

Printing on demand specs:

<i>Rapport</i>	714901004
<i>Jaar</i>	1995
<i>Omvang</i>	41.
<i>Kleuren</i>	16, 17, 21, 22
<i>Standaard omslag</i>	
<i>Dubbelzijdig printen</i>	

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne

Bilthoven

Rapport nr. 714901004

**Nitraat in het bovenste grondwater
bij landbouwgewassen, bos en heideveld
in de zandgebieden van Nederland**

**L.J.M. Boumans en G. van Drecht
september, 1995**

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van DGM, Directie Drinkwater, Water en Landbouw en maakt deel uit van het thema "Vermesting"

VERZENDLIJST

- 1-5 Directeur van de Directie Drinkwater, Water en Landbouw van het Directoraat-Generaal Milieubeheer van het Ministerie van VROM - dr J.H. Dewaide
- 6 plv. Directeur-Generaal Milieubeheer- dr ir B.C.J. Zoeteman
- 7 Directeur van het Landbouw Economisch Instituut (LEI-DLO)
- 8 Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, directie Landbouw
- 9 Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, directie Wetenschap en Kennisoverdracht
- 10 Directeur van het RIZA
- 11 Directeur van het Staring Centrum
- 12 Directeur van het Centrum voor Landbouw en Milieu
- 13 Directeur van het KIWA
- 14 Hoofd IKC Landbouw
- 15 drs M.M. Dorenbosch, DGM/DWL
- 16 ir A.C.M. van Straaten, LNV/DL
- 17 ir I.G.A.M. Noij, SC/DLO
- 18 ir H.O. Hooghoudt, DGM/DWL
- 19 ir H.J. Westhoek, IKC/RSP
- 20 ir A. Roos, DGM/DWL
- 21 ir C.G.E.M van Beek, KIWA
- 22 drs P.K. Baggelaar, KIWA
- 23 dr ir G. Loch, UU
- 24 drs S.P. Vriend, UU
- 25 drs P.F.M. Gaans, UU
- 26 dr G. Frapporti, IWACO
- 27 ir D.J. den Boer, NMI
- 28 ir H.F.M. Aarts, AB-DLO
- 29 ir F.G. Wijnands, PAGV
- 30-44 Deelnemers overleg provinciale bodemkwaliteitsmeetnetten
- 45-63 Leden themagroep Milieu-effecten van de COLA
- 64 Depot van Nederlandse publikaties en Nederlandse bibliografie
- 65 Directie RIVM
- 66 ir N.D. van Egmond, RIVM
- 67 ir F. Langeweg
- 68 ir R. van den Berg
- 70 drs L.H.M. Kohsiek
- 71 ir W. van Duijvenbouden

72	dr L. van Liere
73	ir G.J. Heij
74	ir B. Fraters
75	dr ir H. Bronswijk
76	drs. A. Tiktak
77	D. Wever
78	dr ir C. Meinardi
79	ir G.A.P.H. van de Eertwegh
80	ir E.C. van Swinderen
81	drs E. J. Pebesma
82	H.L.J. van Maaren
83	dr J. Hoekstra
84	dr ir J.W. de Kwaadsteniet
85	dr ir R. Alkemade
86	dr ir J.J.M. van Grinsven
87	ir K.W. van der Hoek
88	ir N.J.P. Hoogervorst
89	ir J.H.C. Mülschlegel
90	drs R. Reiling
91	ing G.P. Beugelink
92	ing G.B. Makaske
93	drs W.J.Willems
94	dr H.F.R. Reijnders
95	Hoofd Bureau Voorlichting en Public relations
96	Bureau Projecten- en rapportenregistratie
97	CCRX secretariaat
98-103	LBG/IS
104-105	Bibliotheek RIVM
106-110	Auteurs
111-211	LEI-Boekhouders
212-232	Reserve exemplaren tbv. Bureau Rapportenbeheer

INHOUDSOPGAVE

VERZENDLIJST	ii
INHOUDSOPGAVE	iv
ABSTRACT	v
SAMENVATTING	vi
1 INLEIDING	1
2 DATAVERWERKING	4
2.1 Stikstoftoevoer en bedrijfstype	5
2.2 Grondwatertrap (Gt) en grondsoort	5
2.3 Modelleren	6
2.4 Schatten van de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater bij landbouwgewassen	7
3 GESCHATTE NITRAATCONCENTRATIES	8
3.1 Geografisch beeld	8
3.2 Normoverschrijding bij landbouwgewassen en bos en heideveld in de zandgebieden	12
3.3 Het model voor nitraatconcentraties bij landbouwgewassen in de zandgebieden	13
3.3.1 Onderzoek van het landbouwmodel	17
3.3.2 Vergelijking met andere modellen en metingen	18
4 CONCLUSIES	22
LITERATUUR	23
Bijlage I; Analyse van invloeden op de fit van het landbouwmodel	25
Bijlage II; Onderzoek aan de ruis van het landbouwmodel	29
Bijlage III; Onderzoek naar geografische structuren in de ruis van het land- bouwmodel	32

ABSTRACT

Nitrate concentrations were measured in the uppermost groundwater in the presence of forest and heather in 1989-1990 and in the presence of agriculture in 1992-1993. The measurements were done in the sandy regions of the Netherlands. The measured concentrations were statistically related to variables representing nitrogen load and the soil type. This resulted in a regression model for agriculture and one for forest and heathland. Both models were combined for geographical estimation of nitrate concentrations.

Nitrate concentrations in the presence of agriculture are about six times higher than in the presence of forest and heather. The surface groundwater surpassing the groundwater value is more than 94% of the total surface in the presence of agriculture. The surface groundwater surpassing the groundwater value is more than 23 % of the total surface in the presence of forest and heathland.

SAMENVATTING

De nitraatconcentratie van het ondiepe grondwater in de zandgebieden is van invloed op de toekomstige nitraatconcentratie van het diepe grondwater dat wordt gewonnen voor de drinkwatervoorziening en op het oppervlaktewater.

In de zandgebieden zijn nitraatconcentraties gemeten bij bos en heideveld in het winterhalfjaar 1989-1990 en bij landbouwgewassen in het voorjaar van 1992 en van 1993. Voor bos en heideveld en voor landbouwgewassen zijn regressiemodellen afgeleid die nitraatconcentraties relateren aan nationaal bekende variabelen die indicatief zijn voor de stikstoftoevoer aan het maaiveld en het bodemtype.

Met deze regressiemodellen wordt geschat dat bij landbouwgewassen de nitraatconcentraties ongeveer 6 maal hoger zijn geweest dan bij bos en heideveld. Meer dan 94% van het oppervlak waar landbouwgewassen zijn en meer dan 23% bij bos en heideveld had een concentratie die de grondwaternorm overschrijdt.

Bij landbouwgewassen kunnen lagere concentraties vooral in het noorden gevonden worden. Bij bos en heideveld vooral in de grote natuurgebieden (Veluwe).

1 INLEIDING

Stikstofbemesting van landbouwgebieden en atmosferische stikstofdepositie op natuurgebieden zijn de belangrijkste bronnen van nitraat in het grondwater. Voor nitraat in grondwater geldt een korte termijn doelstelling van 50 mg/l (VROM,1989 en 1993). Deze doelstelling is het gevolg van de EU-nitraat richtlijn (EU,1991). In dit rapport zullen gemeten en berekende concentraties vergeleken worden met deze norm. Uit allerlei onderzoek blijkt dat aan deze norm niet wordt voldaan (Jarvis et al., 1987; Boumans et al., 1989; v. Swinderen et al.,1994).

Diverse modellen kunnen de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater voor geheel Nederland berekenen. Bij SC-DLO worden de modellen RENLEM en ANIMO gebruikt, het RIVM gebruikt SOILN en NLOAD. Uit een vergelijking van eenvoudige modellen (Van Drecht et al.,1991) blijkt dat de resultaten van modellen onderling en met de metingen verschillen. Daarnaast zijn de benodigde waarden voor modelparameters en modelinvoer vaak niet bekend voor het hele Nederlandse grondgebied. Deze deterministische procesmodellen leveren geen informatie over de onzekerheid van de modeluitkomsten.

Nitraatconcentraties in het bovenste grondwater kunnen ook worden geschat met statistische modellen. Indien metingen beschikbaar zijn, dan kan de mate van normoverschrijding met zijn onzekerheid worden geschat, voor geheel Nederland. Statistische modellen komen altijd overeen met de metingen, maar zijn alleen van toepassing op het gebied en periode waarin gemeten is.

Zowel deterministische als statistische modellen kunnen rekening houden met de volgende factoren;

- 1) stikstoftoevoer aan het maaiveld,
- 2) stikstofafvoer (met de oogst),
- 3) klimaatfactoren (zoals neerslagoverschot en temperatuur),
- 4) bodemtype en grondwaterstand.

-ad 1 en 2; De stikstoftoevoer van landbouwgrond (bemesting, honderden kilo's per jaar) is groter dan van natuurgebieden (atmosferische depositie, tientallen kilo's per jaar). De

afvoer, via de oogst van landbouwgewassen, is echter ook groter dan in natuurgebieden. Ook tussen de landbouwgewassen bestaan verschillen. Gras bedekt de bodem het gehele jaar in tegenstelling tot akkerbouwgewassen. Stikstofbemesting van gras is daardoor efficiënter en er treden minder verliezen op. Hier staat tegenover dat gras vaak wordt beweid, waarbij in urineplekken hoge stikstofdoseringen plaatsvinden. Hierdoor neemt de uitspoeling bij gras weer toe.

-ad 3; Microbiologische processen worden beïnvloed door vochtigheid en temperatuur. Mineralisatie is de omzetting van organisch gebonden stikstof naar de anorganische vorm (ammonium). Nitrificatie is de omzetting van ammonium in nitraat. Ammonium wordt door de bodem gebonden terwijl nitraat kan uitspoelen. Bij lage temperatuur worden deze processen geremd en kan organisch stikstof in de bodem ophopen. Ook onder droge omstandigheden treedt remming op. In een drogere zomer zal minder organische stikstof omgezet worden in anorganische die voor de plant opneembaar is. Hierdoor spoelt minder nitraat uit. Door een groter neerslagoverschot worden de uitspoelende concentraties verdund. Het weer is natuurlijk ook van invloed op de oogst en daardoor op de stikstofafvoer.

-ad 4; Onder anaërobe en zure omstandigheden worden de mineralisatie en ammonificatie en dus de afbraak van organische stof geremd. Onder anaërobe omstandigheden wordt het eventueel aanwezige nitraat-zuurstof gebruikt voor oxydatie van organische stof. Nitraat wordt hierbij omgezet in stikstofhoudend gas dat uit het grondwater verdwijnt. Het vóórkomen van anaërobie, in of nabij de wortelzone, hangt samen met de grondwaterstand en het bodemtype. De zuurgraad hangt ook samen met het bodemtype. De grondwaterstand is meestal hoger bij een groter neerslagoverschot. Bij hogere grondwaterstanden, in de buurt van de wortelzone, en bodems met kleinere poriën (kleigronden) kan minder atmosferische zuurstof worden gebruikt om organische stof (wortelresten) te oxyderen. Hierdoor krijgt het bodemprofiel hydromorfe kenmerken waaruit een zogenaamde grondwatertrap (Gt) kan worden afgeleid (Locher en de Bakker, 1990). De nitraatconcentratie kan daarom worden gerelateerd aan de Gt, (Van Drecht et al., 1991). De Gt is op de bodemkaart aangegeven (De Vries en Denneboom, 1992). Ook dieper in het profiel, onder de grondwaterspiegel, kan organische stof voorkomen. Door deze organische stof verdwijnt alle nitraat uit het grondwater hetgeen niet van te voren voorspeld kan worden omdat gedetailleerde gegevens over het vóórkomen van organische stof, dieper in het

profiel onder de grondwaterspiegel, niet beschikbaar zijn. De bodemkaart beschrijft slechts de bovenste meter.

