

4. Confrontatie van beoogde verliesnormen met milieukwaliteitsdoelstellingen

J.J. Schröder, W.J. Corré, O. Oenema, O. Schoumans, M. Smits, F. Verstraten,

J. Willems, P. Boers, R. Schils & P.H.M. Dekker

4.1 Bandbreedtes van de relatie tussen N-verliesnorm en N-concentratie van water

In het verleden zijn beperkte analyses uitgevoerd om een schatting te kunnen maken van de te verwachten boven- en ondergrens van de N-concentratie van het grondwater en het oppervlaktewater bij verschillende N-verliesnormen. Daarbij is vanuit verliesnormen, middels grondgebruikspecifieke correcties voor aanvullende N-bronnen en niet-bodembelastende N-sinks, een N-bodembelasting berekend.

De voor het grondwater gevolgde werkwijze is beschreven in Bresser *et al.* (1999) en in Willems *et al.* (2000). Op basis van veldmetingen blijkt maar een deel van het mineralenoverschot op bedrijfsniveau, en de daaruit te berekenen bodembelasting, in het bovenste grondwater te worden aangetoond. In genoemde referenties wordt deze zogenaamde uitspoelingsfractie grondsoort- en grondgebruikspecifiek gevarieerd. Vervolgens wordt grondsoortspecifiek gedifferentieerd voor denitrificatie (zgn. Gt-correcties). In combinatie met een range voor het neerslagoverschot volgt hieruit een bandbreedte voor de nitraatconcentratie in het grondwater. De berekening van boven- en ondergrenzen heeft geen betrekking gehad op de correctietermen ter berekening van de omrekening van de verliesnorm naar de bodembelasting, hoewel ook die termen met onzekerheden omgeven zijn. Wel wordt een onderscheid gemaakt tussen grasland en bouwland en diverse grondsoort x Gt-combinaties.

De voor het oppervlaktewater gevolgde werkwijze is beschreven in Van Eck (1995) en in Westhoek (1995). Vanuit een empirisch vastgestelde relatie wordt een deel van de N-bodembelasting geacht zich naar het oppervlaktewater te verplaatsen. Deze vracht denitrificeert deels in de slootwand ('concentratie in de sloot'), deels in de sloot op weg naar de boezem ('concentratie na de sloot'). De netto-vracht die hieruit resulteert wordt in meer of oppervlakteweraanvulling opgelost, op basis waarvan een concentratie kan worden berekend. In de toenmalige N-desk-studie is ook een variant opgenomen waarbij vrijwel geen denitrificatie in de slootwand optreedt. Deze variant staat model voor situaties waarin de bodembelasting snel, via bijvoorbeeld drains, wordt afgevoerd. De N-verplaatsingsfractie, de denitrificatiefactoren en de oppervlakteweraanvulling worden in het kader van de berekening van boven- en ondergrenzen, grondsoortspecifiek gevarieerd. Hieruit volgt een bandbreedte voor de N-totaalconcentratie van het oppervlaktewater. De analyse van boven- en ondergrenzen heeft geen betrekking gehad op de correctietermen ter berekening van de omrekening van de verliesnorm naar de bodembelasting (m.u.v. twee varianten voor de denitrificatieverliezen uit urineplekken op grasland en ammoniakverlies uit stal en opslag). Er wordt een onderscheid gemaakt tussen grasland en bouwland, en tussen drogere zandgronden ($40 < \text{GHG} < 80$), natte zandgronden ($\text{GHG} < 40$) en klei- of veengronden.

Op basis van de nieuwe inzichten is in het onderhavige rapport opnieuw een berekening van de boven- en ondergrenzen verricht. Op basis hiervan zijn Monte-Carlo simulaties uitgevoerd waarbij voor elk van de betrokken factoren willekeurige trekkingen zijn verricht uit de range van minimum- en maximumwaarden (bij veronderstelde normale verdeling). De elders in deze paragraaf gepresenteerde bandbreedtes weerspiegelen de gemiddelde uitkomst (te weten op basis van vijfhonderd trekkingen) van deze simulaties \pm tweemaal de standaarddeviatie. Deze simulaties doen recht aan het feit dat in de werkelijkheid nooit alle factoren tegelijkertijd in een negatieve dan wel positieve richting uitwerken. Ander-

zijds gaat de berekening voorbij aan verstrengelingen die in werkelijkheid kunnen optreden. Het kan daarbij gaan om koppelingen van factoren die tegelijkertijd in een (on)gunstige richting werken (veedichtheid, bouwlandaandeel, (berekende) ammoniakverliezen uit stal, uit mestopslag en uit weide, depositie, grootte van N-afvoer, denitrificatiecapaciteit) of negatieve terugkoppelingen (weinig stal-emissie gaat gepaard met veel weide-emissie). Volledig recht doen aan deze verstrengelingen valt buiten het bestek van deze Actualiseringstudie.

