# Emissies van bestrijdingsmiddelen en nutriënten in de bloembollenteelt

BIBLIOTHEEK
STARINGGEBOUW

**Samenvatting**

**J. van Aartrijk**
**P. Groenendijk**
**J.J.T.I. Boesten**
**O.F. Schoumans**
**R. Gerritsen**

**DLO-Staring Centrum, Wageningen**

**Erratum bij rapport 387.6**

Pagina 17:

Punt 1, vierde gedachtenstreepje:
Lees in plaats van
(ca. 100 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ N en ca. 10 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ P): (ca. 180 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ N en ca. 5 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ P)

Punt 2, zesde gedachtenstreepje:
Lees in plaats van
(ca. 120 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ N en ca. 75 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ P): (ca. 210 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ N en ca. 75 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ P)

**Rapport 387.6**

0 6 DEC. 1995

**DLO-Staring Centrum, Wageningen, 1995**

CENTRALE LANDBOUWCATALOGUS
0000 0687 8686

582039 deel 6

REFERAAT

J. van Aartrijk, P. Groenendijk, J.J.T.I. Boesten, O.F. Schoumans, R. Gerritsen, 1995. *Emissies van bestrijdingsmiddelen en nutriënten in de bloembollenteelt; samenvatting* Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 387.6; 42 blz.. 4 fig.; 3 tab.

Het belang en de omvang van emissieroutes van bestrijdingsmiddelen en nutriënten bij de teelt van bloembollen op kalkrijke zandgronden is onderzocht in het veld, in het laboratorium en met modellen. De uitspoelingsmodellen zijn getoetst op hun bruikbaarheid. In scenarioberekeningen is de invloed verkend van diverse typen bedrijfsvoering, teelthandelingen en -omstandigheden. Bovengrondse emissieroutes, met name spuitdrift en afspoeling vanuit de omgeving van bedrijfsgebouwen, leveren de belangrijkste bijdrage aan de belasting van oppervlaktewater met bestrijdingsmiddelen. Afhankelijk van teelthistorie en eigenschappen van het bodemprofiel spoelen stikstof- en fosforverbindingen uit naar het drainwater in concentraties die de huidige grenswaarden overschrijden.

Trefwoorden: afspoeling, depositie, kalkrijke zandgrond, spuitdrift, uitspoeling

ISSN 0927-4499

De rapporten 387 en 387.6 kunnen zowel bij DLO-Staring Centrum, als bij het Laboratorium voor Bloembollenonderzoek en het Hoogheemraadschap van Rijnland worden besteld. Rapport 387.6 verschijnt tevens als nr. 99 in de reeks Rapporten Bloembollenonderzoek 1995 van het Laboratorium voor Bloembollenonderzoek, Lisse.

©1995 DLO-Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC-DLO)
Postbus 125, 6700 AC Wageningen.
Tel.: 08370-74200; telefax: 08370-24812; internet: postmaster@sc.dlo.nl

DLO-Staring Centrum, Laboratorium voor Bloembollenonderzoek en Hoogheemraadschap van Rijnland aanvaarden geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

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

Project 7254 [rap387-6.pg/wio/sep'95]

# Inhoud


| | blz. |
|---|---|
| Woord vooraf | 7 |
| Samenvatting | 9 |
| 1 Inleiding | 15 |
| 2 Methoden van onderzoek | 17 |
| 3 Resultaten | 21 |
| 3.1 Gewasbeschermingsmiddelen | 21 |
| 3.1.1 Veldonderzoek | 21 |
| 3.1.2 Modeltoetsing | 23 |
| 3.1.3 Scenario-berekeningen | 25 |
| 3.2 Nutriënten | 27 |
| 3.2.1 Veldonderzoek | 27 |
| 3.2.2 Modelbeschrijving | 27 |
| 3.2.3 Modeltoetsing | 28 |
| 3.2.4 Scenarioberekeningen | 35 |
| 4 Conclusies | 39 |


***Tabellen***


1 Gewasbeschermingsmiddelen in slootwater van bloembollenbedrijven te Wassenaar en St Maartensbrug 10

2 Resultaten van de analyse van bestrijdingsmiddelen in afgevoerd slootwater van bloembollenteeltbedrijven te Wassenaar en St Maartensbrug 22

3 Gewasbeschermingsmiddelen in drainwater van bloembollenteeltbedrijven te Wassenaar en St Maartensbrug 22


***Figuren***


1 Berekende stikstofbalanstermen ($kg.ha^{-1}.jr^{-1}$) van de profielen 1 en 2 te St Maartensbrug 30

2 Berekende stikstofbalanstermen ($kg.ha^{-1}.jr^{-1}$) van de profielen A en B te Wassenaar 31

3 Berekende fosforbalanstermen ($kg.ha^{-1}.jr^{-1}$) van de profielen 1 en 2 te St Maartensbrug 33

4 Berekende fosforbalanstermen ($kg.ha^{-1}.jr^{-1}$) van de profielen A en B te Wassenaar 34

# Woord vooraf

Bij de vele discussies rondom het uitbrengen van het Meerjarenplan Gewasbescherming ontstond de behoefte om meer objectieve informatie beschikbaar te hebben over de emissie van gewasbeschermingsmiddelen en meststoffen naar grond- en oppervlaktewater. Deze behoefte werd niet alleen door de landbouw gevoeld, maar ook door de waterkwaliteitsbeheerders, de provincies en de beleidsdepartementen, die voor deze terreinen verantwoordelijkheid dragen.