In de Nederlandse zand- en loessgebieden stroomt een groot deel van het neerslagoverschot naar dieper gelegen watervoerende lagen waaruit drinkwater wordt gewonnen. Dit is niet het geval in de klei- en veengebieden. Klei- en veengebieden hebben over het algemeen hoge grondwaterstanden en daardoor stroomt het grootste deel van het neerslagoverschot met het uitspoelend nitraat via drains en greppels naar het oppervlaktewater (Bronswijk et al., 1994). Het grondwater, op een diepte van meerdere meters in de klei-veengebieden, is vaak niet van lokale herkomst maar door kwel beïnvloedt en bevat daardoor nauwelijks nitraat. Dit grondwater is niet geschikt voor drinkwater vanwege hoge zoutgehalten en/of anaërobe kenmerken. In de loessgebieden is ondiep geen grondwater aanwezig. Dit rapport beperkt zich tot de zandgebieden, zoals die zijn beschreven door LNV (1990). Circa 70% van de zandgebieden bestaat uit landbouw en natuur. Het overige deel bestaat o.a. uit bebouwing, wegen en open water.

Het doel van het onderzoek is om de mate van normoverschrijding in het bovenste grondwater bij landbouwgewassen en bos en heideveld in de zandgebieden van Nederland te schatten. Voor bos en heideveld in de zandgebieden is al een statistisch model afgeleid voor de metingen in het winterhalfjaar 1989-1990 (Boumans, 1994). Dit model wordt aangevuld met een model voor nitraatconcentraties in het bovenste grondwater bij landbouwgewassen in de Nederlandse zandgebieden. Dit model is afgeleid met de resultaten van het RIVM-LEI meetprogramma, voor de kwaliteit van het bovenste grondwater bij landbouwbedrijven betreffende de periode 1992-1993 (Van Swinderen et al., in voorbereiding). Natuurlijk gaat de voorkeur uit naar een model voor langjaarlijks gemiddelde nitraatconcentraties bij landbouwgewassen en bos en heideveld in een overeenkomstige periode. Helaas zijn hierover geen metingen beschikbaar.

2 DATAVERWERKING

Een statistisch model voor de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater van natuur in de zandgebieden is gefit op waarnemingen in het winterhalfjaar van 1989-1990 (Boumans, 1994). Dit model wordt hier niet meer behandeld. Een statistisch model voor de nitraatconcentratie, in de bovenste meter van het grondwater bij landbouwgewassen (landbouwmodel), is gefit op gemeten bedrijfsgemiddelde nitraatconcentraties. Grondwatermonsters van 99 bedrijven zijn verzameld in het zomerhalfjaar van 1992 en van 1993 als onderdeel van het RIVM-LEI meetprogramma voor de kwaliteit van het bovenste grondwater onder landbouwbedrijven (van Swinderen et al., in voorbereiding). Op 84 van deze bedrijven is zowel in 1992 als in 1993 gemonsterd. Van één bedrijf is geen Gt informatie gevonden in de digitale bodemkaart. Twee bedrijven, waar alleen in 1992 is gemeten, zijn uitgesloten vanwege te grote afwijkingen in de concentratie. Het model is uiteindelijk gefit op 96 bedrijfsgemiddelde concentraties. Tabel 1 geeft een overzicht van de variabelen die beschikbaar zijn om het model te fitten. Deze variabelen zullen in de volgende paragrafen besproken worden.

Tabel 1; Beschikbare data voor het fitten van het "landbouw" model

	Minimum	Gem.	Maximum	Aantal
Nitraat 1992 (mg/l)	46	191	406	91
Nitraat 1993 (mg/l)	31	183	405	90
Oppervlakte % Gt2	0	2.2	69	96
,, Gt2*	0	1.5	61	96
,, Gt3	0	14.5	100	96
,, Gt3*	0	12.2	89	96
,, Gt4	0	5.0	90	96
,, Gt5	0	10.5	81	96
,, Gt5*	0	11.2	100	96
,, Gt6	0	22.4	100	96
,, Gt7	0	14.0	100	96
,, Gt7*	0	3.4	91	96
oppervlak zand (ha)	0	25.2	107	87
oppervlak veen (ha)	0	4.7	58	87
oppervlak klei (ha)	0	0.6	24	87
totaal oppervlak	1.3	33.3	125	87
LEI-N-toevoer ,1989 (kg/(ha.a))				
	90	547.7	824	96

2.1 Stikstoftoevoer en bedrijfstype

De stikstoftoevoer op deze 96 bedrijven is vertrouwelijk en daarom niet beschikbaar. Maar belangrijker is dat ook van niet-bemonsterde bedrijven geen gegevens over de stikstoftoevoer bekend zijn. Daarom zijn gegevens over de gemeentelijk gemiddelde stikstoftoevoer gebruikt, die voor het jaar 1989 berekend zijn door het DLO-Landbouw Economisch Instituut (LEI) en welke gebruikt zijn voor de tweede Nationale Milieuverkenning (RIVM,1991). Andere jaren waren niet beschikbaar, maar grote verschillen worden niet verwacht. Het LEI geeft voor elke gemeente per grondsoort en per gewas het aantal hectares en de stikstoftoevoer als kunstmest en dierlijke mest. Hiermee is per gemeente een gemiddelde stikstoftoevoer berekend voor de combinatie mais-gras, en voor akkerbouw. De gemiddelde stikstoftoevoer op de combinatie mais-gras per gemeente is toegekend aan een bemonsterd graslandbedrijf in die gemeente (LEI-N-toevoer= kunstmest + dierlijke mest) (Hoogervorst, 1991). De toevoer op mais is niet apart beschouwd maar komt tot uiting in de stikstoftoevoer van het gehele bedrijf. De berekende gemeentelijk gemiddelde N-toevoer op akkerbouwgewassen is toegekend aan het bemonsterde akkerbouwbedrijf in de gemeente.

2.2 Grondwatertrap (Gt) en grondsoort

Informatie over de grondwatertrap (Gt) en de grondsoort is verkregen door bij de bemonsterde percelen van de bedrijven de bijbehorende Gt's in de digitale bodemkaart op te zoeken (De Vries en Denneboom,1992). Per bemonsterd bedrijf is de Gt-verdeling van de oppervlakte berekend.

Soms wordt slechts voor een kleine oppervlakte gegevens over de Gt gevonden per bedrijf. Dit kan zijn veroorzaakt door het ontbreken van het hoofdbodemtype als gevolg van het voorkomen van associaties. De fracties zijn berekend tov. het oppervlak waarvoor gegevens zijn gevonden.

2.3 Modelleren

Er is gezocht naar het beste statistische model voor de schatting van de bedrijfsgemiddelde concentraties. Hierbij zijn de volgende eisen aan het model gesteld:

-Het model moet zo goed mogelijk passen op de waarnemingen. Dit wil zeggen dat het verschil tussen de modelschatting en de waarneming zo klein mogelijk moet zijn (in feite moet de som van de gekwadrateerde verschillen minimaal zijn).

-Zowel het model als de gekozen verklarende variabelen moeten statistisch significant zijn, zie paragraaf 3.3.1.

-Het aantal verklarende variabelen in het model dient zo klein mogelijk te zijn. Hierdoor kan hun invloed op de schattingen beter begrepen worden, zie tabel 1.

- De invloed van de verklarende variabelen op de schattingen mag niet in tegenspraak zijn met proceskennis, zie inleiding.

- Het model mag niet te veel worden bepaald door één of enkele waarnemingen, zie bijlage 1.

- De grootte van de verschillen tussen modelberekeningen en waarnemingen mag niet gerelateerd zijn aan de waarnemingen of aan variabelen. Deze veronderstelling wordt onderzocht in de bijlages II en III.

Het is mogelijk dat met dezelfde data en eisen verschillende modellen worden gefit. Bij het zoeken naar het beste model is gebruik gemaakt van Genstat (1988). Er is ook gebruik gemaakt van de procedure sNear van de DLO-instelling Landbouwwiskunde, die is geschreven voor de computerprogrammatuur Genstat.

2.4 Schatten van de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater

Het gekozen model, voor de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater bij landbouwgewassen, bevat de verklarende variabelen "gemeentelijk gemiddelde stikstoftoevoer", welke afhankelijk is van het soort bedrijf en gemeente, en het percentage aan Gt2 en Gt3. De lokaties van percelen, die bij een bedrijf horen, zijn niet beschikbaar. Hierdoor kunnen geen schattingen worden gedaan voor bedrijven waar niet gemeten is. Er zijn daarom schattingen gemaakt voor 500X500m² gridcellen. Dit sluit aan bij de bedrijfsschaal.

Voor elke 25X25m² binnen een 500X500m² ruit is het bodemgebruik bekend uit een interpretatie van satellietbeelden (gras, mais, akkerbouwgewassen, natuur etc. uit LGN-databank Thunnissen et al.,1992). Voor elke 50X50m² binnen een ruit is de Gt bekend (Bodemkaart 1:50.000; De Vries en Denneboom, 1992). In de zandgebieden bevinden zich 65013 500X500m² ruiten. Door combinatie van de bodemkaart, LGN-databank, en LEI-bemestingsgegevens (LEI,1989) kan voor elke 500X500m² de stikstoftoevoer en de oppervlaktepercentages Gt2 en Gt3 berekend worden (Van Drecht,1993). Het model voor het landbouwgebied kan met deze gegevens de nitraatconcentratie schatten in het bovenste grondwater van een ruit bij landbouwgewassen.

De schatting van de nitraatconcentratie van een ruit bestaat uit de schatting van het landbouwmodel en uit de schatting van het model voor bos en heideveld. Beide schattingen zijn gemiddeld per ruit, waarbij gewogen is met de oppervlakte aan landbouw en aan bos en heide.

Om de nauwkeurigheid aan te geven van de schatting van de nitraatconcentratie in een ruit, is deze schatting gesimuleerd door trekking uit de kansverdelingen van de regressiecoëfficiënten van beide modellen. De schattingen van deze gesimuleerde regressie-modellen zijn weer gewogen gemiddeld per ruit. Het aantal simulaties per ruit bedroeg 1000. Het 0,05 kwantiel van de schattingen is vergeleken met 1 maal, 2 maal en 4 maal de grondwaternorm. Indien het 0,05 kwantiel groter is dan wordt dit aangeduid met "duidelijk meer".

3 GESCHATTE NITRAATCONCENTRATIES

Om een geografisch beeld te schatten van de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater is een regressiemodel voor "bos en heideveld" en een voor "landbouw" gecombineerd. Allereerst worden de resultaten bekeken. Daarna wordt het regressiemodel voor "landbouw" behandeld. Het model voor "bos en heideveld" is al eerder gerapporteerd (Boumans, 1994).

3.1 Geografisch beeld

Het regressiemodel voor landbouw (of voor bos en heideveld) schat bij bepaalde ruiteigenschappen de verdeling van mogelijke ruitgemiddelde concentraties in het bovenste grondwater bij landbouwgewassen. Een bepaalde ruit met deze ruiteigenschappen wordt opgevat als een willekeurige ruit uit deze verdeling. Indien de mediaan van deze verdeling groter is dan de grondwaternorm, dan wordt geconcludeerd dat de ruit meer dan 50% kans heeft op overschrijding van de grondwaternorm.

De geschatte medianen voor landbouw en voor bos en heideveld zijn gecombineerd, daarbij is gewogen met het oppervlak aan landbouw en bos en heideveld in een ruit. De nieuwe mediaan is vergeleken met 1 maal, 2 maal en 4 maal de grondwaternorm. Het resultaat is weergegeven in figuur 1.

