



Het lot van stikstof uit gewasresten

F.J. de Ruijter & A.L. Smit





Het lot van stikstof uit gewasresten

F.J. de Ruijter & A.L. Smit

© 2007 Wageningen, Plant Research International B.V.

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen of enige andere manier zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Plant Research International B.V.

Exemplaren van dit rapport kunnen bij de (eerste) auteur worden besteld. Bij toezending wordt een factuur toegevoegd; de kosten (incl. verzend- en administratiekosten) bedragen € 50 per exemplaar.

Plant Research International B.V.

Adres : Droevendaalsesteeg 1, Wageningen
: Postbus 16, 6700 AA Wageningen
Tel. : 0317 - 47 70 00
Fax : 0317 - 41 80 94
E-mail : info.pri@wur.nl
Internet : www.pri.wur.nl

Inhoudsopgave

	pagina
Samenvatting	1
1. Inleiding	3
1.1. Aanleiding	3
1.2. Het lot van stikstof uit gewasresten	3
2. Mineralisatie	5
2.1 Kwaliteit van de gewasresten	5
2.2 Invloed van temperatuur en tijdstip van inwerken	5
2.3 Rotatie, bouwplan, vanggewassen, afvoeren van gewasresten	6
2.4 Immobilisatie door o.a. stro en andere toevoegingen	9
2.5 Invloed deeltjesgrootte van ingewerkt materiaal	9
2.6 Conclusies	10
3. Humusvorming	11
4. Ammoniakvervluchtiging	13
5. Denitrificatie	15
5.1 Denitrificatie en gewasresten in de bovenlaag	15
5.1.1 Emissie van N ₂ O	15
5.1.2 Totaal N-verlies via denitrificatie	17
5.2 Invloed van gewasresten op denitrificatie in diepere bodemlagen	18
6. Synthese	21
7. Discussie en onderzoeksvragen	25
Conclusies en aanbevelingen	27
Literatuur	29
Bijlage I. N-inhoud gewasresten	2 pp.

Samenvatting

Bij een aantal gewassen vormt stikstof (N) die in gewasresten achterblijft een belangrijk deel van het N-overschot. Voor normstelling rondom nitraatuitspoeling is het van belang te weten in welke mate het N-overschot in de vorm van gewasresten bijdraagt aan nitraatuitspoeling, en in hoeverre dit overeenkomt met een N-overschot dat op andere wijze tot stand komt.

Het voorliggende rapport beschrijft de resultaten van een literatuurstudie rondom de vraag 'Welk deel van N uit gewasresten spoelt uit naar grondwater?'. Omdat in veel studies deze vraag niet rechtstreeks is gesteld of beantwoord is de vraag breder geformuleerd tot 'Wat is het lot van N uit gewasresten?'. Hierbij zijn de volgende aspecten bekeken: mineralisatie van N uit gewasresten en beïnvloedende factoren (o.a. eigenschappen gewasresten, temperatuur, tijdstip van inwerken, deeltjesgrootte), humusvorming, ammoniakvervluchtiging en denitrificatie. Tesaamen kan dit een beeld geven van de bijdrage van N uit gewasresten aan nitraatuitspoeling.

Tijdens de literatuurstudie bleek dat rechtstreekse vergelijkingen tussen wel en niet afvoeren van gewasresten op stikstofuitspoeling en/of nitraatconcentraties in het grondwater schaars zijn. Ook zijn er nauwelijks studies waarin tegelijkertijd verschillende verliesposten en N-pools zijn bekeken. Interacties tussen de verschillende posten maakt dat cijfers uit verschillende studies niet eenvoudigweg opgeteld kunnen worden. Alleen voor suikerbieten is een relatief compleet overzicht gemaakt, de nitraatuitspoeling werd echter niet gemeten maar geschat (op 10-30% van de N in gewasresten). Het is de vraag of suikerbiet representatief is voor andere N-rijke gewasresten omdat via de bietenkoppen ook veel makkelijk afbreekbaar C wordt toegevoegd dat denitrificatie kan bevorderen.

N uit gewasresten kan verloren gaan naar de lucht via emissie van ammoniak (tot 40%) of via denitrificatie (tot 50%). Hierdoor lijkt afvoer van N-rijke gewasresten en daarmee de grote afname van het N-overschot niet zomaar door te vertalen in een evenredige afname van de nitraatconcentratie in het grondwater.

Aanbevolen wordt om in veldstudies het wel en niet afvoeren van gewasresten rechtstreeks te vergelijken, en in samenhang de verschillende verliesposten en N-pools te bekijken. Deze vergelijking dient bij een ander gewas dan suikerbieten bekeken te worden, bijvoorbeeld een koolgewas. Aanbevolen wordt om daarbij ook te kijken naar buffering van N in microbiële biomassa, aangezien dit een rol speelt bij zowel het vastleggen van N uit gewasresten als het vrijgeven van N aan gewassen. Om te kijken of een nadere karakterisering van het bedrijfsoverschot (en speciaal het aandeel gewasresten) een betere relatie oplevert tussen overschot en nitraatconcentratie in het grondwater zouden bestaande databases zoals van Telen met toekomst kunnen gebruikt worden.

1. Inleiding

1.1. Aanleiding

De Nitraatrichtlijn (EC, 1991) en de Kaderrichtlijn Water (EC, 2000) stellen eisen ter reductie van de emissie van nutriënten naar grond- en oppervlaktewater. In Nederland is hiertoe vanaf 1 januari 2006 een stelsel van gebruiksnormen van kracht. Deze gebruiksnormen verschillen op dit moment niet veel van het economisch optimale bemestingsadvies. Bij de opstelling van de gebruiksnormen heeft de Werkgroep Onderbouwing Gebruiksnormen (WOG) de gevolgen berekend van verschillende gebruiksnormvarianten op de nitraatconcentraties in het grondwater (Schröder *et al.*, 2004). Hierbij is het bodemoverschot berekend, en is verondersteld dat er, afhankelijk van grondsoort en grondwaterstand, een vaste fractie van het overschot als nitraat uitspoelt.

N die in gewasresten achterblijft vormt bij een aantal gewassen een belangrijk deel van het N-overschot. Afhankelijk van het gewas gaat het hierbij om een te verwaarlozen hoeveelheid tot maximaal bijna 200 kg N ha⁻¹ (Bijlage I). In dit onderzoek staat de vraag centraal of een N-overschot dat in de vorm van gewasresten aan de bodem wordt toegevoerd, in gelijke mate bijdraagt aan de nitraatuitspoeling als een N-overschot dat op andere wijze tot stand komt, d.w.z. rechtstreeks door een bemestingsoverschot met N die niet eerst door het gewas wordt opgenomen. Onzekerheid over het lot van N in gewasresten wordt momenteel gevoed door waarnemingen in situaties waar grote hoeveelheden N in de vorm van gewasresten werden aangebracht of achtergelaten, en waar vervolgens slecht een klein deel van deze stikstof in minerale vorm werd teruggevonden. Bekend zijn in dit verband de IRS proeven met suikerbietenblad.

Grosso modo kan het antwoord op bovenstaande vraag twee vormen hebben, en beide kunnen beleidsmatig van belang zijn:

- De fractie van N uit gewasresten die uitspoelt wijkt niet af van de fractie die volgens de WOG berekeningen uit het N-overschot als nitraat uitspoelt. In dit geval zal verlaging van het N-overschot door afvoer van gewasresten (van het veld) de nitraatuitspoeling verlagen conform de WOG rekenregels, en valt te overwegen om bij verdere normstelling een differentiatie aan te brengen tussen het al dan niet afvoeren van de gewasresten (bij relevante gewassen).
- De fractie die uitspoelt wijkt wel af van de door de WOG aangenomen fractie. Ingeval de fractie veel kleiner is dan tot dusver (WOG) werd aangenomen, lijkt het niet zinvol om normen te differentiëren naar gewasresten-beheer (al dan niet afvoeren). In plaats daarvan echter, dringt zich dan de conclusie op dat de WOG te hoge overschotten hanteerde voor die gewassen waarbij een groot deel van het N-overschot in de vorm van gewasresten vrijkomt. Bij verdere aanscherping van de wettelijke normen kan dan overwogen worden om rekening te houden met de lagere uitspoelingsfractie uit gewasresten.

Voor verdere normstelling met betrekking tot N is het beleid dus gebaat bij een beter kwantitatief inzicht in het lot van N uit gewasresten. Daarnaast is het ook voor de praktijk van belang te weten hoe het gewasrestenbeheer geoptimaliseerd kan worden, zowel vanuit bedrijfsmatig als milieukundig oogpunt.

Het voorliggende rapport is het resultaat van een bureaustudie waarin een inventarisatie is gemaakt van bestaande gegevens en inzichten rondom het lot van stikstof uit gewasresten. De centrale vraag in deze literatuurstudie was: 'Welk deel van N uit gewasresten spoelt uit naar het grondwater?'. Omdat in vele van de gepubliceerde studies deze vraag niet rechtstreeks werd gesteld of beantwoord, wordt zij in het kader van de hier gepresenteerde bureaustudie breder geformuleerd tot: 'Wat is het lot van stikstof uit gewasresten?'.

1.2. Het lot van stikstof uit gewasresten

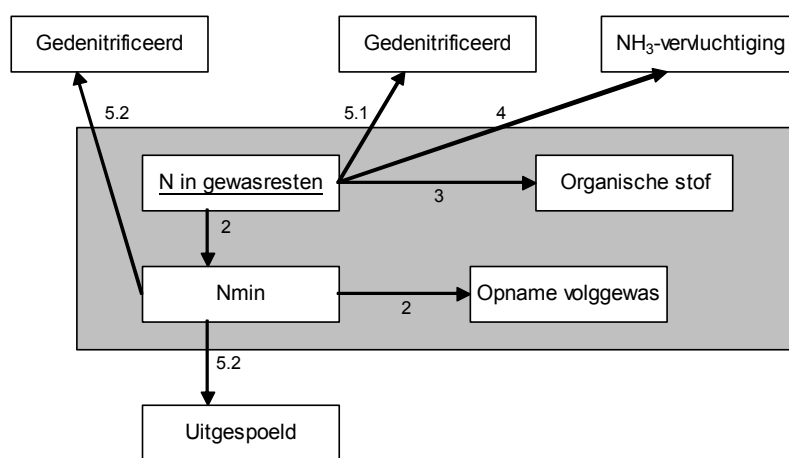
Gewasresten ontstaan bij de oogst van een gewas en blijven veelal op het perceel liggen of worden in meer of mindere mate ingewerkt in de grond. Het lot van de N uit gewasresten is in een eenvoudig schema weergegeven in

Figuur 1. De verschillende posten worden in dit rapport eerst één voor één in afzonderlijke hoofdstukken behandeld. Wanneer studies meerdere aspecten beschrijven zullen deze bij verschillende hoofdstukken terugkomen. In een integrerend hoofdstuk wordt vervolgens alle informatie samengebracht tot één beeld over het lot van N uit gewasresten. Tenslotte worden vragen voor verder experimenteel onderzoek geformuleerd.

De uitspoeling van N uit gewasresten naar grondwater is in slechts weinig studies gemeten. Er is daarentegen vaak wel gekeken naar: N die als Nmin in de bodem beschikbaar komt en/of door een volggewas wordt opgenomen (hoofdstuk 2), N die in organische gebonden vorm in de bodem aanwezig blijft (hoofdstuk 3), N die verloren gaat via ammoniakvervluchtiging (hoofdstuk 4) en N die via denitrificatie verloren gaat (hoofdstuk 5). Al deze posten hebben betrekking op N uit gewasresten die niet als nitraat in het grondwater terecht komt. Wanneer deze posten hoog zijn, draagt N in gewasresten weinig bij aan nitraatuitspoeling naar het grondwater.

Het tijdsaspect speelt een belangrijke rol bij de verdeling over de verschillende pools. Direct na de oogst begint de afbraak van gewasresten en kan er bijv. al NH_3 vervluchtigen uit het afstervende materiaal. Hoeveel stikstof achterblijft in organische stof is ook afhankelijk van de periode waarover gekeken wordt. In de voorliggende studie wordt hierbij de grens van één jaar aangehouden, aansluitend bij de definitie van effectieve organische stof (EOS): de hoeveelheid organische stof die één jaar na toediening nog aanwezig is. Het tijdsaspect speelt ook een rol bij de benutting van vrijgekomen stikstof door een volggewas. Een snelle afbraak in het najaar geeft meer N-verliezen dan wanneer de stikstof vrijkomt tijdens de teelt in het volgende jaar.

Denitrificatie, het verdwijnen van N naar de atmosfeer als N_2 , NO of N_2O , kan direct na oogst optreden wanneer vertering van gewasresten begint. Daarnaast kan er in het bodemprofiel denitrificatie optreden van vrij beschikbaar nitraat. Het maakt daarbij niet uit of dit nitraat afkomstig is van gewasresten of van kunstmest of andere N-bronnen. Bekeken wordt of het al dan niet aanwezig zijn van gewasresten invloed heeft op denitrificatie van nitraat in de bouwvoor, de onderliggende bodemlaag of het grondwater.



Figuur 1. Schematische weergave van het lot van N uit gewasresten. Cijfers in de figuur verwijzen naar de betreffende hoofdstukken. Het totale beeld wordt in hoofdstuk 6 behandeld.

De aandacht in deze studie gaat vooral uit naar die situaties waar veel N uit gewasresten kan uitspoelen naar het grondwater:

- N rijke gewasresten
- zandgronden met diepere grondwaterstanden
- kortere termijn (binnen één jaar)

Niettemin is bij deze inventarisatie ook informatie verzameld over proeven die onder andere omstandigheden werden uitgevoerd, waar deze relevant leek voor de onderzochte vraagstelling.

2. Mineralisatie

De snelheid waarmee N in gewasresten kan vrijkomen hangt van een aantal factoren af, de belangrijkste zijn:

- de kwaliteit van de gewasresten (afbreekbaarheid, C:N-verhouding);
- het moment van inwerken (dagen na oogst, dag in het jaar);
- de mate van versnippering van de oogstresten;
- eventuele toevoegingen waarmee vrijgekomen N geïmmobiliseerd kan worden.

Of en in welke mate N aanwezig in gewasresten na mineralisatie vervolgens een gevaar voor de grondwaterkwaliteit kan opleveren hangt weer van andere zaken af:

- de hoeveelheid N in gewasresten op perceels- en/of bedrijfsniveau;
- de mogelijkheid om vrijgekomen N uit gewasresten door een vanggewas of volggewas te benutten (rotatie-aspecten);
- het vóórkomen van denitrificerende omstandigheden.

In de volgende paragrafen worden enkele relevante onderzoeksresultaten uit de literatuur beschreven.

