

Schatting van de netto stikstofmineralisatie en biologische stikstofbinding in landbouwgronden

G.L. Velthof¹

J.J. Neeteson²

H.G. van der Meer²

O. Oenema¹

¹ Alterra, Wageningen Universiteit en Research Centrum, Wageningen

² Plant Research International, Wageningen Universiteit en Research Centrum, Wageningen

Alterra-rapport 117

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2000

REFERAAT

G.L. Velthof, J.J. Neeteson, H.G. van der Meer & O. Oenema, 2000. *Schatting van de netto stikstofmineralisatie en biologische stikstofbinding in landbouwgronden*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 117. 36 blz. 3 fig.; 5 tab.; 37 ref.

De Europese Commissie heeft Nederland in 1999 in gebreke gesteld betreffende de implementatie van wetgeving in het kader van de Nitraatrichtlijn. Een van de punten hierbij is dat Nederland de netto stikstof(N-)mineralisatie van de bodem en de biologische N-binding niet in MINAS heeft opgenomen. Er is een studie uitgevoerd om de netto mineralisatie van bodem-N en de biologische N-binding te kwantificeren. De netto mineralisatie van bodem-N is de N-mineralisatie van de 'oude' bodem-organischestof. De N-mineralisatie in de bodem van recentelijk toegediende en gevormde organische N is al in MINAS verweven. In gedraineerde graslanden op veengronden komt bij een laagste grondwaterstand van 60 cm ongeveer 150 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ vrij via netto mineralisatie van bodem-N; deze waarde is gecorrigeerd voor denitrificatieverliezen. In minerale gronden is de netto mineralisatie van bodem-N gering; de N-mineralisatie in deze gronden is voornamelijk afkomstig van recentelijk toegediende en gevormde organische N. Vlinderbloemigen nemen geen belangrijke plaats in de Nederlandse landbouw in: het totale areaal bedraagt ongeveer 20000 ha. De schatting van de biologische N-binding is moeilijk, omdat vlinderbloemigen de N vrijwel helemaal kunnen verkrijgen uit biologische N-binding, maar ook helemaal uit andere bronnen. De biologische N-binding van vlinderbloemigen kan variëren van minder dan 25 tot ruim 250 kg per ha per jaar. De N-aanvoer via vrijlevende N-bindende bacteriën in de bodem bedraagt ongeveer 0-10 kg per ha per jaar.

Trefwoorden: biologische stikstofbinding, bodem, mineralisatie, MINAS, organische stof, stikstof, vlinderbloemigen

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door NLG 30,00 over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 117. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2000 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: postkamer@alterra.wag-ur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Alterra is de fusie tussen het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN) en het Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC). De fusie is ingegaan op 1 januari 2000.

Inhoud

Samenvatting	7
1 Inleiding	9
1.1 Achtergrond	9
1.2 Doelstelling	9
2 Stikstofmineralisatie	11
2.1 Inleiding	11
2.2 Veengronden	12
2.2.1 Gedraineerde veengronden	12
2.2.2 Netto mineralisatie van bodemstikstof in veengronden	13
2.3 Minerale gronden	16
2.3.1 Algemeen	16
2.3.2 Grasland	17
2.3.3 Bouwland	17
2.3.4 Maïspanland	18
2.3.5 Onderploegen van permanent grasland	18
2.4 Discussie en synthese	20
2.4.1 Veengronden	20
2.4.2 Blijvend grasland en bouwland in minerale gronden	20
2.4.3 Maïspanland	21
2.4.4 Onderploegen van grasland	21
3 Biologische stikstofbinding	23
3.1 Inleiding	23
3.2 Witte klaver	24
3.3 Luzerne	25
3.4 Veldbonen	26
3.5 Stikstoflevering van vlinderbloemigen aan volgteelten	26
3.6 Discussie en synthese	27
Literatuur	29
Aanhangsels	
1 MINAS	33
2 Invoerparameters voor modelberekeningen	35

Samenvatting

De Europese Commissie heeft Nederland per brief van 3 augustus 1999 (SG(99)D/6406, 98/2158) in gebreke gesteld betreffende de implementatie van wetgeving in het kader van de Nitraatrichtlijn (91/676/EEG). In punt 19 van genoemde brief wordt aangegeven dat de Commissie twijfels heeft bij het niet opnemen van de netto stikstof(N-) mineralisatie en de biologische N-binding in MINAS.

Het ministerie LNV heeft in oktober 1999 opdracht gegeven een korte studie uit te voeren om na te gaan of en hoe MINAS aangepast zou kunnen worden met betrekking tot netto N-mineralisatie van de bodem en biologische N-binding. Het doel van de studie is het kwantificeren van de netto N-mineralisatie van de bodem en de biologische N-binding in landbouwgronden en het aangeven van mogelijke richtlijnen, rekenregels en/of forfaitaire waarden in MINAS voor netto N-mineralisatie van de bodem en biologische N-binding.

Stikstofmineralisatie is het proces waarbij, tijdens de afbraak van organische stof, organische N wordt omgezet in minerale N (ammonium + nitraat). Hierbij wordt geen onderscheid gemaakt tussen de bronnen van organische N in de bodem (bodem-organischestof, mest, gewasresten, composten, groenbemesters). De netto N-mineralisatie van de bodem waarover de vragen van de Europese Commissie gaan, is echter alleen de N-mineralisatie van de 'oude' bodem-organischestof. Dit is dus de N-mineralisatie zonder de N-mineralisatie van recent aan de bodem toegediende organische producten, zoals mest en compost, of van organische N (inclusief plantaardig N) die gevormd is uit N die met kunstmest, dierlijke mest en voer is aangevoerd. Deze N-aanvoer zit namelijk al in MINAS verweven.

Voor de schatting van de netto mineralisatie van bodem-N in gedraineerde graslanden op veengrond (ongeveer 0,25 miljoen ha in Nederland) is de volgende formule afgeleid:

Netto mineralisatie van bodem-N = $-29,2 + 3,1 \times \text{laagste grondwaterstand (cm beneden maaiveld)}$.

Deze formule is inclusief een correctie voor N-verliezen (met name denitrificatie) uit veengronden. Bij het vaststellen van een forfaitaire norm lijkt een koppeling met werkelijke grondwaterstanden op een bedrijf niet haalbaar, aangezien dan een groot aantal peilbuizen moeten worden geplaatst en de juistheid van de waarden moeilijk controleer is. Het vaststellen van één forfaitaire waarde voor alle graslanden op veengronden lijkt het meest zinvol en haalbaar. De netto mineralisatie van bodem-N bij een laagste grondwaterstand van 60 cm zou als forfaitaire waarde gebruikt kunnen worden: $150 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$.

Gezien de sterke verwerking en afbraak van de oude bodem-organischestof in minerale gronden en gezien het management kan worden gesteld dat er geen

duidelijke netto mineralisatie en immobilisatie van bodem-N optreedt in blijvend bouwland en grasland op minerale gronden. Alle aanvoerposten van N die een effect hebben op de mineralisatie of immobilisatie in minerale gronden zijn al direct (kunstmest, dierlijke mest, voer) of indirect (atmosferische depositie) in MINAS verweven. De netto mineralisatie en immobilisatie van bodem-N in minerale gronden is dus al in MINAS is verweven. Bij de minerale gronden zou een uitzondering gemaakt kunnen worden voor bodems die voor het 'MINAS-tijdperk' (vóór 1998) veel organische N hebben opgebouwd, die binnen het 'MINAS-tijdperk' vrijkomt. Dit zou kunnen gelden voor maïsland waaraan vroeger jaarlijks hoge giften dierlijke mest zijn toegediend en voor het onderploegen van grasland op minerale gronden die vóór 1998 zijn ingezaaid.

Vlinderbloemigen nemen geen belangrijke plaats in in de Nederlandse landbouw. Het areaal vlinderbloemigen is nu circa 20000 ha. Rode klaver is vrijwel verdwenen als hoofdgewas en vlinderbloemige stoppelgewassen en groenbemestingsgewassen komen niet vaak meer voor. Witte klaver komt op klei- en zandgronden "van nature" voor in grasland en wordt bij graslandvernieuwing soms in het mengsel opgenomen. De oppervlakte grasland waar het management gericht is op behoud van een flink aandeel witte klavers in de zode (30-40%) is echter beperkt tot enkele procenten. Betrouwbare informatie hierover ontbreekt echter. In 1998 werden de volgende arealen verbouwd: 6200 ha luzerne, 700 ha erwten (voor rijpe oogst), 800 ha veldbonen en 2000 ha landbouwstambonen. Het aandeel zal mogelijk stijgen bij een toename van biologische landbouw, waarin vaak gebruik wordt gemaakt van vlinderbloemigen voor de stikstofvoorziening van het gewas.

