

- Van Dongen, G.J.M. & J. Alblas, 1992.  
Voorjaarstoediening van dunne mest op kleigrond. Verslag 145, PAGV, Lelystad.
- Van Eck (red.), 1995.  
Stikstofverliezen en stikstofoverschotten in de Nederlandse landbouw. Project Verliesnormen, deelrapport 3. Min. LNV, VROM, V&W, Landbouwschap, Centrale Landbouworganisaties. 115 pp.
- Van Geel, W.C.A., 1999.  
Besparing op stikstof- en fosfaatgift door aanpassing bemestingsmethoden. In: P.H.M. Dekker (red.). Naar maatwerk in bemesting. Themaboekje 22, PAV, Lelystad, pp. 56-66.
- Van Lent, A.J.H., R.L.M. Schils, Tj. Boxem, J. Zonderland & M.C. Verboon, 1995.  
Aanzuren rundermest in stal en silo. Rapport nr 156, PR Lelystad.
- Vuuren, A.M. van & A. Jongbloed, 1994.  
De rol van veevoedingsmaatregelen bij de beperking van ammoniakemissie uit stallen. Raamplan. ID-DLO (IVVO), rapport 272.
- Vellinga, Th.V. & E.N. van Loo, 1994.  
Perspectieven grassenveredeling voor bedrijfsinkomen en mineralenoverschotten. Rapport 151, Praktijkonderzoek Rundveehouderij, Lelystad.
- Vellinga, Th.V., M. Mooij & A.H.J. van der Putten., 1997  
Richtlijnen voor bemesting en graslandgebruik ter beperking van nitraatuitspoeling op zandgrond. (Nitraat Reductie Planner) PR-rapport 166, Lelystad.
- Verloop, J., 1999. Overschotten van stikstof en fosfaat; bruggen slaan tussen landbouwproductie en milieudoelstellingen. Rapport R12, TCB, Den Haag, 202 pp.
- Versteeg, M.N., I. Zipori, J. Medina & H. Valdivia, 1982.  
Potential growth of alfalfa (*Medicago sativa* L.) in the desert of Southern Peru and its response to high NPK fertilization. Plant and Soil 67: 157-165.
- Werner, W., H.W. Scherer & D. Drescher, 1985.  
Untersuchungen über den Einfluss langjähriger Gülledüngung auf N-Fractionen und N-Nachlieferung des Bodens. Zeitschrift für Acker- und Pflanzenbau 155: 137-144.
- Whitmore A.P. & J.J. Schröder, 1996.  
Modelling the change in soil organic C and N in response to applications of slurry manure. Plant and Soil 184: 185-194.
- Willems, W.J., Th. V. Vellinga, O. Oenema, J.J. Schröder, H.G. van der Meer, B. Fraters & H.F.M. Aarts, 2000.  
Onderbouwing van het Nederlandse derogatieverzoek in het kader van de Europese Nitraatrichtlijn. Rapport 718201002, RIVM, Bilthoeven, 102 pp.
- Zwart-Roodzant, M.H., 1998a.  
Bedrijfssystemen-onderzoek vollegrondsgroenten/bloembollen proeftuin Zwaagdijk, evaluatie 1991-1996, PAV-publicatie nr 89, 82 pp.
- Zwart-Roodzant, M.H., 1998b.  
Bedrijfssystemen-onderzoek vollegrondsgroenten proeftuin Noord-Brabant, evaluatie 1991-1995, PAV-publicatie nr 90, 84 pp.

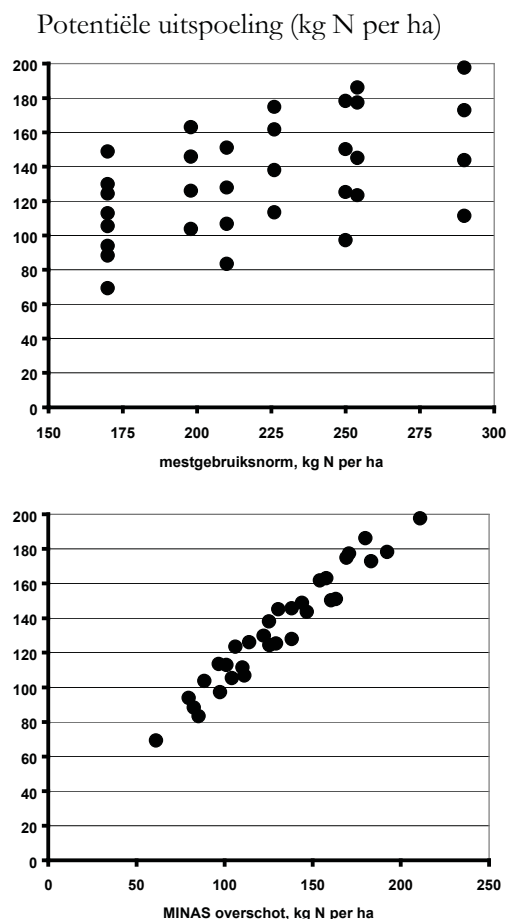
## 2.5 Sterkte-zwakte analyse van het Mineralen Aangifte Systeem MINAS