2.1 Kwaliteit van de gewasresten

Gewasresten die veel N nalaten op het veld hebben over het algemeen een hoog N-gehalte en daarmee een relatief lage C:N-verhouding (10-18; zie Tabel B1 in Bijlage I). Deze gewasresten zullen daarom veelal snel mineraliseren. Daarnaast is van belang dat sommige groentegewassen al een substantieel deel van de stikstof in de vorm van nitraat kunnen bevatten. Dit gedeelte van de aanwezige stikstof is in principe direct beschikbaar voor opname door een volggewas of vatbaar voor uitspoeling. De Neve & Hofman (1998) stellen dat deze nitraatstikstof bij een lab-incubatie binnen een week na inwerken beschikbaar is, maar in een model nemen ze aan dat onder veldomstandigheden dit proces langzamer gaat (30 dagen) omdat in de praktijk de gewasdelen meestal groter zijn dan in incubatie-experimenten. In de door hun onderzochte gewasresten werden hoge percentages minerale N (nitraat) gevonden, zelfs meer dan 30% van N-totaal in bijvoorbeeld slabladeren en het bovenste gedeelte van broccolistengels. In genoemd model wordt niet de ligninefractie zelf maar de C:N-verhouding van de ligninefractie gebruikt om de mineralisatie uit gewasresten te voorspellen. De ligninefractie varieerde in hun proeven tussen de 10% (slabblad) en 32% (witte kool stengels laagste gedeelte), de bijbehorende C:N-verhoudingen van deze ligninefracties waren 17 en 96.

Chaves (2006) noemt in haar literatuuroverzicht enkele belangrijke chemische karakteristieken van gewasresten die het vrijkomen van N uit gewasresten bepalen. Naast de al genoemde lignine en C:N-verhouding zijn verder de gehalten aan hemicellulose en cellulose belangrijk. Deze verbindingen reduceren de afbreekbaarheid van het materiaal en daarmee de mineralisatie. Polyphenolen in enkele gewasresten kunnen eveneens de N-mineralisatie verminderen in verband met de toxiciteit voor sommige micro-organismen.

2.2 Invloed van temperatuur en tijdstip van inwerken

Vooraf voor gewasresten van suikerbieten is relatief veel onderzoek gedaan. Suikerbieten laten gemiddeld ca. 150 kg N ha⁻¹ in gewasresten achter terwijl in de voorlichting meestal een nawerking van 30 kg N ha⁻¹ verondersteld wordt. De vraag is dan wat het lot van de ontbrekende 120 kg N ha⁻¹ is.

Van Erp *et al.* (1993) onderzochten de snelheid van mineralisatie uit suikerbietenblad op basis van veldproeven en incubatieproeven, en toetsten een model met de resultaten. In de incubatieproeven leidde onderwerpen van bietenblad (C:N = 12) direct tot een netto mineralisatie. Vlak na toediening was de mineralisatiesnelheid het hoogst. Werden echter ook bietenkoppen toegediend (C:N = 69) dan werd pas na 3-4 weken een toename van de N_{min} waargenomen, daarvoor was er sprake van immobilisatie. De snelheid van mineralisatie bleek in de incubatieproeven sterk afhankelijk van de verhouding bietenkoppen/bietenloof.

Het gebruikte model gaf aan dat onderwerken van 140 kg N (C:N = 19) op 15 september resulteerde in een toename van de N_{min} per eind december in de laag van 0-90 cm van 65 kg N ha⁻¹ (=45% van de hoeveelheid N in gewasresten), bij inwerken op 15 oktober en 15 november was dit resp. 31 en 7 kg N ha⁻¹. Het model gaf verder aan dat op lichte zavel de N uit gewasresten op 31 december nog helemaal in de laag 0-90 cm zit.

Baumgaertel & Engels (1994) voerden een onderzoek uit op 16 percelen. Suikerbietenblad met gemiddeld 151 kg N ha⁻¹ (57-197 kg N ha⁻¹) werd wel en niet afgevoerd. Bij een oogst in oktober mineraliseerde tussen november tot midden maart gemiddeld 63 kg N ha⁻¹. Waar blad afgevoerd was mineraliseerde er 41 kg N ha⁻¹. Gewasresten leverden dus gemiddeld 22 kg N, dit is ca. 14% van de N-inhoud. Bij een oogst in november daalde dit percentage tot 10%. In dit onderzoek werden ook velden met en zonder overkapping aangelegd om later de uitspoeling te kwantificeren. De uitspoeling bedroeg zonder blad 9-38 kg N ha⁻¹ en met blad 13-55 kg N ha⁻¹. Gemiddeld was er bij een vroege oogst 10 kg N ha⁻¹ meer uitspoeling direct veroorzaakt door gewasresten. Bij de late oogst was er echter geen verschil in uitspoeling tussen wel en niet verwijderen van gewasresten. Ondanks de gunstige mineralisatieomstandigheden in de proefjaren (hoge temperatuur e.d.) werd dus een zeer geringe uitspoeling gevonden (7% van de in het suikerbietenblad aanwezige N). Indien na suikerbieten bij een vroege oogst wintertarwe gezaaid zou zijn zou, volgens de auteurs, de uitspoeling nihil geweest zijn.

Ook Wilting (1992) onderzocht in twee onderzoeksjaren het wel en niet laten liggen van suikerbietenblad op zand en zware zavel. Gemiddeld werd maximaal 16% (9,9,14,33) van de N in het bietenblad teruggevonden in de laag 0-90 cm als minerale stikstof. Het perceel waar 33% teruggevonden werd was wel het perceel met de meeste N in het bietenblad: 186 kg N ha⁻¹ in de gewasresten. Op de andere percelen was slechts 112, 120 en 145 kg N in het suikerbietenloof aanwezig.

Voor suikerbieten zijn relatief veel gegevens voorhanden over de verschillende posten waar N uit gewasresten heen kan gaan. Daarom worden deze studies in het integrerende hoofdstuk 6 nader uitgewerkt.

In 2005 is in het kader van Telers Minerale Paraat op een tweetal bedrijven het effect onderzocht van gewasresten van broccoli en bloemkool op N_{min} veranderingen in het profiel en op de nitraatconcentratie in bodemvocht en grondwater. Voor broccoli resulteerde onderwerken van een enkele en een dubbele hoeveelheid gewasresten, met resp. 295 en 590 kg N ha⁻¹, in een verhoging van de N_{min} in het profiel. Rekening houdend met de controle werd 46% en 33% (voor resp. de enkele en de dubbele hoeveelheid) van de N-inhoud van de gewasresten in het profiel teruggevonden. Voor bloemkool (gewasresten 290 kg N ha⁻¹) lag dit percentage op ca. 30% bij inwerken van de driedubbele hoeveelheid (870 kg N ha⁻¹). Hoewel op het broccoli perceel hoge nitraatconcentraties gevonden werden in het grondwater (ca. 170 mg nitraat liter⁻¹) werd geen invloed van gewasresten gemeten. Voor bloemkool werd (in het bodemvocht op 150 cm diepte) wel een hogere nitraatconcentratie gevonden. Geconcludeerd werd dat onderwerken van 290 kg N ha⁻¹ in bloemkoolresten een verhoging van de nitraatconcentratie van 35 mg liter⁻¹ tot gevolg heeft (ten Berge, pers. comm).

2.3 Rotatie, bouwplan, vanggewassen, afvoeren van gewasresten

Olsson & Bramstorp (1994b) vonden een 12% hogere opbrengst van gerst gemeten na een late oogst van suikerbieten vergeleken met een vroege oogst. Afvoer van gewasresten of het tijdstip van ploegen (vroeg vs. laat) hadden echter geen invloed op de opbrengst van gerst. In het tweede jaar na de oogst van suikerbieten werden helemaal geen verschillen in de opbrengst van de gerst gevonden. In Nederland wordt aan suikerbietengewasresten een bemestende waarde toegekend van ca. 30 kg N ha⁻¹ voor de volgteelt (Van Dijk, 2003). Deze hoeveelheid N lijkt in ieder geval niet verloren te gaan. Olsson & Bramstorp (1994a, 1994b) vermelden gegevens over de nalevering van suikerbietenblad uit andere literatuurbronnen: de hoeveelheden variëren van 10 kg N ha⁻¹ tot 30 kg N ha⁻¹.

Beaudoin *et al.* (2005) onderzochten de invloed van Good Agricultural Practice (GAP) op de nitraatuitspoeling in een waterstroomgebied van 187 ha in Noord Frankrijk met voornamelijk akkerbouw. GAP bestond uit a) volgen van de adviesbasis, b) telen van vanggewassen, c) inwerken van alle gewasresten. Ook werd de invloed van een suboptimale bemesting (-20%) op de uitspoeling onderzocht. Vooral als er erwten in het bouwplan voorkwamen werden hoge nitraatconcentraties gevonden (gemiddeld 66 mg liter⁻¹). Voor suikerbieten kwam echter het omgekeerde naar voren, bij meer suikerbieten in het bouwplan was de concentratie lager (38 mg liter⁻¹). Zowel erwten als suikerbieten laten echter een grote hoeveelheid stikstof achter in de vorm van gewasresten. Vanggewassen gaven een reductie in nitraatuitspoeling van 23% op rotatiebasis, op jaarbasis was dit 50%. Een bemesting beneden advies van de

commerciële gewassen gaf nauwelijks een reductie van de uitspoeling of nitraatconcentratie in het grondwater, mede veroorzaakt door het feit dat vanggewassen in dit geval minder effect hadden.

Spedding *et al.* (2004) voerden een onderzoek uit naar het bodemleven bij verschillende gewasrest- en grondbewerkingssystemen in een continue teelt van maïs in Quebec, Canada. Gewasrestenmanagement (wel en niet verwijderen van de oogstresten) bleek meer invloed te hebben op het bodemleven dan de grondbewerking (no till, reduced till en conventional tillage). Bij niet afvoeren van de gewasresten bleek er een toename van microbiële C en N van respectievelijk 61 en 96%.

Als de gehalten opgeschaald worden naar hectares zou dit overeenkomen met 30-60 kg N ha⁻¹. De pool 'microbiële N' lijkt daarmee een rol te kunnen spelen in het voorkomen van uitspoelen van de N uit gewasresten.

Mitchell *et al.* (2001) onderzochten het effect van onderploegen van gewasresten in het midden van Groot-Brittannië op een 'free-draining sandy loam'. Het onderzoek werd uitgevoerd met verschillende gewassen waaronder kool, aardappel en tarwe. Door middel van keramische cups werd de uitspoeling van N_{min} gemeten in de eerstvolgende winter, en in de daaropvolgende winter na een teelt gerst.

Het verschil tussen wel en niet afvoeren van gewasresten op de mate van N-uitspoeling was relatief gering. Dit verschil was het grootst bij de gewassen met veel N in de oogstresten, maar zelfs voor suikerbiet was het verschil slechts 12 en 9 kg N ha⁻¹ in resp. het eerste jaar en het tweede jaar na inwerken (dat wil zeggen minder dan 10% van de N uit gewasresten).

Ook voor kool was het effect gering, slechts 5 en 3 kg N ha⁻¹. Voor de andere gewassen waren de verschillen nog geringer. Een vergelijkbare waarneming werd gedaan in 2006 op Proefboerderij Vredepeel bij het wel of niet afvoeren van de gewasresten van erwten. Er werden na de oogst nauwelijks verschillen gemeten in N_{min} in het profiel tussen wel of niet afvoeren van de gewasresten, terwijl modelberekeningen met MINIP een mineralisatie van 80 kg N ha⁻¹ uit de gewasresten hadden voorspeld. Ook naar aanleiding van eerdere metingen van de grondwaterkwaliteit op Vredepeel in de jaren 2001 t/m 2004 werd een hoge mineralisatie vanuit het erwtenloof verwacht. Na een dubbelteelt van erwten en boon werden hier hoge nitraatconcentraties in het grondwater gemeten (Smit *et al.*, 2004). In uitgevoerd onderzoek in 2005 in het kader van Telers Mineraal Paraat op proefboerderij Vredepeel (Van Geel & Smit, 2006) is niet vastgesteld dat gewasresten de nitraatuitspoeling substantieel verhogen. Bij suikerbieten leidde een dubbele hoeveelheid gewasresten ten opzichte van afvoer van gewasresten nauwelijks tot verhoogde N_{min} waarden in de naoogstperiode. Ook na de oogst van doperwten werd nauwelijks een verhoogde N_{min} waarde gevonden (slechts 20 kg N ten opzichte van de verwachte 80 kg N ha⁻¹).

Opvallend in het onderzoek van Mitchell *et al.* (2001) was dat het perceel kool in het tweede winterseizoen nog aanzienlijke hoeveelheden N via uitspoeling verloor (ca. 112 kg N ha⁻¹). Bij andere gewassen was de uitspoeling veel lager: het gemiddelde over alle gewassen was 42 kg N ha⁻¹. Bij het koolgewas was er geen effect zichtbaar van wel of niet gewasrestenafvoer. Hetzelfde geldt voor de andere gewassen. Veelal leidde de afvoer van gewasresten juist tot iets meer uitspoeling in het tweede winterseizoen. De uitspoeling lijkt dus minder via de (bovengrondse) gewasresten te gaan en meer via N_{min} bij de oogst of in de herfst, of via ondergrondse gewasresten.

Deze gegevens komen overeen met de ervaringen op Proefboerderij Vredepeel in 2005 (Van Geel & Smit, 2006). Bij het gewas broccoli werd de eerste teelt geteeld op twee bemestingsniveaus, 100% gebruiksnorm en 70% gebruiksnorm. Het verschil in N_{min} bij de oogst was veel minder groot dan het bemestingsverschil. Gewasresten van de eerste teelt werden niet afgevoerd maar toonden geen grote verschillen in N-inhoud. Na een tweede teelt broccoli, waarvan de resten wel afgevoerd werden, kwam veel meer stikstof vrij bij het object 100% gebruiksnorm dan bij het 70% object. De stikstof werd gemeten als N_{min} in de periode 19 september – 8 november. Het lijkt erop dat deze mineralisatie niet afkomstig is van gewasresten (immers voor beide objecten min of meer gelijk) maar uit een andere pool. Het N-overschot bij de 100% gebruiksnorm 1^{ste} teelt lijkt in de microbiële biomassa te worden opgenomen en mineraliseert vervolgens na de oogst van de tweede teelt. Ook hier is, evenals bij Mitchell *et al.* (2001), een verhoogde mineralisatie niet direct te relateren aan gewasresten. Dit lijkt een relevant aanknopingspunt voor verder onderzoek.

De Neve & Hofman (1998) combineerden veldproeven met modelonderzoek. In het veld werd de N-mineralisatie bepaald van zes verschillende groentegewasresten: bloemkoolbladeren, ijsbergsla, rode kool, broccolistengels bovenste gedeelte, witte kool stengels onderste gedeelte. Deze gewasresten werden ingewerkt op 27 september

tot een diepte van 20 cm, een controle zonder gewasresten werd ook aangelegd. De N_{min} werd zeven maal bepaald: van 10 dagen na inwerken tot 115 dagen na inwerken. Modelberekeningen gaven als resultaat dat onderwerken van gewasresten ten opzichte van geen gewasresten (controle) een extra uitspoeling (>120 cm) teweeg brengt van resp. 40, 27, 20, 8 en 6 kg N ha⁻¹ voor resp. bloemkoolblad, slablad, rode koolblad, broccolistengel (bovenste deel) en witte kool stengel (onderste deel) (Tabel 1). N_{min} bepalingen in het veld kwamen redelijk overeen met de model berekeningen.