Vlinderbloemigen kunnen 40 tot 65 kg N per ton drogestof binden. Als in MINAS geen rekening wordt gehouden met de biologische stikstofbinding door vlinderbloemigen, zou verbouw van deze gewassen als stikstofbron interessant kunnen worden, met name op graasveebedrijven. Anderzijds is het echter moeilijk om onder praktische omstandigheden een goede schatting van de biologische stikstofbinding te maken. Vlinderbloemigen bevatten namelijk veel N en kunnen, afhankelijk van de aanwezigheid van effectieve Rhizobium-stammen, de bemesting en de bodemvruchtbaarheid, die N vrijwel helemaal verkrijgen uit biologische binding, maar ook helemaal uit andere bronnen. Voor klaver geldt dat er grote fluctuaties kunnen optreden binnen één jaar en tussen verschillende jaren van het aandeel klaver in het grasland. Ook dit maakt een schatting van de biologische stikstofbinding moeilijk. De biologische N-binding van klaver kan variëren van minder dan 25 tot ruim 250 kg per ha per jaar. Vergelijkbare variaties kunnen optreden bij andere vlinderbloemigen. In Nederlandse landbouwgronden is de aanvoer via vrijlevende N-bindende bacteriën beperkt tot 0-10 kg per ha per jaar.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

De Europese Commissie heeft het Koninkrijk der Nederlanden per brief van 3 augustus 1999 (SG(99)D/6406, 98/2158) in gebreke gesteld betreffende de implementatie van wetgeving in het kader van de Nitraatrichtlijn (91/676/EEG). In punt 19 van genoemde brief wordt aangegeven dat de Commissie twijfels heeft bij het niet opnemen van de netto stikstof(N-) mineralisatie en de biologische N-binding in MINAS (Bijlage 1).

Het ministerie LNV heeft in oktober 1999 opdracht gegeven een korte studie uit te voeren om na te gaan of en hoe MINAS aangepast zou kunnen worden met betrekking tot netto N-mineralisatie van de bodem en biologische N-binding.

1.2 Doelstelling

Het doel van de studie is:

- het goed definiëren van het begrip “netto N-mineralisatie van de bodem”.
- het kwantificeren van de netto N-mineralisatie van de bodem en de biologische N-binding in landbouwgronden bij verschillende omstandigheden (bodemtype, teelt, bemesting, grondwaterstand).
- het aangeven van mogelijke forfaitaire waarden in MINAS voor netto N-mineralisatie van de bodem en biologische N-binding bij verschillende omstandigheden. Hierbij moet worden aangegeven welke waarden en welke mate van detail uit wetenschappelijk oogpunt wenselijk zijn en wat haalbaar/uitvoerbaar wordt geacht.
- het opstellen van richtlijnen en/of rekenregels waarmee boeren zelf kunnen aangeven hoe groot de netto N-mineralisatie van de bodem en de biologische N-binding is. Welke (analyse)gegevens heeft een boer hiervoor nodig?

2 Stikstofmineralisatie

2.1 Inleiding

Stikstofmineralisatie is het proces waarbij, tijdens de afbraak van organische stof, organische N wordt omgezet in minerale N (ammonium + nitraat). Hoe lager de C/N-verhouding van de organische stof, hoe relatief meer N door N-mineralisatie kan vrijkomen. Indien de organische stof een relatief hoge C/N-verhouding heeft dan kan tijdens de afbraak een deel van de minerale bodem-N worden vastgelegd door micro-organismen. Dit proces heet N-immobilisatie. Na het onderwerpen van organische producten (gewasresten, dierlijke mest, groenbemesters, organische meststoffen) wordt, afhankelijk van de chemische samenstelling (met name de C/N-verhouding) van het product, vaak een fase van N-immobilisatie gevolgd door een fase van N-mineralisatie. Het verschil tussen de N-mineralisatie en de N-immobilisatie wordt de netto N-mineralisatie genoemd. Hierbij wordt geen onderscheid gemaakt tussen de bronnen van organische N in de bodem (bodem-organischestof, mest, gewasresten, composten, groenbemesters). De netto N-mineralisatie van de bodem waarover de vragen van de Europese Commissie gaan, is echter alleen de N-mineralisatie van de bodem-organischestof (vanaf nu “netto mineralisatie van de bodem-N” genoemd). Dit is dus de N-mineralisatie zonder de N-mineralisatie van recent aan de bodem toegediende organische producten, zoals mest en compost, of van organische N (inclusief plantaardig N) die gevormd is uit N die met kunstmest, dierlijke mest en voer is aangevoerd. Deze N-aanvoer zit namelijk al in MINAS verweven.

Netto mineralisatie van bodem-N treedt op indien sprake is van een afname van het gehalte aan organische N in de bodem in de tijd (het organische stof gehalte van de bodem neemt af). Er is dan sprake van een ‘verarming’ van de bodem, resulterend in een lagere chemische (nutriëntenlevering), fysische (structuur, vochtvoorziening) en biologische (aanwezigheid en activiteit van (micro-) organismen in de bodem) bodemvruchtbaarheid. Een netto immobilisatie van bodem-N treedt op bij een accumulatie van organische N in de bodem (het gehalte aan organische stof van de bodem neemt toe).

In dit hoofdstuk wordt de netto mineralisatie van bodem-N door middel van een korte literatuur- en deskstudie gekwantificeerd voor verschillende grondsoorten en grondgebruik. Er wordt onderscheid gemaakt tussen (gedraineerde) veengronden en minerale gronden, omdat de netto mineralisatie van bodem-N in gedraineerde veengronden een veel grotere rol speelt dan in minerale gronden.

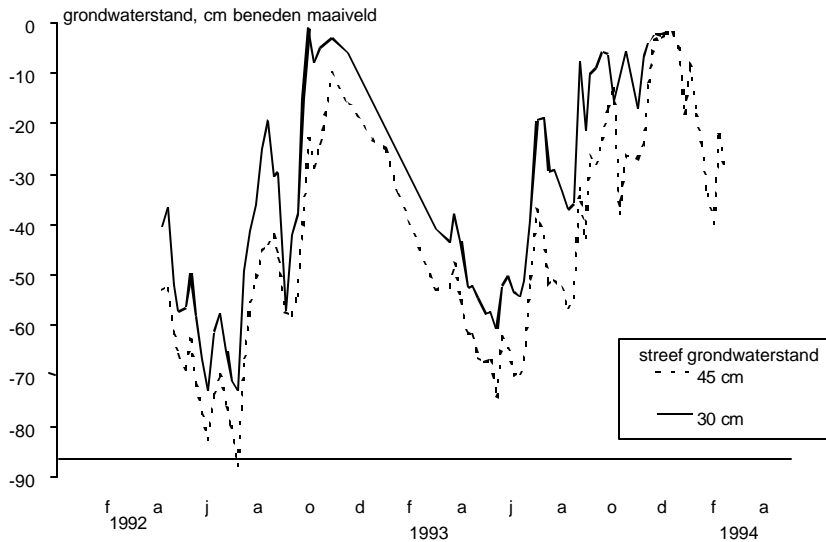
2.2 Veengronden

2.2.1 Gedraineerde veengronden

Veengronden worden gedraineerd om landbouw te kunnen uit oefenen. Hiertoe wordt het slootpeil op een bepaald niveau gehouden. In Nederland worden gedraineerde veengronden vrijwel alleen gebruikt als permanent grasland. Ongeveer 25 procent van het totale areaal permanent grasland ligt op gedraineerd veengrond. Dit komt overeen met 0,25 miljoen ha (Anon., 1995; Steur et al., 1985).

Veengronden zijn gronden die tussen 0 en 80 cm diepte voor meer dan de helft van de dikte uit moerig materiaal (> 15% organische stof) bestaan (Bakker et al., 1981). In Nederland kunnen verschillende soorten veengronden die voor landbouw worden gebruikt, worden onderscheiden op basis van vegetatie, bijvoorbeeld veenmosveen, bosveen, zeggeveen en rietveen. Ook wordt er een onderscheid gemaakt naar de voedselrijkdom van het veen: voedselrijk of eutroof veen (bijvoorbeeld bosveen), voedselhoudend of mesotroof veen (zeggeveen en rietveen) en voedselarm of oligotroofveen (jong en oud veenmosveen). De chemische samenstelling (onder andere C/N-verhouding) van de verschillende veengronden verschilt en daardoor zijn er mogelijk ook verschillen in netto mineralisatie van bodem-N. De grootste N-mineralisatie zal optreden in eutroof veen. Er zijn echter niet voldoende gegevens om onderscheid te maken naar veensoorten en het effect van grondwaterstand is meestal veel groter op de netto mineralisatie van bodem-N dan de chemische samenstelling. Daarom wordt in de onderhavige studie geen onderscheid gemaakt tussen veensoorten, uitgezonderd de meerveengronden (veenkoloniale gronden of dalgronden). Sommige van deze veenkoloniale gronden behoren volgens de bodemclassificatie nog tot de veengronden, maar de organische stof in deze gronden heeft door menselijke invloed een sterke afbraak ondergaan en levert daardoor weinig nutriënten. De netto mineralisatie van bodem-N is in deze gronden daarom veel lager dan in de overige veengronden.