J.J. Schröder & W.J. Corré

### 2.5.1 Inleiding

De toenmalige N-desk- (Van Eck, 1995) en P-desk- (Oenema & Van Dijk, 1995) studies liggen ten grondslag aan het Mineralen Aangifte Systeem (MINAS). Strict genomen is MINAS een mineralenaangiftesysteem en geen balans. Desalnietemin wordt het MINAS-overschot impliciet als indicator voor de

milieubelasting in zijn algemeenheid en de belasting van grond- en oppervlaktewater in het bijzonder, gebruikt. MINAS is in een paar jaar tijd zowel nationaal als internationaal een begrip geworden. Betrokkenen prijzen de balansbenadering en benadrukken dat een balans een beter middel ter beperking van de milieubelasting is dan middelvoorschriften met een onzekerder effect naar het milieu. Een bekend voorbeeld van de geringe zeggingskracht van middelvoorschriften is de EU gebruiksnorm voor dierlijke mest (Willems *et al.*, 2000), als geïllustreerd in Figuur 2.5.1.



Figuur 2.5.1. Het modelmatig bepaalde verband tussen een mestgebruiksnorm (boven) en de potentiële N-uitspoeling en tussen een volgens MINAS bepaald N-overschot (onder) en de potentiële uitspoeling (som van uitspoeling en denitrificatie) (bron: Schröder, 2000).

Nietemin ontmoet datzelfde MINAS ook kritiek vanuit landbouw- en milieukringen. Landbouwers neigen ertoe MINAS te gedetailleerd, te ingewikkeld en te tijdrovend te vinden; milieubeschermers daarentegen achten MINAS te grof en globaal. Die kritiek vloeit mede voort uit het feit dat met name de onderliggende stukken ten behoeve van de gevolgde berekeningssystematiek niet altijd even transparant en referabel gedocumenteerd zijn. Verbeteringen zijn zeker mogelijk en kunnen sterk bijdragen aan een beter begrip en draagvlak, niet in het minst als bijstellingen ‘naar boven of naar beneden’ noodzakelijk blijken. De kanttekeningen bij MINAS zijn terug te voeren op 1) kritiek op de wijze waarop het overschot wordt berekend, 2) kritiek op het onvolledige beeld dat een overschot geeft van de milieubelasting en de bodembelasting, en 3) kritiek op het onvolledige beeld dat de bodembelasting geeft van de belasting van grond- en oppervlaktewater. Hierop wordt in het navolgende ingegaan.

## 2.5.2 Kritiek op de wijze waarop het overschot wordt berekend

- In MINAS behoeft geen rekening te worden gehouden met de aanvoer van P via kunstmest (grootte-orde 0-40 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> per ha).

Bij de afvoer van gewassen gaat MINAS bij akkerbouw-, vollegrondsgroente en bollenbedrijven uit van een forfaitaire afvoer die soms lager maar in verreweg de meeste gewassen aanmerkelijk hoger is dan de gebruikelijke onttrekking (Van Dijk & Van der Schoot, 1999) (grootte-orde 15-25 kg N, 5-15 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> per ha); in bedrijfsverband blijken gewassen met een hogere en gewassen met een lagere onttrekking dan de forfaitaire afvoer elkaar niet te compenseren (Tabel 2.5.1).

Tabel 2.5.1. Gemiddelde afvoer aan stikstof en fosfaat (kg N per ha / kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> per ha) op bedrijfsniveau bij diverse bouwplannen in diverse regio's (bronnen: IKC Kiezen uit Gehalten (Beukeboom, 1996) en PAV KWIN (Anonymus, 1997)).

Bouwplanaandeel: <sup>2</sup>														regio: <sup>3</sup>				
ca	pa	fa	wt	sb	ui	gz	sl <sup>1</sup>	pr	ab	bp <sup>1</sup>	spk	sk	bl	NZK	CZK	ZWK	NON	ZON
	20		50	20	5	5								153/60				
	33		40	20	3	4								145/56				
25			25	25	12	13								133/53	157/61	150/58		
25			50	20	2	3								149/59	175/68	170/65		
33			40	20	2	3								142/56	169/65	162/62		
		25	50	25														154/56
		50	25	25														150/49
25			25							50						139/51		
25			25									50			185/65			
25			25										50	110/40	123/44			
							50	50										135/42
								50	50									69/25
							70			30								145/50

1 dubbelteelt

2 ca=consumptieaardappelen, pa=pootaardappelen, fa=fabrieksaardappelen, wt=wintertarwe, sb=suikerbieten, gz=graszaad, sl=ijsla, pr=prei, ab=aardbei, bp=bospeen, spk=spruitkool, sk=sluitkool, bl=bloemkool