Op deze basis hebben genoemde instanties afgesproken om gezamenlijk een analytisch onderzoek te laten doen, waarin getracht zou worden een modelmatig verband te leggen tussen de dosering van genoemde stoffen door boer en tuinder en de bovenbedoelde emissie ervan. Bekend was, dat deze emissie sterk wordt beïnvloed door vooral de grondsoort, de teeltwijze en de weersomstandigheden. Daarom werd besloten dit onderzoek in principe voor alle belangrijke grondsoorten en enkele van de belangrijkste teeltsectoren uit te voeren. Om duplicatie te voorkomen en zo economisch mogelijk te werken, zou dit volgtijdig gebeuren, te beginnen bij de bloembollenteelt op duinzandgronden.

Het onderzoek is in 1992-1994 uitgevoerd door het Hoogheemraadschap van Rijnland (HHR), DLO-Staring Centrum (SC-DLO) en het Laboratorium voor Bloembollenonderzoek (LBO). De kosten zijn gezamenlijk gedragen door de belanghebbenden genoemd op pagina 2 van dit samenvattend rapport. Dezen vormden ook de commissie die het onderzoek heeft begeleid. Aan dit rapport liggen deelrapporten met uitvoeriger informatie ten grondslag.

Uit deze objectieve resultaten heeft de begeleidingscommissie de conclusie getrokken, dat de emissie van bestrijdingsmiddelen via drain- en oppervlaktewater zelfs in deze lichte humusarme zandgronden veel geringer is dan aanvankelijk werd verwacht, – hoewel een enkel middel wel degelijk de emissienormen overschrijdt –; dat de bovengrondse emissie daarentegen zeer belangrijk is en dat de emissie van nutriënten, vooral fosfaten, alle belanghebbenden voor moeilijke problemen stelt.

De begeleidingscommissie heeft een aantal adviezen voor beleidsinstanties opgesteld met de bedoeling, dat maatregelen worden genomen en afspraken worden gemaakt om de ongewenste emissies naar de genoemde milieucompartimenten te verminderen.

Gaarne wil ik aan het einde van dit onderdeel van het landelijke emissie–onderzoek alle deelnemers in de uitvoering, de begeleiding en de financiering van harte bedanken voor de constructieve samenwerking.

G. Weststeijn,
Voorzitter Begeleidingscommissie.

# Samenvatting

Bij de teelt van bloembolgewassen op kalkrijke duinzandgronden worden relatief veel gewasbeschermingsmiddelen en meststoffen toegepast. Om emissies van gewasbeschermingsmiddelen en nutriënten naar milieucompartimenten te verminderen, zijn behalve volumemaatregelen ook specifieke emissie-beperkende maatregelen noodzakelijk. Hiervoor is kennis over het belang en de omvang van de diverse emissieroutes vereist. Deze kennis werd vergaard in:

— Veldonderzoek op twee bloembollenteeltbedrijven, nl. een geïntegreerd proefbedrijf te St Maartensbrug en een praktijkbedrijf te Wassenaar;
— Scenario-onderzoek, waarin op basis van getoetste simulatie-modellen de emissies via bodemroutes van gewasbeschermingsmiddelen en nutriënten worden berekend vanuit geschematiseerde bloembollenbedrijven en als gevolg van de toepassing van enkele teeltmaatregelen en -omstandigheden. Deze simulatie-modellen werden getoetst en toepasbaar gemaakt in:
— modelonderzoek aan de modellen SWAP93 (beschrijft de waterstroming in een bodemprofiel), TRANSOL (beschrijft het transport en de omzetting van gewasbeschermingsmiddelen in een bodemprofiel) en ANIMO (simuleert het transport en de omzettingsprocessen van stikstof (N) en fosfor (P) verbindingen in de bodem).

*Gewasbeschermingsmiddelen*

Gedurende het veldonderzoek werden monsters genomen van grond- en drainwater, van ingelaten en afgevoerd slootwater, van neerslag en van de slootwaterbodem. Deze monsters werden geanalyseerd op een aantal geselecteerde herbiciden, fungiciden, nematiciden en insecticiden. De resultaten van het veldonderzoek geven aan dat:

— in slootwaterbodems vrijwel geen bestrijdingsmiddelen worden aangetroffen;
— in ca. 30% van neerslagmonsters enkele stoffen (vnl. chloridazon en carbendazim) in een lage concentratie (< 0,35 $\mu g.l^{-1}$) kunnen worden aangetroffen. De bijdrage hiervan aan de belasting van het oppervlaktewater is zeer gering (in de orde van honderdsten van een $\mu g.l^{-1}$);
— de bijdrage van bodemroutes aan de belasting van grond-, drain- en oppervlaktewater (verrassenderwijs) beperkt is. Voor zover middelen worden aangetroffen boven de detectiegrens, liggen de concentraties ervan in de orde van enkele tienden van een $\mu g.l^{-1}$ of lager met enkele incidentele hogere waarden (ca. 1-3 $\mu g.l^{-1}$). Voor Wassenaar en St Maartensbrug zijn de resultaten van slootwater samengevat in tabel 1.

*Tabel 1 Gewasbeschermingsmiddelen in slootwater van bloembollenbedrijven te Wassenaar en St Maartensbrug*

| Middel | % Monsters met middel | Gemiddelde* conc. ($\mu g.l^{-1}$) | Min.-max. conc. ($\mu g.l^{-1}$) | Det. grenzen conc. ($\mu g.l^{-1}$) | Norm** conc. ($\mu g.l^{-1}$) |
|---|---|---|---|---|---|
| carbendazim | 33% | 0,18-<0,26 | <0,05-2,4 | <0,05-<0,2 | 0,07 |
| chloridazon | 70% | 0,26-<0,27 | <0,05-2,4 | <0,04-<0,2 | 18 |
| HTI | 11% | 0,02-<0,04 | <0,02-0,3 | <0,02-<0,1 | 160 |
| metamitron | 11% | 0,02-<0,07 | <0,02-0,07 | <0,02-<0,1 | 20 |
| prochloraz | 24% | 0,01-<0,07 | <0,02-0,07 | <0,02-<0,1 | 7,3 |

* de rekenkundige gemiddelden zijn berekend over alle waarnemingsresultaten inclusief die waarbij de concentratie van het gewasbeschermingsmiddel lager was dan de bepalingsgrens. In die gevallen werd de concentratie 0 $\mu g.l^{-1}$ (linker kolom) of de bepalingsgrens (rechter kolom) in de berekening opgenomen.