De organische stof boven het grondwater zal versneld worden afgebroken, omdat er zuurstof toe kan treden. Bij de afbraak van bodem-organische stof komt een deel van het organische N vrij als minerale N: netto mineralisatie van bodem-N. Door fluctuaties in neerslag en verdamping tijdens een jaar, is het onmogelijk om de grondwaterstand op een vast niveau te houden, waardoor de grondwaterstand behoorlijk kan fluctueren tijdens een jaar (zie figuur 1).



Figuur 1. Grondwaterstand van twee percelen op veengrasland in Zegveld in 1992 en 1993 (Naar Velthof et al., 1996). Op het ene perceel was de streefwaarde van de grondwaterstand 30 cm en op de andere 45 cm.

Door deze fluctuaties in de grondwaterstand in veengronden zullen droge perioden met een netto N-mineralisatie worden afgewisseld met natte perioden met denitrificatie¹. Een deel van het tijdens de mineralisatie vrijgekomen nitraat zal daarom weer via denitrificatie verloren gaan. De netto mineralisatie en denitrificatie van bodem-N in veengronden zijn daarom nauw met elkaar verbonden.

2.2.2 Netto mineralisatie van bodemstikstof in veengronden

Er zijn een groot aantal methoden toegepast om de N-mineralisatie in bodems te bepalen. Vaak wordt de N-mineralisatie bepaald uit het meten van het minerale N-gehalte in de bodem onder veldomstandigheden of onder gecontroleerde omstandigheden (incubatie van grondmonsters in het laboratorium of in zakjes onder veldomstandigheden). Een andere vaak gebruikte methode is het bepalen van de N-opname van een onbemest gewas: het N-leverend vermogen. Alle methoden hebben voor- en nadelen. Belangrijke nadelen zijn onder andere het verstoren van de grond bij bemonstering en het optreden van N-verliezen (met name denitrificatie) tijdens de meet- of incubatieperiode. In het algemeen kan worden gesteld dat het direct meten van de N-mineralisatie onder veldomstandigheden bijzonder lastig is.

¹ Denitrificatie is een microbiel proces dat onder zuurstofloze ('natte') omstandigheden optreedt en waarbij nitraat wordt omgezet in de gasvormige N-verbindingen N₂ en lachgas (N₂O). Organische stof wordt hierbij door de micro-organismen gebruikt als energiebron, zodat de denitrificatiesnelheid toeneemt naarmate er mee gemakkelijk afbreekbare organische stof aanwezig is, zoals in veengronden. De denitrificatieverliezen uit de 0-40 cm laag van onbemest grasland op gedraineerde veengrond (Zegveld) varieerde van 13 tot 27 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ en was gemiddeld 23 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ (Koops et al., 1996; 1997). Daarnaast ging nog ongeveer 20 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ verloren via N₂O-productie tijdens nitrificatie. De totale gasvormige N-verliezen via nitrificatie en denitrificatie in onbemeste veengrond waren dus ongeveer 40 kg N ha⁻¹ jr⁻¹.

Hassink (1995) gebruikte in zijn proefschrift naar N-mineralisatie in grasland het begrip 'N-leverend vermogen van de bodem', gedefinieerd als de jaarlijkse totale N-opname van grasland zonder N-bemesting. Dit begrip is ook opgenomen in het bemestingsadvies voor grasland (anon., 1998). In het bemestingsadvies voor grasland worden gronden ingedeeld in verschillende klassen van N-leverend vermogen. De NLV van klei- en zandgronden hangt af van het organische stof gehalte en bij kleigronden ook van de grondwaterstand. Bij zandgronden is de maximale NLV 200 kg N per ha, bij kleigronden met een hoge grondwaterstand is de maximale NLV 230 kg N per ha en bij kleigronden met een diepe grondwaterstand is de maximale NLV 300 kg N per ha. Bij veengronden met een hoge grondwaterstand is de NLV 230 kg N per ha en bij een veengrond met een diepe grondwaterstand is de NLV 300 kg N per ha. Met behulp van de NLV-klassen en tabellen, kunnen de N-adviezen worden afgeleid. De bemestingsadviezen van grasland in Nederland houden dus rekening met de totale N-mineralisatie (en niet alleen de netto mineralisatie) die in grasland optreden.

Het N-leverend vermogen (NLV) van een onbemeste bodem grond zonder klaver is de resultante van:

- de jaarlijkse netto mineralisatie van bodem organische N in kg N ha⁻¹ jaar⁻¹: MINBODEM;
- de jaarlijkse mineralisatie van organische N afkomstig van gewasresten (wortels, stoppels, afgestorven resten van bovengrondse delen), dierlijke mesten en organische meststoffen in kg N ha⁻¹ jaar⁻¹: MINMEST. Deze N-mineralisatie is al in MINAS verweven;
- de jaarlijkse atmosferische N-depositie in kg N ha⁻¹ jaar⁻¹: ATM;
- de jaarlijkse N-verliezen via denitrificatie en uitspoeling (op veengrond is dit voornamelijk denitrificatie) in kg N ha⁻¹ jaar⁻¹: VERLIES.

De NLV wordt ook bepaald door de hoeveelheid minerale N in de bodem in het voorjaar, maar over een meerjarige periode gezien wordt de hoeveelheid minerale N die in het voorjaar aanwezig is in een onbemeste bodem bepaald uit de overige posten die hierboven worden genoemd.

Dus het N-leverend vermogen in kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ kan als volgt worden berekend:

$$\text{NLV} = \text{MINBODEM} + \text{MINMEST} + \text{ATM} - \text{VERLIES} \quad (\text{vgl } 1)$$

en de netto N-mineralisatie van de bodem (MINBODEM) kan als volgt worden berekend:

$$\text{MINBODEM} = \text{NLV} - \text{MINMEST} - \text{ATM} + \text{VERLIES} \quad (\text{vgl } 2)$$

Zoals in de vorige paragraaf aangegeven, zijn de netto mineralisatie en denitrificatie van bodem-N in veengronden nauw met elkaar verbonden. Een deel van het tijdens de mineralisatie vrijgekomen nitraat gaat in veengronden snel weer via gasvormige N-verliezen via nitrificatie en denitrificatie (ongeveer 40 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ in onbemest grasland: zie voetnoot 1) verloren. Daarom is het zinvoller om in het kader van

MINAS de netto mineralisatie van bodem-N die gecorrigeerd is voor N-verliezen op te nemen dan de netto mineralisatie van bodem-N zonder correctie voor denitrificatie. De netto mineralisatie van bodem-N die gecorrigeerd is voor N-verliezen (MINBODEM – VERLIES) wordt als volgt berekend:

$$\text{(MINBODEM - VERLIES)} = \text{NLV} - \text{MINMEST} - \text{ATM} \quad (\text{vgl } 3)$$

Op basis van een groot aantal grasland proeven op veengrond die in Nederland zijn uitgevoerd, gecombineerd met de resultaten van Schothorst (1977), komt Hassink (1995) tot de volgende formule om de NLV van grasland op veengronden te schatten:

$$\text{NLV (kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}\text{)} = 188,8 + 3,1 \times \text{LGST}, \quad (\text{vgl } 4)$$

Hierin is LGST de laagste grondwaterstand in een jaar in het betreffende perceel (in cm onder maaiveld).

Hassink (1995) berekende dat in intensief beheerd permanent grasland ouder dan 10 jaar gemiddeld netto 178 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ mineraliseert uit wortels, resten van bovengrondse delen, mest en feces (= MINMEST). Bij grasland jonger dan 10 jaar zal MINMEST lager zijn, omdat er relatief meer N wordt vastgelegd in de wortels, stoppels en bodem organische N. Er wordt hier aangenomen dat in permanent grasland op veengrond in Nederland gemiddeld netto 178 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ mineraliseert uit wortels, resten van bovengrondse delen, mest en feces.

De atmosferische N-depositie (ATM) in Nederland varieert tussen verschillende jaren en locaties, maar gemiddeld is ongeveer 40 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹.