In tegenstelling tot eerdere analyses is thans vanuit twee richtingen gerekend: wat is het traject van N-concentraties vertrekkend vanuit de voorgestelde verliesnormen voor 2003 en wat is het traject van N-verliesnormen vertrekkend vanuit de N-concentratiedoelstellingen. Ook is de berekening uitgebreid met varianten (boven- en ondergrens) van de correctietermen om vanuit de verliesnorm de N-bodembelasting te berekenen (en vice versa). Naast bestaande correctietermen (depositie, N-binding door vlinderbloemigen, denitrificatieverliezen in urineplekken, ammoniakverlies bij weiden en toedienen) is een drietal termen toegevoegd: een correctieterm voor eventuele dubbelstellingen van ammoniakverliezen uit stal en opslag voor bedrijven die in aanmerking komen, de zogenaamde diergebonden N-correctie, een correctieterm voor de vooralsnog optredende overschatting van de afvoer in akkerbouwgewassen, en een correctieterm voor tijdelijke ophoping in beweide grasland (of andere oorzaken van het N-gat, als vastgesteld door Oenema *et al.* (1999)). Bij laatstgenoemde term dient te worden aangetekend dat deze niet-bodembelastende sink alleen dan een blijvend karakter heeft, als inderdaad sprake is van andere oorzaken dan vastlegging. Immers als wel sprake is van vastlegging dan zal de vastgelegde N vroeg of laat (bij wisselbouw bijvoorbeeld in de bouwlandfase) weer vrijkomen en moeten worden ingeboekt als een extra N-bron. De uitgangspunten en referenties voor de diverse correcties zijn vermeld in Bijlage I en Bijlage II.

Omwille van de eenvoud zijn de correctietermen voor ammoniakverlies uit stal en opslag alleen toegepast op de berekeningen voor grasland. Verdere berekeningen gaan uit van situaties waarin sprake is van óf grasland, óf bouwland en wel bij een specifieke bodemtype x Gt combinatie. In de praktijk, echter, wordt de realisatie van milieukwaliteitsdoelstellingen op de schaal van bedrijven of gebieden vastgesteld, alwaar altijd sprake zal zijn van een gewogen gemiddeld effect van diverse grondgebruik x bodemtype x Gt combinaties.

In Tabel 4.1 wordt allereerst de systematiek geïllustreerd om vanuit een verliesnorm naar een bodembelasting te rekenen, waarbij tevens een vergelijking wordt gemaakt tussen Westhoek (1995), Bresser *et al.* (1999) en de omrekening op basis van het onderhavige rapport. De tabel beperkt zich tot grasland voor niet-droge gronden (de overige situaties zijn beschreven in Bijlage II).

Uit de tabel blijkt de schatting van de bodembelasting (gemiddeld over min en max) in het onderhavige rapport sterk overeenkomt met die van Westhoek (1995) en een weinig hoger is dan die in Bresser *et al.* (1999). Voorts blijkt dat de minimum- en maximum-varianten in het onderhavige rapport sterker uiteenlopen dan die in Westhoek (1995). De grootte-orde van de variatie in zowel Westhoek (1995) als in het onderhavige rapport, rechtvaardigt om de effecten van onzekerheid naar dit deel van de berekeningen uit te breiden en deze analyse niet te beperken tot uitspoelingsfracties en neerslagoverschotten (bij grondwater) of verplaatsingsfracties, denitrificatiefactoren en oppervlaktewateraanvulling (bij oppervlaktewater). Overigens zij opgemerkt dat in dit stadium in geen van de berekeningen rekening is gehouden met biologische systemen. Het specifieke karakter van deze sector (veelal vaste mest, meer vlinderbloemigen, minder hoge N-afvoer) vereist vermoedelijk andere correcties. Vanwege de vooralsnog zeer bescheiden omvang van deze sector lijkt deze vereenvoudiging gerechtvaardigd.

Tabel 4.1. Termen en eventuele onder (min)- en bovengrenzen (max) ter berekening van N-bodembelasting vanuit N-verliesnorm (kg N/ha) voor grasland op niet-droge gronden.