** weergegeven zijn de maximaal toegelaten risicowaarden.

Gegevens van drainwater schetsen een vergelijkbaar beeld. Chloridazon (vooral in Wassenaar) en carbendazim werden vaker aangetroffen dan de overige middelen. Alleen voor carbendazim werd de MTR-waarde voor het oppervlaktewater overschreden. Slechts een zeer kleine fractie (tot enkele promillen van de dosering) van de toegepaste hoeveelheid bestrijdingsmiddelen werd in het sloot-, drain- en grondwater teruggevonden.

— Spuitdrift leidde onder de experimentele omstandigheden (in een situatie waarin de rijpaden tevens dienst deden als spuitvrije zone; soms met relatief hoge windsnelheden) tot een depositie op het wateroppervlak van <0,3-0,7% van de dosering. Deze route kan een bijdrage leveren aan de belasting van het oppervlaktewater in de orde van 1 $\mu g.l^{-1}$ en hoger.

— Vergelijking van de resultaten van dit onderzoek met monitoring-gegevens uit andere studies wijzen ook op een belangrijke emissie-route vanuit (de omgeving van) bedrijfsgebouwen, waarschijnlijk in relatie tot bolontsmetting.

Het model TRANSOL beschrijft het transport van bestrijdingsmiddelen door de bodem naar grond- en drainwater. Adsorptie-eigenschappen van bestrijdingsmiddelen aan organische stof in de bodem (weergegeven door de parameter $K_{om}$) en omzettingsprocessen van het middel (weergegeven door de parameter $DT_{50}$) beïnvloeden dit transportgedrag in hoge mate.

In het modelonderzoek vond toetsing van TRANSOL plaats met enkele middelen waarvan de $K_{om}$- en $DT_{50}$-waarden in separaat laboratorium-onderzoek waren bepaald, nl. metamitron ($K_{om}$ = 55-60 $l.kg^{-1}$; $DT_{50}$ = 2-3 dagen), HTI (omzettingsprodukt van chloorthalonil; $K_{om}$ = 250-270 $l.kg^{-1}$; $DT_{50}$ = 100 dagen) en chloorallylalcohol (omzettingsprodukt van dichloorpropeen; $K_{om}$ = zeer laag; $DT_{50}$ = 1 dag). De resultaten van de modeltoetsing geven aan dat berekeningen met het model uitkomsten gaven die redelijk goed overeenstemmen met de gemeten werkelijkheid. Incidenteel werden beperkt hogere concentraties gemeten dan berekend. Onder extreem natte omstandigheden worden concentraties berekend die hoger zijn dan gemeten. Hiermee moet rekening worden gehouden bij de interpretatie van de scenario-berekeningen.

Gebruik makend van het model zijn voor chloridazon en carbendazim de modelparameters $K_{om}$ en $DT_{50}$ verkregen via calibratie. Voor chloridazon geeft het model een redelijke schatting van de maximale concentratie; de gemiddelde

concentratie van deze stof wordt echter enigszins overschat. De betrouwbaarheid van het model voor carbendazim is betrekkelijk laag. Omdat deze stof in de monitoring van de waterkwaliteit regelmatig wordt aangetroffen is nadere studie gewenst.

In de scenarioberekeningen is ook gerekend met de middelen bentazon, linuron, deltamethrin en prochloraz, waarbij uitgegaan werd van in de literatuur voor deze middelen vermelde schattingen voor de modelparameters $K_{om}$ en $DT_{50}$. Gezien de onzekerheid van deze schattingen moet voor de uitspoeling van bentazon en linuron een onzekerheidsmarge van een factor ca. 10 worden aangehouden. Voor prochloraz en deltamethrin mag worden verwacht, ook op basis van hun stofeigenschappen, dat zij nooit in meetbare concentraties uitspoelen naar grond- en drainwater. Voor bentazon en linuron wordt dit wel verwacht.

Gebruik makend van TRANSOL en van de gemeten/gecalibreerde/geschatte modelparameters $K_{om}$ en $DT_{50}$, is in scenarioberekeningen de uitspoeling naar grond- en drainwater van bestrijdingsmiddelen berekend van veronderstelde bloembollenbedrijven op zandgrond in Noord- en Zuid-Holland in 1987 en 2000. Voor deze veronderstelde bedrijven zijn karakteristieke bodemprofielen, hydrologische situaties, vruchtwisselingsplannen en patronen van teelthandelingen en van toepassingen van bestrijdingsmiddelen geschematiseerd. Behalve voor deze bedrijfsscenario's werd ook het effect op de uitspoeling doorgerekend van enkele hydrologische en teeltkundige maatregelen/omstandigheden. De uitspoeling werd berekend over een periode van 24 jaar, waarin twee keer de weerreeks van 1981-1992 werd toegekend.