3 NZK=noordelijke zeeklei, CZK=centrale zeeklei, ZWK=zuidwestelijke zeeklei, NON=noordoostelijk zand, ZON=zuidoostelijk zand

Inmiddels zijn voor honderden bestaande melkveehouderij-, akkerbouw- en vollegrondsgroentebedrijven in het kader van voorhoedeprojecten mineralenbalansen berekend. Daaruit blijkt opnieuw dat er bij akker- en tuinbouwbedrijven zeer grote verschillen bestaan tussen het berekende overschot volgens de huidige MINAS-systematiek en het feitelijke overschot. Deze onderschatting is ten aanzien van N relatief sterk op biologische bedrijven. De feitelijke onttrekking ligt daar circa 25% beneden die van gangbare bedrijven. Bovendien telen deze bedrijven in tegenstelling tot de meeste gangbare bedrijven vlinderbloemigen waarvan de N-bijdrage vooralsnog niet hoeft te worden ingeboekt (Tabel 2.5.2).

Tabel 2.5.2. *Stikstofoverschot (kg N per ha per jaar) volgens MINAS (aanvoer excl. depositie en N-binding door vlinderbloemigen, afvoer een standaardwaarde van 165 kg N per ha), volgens gecorrigeerde MINAS (nl. met werkelijke afvoer), en volgens een volledige balans (aanvoer incl. depositie en N-binding door vlinderbloemigen, werkelijke afvoer, maar exclusief netto mineralisatie) op biologische en (intensief begeleide) geïntegreerde akkerbouwbedrijven.*

Bedrijfsstelsel	Bron	Aantal boekhoudingen	N-overschot		
			MINAS forfaitaire afvoer	MINAS werkelijke afvoer	Volledige balans
Biologisch	Water, 1999	137	-	14	87
	Van Dijk & Wierda, 1998	3	-47	31	- <sup>1</sup>
Geïntegreerd	Schröder <i>et al.</i> , 1996a	114	28	70	117
	Breembroek & Siemes, 1998	17	- <sup>1</sup>	121	159
	Van Dijk & Wierda, 1998	18	41	65	103
	Hassink, 1999	500	62	92	130

<sup>1</sup> N-binding niet geregistreerd

### 2.5.3 Kritiek op het onvolledige beeld dat het MINAS-overschot geeft van de totale milieubelasting, dan wel de bodembelasting

Bij berekening van het MINAS-overschot (en de eventuele heffing die daaruit voortvloeit) mogen de gasvormige verliezen uit stal en mestopslag in mindering gebracht worden op het overschot (voor zover ze op bedrijfsniveau een waarde van 60 kg N voor iedere hectare grasland overschrijden; bekend als de "2 GVE grens"). Deze diergebonden N-correctie is gebaseerd op dieraantallen en de verhouding tussen grasland en bouwland waarbij geen rekening wordt gehouden met het graslandgebruik (dat wil zeggen met mate en duur van beweiding). Als illustratie is de N-correctie voor een melkveebedrijf berekend als functie van veedichtheid en het aandeel bouwland (Tabel 2.5.3). Daaruit blijkt dat ook een bedrijf met minder dan 2 GVE per ha in aanmerking kan komen. Dit komt omdat de N-correctie voor een (op fosfaatexcretie gebaseerde) jongvee-GVE groter is dan voor een melkvee-GVE en de drempelwaarde van 60 kg N per ha alleen op grasland betrekking heeft. De term "2 GVE grens" is daarom verwarrend. Op basis van Reijneveld *et al.* (2000) kan worden berekend dat de N-correctie voor melkveehouderijbedrijven gemiddeld circa 20 kg N per ha bedraagt. Met name op de oostelijke en zuidelijke zandgronden loopt de berekende N-correctie op tot 30-50 kg N per ha.

Tabel 2.5.3. *Diergebonden N-correctie voor melkveebedrijven (Anonymus, 1997 i.e. vóór Oenema *et al.*, 2000).*

Melkkoe/ha	GVE/ha <sup>1</sup>	Bouwlandaandeel (%)		
		0	25	50
1	1.2	0	0	10
1,5	1.8	0	15	30
2	2.4	20	35	50
2,5	3.1	40	55	70
3	3.7	60	75	90

<sup>1</sup> incl. jongvee

Blijkens een recente studie (Oenema *et al.*, 2000), zijn de gasvormige N-verliezen voor melkvee uit mest aanzienlijk minder dan waarvan werd uitgegaan bij vaststelling van de eerdergenoemde N-correctie. Dit betekent dat het N-overschot, resp. de N-belasting van de bodem hoger is dan thans berekend wordt.