Tabel 1. Hoeveelheid N gemineraliseerd, uitgespoeld >120 cm (model) en aanwezig in het profiel aan het eind van het veldexperiment, 115 dagen na inwerken van de gewasresten (De Neve & Hofman, 1998).

Gewasrest	Modeluitkomsten van de N mineralisatie uit gewasresten in kg N ha ⁻¹ en (tussen haakjes) als % van N totaal	N-uitgespoeld >120 cm (kg N ha ⁻¹) (model)	N _{min} 0-120 cm (kg N ha ⁻¹) (meting)	N _{min} 60-120 cm (kg N ha ⁻¹) (meting)
Controle	n.v.t.	26	43	26
Bloemkoolblad	88 (60%)	66	95	75
Ijsslblad	54 (73%)	53	76	50
Rode kool blad	45 (52%)	46	53	33
Broccoli, delen bovenste stengel	15 (45%)	34	50	33
Witte kool, delen onderste stengel	12 (19%)	32	47	26

Op basis van deze tabel kan, rekening houdende met de controle (geen gewasresten), het aandeel van de N uit de gewasresten dat uitspoelt of in de vorm van N_{min} in de laag 0-120 cm of 60-120 cm aanwezig is berekend worden (Tabel 2).

Tabel 2. Fractie van N uit gewasresten dat uitspoelt (volgens model) of in de lagen 0-120, 60-120 cm aanwezig is aan het eind van het veldexperiment, 115 dagen na inwerken van de gewasresten.

Gewasrest	Uitgespoeld >120 cm (model)	0-120 cm (meting)	60-120 cm (meting)
Bloemkool	27%	35%	33%
Ijssbergsla	37%	45%	32%
Rode kool blad	23%	12%	8%
Broccoli, delen bovenste stengel	24%	21%	21%
Witte kool, delen onderste stengel	10%	6%	0%

Op basis van deze gegevens zal van de stikstof in N-rijke gewasresten volgens het model ca. 30% uitspoelen, terwijl de metingen in het veld aangeven dat er ook nog 30% van de N in de laag 60-120 cm terecht is gekomen. Indien we ervan uitgaan dat ook deze laatste hoeveelheid uitspoelt dan zou 60% uiteindelijk in het grondwater terecht komen. Van belang is in dit verband wel dat volgens de auteurs zeer waarschijnlijk geen ammoniak vervluchtiging is opgetreden omdat de resten onmiddellijk zijn ingewerkt (Janzen & McGinn, 1991). Ook denitrificatie werd onwaarschijnlijk geacht omdat het '% water-gevulde poriën' niet boven de 60% is uitgekomen (Aulakh *et al.*, 1991b).

2.4 Immobilisatie door o.a. stro en andere toevoegingen

Beaudoin *et al.* (2005) vermelden dat stro inwerken kan helpen om de netto mineralisatie gedurende de herfst te verlagen. De netto immobilisatie door tarwestro werd door hen geschat op 24 kg N ha⁻¹ van (tarwe)ogst tot december. Chaves *et al.* (2005) en De Neve *et al.* (2004) onderzochten in labstudies het effect van organische biologische restproducten om de mineralisatie uit gewasresten te manipuleren. Ze onderzochten zowel immobilisatie als ook de remineralisatiefase. Gewasresten (selderijblad) werden gemengd met stro, groencompost, zaagsel, restproduct papierindustrie en tanninezuur om immobilisatie te stimuleren. Voor stimulering van remineralisatie werd bierbostel, vinasse, molasse en drijfmest gebruikt. Stro was het meest effectief voor immobilisatie (30 mg N kg⁻¹), groencompost en restproduct van de papierindustrie immobiliseerde vrijwel niet. Stimuleren van de mineralisatie van de vastgelegde N met bepaalde producten bleek nauwelijks mogelijk. De auteurs stellen dat de manipulatie van vrijkomen van N uit N-rijke gewasresten mogelijk is met reststoffen. Vooral de gemakkelijk afbreekbare materialen met een laag lignine gehalte en een hoge C:N-verhouding hebben potentie. Echter om de remineralisatie van geïmmobiliseerde N op enigerlei wijze te stimuleren wordt niet eenvoudig te realiseren geacht.

Ook Rahn *et al.* (2003) onderzochten in een labstudie verschillende toevoegingen om de N te immobiliseren die uit gewasresten van suikerbieten en kool vrijkomen. De toevoegingen hadden C:N-verhoudingen die varieerden tussen 15 en 520, en cellulose gehalten tussen 0 en 34%. Alle producten werden toegevoegd in een dosering van 3.5 mg C g⁻¹ droge grond. Dit komt overeen met 10 t ha⁻¹ C per 20 cm diepte. Netto mineralisatie was het grootst met molasse (C:N ratio van 18), terwijl papierpulp (C:N ratio van 520) de mineralisatie met 90% reduceerde. Mineralisatie was omgekeerd evenredig met cellulose en lignine gehalte van de toevoegingen. Hogere niveaus van biomassa N in de bodem werden gevonden als de mineralisatie afnam ten teken dat de microbiële biomassa zich uitbreidde.

In een experiment in Lelystad waar bij inwerken van gewasresten van bladrammenas (50 ton ha⁻¹ vers) het effect van toevoegen van papierpulp (20 t ds ha⁻¹) is onderzocht werden forse denitrificatieverliezen gemeten: ca. 25 kg N van de gemineraliseerde 30 kg N ha⁻¹ in de eerste twee weken. Toevoegen van papierpulp had een sterke immobiliserende werking (ca. 27 kg N ha⁻¹) in de eerste twee weken na toediening. In de eerste week leek de gemakkelijk afbreekbare C in papierpulp nog te leiden tot iets meer denitrificatie, in de tweede week overheerste echter het immobilisatie-effect (Radersma, 2006).

2.5 Invloed deeltjesgrootte van ingewerkt materiaal

Bending & Turner (1999) onderzochten de invloed van het verkleinen van de gewasresten op de netto stikstof-mineralisatie en onderzochten tegelijkertijd of er veranderingen plaatsvonden in de microbiologische activiteit in de bodem. Bij gewasresten met een lage C:N ratio (aardappelblad; C:N van 10) had deeltjesgrootte geen effect op de microbiële ademhaling of de netto mineralisatie. Bij spruitengewasresten (C:N van 15) bleek wel een invloed van deeltjesgrootte: kleinere deeltjes (0,2 cm vs. 4 cm) gaven een vroegere piek in de microbiële respiratie en een toegenomen mineralisatie vroeg in het afbraakproces, maar later echter weer een geringere mineralisatie. Bij een nog hogere C:N-verhouding (38 van raagrass wortels en 91 van stro) gaf een kleinere deeltjesgrootte (0.2 cm vs. 1 cm) een latere piek in de microbiële respiratie terwijl er meer stikstof geïmmobiliseerd werd. Conclusie is dus dat de deeltjesgrootte invloed heeft maar er een interactie is met de kwaliteit, met name de C:N verhouding van het gewasrestenmateriaal.

Ambus & Jensen (1997) onderzochten in een labstudie het effect van deeltjesgrootte op denitrificatie en mineralisatie bij gewasresten van erwten en gerst. Kleinere vs. grotere deeltjes (3 mm vs. 25 mm) hadden soms meer mineralisatie tot gevolg maar soms ook meer immobilisatie. In een ander experiment werd bij kleinere deeltjes van gerst-materiaal 11x meer denitrificatie gevonden, bij erwtenresten werd echter geen verschil gevonden. Conclusie uit dit onderzoek is dat verkleining van gewasrestenmateriaal leidt tot een hogere microbiële activiteit, e.e.a. afhankelijk van de samenstelling van het materiaal, door meer contact van de gewasdelen met de bodem. In het algemeen leidden kleinere deeltjes in eerste instantie tot een grotere bruto mineralisatie. Op de langere termijn werd in deze studie echter geen grote invloed van verkleining van gewasresten op de N-dynamiek gevonden.

Ambus *et al.* (2001) onderzochten in een lysimeterstudie het effect van gewasresten, deeltjesgrootte en plaatsing op N₂O emissie. Bij gewasresten van erwten had de deeltjesgrootte (<3 mm vs. 25 mm) effect op de N₂O emissie. Bij gerst had de deeltjesgrootte geen effect op de N₂O-emissie. Effect van gewasresten op de stikstofuitspoeling was

niet significant. In tegenstelling tot de verwachting was er echter wel een tendens naar vermindering van de uitspoeling wanneer gewasresten in de lysimeters achtergebleven waren: 40% en 20% minder uitspoeling voor resp. gerst en erwit. De deeltjesgrootte van de gewasresten bleek geen effect te hebben op de uitspoeling.

2.6 Conclusies

- Proeven waarin een directe vergelijking gemaakt is tussen wel en niet afvoeren van gewasresten zijn schaars.
- In de literatuur is nauwelijks een directe relatie tussen hoeveelheid N in gewasresten en de mate van uitspoeling in het winterseizoen gevonden.
- Ondanks bovenstaande conclusie laten gewassen met een hoog bodemoverschot (dit zijn ook meestal de gewassen met veel stikstof in de gewasresten) meestal wel meer uitspoeling zien. Hier zit een tegenstrijdigheid: veel N in gewasresten zorgen voor een hoog overschot maar toch zorgen de gewasresten niet voor veel uitspoeling.
Dit kan duiden op een hoge post ammoniakvervluchtiging en/of denitrificatie, maar verklaart weer niet waarom de gewassen met een hoog bodemoverschot en veel N in gewasresten toch meer uitspoeling veroorzaken.
- De hoeveelheid N in het microbiële bodemleven is soms verhoogd bij achterlaten van gewasresten. Onderzocht dient te worden in hoeverre opname van N uit gewasresten in deze pool uitspoeling kan voorkomen. Een indicatie voor de rol van het microbiële bodemleven is de waarneming bij suikerbieten dat het percentage uitspoeling van N uit gewasresten niet constant is maar oploopt bij hogere N-aanvoer. Kennelijk is de buffercapaciteit in het microbiële bodemleven beperkt.
- Naarmate de C:N-verhouding van het gewasrestenmateriaal lager is ('de riskante gewasresten') is de mate van verfijning van het materiaal minder belangrijk voor de snelheid van vrijkomen van stikstof.

3. Humusvorming

Een gedeelte van de stikstof in gewasresten zal terecht komen in de organische stof van de bodem zonder dat dit direct aanleiding geeft tot emissies. Hoe groot is dit gedeelte?

Om dit te schatten kunnen de EOS (Effectieve organische stof) richtgetallen een eerste aanknopingspunt geven. Deze EOS-cijfers worden o.a. in de voorlichting gebruikt voor het opstellen van de organische stof balans (zie o.a. AkkerbouwPraktijk, Bemestingsgids NMI). Het EOS getal geeft per gewas aan hoeveel een teelt bijdraagt aan de humusvorming. Effectieve organische stof is hierbij gedefinieerd als de organische stof die één jaar na inwerken nog aanwezig is. EOS waarden voor een reeks van groentegewassen (Kater & De Kool, 2004) aangevuld met die van suikerbiet (Smit & van der Werf, 1992) staan in Tabel 3. Humus kan gekarakteriseerd worden door een C:N-verhouding. Volgens Velthof (2003) is de gemiddelde C:N-verhouding van humus op zandgrond ongeveer 20 met als minimum 15 en als maximum 30. Uitgaande van een C-gehalte van humus van 50% en een C:N-verhouding van 20 is met het EOS getal te berekenen hoeveel kg N ha⁻¹ uit gewasresten na één jaar in de nieuwgevormde humus is opgenomen. Het uitgangspunt dat de gevormde humus uit gewasresten dezelfde C:N-verhouding heeft als de bodemorganische stof is erg grof. Deze eerste benadering geeft echter wel een beeld van de ordegrrootte van de N uit gewasresten die in de organische stof van de bodem terecht kan komen.

Tabel 3. De hoeveelheid N die op basis van de EOS-kengetallen vanuit gewasresten na 1 jaar in bodemorganische stof opgenomen is. Berekening op basis van een C:N-verhouding van humus van 20.

Gewasrest	N in gewasresten (kg N ha ⁻¹)	C:N-verhouding gewasresten	EOS (kg ha ⁻¹)	kg N naar humus	Deel van N gewasresten in humus
Andijvie	45	15	236	6	13%
Bloemkool	120	13	1080	27	23%
Broccoli	155	11	897	22	14%
Chinese kool	65	10	323	8	12%
IJsbergsla	70	11	362	9	13%
Kropsla	20	14	140	4	18%
Prei	60	13	440	11	18%
Rode kool	175	13	1208	30	17%
Spinazie	35	9	131	3	9%
Spruitkool	135	29	2013	50	37%
Witte kool	115	17	1476	37	32%
Suikerbiet	120	15	960	24	19%

Tabel 3 laat zien dat op basis van deze (grove) aannames een niet te verwaarlozen gedeelte (9-37%) van de stikstof in gewasresten na 1 jaar in humusvorm aanwezig is.

Met het programma MINIP is eveneens nagegaan hoeveel stikstof uit gewasresten bij onderploegen op 15 augustus na 1 jaar gemineraliseerd is. Dit is gedaan bij verschillende C:N-verhoudingen. Het niet gemineraliseerde deel wordt dan verondersteld in de humuspool te zijn opgenomen. Bij N-rijke gewasresten (C:N = 10-20) laat Tabel 4 zien dat 20-30% van de N in gewasresten nog niet gemineraliseerd is na één jaar, percentages die wat hoger uitkomen dan die in Tabel 3. Bij hogere C:N-verhoudingen in de gewasresten blijft er een groter aandeel van de N in organische vorm aanwezig. Voor deze gewasresten met een hogere C:N-verhouding zou eigenlijk ook met een hogere a-waarde gerekend moeten worden waardoor het aandeel N in organische vorm nog iets hoger zal uitpakken.

Tabel 4. De invloed van de C:N-verhouding op het aandeel N uit gewasresten dat na 1 jaar nog niet gemineraliseerd is (Resultaten MINIP¹).

C:N-verhouding	% niet gemineraliseerde N uit gewasresten
10	20
15	25
20	31
30	42
60	75

Conclusie

Op basis eenvoudige berekeningen en aannames wordt geschat dat bij C:N-verhoudingen tussen 10 en 20 ongeveer 10-35% van de N aanwezig in gewasresten in de organische stof zal worden opgenomen.