De fractie van bestrijdingsmiddelen die uitspoelt naar het (ondiepe) grondwater is in het algemeen zeer klein (<0,01%). Alleen voor bentazon in Zuid-Holland wordt een zekere uitspoeling berekend naar het grondwater (fractie: 0,5-0,8% van de dosering; piekconcentratie ca. 10 $\mu g.l^{-1}$). Bedacht moet worden dat het emissierisico van een piekconcentratie in een 24-jarige rekenperiode sterk afhankelijk is van de frequentie waarmee deze piek bereikt wordt; voor bestrijdingsmiddelen worden in 'gemiddelde' weerjaren 5-10 keer lagere concentraties berekend dan in extreme jaren. Bentazon is een stof die ook in aanzienlijke mate kan uitspoelen via de drains (fractie: 3-6% van de dosering; maximale concentratie 65-105 $\mu g.l^{-1}$). Linuron, carbendazim, HTI en chloridazon kunnen eveneens in meetbare, maar aanzienlijk lagere concentraties in het drainwater worden verwacht. Dichloorpropeen, deltamethrin, metamitron en prochloraz zullen daarin echter nauwelijks kunnen voorkomen.

In het scenario 2000 is door een verminderd toepassingsvolume de uitspoeling kleiner dan in dat van 1987. Het organische-stofgehalte van het profiel heeft een belangrijke invloed op de verwachte uitspoeling: bij een laag gehalte (0,5%) spoelt meer uit dan bij 1,5%. De berekende fractie van de dosering van bestrijdingsmiddelen die uitspoelt bij de scenario's met een zonder inundatie is vrijwel gelijk.

De uitspoeling van middelen is eveneens afhankelijk van de verhouding tussen wegzijging en drainafvoer: bij hogere waterafvoer via de drains spoelen ook meer stoffen uit naar het oppervlaktewater; bij lagere drainafvoer (meer wegzijging) spoelt relatief meer middel uit naar het grondwater. Diepploegen resulteert in Zuid-Holland

in (tot een factor 10) hogere piekconcentraties van middelen in het ondiepe grondwater dan die werden berekend in het scenario zonder diepploegen. Door het diepploegen komt het middel op grotere diepte, waar het langzamer afbreekt en eerder bij de drains en het grondwater is. Toepassing van grondontsmetting met dichloorpropeen vóór 15 september leidt in het algemeen niet tot enige uitspoeling van middelen, behalve bij zware neerslag.

Geconcludeerd wordt dat de emissie van bloembollenpercelen via bodemroutes en via atmosferische depositie slechts een geringe bijdrage leveren aan de belasting van het oppervlaktewater. Spuitdrift en emissie vanuit (de omgeving van) bedrijfsgebouwen leveren een relatief belangrijk aandeel in de belasting van oppervlaktewater.

*Nutriënten*

In het veldonderzoek werden gedurende de onderzoeksperiode monsters genomen van bodemvocht, en van grond-, drain- en slootwater. Deze monsters werden geanalyseerd op een omvangrijk pakket van parameters. De verslaglegging concentreert zich op diverse N- en P-verbindingen. In St.Maartensbrug werden in het drainwater concentraties gemeten van ca. 7 $mg.l^{-1}$ N, in Wassenaar bedroeg de concentratie 5 tot 8 $mg.l^{-1}$ N. In St.Maartensbrug bestond relatief groot verschil tussen meetopstelling wat betreft de fosfaatconcentratie in drainwater: 2-3 $mg.l^{-1}$ P en 0,6 $mg.l^{-1}$ P. In Wassenaar werden erg hoge waarden voor fosfaat in drainwater gemeten: gemiddeld 7,5–10 $mg.l^{-1}$ P, met een variatie in de meetresultaten tussen 2 en 20 $mg.l^{-1}$ P.

De uit- en afspoeling van N en P naar grond- en oppervlaktewater werd berekend door middel van modelonderzoek met het model ANIMO. Voor kalkhoudende duinzandgronden bestonden voor aanvang van het onderzoek onduidelijkheden over de aard en de kinetiek van fosfaatreacties. Daarom werd hieraan laboratoriumonderzoek uitgevoerd. Hieruit is gebleken dat calciumfosfaten kunnen worden gevormd, die voor een klein deel (5-20%) goed oplosbaar en voor het overige deel (80-95%) slecht oplosbaar zijn. Deze bindingsprocessen van fosfaat in kalkhoudende grond konden goed worden beschreven in een simulatiemodel. Deze modelbeschrijving is in het model ANIMO opgenomen.

Toetsing van het model ANIMO vond plaats voor de parameters nitraat-N ($NO_3$), ammonium-N ($NH_4$), organisch–N ($N_{org}$), totaal–N ($N_{tot}$), orthofosfaat ($PO_4$), organisch–P ($P_{org}$) en totaal–P ($P_{tot}$). Binnen en tussen de diverse onderzoekspercelen in St Maartensbrug en Wassenaar werd een grote spreiding gevonden in de meetresultaten van de diverse N- en P-verbindingen. Dit bemoeilijkt de modeltoetsing aanzienlijk.

Het getoetste model is in staat de orde van grootte van N- en P-concentraties in bodemvocht, grond- en drainwater redelijk te schatten, hoewel de berekende uitspoelingsperiode niet altijd correct is. Gedetailleerde uitspraken voor een bepaald perceel/profiel zijn — zeker voor de lage concentratieniveaus en bij de gehanteerde bemonsteringsdichtheden — met dit model niet mogelijk. Het model is gebleken zeer

gevoelig te zijn voor:
— de nauwkeurigheid waarmee de plantopname kan worden ingeschat;
— het gehalte en de omzettingssnelheid van organische stof in de verzadigde zone. De huidige beschrijving hiervan is nog niet toereikend om alle gemeten verschijnselen te kunnen verklaren;
— de verzadigde doorlatendheid van het profiel in de ondergrond.