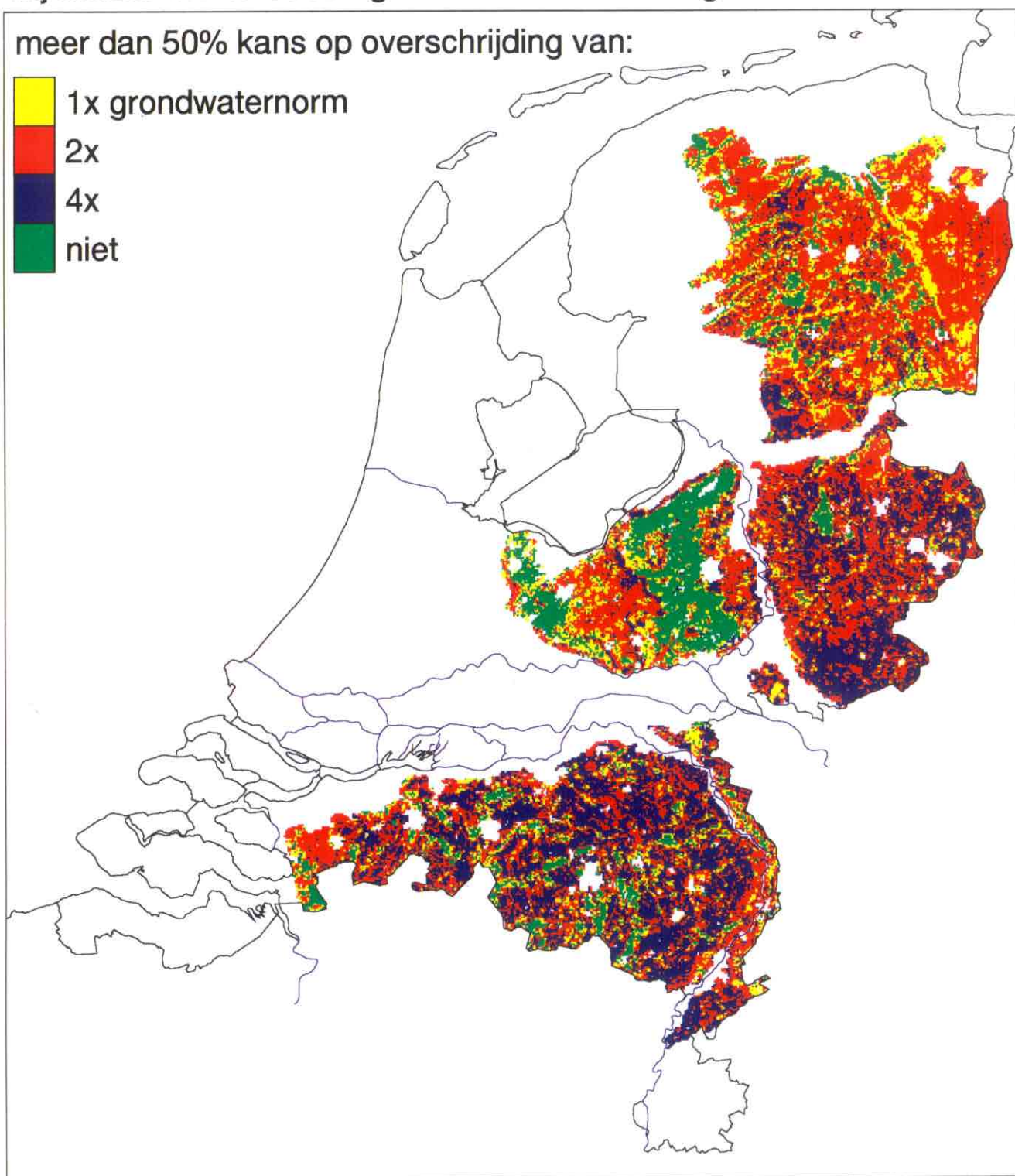
Figuur 1 is slechts een schatting, die is gebaseerd op 96 waarnemingen bij landbouwgewassen en 155 waarnemingen bij bos en heideveld. De schatting is minder nauwkeurig indien minder waarnemingen gebruikt worden en naarmate een ruit meer afwijkt van de gemeten ruiten. De nauwkeurigheid van de schatting kan zelf ook geschat worden, zie paragraaf 2.4. Deze geschatte nauwkeurigheid is gebruikt om aan te geven waar duidelijk meer dan 50% kans is op overschrijding van een bepaalde waarde, zie figuur 2.

Uit de figuren 1 en 2 is afgeleid dat de laagste nitraatconcentraties gevonden konden worden in de stuwwallen van Nederland. Stedelijk gebied is hierbij uitgesloten. In natuurrijke gebieden, zoals de Veluwe en de Utrechtse heuvelrug, kwam nog grondwater voor met lagere nitraatconcentraties dan de grondwaternorm.

Figuur 1 en 2 geven aan waar meer dan 50% kans is op overschrijding van 1X, 2X en 4X de grondwaternorm. In plaats van de kans kan ook de gemiddelde concentratie van een ruit worden geschat. Voor dit alternatief is echter niet gekozen vanwege de grote spreiding van de geschatte verdeling. Slechts 30-40% van de totale variantie wordt verklaard door de regressiemodellen.

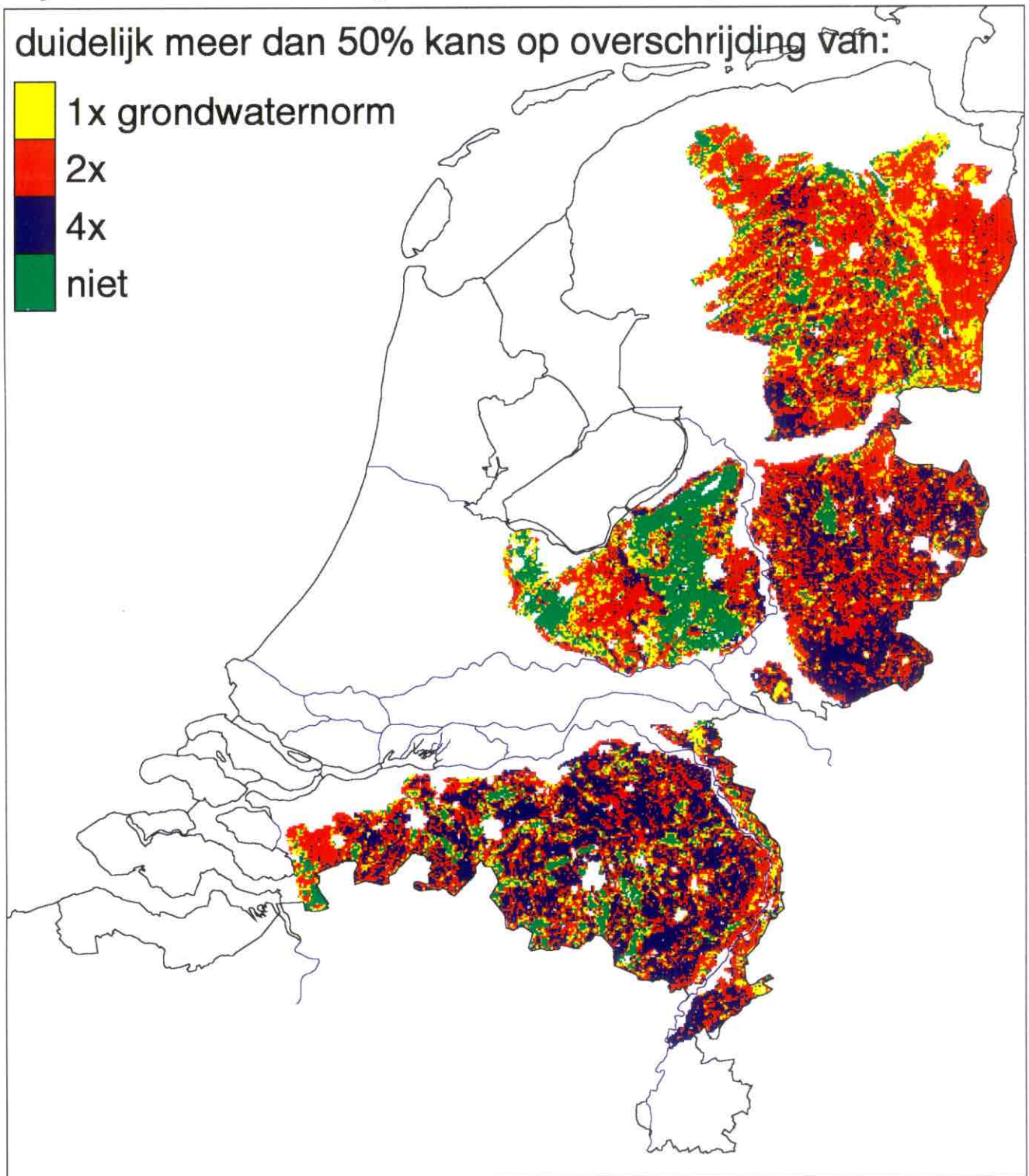
Een ander alternatief is om ruiten te onderscheiden die meer dan 70%, 80% en 90% kans hebben op overschrijding van 1X drinkwaternorm. Bij het schatten van kansen wordt verondersteld dat de verdelingen Gaussisch of Normaal zijn. Om hieraan zo goed mogelijk te voldoen zijn de metingen getransformeerd. Een echte Gaussische verdeling komt bijna niet voor in de natuur, ook niet als getransformeerd wordt. Indien de werkelijke verdeling afwijkt van de Gaussische, dan verstoort dit in toenemende mate de schatting van de 50%, 70%, 80% en 90% overschrijdingskansen en de geschatte nauwkeurigheid van de schattingen. Daarom is niet voor dit alternatief gekozen.

Figuur 1; Nitraat in het bovenste grondwater bij natuur en landbouwgewassen in de zandgebieden



kansen op overschrijding van de grondwaternorm zijn afgeleid uit 96 bedrijfsgemiddelde nitraatconcentraties, gemeten in 1992 en 1993, en 154 gridcelgemiddelde concentraties van natuurgebieden, gemeten in 1989-90

Figuur 2; Nitraat in het bovenste grondwater bij natuur en landbouwgewassen in de zandgebieden



kansen op overschrijding van de grondwatersnorm zijn afgeleid uit 96 bedrijfsgemiddelde nitraatconcentraties, gemeten in 1992 en 1993 en 154 gridcelgemiddelde concentraties van natuurgebieden, gemeten in 1989-90

3.2 Normoverschrijding bij landbouwgewassen en bos en heideveld in de zandgebieden

Met behulp van stochastische simulatie (Boumans, 1994) zijn 95%-betrouwbaarheidsintervallen geschat voor het percentage van alle ruiten waar, bij landbouwgewassen, de grondwaternorm 1X, 2X en 4X was overschreden. Deze betrouwbaarheidsintervallen en het waargenomen percentage bedrijfsgemiddelde nitraatconcentraties, dat de grondwaternorm heeft overschreden, staan in tabel 2. Tevens vermeldt tabel 2 de 95%-betrouwbaarheidsintervallen en waargenomen percentages ruiten waar, bij bos en heideveld, de grondwaternorm 0,5X en 1X was overschreden (zie ook figuur 5 in paragraaf 3.3.3).

Tabel 2; Geschatte en waargenomen percentages aan ruiten waar, in het grondwater bij landbouwgewassen en bij bos en heideveld in de zandgebieden, bepaalde waarden zijn overschreden.

Overschrijding grondwaternorm	LANDBOUW		NATUUR	
	geschatte interval	waar- genomen	geschatte interval	waar- genomen
	% ruiten	%bedrijven	% ruiten	% ruiten
0,5 maal			48-58	50
1 maal	94-98	98	23-33	19
2 maal	81-90	87		
3 maal	62-72	62		
4 maal	37-51	42		

Voor grondwater bij bos en heideveld is berekend dat er weinig verschil is tussen het percentage ruiten dat een waarde heeft overschreden en het percentage oppervlak van ruiten dat een waarde heeft overschreden (Boumans,1994). We nemen gemakshalve aan dat dit ook bij landbouwgewassen geldt.