¹ Parameters MINIP: Dissimilatie/Assimilatie=2; C:N-verhouding (bodemleven)=10; a-waarde=1 jaar.

4. Ammoniakvervluchtiging

Ammoniak (NH_3) kan vervluchten uit te veld staande gewassen of uit verterend plantmateriaal. De processen die hieraan ten grondslag liggen zullen verschillen. Bij te veld staande gewassen kan NH_3 vervluchten, maar het gewas kan ook NH_3 uit de atmosfeer opnemen (Dueck *et al.*, 2001). De richting en grootte van deze flux is afhankelijk van het NH_3 -compensatiepunt² welke beïnvloed wordt gewaseigenschappen, bemesting en omgevingsfactoren zoals temperatuur en vocht. De netto NH_3 -emissie voor gewassen wordt geschat op slechts $2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ (Dueck *et al.*, 2001). In de voorliggende studie gaat de aandacht vooral uit naar NH_3 -emissie uit gewasresten: uit afgesneden bladeren of verterend plantmateriaal.

Een uitgebreide studie naar NH_3 -emissie van koolzaad gaf de meeste emissie vanuit afgefallen blad (Nemitz *et al.*, 2000; Sutton *et al.*, 2000). De NH_3 vanuit het afgefallen blad werd echter grotendeels weer opgenomen door het bovenstaande gewas (Nemitz *et al.*, 2000). Deze gewasopname stopte na afmaaien van het koolzaad waardoor de snelheid van de netto NH_3 -emissie met een factor drie tot vier steeg, van $11 \text{ gram N ha}^{-1} \text{ dag}^{-1}$ naar $44 \text{ gram N ha}^{-1} \text{ dag}^{-1}$. Wanneer deze emissiesnelheid wordt omgerekend naar de periode mei–augustus is de netto NH_3 -emissie ongeveer $0.95 \text{ kg N ha}^{-1}$ voor oogst en 1.6 kg N ha^{-1} na oogst (Sutton *et al.*, 2000).

Metingen aan individuele bladeren van Engels raaigras (*Lolium perenne*) lieten zien dat het NH_3 compensatiepunt toeneemt bij veroudering en afsterven van bladeren, en ook dat het na afsnijden van blad sterk toeneemt (Mattsson & Schjoerring, 2003). Dit heeft tot gevolg dat na de oogst van een gewas de NH_3 -emissie sterk toe kan nemen, zeker wanneer het stikstofrijk blad betreft. Emissie van NH_3 na afsnijden van blad begint zodra de pH voldoende is gestegen, en er is een lineair verband tussen dit begin en het N-gehalte van het blad: hoe hoger het N-gehalte hoe eerder NH_3 -emissie begint (Marstorp, 1995). Ook de mate van NH_3 -emissie neemt toe bij toenemend N-gehalte. Bij gemaaid gras met een N-gehalte van minder dan 1% is er vrijwel geen NH_3 -emissie, maar boven de 1% neemt bij toenemend N-gehalte de NH_3 -emissie toe (Whitehead *et al.*, 1988).

In een veldexperiment met mulches van gras en luzerne (160 t ha^{-1}) was de NH_3 -emissie laag gedurende de eerste dagen na toediening (Larsson *et al.*, 1998). Hoge emissie werd gemeten 20 dagen na toediening op een warme dag na enkele dagen met regen. Wanneer de mulch uitdroogde was de NH_3 -emissie laag. Vanuit een beperkt aantal metingen schatten Larsson *et al.* (1998) het totale N verlies via NH_3 -emissie op 8 kg ha^{-1} voor gras met een laag N-gehalte, 190 kg ha^{-1} voor gras met een hoog N-gehalte en 170 kg ha^{-1} voor luzerne, respectievelijk 2%, 39% en 17% van de toegediende hoeveelheid N (respectievelijk 350 , 480 en $1000 \text{ kg N ha}^{-1}$). Deze verliezen vonden vooral in de eerste maand na toediening plaats. Whitehead & Lockyer (1989) vonden in een veldexperiment met windtunnels en gemaaid gras met hoge (3%) of lage (0.9%) N-gehaltes dat de NH_3 -emissie in het begin gelijk was maar na ca 10 dagen nam de NH_3 -emissie vanuit gras met hoge N-gehaltes sterk toe. Over een periode van 28 dagen emitteerde er 10% van de N uit het gras. Bij het gras met lage N-gehaltes was er geen netto NH_3 -emissie. Onder gecontroleerde omstandigheden begon de NH_3 -emissie uit een groenbemester van linzen al drie dagen na toediening (Janzen & McGinn, 1991). Het betrof hier gewasresten die eerst bij 70°C gedroogd waren. Na ca 10 dagen was de NH_3 -emissie weer gedaald. Over de proefperiode van 28 dagen emitteerde er bijna 3.6% van de N uit de gewasresten. Uit gewasresten die in de grond waren ingewerkt emitteerde er geen NH_3 . Rana & Mastroilli (1998) ploegden in het voorjaar een groenbemester van tuinbonen in, waarbij de helft van de groenbemester in de grond werd gewerkt en de andere helft op het oppervlak aanwezig bleef. Direct na deze bewerking nam de NH_3 -emissie toe en 70% van de NH_3 emitteerde gedurende de eerste twee dagen. Zes dagen na inploegen was de NH_3 -emissie verwaarloosbaar. In de twee experimentele jaren bedroeg de totale NH_3 -emissie over de proefperiode van 12 dagen 13 kg N ha^{-1} , ongeveer 5% van de N van de groenbemers.

In een proef in windtunnels bedroeg de NH_3 -vervluchtiging uit suikerbietenblad 8.6 kg N ha^{-1} , uit aardappelloof $12.6 \text{ kg N ha}^{-1}$ en uit stro van veldbonen 3.1 kg N ha^{-1} (Mannheim *et al.*, 1997). Voor de achtereenvolgende gewassen was dit 3.0, 3.7 en 0.9% van de N in de gewasresten. Het emissiepercentage was hoger bij een hoger N-gehalte van de gewasrest. Mannheim *et al.* (1997) stellen dat het vochtgehalte van de resten ook een belangrijke

² Het NH_3 -compensatiepunt is de NH_3 -concentratie in de atmosfeer waarbij er evenwicht is tussen de NH_3 -concentratie in gasvorm en de vloeibare NH_3 concentratie in plantmateriaal.

invloed heeft op de hoogte van de emissie, met meer emissies bij lagere drogestofgehaltes. Ongeveer één week na toediening begon de NH₃-emissie uit suikerbietenblad. Beide andere gewassen vertoonden eerder al NH₃-emissies (Mannheim *et al.*, 1997). Olsson & Bramstorp (1994a) vonden een toename van de NH₃-emissie na zo'n tien dagen, en over een periode van 49 dagen emitteerde er 18 kg NH₃-N ha⁻¹ uit bietenblad en -koppen, bijna 20% van de N in de gewasresten. Later oogsten verminderde de NH₃-emissie. Inwerken van de gewasresten reduceerde de NH₃-emissie tot vrijwel nul. Dit sluit aan bij Mannheim *et al.* (1997) die vonden dat onderploegen of mulchen (vermengen met de bovenlaag van de grond) van suikerbietenblad een vermindering van de NH₃-emissie gaf van respectievelijk 81% en 63%.

Conclusie

Sommige studies melden NH₃-emissie kort na toediening maar de meeste studies geven het beeld dat kort na oogst de emissie uit gewasresten nog beperkt is, en dat deze na ongeveer een week toeneemt. De emissiepercentages in de literatuur variëren zeer sterk. NH₃-emissie treedt vooral op bij N-rijke gewasresten, en soms emitteert er een aanzienlijk deel van de N, tot 17% (luzerne), 20% (suikerbieten) of 39% (gras).

De NH₃-emissie treedt vooral op wanneer gewasresten lang op de grond liggen. Onderwerken geeft een sterke reductie van de NH₃-emissie.

5. Denitrificatie

Paragraaf 5.1 gaat in op denitrificatie vanuit de gewasresten wanneer deze op het land liggen of zijn ingewerkt in de bovenlaag van de grond. Nitraat dat is gevormd bij afbraak van de gewasresten kan echter ook uitspoelen en pas in diepere bodemlagen denitrificeren. De invloed van gewasresten op denitrificatie in diepere bodemlagen wordt in paragraaf 5.2. besproken.

5.1 Denitrificatie en gewasresten in de bovenlaag

Denitrificatie is het proces van afbraak van NO_3^- . Deze afbraak gaat in de volgende stappen: $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$. Denitrificatie treedt op onder zuurstofloze omstandigheden in aanwezigheid van afbreekbare organische stof. Bij afbraak van organische stof wordt zuurstof verbruikt. Situaties met veel afbreekbare organische stof kunnen zo eerder leiden tot zuurstofloze omstandigheden, en zo tot N-verliezen door denitrificatie.

5.1.1 Emissie van N_2O

Veel studies richten zich op de emissies van N_2O omdat dit een belangrijk broeikasgas is. Naast via denitrificatie kan N_2O ook vrijkomen tijdens nitrificatie. Op dit laatste proces wordt in de voorliggende studie niet verder ingegaan. Studies waarin alleen naar N_2O wordt gekeken zijn voor het vaststellen van stikstofverliezen beperkt geschikt omdat er ook substantiële gasvormige verliezen kunnen zijn als N_2 . De hoeveelheid N_2 die vrijkomt bij denitrificatie is niet rechtstreeks te meten vanwege de hoge achtergrondconcentratie van N_2 . Om de volledige denitrificatie te meten zijn er twee methoden mogelijk: het gebruik van acetyleen (C_2H_2) dat de stap van N_2O naar N_2 remt, of het gebruik van ^{15}N (Knowles, 1982).

Om de volledige denitrificatie af te leiden uit studies waarin alleen N_2O is gemeten is informatie over de verhouding $\text{N}_2\text{O}:(\text{N}_2\text{O}+\text{N}_2)$ nodig. In een review over N_2O -emissie uit landbouwgrond stelt Beauchamp (1997) dat er weinig kwantitatieve informatie is over deze verhouding bij het proces van denitrificatie. Wel is het zo dat de beschikbaarheid van NO_3^- , C en O_2 invloed hebben, evenals de pH, temperatuur, enzymstatus en vochttoestand van de bodem. Het toedienen van gewasresten beïnvloedt verschillende van deze factoren.

Elmi *et al.* (2003) vonden geen effect van grondbewerking op denitrificatie noch op de verhouding $\text{N}_2\text{O}:(\text{N}_2\text{O}+\text{N}_2)$. In hun twee proefjaren was er sprake van een droog en een nat groeiseizoen wat wel effect had op de verhouding $\text{N}_2\text{O}:(\text{N}_2\text{O}+\text{N}_2)$. Deze was voor 'conventional tillage' 1.0 in het droge seizoen (alleen productie van N_2O) en 0.4 in het natte seizoen. Bij beide andere grondbewerkingen verschilde de verhouding $\text{N}_2\text{O}:(\text{N}_2\text{O}+\text{N}_2)$ niet veel tussen beide jaren en bedroeg 0.4 tot 0.6. Webster & Hopkins (1996) vonden een $\text{N}_2\text{O}:(\text{N}_2\text{O}+\text{N}_2)$ verhouding van 0.5 voor drogere gronden en 0.2 voor nattere grond. Het idee is dat bij betere doorluchting van de grond de N_2O makkelijker uit de bodem uittreedt en dan niet verder gereduceerd wordt tot N_2 . De totale N_2O -emissie was in de nattere grond hoger dan in de drogere grond.

Bij een watergevuuld porievolume (WFPS) van <60% wordt er voornamelijk N_2O geproduceerd, waarschijnlijk als product van nitrificatie, en bij een WFPS >80% varieert de verhouding $\text{N}_2\text{O}:(\text{N}_2\text{O}+\text{N}_2)$ tussen bijna nul en 0.4 (Aulakh *et al.*, 1991a; Aulakh *et al.*, 1991b).

Ryden & Lund (1980) vonden een relatie tussen de verhouding $\text{N}_2\text{O}:(\text{N}_2\text{O}+\text{N}_2)$ en de NO_3^- -concentratie in de grond. De verhouding was 0.1 bij een NO_3^- -N concentratie van 10 g kg^{-1} en 0.25 bij een NO_3^- -N concentratie van 30 g kg^{-1} .

Deze grote range in aandeel N_2O (ongeveer het hele gebied van 0 tot 1) geeft aan dat enkel N_2O -metingen niet bruikbaar zijn om totale N-emissie te kwantificeren. Wel geven de metingen van N_2O -emissie een ondergrens voor wat er aan N naar de lucht emitteert. Onderstaand volgen enkele studies waarin N_2O -emissie is gemeten, en worden factoren besproken die van invloed zijn op de N_2O -emissie en mogelijk ook op de totale N-emissie via denitrificatie.

Toediening van gewasresten verhoogt denitrificatie en de emissie van N_2O (Baggs *et al.*, 2000; Ryden & Lund, 1980; Schloemer, 1991). N_2O -emissie verschilt bij toediening van verschillende gewasresten (Velthof *et al.*, 2002). N_2O -emissie is hoger bij gewasresten met veel mineraliseerbaar N en een lage C:N-verhouding. Zo werden in een incubatieproef relatief hoge N_2O -emissies gevonden bij witte kool, spruitkool, mosterd en broccoli (meer dan 60% mineraliseerbaar N en C:N <20), en nauwelijks N_2O -emissie bij tarwe, maïs, gerst en suikerbietenwortels (minder dan 10% mineraliseerbaar N en C:N >50) (Velthof *et al.*, 2002). De N_2O -emissie was hoger op zandgrond dan op kleigrond, en was maximaal 6% van de N uit de resten van broccoli zonder toevoeging van extra NO_3 , en maximaal 14% van de N uit de resten van broccoli met toevoeging van extra NO_3 . De N_2O -emissie uit kool en mosterd was ongeveer 4% van de N in de gewasresten (Velthof *et al.*, 2002). De incubatiestudie duurde 2,5 maand en overschat mogelijk de veldsituatie voor N_2O -emissie omdat er geen N-uitspoeling of gewasopname plaatsvond. De N-verliezen als gevolg van denitrificatie zullen hoger liggen dan de verliezen via N_2O alleen.

Harrison *et al.* (2002) vonden over de periode september t/m februari een gemiddelde N_2O -emissie van bijna 1% van de N uit gewasresten van suikerbiet, gerst en erwt. Totale emissies via N_2O bedroegen 1.9 kg N ha⁻¹ voor suikerbiet, 0.8 kg N ha⁻¹ voor erwt en 0.2 kg N ha⁻¹ voor gerst. N_2O -emissie was het hoogst onder natte en warme omstandigheden en lager in koude en droge perioden.