Het invullen van de vergelijking voor NLV (vgl 4) en de waarden voor MINMEST en ATM in vlg 3 levert de volgende vergelijking:

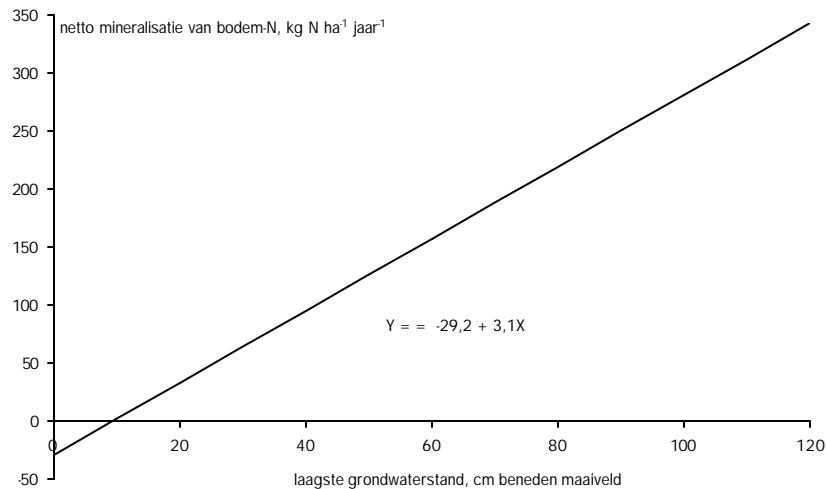
$$\text{(MINBODEM - VERLIES)} = \text{NLV} - \text{MINMEST} - \text{ATM} = 188,8 + 3,1 \times \text{LGST} - 178 - 40 = -29,2 + 3,1 \times \text{LGST} \quad (\text{vgl } 5)$$

Dus de netto mineralisatie van bodem-N in kg N ha⁻¹ jaar⁻¹, gecorrigeerd voor N-verliezen, kan voor veengronden worden geschat met behulp van de vergelijking (Figuur 2):

$$\text{Netto mineralisatie van bodem-N} = -29,2 + 3,1 \times (\text{laagste grondwaterstand}), \quad (\text{vgl } 6)$$

waarbij de laagste grondwaterstand is uitgedrukt in cm beneden maaiveld.

De netto mineralisatie van bodem-N in gedraineerde veengronden is dus volgens deze vergelijking $110 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ bij een laagste grondwaterstand van 45 cm, $160 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ bij een laagste grondwaterstand van 60 cm en $250 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ bij een laagste grondwaterstand van 90 cm.



Figuur 2. Relatie tussen netto mineralisatie van bodem-N en de laagste grondwaterstand voor grasland op veengrond.

2.3 Minerale gronden

2.3.1 Algemeen

De gehalten aan organische N in minerale gronden zijn (veel) lager dan die van veengronden en minerale gronden zijn van oudsher beter gedraineerd dan veengronden. De effecten van drainage op de N-mineralisatie die in veengronden spelen, treden daarom niet op in minerale gronden. Van de minerale gronden hebben de eerdgronden het hoogste organischestof gehalte (10-20 % organische stof). Deze oude organische stof is altijd blootgesteld aan zuurstof en daardoor veel sterker verweerd (stabiel) dan de organische stof in gedraineerde veengronden. De N-mineralisatie in eerdgronden is daardoor lager dan die in veengronden.

De netto mineralisatie van bodem-N in minerale gronden is sterk gekoppeld aan het grondgebruik en -beheer. Indien het grondgebruik ertoe leidt dat het organischestof gehalte van de bodem in de loop van de tijd toeneemt, treedt netto immobilisatie van bodem-N op. Indien het grondgebruik ertoe leidt dat het organischestof gehalte van de bodem in de loop van de tijd afneemt, treedt netto mineralisatie op van bodem-N.

2.3.2 Grasland

Organische N wordt via gewasresten, wortels, mest, organische meststoffen, feces en groenbemesters aangevoerd. Deze aanvoerposten zijn alle direct of indirect (via kunstmest, voer) opgenomen in MINAS. In permanent grasland op minerale gronden treedt accumulatie van organische N op in de niet-oogstbare delen van het grasland (Tabel 1) en ook in de bodem-organische stof (Whitmore et al., 1992). Deze N-immobilisatie neemt in de loop van de tijd af: het organischestof gehalte van de bodem komt op een gegeven moment tot een evenwicht. De ophoping van organische N in grasland kan tientallen jaren to meer dan 100 jaren duren (Jenkinson, 1988), maar de sterkste accumulatie en N-immobilisatie treden op in de eerste 10 jaar na inzaai (Hassink, 1995). In permanent grasland op minerale gronden is dus geen sprake van een netto N-mineralisatie van bodem-N, maar eerder van een netto immobilisatie van bodem-N. Bij het onderploegen van grasland (omzetten naar bouwland of herinzaai) komt deze geaccumuleerde N deels weer via N-mineralisatie vrij. In een aparte paragraaf wordt hierop verder ingegaan.

Tabel 1. Hoeveelheid N in de niet-oogstbare delen van grasland van verschillende ouderdom en bij verschillend graslandbeheer (Whitehead et al., 1990).

	Leeftijd en graslandbeheer*					
	1 jaar M, 50N	1 jaar M, 300N	3 jaar M, 300N	3 jaar B, 300N	8 jaar B, 300N	15 jaar B, 300N
Hoeveelheid N, kg N ha ⁻¹						
Stoppel (0-5 cm)	29	43	48	69	75	75
Bladresten	5	10	10	10	10	10
Wortel	54	63	80	115	253	276
Macro-bodem o.s.**	57	60	115	148	176	238
Totaal	145	176	253	342	514	599

* M: gemaaid, B: beweid; 50/300N = 50/300 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹

** organische stof in de bodem die afkomstig is van afgestorven wortels van het grasland

2.3.3 Bouwland

In bouwland is sprake van geringe fluctuaties in organischestofgehalte, veroorzaakt door grondbewerking, soort gewassen in het bouwplan en het gebruik van organische mesten (Verveda, 1984). Over een meerjarige periode gezien kan worden gesteld dat het organische stofgehalte van bouwland min of meer in evenwicht is. Het organischestofgehalte van de bodem wordt in de akkerbouw als belangrijke bodemfactor beschouwd, zodat akkerbouwers er voor zorgen dat het organische stofgehalte niet daalt. Het organische stof gehalte wordt op peil gehouden door het gebruik van dierlijke en organische meststoffen, het laten liggen van gewasresten (met name stro) en het telen van groenbemesters.

2.3.4 Maisland

Op maïsland is door de extreme mestgiften in het verleden wel sprake van een lichte toename van het organischestofgehalte en met name van de jonge (en gemakkelijk afbreekbare) organische stof. Bij het verlagen van de mestgiften op maïsland kan een netto mineralisatie van bodem-N optreden. Een model van Schröder en Van Keulen (1997) voorspelt dat in 2000 ongeveer $25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ en in 2005 ongeveer $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ extra N-mineralisatie optreedt door de grote mestgiften in het verleden (dit is de extra N-mineralisatie die optreedt ten opzichte van mestgiften die bij de huidige mestwetgeving acceptabel zijn). Deze extra N-mineralisatie zal na 2010 minder dan $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ bedragen.

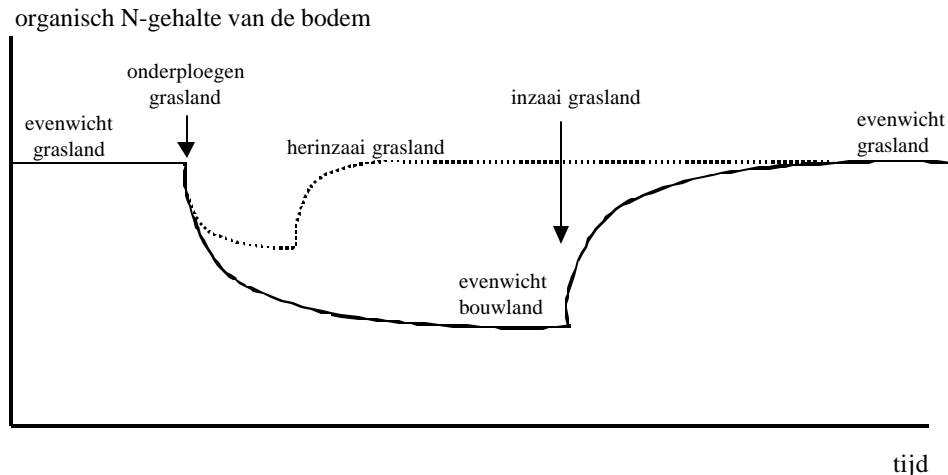
2.3.5 Onderploegen van permanent grasland

Naarmate grasland ouder wordt, accumuleert er N in de niet-oogtbare delen en met name in de ondergrondse delen (tabel 1), met name in de eerste jaren na inzaai (Jenkinson, 1988). Intensief beheerd oud grasland bevat meer dan 500 kg N ha^{-1} in de niet-oogtbare delen, waarvan een aanzienlijk deel via N-mineralisatie kan vrijkomen in de jaren na onderploegen. Ook treedt er accumulatie op van bodem organische N (Whitmore et al., 1992), waardoor het organische N-gehalte van permanent grasland hoger is dan die van bouwland. In figuur 3 staat het verloop van het organische N-gehalte in bodem weergegeven bij het verandering van grasland in bouwland (onderploegen) en omgekeerd. De grootte van de N-mineralisatie en N-immobilisatie en de tijd waarover deze processen optreden, zijn afhankelijk van onder andere de bemesting (grootte en soort meststoffen), soort gewassen, grondsoort en grondbewerking.

