nam deel aan, en coördineerde enige tijd delen van, aquatische ecosysteemonderzoeken van het meertje Vechten, de grote Maarsseveense Plas en de Loosdrechtse Plassen. Bij deze onderzoeken lagen de accenten op structurelementen en stofstromen (C en P) door het ecosysteem. In 1985 trad zij in dienst van het CABO-DLO om onderzoek te verrichten aan de vegetatie in waterlopen. Aanvankelijk was dit onderzoek gericht op de primaire produktie van monotypische water- en oevervegetatie, en de weerstand van de gevormde biomassa ten aanzien van waterstroming in de waterloop. Later kwamen er beheersaspecten bij. Recentelijk kwam het accent sterker te liggen op de primaire produktie en natuurwaarde van de vegetatie op de overgang land-water in graslandoecosystemen, dit in relatie tot nutriëntenbeschikbaarheid (C, N, P, K) met als doel de vergaarde in-

zichten te gebruiken voor de regeneratie van graslanden. In dit kader neemt zij deel aan het terrestrisch georiënteerde ecosysteemonderzoek op de Veenkampen.

L. ten Holte

Lammert ten Holte behaalde het diploma Middelbare Landbouwschool te Doetinchem, het overgangsdiploma van de derde naar de vierde klas Avond HBS-B en volgde de DLO-cursussen Proeftechniek, Onderzoekstechniek en Biologie. Van 1963 tot 1980 was hij betrokken bij het onderzoek naar de mogelijkheden van akkerbouw met minimale grondbewerking ('minimum tillage'). Sinds 1980 doet hij, als mede-projectleider, onderzoek naar de invloed van groenbemestingsgewassen (wintergewassen) op de benutting en verliezen van nutriënten in teeltsystemen.

Dr.ir. J.J.M.H. Ketelaars

Jan Ketelaars studeerde van 1970 tot 1976 Tropische Plantenteelt aan de Landbouwhogeschool Wageningen. In 1982 trad hij in dienst van CABO-DLO waarvoor hij aanvankelijk een studie verrichtte naar de mogelijkheden voor dierlijke productie op Sahel-graslanden. Vanaf 1986 is hij belast met onderzoek naar de voederkwaliteit van ruwvoerders. Resultaten van dit onderzoek vormden mede de basis voor een gezamenlijk proefschrift, getiteld "Toward a new theory of feed intake regulation in ruminants" (Ketelaars, J.J.M.H. & B.J. Tolcamp, 1991). Sinds 1990 richt zijn werk zich in toenemende mate op de benutting van nutriënten in de melkveehouderij in relatie tot de veevoeding en de bemesting van grasland.

Dr. M. van Noordwijk

M. van Noordwijk studeerde biologie aan de Rijksuniversiteit Utrecht, waar hij in 1976 afstudeerde met als hoofdvak algemene ecologie, met bijvakken algemene botanie, biologische statistiek en didactiek van de biologie. Sinds 1976, met een onderbreking in de periode 1979-1981 toen hij Botanie/Ecologie doceerde aan de universiteit van Juba (Sudan), is hij werkzaam op het IB-DLO in de sectie wortelecologie. In 1987 promoveerde hij samen met P. de Willigen op het proefschrift "Roots, plant production and nutrient use efficiency".

Dr. M.J.M. Oomes

Thies Oomes studeerde in 1970 af aan de Katholieke Universiteit van Nijmegen, met als hoofdvak vegetatiekunde en als bijvakken chemische cytologie en dieroecologie. Daarna kwam hij in dienst bij het IBS (dat later opging in CABO-DLO), waar hij gedurende 2 jaar onderzoek deed aan de kieming en vestiging van enkele plantesoorten onder extreem droge omstandigheden. Daarna startte hij een onderzoek naar de effecten van graslandbeheer op productie en botanische samenstelling van in agrarisch opzicht marginale graslanden. Ook toen was het onderzoek gericht op factoren die het herstel van soortenrijke, laag productieve graslanden bepalen. Vanaf 1978 is hij enkele jaren betrokken geweest bij het opzetten van aangepaste bedrijven waarin natuurbeheer wordt geïntegreerd in de agrarische bedrijfsvoering.

Van 1982 tot 1991 heeft hij als vegetatiekundige deelgenomen aan het COAL-onderzoek (Commissie Onderzoek Aangepaste Landbouw). In 1985 een samenwerkingsproject op de Veenkampen gestart waarin de effecten van vegetatiebeheer en manipulatie van de grondwaterstand op vegetatie, opbrengst en nutriëntenstromen van verschrallend grasland onderzocht worden.

Dr. P.C. de Ruiter

Peter de Ruiter studeerde biologie aan de Rijksuniversiteit Utrecht met afstudeervakken theoretische teeltkunde, dierfysiologie en populatiegenetica. Van 1982 tot 1985 werkte hij aan een ZWO-samenwerkingsproject van de Rijksuniversiteit Utrecht en de Vrije Universiteit Amsterdam resulterend in het proefschrift "Predation by a carabid beetle". Van 1985 tot en met 1987 was hij als beleidsmedewerker biowetenschappen werkzaam bij het Ministerie van onderwijs en wetenschappen. Sindsdien werkt hij als mathematisch bioloog bij IB-DLO waar hij zich bezighoudt met stabiliteit, structuur en energie/nutriëntenstromen in voedselwebecosystemen.