3.3 Het model voor nitraatconcentraties bij landbouwgewassen in de zandgebieden

Behalve de invloed van de stikstoftoevoer op de nitraatconcentratie is ook onderzocht of onderscheid kan worden gemaakt tussen grasland- en akkerbouwbedrijven. Dit bleek niet het geval. Hoewel grasland de kunstmeststikstof efficiënter benut, bevindt zich op een graslandbedrijf naast gras ook mais en wordt de beweidingsstikstof niet efficiënt benut. De grondsoort bleek niet geschikt als verklarende variabele in het model, de Gt wel. Dit kan zijn veroorzaakt doordat Gt en grondsoort aan elkaar gerelateerd zijn.

Het gefitte landbouwmodel luidt:

(Bedrijfsgemiddelde nitraatconcentratie 1992-'93)^{0,5} =

$$10.64 + 0,00733 \text{ LEI-N-toevoer} - 0,0863 \text{ f(Gt2+Gt2*)} - 0,03852 \text{ f(Gt3+Gt3*)}$$

LEI-N-toevoer= gemeentelijk gemiddelde stikstoftoevoer, berekend uit LEI-berekeningen voor 1989, voor de combinatie grasland-mais en voor bouwland (zonder mais !!). Het gemeentenummer van het bedrijf en het soort bedrijf (gras-mais of akkerbouw) bepaalt de waarde van deze variabele.

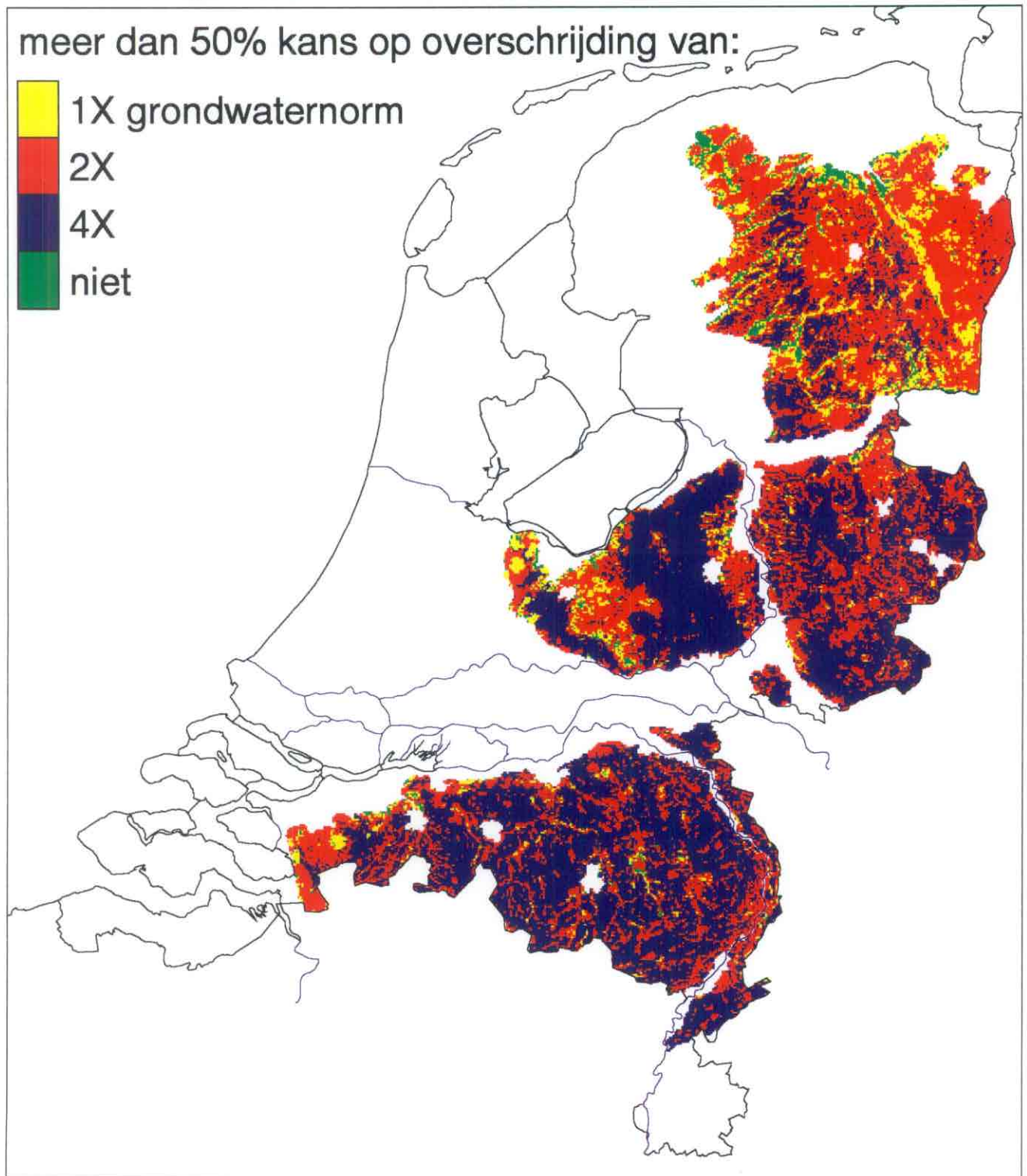
f(Gt2+Gt2*) = oppervlaktepercentage met Gt2 of Gt2* op het bedrijf.

f(Gt3+Gt3*) = oppervlaktepercentage met Gt3 of Gt3* op het bedrijf.

Figuur 3 geeft een geografisch beeld van overschrijding van de grondwaternorm bij landbouwgewassen in de zandgebieden door de gemiddelde concentratie over 1992 en 1993, zoals dit met het model is geschat. Figuur 4 geeft een geografisch beeld van de ruiten waar het model duidelijk schat dat er meer kans is dat de grondwaternorm 1X, 2X of 4X wordt overschreden. De laagste nitraatconcentraties worden geschat voor het Noordelijk Zandgebied. Men moet erop bedacht zijn dat figuur 3 en 4 geen informatie geven over het vóórkomen van landbouwgewassen. Bij landbouwgewassen op de Veluwe wordt de grondwaternorm 4 X overschreden. Hierdoor is de Veluwe paars gekleurd. Op de Veluwe komt echter meer bos en heideveld voor. In figuur 1 en 2 wordt rekening gehouden met de verhouding tussen de oppervlakten aan landbouwgewassen en aan bos en

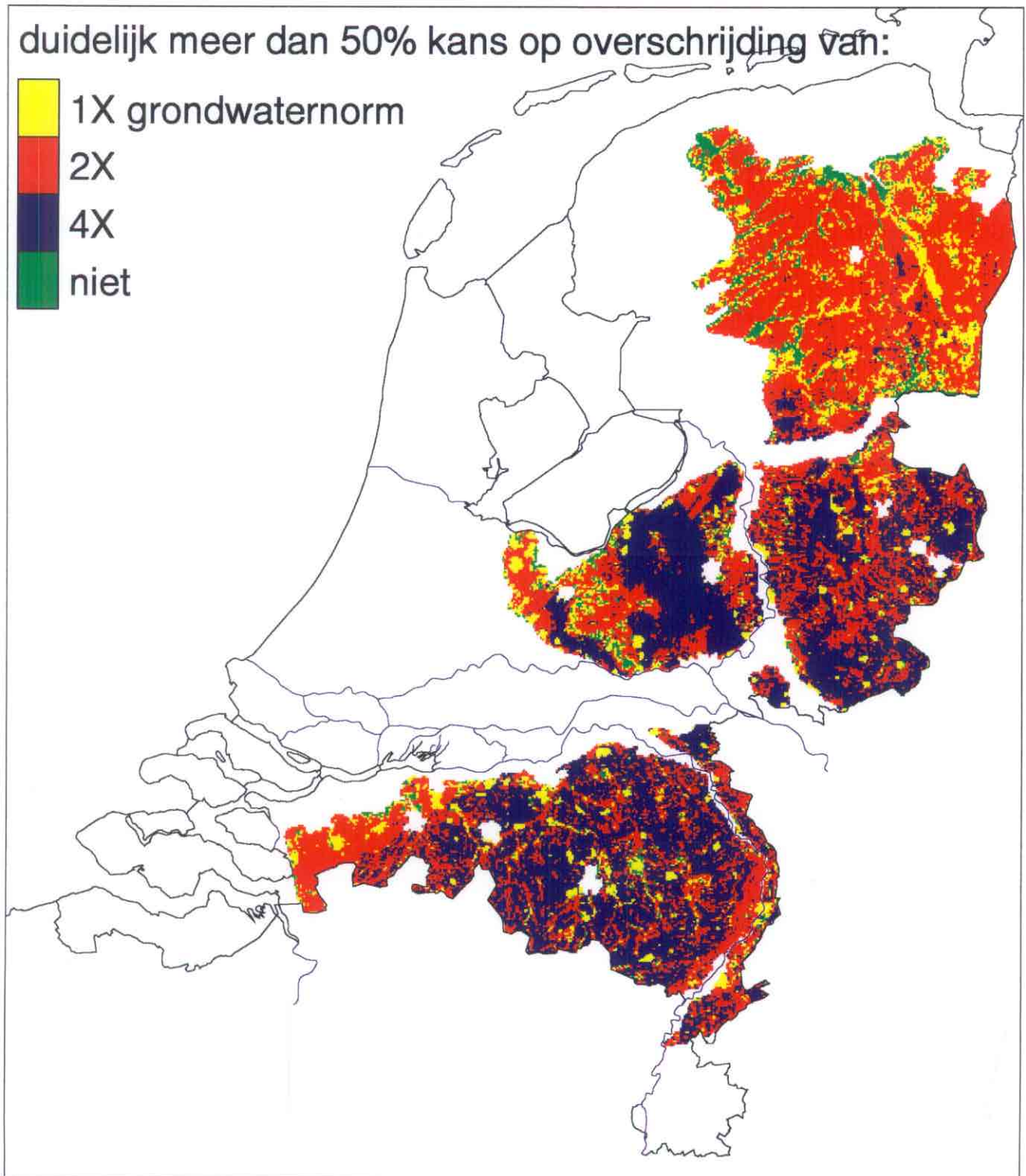
heideveld in een ruit. Hier is de Veluwe groen gekleurd oftewel zijn de kansen op overschrijding van de grondwaternorm niet groter dan 50% .

Figuur 3; Nitraat in het bovenste grondwater bij landbouwgewassen in de zandgebieden



De kansen zijn per ruit (500x500m²) geschat door middel van een regressiemodel, dat is gefit op 96 waarnemingen van bedrijfsgemiddelde nitraatconcentraties, gemeten in 1992 en 1993

Figuur 4; Nitraat in het bovenste grondwaters bij landbouwgewassen in de zandgebieden



De kansen zijn per ruit (500x500m²) geschat door middel van een regressiemodel, dat is gefit op 96 waarnemingen van bedrijfsgemiddelde nitraatconcentraties, gemeten in 1992 en 1993

3.3.1 Onderzoek van het landbouwmodel

In deze en de volgende paragraaf wordt ingegaan op de eigenschappen van het landbouwmodel. De significantie van de regressiecoëfficiënten en het model wordt weergegeven in respectievelijk de tabellen 3a en 3b.