Baggs *et al.* (2000) bekeken N_2O -emissie na inwerken van gewasresten. De meeste emissie vond plaats in de eerste twee weken na toediening. De hoogst gemeten emissie werd gemeten bij N-rijke slaresten (N-inhoud 85 kg ha⁻¹) waaruit 1.6 kg N_2O -N ha⁻¹ emitterde in een periode van elf weken, waarbij de meeste emissie optrad tijdens de eerste twee weken na toediening (1.1 kg N_2O -N ha⁻¹). Hoeveel N_2 daarbij emitterde is niet bekend. Emissies uit ingewerkt gras/klaver, Italiaans raaigras, koolzaad stro, koolzaad stoppel of stro van wintertarwe waren allemaal lager dan die van sla. Uit gewasresten van broccoli emitterde tot 0.3% van de aangevoerde N in een periode van twee weken, terwijl uit slaresten tot 1.9% emitterde in een periode van drie weken (Baggs *et al.*, 2002). Gewasresten van tarwe, rogge en boon gaven een emissie van respectievelijk 0.13, -0.15 en 0.56 kg N_2O -N ha⁻¹ over een periode van ongeveer 10 weken bij gangbare groundbewerking (ploegen) en geen kunstmestbemesting (Baggs *et al.*, 2003). Zero tillage, dus de gewasresten op het grondoppervlak laten liggen, verhoogde de emissie tot respectievelijk 1.89, 0.36 en 0.56 kg N_2O -N ha⁻¹. Toevoeging van N via kunstmest verdubbelde ruwweg de N_2O -emissie.

Schatting van de IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) is dat 1.25% van de N uit gewasresten emitteert als N_2O (Mosier *et al.*, 1998). Velthof *et al.* (2002) stellen voor om dit gemiddelde nader te specificeren voor verschillende soorten gewasresten, bijvoorbeeld:

1. resten met een lage N_2O -emissie (0.5%) zoals stro van granen,
2. gewasresten met een hoge emissie (>1.5%) zoals groenten en leguminosen, en
3. gewasresten met een gemiddelde N_2O -emissie (0.5-1.5%) waaronder de meeste andere gewassen vallen.

Naast de samenstelling van de gewasresten hebben bodem- en klimaatsfactoren en management ook duidelijk invloed op de emissie van N_2O uit bouwland na de oogst (Velthof & Kuikman, 2000). Zo hangt denitrificatie sterk af van de waterverzadigingsgraad van de grond (Aulakh *et al.*, 2001). Onder een WFPS van ongeveer 80% is er vrijwel geen denitrificatie, boven een WFPS van 80% neemt de denitrificatie sterk toe. Eerdere studies lieten zien dat denitrificatie beperkt was bij een WFPS van 60% maar wel duidelijk bij een WFPS van 90% (Aulakh *et al.*, 1991b, Aulakh *et al.*, 1991a).

Effect van de vochttoestand op denitrificatie (N_2O+N_2) werd ook gevonden door Elmi *et al.* (2003). In een natter seizoen was de denitrificatie vijf tot tien keer hoger dan in een droger seizoen.

Het effect van groundbewerking op denitrificatie is bekeken door Elmi *et al.* (2003). Zij vonden daarbij geen verschillen in denitrificatie tussen 'no tillage', 'reduced tillage' en 'conventional tillage'. Voorkomen van bodemverdichting reduceerde echter de N_2O -emissie (Ball *et al.*, 1998; Beauchamp, 1997). Het inwerken van gewasresten van wikke, soja, maïs of tarwe verhoogde in eerste instantie de denitrificatie, maar over een periode van 35 dagen was het N-verlies niet verschillend ten opzichte van het plaatsen van gewasresten op het grondoppervlak (Aulakh *et al.*, 1991b). Het door de grond mengen van gewasresten van tarwe of luzerne verhoogde de N_2O -emissie met respectievelijk een

factor 6.5 en 1.6 ten opzichte van gewasresten die in één laag aanwezig zijn (Ambus *et al.*, 2001). Na mengen was de N_2O -emissie bij tarweresten gelijk aan die van luzerne.

Ambus & Jensen (1997) bekeken in het lab het effect van vermalen van gewasresten op mineralisatie en denitrificatie. Op de korte termijn (dagen) had dit effect, echter niet op de langere termijn. In een andere studie gaven fijn vermalen resten van erwten (<3mm) anderhalf keer zoveel N_2O -emissie dan grove delen (25 mm) (Ambus *et al.*, 2001). De fijn vermalen resten gaven omgerekend een extra N_2O -emissie van $0.17 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ dag}^{-1}$ ten opzichte van grond zonder gewasresten. Bij gerst had vermalen geen effect.

5.1.2 Totaal N-verlies via denitrificatie

In paragraaf 5.1.1. is vooral ingegaan op N_2O -emissie en de factoren die deze emissie beïnvloeden. De hoeveelheid N_2O kan een maat zijn voor de verliezen via denitrificatie, maar veelal gaat er nog meer N verloren in de vorm van N_2 . In deze paragraaf wordt ingegaan op studies die de volledige verliezen door denitrificatie hebben bekeken. In deze studies is gebruik gemaakt van de C_2H_2 -methode of van met $15N$ gelabelde gewasresten.

Toevoeging van C_2H_2 remt de omzetting van N_2O naar N_2 waarna via meting van N_2O een beeld verkregen wordt van de totale denitrificatie. C_2H_2 remt echter ook nitrificatie, de omzetting van NH_4^+ naar NO_2^- , waardoor een beeld verkregen kan worden van de netto mineralisatie, nitrificatie en denitrificatie (Hatch *et al.*, 1998). Tijdsduur van de metingen en de effecten van C_2H_2 op zowel nitrificatie als de omzetting van N_2O naar N_2 kunnen invloed hebben op proefresultaten. Op deze en enkele andere mogelijke problemen met de C_2H_2 -methode wordt in de voorliggende studie niet verder ingegaan. De gepresenteerde studies geven een beeld van de orde grootte van emissies. Bij gebruik van met $15N$ gelabelde gewasresten kunnen de stikstofstromen gevolgd worden door $15N$ in verschillende pools te meten. In studies met $15N$ worden soms de onverklaarde verliezen aangemerkt als denitrificatie, of als het gevolg van fouten in de diverse bepalingen.

In een studie met $15N$ gelabelde phacelia volgde Jackson (2000) waar de N bleef na voorjaarstoediening van de gewasresten. Vier maanden na inwerken was 60.7% van de $15N$ aanwezig in bodemorganische stof, 1,4% in microbiële biomassa, 1.4% als N_{min} , 4.7% uitgespoeld en 20.7% opgenomen door het volggewas. Van de $15N$ werd 11.1% niet teruggevonden. De voorjaarstoediening van de gewasresten in de studie van (Jackson, 2000) geeft waarschijnlijk een ander beeld van het lot van N dan wanneer de gewasresten in het najaar zouden zijn toegediend wanneer temperatuur, neerslagoverschot en N-opname anders zijn.

Elmi *et al.* (2003) bekeken de totale denitrificatie via de C_2H_2 -methode en meting van N_2O -productie tijdens de teelt van maïs op veldjes waar gewasresten van de voorgaande teelt waren ingewerkt. Afgeleid uit een figuur bedroeg de totale denitrificatie 2 of 9 kg N ha^{-1} over de periode mei tot oktober in respectievelijk een droog en een nat seizoen.

Schloemer (1991) bekeek denitrificatie in het veld met de C_2H_2 -methode en meting van N_2O -productie na inwerken van oogstresten van bloemkool. De gewasresten bevatten 90 kg N ha^{-1} , werden verkleind en 25 cm diep ingeplougd. Direct na inploegen was de denitrificatie hoog met een snelheid van $5.2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ dag}^{-1}$. De denitrificatiesnelheid zakte logaritmisch met de tijd, en daalde na een week tot onder de $2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ dag}^{-1}$ en na drie weken tot onder de $0.5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ dag}^{-1}$. De N-verliezen waren met oogstresten 44 kg ha^{-1} tegen slechts 2 kg ha^{-1} op veldjes waar de oogstresten verwijderd waren. Geconcludeerd werd dat wateroplosbaar C beperkend was voor denitrificatie, ook al omdat bemesting met extra NO_3^- geen effect had.

Ryden & Lund (1980) hebben denitrificatie gekwantificeerd met de C_2H_2 -methode meting van N_2O -productie in geïrrigeerde groenteteelt in Californië. N-verliezen door denitrificatie varieerden tussen 95 en $233 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$. Hogere denitrificatie werd gemeten in natte grond. De denitrificatiesnelheid hing zelden af van de NO_3^- -concentratie in de grond maar leek meer bepaald te worden door de hoeveelheid snel afbreekbaar C. Ryden & Lund (1980) stellen dat het inploegen van gewasresten in hoge mate bijdraagt aan de totale denitrificatie.

Radersma (2006) gebruikte in een veldstudie op zware zavel de C_2H_2 -methode volgens de methode van Hatch *et al.* (1998). Hierbij werd twee keer gedurende een week met C_2H_2 geïncubeerd en werd de verandering in NH_4^+ en NO_3^-

in de bodem bepaald. Daarnaast werd via kation- en anionwisselaars de uitspoeling gemeten. Uit deze gegevens werd vervolgens de mineralisatie en denitrificatie berekend. Radersma (2006) vergeleek drie verschillende behandelingen: zwarte braak, inwerken van 50 t ha⁻¹ bladrammenas en inwerken van 50 t ha⁻¹ bladrammenas plus 43 t ha⁻¹ vochtige papierpulp. Van de 89 kg N ha⁻¹ die via bladrammenas werd toegediend ging er in de eerste week na toediening ca 2 kg ha⁻¹ via denitrificatie verloren, in de tweede week ca 20 kg ha⁻¹. Samen is dat ca 25 procent van de N-aanvoer. Deze waarde overschat waarschijnlijk de werkelijke denitrificatie in het veld omdat er enige bodemverdichting optrad bij het installeren van de meetbuizen. Toevoeging van papierpulp verhoogde de denitrificatie in de eerste week, maar leidde tot een sterke immobilisatie van N en een lagere denitrificatie in de tweede week. De gebruikte methode lijkt perspectiefvol om tegelijkertijd denitrificatie en N-uitspoeling te bepalen. Voor conclusies over effecten van toevoeging van papierpulp dient echter over een langere periode gemeten te worden.

Conclusie

De meeste denitrificatie valt te verwachten uit gewasresten met een laag C:N-verhouding en bij beschikbaar nitraat in het profiel. Daarnaast dient de vochttoestand van de bodem hoog te zijn

De gewasresten die veel N bevatten hebben veelal ook een lage C:N-verhouding. Hieronder vallen suikerbieten, leguminosen (erwt) en veel groentegewassen. Vooral bij de groentegewassen is de N_{min} in het profiel bij oogst ook hoog zodat hier veel N via denitrificatie verloren kan gaan.

In veel van de studies naar denitrificatie werd alleen de emissie van N₂O gemeten waardoor er moeilijk een beeld verkregen kan worden van de totale N-verliezen via denitrificatie. Metingen in deze studies vertonen veel variatie, en daarnaast is de onzekerheid over de verhouding N₂O/(N₂O+N₂) groot. Schattingen voor totaal N-verlies kunnen daardoor sterk uiteen lopen.

Directe metingen aan totale denitrificatie vanuit gewasresten zijn schaars. Uit een studie met bloemkool bleek bijna de helft van de 90 kg N ha⁻¹ te denitrificeren, en uit een studie met bladrammenas werd een denitrificatie van 25% van de 89 kg N ha⁻¹ berekend.

5.2. Invloed van gewasresten op denitrificatie in diepere bodemlagen

Bij achterlaten van gewasresten op het veld kan stikstof deels verloren gaan via ammoniakvervluchtiging (hoofdstuk 4) of denitrificatie (hoofdstuk 5.1). Afhankelijk van de samenstelling van de gewasresten heeft afbraak van gewasresten invloed op de hoeveelheid N_{min} in het profiel (hoofdstuk 2). De N_{min} die in het najaar in het profiel gevonden wordt vertoont een sterk verband met de nitraatconcentratie in het grondwater (De Ruijter & Boumans, 2005; De Ruijter *et al.*, 2006, Schroder *et al.*, 2003). Het is echter de vraag of gewasresten nog invloed hebben op dit verband. Dit kan mogelijk via stimulering van denitrificatie in de ondergrond. In de diepere bodemlagen of in het grondwater kan denitrificatie optreden wanneer daar denitrificerende micro-organismen, nitraat en afbreekbare organische stof aanwezig zijn, en wanneer de omstandigheden anaeroob zijn.

Denitrificerende micro-organismen zijn in diepere bodemlagen aanwezig (McCarty & Bremner, 1992; McCarty & Bremner, 1993; Richards & Webster, 1999). Denitrificatie in diepere bodemlagen wordt echter veelal beperkt door een te lage beschikbaarheid van organisch C (McCarty & Bremner, 1992). Organisch C kan vanuit de bovenlaag naar diepere bodemlagen getransporteerd worden als DOC³. DOC ontstaat bij de afbraak van materiaal van plantaardige of dierlijke oorsprong, en het al dan niet achterlaten van gewasresten op het veld zal invloed hebben op de hoeveelheid DOC. Bij transport naar diepere bodemlagen wordt DOC afgebroken waardoor de beschikbaarheid van organisch C afneemt met toenemende diepte (Starr & Gillham, 1993). Een aanwijzing voor afbraak van DOC tijdens neerwaarts transport is dat er een sterk negatief verband is tussen de diepte waarop grondwater staat en de DOC concentratie in het bovenste grondwater (Pabich *et al.*, 2001). Ook in het project Telen met toekomst (niet gepubliceerde data) werd over de verschillende deelnemende bedrijven een dergelijk verband gevonden en waren de DOC concentraties lager bij diepere grondwaterstanden.

³ DOC: Dissolved Organic Carbon – ‘Opgelost Organisch C’: organische deeltjes die zo klein zijn dat ze ‘oplossen’ in water.

Dat DOC wordt afgebroken bij transport naar diepere lagen blijkt ook uit een vergelijking tussen grasland en bouwland (Velthof *et al.*, 2004). In de bouwvoor waren DOC gehalten hoger in grasland dan in bouwland, maar dit verschil nam af met de diepte tot ongeveer één meter beneden maaiveld. In lagen dieper dan één meter waren geen duidelijke verschillen meer zichtbaar tussen grasland en bouwland. In een langlopend experiment (150 jaar) met tarwe werd jaarlijkse organische bemesting vergeleken met kunstmestbemesting (Richards & Webster, 1999). De hypothese was dat langdurige organische bemesting de DOC-concentraties zou doen toenemen. In de bovenlaag werden inderdaad hogere DOC-concentraties gevonden bij de organische bemesting, maar in diepere bodemlagen werden geen significante verschillen meer gevonden. Ook toevoeging van C en NO₃ gaf geen hogere denitrificatie in de diepere lagen bij organische bemesting, hetgeen wijst op vergelijkbare hoeveelheden denitrificerende micro-organismen.