Gedurende de onderzoeksperiode werd zowel te St Maartensbrug als te Wassenaar een afname in de bouwvoor waargenomen van de N-voorraad. Door het minder aërobe bodemprofiel in de bouwvoor te Wassenaar spelen denitrificatie-processen aldaar een belangrijker rol dan in St Maartensbrug. Op grond van de analyse van het bodemmateriaal wordt verwacht dat de venige laagjes in het bodemprofiel te Wassenaar ook een bijdrage leveren aan de belasting van het oppervlaktewater met stikstof. De hoogte van deze bijdrage is niet bekend. In Wassenaar is de P-concentratie, vnl. in de vorm van $PO_4$-P, in alle lagen van het profiel aanzienlijk hoger dan in St Maartensbrug, waar in de bouwvoor gedurende de onderzoeksperiode zelfs een vermindering van de P-voorraad werd geconstateerd. Kennelijk is de bodem in Wassenaar meer en tot op grotere diepte opgeladen met fosfaat.

Met ANIMO zijn diverse scenario-berekeningen uitgevoerd voor een geschematiseerde bedrijfsvoering in Noord- en Zuid-Holland. Een belangrijke analyse betreft de vergelijking van de situatie waarin de bemestingspraktijk van de jaren tachtig (scenario 1987), gekenmerkt door toepassing van stalmest, drijfmest en meervoudige meststoffen voor organische–stofvoorziening, stuifbestrijding en plantevoeding, wordt vergeleken met een bemestingsscenario 2000, dat o.a. gekenmerkt wordt door toepassing van GFT-compost, groenbemesters en enkelvoudige kunstmeststoffen. Resultaten van modelsimulaties wijzen uit dat op langere termijn, zowel in Noord- als Zuid-Holland, de emissie van N-verbindingen in scenario 2000 ongeveer de helft bedraagt van die in scenario 1987. Drainwaterconcentraties in het scenario 2000 zullen tussen 3-10 resp. 7-10 $mg.l^{-1}$ N gaan bedragen in Noord- resp. Zuid-Holland. De grenswaarde van 2,2 $mg.l^{-1}$ N in drainwater zal moeilijk of niet kunnen worden onderschreden; het organische-stofgehalte kan redelijk goed op peil blijven.

Voor fosfaat wordt berekend dat in scenario 2000 op langere termijn de P-belasting van het oppervlaktewater ca. een factor 10 afneemt ten opzichte van scenario 1987. De drainwaterconcentratie in scenario 2000 zal ca. 2-3 $mg.l^{-1}$ P gaan bedragen voor Noord- resp. Zuid-Holland, hetgeen aanzienlijk hoger is dan de thans geldende grenswaarde van 0,15 $mg.l^{-1}$ P. Zelfs wanneer in het geheel geen P meer zou worden toegepast, zou de P-concentratie van het drainwater op termijn stabiliseren bij ca. 1,8 $mg.l^{-1}$ P.

Als gevolg van scenario 2000 wordt eveneens berekend dat het $P_w$-getal zal dalen, uiteindelijk (na 3-10 jaren, afhankelijk van de P-voorraad) tot de klasse zeer laag. Het scenario 2000 is derhalve op langere termijn geen levensvatbaar scenario voor de bloembollenteelt op duinzandgronden. Aanvullende berekeningen waarin in het scenario 2000 aanvullende P-giften worden gegeven in de vorm van kunstmest ter grootte van de gewasonttrekking, geven aan dat dan het $P_w$-getal op peil gehouden kan worden. Deze P-gift in de vorm van kunstmest kan echter, afhankelijk van de

voorgeschiedenis van het perceel, weer aanleiding geven tot een iets hogere P-concentratie van het drainwater dan berekend voor scenario 2000. In kwelprofielen is in het scenario 2000 een grotere belasting van oppervlaktewater met N- en P-verbindingen te verwachten dan in wegzijgingsprofielen. Het verschil bedraagt ca. 20-30%. Het opzetten van het slootwater in plaats van beregening in Noord-Holland leidt niet tot wezenlijke veranderingen van de N- en P-uitspoeling. Het achterwege laten van drijfmesttoepassingen voor stuifbestrijding leidt tot een aanzienlijke reductie van de ammoniak-vervluchting, tot een beperkte (ca. 20%) reductie van de N-afvoer naar het oppervlaktewater en tot geen verandering in de P-belasting van het oppervlaktewater. De toepassing van drijfmest leidt wel tot een aanzienlijk verhoogde ophoping van fosfaat in de bouwvoor. Het tijdstip waarop stalmest wordt ingemest (binnen de marge van enkele maanden) heeft noch voor N noch voor P invloed op de uitspoeling.

Uit de resultaten van dit onderzoek is de conclusie getrokken dat de emissie van nutriënten, vooral van fosfaten, alle belanghebbenden voor moeilijke problemen stelt.

# 1 Inleiding

Het belang van diverse emissieroutes en de omvang van de emissies van gewasbeschermingsmiddelen en nutriënten in de bloembollenteelt is onderzocht. Kennis over de aard en de omvang in relatie tot de bedrijfsvoering is van belang voor het doeltreffend kunnen verminderen van de emissie. Dit onderzoek had tot doel om informatie te leveren waarmee beoordeeld kan worden of bepaalde maatregelen ter beperking van de emissie effectief zijn.

Bij het onderzoek zijn verschillende methoden gebruikt:
— veldonderzoek op een tweetal bloembollenteeltbedrijven op zandgrond, om de emissie op deze bedrijven vast te stellen en gegevens te verzamelen voor de rekenmodellen;
— het toetsen en toepasbaar maken van rekenmodellen voor uitspoeling naar grond-, drain- en oppervlaktewater voor gebruik op (kalkrijke) duinzandgronden;
— het met behulp van deze rekenmodellen simuleren van de gevolgen van bedrijfsscenario's en van enkele teeltmaatregelen voor de uitspoeling.