Bron:	Westhoek, 1995		Bresser <i>et al.</i> , 1999		
	min	max	-	min	max
Verliesnorm voor N-correctie	180	180	180	180	246
N-correctie (stal en opslag)	-0	-0	-0	-0	-66
Verliesnorm na N-correctie	180	180	180	180	180
Denitrificatie uit urineplekken	-30	-15	-25	-16	-4
NH ₃ -N verlies uit stal en opslag	-30	-20	-	-51	-24
NH ₃ -N verlies uit weide en toediening	-8	-8	0	-29	-18
NH ₃ -N verl. uit stal, opslag, weide, toediening	-	-	-45 ¹	-	-
Correctie voor dubbel telling NH ₃ -N verlies ²	-	-	+0	+0	+66
N-binding vlinderbloemigen	+0	+0	+8	+0	+20
NH ₃ -N-depositie	+45	+45	+40 ³	+30	+50
N-gat in balans van in beweid grasland ⁴	-	-	-0	-50	-0
Correctie voor vooralsnog te hoge N-afvoer ⁵	-	-	+0	+0	+0
N-bodembelasting	157	182	158 ⁶	64	270
<i>Idem, gemiddeld over min en max</i>	<i>170</i>	<i>170</i>	<i>158⁶</i>	<i>167</i>	<i>167</i>

¹ in Willems *et al.* (2000) -35 kg N per ha

² in MINAS mag op sommige bedrijven een N-correctie worden toegepast voorafgaand aan berekening van het N-overschot; de toegepaste aanpassing van het overschot voor NH₃-N verliezen na berekening van het overschot (te weten ter bepaling van de bodembelasting), zou dan tot een onterechte dubbele aftrek van NH₃-N verliezen leiden

³ in Willems *et al.* (2000) +25 kg N per ha

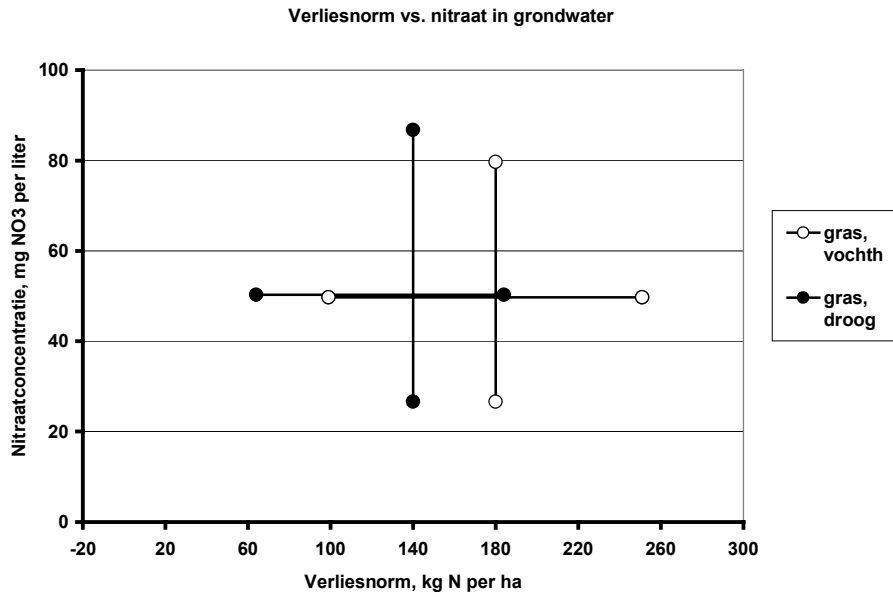
⁴ Oenema *et al.* (1999)