Conclusie

DOC is de C-bron voor mogelijke denitrificatie in diepere bodemlagen. Gewasresten kunnen een bron zijn van DOC, maar bij transport naar diepere lagen wordt DOC grotendeels afgebroken. Afvoeren van gewasresten zal daardoor slechts een klein effect hebben op denitrificatie in diepere bodemlagen of het grondwater.

Gronden met hoge nitraatconcentraties zijn vooral de zandgronden met diepere grondwaterstanden. Juist onder deze omstandigheid mag verwacht worden dat DOC, dat eventueel uit gewasresten zou kunnen vrijkomen en dan aan denitrificatie zou kunnen bijdragen, reeds grotendeel is afgebroken voordat het de anaerobe zone in de buurt van de grondwaterspiegel zou bereiken. In dat geval zou het afvoeren van gewasresten slechts een klein effect hebben op denitrificatie in de diepere bodemlagen of het grondwater.

6. Synthese

In voorgaande hoofdstukken is in detail op de afzonderlijke processen ingegaan. In dit hoofdstuk wordt getracht een meer compleet beeld te geven van het lot van N die in gewasresten aanwezig is. Omdat er voor suikerbieten relatief complete waarnemingen zijn gedaan wordt een voorbeeld voor suikerbiet in detail uitgewerkt.

In het algemeen zijn onderzoekers in de literatuur van mening dat gewasresten van suikerbieten weinig bedreiging vormen voor de kwaliteit van het grondwater. Olsson & Bramstorp, 1994a, 1994b) geven aan dat er al grote verliezen optreden als na de oogst de loofresten op het veld blijven liggen. Bietenloof op het veld verliest volgens deze auteurs binnen 49 dagen ongeveer 50% van de N (in twee opeenvolgende jaren was dit resp. 64% en 43%). Meestal treedt een initiële fase op die een week duurt waarin de verliezen wat minder zijn. Als er echter regenval optreedt, is deze initiële fase niet waar te nemen. Volgens de auteurs worden bij regenval de gemakkelijk oplosbare C en N verbindingen dan onmiddellijk in het profiel gespoeld (7-10% is nitraatstikstof, van de organische gebonden N is 65% oplosbaar).

In dit onderzoek werd de ammoniakemissie gemeten via diffusiekamers. Uit suikerbietenloof dat 100 kg N ha⁻¹ bevatte emitterde in 1992 ongeveer 18 kg NH₃-N ha⁻¹, met snelheden van maximaal 1,5 kg N ha⁻¹ dag⁻¹. Het duurde ca. 10 dagen voordat de emissie op gang kwam. Ammoniakemissie trad vrijwel niet op als de loofresten onmiddellijk na de oogst werden ingewerkt.

De totale N-verliezen van het loof dat op het veld lag waren in dat jaar 43 kg N ha⁻¹, verdeeld over ammoniakemissie (ca. 23 kg ha⁻¹), verhoging van N_{min} in het profiel (10 kg ha⁻¹) en een niet nader geïdentificeerde verliespost van 10 kg ha⁻¹. De hogere N_{min} waarde in het profiel sluit aan bij Wilting (1992) die onder Nederlandse omstandigheden vond dat gemiddeld 16% van de N uit suikerbietenblad teruggevonden werd in een hogere N_{min}. De niet nader geïdentificeerde verliespost kan bestaan uit denitrificatie. Op basis van literatuurgegevens schatten de onderzoekers dat van november tot maart ca. 30-60 kg N ha⁻¹ via denitrificatie verloren kan gaan. Verdichting na de oogst plus zware regenval, omstandigheden die denitrificatie verhogen, zijn niet ongevoelbaar na de oogst van suikerbieten. Zoals gemeld heeft onmiddellijk na oogst inwerken van de gewasresten een verlaging van de ammoniakemissie tot gevolg. Betekent dit dat deze maatregel ook leidt tot meer uitspoeling?

Olsson & Bramstorp (1994a, 1994b) vonden in hun proeven dat dit maximaal 10 kg N ha⁻¹ meer uitspoeling geeft. Zij halen verder een onderzoek aan dat in 1985 in Zweden uitgevoerd is door Norsk Hydro. Hierbij werd het effect van onmiddellijk inwerken na de oogst ten opzichte van laten liggen bekeken. Dit werd op drie tijdstippen onderzocht: in september, eind oktober en eind november. Bij begin september oogsten plus inwerken was er sprake van een toegenomen uitspoeling van 45 kg N ha⁻¹. Het effect van onmiddellijk inwerken op de uitspoeling verminderde echter wanneer er later in het seizoen geoogst werd: 20 kg N ha⁻¹ voor eind oktober en 13 kg N ha⁻¹ voor eind november. Op basis van de reeks proeven maken de Zweedse onderzoekers een algemene balans op voor de N in suikerbietenloof (Tabel 5).

Tabel 5. Een balans voor N uit suikerbietenloof, geoogst en ingewerkt op verschillende tijden, in kg N ha⁻¹. Geschatte cijfers zijn cursief (Olsson & Bramstorp, 1994a, 1994b).

	Oogst: september Geploegd: november	Vermindering van verliezen door:	
		Oogst september en onmiddellijk onderwerken	Oogst november en onmiddellijk onderwerken
A Geogst bietenloof	100	100	100
B Ammoniak emissie	20-30		
C Nitraat N dat infiltreert in de grond	10		
D Ongeïdentificeerde verliezen	10-15		
E Ingewerkt/ondergeploegd	55	100	100
<i>Geschatte netto effecten: van ploegen tot eind april</i>			
F Gemeneraliseerd (ten minste)	15-25	30-50	50-80
G Verliezen uit het profiel (maximaal)	10-15	25-30	10-20
<i>Nmin inhoud van het profiel eind april</i>			
H Geschat als F-G	5-10	5-20	30-70
I Gemeten	0-5	5-10	20-35
<i>Naar organische stof of verlies door denitrificatie</i>			
<i>Met conservatieve schatting van mineralisatie en licht overschatten van uitspoeling (E-F)</i>			
Opgenomen in organische stof & denitrificatie	30-40	50-70 <i>Hoog risico voor denitrificatie!</i>	20-50

Bij een vroege oogst (september) en lang laten liggen van de resten gaat dus al vóór het inploegen 30-45% van de N-inhoud via gasvormige emissies verloren. Het onmiddellijk inwerken van gewasresten na een vroege oogst beperkt de ammoniakverliezen waardoor de uitspoeling toe zou kunnen nemen. Bij een late oogst zal volgens de auteurs weer minder uitspoelen, en hoewel er in de winterperiode meer zal mineraliseren, zal relatief meer van deze stikstof terug te vinden zijn in het profiel einde april.

De belangrijkste factoren die het lot van N uit gewasresten suikerbieten bepalen zijn dus:

- tijdstip van inwerken;
- periode die ligt tussen oogst en inwerken;
- het oogsttijdstip;
- eventuele toevoegingen om N te binden.

Het beeld wat naar voren komt is dus dat verliezen naar grondwater uit suikerbietengewasresten naar verhouding minimaal zijn (10-20% van de N-inhoud). In hoeverre zullen gewasresten van andere gewassen zich nu anders gedragen? Het zal duidelijk zijn dat gewasresten die veel sneller mineraliseren dan suikerbietenresten een ander beeld kunnen laten zien. De meeste gewasresten met een grote N-inhoud hebben echter een C:N-verhouding die vergelijkbaar is met die van suikerbieten. Van koolgewassen is echter bekend dat, vergeleken met suikerbieten, meer stikstof achterblijft, soms wel meer dan 200 kg N ha⁻¹. In dergelijke gevallen zal de uitspoeling relatief en absoluut hoger kunnen zijn, maar goede schattingen ontbreken. De vraag is dan of ook in dit geval dezelfde verdeling naar de verschillende (verlies)posten gehanteerd mag worden als bij suikerbieten. Wellicht is er een beperking aan de opnamecapaciteit van N in de microbiële of organische stof N-pool.

Het geheel overziend wordt duidelijk dat het afvoeren van gewasresten niet in alle opzichten de remedie lijkt om hoge nitraatconcentraties in het grondwater te voorkomen. Het overschot wordt weliswaar verlaagd maar een flink gedeelte van dit overschot lijkt in veel gevallen te bestaan uit stikstof die niet ten laste komt van het grondwater. Deze stikstof is aanwezig in organische stof, of is verloren gegaan via denitrificatie en/of ammoniakemissie. Hier past de kanttekening bij dat in extreme gevallen gewasresten wel degelijk een bedreiging kunnen vormen voor de kwaliteit van het grondwater. Op proefbedrijf Meterik (Telen met toekomst Kernbedrijf) werd in het winterseizoen 2002-2003 het verband gelegd tussen hoge nitraatgehalten in het bodemvocht ($500 \text{ mg liter}^{-1}$) en een daarvoor in zijn geheel ingeplogde misoogst van Chinese kool (Smit *et al.*, 2004).

De aandacht in de voorliggende studie is vooral uitgegaan naar beperking van N-uitspoeling. Het effect van gewasresten hierop lijkt beperkt. Als het echter gaat om een efficiëntere benutting van stikstof, het sluiten van kringlopen of het voorkómen van voor het milieu schadelijke gasvormige emissies (NH_3 en N_2O), dan kan afvoeren van gewasresten gecombineerd met bijvoorbeeld co-vergisting of compostering wel een optie zijn die gewenst is.

Compostering met minimale gasvormige verliezen is dan wel een voorwaarde. Compostering op het bedrijf zelf lijkt veelal gepaard te gaan met aanzienlijke verliezen (Kater & De Kool, 2004). Mogelijk dat de verliezen in gesloten installaties kleiner zijn. Bij afvoeren van gewasresten en co-vergisting kan een groot gedeelte van de aanwezige N weer op een later tijdstip door het gewas benut worden.

Zowel ammoniak als N_2O emissie zal sterker optreden bij N-rijke gewasresten, de gewassen met een lage C:N-verhouding. Bedacht moet worden dat ammoniakemissie in eerste instantie niet de grondwaterkwaliteit bedreigt maar dit effect is kortstondig. Op termijn zal deze stikstof weer neerslaan en kan dan alsnog bijdragen aan de uitspoeling. De N_2O die emitteert verdwijnt uit het landbouwsysteem en vormt geen bedreiging voor de kwaliteit van het grondwater, maar is wel een bedreiging als zeer efficiënt broeikasgas.

Toevoegingen aan N-rijke gewasresten kunnen in principe de uitspoeling verminderen doordat de gemineraliseerde N (tijdelijk) vastgelegd wordt. Er zijn nog veel vraagpunten over de mate waarin en het tijdstip waarop de vastgelegde N weer vrijkomt. Een goede synchronisatie met opvolgende gewassen is daarbij gewenst om alsnog verliezen te voorkomen.

7. Discussie en onderzoeksvragen

In de inleiding wordt gesteld dat het beleidsmatig van belang is om in het kader van toekomstige regelgeving te weten of het gedeelte van het N-overschot dat gevormd wordt door gewasresten zich anders gedraagt als het om nitraatuitspoeling gaat. In de WOG-berekeningen wordt met het huidige mest ABC een vaste relatie aangenomen tussen N-overschot (dat uit meer bronnen dan gewasresten gevormd wordt) en de nitraatconcentratie.

Hoewel een en ander afhankelijk is van de omstandigheden komt in deze studie naar voren dat N-rijke gewasresten relatief grote gasvormige verliezen lijden via NH_3 -emissie en denitrificatie.

Gasvormige emissies in de vorm van NH_3 is een niet onaanzienlijke verliespost in de orde van grootte van tientallen procenten van de N in gewasresten aanwezig (bijv. suikerbieten 20%). NH_3 -verliezen treden vooral op wanneer N-rijke gewasresten lang op de grond blijven liggen, terwijl de NH_3 -verliezen sterk gereduceerd worden wanneer de gewasresten binnen enkele dagen worden ondergewerkt.

De totale gasvormige N-verliezen door denitrificatie (N_2 en N_2O) zijn slechts zelden gemeten en moeten vaak afgeleid worden via de (wel gemeten) N_2O emissie. De verhouding $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ varieert echter sterk afhankelijk van de omstandigheden. Er wordt aangenomen dat de N_2O emissie slechts 1.25% van N in gewasrest bedraagt (IPCC), of voor de meeste gewassen tussen de 0.5 en 1.5%, met waarden hoger dan 1.5% voor sommige groentegewassen en leguminosen (Velthof *et al.*, 2002).

Over de totale gasvormige verliezen via denitrificatie ($\text{N}_2\text{O}+\text{N}_2$) lopen de schattingen ver uiteen. Hoogste waarden zijn bij bloemkool gevonden waar 50% van de toegediende 90 kg N ha^{-1} uit gewasresten via denitrificatie verdween (Schloemer, 1991). Ryden & Lund (1980) vermelden tijdens de teelt van groenten verliezen tussen 95 en 233 kg N ha^{-1} (14 tot 52% van de N-aanvoer).

Betreffende de grootte van de gasvormige verliezen bestaat nog veel onduidelijkheid. De aandacht in het onderzoek is de laatste jaren meer uitgegaan naar de N_2O emissie en minder naar de totale gasvormige verliezen door denitrificatie. Toch zijn de totale verliezen (inclusief NH_3) van groot belang om het risico van gewasresten voor nitraatuitspoeling te kunnen beoordelen.

De consequentie van een groot aandeel gasvormige stikstofverliezen is dat afvoeren van gewasresten weliswaar een grote reductie op het stikstofoverschot op kan leveren, maar dat het effect op de nitraatuitspoeling veel geringer is. Afwenteling vindt immers (gedeeltelijk) plaats op een ander milieucompartment (lucht) via N_2O en NH_3 -emissie. Het idee om gewasresten die veel N bevatten van het veld af te voeren en zo de nitraatuitspoeling naar het grondwater te beperken lijkt daardoor minder effectief. Daar komt nog bij dat ook een significant deel van de N uit gewasresten ingebouwd wordt in de organische stof. Ook hier zal bij afvoer compensatie moeten plaatsvinden.

Een andere consequentie is dat gewassen met een hoog N-overschot in de vorm van gewasresten wellicht in de huidige regelgeving te streng beoordeeld worden als het gaat om de belasting van het grondwater. De internationale literatuur geeft relatief weinig uitsluitel over het lot van N uit gewasresten. Gezien ook het belang van faire regelgeving is het nodig om bepaalde processen nader te kwantificeren. Bij een dergelijke kwantificering wordt ook waardevolle informatie verzameld die gebruikt kan worden bij het streven om overschotten te beperken en zoveel mogelijk N in het bedrijfssysteem te houden.

Uit de studie bleek dat het gewasrestenmanagement verschillende N-pools in de bodem kan beïnvloeden. Een kwantitatief overzicht ontbreekt echter, met name over de invloed van gewasresten op de N in microbiële biomassa. Niet alleen speelt het microbiële bodemleven een belangrijke rol bij o.a. denitrificatie en mineralisatie/immobilisatie, microbiële biomassa kan ook een pool zijn die tijdelijk N kan vasthouden waardoor tientallen kilogrammen N per ha gebufferd kan worden en wellicht voor uitspoeling behoed.