In Nederland worden bloembollen geteeld op een ca. 17 000 ha groot areaal, dat voornamelijk gelegen is op zandgronden met een relatief hoog kalkgehalte, een organische-stofgehalte van ca. 1,5% en een goede beheersing van het waterpeil. Ten opzichte van andere teelten worden bij de teelt van bloembollen op zandgronden relatief veel gewasbeschermingsmiddelen en meststoffen toegepast. Uit zogenaamde 'monitoring'–studies is gebleken dat deze toepassingen kunnen leiden tot emissies naar diverse milieucompartimenten. Een nadeel van 'monitoring'–studies is dat in het algemeen geen verband kan worden gelegd tussen (het belang van) waargenomen emissies en de voor deze emissies verantwoordelijke teelthandelingen of –omstandigheden. Informatie hierover is echter essentieel om gericht effectieve emissie-beperkende maatregelen te kunnen nemen.

Dit rapport beschrijft de samenvatting van de resultaten van het onderzoek. Een uitgebreidere beschrijving van de opzet, de uitvoering, de resultaten en de conclusies is te vinden in de andere rapporten uit de reeks SC-DLO-rapporten met nummer 387. In hoofdstuk 2 van dit rapport wordt in het kort de onderzoeksmethode genoemd. Hoofdstuk 3 beschrijft de belangrijkste resultaten, terwijl hoofdstuk 4 de conclusies geeft. Omdat dit rapport een samenvatting is van andere, meer uitgebreide rapportages, zijn literatuurverwijzingen achterwege gelaten.

# 2 Methoden van onderzoek

Het veldonderzoek werd verricht op twee bedrijven, namelijk:

1) een geïntegreerd proefbedrijf te St Maartensbrug (Noord Holland); hier werd gewerkt op 2 percelen (nl. percelen 1 en 2), die globaal gekenmerkt worden door:
   — een ca. 1 m dik zandpakket met een 50–70 cm dikke bouwvoor (organische-stofgehalte 1,5%), aan de onderzijde begrensd door slappe klei;
   — een grondwaterstand variërend van 40–80 cm diepte;
   — (geringe) wegzijging;
   — teelt van o.a. lelie en tulp volgens een 'geïntegreerde' bedrijfsvoering, met een bekend gebruik van gewasbeschermingmiddelen (ca. 37 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ actieve stof) en meststoffen (ca. 100 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ N en ca. 10 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ P);
   — som van neerslag en beregening van 2200 mm over de proefperiode 1992-1994;
   — de toepassing van inundatie gedurende de zomermaanden.
2) een zorgvuldig geleid praktijkbedrijf te Wassenaar met een representatieve bedrijfsvoering, hier werd gewerkt op 2 percelen (nl. percelen A en B) die globaal gekenmerkt worden door:
   — ligging vlak achter de duinen;
   — een zandprofiel met een bovenlaag van 45–80 cm (1,5% humus, 4% leem), op ca. 6 m diepte een klei/veenlaag;
   — een grondwaterstand op 40–80 cm diepte;
   — kwel vanuit de duinen;
   — teelt van o.a. lelie, tulp en hyacint;
   — een bekend gebruik van gewasbeschermingsmiddelen (ca. 122 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ actieve stof) en van meststoffen (ca. 120 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ N en ca. 75 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ P);
   — neerslag van 1800 mm over de proefperiode van 1992-1994.

In het modelonderzoek werden de volgende modellen getoetst en toepasbaar gemaakt voor bloembollengronden:

— SWAP93: dit hydrologische model beschrijft de waterstroming in het bodemprofiel,
— TRANSOL: dit model simuleert het door waterbeweging gedreven (zie SWAP93); transport van gewasbeschermingsmiddelen in afhankelijkheid van stof- en bodem-afhankelijke bindings- en omzettingseigenschappen, en
— ANIMO: dit model simuleert het door waterbeweging gedreven transport van N- en P-verbindingen, daarbij rekening houdend met chemische reacties en bindingsprocessen die N- en P-verbindingen in het bodemprofiel ondergaan. De modellen werden toepasbaar gemaakt door de invoer van resultaten van specifiek hiervoor opgezette en uitgevoerde laboratoriumstudies. Toetsing van de modellen vond plaats door vergelijking van modeluitkomsten met resultaten van de veldstudies.

Van de getoetste en zonodig aangepaste/gecalibreerde modellen is gebruik gemaakt

bij de berekening van de omvang van de uitspoeling van nutriënten en gewasbeschermingsmiddelen vanuit enkele gedefinieerde en geschematiseerde bloembollenteeltbedrijven in 1987 en 2000 (*scenario's*). Ook werd de invloed op de uitspoeling nagegaan van een aantal teeltmaatregelen/-omstandigheden, zoals inundatie, organische-stofgehalte, diepploegen, kwel of wegzijging, opzetten van het slootpeil, en toepassingstijdstip van grondontsmetting.

Gebruik makend van het getoetste uitspoelingsmodel TRANSOL werd de uitspoeling van gewasbeschermingsmiddelen berekend van 'gemiddelde' bloembollenbedrijven op zandgrond in Noord- en Zuid-Holland in 1987 en 2000. Daartoe is een aantal karakteristieke profielen van bollengronden, hydrologische situaties, vruchtwisselingsplannen, en patronen van teelthandelingen en van toepassingen van gewasbeschermingsmiddelen geschematiseerd. De 'gemiddelde' profielen onderscheiden zich van elkaar door een verschil in ondergrond (zand versus klei/veen), en door een verschillend organische–stof–en kalkgehalte. Voor de profielen in Zuid-Holland, waarvan de hydrologie gekenmerkt wordt door wegzijging (0,2–0,3 mm per dag) en door het achterwege blijven van kunstmatige beregening, is een sterkere en minder sterke wegzijgingsvariant doorgerekend. Het minder sterke wegzijgingsprofiel is relatief lager gelegen in het landschap; de drainafvoer hiervan is groter dan in de sterkere wegzijgingsvariant. De hydrologie van de profielen in Noord-Holland wordt gekenmerkt door een evenwicht tussen kwel en wegzijging, en door beregening; ze onderscheiden zich door het al of niet toepassen van inundatie. Het vruchtwisselingsplan in Zuid- en Noord-Holland is geschematiseerd tot een 1 op 4 teelt, nl. lelie, tulp, narcis, hyacint. Aangenomen is dat, indien inundatie plaatsvindt, dit gebeurt tussen tulp en narcis; diepploegen (tot 60 cm diepte) vindt eventueel plaats tussen narcis en hyacint. Aan dit vruchtwisselingsplan is voor 1987 en 2000 een verschillend gebruik van bestrijdingsmiddelen toegekend. Met uitzondering van dichloorpropeen, dat in 1987 in Noord-Holland een lagere toepassingsfrequentie (van 1 op 4) kreeg toegekend dan in Zuid-Holland (1 op 2,5), werd ervan uitgegaan dat in beide provincies hetzelfde gebruik van gewasbeschermingsmiddelen plaatsvond/plaatsvindt.