Op basis van literatuurgegevens (zie bijlage 2) zijn N-mineralisatie berekeningen uitgevoerd voor ondergeploegd grasland met behulp van het model MINIP (Janssen, 1984; 1996). Het gaat hierbij om de N-mineralisatie uit de niet-oogtbare delen ('jonge organische stof'). In tabel 2 zijn hoeveelheden gemineraliseerd N weergegeven in de eerste vijf jaren na onderploegen van intensief beheerd grasland met een verschillende ouderdom. Tijdens het eerste jaar na onderploegen mineraliseert 174 kg N ha^{-1} (voor vijfjarig grasland) tot 265 kg N ha^{-1} (15 jarig grasland). De N-mineralisatie neemt sterk af in de tijd en vijf jaar na onderploegen bedraagt de N-mineralisatie minder dan 20 kg N ha^{-1} . Naast de N-mineralisatie van de jonge organische stof (tabel 2) zal een deel van de 'oude' bodem-organische N mineraliseren na het onderploegen van grasland. De grootte van deze N-mineralisatie is sterk afhankelijk van de ouderdom van het grasland én het beheer van de bodem na het onderploegen (herinzaai of toepassing als bouwland). Whitehead et al. (1990) gaven aan dat de N-mineralisatie na onderploegen van grasland voor het grootste deel afkomstig is van de jonge organische stof en dat de bijdrage van de oude organische stof veel lager is (minder $50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$).

Andere literatuurgegevens duiden op een N-mineralisatie van ongeveer $300\text{-}500 \text{ kg N ha}^{-1}$ in het eerste jaar na onderploegen van grasland (Ryden et al., 1984; Whitmore et

al., 1992). Het gaat in deze studie om graslanden ouder dan 30 jaar (en soms ouder dan 50 jaar). De intensief beheerde graslanden in Nederland zijn meestal (veel) jonger, omdat het gebruikelijk is om het grasland te vernieuwen om de productie te waarborgen. Voor een schatting van de N-mineralisatie na onderploegen van grasland in Nederland kan daarom tabel 2 een goede basis vormen.



Figuur 3. Schematische voorstelling van het verloop van het organische N-gehalte bij omzetten van grasland in bouwland en omgekeerd. Tevens is het verloop van het organisch N-gehalte bij herinzaai van grasland weergegeven (Naar Janssen et al., 1990).

Bij het omzetten van bouwland in grasland treedt netto N-immobilisatie op (Figuur 3). Deze N-immobilisatie is afhankelijk van de tijd na inzaaien, maar kan in de begin jaren meer dan $100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ bedragen. Bij herinzaai van grasland treedt een vergelijkbaar patroon op als bij het omzetten van grasland in bouwland en omgekeerd. De periode waarover de netto N-mineralisatie en N-immobilisatie optreden zijn korter en de schommelingen in het organische N-gehalte zijn kleiner bij herinzaai dan bij het omzetten van grasland in bouwland.

Tabel 2. Berekende jaarlijkse N-mineralisatie na onderploegen van intensief beheerd grasland van 5 jaar, 10 jaar en 15 jaar oud. Berekeningen met het model MINIP (Janssen, 1984; 1996), gebruikmakend van de inputgegevens uit bijlage 2.

Jaren	N-mineralisatie, $\text{kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$		
	5 jaar	10 jaar	15 jaar
1	174	231	265
2	60	90	104
3	28	43	51
4	16	25	30
5	10	16	19

2.4 Discussie en synthese

2.4.1 Veengronden

Voor de schatting van de netto mineralisatie van bodem-N in gedraineerde graslanden op veengrond kan de volgende formule worden gebruikt:

Netto mineralisatie van bodem-N = $-29,2 + 3,1 \times$ laagste grondwaterstand (cm beneden maaiveld).

Deze formule is inclusief een correctie voor N-verliezen uit veengronden. Boeren met grasland op veengrond zouden deze formule (figuur 2) kunnen gebruiken om de netto mineralisatie van bodem-N te schatten. Hiertoe zouden ze de laagste gemiddelde grondwaterstand van hun bedrijf moeten vaststellen. Dit zou kunnen worden vastgesteld door monitoring van de grondwaterstand in enkele peilbuizen op het bedrijf, met name tijdens de zomer. Hierbij moet rekening worden gehouden dat de grondwaterstand sterk varieert, zowel temporeel als ruimtelijk.

Bij het vaststellen van een forfaitaire norm lijkt een koppeling met werkelijke grondwaterstanden op een bedrijf niet haalbaar, aangezien dan een groot aantal peilbuizen moeten worden geplaatst en de juistheid van de waarden moeilijk controleer is. Gezien de grote ruimtelijke variaties in grondwaterstand binnen bedrijven, tussen bedrijven en tussen regio's én de grote variaties in de tijd, is het ook niet nauwkeurig om met een referentiegrondwaterstand (het gemiddelde van op verschillende plaatsen gemeten grondwaterstanden) te werken. Dit zou een zeer bewerkelijk systeem zijn, dat ook een zekere mate van 'schijnnaauwkeurigheid' met zich meebrengt. Het vaststellen van één forfaitaire waarde voor alle graslanden op veengronden is daarom het meest zinvol en haalbaar. Voorstel is om de netto mineralisatie van bodem-N bij een laagste grondwaterstand van 60 cm als forfaitaire waarde te gebruiken: $150 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$.

2.4.2 Blijvend grasland en bouwland in minerale gronden

Gezien de sterke verwerking en afbraak van de oude bodem-organischestof in minerale gronden en gezien het management kan worden gesteld dat er geen duidelijke netto mineralisatie en immobilisatie van bodem-N optreedt in blijvend bouwland en grasland op minerale gronden. Alle aanvoerposten van N die een effect hebben op de N-mineralisatie of immobilisatie in minerale gronden zijn al direct (kunstmest, dierlijke mest, voer) of indirect (atmosferische depositie) in MINAS verweven. De netto mineralisatie en immobilisatie van bodem-N in minerale gronden is dus al in MINAS is verweven.

Bij de minerale gronden zou een uitzondering gemaakt kunnen worden voor bodems die voor het 'MINAS-tijdperk' (vóór 1998) veel organische N hebben opgebouwd, die binnen het 'MINAS-tijdperk' vrijkomt, namelijk maïsland waaraan vroeger jaarlijks hoge giften dierlijke mest zijn toegediend en het onderploegen van grasland

op minerale gronden, die vóór 1998 zijn ingezaaid. Hieronder wordt voor deze situaties een schatting gegeven voor de netto mineralisatie van bodem-N.

2.4.3 Maisland

Voor maisland waaraan vroeger veel dierlijke mest (jaarlijks meer dan $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) is toegediend, kan voor de periode 2000-2010 een forfaitaire waarde voor netto mineralisatie van bodem-N van $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ worden gebruikt. Het is echter de vraag hoe gecontroleerd kan worden welk maisland vroeger veel of weinig dierlijke mest heeft gekregen en hoe moet worden omgegaan met grond die vroeger als maisland werd gebruikt en die nu voor de akkerbouw of als grasland wordt gebruikt. Een optie zou kunnen zijn om het organische stof gehalte van maisland te bepalen en aan de hand hiervan de netto mineralisatie van bodem-N te schatten. De relatie tussen organische stof gehalte en N-mineralisatie zou uit proeven en modelberekeningen moeten worden vastgesteld. Het is de vraag of deze optie realistisch is aangezien de geschatte netto N-mineralisatie relatief gering is ($20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) en de spreiding in het organische stof gehalte in ruimte en tijd relatief groot is.

2.4.4 Onderploegen van grasland

Na het onderploegen van grasland treedt netto N-mineralisatie op. De vraag is echter of de N-mineralisatie na onderploegen van grasland wel als aparte post in MINAS moet worden opgenomen. Alle organische N die in het ondergeploegde grasland aanwezig is, is via kunstmest, dierlijke mest, voer en atmosferische depositie aangevoerd. Dit zijn alle posten die direct of indirect (atmosferische depositie) in MINAS aanwezig zijn, zodat gesteld kan worden dat de N-mineralisatie na onderploegen van grasland al in MINAS is verweven.

MINAS is van start gegaan in 1998. Een mogelijke optie zou kunnen zijn om het onderploegen van grasland dat is ingezaaid vóór 1998 als extra N-aanvoerpost in MINAS wordt opgenomen, terwijl het onderploegen van grasland dat na 1998 is ingezaaid al in MINAS is verweven en dus niet als extra post wordt opgenomen. Dit zou dan zowel gelden voor herinzaai van grasland als voor omzetten van grasland in bouwland. Een optie zou kunnen zijn om grasland dat in de periode 1998-2003 wordt ondergeploegd wel als N-aanvoerpost in MINAS wordt opgenomen, terwijl het onderploegen van grasland na 2003 niet meer als aanvoerpost wordt opgenomen. Boeren die grasland onderploegen in de periode 1998-2003, zouden de netto mineralisatie van bodem-N met behulp van de tabel 3 kunnen schatten (deze tabel is gebaseerd op tabel 2 en een schatting van de bodem-organische N). Om deze tabel te kunnen toepassen moet de boer de ouderdom van het grasland kennen.