⁵ alleen van toepassing op akker- en tuinbouwbedrijven

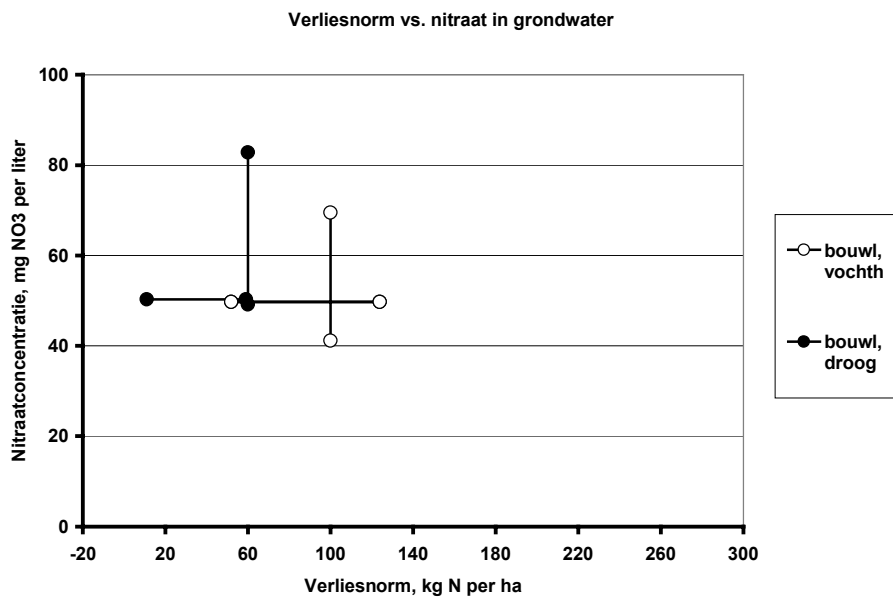
⁶ in Willems *et al.* (2000) 153 kg N per ha

In het vervolg van dit hoofdstuk worden de resultaten van de analyse besproken. Bijlagen I, II en III vormden het uitgangspunt en geven referenties hiervoor. Daarbij zijn de boven- en ondergrenzen voor uitspoelingsfracties en neerslagoverschotten (bij grondwater), en voor verplaatsingsfracties, denitrificatiefactoren en oppervlaktewateraanvulling (bij oppervlaktewater), identiek aan hetgeen is aangenomen door, respectievelijk, Bresser *et al.* (1999) en Westhoek (1995) (Bijlage III). Daarbij moet wel bedacht worden dat N-uitspoelings- en N-verplaatsingsfracties mogelijk gebaseerd zijn op regressieanalyses waarbij de bodembelasting op een andere wijze is berekend dan in het onderhavige rapport. Strikt genomen kan dat een oneigenlijke bron van variatie zijn. Ook moet worden opgemerkt dat denitrificatiefactoren in het kader van deze simulatie binnen een grondsoort constant gehouden zijn. In toekomstige verkenningen zou ook deze factor van zijn variatie moeten worden voorzien.

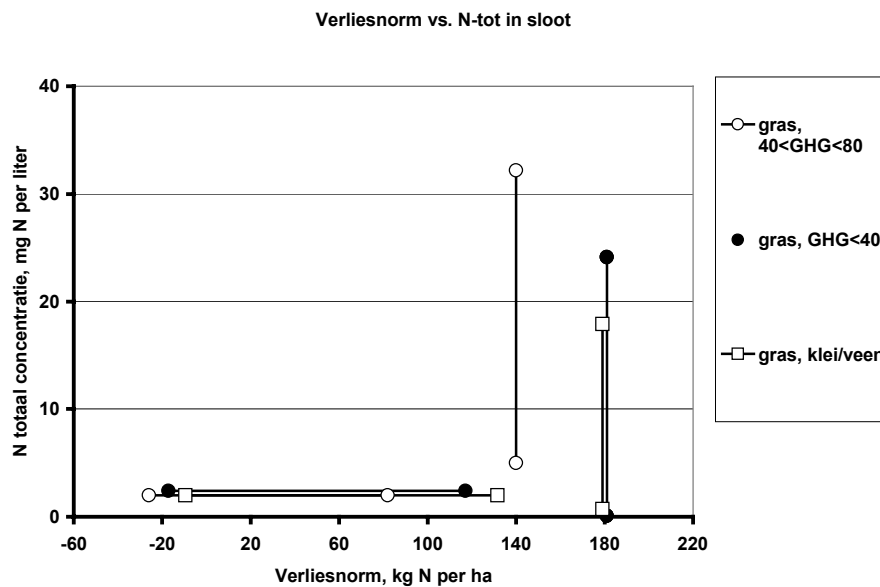
De resultaten van eerdergenoemde Monte-Carlo simulaties zijn weergegeven in de Figuren 4.1 tot en met 4.6. Elk van deze figuren bevat per grondsoort steeds twee haakse ranges: de bandbreedte van de N-concentratie vanuit de N-verliesnorm vertrekkend, en de bandbreedte van de N-verliesnorm vanuit de N-concentratie vertrekkend. Hierbij zij nog wel het volgende met nadruk opgemerkt. De aldus berekende verliesnorm illustreert tussen welke grenzen de verliesnorm zou moeten of kunnen liggen om aan een N-concentratiedoelstelling te voldoen *onder handhaving van de bestaande MINAS-systematiek*. Echter, een andere wellicht helderder weg om aan N-concentratiedoelstellingen te voldoen is wijziging van de MINAS-systematiek *onder handhaving van de bestaande verliesnormen* (zie ook paragraaf 2.5).