Om het lot van N uit gewasresten beter te kunnen kwantificeren zal onderzoek nodig zijn dat aandacht besteedt aan de veranderingen in de diverse N-pools in de bodem bij verschillende toevoegingen van gewasresten, eventueel in samenhang met andere organische stof toevoegingen zoals organische mest, afvalproducten en compost. Een en ander ook in het kader om N uit gewasresten zo goed mogelijk te benutten in het daaropvolgende jaar.

Er zijn geen studies waaruit het totale plaatje van het lot van N uit gewasresten afgeleid kan worden. Hoe dit totale plaatje eruit ziet is afhankelijk van de omstandigheden. Een proces als denitrificatie gaat gepaard met zeer veel variatie en is sterk afhankelijk van de omstandigheden. Er zijn slechts weinig literatuurbronnen waarin een rechtstreekse vergelijking is gemaakt tussen het wel of niet afvoeren van gewasresten en het effect daarvan op uitspoeling van NO_3 naar het grondwater. Nader onderzoek met een dergelijke rechtstreekse vergelijking is gewenst. Relatief veel gegevens zijn voor suikerbietenblad beschikbaar, maar het is de vraag of dit model mag staan voor andere gewasresten omdat hier relatief veel makkelijk afbreekbaar organisch C in voorkomt (bietenkoppen). Deze koolstof kan wellicht de denitrificatie bevorderen. Van de hoeveelheid N in suikerbietenblad wordt slechts een relatief gering gedeelte teruggevonden als een verhoogde N_{min} in het bodemprofiel. Gedeeltelijk komt dit door het late tijdstip van inwerken, maar ook bij een vroege oogst wordt veelal slechts 15% (maximaal 33%) teruggevonden als gemineraliseerde N.

Hoewel in het algemeen goede verbanden bestaan tussen N_{min} en nitraatuitspoeling, is niet bekend in hoeverre deze geldig zijn indien N_{min} vooral door afbraak van gewasresten ontstaat. Een andere relatie tussen N_{min} en uitspoeling zou bij N uit gewasresten kunnen optreden in verband met wellicht een hogere denitrificatie door aanwezige C-verbindingen. Deze bureaustudie leverde daarin echter geen opheldering.

Bij berekeningen rondom het gebruiksnormenstelsel is voor het effect van de teelt van een gewas op het nitraatgehalte in grondwater het N-bodemoverschot via een mest-ABC doorvertaald naar een nitraatgehalte in grondwater. Indien in de toekomst gebruiksnormen aangescherpt moeten worden zou het in de rede kunnen liggen om juist die gewassen te korten die een hoog bodemoverschot creëren. Het N-bodemoverschot wordt gevormd door N in gewasresten en de N die in het profiel is achtergebleven vanuit aanvoer via kunstmest, organische mest en bodemmineralisatie. Gezien de resultaten van deze literatuurstudie is het de vraag of deze verschillende onderdelen van het bodemoverschot wel op één hoop mogen worden gegooid of dat er onderscheid gemaakt moet worden naar deze verschillende onderdelen. Met behulp van bestaande databases zoals van Telen met toekomst kan bekeken worden of een nadere karakterisering van het bedrijfsoverschot informatie oplevert omtrent de relatie tussen overschot en nitraatconcentratie in het grondwater.

Samenvattend liggen er op de volgende terreinen onderzoeksvragen:

- Nadere kwantificering van NH_3 -emissie vanuit gewasresten en de rol van kwaliteit van deze gewasresten, wijze van inwerken en het inwerktijdstip.
- Nadere kwantificering van de totale denitrificatie uit N-rijke gewasresten onder invloed van grondbewerking, tijdstip van inwerken, kwaliteit van gewasresten.
- Hoe verloopt de buffering van N in de microbiële biomassa in de bodem, en hoe kan deze het best beïnvloed worden om uitspoeling in de winterperiode te voorkomen en N-benutting tijdens het teeltseizoen te verhogen?
- Hoe kan goed met gewasresten omgesprongen worden wanneer breder gekeken wordt dan het effect op nitraatuitspoeling? Gedacht wordt hierbij aan de volgende aspecten:
 - afvoeren en het effect op ziekten en plagen (bijv. prei, aardbei, sla),
 - gebruik t.b.v. energieproductie bij co-vergisting. Hierbij dient naast een energiebalans een vergelijking gemaakt te worden tussen NH_3 -emissie en denitrificatie uit gewasresten en uit digestaat,
 - vasthouden van N in het systeem en het effect op de energiebalans (vgl. met energiewaarde van kunstmest-N).
- Nadere karakterisering van overschotten in het kader van de relatie tussen stikstofoverschot en nitraatconcentratie (het zogenaamde mest ABC). Hierbij kan wellicht gebruik gemaakt worden van bestaande databases.

Veel van bovenstaande vragen zouden bekeken moeten worden in een vergelijking tussen wel en niet afvoeren van gewasresten en bij meting van het effect op de nitraatconcentratie in het grondwater.

Conclusies en aanbevelingen

- De grote afname van het N-overschot door N-rijke gewasresten af te voeren lijkt niet zomaar door te vertalen in een evenredige afname van de nitraatconcentratie in het grondwater. De oorzaak hiervan is dat N uit gewasresten verloren kan gaan naar de lucht via emissie van NH_3 (tot 40%) of via denitrificatie (tot 50%). Daarnaast gaat er een deel van de N uit gewasresten naar bodemorganische stof (15-20%).
- Studies waarin het lot van N uit gewasresten is gevolgd door tegelijkertijd de verschillende verliesposten en N-pools te bekijken zijn schaars. Interacties tussen de verschillende posten maakt dat cijfers uit verschillende studies niet eenvoudigweg opgeteld kunnen worden. Een relatief compleet overzicht van het lot van N uit gewasresten is alleen in enkele Zweedse studies gemaakt voor suikerbiet. Ook daar werd echter de nitraatuitspoeling zelf niet gemeten maar geschat door de auteurs op 10-30% van de N in gewasresten. De eerste resultaten die in 2005 behaald zijn met gewasresten van broccoli en bloemkool geven aan dat ca. 30-40% van de N uit gewasresten teruggevonden kan worden in een hogere N_{min} in het profiel. Welk gedeelte hiervan vervolgens in het grondwater terecht komt is nog niet eenduidig vastgesteld. De onderzoeksvraag is hier of N_{min} uit gewasresten wellicht gemakkelijker gedenitrificeerd wordt dan N uit andere bronnen.

De uitgebreide studies aan suikerbiet zijn mogelijk niet representatief voor andere N-rijke gewasresten omdat via de bietenkoppen ook veel makkelijk afbreekbaar C wordt toegevoegd dat denitrificatie kan bevorderen. Aanbevolen wordt om van een ander gewas (bijvoorbeeld een koolgewas) in samenhang de verschillende verliesposten en N-pools te bekijken.

- Rechtstreekse vergelijkingen tussen wel en niet afvoeren van gewasresten zijn in de internationale wetenschappelijke literatuur niet veel gemaakt. De weinige directe vergelijkingen die gemaakt zijn tussen wel en niet afvoeren van gewasresten laten veelal een gering effect zien op de stikstofuitspoeling. Nitraatconcentraties in het grondwater zijn echter zelden gemeten. Er zijn hierdoor nog onvoldoende experimentele gegevens om het lot van N uit gewasresten betrouwbaar te kunnen kwantificeren naar de verschillende (verlies)posten. Aanbevolen wordt om de leemtes in deze kwantificering te bepalen door wel en niet afvoeren van gewasresten rechtstreeks te vergelijken in veldstudies, en daarbij tevens nitraat in het grondwater te meten. Vanwege de interactie met bodemleven en bodemorganische stof dient een dergelijke vergelijking over minimaal twee jaren (uitspoelingsseizoenen) plaats te vinden.
- Bij het verder verlagen van gebruiksnormen om nitraatuitspoeling te beperken is het de vraag of dit moet gebeuren bij gewassen met hoge N-overschotten als dat veroorzaakt wordt door een grote hoeveelheid gewasresten. Bij gewassen met N-rijke gewasresten zou dit niet terecht kunnen zijn gezien de mogelijke gasvormige verliezen van N. Aanbevolen wordt om met behulp van bestaande databases zoals van Telen met toekomst te kijken of een nadere karakterisering van het bedrijfsoverschot (speciaal het aandeel gewasresten) een betere relatie oplevert tussen overschot en nitraatconcentratie in het grondwater.
- De hoeveelheid N in microbiële biomassa (bodemleven) kan door gewasresten sterk toenemen. In de literatuur wordt melding gemaakt van een fluctuatie van tientallen kilo's N ha⁻¹. Inzicht in deze buffer is belangrijk omdat enerzijds N-uitspoeling voorkomen kan worden, en het anderzijds de stikstofbeschikbaarheid voor het gewas kan verhogen. Deze buffer speelt ook een rol bij het toevoegen van materialen met een hoge C:N-verhouding om N tijdelijk te immobiliseren. Vooral bij lagere bemestingsniveaus zal de N in microbiële biomassa belangrijker worden voor goede gewasgroei. Aanbevolen wordt nader onderzoek te doen naar de buffering van N in de microbiële biomassa, zowel met betrekking tot het vastleggen van N uit gewasresten als het vrijgeven van N aan gewassen.

Literatuur

- Allison, M.F., M.J. Armstrong, K.W. Jaggard, A.D. Todd & G.F.J. Milford, 1996.
An analysis of the agronomic, economic and environmental effects of applying N fertilizer to sugarbeet (*Beta vulgaris*). *Journal of Agricultural Science* 127, 475-486.
- Ambus, P. & E.S. Jensen, 1997.
Nitrogen mineralization and denitrification as influenced by crop residue particle size. *Plant and Soil* 197, 261-270.
- Ambus, P., E.S. Jensen & G.P. Robertson, 2001.
Nitrous oxide and N-leaching losses from agricultural soil: Influence of crop residue particle size, quality and placement. *Phyton-Annales Rei Botanicae* 41, 7-15.
- Aulakh, M.S., J.W. Doran, D.T. Walters & J.F. Power, 1991a.
Legume residue and soil water effects on denitrification in soils of different textures. *Soil Biol Biochem.* 23, 1161-1167.
- Aulakh, M.S., J.W. Doran, D.T. Walters, A.R. Mosier & D.D. Francis, 1991b.
Crop residue type and placement effects on denitrification and mineralization. *Soil Sci Soc Am J.* 55, 1020-1025.
- Aulakh, M.S., T.S. Khera, J.W. Doran & K.F. Bronson, 2001.
Denitrification, N₂O and CO₂ fluxes in rice-wheat cropping system as affected by crop residues, fertilizer N and legume green manure. *Biol fertil soils* 34, 375-389.
- Baggs, E.M., R.M. Rees, K.A. Smith & A.J.A. Vinten, 2000.
Nitrous oxide emission from soils after incorporating crop residues. *Soil Use and Management* 16, 82-87.
- Baggs, E.M., R.M. Rees, K. Castle, A. Scott, K.A. Smith & A.J.A. Vinten, 2002.
Nitrous oxide release from soils receiving N-rich crop residues and paper mill sludge in eastern Scotland. *Agriculture Ecosystems and Environment* 90, 109-123.
- Baggs, E.M., M. Stevenson, M. Pihlatie, A. Regar, H. Cook & G. Cadisch, 2003.
Nitrous oxide emissions following application of residues and fertiliser under zero and conventional tillage. *Plant and Soil* 254, 361-370.
- Ball, D.A., D.L. Walenta & P.E. Rasmussen, 1998.
Impact of nitrogen fertilization and stubble burning on the downy brome seedbank in a winter wheat-fallow rotation. *J Prod Agric* 11, 342-344.
- Baumgaertel, G. & T. Engels, 1994.
Mineralization and leaching of nitrogen from beet leaves. *Zuckerruebe (Germany)* 43, 125-129.
- Beauchamp, E.G., 1997.
Nitrous oxide emission from agricultural soils. *Canadian Journal of Soil Science* 77, 113-123.
- Beaudoin, N., J.K. Saad, C. Van Laethem, J.M. Machet, J. Maucorps & B. Mary, 2005.
Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: Effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agriculture ecosystems and environment* 111, 292-310.
- Bending, G.D. & M.K. Turner, 1999.
Interaction of biochemical quality and particle size of crop residues and its effect on the microbial biomass and nitrogen dynamics following incorporation into soil. *Biol fertil soils* 29, 319-327.
- Chaves, B., 2006.
Manipulating nitrogen release from vegetable crop residues by use of on- and off-farm organic wastes. PhD thesis, Ghent University, 216 p.
- Chaves, B., S. De Neve, P. Boeckx, O. Van Cleemput & G. Hofman, 2005.
Screening organic biological wastes for their potential to manipulate the N release from N-rich vegetable crop residues in soil. *Agriculture Ecosystems and Environment* 111, 81-92.
- De Neve, S. & G. Hofman, 1998.
N mineralization and nitrate leaching from vegetable crop residues under field conditions: a model evaluation. *Soil Biology & Biochemistry* 30, 2067-2075.