Bij gebruik van forfaitaire waarden zou tabel 3 ook gebruikt kunnen worden. Vraag is dan wel i) hoe gecontroleerd wordt dat er grasland wordt ondergeploegd en ii) hoe gecontroleerd wordt hoe oud het grasland is. Een vereenvoudiging zou kunnen zijn

om geen opsplitsing te maken naar ouderdom en de waarden uit tabel 3 bij grasland van 10 jaar te gebruiken als forfaitaire waarde.

Tabel 3. Netto mineralisatie van bodem-N na onderploegen van grasland dat vóór 1998 is ingezaaid.

Jaren	N-mineralisatie, kg N ha ⁻¹ jaar ⁻¹		
	5 jaar	10 jaar	15 jaar
1	174	231	265
2	60	90	104
3	28	43	51
4	16	25	30
5	10	16	19

3 Biologische stikstofbinding

3.1 Inleiding

In landbouwgronden kan op twee manieren biologische N-binding plaats vinden: i) via bacteriën die in symbiose leven met vlinderbloemigen en ii) vrijlevende bacteriën in de bodem. In Nederlandse landbouwgronden is de aanvoer via vrijlevende N-bindende bacteriën beperkt tot 0-10 kg per ha per jaar. De biologische N-binding door vlinderbloemigen kan aanzienlijk groter zijn.

Vlinderbloemigen nemen geen belangrijke plaats in in de Nederlandse landbouw. Het areaal vlinderbloemigen is de laatste 30 jaar sterk gedaald en is nu circa 20000 ha. Rode klaver is vrijwel verdwenen als hoofdgewas en vlinderbloemige stoppelgewassen en groenbemestingsgewassen komen niet vaak meer voor. Witte klaver komt op klei- en zandgronden "van nature" voor in grasland en wordt bij graslandvernieuwing soms in het mengsel opgenomen. De oppervlakte grasland waar het management gericht is op behoud van een flink aandeel witte klavers in de zode (30-40%) is echter beperkt tot enkele procenten. Betrouwbare informatie hierover ontbreekt echter. In 1998 werden de volgende arealen verbouwd (74e Rassenlijst voor Landbouwgewassen, 1999): 6200 ha luzerne, 700 ha erwten (voor rijpe oogst), 800 ha veldbonen en 2000 ha landbouwstambonen. Het aandeel zal mogelijk stijgen bij een toename van biologische landbouw, waarin vaak gebruik wordt gemaakt van vlinderbloemigen voor de N-voorziening van het gewas.

De betrekkelijk geringe belangstelling voor vlinderbloemigen in de Nederlandse landbouw houdt verband met de soms tegenvallende opbrengsten (oogstzekerheid) als gevolg van de gevoeligheid voor ongunstige omstandigheden en onkruiden, ziekten en plagen en tevens met de grote beschikbaarheid van goedkope andere N-bronnen. Als in MINAS echter geen rekening wordt gehouden met de biologische N-binding door vlinderbloemigen, zou verbouw van deze gewassen als N-bron interessant kunnen worden, met name op graasveebedrijven. Anderzijds is het echter moeilijk onder praktische omstandigheden een goede schatting van de biologische N-binding te maken. Vlinderbloemigen bevatten namelijk veel N en kunnen, afhankelijk van de aanwezigheid van effectieve Rhizobium-stammen, de bemesting en de bodemvruchtbaarheid, die N vrijwel helemaal verkrijgen uit biologische binding, maar ook helemaal uit andere bronnen. In de voorlichtingsboeken die begin jaren '90 zijn gebruikt, waren richtwaarden voor de N-binding opgenomen (tabel 4). In het volgende wordt hierop nader ingegaan voor de verschillende gewassen.

Tabel 4. Stikstofbinding door vlinderbloemigen en het areaal in 1990 (Gegevens uit werkboeken mineralenboekhouding) in kg N per ha.

Gewas	N-binding per ha	Areaal (ha)
Grasland met klavers (>30% klavers)	100	onbekend
Luzerne	325	6300
Erwten	145	5300
Veldbonen	190	800
Bruine Bonen	25	2000
Stamslabonen	11	5000
Tuinbonen	?	1000
TOTAAL		20400

3.2 Witte klaver

De bijdrage van witte klaver aan de opbrengst aan drogestof en N kan worden bepaald door de opbrengst van een gras-klavermengsel te vergelijken met de opbrengst van een monocultuur gras onder dezelfde omstandigheden (Ennik, 1982). Uit literatuuronderzoek van Ennik bleek dat de bijdrage van witte klaver aan de N-opbrengst van een gras-klavermengsel in de meeste gevallen varieert van 40 tot 65 kg N per ton geogoste klaver-drogestof. In maaiproeven met onbemeste grasklaver mengsels werd op zand en klei een aantal jaren een hoeveelheid van 50 - 55 kg N per ton klaver geogost. Bij een hoog klaveraandeel betekent dit meer dan 400 kg N per ha per jaar geschatte biologische N binding (Elgersma and Schlepers, 1997; Elgersma and Hassink, 1997). De bijdrage aan de N-opbrengst per ton klaver-drogestof wordt wel N-bindingefficiëntie genoemd (nitrogen fixation efficiency). Volgens Ennik (1982) is de N-bindingefficiëntie van witte klaver gemiddeld 55 kg N per ton drogestof. In recent ingezaaid grasland worden vaak iets lagere waarden gevonden (echter vrijwel nooit lager dan 40 kg N per ton drogestof); in oud grasland soms hogere, vooral als het klaveraandeel in de zode klein is. Bemesting met N uit kunstmest of dierlijke mest heeft geen effect op de N-bindingefficiëntie van witte klaver in een mengsel met gras (Ennik, 1982; van der Meer & Baan Hofman, 2000). Dit is in tegenstelling tot wat veelal wordt gedacht. Het negatieve effect van bemesting met N op de N-binding door witte klaver in een gras-klavermengsel, komt volledig tot stand door vermindering van het klaveraandeel in het mengsel (Ennik, 1982; van der Meer & Baan Hofman, 2000). Blijkbaar neemt het gras alle beschikbare minerale N op en wordt de klavergroei verminderd door de extra grasgroei. Bij een jaarlijkse N-gift van 250-300 kg per ha blijft er in de meeste situaties vrijwel geen witte klaver over. De N-opbrengst is dan echter nauwelijks hoger dan die van het mengsel zonder N-toediening (Baan Hofman, 1995).

Uit het voorgaande volgt dat om de N-binding door witte klaver in een mengsel vast te stellen, de klaveropbrengst geschat of bepaald moet worden. Dat is niet eenvoudig want het aandeel klaver in de totale opbrengst verschilt sterk gedurende het groeiseizoen (Schils et al., 1999). Het is vrijwel altijd laag in de eerste snede en hoog in de zomer. Voor een enigszins betrouwbare schatting zijn dus enkele waarnemingen gedurende het groeiseizoen nodig. Goede schattingen zijn bovendien moeilijk door de verschillende groeiwijzen van gras en witte klaver.

Het is echter ook niet aan te bevelen uit te gaan van forfaitaire waarden voor de N-binding door witte klaver omdat er zulke grote verschillen zijn. In jonge gras-klavermengsels kan onder goede omstandigheden de biologische N-binding meer dan 400 kg per ha per jaar bedragen (Schils, 1997; Elgersma et al., 1998). Vaak is er echter na enkele jaren een flinke vermindering van de klaveropbrengst (van der Meer & Baan Hofman, 2000) en kunnen er grote verschillen ontstaan tussen jaren (klaverjaren en grasjaren) en percelen binnen een bedrijf. Op een biologisch-dynamisch proefbedrijf in Nagele werd in de periode 1983-1987 de biologische N-binding in gras-klaverweiden bepaald. Hierbij bleek dat die varieerde van minder dan 25 tot ruim 250 kg per ha per jaar (van der Meer & Baan Hofman, 1989).

Bij praktijkgebruik met beweiding van klaver-grasland treedt een nog sterkere variatie in de ruimte op dan bij maaiproeven. Dit wordt deels veroorzaakt door mest- en urineplekken en ligplekken etc. Een goede bemonstering is dan nog veel lastiger dan in gemaaid grasland (Elgersma and Schlepers, 1998). In beweid klaver-grasland in Noord-Ierland was de jaarlijkse biologische N-binding door klaver 150-230 kg N per ha (Garret et al., 1992).

Het lijkt goed mogelijk binnen een graasveebedrijf grasklavermengsels als N-bron te benutten en op deze wijze veel extra N op het bedrijf aan te voeren. Daarom is het nodig deze aanvoer in MINAS op te nemen. Er is echter geen eenvoudige en controleerbare methode om de grootte van de aanvoer te bepalen.