Ir. J.J. Schröder

Jaap Schröder studeerde Landbouwplantenteelt aan de Landbouwhogeschool Wageningen. Vanaf 1983 werkte hij gedurende 7 jaar bij het Proefstation voor de Akkerbouw en de Groenteteelt in de Vollegrond in Lelystad. Zijn onderzoek gedurende die periode richtte zich op het optimaliseren van de teelt van snijmaïs met bijzondere aandacht voor de N-bemesting. Sinds medio 1990 werkt hij bij CABO-DLO aan de relaties tussen beworteling en N-benutting bij maïs, de lange termijn-effecten van wintergewassen en nutriëntenstromen op akkerbouwbedrijven.

Dr.ir. A.L. Smit

A.L. Smit voltooide in 1975 de studierichting Akker- en Weidebouw aan de toenmalige Landbouwhogeschool met als hoofdvakken landbouwplantenteelt, plantenfysiologie, bodemkunde en bemestingsleer en de algemene plantenziektekunde. Vanaf 1975 tot en met 1979 was hij werkzaam op de vakgroep Landbouwplantenteelt van de LH. In deze periode werd onderzoek gedaan naar de kwantitatieve invloed van omgevingsfactoren op het generatief worden van suikerbieten wat resulteerde in een proefschrift. In de periode 1980-1988 was hij werkzaam op het PAGV te Lelystad waar hij teeltonderzoek verrichtte voor het gewas suikerbieten. Vanaf 1989 is hij op CABO-DLO in het wortelonderzoek werkzaam. Vooral de invloed van biotische stressfactoren (met name aaltjes) op de schadeontwikkeling bij planten wordt onderzocht. In experimenten in het Wageningen Rhizolab wordt vooral gekeken naar de rol van het wortelstelsel bij de nutriëntenbenutting van vollegrondsgroenten.

Dr. J.A. van Veen

J.A. van Veen studeerde in 1973 af aan de Vrije Universiteit te Amsterdam als microbioloog. Van 1973 tot 1977 werkte hij als promotie-assistent bij de voormalige

Stichting ITAL aan een onderzoek met betrekking tot het ontwikkelen van een computersimulatiemodel van stikstof in de bodem. Na zijn promotie heeft hij zich op het ITAL en IB-DLO eerst als onderzoeker en later als hoofd van de afdeling Bodemecologie voornamelijk bezig gehouden met experimenteel en modelmatig onderzoek naar de microbiologische aspecten van koolstof- en stikstofkringlopen in terrestrische systemen. Sinds februari 1992 is hij directeur van IPO-DLO.

Mw. ir. G.J.W. van de Ven

Gerrie van de Ven studeerde Landbouwplantenteelt aan de Landbouwniversiteit Wageningen, met als hoofdvakken de leer van het grasland en theoretische teeltkunde en als bijvak algemene agrarische economie. Sinds 1985 is zij werkzaam bij CABO-DLO. Gedurende 2½ jaar heeft zij daar, gebruikmakend van simulatiemodellen en optimaliseringstechnieken, gewerkt aan landgebruiksplanning in Egypte. Daarna heeft zij 9 maanden gewerkt aan kwantificering van de kaliumkringloop op grasland. Sinds 1988 werkt zij aan optimalisering van ruwvoederproductiesystemen en gebruik van dierlijke mest in relatie tot milieu-eisen.

Ir. W.P. Wadman

W.P. Wadman studeerde af in de bodemkunde en bemestingsleer aan de Landbouwhogeschool te Wageningen in 1983 met als hoofdvakken bodemvruchtbaarheid en theoretische teeltkunde en met als bijvak bodemscheikunde. Sinds 1984 is hij werkzaam op het IB-DLO met als onderzoektaak de organische bemesting. Als vertegenwoordiger van het IB-DLO had hij zitting in de adviescommissie aangaande Mestinjectie en Uitrijverbod dierlijke mest en was hij lid van de Commissie Stikstof.

Drs. A.K. van der Werf

Adrie van der Werf studeerde biologie aan de Rijksuniversiteit Utrecht, met als hoofdvak oecofysiologie. In 1986/87 was hij gastmedewerker bij de projectgroep Oecofysiologie (RUU). Bij deze projectgroep heeft hij een promotieonderzoek uitgevoerd in de periode 1987/1991. Zijn onderzoek was gericht op de relatieve groeisnelheid van soorten van nutriëntenarme en nutriëntenrijke standplaatsen en de onderliggende fysiologische en morfologische processen. Dit onderzoek wordt in 1992 middels een proefschrift afgerond. Sinds augustus 1991 is hij werkzaam bij het CABO-DLO en verricht hij onderzoek aan vollegrondsgroenten. Speciale aandacht wordt besteed aan de allocatie van koolstof en stikstof en de modellering daarvan.

Dr. P. de Willigen

P. de Willigen voltooide in 1970 de studierichting tropische landbouwplantenteelt aan de Landbouwhogeschool in Wageningen met als bijvakken bodemkunde en bemestingsleer, wiskundige proeftechniek en theoretische teeltkunde. Sinds 1970 is hij werkzaam op het IB-DLO waar zijn werkzaamheden voornamelijk liggen op het terrein van modellering van transport van opgeloste stoffen naar de plantewortel en modellering van de stikstofkringloop in het bodem/plant-systeem. In 1987 pro-

moveerde hij samen met M. van Noordwijk op het proefschrift "Roots, plant production and nutrient use efficiency".