- Om vanuit een MINAS-overschot (cq. de verliesnorm) de bodembelasting te berekenen vindt een naar grondgebruik en bodemtype gedifferentieerde correctie plaats voor aanvoerposten die buiten de MINAS-balans en eventuele heffing blijven (depositie, binding door vlinderbloemigen) en voor ammoniakverliezen (ook al zijn die op sommige bedrijven deels al verrekend in de vorm N-correctie) en voor denitrificatieverliezen uit urineplekken. De aldus berekende bodembelasting wordt vervolgens gerelateerd aan een milieukwaliteitsparameter (e.g. Westhoek, 1995; Willems *et al.*, 2000). Genoemde correcties zijn niet, als aangenomen, alleen grondgebruik- en bodemtype-afhankelijk, maar ook afhankelijk van het bedrijfsmanagement en omgeving. Vanwege deze specificiteit zou verplaatsing van deze termen naar MINAS overwogen kunnen worden. Verplaatsing heeft als bijkomstig voordeel dat bij een gewijzigd inzicht in deze termen, een verliesnorm niet zelf bij herhaling gewijzigd hoeft te worden om aan een milieukwaliteitsdoelstelling te voldoen. In de huidige systematiek is dat wel het geval. Immers, als bijvoorbeeld de ammoniakdepositie sterk zou dalen, dan zou de verliesnorm volgens de huidige rationale naar beneden moeten worden bijgesteld. Zo'n besluit, echter, kan voeding geven aan het beeld van een onstandvastig beleid.
- De berekening van de bodembelasting gaat uit van een aanvoer door depositie in 2003 die voor de meeste regio's thans circa 25 kg N per ha meer bedraagt dan aangenomen in bijvoorbeeld Willems *et al.* (2000).
- De berekening van de bodembelasting gaat uit van een standaardwaarde voor biologische N-binding die te hoog is voor sommige, maar aanmerkelijk te laag kan zijn voor specifieke bedrijfstypen (waaronder een groeiend aantal biologische) (grootteorde 0-50 kg N en 0-150 kg N per ha voor, respectievelijk, akkerbouw- en grasveebedrijven).
- De berekening van de bodembelasting gaat uit van een standaardwaarde voor gasvormige verliezen als gevolg van beweiding en mesttoediening; deze verliezen verschillen echter sterk, zowel binnen de onderscheiden categorieën grasland als bouwland, als ook per bedrijf.
- Binnen MINAS wordt op dit moment een hogere verliesnorm toegekend aan grasland dan aan bouwland. De rationale hierachter is dat grasland geassocieerd is met meer niet-bodembelastende sinks (leidend tot een relatief geringere bodembelasting) en dat uit empirisch onderzoek blijkt dat bij grasland een kleiner deel van de bodembelasting daadwerkelijk uitspoelt. Deze effecten wegen op tegen het feit dat het neerslagoverschot bij grasland geringer is dan bij bouwland en eenzelfde vracht dus in minder water wordt opgelost. Overigens is het de vraag of de empirisch vastgestelde geringere uitspoelingsfractie bij grasland eigen is aan het gewas, of verstrengeld is met eigenschappen van de bodems waarop grasland doorgaans geteeld wordt. In dat geval wordt aan gras een eigenschap toegekend die weinig uitstaande heeft met het gewas zelf. Handhaving van het verschil in MINAS-verliesnormen tussen grasland en bouwland (dat wil zeggen handhaving van een systeem waarin de grondslag voor heffingen gevormd wordt door een overschotsberekening vóórdat de grasspecifieke correcties worden toegepast) kan melkveehouders stimuleren om gras in plaats van akkerbouwmatige voedergewassen te telen. Immers, op die manier ontstaat meer plaatsingsruimte voor dierlijke mest. Daarbij zou moeten worden nagegaan of een dergelijke ontwikkeling wenselijk wordt geacht in termen van regionaal waterverbruik en de mogelijkheid om (vanuit ammoniakemissiedoelstellingen bezien) optimale dierrantsoenen samen te stellen.
- De berekening van de bodembelasting maakt geen onderscheid tussen bouwland mét en bouwland zonder wintergewas terwijl (delen van) de praktijk bouwland met wintergewas qua toelaatbare verliesnorm wel beschouwen als grasland. De 'echte' graslandcorrecties zijn daarop echter niet van toepassing. Het voordeel van een verruimde verliesnorm weegt ruimschoots op tegen het nadeel dat de berekende N-correctie een weinig daalt.

Tabel 2.5.4. *Stikstofoverschot (kg N per ha per jaar) op De Marke (1994-97) en op een gangbaar bedrijf op droge zandgrond volgens MINAS (gerealiseerd en toegestaan) en volgens een complete balans Bron: Aarts et al., 1999, 2000.*

		De Marke		Gangbaar	
		MINAS	Volledig	MINAS	Volledig
Aanvoer	Voer, mest	164	164	437	437
	Depositie		49		49
	Overig <sup>1</sup>		13		0
	TOTAAL	164	226	437	486
Afvoer	Melk, vlees	73	73	78	78
	Ammoniak	12-25 <sup>2</sup>		26 <sup>2</sup>	
	TOTAAL	85-98	73	104	78
Overschot	Gerealiseerd	66-79 <sup>3</sup>	153 <sup>4</sup>	333	407
	Toegestaan	104-122 <sup>3</sup>		120	