- De Neve, S., S.G. Saez, B.C. Daguilar, S. Sleutel & G. Hofman, 2004.
Manipulating N mineralization from high N crop residues using on- and off-farm organic materials. *Soil Biology & Biochemistry* 36, 127-134.
- De Ruijter, F.J. & L.J.M. Boumans, 2005.
Waterkwaliteit op open teelt bedrijven en de relatie met bodem- en bemestingsvariabelen. Resultaten van het project Telen met toekomst, 2000-2004. Telen met toekomst rapport OV0501, Plant Research International B.V., Wageningen, 50 pp.
- De Ruijter, F.J., L.J.M. Boumans & P. van Asperen, 2006.
Grondwaterkwaliteit op open teelt bedrijven op zandgrond. Resultaten van het praktijknetwerk Telen met toekomst, 2005. Telen met toekomst, rapport OV0601, Plant Research International B.V., Wageningen, 16 pp.
- Dueck, T.A., C.J. van Dijk & H.G. van der Meer, 2001.
Neglected emissions of NO_x and NH_y. Wageningen, Plant Research International B.V. Note 60, 23 pp.
- EC, 1991.
Council directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. *Official Journal L* 375, 31.12.1991, p. 1-8. European Communities, Brussels.
- EC, 2000.
Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal L* 327, 22/12/2000 p 01-73. European Communities, Brussels.
- Elmi, A.A., C. Madramootoo, C. Hamel & A. Liu, 2003.
Denitrification and nitrous oxide to nitrous oxide plus dinitrogen ratios in the soil profile under three tillage systems. *Biology and Fertility of Soils* 38, 340-348.
- Harrison, R., S. Ellis, R. Cross & J.H. Hodgson, 2002.
Emissions of nitrous oxide and nitric oxide associated with the decomposition of arable crop residues on a sandy loam soil in Eastern England. *Agronomie* 22, 731-738.
- Hatch, D.J., S.C. Jarvis & R.J. Parkinson, 1998.
Concurrent measurements of net mineralization, nitrification, denitrification and leaching from field incubated soil cores. *Biol Fertil Soils* 26, 323-330.
- Jackson, L.E., 2000.
Fates and losses of nitrogen from a nitrogen-15-labeled cover crop in an intensively managed vegetable system. *Soil Science Society of America Journal* 64, 1404-1412.
- Janzen, H.H. & S.M. McGinn, 1991.
Volatile Loss of Nitrogen During Decomposition of Legume Green Manure. *Soil Biology & Biochemistry* 23, 291-297.
- Kater, L.J.M. & S.A.M. de Kool, 2004.
Management van oogstresten van vollegrondsgroentegewassen. Onderwerken, afvoeren en/of composteren van oogstresten van groentegewassen en de daaruit resulterende mineralenbalansen. Project nr. 330775, Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V., Sector Bloembollen, Lisse, 62 pp.
- Knowles, R., 1982.
Denitrification. *Microbiological Reviews* 46, 43-70.
- Larsson, L., M. Ferm, A. Kasimir & L. Klemedtsson, 1998.
Ammonia and nitrous oxide emissions from grass and alfalfa mulches. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51, 41-46.
- Mannheim, T., J. Braschkat & H. Marschner, 1997.
Ammonia emissions from senescing plants and during decomposition of crop residues. *Zeitschrift fuer Pflanzenernaehrung und Bodenkunde* 160, 125-132.
- Marstorp, H., 1995.
Influence of protein degradation and protein content in cut *Lolium multiflorum* leaves on the delay in ammonia volatilisation. *Swedish Journal of Agricultural Research* 25, 179-183.
- Mattsson, M. & J.K. Schjoerring, 2003.
Senescence-induced changes in apoplastic and bulk tissue ammonia concentrations of ryegrass leaves. *New phytologist* 160, 489-499.

- McCarty, G.W. & J.M. Bremner, 1992.
Availability of organic carbon for denitrification of nitrate in subsoils. *Biol Fertil Soils* 14, 219-222.
- McCarty, G.W. & J.M. Bremner, 1993.
Factors affecting the availability of organic carbon for denitrification of nitrate in subsoils. *Biol Fertil Soils* 15, 132-136.
- Mitchell, R., J. Webb & R. Harrison, 2001.
Crop residues can affect N leaching over at least two winters. *Eur J Agron* 15, 17-29.
- Mosier, A., C. Kroeze, C. Nevison, O. Oenema, S. Seitzinger & O. van Cleemput, 1998.
Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle - OECD/IPCC/IEA phase II development of IPCC guidelines for national greenhouse gas inventory methodology. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52, 225-248.
- Nemitz, E., M.A. Sutton, A. Gut, R. San Jose, S. Husted & J.K. Schjoerring, 2000.
Sources and sinks of ammonia within an oilseed rape canopy. *Agricultural and Forest Meteorology* 105, 385-404.
- Olsson, R. & A. Bramstorp, 1994a.
Where does nitrogen from sugar-beet leaves and from sugar-beet crown remain? *Zuckerruebe (Germany)*. (1994) 43, 310-313.
- Olsson, R. & A. Bramstorp, 1994b.
Fate of nitrogen from sugar-beet tops. *Institut International de Recherches Betteravieres, Bruxelles* 1994, 189-212.
- Pabich, W.J., I. Valiela & H.F. Hemond, 2001.
Relationship between DOC concentration and vadose zone thickness and depth below water table in groundwater of Cape Cod, USA. *Biogeochemistry* 55, 247-268.
- Radersma, S., 2006.
Denitrificatie in het veld door gewasresten met/zonder Nimmobiliserend materiaal. Project nr. 500120, *Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V., Wageningen*.
- Rahn, C.R., G.D. Bending, M.K. Turner & R.D. Lillywhite, 2003.
Management of N mineralization from crop residues of high N content using amendment materials of varying quality. *Soil use and management* 19, 193-200.
- Rana, G. & M. Mastrorilli, 1998.
Ammonia emissions from fields treated with green manure in a Mediterranean climate. *Agricultural and Forest Meteorology* 90, 265-274.
- Richards, J.E. & C.P. Webster, 1999.
Denitrification in the subsoil of the Broadbalk Continuous Wheat Experiment. *Soil Biology and Biochemistry* 31, 747-755.
- Ryden, J.C. & L.J. Lund, 1980.
Nature and extent of directly measured denitrification losses from some irrigated vegetable crop production units. *Soil Science Society of America Journal* 44, 505-511.
- Schloemer, S., 1991.
Denitrification losses from a horticultural soil as affected by incorporation of fresh plant residues. *Zeitschrift fuer Pflanzenernaehrung und Bodenkunde* 154, 265-269.
- Schröder, J.J., H.F.M. Aarts, M.J.C.D. Bode, W.V. Dijk, J.C.V. Middelkoop, M.H.A.D. Haan, R.L.M. Schils, G.L. Velthof & W.J. Willems, 2004.
Gebruiksnormen bij verschillende landbouwkundige en milieukundige uitgangspunten. *Rapport 79, Plant Research International B.V., Wageningen*, 60 pp.
- Schröder, J.J., H.F.M. Aarts, H.F.M. ten Berge, H. van Keulen & J.J. Neeteson, 2003.
An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. *European Journal of Agronomy* 20, 33-44.
- Schröder, J.J., 2002.
Post-harvest changes in residual soil mineral nitrogen. In ten Berge H F M (Ed) 2002 A review of potential indicators for nitrate loss from cropping and farming systems in the Netherlands. *Reeks Sturen op Nitraat 2; Plant Research International, Rapport 31*, p. 91-96

- Smit, A., K. Zwart & J. v. Kleef, 2004.
Stikstofstromen op de kernbedrijven Vredepeel en Meterik: de grondwaterkwaliteit gemeten van 2001 tot 2004. Telen met toekomst rapport OV0416, Plant Research International B.V., Wageningen, 32 pp.
- Smit, A.L., 1994.
Stikstofbenutting. In: Haverkort A.J., K.B. Zwart, P.C. Struik en P.H.M. Dekker (Eds). Themadag Stikstofstromen in de Vollegrondsgroenteteelt. Themaboekje nr 18. Proefstation voor de Akkerbouw en de Groenteteelt in de Vollegrond, Lelystad.
- Smit, A.L. & A. van der Werf, 1992.
Fysiologie van stikstofopname en -benutting : gewas- en bewortelingskarakteristieken. In: Van der Meer, H.G. & J.H.J. Spiertz (eds), Stikstofstromen in agro ecosystemen. Agrobiologische Thema's 6, CABO DLO Wageningen.
- Spedding, T.A., C. Hamel, G.R. Mehuys & C.A. Madramootoo, 2004.
Soil microbial dynamics in maize-growing soil under different tillage and residue management systems. Soil biology and biochemistry 36, 499-512.
- Starr, R.C. & R.W. Gillham, 1993.
Denitrification and Organic-Carbon Availability in 2 Aquifers. Ground Water 31, 934-947.
- Sutton, M.A., E. Nemitz, C. Milford, D. Fowler, J. Moreno, R. San Jose, G.P. Wyers, R.P. Otjes, R. Harrison, S. Husted & J.K. Schjoerring, 2000.
Micrometeorological measurements of net ammonia fluxes over oilseed rape during two vegetation periods. Agricultural and forest meteorology 105 (4), 351-369.
- Van Dijk, W., 2003.
Adviesbasis voor de bemesting van akkerbouw- en vollegrondsgroentengewassen. Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V., Lelystad, 66 pp.
- Van Erp, P.J., A.P. Whitmore & P. Wilting, 1993.
Mineralisatie van stikstof uit gewasresten van suikerbieten na de oogst. Meststoffen (1993), 64-70.
- Van Geel, W.C.A. & A.L. Smit, 2006.
Effect verlaging gebruiksnorm en afvoer gewasresten op nitraatuitspoeling. Deelonderzoek voor Telers Mineraal Paraat uitgevoerd in 2005-2006 binnen project Nutriënten Waterproof. Project nr 500181, Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V., Wageningen, 39 pp.
- Velthof, G., 2003.
Relaties tussen mineralisatie, denitrificatie en indicatoren voor bodemkwaliteit in landbouwgronden. Alterra-rapport 769, Reeks Sturen op Nitraat nr. 6, Alterra, Wageningen, 38 pp.
- Velthof, G.L. & P.J. Kuikman, 2000.
Beperking van lachgasemissie uit gewasresten. Een systeemanalyse. Alterra-rapport 114.3, Alterra, Wageningen, 82 pp.
- Velthof, G.L., P.J. van Erp & C.A. Steevens, 1998.
Stikstoflevering door groenbemesters en gewasresten. Noodzaak tot verfijning stikstofadvisering. Meststoffen 1997/1998.
- Velthof, G.L., P.J. Kuikman & O. Oenema, 2002.
Nitrous oxide emission from soils amended with crop residues. Nutrient cycling in agroecosystems 62, 249-261.
- Velthof, G.L., C.L. v. Beek, F. Brouwer, S.L.G.E. Burgers, B. Fraters, P. Groenendijk, M.J.D. Hack-ten Broeke, A.J. van Kekem, H.P. Oosterom, O.F. Schoumans, F. de Vries, W.J. Willems & K.B. Zwart, 2004.
Denitrificatie in de zone tussen bouwvoor en het bovenste grondwater in zandgronden. Alterra-rapport 730.1, Alterra, Wageningen, 91 pp.
- Webster, E.A. & D.W. Hopkins, 1996.
Contributions from different microbial processes to N₂O emission from soil under different moisture regimes. Biology and Fertility of Soils 22, 331-335.
- Whitehead, D.C. & D.R. Lockyer, 1989.
Decomposing grass herbage as a source of ammonia in the atmosphere. atmospheric environment 23, 1867-1869.

Whitehead, D.C., D.R. Lockyer & N. Raistrick, 1988.

The volatilization of ammonia from perennial ryegrass during decomposition, drying and induced senescence. *Annals of Botany* 61, 567-571.

Wilting, P., 1992.

Onderzoek naar het vrijkomen van stikstof, kalium en natrium uit bietebblad gedurende de wintermaanden en het vroege voorjaar. Instituut voor Rationele Suikerproductie, Interne mededeling nr. 134.

Bijlage I.

N-inhoud gewasresten

Bij de oogst van gewassen blijft er veelal een deel van het gewas achter op het veld. De hoeveelheid gewasrest verschilt per gewas. Smit (1994) en Smit & van der Werf (1992) hebben een overzicht gemaakt van hoeveel drogestof en stikstof achterblijft bij de oogst van verschillende gewassen (Tabel B1). Eenzelfde overzicht dat grotendeels is gebaseerd op Smit (1994) wordt gegeven door Schröder (2002). Een ander overzicht van gewasresten is te vinden in Velthof *et al.* (1998) en Velthof & Kuikman (2000). Verschillende bronnen geven verschillende hoeveelheden gewasrest. Er is ook een zekere mate van spreiding te verwachten aangezien er bijvoorbeeld verschillen bestaan tussen cultivars in de hoeveelheid loof dat geproduceerd wordt. Daarnaast heeft ook de stikstofbemesting effect op de uiteindelijke hoeveelheid gewasrest en op de stikstofinhoud daarvan (bijvoorbeeld Allison *et al.*, 1996). Op deze verschillen als gevolg van cultivar of bemesting wordt in dit rapport niet verder ingegaan. De gegeven waarden in Tabel 1 kunnen gebruikt worden als een indicatie voor de mogelijke effecten van afvoeren van de gewasresten op de stikstof- en organische-stofhuishouding.

Te zien is dat groentegewassen de meeste stikstof achterlaten op het veld. Vooral de verschillende koolsoorten laten vrij veel stikstof achter. Daarnaast vallen de akkerbouwgewassen doperwt en suikerbiet op.

Tabel B1. Gewasresten welke achterblijven op het veld bij de oogst van diverse gewassen en hun stikstofinhoud. Bron: Smit (1994) of anders aangegeven.

Gewas	Oogst-tijdstip	Drogestof (kg ha ⁻¹)	Stikstof (kg ha ⁻¹)	Opmerkingen	N-gehalte	C:N ¹
Aardappel	15-sep	1000	20		2.0	23
Aardbei		1100	16	Smit & Van de Werf (1992)	1.5	31
Andijvie	15-sep	1500	45		3.0	15
Asperge		800	23	Smit & Van de Werf (1992)	2.9	16
Augurk		2800	81	Smit & Van de Werf (1992)	2.9	16
Bleekselderij		0	0	Smit & Van de Werf (1992)	-	-
Bloemkool	15-aug	3500	120		3.4	13
Boerenkool	15-nov	3100	85		2.7	16
Bospeen	1-jun	0	0		-	-
Broccoli	15-aug	3700	155		4.2	11
Chin. kool	1-sep	1500	65		4.3	10
Doperwtten	1-aug	6300	188		3.0	15
Groenbemester, hoog N	1-nov	3000	90	Schröder (2002)	3.0	15
Groenbemester, laag N	1-nov	2500	50	Schröder (2002)	2.0	23
IJssla	1-jan	1700	70		4.1	11
Knolselderij	15-nov	3300	75		2.3	20
Knolvenkel	15-jul	3100	110		3.5	13
Koolraap	15-jan	2300	52		2.3	20
Koolrabi	1-aug	1200	42		3.5	13
Kropsla	15-aug	600	20		3.3	14
Mais	1-okt	300	0		0.0	-
Prei	15-jan	1700	60		3.5	13
Radijs	15-jun	100	0		0.0	-
Rode biet	1-sep	3500	90		2.6	18
Rodekool	15-jan	5000	175		3.5	13
Savooiekool		4500	140	Smit & Van de Werf (1992)	3.1	14
Schorseneer	15-jan	2200	42		1.9	24
Spinazie	15-mei	700	35		5.0	9
Spruitkool	15-jan	8600	135		1.6	29
Stamslaboon	15-aug	2900	95		3.3	14
Suikerbiet	1-nov	4000	120		3.0	15
Wintergerst	25-jul	3570	18	Schröder (2002)	0.5	89
Winterrogge	1-aug	3830	19	Schröder (2002)	0.5	91
Wintertarwe	1-aug	5000	45		0.9	50
Witlofpennen	1-jan	2300	44		1.9	24
Witte kool	15-jan	4300	115		2.7	17
Wortelen	1-jan	3100	40		1.3	35
Zaaiui	1-okt	1000	5		0.5	90
Zomergerst	10-aug	2700	14	Schröder (2002)	0.5	87

¹ Berekend als $(0.45 * \text{drogestof}) / \text{stikstof}$.