Tabel 3a; Regressiecoëfficiënten

	geschatte waarde	standaardfout	t
Constante	10.6	0.8	13.08
LEI-N-toevoer	0.0073	0.0014	5.33
f(Gt2+Gt2*)	-0.086	0.019	-4.51
f(Gt3+Gt3*)	-0.038	0.0091	-4.22

Tabel 3b; Variantie-analyse voor het model

	vrijheidsgraden	kwadraatsom	gemiddeld
Regressie	3	319	106
Residueel	92	532	5.8
Totaal	95	850	8.9

Verklaarde variantie 35.4%

Uit tabel 3a en 3b wordt geconcludeerd dat de regressiecoëfficiënten significant van nul verschillen (criterium $|t| > 2$), en dat het totale model ook significant is (gerealiseerde F-waarde bedraagt 18,4 met 3 en 92 vrijheidsgraden, de kritieke waarde is 2.71).

De invloed van waarnemingen op de modelfit is onderzocht in bijlage 1. Omdat twee metingen een onevenredig grote invloed hadden op het model zijn deze niet bij de modelfit betrokken. Het betreft twee bedrijven waar alleen in 1992 is gemeten. In eerder onderzoek (Boumans, 1990) is geconstateerd dat grote verschillen kunnen optreden op een bedrijf tussen twee jaren. Het gemiddelde van de twee jaren was weer een normale waarde.

De veronderstellingen die zijn gemaakt om de significanties van de gerealiseerde t- en F-waarden te beoordelen, worden onderzocht in bijlage 2. Er zijn geen aanwijzingen gevonden om aan deze veronderstelling te twijfelen.

Het model is gebruikt om een geografisch beeld te geven van de nitraatconcentraties. Daarom is onderzocht of de modelruis samenhangt met de ruimtelijke ligging. Hiervoor zijn aanwijzingen gevonden, zie bijlage 3. Bij toepassing van het landbouwmodel voor het schatten van een geografisch beeld, zijn de modeluitkomsten gecorrigeerd voor een lineair trendvlak in de ruis (figuur 1 t/m 4). Hierdoor worden de concentraties in het noordwesten lager en in het zuidoosten hoger.

Figuur 3 en 4 laten zien dat de laagste concentraties bij landbouwgewassen gevonden konden worden in het noordelijk zandgebied en in de Gelderse Vallei. In de Gelderse Vallei is de fractie aan Gt2, Gt2*, Gt3 en Gt3* hoger waardoor daar de schattingen lager uitvallen. In het noorden is minder N-toevoer, ietwat meer Gt invloed en zijn bovendien de schattingen gecorrigeerd voor de al genoemde (onverklaarde) correctie voor een ruimtelijke trend.

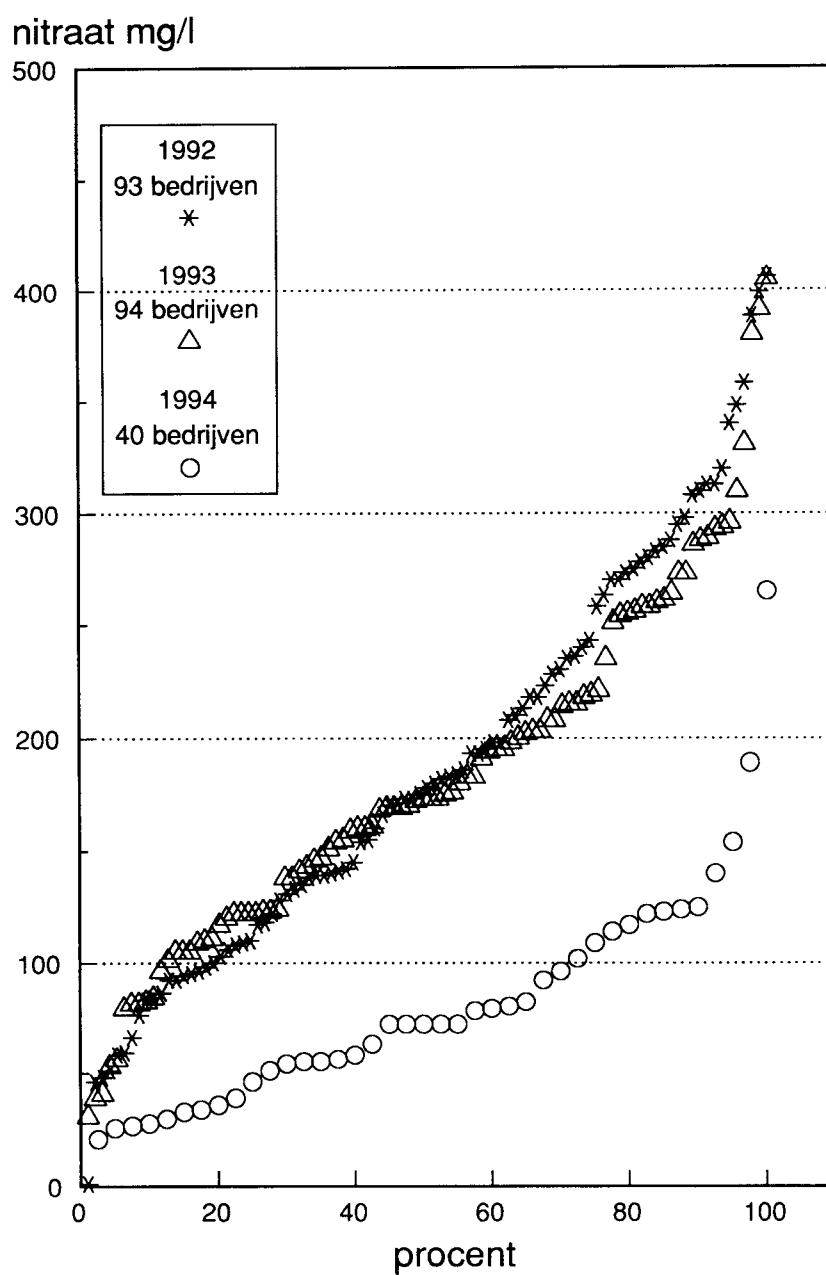
3.3.2 Vergelijking met andere modellen en metingen

Het landbouwmodel is gebaseerd op gemeten nitraatconcentraties in 1992 en 1993. Nitraatconcentraties worden ook beïnvloed door klimatologische factoren. De jaren 1989, 1990 en 1991, voorafgaande aan de meting waren droog. Voor De Bilt en de laatste 68 jaar, waren respectievelijk 18, 23 en 26% van de jaren droger. De jaren 1992 en 1993 waren nat, respectievelijk 13 en 8% was natter. Ook 1994 was nat. Figuur 5 geeft de afzonderlijke bedrijfsgemiddelde concentraties, die zijn gemeten in 1992, 1993 en 1994. De invloed van het klimaat blijkt uit figuur 5. In 1994 zijn duidelijk lagere concentraties gemeten dan in 1992 en 1993. Echter in 1994 is slechts een beperkt aantal bedrijven in het noord-oosten van het land gemeten. Daardoor zijn de metingen van 1994 niet betrokken bij de modelfit.

Alleen de oppervlakte fracties Gt2,2* en Gt3,3* hebben een duidelijke invloed op de nitraatconcentraties. In andere studies (Van Drecht et al.,1991) worden ook invloeden gevonden van andere Gt's en is de invloed van Gt2 en Gt3 groter. Een mogelijke reden is dat Gt's met de hoogste grondwaterstanden (Gt2,3) het best kunnen worden onderscheiden

van Gt7, waarbij de laagste grondwaterstand voorkomt. Omdat de voorafgaande jaren droog zijn geweest, was de grondwaterstand bij Gt 4, 5 en 6 mogelijk te laag om invloed uit te oefenen op de nitraatconcentratie.

Figuur 5; Gemeten bedrijfsgemiddelde nitraatconcentraties



Mogelijk is ook dat Gt verdeling per bedrijf onvoldoende nauwkeurig uit de bodemkaart kan worden afgeleid, zodat de invloeden niet kunnen worden onderscheiden.

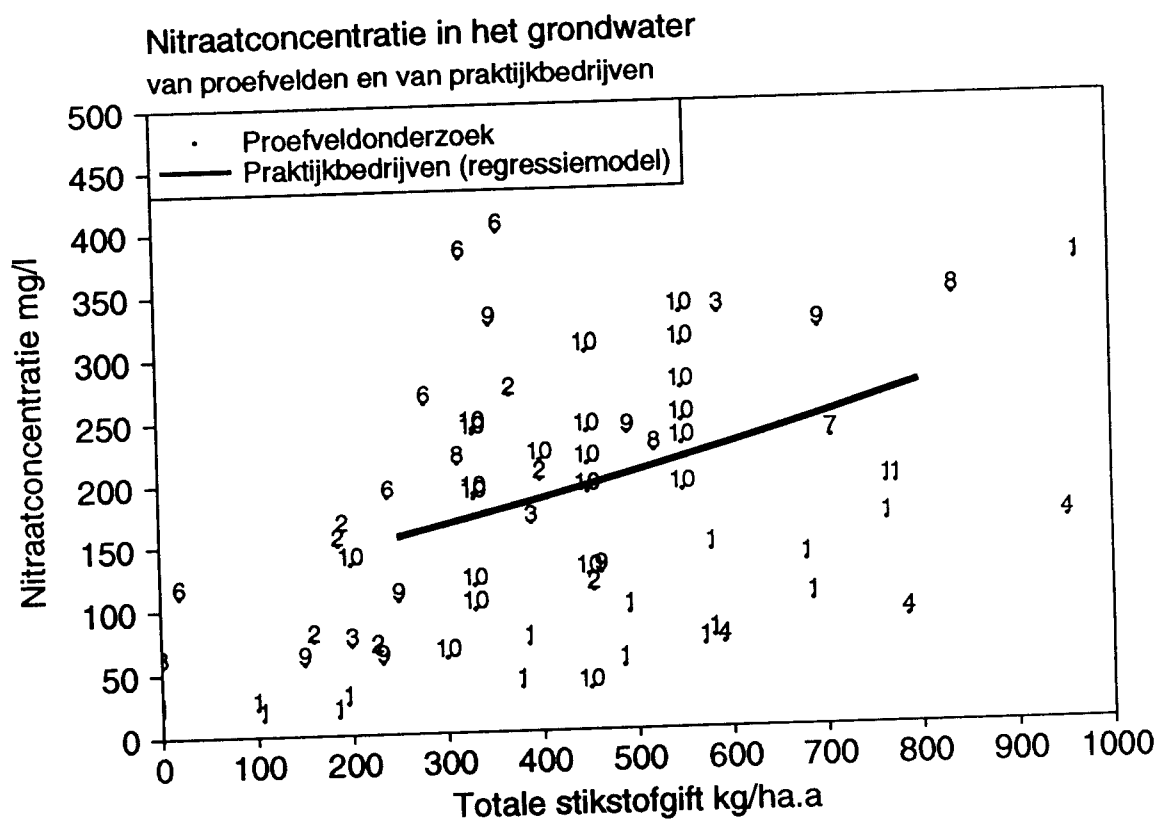
Een opvallende eigenschap van het model is dat de drinkwaternorm meestal tweemaal wordt overschreden indien er geen N-toevoer is. Dit is in strijd met de algemene opvatting. Mogelijke oorzaken zijn dat het merendeel van de stikstoftoevoer op de bemonsterde bedrijven zich bevindt tussen de 250 en 750 kg/(ha.a) waardoor de schatting bij 0 kg/(ha.a) onnauwkeurig is. Tevens is een mogelijke oorzaak de voorafgaande droge jaren, die al eerder genoemd zijn.