<sup>1</sup> N-binding door witte klaver en voorraadswijzigingen

<sup>2</sup> volgens diergebonden N-correctie, minimumwaarde bij beoordeling van vanggewas als tijdelijk grasland

<sup>3</sup> maximumwaarde bij beoordeling van vanggewas als tijdelijk grasland

<sup>4</sup> te weten 40 kg N vastlegging, 23 kg ammoniak-N verlies, 87 kg N uitspoeling/denitrificatie per ha

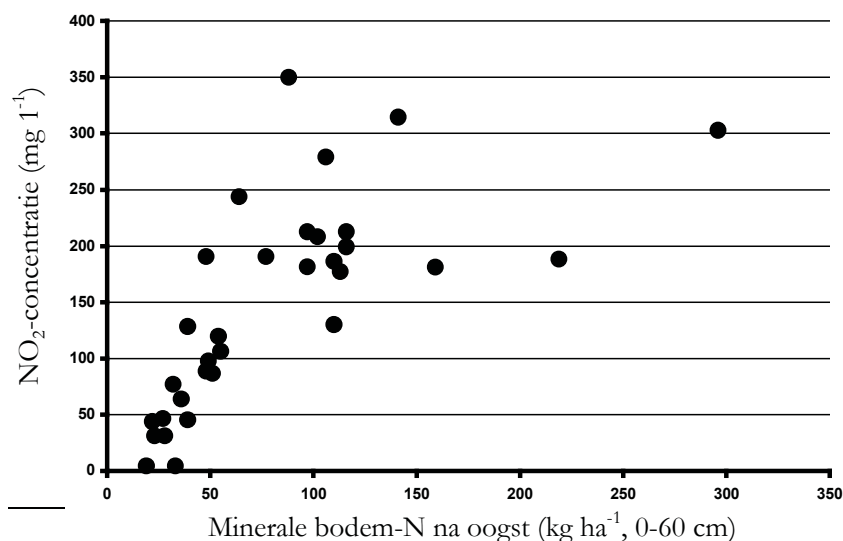
Het integrale effect van hetgeen hiervoor besproken werd, laat zich illustreren aan de hand van een mineralenbalans van De Marke en vergelijkbare graasveebedrijven op zandgrond, (Tabel 2.5.4). Daaruit blijkt dat De Marke, ongeacht de wijze waarop de balans wordt berekend, een aanzienlijk lager overschot realiseert dan gangbare bedrijven op zandgrond. Daarnaast bedraagt het overschot van De Marke circa de helft van het overschot dat in het kader van MINAS in 2003 zal zijn toegestaan. Desalniettemin kost het De Marke de grootste moeite om aan de drinkwaternorm van 50 mg nitraat per liter te voldoen (Aarts et al., 1999, 2000).

#### 2.5.4 Kritiek op het onvolledige beeld dat de berekende bodembelasting geeft van belasting van grond- en oppervlaktewater

- Bij de berekening de bodembelasting (vanuit het MINAS-overschot) wordt uitgegaan van een evenwicht tussen mineralisatie/desorptie enerzijds en accumulatie/vastlegging anderzijds. Op aanzienlijke arealen landbouwgrond (veengrond, fosfaatverzadigde zandgronden) vindt daardoor een onderschatting van de bodembelasting plaats, terwijl op gronden waar zich nog geen evenwicht heeft ingesteld tussen de aanvoer van organische stof (vanuit bijvoorbeeld organische mest of compost) en de afbraak hiervan, in eerste instantie een overschatting van de bodembelasting plaats kan vinden.
- In verband met het laatstgenoemde aspect ontstaat een communicatieprobleem met degenen die wijzen op onderzoeksresultaten waaruit blijkt dat het gebruik van dierlijke mest weliswaar leidt tot hogere overschotten maar dat dit niet onmiddellijk leidt tot een significante verhoging van de (potentiële) uitspoeling (Wijnands & Van Leeuwen-Haagsma, 1997; Geelen, 2000).
- In het voorgaande is aangegeven dat de zeggingskracht van N- en P-overschotten als indicator voor de milieubelasting van grond- en oppervlaktewater groter is naarmate de diverse aan- en afvoerposten correct worden ingeboekt. Zelfs als dit gebeurt, dan nog resteert het probleem dat niet het gehele overschot wateroplosbaar is of wordt, een deel van de wateroplosbare overschot vervluchtigt (ammoniakverlies, denitrificatie) dan wel alsnog kan worden vastgelegd (fysisch, chemisch, biologisch) en de hoeveelheid wateroplosbare N en P in de bodem door mineralisatie en

desorptie kan toenemen. Met name na langdurige overbemesting kan van dit laatste sprake zijn. Daarnaast geeft een N- en P-overschot op bedrijfsniveau geen inzicht waar in het bedrijf de verliezen optreden en waar kansen voor een betere benutting bestaan. Daartoe zou de balans moeten worden opgesplitst voor de diverse onderdelen (schakels en daarbinnen diergroepen, percelen, etc.) (Schröder *et al.*, 1998a; Aarts *et al.*, 1999, 2000).