In deze scenarioberekeningen werden de volgende gewasbeschermingsmiddelen opgenomen: bentazon, carbendazim, chloorthalonil (met HTI als omzettingsprodukt), chloridazon, dichloorpropeen, deltamethrin, linuron, metamitron en prochloraz. Deze stoffen zijn representatief voor alle handelingen op bedrijven waarbij bodemroutes van belang zouden kunnen zijn; ze vertegenwoordigen echter slechts een deel van het bestaande pakket aan middelen.

De noodzakelijke selectie van middelen heeft plaatsgevonden op basis van het gebruiksbelang voor de bloembollenteelt (in 1987 en/of 2000) en de beschikbaarheid van omzettings- en bindingsgegevens. De totale hoeveelheid in het toegekende pakket gewasbeschermingsmiddelen bedraagt 28,1 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ actieve stof in 2000 (voor Noord- en Zuid-Holland) en 38,1 resp. 58,6 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ actieve stof in 1987 voor Noord-Holland resp. Zuid-Holland.

Voor de berekeningen werd voor die stoffen waarvoor dat mogelijk was, gebruik gemaakt van de gemeten of gecalibreerde $DT_{50}$- en $K_{om}$-waarden. Voor andere stoffen

(bentazon, deltamethrin, linuron, prochloraz) werden literatuurgegevens benut. De uitspoeling van de gewasbeschermingsmiddelen (als fractie van de dosering, als piekconcentratie van het voortschrijdend gemiddelde over 4 dagen) is berekend over een periode van 24 jaar, waarin twee keer de weerreeks van de periode 1981-1992 is toegekend. Behalve voor deze geschematiseerde bedrijfsscenario's werd eveneens het effect op de uitspoeling doorgerekend van enkele hydrologische en teeltkundige maatregelen/omstandigheden, nl. de invloed van kwel, van diepploegen en van het toepassingstijdstip van grondontsmetting.

# 3 Resultaten

## 3.1 Gewasbeschermingsmiddelen

### 3.1.1 Veldonderzoek

In het **veldonderzoek** werden op de beide bedrijven gedurende de onderzoekperiode van mei 1992 tot mei 1994 monsters genomen van grond- en drainwater, van ingelaten en afgevoerd slootwater, van neerslag en van de slootwaterbodem. Deze monsters werden geanalyseerd op (een selectie van) de herbiciden metamitron en chloridazon, de fungiciden carbendazim, prochloraz, procymidon, chloorthalonil en HTI (een omzettingsprodukt van chloorthalonil), het nematicide 1,3-dichloorpropeen (en het bijprodukt resp. omzettingsprodukt 1,2-dichloorpropaan en 3-chloorallylalcohol) en de insecticiden deltamethrin en (es)fenvaleraat. De keuze voor deze stoffen werd o.a. bepaald door het belang van het middel voor de bloembollenteelt en door veronderstelde emissie-eigenschappen.

In **slootwaterbodem**materiaal, bemonsterd in april/mei 1992 en juli/augustus 1994 in Wassenaar en St Maartensbrug, werden vrijwel geen bestrijdingsmiddelen aangetroffen. Alleen prochloraz en procymidon werden in 1992 éénmaal aangetroffen in waterbodemmateriaal uit St Maartensbrug (beide in de lage concentratie van 0,004 $mg.kg^{-1}$).

In **neerslag**, opgevangen in speciale opstellingen op (St Maartensbrug; enkele tientallen meters van perceel) of in de nabijheid van (Wassenaar; ca. 1500 m afstand van het perceel) de bedrijven, werd in 9 van de 44 monsters een gewasbeschermingsmiddel aangetroffen. Chloridazon en carbendazim werden het vaakst gemeten (3 resp. 4 monsters); prochloraz, metamitron en procymidon (resp. 1, 1 en 0 monsters) kwamen weinig of niet in neerslag voor. De hoogst gemeten concentratie bedroeg 0,35 $\mu g.l^{-1}$ van het herbicide chloridazon. Het was niet mogelijk een directe relatie te leggen tussen het aantreffen van gewasbeschermingsmiddelen in neerslag en het middelengebruik op de beide bedrijven. Betrouwbare bepalingen voor chloorthalonil, deltamethrin en (es)fenvaleraat bleken niet mogelijk, vermoedelijk als gevolg van adsorptie van de stoffen aan de wand van het opvangvat of door vervluchtiging. De bijdrage van in neerslag aangetroffen gewasbeschermingsmiddelen-concentraties aan de verontreiniging van oppervlaktewater ligt ongeveer op het (lage) niveau van enkele honderdsten van een $\mu g.l^{-1}$.