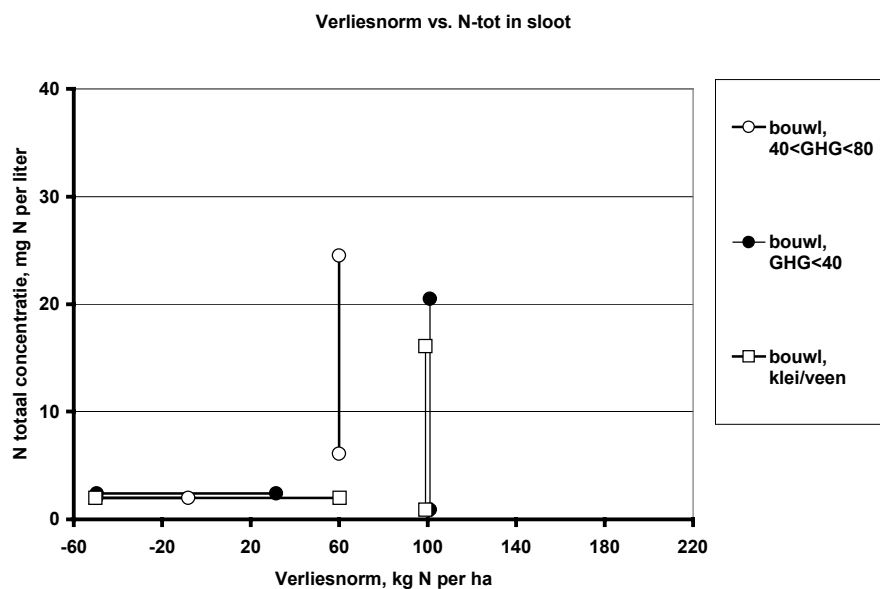
Figuur 4.1. Bandbreedte van de verliesnorm voor grasland behorende bij de grondwaterdoelstelling van 50 mg nitraat per liter (horizontale lijn) en bandbreedte van de nitraatconcentratie in grondwater onder grasland behorende bij de voorgestelde verliesnormen voor diverse grondsoorten (verticale lijn) (lijnen komen overeen met 90% betrouwbaarheidsinterval van 500 Monte-Carlo simulaties).



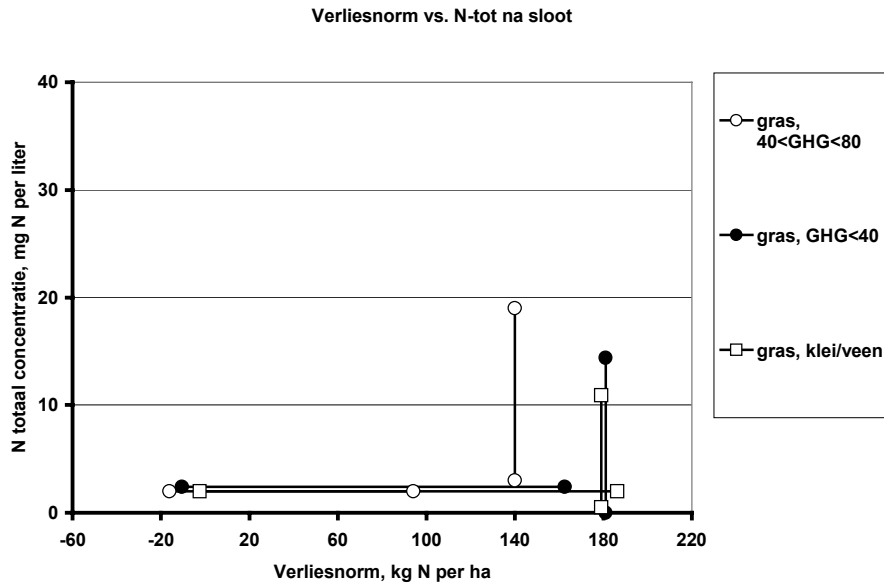
Figuur 4.2. Bandbreedte van de verliesnorm voor bouwland behorende bij de grondwaterdoelstelling van 50 mg nitraat per liter (horizontale lijn) en bandbreedte van de nitraatconcentratie in grondwater onder bouwland behorende bij de voorgestelde verliesnormen voor diverse grondsoorten (verticale lijn) (lijnen komen overeen met 90% betrouwbaarheidsinterval van 500 Monte-Carlo simulaties).