Een alternatieve indicator voor de belasting van grond- en oppervlaktewater vanuit landbouwpercelen vormt de hoeveelheid in water oplosbare N en P in de bovenste bodemlagen van landbouwpercelen. Geschikte indicatoren om de hoeveelheden te kwantificeren zijn, respectievelijk, de hoeveelheid minerale N (Nmin, kg per ha) en de hoeveelheid wateroplosbare P (Pw, mg per liter grond) en de mate en snelheid waarmee P door de bodem kan worden nageleverd (b.v. fosfaatsorptie-index PSI). Nmin en Pw worden maken deel uit van de adviespraktijk en de daarbij behorende bepalingen; PSI is een bodemchemische parameter die geen deel uitmaakt van reguliere bepalingen. Vanwege praktische overwegingen beperken metingen van genoemde indicatoren zich doorgaans tot de doorwortelde bodemlagen (30 tot 60 cm). In water oplosbare N en P kunnen tijdens neerwaarts transport aan omzettingen onderhevig zijn. Dit vormt dan ook een beperking om deze indicatoren als afgeleid doel te gebruiken voor de belasting van grond- en oppervlaktewater, respectievelijk de milieukwaliteit. Desondanks worden metingen van Nmin na de oogst in zowel Europa als Amerika beschouwd als een indicator voor de uitspoeling (Prins *et al.*, 1988; Goossensen & Meeuwissen, 1990; Neeteson, 1994; Schröder, 1999; Schröder *et al.*, 1998b; Schröder *et al.*, 2000). Oriënterend onderzoek bij maïs op zandgrond (Schröder, 1998) bevestigt het verband tussen minerale bodem-N residuen en de nitraatgehalte van het bovenste grondwater (Figuur 2.5.2).



Figuur 2.5.2. Verband tussen de hoeveelheid minerale bodem-N na de oogst en het nitraatgehalte van het grondwater bij maïsteelt op zandgrond.

Nmin-metingen zijn met veel temporele en ruimtelijke variatie omgeven. Deze ongewisheid heeft tot twijfel geleid over de bruikbaarheid van deze indicator voor management, grondslag en beleidsevaluatie (Van Dijk, 1991; Corré, 1994). Inmiddels heeft het onderzoek een groot aantal bronnen van variatie geïdentificeerd en gekwantificeerd. Daaruit blijkt dat de hoeveelheid Nmin na de oogst op zijn minst mede verband houdt met (over)bemesting (Prins *et al.*, 1988; Schröder *et al.*, 1996c, 1998b). Daarnaast spelen gewaseigenschappen (Prins *et al.*, 1988; Goossensen & Meeuwissen, 1990; Neeteson, 1994), weersomstandigheden (Corré, 1994a) waaronder het neerslagoverschot in de voorafgaande zomer (Schröder *et al.*, 1993; 1996b; Schröder, 1999), de plaats van bemonstering ten opzichte van de voorma-

lige gewasrij (Schröder *et al.*, 2000), het beheer van gewasresten, groenbemesters en vanggewassen (Schröder *et al.*, 1996b) en grondbewerking (Wallgren & Linden, 1994; Stenberg *et al.*, 1999) een rol. In Baden-Württemberg wordt N<sub>min</sub> inmiddels gebruikt als grondslag voor heffingen en in Vlaanderen wordt het gebruik ervan overwogen. In Nederland wordt geëxperimenteerd met het gebruik van (een *berekende*) N<sub>min</sub> bij grasland in de vorm van de Nitraat Uitspoelings Reductie Planner (Vellinga *et al.*, 1999). In het kader van het onlangs goedgekeurde project Sturen op Nitraat zal een vergelijking worden gemaakt van diverse indicatoren voor de N-bodembelasting.

In vergelijking tot N varieert de hoeveelheid in water oplosbaar P in de bodem veel minder in de tijd. Uit een recente literatuurstudie van Chardon & Van Faassen (1999) blijkt de hoeveelheid wateroplosbare P in de bodem zelfs een betere indicator voor uitspoeling dan het P-gehalte in bodemvocht, het P-totaal gehalte of de P-verzadigingsgraad.

### 2.5.5 Conclusies

- De gehanteerde relaties tussen de mineralenaanvoer en -afvoer op een bedrijf, het (berekende) MINAS-overschot, de (berekende) bodembelasting en de daaruit resulterende belasting van grond- en oppervlaktewater zijn complex, niet steeds in overeenstemming met de feiten, en niet steeds transparant gecommuniceerd.