Het gedrag van het model is vergeleken met proefveldgegevens (zie figuur 6). In figuur 6 staat de mediaan die met het landbouwmodel is geschat zonder rekening te houden met Gt invloeden, met een lijn aangegeven. De proefveldgegevens (label 1 t/m 9) zijn geëxtraheerd uit Van Drecht et al.(1991) en hebben betrekking op gras en mais op zand. Nummer 7 is geen proefveldgegeven maar is afgeleid uit Boumans et al. (1989) voor de gemiddelde nitraatconcentratie bij Gt7 en 700 kg stikstoftoevoer. De nummers 10 gelden voor grasland en volgen uit een gezamenlijk project van het Proefstation voor de rundveehouderij, schapehouderij en paardenhouderij (PR) en het RIVM. Dit zijn ook gemiddelde nitraatconcentraties voor 1992 en 1993, berekend uit gemeten concentraties. In het proefveldonderzoek nummer 1 en 2 zitten mogelijk effecten van hoge grondwaterstanden (Gt-effecten).

In het traject 250-800 kg/(ha.a) aan N-bemesting is deze puntenwolk niet in tegenspraak met het regressiemodel. Het model lijkt de concentraties eerder te onderschatten dan te overschatten. Dit wil zeggen dat er meer punten boven de lijn zitten dan er onder. Echter de helling van het regressiemodel is minder stijl dan volgt uit afzonderlijk proefveldonderzoek. Dat de regressielijn minder stijl is dan verwacht kan bijvoorbeeld komen doordat meer organische stof, dieper in het profiel, voorkomt op bedrijven waar meer N-toevoer is. Hierdoor verdwijnt nitraat uit het grondwater en wordt minder nitraat gevonden dan verwacht.

Het model lijkt geschikt om overschrijdingskansen te schatten. Het model is niet bedoeld om het effect van een verminderde stikstoftoevoer te voorspellen.

Figuur 6;



4 CONCLUSIES

In de zandgebieden komen onder landbouwgewassen ongeveer zes maal hogere nitraatconcentraties voor dan onder natuur.

Doordat op de heuvelruggen en overige stuwwallen minder landbouw voorkomt, komen hier de laagste nitraatconcentraties voor.

Voor de periode 1992-1993 geldt dat bij landbouwgewassen in de zandgebieden, de grondwaternorm voor nitraat vele malen wordt overschreden. Meer dan 50% zit boven driemaal de grondwaternorm. Bedrijfs-gemiddelde nitraatconcentraties onder de grondwater-norm komen haast niet voor.

De laagste nitraatconcentraties bij landbouwgewassen worden verwacht in Friesland, Drente, de Gelderse Vallei en het uiterste westen van Noord-Brabant. Op de heuvelruggen, de Achterhoek, Twente en Noord-Brabant worden bij landbouwgewassen de hoogste concentraties verwacht.

De gevonden gemiddelde concentraties over 1992 en 1993 zijn mogelijk hoger dan het langjaarlijkse gemiddelde. De modelschattingen die hierop gebaseerd zijn, zijn vermoedelijk ook hoger dan het langjaarlijks gemiddelde. Uitspraken over het langjaarlijkse gemiddelde kunnen uiteraard worden verkregen door gedurende vele jaren te meten en of te corrigeren voor de weersomstandigheden in de voorafgaande jaren.

De gemeten nitraatconcentraties zijn gerelateerd aan het bodemgebruik, de N-toevoer aan de bodem die hiermee samenhangt, en aan bodemkenmerken

LITERATUUR

Boumans, L.J.M., C.R. Meinardi, G.J.W. Krajenbrink, 1989 Nitraagehalten en kwaliteit van het grondwater onder grasland in de zandgebieden. RIVM-rapport no: 728472013

Boumans, L.J.M., 1990. Variatie in ruimte en tijd van de nitraatconcentratie in het verzadigde grondwater van 10 graslandbedrijven in de zandgebieden van Nederland. RIVM-rapport no: 724903002

Boumans, L.J.M., 1994. Nitraat in het bovenste grondwater onder natuurgebieden op zandgrond in Nederland. RIVM-rapport no: 712300002

De Vries W., en J.Denneboom, 1992 De Bodemkaart van Nederland digitaal. SC-DLO, Technisch Document 1

Huber, P.J., 1981 Robust statistics; Wiley, New York

Hoogervorst N.J.P., 1992 Het landbouw-scenario in de Nationale Milieuverkenning 2; uitgangspunten en berekeningen. RIVM-rapport no: 251701005

Jarvis S.C., M. Sherwood and J.H.A.M. Steenvoorden, 1987 Nitrogen losses from animal manures; from grazed pastures and from applied slurry. in: Animal manure on grassland and fodder crops. Fertilizer or waste ? H.G. van der Meer, R.J. Unwin, T.A. van Dijk G.C. Ennik (eds.) Martinus Nijhoff

LNV, 1990 Natuurbeleidsplan, regeringsbeslissingen, Tweede Kamer, vergaderjaar 1989-1990, 21149, nrs. 2-3, blz 54

Locher W.P. en H. de Bakker, 1990 Bodemkunde van Nederland, deel 1; algemene bodemkunde tweede druk; Malmberg Den Bosch

Montgomery D.C. and A.E. Peck, 1982 Introduction to linear regression analysis. John Wiley & Sons, New York

RIVM, 1991 Nationale Milieuverkenning 1990-2010, Samson H.D. Tjeenk Willink

EU,1991; Richtlijn van de Raad van 12 december 1991 inzake de bescherming van water tegen verontreiniging door nitraten uit agrarische bronnen. Publikatieblad van de Europese Gemeenschappen, Nr. L 375/4

Steenvoorden, J.H.A.M., 1983, Nitraatbelasting van het grondwater in zandgebieden; denitrificatie in de ondergrond. Nota 1435 ICW, Wageningen

Thunnissen H., R.Olthof, P.Getz, L. Vels, 1992 Grondgebruiksdatabank van Nederland vervaardigd met behulp van Landsat Thematic Mapper opnamen. SC-DLO, Rapport 168.

Van Drecht G., F.R.Goossensen, M.J.D. Hack-ten Broeke, E.J. Jansen, J.H.A.M. Steenvoorden, 1991; Berekening van de nitraatuitspoeling naar het grondwater met behulp van eenvoudige modellen. RIVM-rapport no: 724901003

Van Drecht G., 1993 Modelling of regional scale nitrate leaching from agricultural soils, The Netherlands. Applied Geochemistry , Suppl. Issue No.2 pp175-178, 1993

Van Swinderen E.C., W.J. Willems, C.H.G. Daatselaar, T. de Haan, D.W. de Hoop, 1994 Meetprogramma kwaliteit bovenste grondwater landbouwbedrijven resultaten eerste bemonstering 1992. RIVM-rapport no: 714901002

Van Swinderen E.C., B. Fraters, H.A. Vissenberg, T. de Haan, D.W. de Hoop, in voorbereiding; Meetprogramma kwaliteit bovenste grondwater landbouwbedrijven resultaten onderzoek 1992 en 1993. RIVM-rapport

VROM,1989 Nationaal Milieubeleidsplan: Kiezen of Verliezen. (Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieuhygiëne); Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989, 21 137, nrs. 1-2. 's-Gravenhage, SDU-uitgeverij.

VROM (1993). Nationaal Milieubeleidsplan 2: Milieu als maatstaf (Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieuhygiëne); Tweede Kamer, vergaderjaar 1993-1994, 23 560, nrs. 1-2. 's-Gravenhage, SDU-uitgeverij.

Bijlage I; Analyse van invloeden op de fit van het landbouwmodel

Door de kwadraatsom van de afwijkingen tussen schatting en waarneming te minimaliseren kunnen enkele waarnemingen een grote invloed uitoefenen op de schatting van de regressiecoëfficiënten. Dit komt niet altijd tot uiting in grote residuen. De invloed van de waarnemingen op de schatting van de regressiecoëfficiënten is daarom nader onderzocht.

Cooks distance

Zoals vermeld zijn twee nitraatconcentraties niet bij de modelbouw betrokken omdat zij een te grote invloed hebben op de regressiecoëfficiënten. Het betrof twee bedrijven die alleen in 1992 zijn bemonsterd. De beoordeling van de invloed van waarnemingen op de modelfit is gedaan met behulp van een kental, de "Cooks distance" (zie o.a. Montgomery and Peck, 1982). Indien deze groter is dan 1, dan wordt voor deze waarnemingen speciale aandacht aanbevolen. Deze twee waarnemingen hebben een Cooks Distance die groter is dan 1 en zijn verwijderd waarna het model opnieuw is gefit. Nu is van alle waarnemingen de Cooks distance kleiner dan 1. Zie figuur I-1.

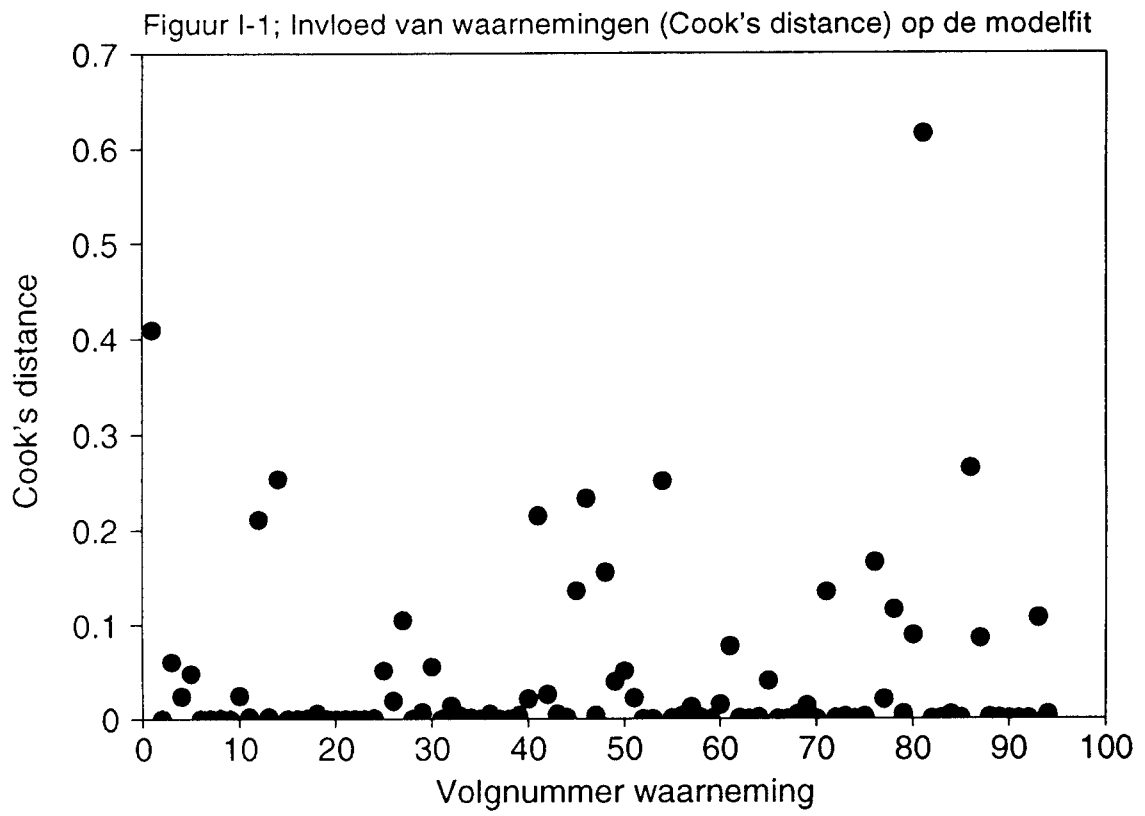
Verandering regressiecoëfficiënten

De invloed van de afzonderlijke waarnemingen kan ook zichtbaar worden gemaakt door de verandering in regressiecoëfficiënten die wordt veroorzaakt door de betreffende waarneming niet te betrekken bij het schatten (o.a. Montgomery and Peck, 1982). Deze verandering is geschaald met de geschatte standaardafwijking van de schatter voor de regressiecoëfficiënt (figuur I-2). In geen enkel geval is de verandering groter dan een standaardafwijking. Er is daarom geen reden om aan te nemen dat een waarneming een onevenredig grote invloed heeft op het model.