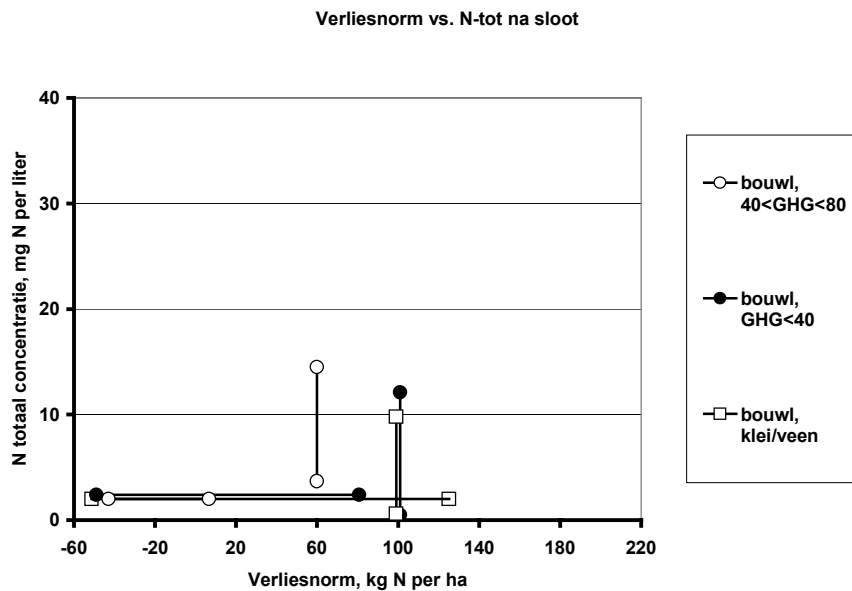
Figuur 4.3. Bandbreedte van de verliesnorm voor grasland behorende bij een oppervlaktewaterdoelstelling ('in de sloot naast perceel') van 2,2 mg N-totaal per liter water (horizontale lijn) en bandbreedte van de N-totaalconcentratie in het oppervlaktewater ('in de sloot naast perceel') behorende bij de voorgestelde verliesnormen voor diverse grondsoorten (verticale lijn) (lijnen komen overeen met 90% betrouwbaarheidsinterval van 500 Monte-Carlo simulaties).



Figuur 4.4. Bandbreedte van de verliesnorm voor bouwland behorende bij een oppervlaktewaterdoelstelling ('in de sloot naast perceel') van 2,2 mg N-totaal per liter water (horizontale lijn) en bandbreedte van de N-totaalconcentratie in het oppervlaktewater ('in de sloot naast perceel') behorende bij de voorgestelde verliesnormen voor diverse grondsoorten (verticale lijn) (lijnen komen overeen met 90% betrouwbaarheidsinterval van 500 Monte-Carlo simulaties).



Figuur 4.5. Bandbreedte van de verliesnorm voor grasland behorende bij een oppervlaktewaterdoelstelling ('in boezem na de sloot') van 2,2 mg N-totaal per liter water (horizontale lijn) en bandbreedte van de N-totaalconcentratie in het oppervlaktewater ('in boezem na de sloot') behorende bij de voorgestelde verliesnormen voor diverse grondsoorten (verticale lijn) (lijnen komen overeen met 90% betrouwbaarheidsinterval van 500 Monte-Carlo simulaties).



Figuur 4.6. Bandbreedte van de verliesnorm voor bouwland behorende bij een oppervlaktewaterdoelstelling ('in boezem na de sloot') van 2,2 mg N-totaal per liter water (horizontale lijn) en bandbreedte van de N-totaalconcentratie in het oppervlaktewater ('in boezem na de sloot') behorende bij de voorgestelde verliesnormen voor diverse grondsoorten (verticale lijn) (lijnen komen overeen met 90% betrouwbaarheidsinterval van 500 Monte-Carlo simulaties).