3.3 Luzerne

Luzerne wordt in ons land hoofdzakelijk geteeld op akkerbouwbedrijven en gebruikt voor kunstmatig drogen. Pogingen om dit voedergewas in te voeren op graasveebedrijven waren tot nu toe zonder succes. Luzerne is een productief gewas dat op goede gronden diep wortelt en daardoor goed bestand is tegen droogte. Tevens is luzerne in staat nutriënten uit diepere bodemlagen op te nemen. De hoeveelheid N die gebonden wordt hangt af van (a) het productieniveau van het gewas en (b) de beschikbaarheid van anorganische N in de bodem.

Ad a. In het algemeen kan gesteld worden dat de totale hoeveelheid N in de door het gewas geproduceerde drogestof (bovengronds en ondergronds) ongeveer de bovengrens aangeeft van de biologische N-binding. Het overgrote deel hiervan wordt afgevoerd in het geoogste product. Dit heeft bij een normaal oogstregime een opmerkelijk constant N-gehalte, namelijk ongeveer 32,5 kg N per ton drogestof (van der Meer, 1985). Een goed gewas luzerne, dat 12 ton drogestof per ha per jaar produceert, bevat dus 390 kg N. Stoppels en wortels van een- of tweejarige luzerne bevatten 100 tot 170 kg N per ha (van der Meer, 1985). In totaal kan de biologische N-binding door luzerne dus ongeveer 450 kg per ha per jaar bedragen.

Ad b. In werkelijkheid zal de biologische N-binding lager zijn dan hierboven is aangegeven doordat het gewas anorganische N uit de bodem opneemt ten koste van de symbiotische binding. Dit blijkt uit proeven waarin luzerne met N is bemest en de

N-opbrengst in het gewas en de hoeveelheid minerale N in de bodem zijn bepaald (Versteeg et al., 1982; Sibma & Spiertz, 1985). De bemeste objecten gaven doorgaans een iets hogere gewasopbrengst dan de onbemeste (enkele procenten) en bij niet te hoge N-giften geen verhoging van de hoeveelheid residuaire N in de bodem.

Het voorgaande betekent dat de biologische N-binding door luzerne gelijk is aan de totale hoeveelheid N in het gewas minus de uit de bodem opgenomen N. Aangezien bemesting van luzerne met N (uit dierlijke mest) niet wenselijk is vanwege gevaar op veronkruiding, zal de N-opname uit de bodem niet groter zijn dan de hoeveelheid die door mineralisatie van organische N beschikbaar komt, dat is meestal 100 tot 150 kg per ha per jaar. De biologische N-binding door een goed luzernegewas is dus 300 tot 350 kg per ha per jaar.

3.4 Veldbonen

Een goed gewas veldbonen kan in augustus ongeveer 14 ton drogestof en 450 kg N per ha in de bovengrondse biomassa hebben (Sibma et al., 1989). Na midden augustus dalen die hoeveelheden, o.a. door bladafval, tot ongeveer 11 ton drogestof en 380 kg N per ha bij de oogst. De zaadopbrengst is dan ongeveer 7 ton per ha met een N-gehalte van 50 kg per ton.

Ook voor veldbonen geldt dat de hoeveelheid N in het gewas als dat op zijn hoogtepunt is, beschouwd kan worden als de bovengrens van de biologische N-binding. De reactie van veldbonen op minerale N in de bodem komt overeen met die van luzerne (Sibma et al., 1989; Roughley et al, 1983). Dat betekent dat zonder bemesting met N de biologische N-binding zo'n 300 tot 350 kg per ha per jaar zal zijn.

Opgemerkt dient te worden dat in de praktijk bij minder gunstige weersomstandigheden ook lagere opbrengsten voorkomen (Sibma et al., 1989) waarbij de N-binding dan ook lager kan zijn. Dat hoeft echter niet het geval te zijn omdat de lagere opbrengsten ook het gevolg kunnen zijn van lagere harvest indices (deel van de totale productie dat in het zaad komt).

3.5 Stikstoflevering van vlinderbloemigen aan volgteelten

Niet alle door vlinderbloemigen gebonden N komt ten goede aan niet-vlinderbloemige volgteelten. Immers, bij de teelt van vlinderbloemige hoofdgewassen, wordt een deel van de gebonden N ook weer afgevoerd. De waarde van vlinderbloemigen is dan ook gelegen in de N die met stro, stoppels en wortels achterblijft. Bij erwten en bonen gaat dat om circa 90 kg N per ha, bij luzerne om 125 tot 185 kg N per ha, afhankelijk van de achtergelaten hergroei. De N-inhoud van vlinderbloemige groenbemesters kan oplopen tot 90 kg N per ha. N-binding door vlinderbloemigen is dus niet synoniem met een effectieve overdracht van N naar niet-vlinderbloemigen. Mede op grond van een groot aantal proeven stelt de nieuwe

bemestingsadviesbasis voor akkerbouw dat na een geslaagde vlinderbloemige groenbemester een besparing van 60 kg N per ha mogelijk is, terwijl dit na een niet-vlinderbloemige groenbemester 30 kg N per ha is (Schröder, mondelinge medeling).

De bedrijfsgemiddelde biologische N-binding in een ecologische proefbedrijf (tabel 5) met één vlinderbloemig hoofdgewas en vlinderbloemige groenbemers was 72 kg N per ha per jaar of 22 g N per kg drogestof. Deze waarden geven een goede indruk van de biologische N-binding door vlinderbloemigen in de praktijk.

In onderzoek van Schröder et al. (1997) was de biologische N-binding van een rode klaver groenbemester 35 kg N per ha, in de periode april (gezaaid onder wintertarwe) tot november.

Tabel 5. Geschatte hoeveelheid biologisch gebonden N op basis van het verschil in N-dynamiek van wel- en niet-vlinderbloemigen op het Ecologische proefbedrijf Dr. H.J. Lovinkhoeve (Schröder, niet gepubliceerde resultaten).

Jaar	Vlinderbloemige	Niet-vlinderbloemige	Biologische N-binding	
			kg N per ha	g N per kg ds
1996	Rode klaver	Italiaans raaigras	-9	-
	1e jaars luzerne-gras	1e jaars Engels raaigras	105	21
	1e jaars luzerne-gras	1e jaars Engels raaigras	86	18
1997	Witte klaver	Italiaans raaigras	12	10
	1e jaars luzerne-gras	1e jaars Engels raaigras	131	15
	1e jaars luzerne-gras	2e jaars Engels raaigras	379	29
1998	1e jaars luzerne-gras	1e jaars Engels raaigras	89	36
	1e jaars luzerne-gras	2e jaars Engels raaigras	422	26
	Bedrijfsgemiddelde		72	22

3.6 Discussie en synthese

Vlinderbloemigen kunnen 40 tot 65 kg N per ton drogestof binden. Als in MINAS geen rekening wordt gehouden met de biologische N-binding door vlinderbloemigen, zou verbouw van deze gewassen als N-bron interessant kunnen worden, met name op graasveebedrijven. Anderzijds is het echter moeilijk om onder praktische omstandigheden een goede schatting van de biologische N-binding te maken. Vlinderbloemigen bevatten namelijk veel N en kunnen, afhankelijk van de aanwezigheid van effectieve Rhizobium-stammen, de bemesting en de bodemvruchtbaarheid, die N vrijwel helemaal verkrijgen uit biologische binding, maar ook helemaal uit andere bronnen. Voor klaver geldt dat er grote fluctuaties kunnen optreden binnen één jaar en tussen verschillende jaren van het aandeel klaver in het grasland. Ook dit maakt een schatting van de biologische N-binding moeilijk. De biologische N-binding van klaver kan variëren van minder dan 25 tot ruim 250 kg per ha per jaar. Vergelijkbare variaties kunnen optreden bij andere vlinderbloemigen. De N-aanvoer via vrijlevende N-bindende bacteriën is beperkt tot 0-10 kg per ha per jaar.

Literatuur

Anon. 1995. Landbouwcijfers, LEI-CBS, Den Haag.

Anon. 1998. Adviesbasis bemesting grasland en voedergewassen. Themaboek November 1998, Praktijkonderzoek Rundvee, Schapen en Paarden, Lelystad, 53 p.

Baan Hofman, T. 1995. De betekenis van witte klaver in het grasland van "De Marke". In: H.F.M. Aarts (ed.): Weide- en voederbouw op De Marke: op zoek naar de balans tussen produktie en emissie. Rapport nr. 12, De Marke, Hengelo, 89 pp.

Bakker, H. de, J. Schelling & G.C.L. Steur. 1981. Systeem van bodemclassificatie voor Nederland : de hogere niveaus en codering van bodemtypen overeenkomstig de legenda van de bodemkaart van Nederland 1:50.000. Stichting voor Bodemkartering, 40 p.

Catalan, R.L. & B.H. Janssen. 1990. Korte- en lange-termijneffecten van bemestingsmaatregelen op de stikstofmineralisatie uit organisch materiaal. Notitie ten behoeve van de Commissie Stikstof, Vakgroep Bodemkunde en Plantenvoeding, Landbouwniversiteit Wageningen, 15 p.

Elgersma, A. & H. Schlepers. 1997. Performance of white clover - perennial ryegrass mixtures under cutting. *Grass and Forage Science* 52: 134-146.