Robuuste regressie

Behalve onderzoek naar de invloed van de afzonderlijke waarneming kan ook de invloed van groepen waarnemingen onderzocht worden. Dit wordt gedaan met een ander minimalisatie methode namelijk robuuste regressieanalyse (Huber,1981).

Onderstaande tabel I-1 geeft alternatieve coëfficiënten voor de verklarende variabelen, die met deze alternatieve methode zijn gefit.



Tabel I-1; Coëfficiënten gefit met robuuste regressie-analyse

Coëfficiënt	Waarde	St.err.	t-waarde
Intercept	10.52	0.75	14,07
LEI-N-toevoer	0,0075	0,0013	5,91
f (Gt2+Gt2*)	-0,086	0,017	-5,04
f (Gt3+Gt3*)	-0,037	0,0084	-4,36

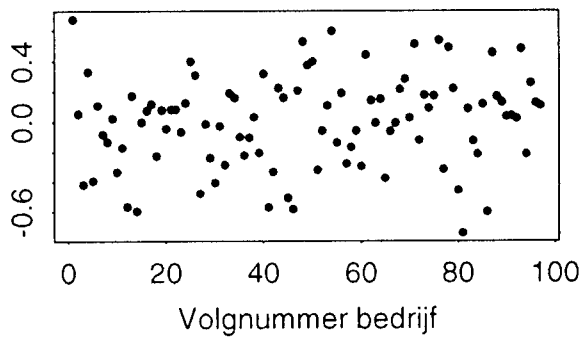
Vergelijking van tabel I-1 en tabel 3a geeft geen aanleiding om te vermoeden dat sommige waarnemingen een te grote invloed hebben gehad op de modelfit.

Afhankelijkheid tussen schatters voor regressiecoëfficiënten

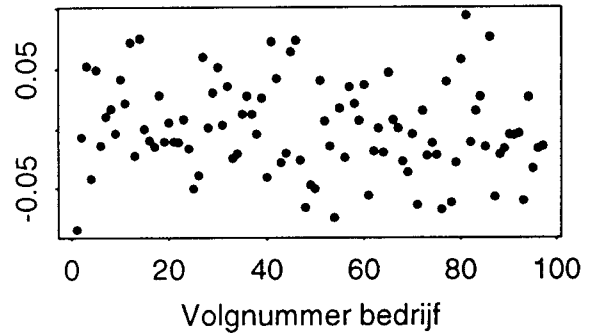
Naarmate de waarden van de verklarende variabelen meer lineair samenhangen, zijn de varianties van de schatters voor de regressiecoëfficiënten groter. De toename van de variantie van de schatters als gevolg van lineaire afhankelijkheid tussen de verklarende variabelen wordt berekend als de diagonaal van de inverse correlatiematrix van deze variabelen. Dit is de zogenaamde VIF, Variance Inflation Factors. De waarden zijn achtereenvolgens 1,05; 1,06 en 1,01. Deze waarden zijn klein. Dit betekent dat de steekproef bijna optimaal is voor het schatten van de regressiecoëfficiënten. Omdat ook gezocht is naar hoge t-waarden voor de regressiecoëfficiënten, is waarschijnlijk hierdoor de modelkeuze beïnvloed.

Figuur I-2; Invloed afzonderlijke bedrijven
op regressiecoëfficiënten

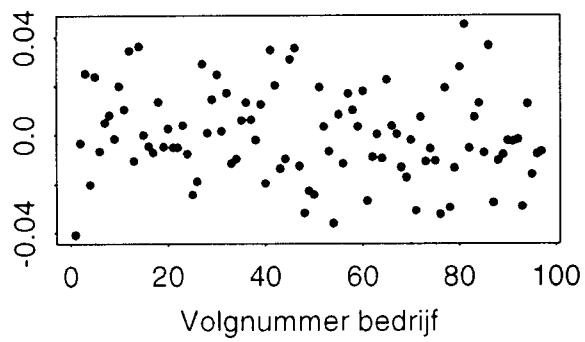
Gt2 en Gt2*



Gt3 en Gt3*



LEI- stikstofgift



Verandering in geschatte regressie-coëfficiënt
geschaald met standaardwijking schatter.

Bijlage II; Onderzoek aan de ruis van het landbouwmodel

Bij het toetsen op significanties is verondersteld dat de modelruis een Gaussische verdeling heeft met verwachtingswaarde nul en een onbekende standaardafwijking en onafhankelijk is van de verklarende variabelen en de waarnemingen. Om deze veronderstelling te onderzoeken worden de residuen opgevat als onafhankelijke realisaties van de ruis.

Met figuur II-1 kunnen de regressie-residuen visueel beoordeeld worden. Figuur II-1A is een histogram van de residuen en laat zien dat de verdeling ongeveer symmetrisch is. In figuur II-1B zijn de quantielwaarden van de residuen uitgezet tegen de quantielwaarden van de Gaussische verdeling. Indien de residuen Gaussisch verdeeld zijn liggen de waarden van overeenkomstige quantielen op een rechte lijn. Figuur II-1B geeft geen aanleiding om te twifelen aan de veronderstelling. In figuur II-1C zijn de residuen uitgezet tegen de gefitte waarden. Figuur II-1C is geen aanleiding om te vermoeden dat de grootte van de ruis samenhangt met de gefitte nitraatconcentraties. Dezelfde conclusie volgt uit figuur II-1D. In figuur II-1D is een rechte lijn gefit door de absolute waarde van de residuen. De helling van deze lijn verschilt niet significant van nul.

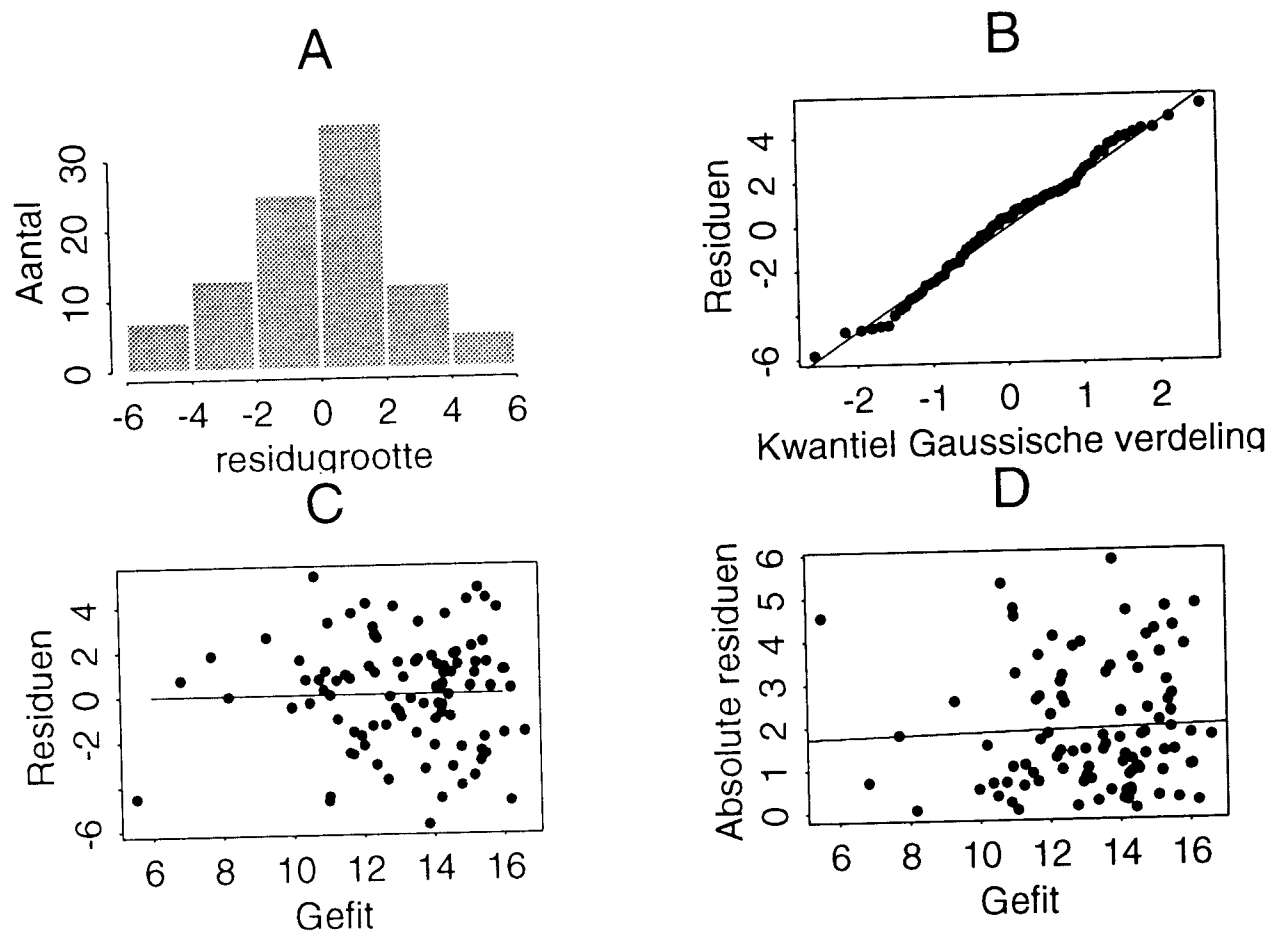
Om de veronderstelling te onderzoeken dat er geen relatie bestaat tussen de ruis en de verklarende variabelen, zijn de absolute waarden van de residuen gefit met de verklarende variabelen, zie tabel II-1. Er worden geen aanwijzingen gevonden dat er een relatie is tussen de ruis en de verklarende variabelen, zie tabel II-1.

Tabel II-1; Variantie analyse van een model voor de absolute waarden van de residuen gefit met de verklarende variabelen.

	Vrijheidsgraden	Kwadratsom	Gemiddeld
Regressie	3	1.0	0.34
Residuen	92	33	0.36
Totaal	95	34	0.36

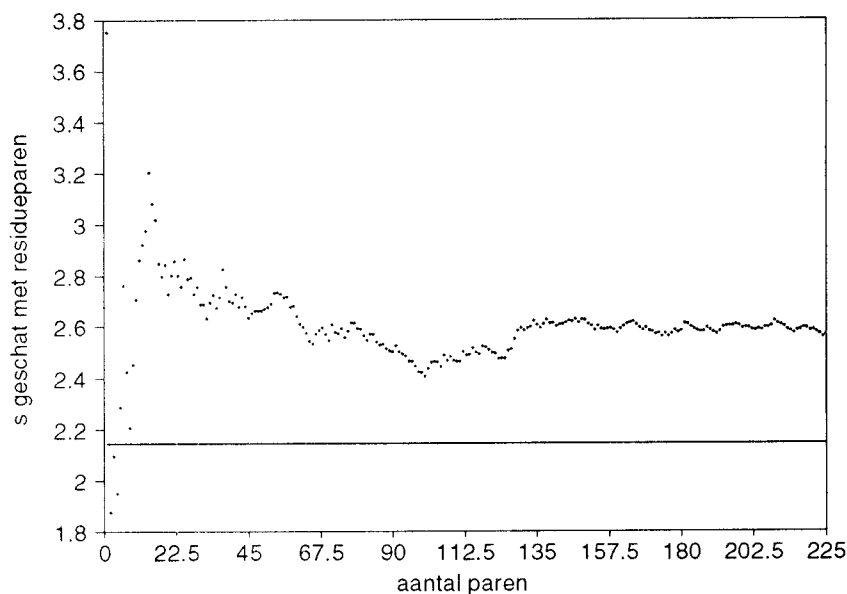
Om te onderzoeken of de modelruis lokaal systematisch afwijkt is de procedure "sNear" van de afdeling Landbouwwiskunde-DLO gebruikt, zie figuur II-2. De procedure is afgeleid van een methode van Daniel and Wood (1980).