### 2.5.6 Resterende onderzoeksvragen

Er resteren nog de volgende onderzoeksvragen:

- nadere toetsing en communicatie van de diverse aannames bij de berekening van het MINAS-overschot en de daaraan gerelateerde belasting van de bodem, het grondwater en het oppervlaktewater,
- vanuit de adagia 'eerst rekenen, dan middelen' en 'simpel houden waar dan kan (en moet), verfijnen waar dat moet (en kan)' kan de positionering van sommige termen bij de berekening van overschot en bodembelasting mogelijk heroverwogen worden,
- onderzoek naar aanvullende indicatoren die de zeggingskracht van het MINAS-overschot voor de milieubelasting kunnen vergroten.

## Literatuur

- Aarts, H.F.M., B. Habekotté, G.J. Hilhorst, G.J. Koskamp, F.C. van der Schans & C.K. de Vries, 1999. Efficient resource management in dairy farming on sandy soil. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 47: 153-167.
- Aarts, H.F.M., B. Habekotté & H. van Keulen, 2000. Nitrogen management in the De Marke dairy farming system. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 56: 231-240.
- Anonymus, 1997. MINAS Melkveehouderij. Brochure LNV-Bureau Heffingen. Projectgroep Communicatie Mest- en Ammoniakbeleid, Ede, 4 pp.
- Anonymus, 1998. Kwantitatieve Informatie Akkerbouw 1997-1998. PAV, Lelystad.
- Beukeboom, J.A., 1996. Kiezen uit gehalten. Informatie- en Kennis Centrum Landbouw, Ede, 22 pp.
- Breembroek, J. & Siemes, 1998. Deelrapportage resultaten 1997. Analyse mineralenbalansen, Project Praktijkcijfers, Arnhem.
- Chardon, W. & R. van Faassen, 1999. Soil indicators for critical source areas of phosphorus leaching. Rapport 22, Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, Wageningen, 38 pp.



- Corré, W.J., 1994.  
Bepaling van de hoeveelheid minerale stikstof in de bodem in het najaar als instrument voor het te voeren stikstofbeleid. Rapport 21, AB-DLO, Wageningen, 39 pp.
- Geelen, P., 2000.  
Beperking gebruik dierlijke mest leidt op lössgrond tot hogere kosten maar niet tot minder uitspoeling. PAV Bulletin Akkerbouw, PAV, Lelystad (in druk).
- Goossensen, F.R. & P.C. Meeuwissen, 1990.  
Recommendations of the Nitrogen Committee (In Dutch). DLO, Wageningen, 93 pp.
- Hassink, J., 1999.  
Milieuprestaties van de Nederlandse akkerbouw. Nota 167, AB, Wageningen.
- Neeteson, J.J., 1994.  
Residual soil nitrate after application of nitrogen fertilizers to crops. In: D.C. Adriano, A.K. Iskandar & I.P. Murarka (Eds.), Contamination of groundwaters. Advances in Environmental Science, Science Reviews, Northwood, United Kingdom, pp. 347-365.
- Oenema, O. *et al.*, 2000.  
Commissie Gasvormige Verliezen, Alterra, Wageningen (in druk).
- Oenema, O. & T. van Dijk, 1995.  
Fosfaatverliezen en fosfaatoverschotten in de Nederlandse landbouw. Rapport van de technische projectgroep 'P-desk-studie'. Min. LNV, VROM, V&W, Landbouwschap, Centrale Landbouworganisaties, 102 pp.
- Prins, W.H., K. Dilz & J.J. Neeteson (1988)  
Current recommendations for nitrogen fertilisation within the E.E.C. in relation to nitrate leaching. Proceedings 276 of the Fertiliser Society, 27 pp.
- Reijneveld, J.A., B. Habekotté, H.F.M. Aarts & J. Oenema, 2000.  
Typical Dutch: zicht op verscheidenheid binnen de Nederlandse melkveehouderij. Rapport 9, Plant Research International, Wageningen, 103 pp.
- Schröder J.J., 1998.  
Towards improved nitrogen management in silage maize production on sandy soils. Proefschrift Landbouwniversiteit Wageningen, 223 pp.
- Schröder J.J., 1999.  
Effect of split applications of cattle slurry and mineral fertilizer N on the yield of silage maize in a slurry-based cropping system. Nutrient Cycling in Agroecosystems 53: 209-218.
- Schröder, J.J., 2000.  
KOEIN 1.0: stroomdiagram en balans voor stikstof op melkveehouderijbedrijven -rekenblad ontwikkeld in het kader van het derogatieverzoek van EU-nitraatrichtlijn-Nota Plant Research International, Wageningen (in druk).
- Schröder, J.J. & H.G. van der Meer, 2000.  
Verhoogt een gewijzigde mestsamenstelling de N-benutting door gewassen en de N-benutting op bedrijfsniveau?. Nota t.b.v. WUR mestoverleg, Plant Research International, Wageningen, 7 pp.
- Schröder, J.J., L. ten Holte, H. van Keulen & J.H.A.M. Steenvoorden, 1993.  
Effects of nitrification inhibitors and time and rate of slurry and fertilizer N application on silage maize yield and losses to the environment. Fertilizer Research 34: 267-277.
- Schröder, J.J., J. Groenwold & T. Zaharieva, 1996a.  
Soil mineral nitrogen availability to young maize plants as related to root length density distribution and fertilizer application method. Netherlands Journal of Agricultural Science 44: 209-225.
- Schröder, J.J., W. van Dijk & W.J.M. de Groot, 1996b.  
Nitrogen fluxes in maize cropping systems as affected by cover crops. Netherlands Journal of Agricultural Science 44: 293-315.
- Schröder, J.J., P. van Asperen, G.J.M. van Dongen & F.G. Wijnands, 1996c.  
Nutrient surpluses on integrated arable farms. European Journal of Agronomy 5: 181-191.
- Schröder, J.J., O. Oenema & S. Pietrzak, 1998a.  
Nitrogen cycling and nitrogen surpluses in mixed farming systems: what are the determinants? In:

- H. van Keulen, E.A. Lantinga & H.H. van Laar (Eds.), Mixed farming systems in Europe. APMinderhoudhoeve reeks nr 2, pp. 121-128.
- Schröder, J.J., J.J. Neeteson, J.C.M. Withagen & I.G.A.M. Noij, 1998b.  
Effects of N application on agronomic and environmental parameters in silage maize production on sandy soils. *Field Crops Research* 58: 55-67.
- Schröder, J.J., J.J. Neeteson, O. Oenema & P.C. Struik, 2000.  
Does the crop or the soil indicate how to save nitrogen in maize production? Reviewing the state of the art. *Field Crops Research* 62: 151-164.
- Stenberg, M., H. Aronsson, B. Linden, T. Rydberg & A. Gustafson, 1999.  
Soil mineral nitrogen and nitrate leaching losses in soil tillage systems combined with a catch crop. *Soil and Tillage Research* 50: 115-125.
- Van Dijk, T.A., 1991.  
Naar geïntegreerde bemesting op bedrijfsniveau. NMI, Wageningen, 60 pp.
- Van Dijk, T.A. & C. Wierda, 1998.  
Mineralen op scherp: resultaten akkerbouw, vollegrondsgroenten en boomkwekerij. *Meststoffen* 97/98: 29-39.
- Van Dijk, W. & J.R. van der Schoot, 1999.  
Mineralenbeleid 2003: waar liggen de knelpunten. In: Dekker, P.H.M. (Ed.), *Naar maatwerk in bemesting*. Themaboekje 22, PAV, Lelystad, pp. 7-20.
- Van Eck, G., 1994.  
Stikstofverliezen en stikstofoverschotten in de Nederlandse landbouw. Projectverliesnormen, deel-rapport 3. Rapport van de technische projectgroep 'N-desk-studie', 115 pp.
- Vellinga, Th.V., M. Mooij & A.H.J. van der Putten, 1997.  
Richtlijnen voor bemesting en graslandgebruik ter beperking van nitraatuitspoeling op zandgrond. (Nitraat Reductie Planner). *Plant Research International-rapport* 166, Lelystad.
- Wallgren, B. & B. Linden, 1994.  
Effects of catch crops and ploughing times on soil mineral nitrogen. *Swedish Journal of Agricultural Research* 24, 67-75.
- Water, K., 1999.  
Eindverslag 1999. Project Introductie Mineralenboekhouding voor Biologische Landbouwbedrijven. DLV, Zwaagdijk, 26 pp.
- Westhoek, H., 1995.  
Verkenning van de milieueffecten van verschillende stikstof- en fosfaatverliezen. *Quick scan milieueffecten*. IKC-L, Ede, 44 pp.
- Wijnands, F.G. & W. Van Leeuwen-Haagsma, 1997.  
Vergelijking drijfmest-kunstmest. *PAV Bulletin Akkerbouw* september 1997, PAV, Lelystad, 24-28.
- Willems, W.J., Th. V. Vellinga, O. Oenema, J.J. Schröder, H.G. van der Meer, B. Fraters & H.F.M. Aarts, 2000.  
Onderbouwing van het Nederlandse derogatieverzoek in het kader van de Europese Nitraatrichtlijn. Rapport 718201002, RIVM, Bilthoven, 102 pp.

## 2.6 Modelinstrumentarium voor doorrekenen van effecten mestbeleid

P. Groenendijk, J. Willems & R. Schils

### 2.6.1 Inleiding

De behoefte om de ex-ante evaluatie van beleidsopties te ondersteunen met rekenmethoden en modelinstrumenten heeft de afgelopen jaren geleid tot samenwerkingsvormen tussen verschillende onderzoeksinstituten, mede omdat in de N- en P-desk-studies (1995) was aangegeven dat integratie in de modellering van landbouwkundige, milieukundige en sociaal-economische effecten tot stand moest