Elgersma, A. & H. Schlepers. 1998. Persistence of white clover (*Trifolium repens*) in grass-clover mixtures under continuous stocking with cattle. p.181-185. In: *Pasture Ecology and Animal Intake*. Eds. M.G. Keane and E.G. O'Riordan. Proc. of a workshop held in Dublin on Sept. 24-25, 1996 for Concerted Action AIR3-CT93-0947. Occ. publ. no. 3.

Elgersma, A. & J. Hassink. 1997. Effects of white clover (*Trifolium repens* L.) on plant and soil nitrogen and soil organic matter in mixtures with perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.). *Plant and Soil* 197: 177-186.

Elgersma, A., M. Nassiri & H. Schlepers. 1998. Competition in perennial ryegrass-white clover mixtures under cutting. 1. Dry-matter yield, species composition and nitrogen fixation. *Grass and Forage Science*, 53: 353-366.

Ennik, G.C. 1982. De bijdrage van witte klaver aan de opbrengst van grasland (The contribution of white clover to the yield of grassland). *Landbouwkundig Tijdschrift* 94 nr. 10: 363-369.

Garret, M.K., C.J. Watson, C. Jordan, R.W.J. Steen & R.V. Smith. 1992. The nitrogen economy of grazed grassland. *Proceedings of the Fertiliser Society* No. 326, 32 p.

Hassink, J. 1995. Organic matter dynamics and N mineralization in grassland soils. Proefschrift Landbouwniversiteit Wageningen, 250 p.

Janssen, B.H. 1984. A simple method for calculating decomposition and accumulation of 'young' soil organic matter. *Plant and Soil* 76: 297-304.

Janssen, B.H., P. van der Sluijs & H.R. Ukkerman. 1990. Organische stof. p.109-126. In: Locher W.P. & De Bakker H. *Bodemkunde van Nederland Deel 1. Algemene Bodemkunde*, Malmberg, Den Bosch.

Janssen, B.H. 1996. Nitrogen mineralization in relation to C:N ratio and decomposability of organic materials. *Plant and Soil* 181: 39-45.

Jenkinson, D.S. 1988. Soil organic matter and its dynamics, p. 564-607 In: Wild, A. (ed.) *Russell's Soil Conditions and Plant Growth*. 11th edition, Longman, New York.

Koops, J.G., O. Oenema & M.L. van Beusichem. 1996. Denitrification in the top and sub soil of grassland on peat soils. *Plant and Soil* 184: 1-10.

Koops, J.G., O. Oenema, O. & M.L. van Beusichem. 1997. Nitrogen loss from grassland on peat soils through nitrous oxide production. *Plant and Soil* 188: 119-130.

Meer, H.G. van der, 1985. Teelt en opbrengst van luzerne en rode klaver (Management and yield of lucerne and red clover). CABO-verslag nr. 59, CABO, Wageningen, The Netherlands, 29 pp.

Meer, H.G. van der & T. Baan Hofman, 1989. Contribution of legumes to yield and nitrogen economy of leys on a biodynamic farm. In: P. Plancquaert & R. Haggard (eds.): *Legumes in Farming Systems*, p. 25-36. *Developments in Plant and Soil Sciences* 37. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.

Meer, H.G. van der & T. Baan Hofman, 2000. Effects of low-emission slurry application techniques and periods of application on the yield and nitrogen economy of a mixed sward of perennial ryegrass and white clover. In: H.G. van der Meer (ed.): *Reducing inputs and losses of nitrogen and energy on dairy farms. Final Report Project AIR3 CT92-0332. Note 18*, Plant Research International, Wageningen, The Netherlands (in press).

Roughley, R.J., J.I. Sprent & J.M. Day, 1983. Nitrogen fixation. In: P.D. Hebblethwaite: *The Faba Bean (Vicia faba L.) A Basis for Improvement*, p. 233-260. Butterworths, London, United Kingdom.

Ryden, J.C., P.R. Ball & E.A. Garwood. 1984. Nitrate leaching from grassland. *Nature* 311: 50-53.

Schils, R.L.M. 1997. Effect of a spring application of nitrogen on the performance of perennial ryegrass-white clover swards at two sites in The Netherlands. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 45: 263-275.

Schils, R.L.M., Th.V. Vellinga & T. Kraak. 1999. Dry matter yield and herbage quality of a perennial ryegrass/white clover sward in a rotational grazing and cutting system. *Grass and Forage Science* 54: 19-29.

Schothorst, C.J. 1977. Subsidence of low moor peat soils in the western Netherlands. *Geoderma* 17: 265-291.

Schröder, J.J. & H. Van Keulen. 1997. Modelling the residual N effect of slurry applied to maize land on dairy farms in the Netherlands. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 45: 477-494.

Schröder J.J., L. ten Holte, L. & B.H. Janssen. 1997. Non-overwintering cover crops: a significant source of N. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 45: 231-248.

Sibma, L., C. Grashoff & J.A. Klein Hulze. 1989. Ontwikkeling en groei van veldbonen (*Vicia faba*) onder Nederlandse omstandigheden (Development and growth of faba beans (*Vicia faba*) under Dutch circumstances). *Gewassenreeks 3*, Pudoc, Wageningen, 64 pp.

Sibma, L. & J.H.J. Spiertz. 1986. Dry matter production and nitrogen utilization in cropping systems with grass, lucerne and maize: 1. Comparison of crop characteristics, growth and production. *Netherlands Journal of Agricultural Sciences*, 34: 25-35.

Steur G.G.L., F. de Vries & C. van Wallenburg. 1985. Bodemkaart van Nederland 1 : 250 000. Stichting Bodemkartering Stiboka, Wageningen.

Velthof, G.L., A.B. Brader & O. Oenema. 1996. Seasonal variations in nitrous oxide losses from managed grasslands in the Netherlands. *Plant and Soil* 181: 263-274.

Versteeg, M.N., I. Zipori, J. Medina & H. Valdivia. 1982. Potential growth of alfalfa (*Medicago sativa* L.) in the desert of Southern Peru and its response to high NPK fertilization. *Plant and Soil*, 67: 157-165.

Verveda, H.W. 1984. Opbouw en afbraak van jonge organische stof in de grond en de stikstofhuishouding onder een vierjarige vruchtwisseling met grasgroenbemester. *Interne mededeling 58*, Vakgroep Bodemkunde en Plantenvoeding, Landbouwhogeschool Wageningen, 101 p.

Warren, G.P. & D.C. Whitehead. 1988. Available soil nitrogen in relation to fractions of soil nitrogen and other soil properties. *Plant and Soil* 112: 155-165.

Whitehead, D.C., A.W. Bristow & D.R. Lockyer. 1990. Organic matter and nitrogen in the unharvested fractions of grass swards in relation to the potential for nitrate leaching after ploughing. *Plant and Soil* 123: 39-49.

Whitmore, A.P., Bradbury N.J. & P.A. Johnson. 1992. Potential contribution of ploughed grassland to nitrate leaching. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 39, 221-233.

Aanhangsel 1 MINAS

Aan- en afvoerposten die in MINAS worden beschouwd, uitgedrukt in kg N per ha per jaar en kg P₂O₅ per ha per jaar.

Aanvoer	Afvoer
Kunstmest	Dierlijke producten: zuivel, vlees, eieren, wol
Dierlijke mest	Vee
Overige organische mest	Plantaardige producten
Vee	Dierlijke mest (naar andere bedrijven)
Krachtvoer/ruwvoer	Ruwvoer (naar andere bedrijven)
Bij producten	Ammoniakemissie uit stallen: stikstofcorrectie per dier*
	Verliesnorm
<hr/>	
Verschil tussen aan- en afvoer = overschot waarover overschotsheffing moet worden betaald	
*correctiefactor voor bedrijven met meer dan 2 GVE per ha	

Aanhangsel 2 Invoerparameters voor modelberekeningen

Invoerparameters voor modelberekeningen met MINIP, gebaseerd op studies van Catalan en Janssen (1990), Hassink (1995), Janssen (1984; 1996), Warren en Whitehead (1988) en Whitehead et al. (1990).

	5 jaar	10 jaar	>15 jaar
Stoppel (0-5 cm)			
C, kg ha ⁻¹	1250	1500	1500
N, kg ha ⁻¹	70	75	75
initiële leeftijd*	1,57	1,57	1,57
Bladresten			
C, kg ha ⁻¹	250	250	250
N, kg ha ⁻¹	10	10	10
initiële leeftijd, jr	1,27	1,27	1,27
Wortel			
C, kg ha ⁻¹	2500	5500	6000
N, kg ha ⁻¹	125	255	275
initiële leeftijd, jr	1,57	1,57	1,57
Macro-bodem o.s.			
C, kg ha ⁻¹	2500	3300	4300
N, kg ha ⁻¹	150	75	240
initiële leeftijd, jr	1,70	2,50	3,50

*initiële leeftijd: hoe resistenter het materiaal hoe hoger de initiële leeftijd