Figuur II-1: Residuen



De standaardafwijking van de ruis, die is geschat met de residuen van ruitparen, wordt vergeleken met de geschatte standaardafwijking van de ruis, die volgt uit het regressiemodel. De ruitparen worden daartoe geordend op grootte van de som van de gekwadrateerde verschillen, tussen de waarden van de bijbehorende verklarende variabelen, die zijn vermenigvuldigd met de bijbehorende regressiecoëfficiënt. Oftewel ze worden geordend op grootte van hun onderlinge geschaalde afstand in de ruimte van verklarende variabelen. De schatting van de standaardafwijking van de ruis is achtereenvolgens gedaan met de residuen van het eerste ruitpaar, de eerste twee, de eerste drie, etcetera. De schattingen zijn weergegeven in figuur II-2. Indien de achtereenvolgende schattingen van de standaardafwijking een stijgende tendens vertonen is dit een aanwijzing voor systematische afwijkingen. Figuur II-2 geeft geen aanleiding om te vermoeden dat er systematische lokale afwijkingen zijn.

Figuur II-2; Geschatte standaardafwijking s van de ruis met ruitparen en geschatte standaardafwijking van de ruis, die volgt uit het regressiemodel



sModel	sModelLow	DFRes
2.404	2.146	92

sModel is de geschatte standaardafwijking, die volgt uit het regressiemodel.

sModelLow is de ondergrens van het eenzijdige 95%-betrouwbaarheidsinterval van sModel.

(In de grafiek is een lijn getrokken met de waarde van sModelLow)

DFRes is het residueel aantal vrijheidsgraden.

Bijlage III; Onderzoek naar geografische structuren in de ruis van het landbouwmodel

Het model is gebruikt om geografisch schattingen te maken, zie figuur 1,2,3 en 4. Daarom wordt onderzocht of de modelruis samenhangt met de geografische coördinaten. De modelresiduen worden daartoe als waarnemingen opgevat, de coördinaten als verklarende variabelen. Er is een lineair trendvlak gefit, zie tabel III-1.

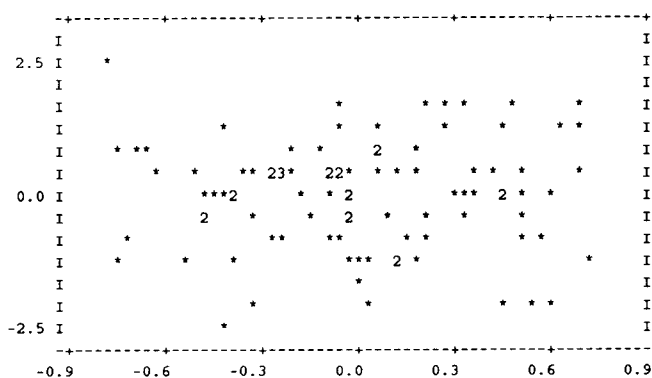
Tabel III-1; Regressieanalyse; Modelresiduen gefit met ruimtelijke coördinaten

	Vrijheidsgraden	Kwadraatsom	Gemiddeld
Regressie	2	14.3	7.1
Residueel	93	517	5.6
Totaal	95	531	5.6

Verklaarde variantie 0.6

Volgens tabel III-1 wijkt het trendvlak, dat op de modelresiduen is gefit, niet significant af van nul. Om te onderzoeken of variantie tov. van het trendvlak homogeen is, zijn in figuur III-1 de genormaliseerde trendvlakresiduen uitgezet versus de schattingen.

Figuur III-1; Genormaliseerde trendvlakresiduen ten opzichte van het trendvlak



Genormaliseerde afwijkingen (Y-as) van modelresiduen tov gefitte trendvlakwaarden (X-as)
(2= 2 samenvallende waarden; 3=3 samenvallende waarde)

Ook zijn de absolute waarden van de trendvlakresiduen gefit met de ruimtelijke coördinaten, zie tabel III-2.

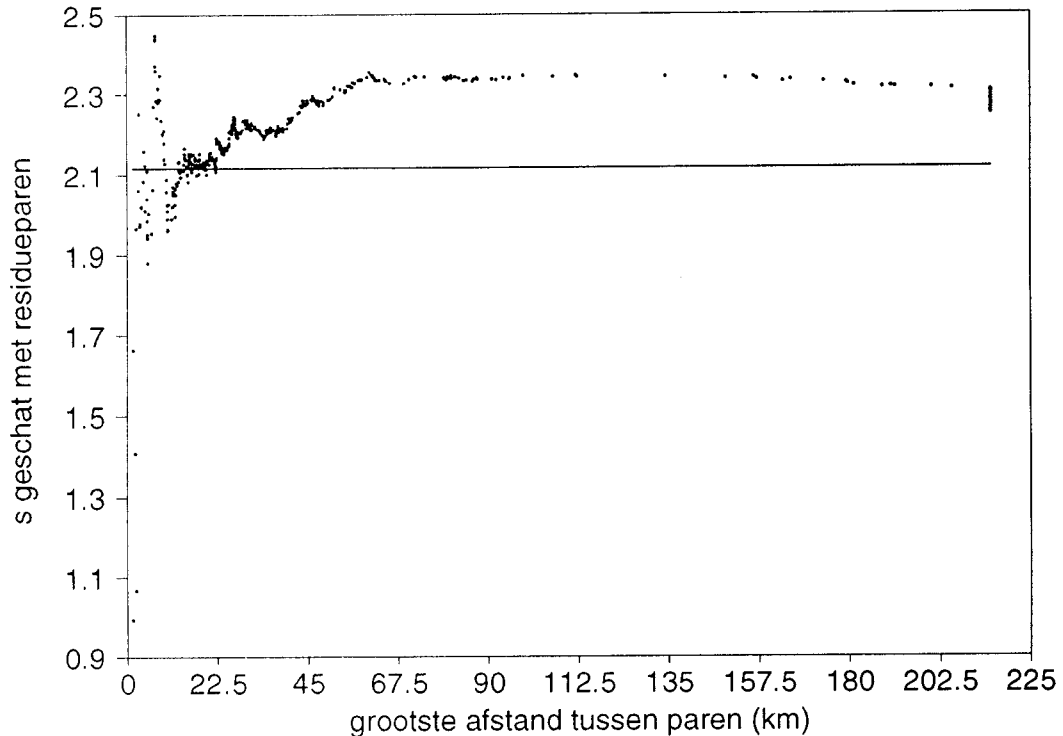
Tabel III-2; Onderzoek aan ruis tov. trendvlak

	Vrijheidsgraden	Kwadraatsom	Gemiddeld
Regressie	2	0.27	0.14
Residueel	93	34	0.37
Totaal	95	34	0.36

In figuur III-1 en tabel III-2 worden geen aanwijzingen gevonden dat de variantie om het trendvlak niet-homogeen is.

Behalve dat de modelruis lineair met de xy-coördinaten kan samenhangen, is het ook mogelijk dat de ruis geografisch systematisch afwijkt van de ruis, die volgt uit het regressiemodel (autocorrelatie). Om dit te onderzoeken beschouwen we de 96 residuen van het model als realisaties van de ruis. We schatten de standaardafwijking van de ruis met residue-paren, die geordend zijn op hun geografische afstand. Hiervoor is het sNear programma wat aangepast. Het resultaat wordt weergegeven door figuur III-2.

Figuur III-2; Standaardafwijking, s , van de ruis die is geschat met geografisch gepaarde modelresiduen en de standaardafwijking ruis die is geschat met alle residuen



sModel	sModelLow	DFRes
2.365	2.116	95

sModel is de standaardafwijking van de ruis, die is geschat met alle residuen

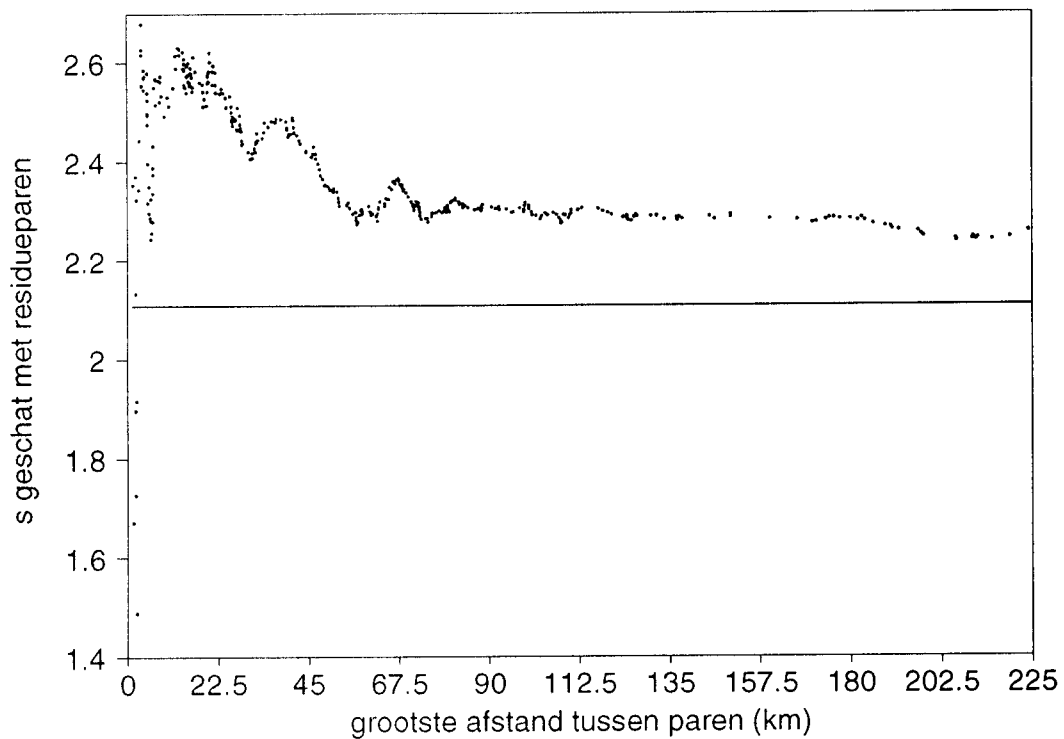
sModelLow is ondergrens van het eenzijdig 95%-betrouwbaarheidsinterval van sModel

(In de grafiek is een lijn getrokken op sModelLow)

Uit figuur III-2 wordt geïnterpreteerd dat de achtereenvolgende schattingen van de standaardafwijking van de ruis een stijgende tendens vertonen. De residuen van waarnemingen die dicht bij elkaar liggen verschillen minder. Dit is een mogelijke aanwijzing dat de modelruis geografisch geautocorreleerd is. Dit is in tegenspraak met hetgeen uit figuur III-1 geïnterpreteerd is. Daarom zijn ook de trendvlakresiduen met deze methodiek

onderzocht. De 96 modelresiduen worden opgevat als waarnemingen en de xy-coördinaten als verklarende variabelen, zie figuur III-3.

Figuur III-3; Standaardafwijking ruis, geschat met gepaarde trendvlakresiduen en de standaardafwijking van de ruis die volgt uit alle trendvlakresiduen.



sModel	sModeLow	DFRes
2.358	2.107	93

sModel is de standaardafwijking die is geschat met alle trendvlakresiduen

sModeLow is de ondergrens van het eenzijdig 95%-betrouwbaarheidsinterval voor sModel

In de grafiek is een lijn getrokken op de waarde van sModeLow

Indien bij het schatten van een geografisch beeld rekening wordt gehouden met een correctie die afhankelijk is van de ruimtelijke coördinaten dan zijn er, volgens figuur 3-3, geen aanwijzing meer voor geografische autocorrelatie in de ruis.