Uit Figuur 4.1 blijkt dat een verliesnorm van 180 kg N per ha (grasland op niet-droge zandgrond), bij de gegeven uitgangspunten, een nitraatconcentratie in het grondwater tussen 27 en 80 (dat wil zeggen 90% betrouwbaarheidsinterval van 500 trekkingen) mg per liter (gemiddeld 53 mg per liter) realiseert. Een verliesnorm van 140 kg N per ha (grasland op droge zandgrond) gaat samen met een nitraatconcentratie in het grondwater tussen 27 en 87 mg per liter (gemiddeld 57 mg per liter). Omgekeerd blijkt (*althans bij een ongewijzigde berekeningsystematiek van MINAS; zie ook paragraaf 2.5*) voor realisatie van een nitraatconcentratie van 50 mg per liter voor niet-droge zandgrond een verliesnorm tussen 99 en 251 (gemiddeld 175) kg N per ha, en voor droge zandgrond tussen 64 en 184 (gemiddeld 124) kg N per ha nodig. Samenvattend, bij de gegeven uitgangspunten kruisen het (horizontale) verliesnormtraject en het (verticale) concentratietraject elkaar ongeveer in het midden. Er bestaat echter een grote bandbreedte die zowel door onzekerheden ten aanzien van de bodembelasting als door onzekerheden ten aanzien van de uiteindelijke grondwaterbelasting veroorzaakt wordt. Bij droge zandgrond bestaat een iets grotere kans dat de concentratiedoelstelling bij de gegeven verliesnorm niet gehaald wordt dan bij niet-droge zandgrond. Hierbij zij nog opgemerkt dat binnen grondsoorten (Gt) denitrificatie-correctiefactoren niet van variatie voorzien zijn, terwijl ze hiermee vanzelfsprekend wel behept zijn.

Uit Figuur 4.2 blijkt dat een verliesnorm van 100 kg N per ha (bouwland op niet-droge zandgrond), bij de gegeven uitgangspunten, een nitraatconcentratie in het grondwater tussen 41 en 70 mg per liter (gemiddeld 55 mg per liter) realiseert. Een verliesnorm van 60 kg N per ha (bouwland, droge zandgrond) gaat samen met een nitraatconcentratie in het grondwater tussen 49 en 83 mg per liter (gemiddeld 66 mg per liter). Omgekeerd blijkt (*althans bij een ongewijzigde berekeningsystematiek van MINAS; zie ook paragraaf 2.5*) voor realisatie van een nitraatconcentratie van 50 mg per liter voor niet-droge zandgrond een verliesnorm tussen 52 en 124 (gemiddeld 88) kg N per ha, en voor droge zandgrond tussen 11 en 59 (gemiddeld 35) kg N per ha nodig. Samenvattend, bij de gegeven uitgangspunten kruisen het verliesnormtraject en het concentratietraject elkaar alleen bij niet-droge zandgronden ongeveer in het midden. Meer nog dan bij grasland op droge zandgrond bestaat de kans dat de concentratiedoelstelling voor grondwater bij bouwland op droge zandgrond niet gehaald wordt bij de gegeven verliesnorm. Trajecten zijn echter behept met een grote bandbreedte die zowel door onzekerheden ten aanzien van de bodembelasting als door onzekerheden ten aanzien van de uiteindelijke grondwaterbelasting veroorzaakt wordt. Overigens sluit het voorgaande wel goed aan bij ervaringen op De Marke (55% grasland, 45% bouwland) waar slechts met moeite aan de nitraatdoelstelling wordt voldaan, ondanks het feit dat de N-verliezen aanmerkelijk geringer zijn dan toegestaan in het kader van MINAS. Toekomstige monitoringstudies moeten duidelijk maken of de gehanteerde uitgangspunten nader onderzoek behoeven.

Uit de Figuren 4.3 tot en met 4.6 blijkt dat de kans klein is dat concentratiedoelstelling voor oppervlaktewater bij gegeven N-verliesnormen gerealiseerd wordt. De bandbreedte van zowel het verliesnormtraject als het concentratietraject worden hier minder sterk door onzekerheden met betrekking tot de bodembelasting dan door de zeer grote onzekerheden met betrekking tot de oppervlaktewaterbelasting (verplaatsingsfractie en oppervlaktewatervoeding) bepaald. Tabel 4.2 illustreert de spreiding rond gemiddelden. Hierbij zij nog opgemerkt dat binnen grondsoorten (GHG-classes) denitrificatie-correctiefactoren niet van variatie voorzien zijn, terwijl ze hiermee vanzelfsprekend wel behept zijn.

Tabel 4.2. Gemiddelde N-concentratie (mg N-totaal per liter) in oppervlaktewater en de spreiding ($2 \times$ standaarddeviatie) rond deze waarde als berekend in 500 trekkingen in Monte-Carlo simulatie.

Grondsoort	Geldigheidsgebied	Grondgebruik	
		Bouwland	Grasland
Zand, 40<GHG<80	in de sloot	15 \pm 10	19 \pm 14
Zand, GHG<40		11 \pm 10	12 \pm 12
Klei en veen		9 \pm 8	9 \pm 8
Zand, 40<GHG<80	na de sloot in boezem	9 \pm 5	11 \pm 8
Zand, GHG<40		6 \pm 6	7 \pm 7
Klei en veen		5 \pm 5	6 \pm 6

4.2 Fosfaat

De confrontatie tussen de landbouwkundig onvermijdbare en de milieukundig wenselijke fosfaatverliezen is uitgebreid besproken in de paragrafen 2.3.1 tot en met 2.3.3. Werd het landbouwkundig onvermijdbare verlies aanvankelijk op circa 50 kg P₂O₅ per ha per jaar geschat (Oenema & Van Dijk, 1995), thans overweegt het standpunt dat voor handhaving van de toestand 'voldoende' de bovengrens in de regel bijgesteld kan worden tot een overschot van 20 kg P₂O₅ per ha per jaar. Een belangrijk deel van dit overschot lijkt nodig te zijn om de vooralsnog voortgaande, biologische en chemische vastlegging van fosfaat in de bouwvoor te compenseren. Het kwantificeren van de grootte van de fosfaatvastlegging is vooralsnog niet goed mogelijk, zo blijkt uit nieuwe veldmetingen, omdat met name de veranderingen van de fosfaatpools in de bodem vooralsnog te gering zijn. Het restant van het fosfaatoverschot is nodig om de fosfaatuspoeling vanuit de bouwvoor te compenseren. Onderzoek geeft aan dat deze uitspoeling, op gronden met een toestand voldoende, niet meer dan 6 kg P₂O₅ per ha per jaar bedraagt (Pw variërend van 21 tot 30). Een dergelijke uitspoeling uit de bouwvoor kan, maar hoeft niet per se, tot een onmiddellijk belasting van het milieu te leiden. Om aan milieukwaliteitsdoelstellingen voor het oppervlaktewater te kunnen voldoen mag jaarlijks niet meer dan 1 kg P₂O₅ per ha in grond- en oppervlaktewater terechtkomen (gebaseerd op een netto neerslagoverschot van 300 mm/jaar en een totaal-P concentratie van 0,15 mg/l P). Of de uitspoeling uit de bouwvoor (6 kg P₂O₅ per ha) en belasting van het milieu (<1 kg P₂O₅ per ha) reeds op korte termijn conflicteren, hangt sterk af van de wijze waarop de ontwatering van het perceel plaatsvindt. Bij ondiep ontwaterde gronden is de kans hierop reeds op dit moment reëel. Aandacht hiervoor is dringend gewenst, mede vanwege het feit dat de gevolgen van eutrofiëring bijzonder lastig terug te draaien zijn (hysterese). Bij diep ontwaterde gronden ontstaat pas op termijn een conflict tussen landbouwkundig onvermijdbare en milieukundig wenselijke verliezen. De termijn waarop dit zal plaatsvinden hangt sterk af van de fosfaatbemestingsgeschiedenis van het perceel (mate van fosfaatophoping in de ondergrond). Anders dan bij ondiep ontwaterde gronden is er in die situatie geen acute milieukundige noodzaak het landbouwkundig onvermijdbare verlies te verlagen. Ten overvloede zij vermeld dat het landbouwkundig onvermijdbare fosfaatverlies wel degelijk naar beneden gesteld kan worden voor het omvangrijke areaal fosfaatverzadigde gronden welke een zeer hoge fosfaattoestand bezitten. Voor meer details wordt naar eerdergenoemd paragrafen verwezen.

Literatuur

- Bresser, A.H.M., P.M. van Egmond, B. Fraters, N.J.P. Hogervorst, L. van Liere, J.H.C. Múlschlegel, W.J. Willems & P.C.M. Boers, 1999.
Milieugevolgen van het aanvullend stikstofbeleid, RIVM rapport 718201001.
- 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.
- Oenema, O., W.J. Corré & H.G. van der Meer, 1999.
Stikstofverliezen op beweid grasland, een quick scan. AB-DLO nota 156, AB-DLO, Wageningen, 29 pp.
- Van Eck, G., 1995.
Stikstofverliezen en stikstofoverschotten in de Nederlandse landbouw. Projectverliesnormen, deelrapport 3. Rapport van de technische projectgroep 'N-desk-studie', 115 pp.
- Westhoek, H., 1995.
Verkenning van de milieueffecten van verschillende stikstof- en fosfaatverliezen. Quick scan milieueffecten. IKC-L, Ede, 44 pp.
- 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.