Zowel in St Maartensbrug als Wassenaar werd **slootwater** (continu en debietproportioneel) bemonsterd en geanalyseerd op gewasbeschermingsmiddelen. De waarnemingsresultaten op beide locaties waren op hoofdlijnen goed vergelijkbaar en zijn derhalve in Tabel 2 samengevat.

*Tabel 2 Resultaten van de analyse van bestrijdingsmiddelen in afgevoerd slootwater van bloembollenteeltbedrijven te Wassenaar en St Maartensbrug*

| Middel | % Monsters met middel | Gemiddelde* conc. ($\mu g.l^{-1}$) | Min.-max. conc. ($\mu g.l^{-1}$) | Det. grenzen conc. ($\mu g.l^{-1}$) | Norm** conc. ($\mu g.l^{-1}$) |
|---|---|---|---|---|---|
| carbendazim | 33% | 0,18-<0,26 | <0,05-2,4 | <0,05-<0,2 | 0,07 |
| chloridazon | 70% | 0,26-<0,27 | <0,05-2,4 | <0,04-<0,2 | 18 |
| HTI | 11% | 0,02-<0,04 | <0,02-0,3 | <0,02-<0,1 | 160 |
| metamitron | 11% | 0,02-<0,07 | <0,02-0,07 | <0,02-<0,1 | 20 |
| prochloraz | 24% | 0,01-<0,07 | <0,02-0,07 | <0,02-<0,1 | 7,3 |

* de rekenkundige gemiddelden zijn berekend over alle waarnemingsresultaten inclusief die waarbij de concentratie van het gewasbeschermingsmiddel lager was dan de bepalingsgrens. In die gevallen werd de concentratie 0 $\mu g.l^{-1}$ (linker kolom) of de bepalingsgrens (rechter kolom) in de berekening opgenomen.

** weergegeven zijn de maximaal toegelaten risicowaarden.

Chloridazon (vooral in Wassenaar) en carbendazim werden het vaakst aangetroffen; prochloraz, metamitron en HTI kwamen minder vaak tot incidenteel voor. De gemiddelde concentraties waren voor alle middelen laag (< 0,27 $\mu g.l^{-1}$). Ook de maximale gemeten concentraties waren laag (< 1,0 $\mu g.l^{-1}$), met uitzondering van chloridazon en carbendazim, die éénmaal in hogere concentraties werden gemeten (2,4 $\mu g.l^{-1}$); deze eenmalig hoge gehaltes in het slootwater zijn waarschijnlijk (mede) veroorzaakt door spuitdrift. Het kan niet worden uitgesloten dat door het mengen van de monsters over achtweekse periodes kortdurende concentratie-pieken zijn afgevlakt.

Alleen in het geval van carbendazim lagen de gemeten concentraties boven de voor die stof lage MTR-waarde voor oppervlaktewater. Voor de andere stoffen werden oppervlaktewaternormen niet overschreden. De bijdrage van ingelaten slootwater aan de belasting van het water in de onderzoeksloten was gering. Uit een vergelijking van de in slootwater afgevoerde vrachten gewasbeschermingsmiddelen met de toegepaste hoeveelheden blijkt, dat slechts een kleine fractie van de toegepaste middelen (tot promillen van de dosering) in het slootwater wordt teruggevonden.

Ook **drainwater** onder de onderzoekspercelen te St Maartensbrug en Wassenaar werd bemonsterd en geanalyseerd op gewasbeschermingsmiddelen. De resultaten voor beide locaties zijn samengevat in Tabel 3.

*Tabel 3 Gewasbeschermingsmiddelen in drainwater van bloembollenteeltbedrijven te Wassenaar en St Maartensbrug*

| Middel | % Monsters met middel | Gemiddelde* conc. ($\mu g.l^{-1}$) | Min.-max. conc. ($\mu g.l^{-1}$) | Det. grenzen conc. ($\mu g.l^{-1}$) |
|---|---|---|---|---|
| carbendazim | 25% | 0,22-<0,32 | <0,05-3,3 | <0,05-<0,2 |
| chloridazon | 68% | 0,16-<0,17 | <0,05-0,48 | <0,05 |
| HTI | 18% | 0,06-<0,08 | <0,02-1,3 | <0,02-<0,1 |
| metamitron | 8% | 0,04-<0,09 | <0,05-0,5 | <0,05-<0,1 |

* de rekenkundige gemiddelden zijn berekend over alle waarnemingsresultaten inclusief die waarbij de concentratie van het gewasbeschermingsmiddel lager was dan de bepalingsgrens. In die gevallen werd de concentratie 0 $\mu g.l^{-1}$ (linker kolom) of de bepalingsgrens (rechter kolom) in de berekening opgenomen.

Vooral chloridazon werd frequent in drainwater aangetroffen, in het bijzonder in Wassenaar. Carbendazim, HTI en metamitron werden minder vaak tot incidenteel gemeten in een concentratie hoger dan de detectiegrenzen. De gemiddelde

concentraties waren ongeveer gelijk aan die in slootwater; de maximaal gemeten concentraties in het drainwater waren gelijk of wat hoger dan die in slootwater. De hoogste concentratie van chloridazon en HTI (maar niet van carbendazim) werd bereikt in de inundatieperiode. Het is mogelijk dat door de menging van de monsters over achtweekse periodes kortdurende concentratie-pieken zijn afgezwakt. In een beperkt aantal (drie) veldexperimenten werden emissies van de middelen (es)fenvaleraat en chloridazon en van de kleurstof briljant sulfoflavine door **spuitdrift** gemeten. Onder de ( niet volledig voor de praktijk representatieve) experimentele omstandigheden (4-5 m brede rijstrook; veel wind : 4-7 $m.sec^{-1}$) werd op het wateroppervlak een depositie gemeten van <0,3-0,7% van de dosering (N.B. in het toelatingsbeleid van middelen wordt thans uitgegaan van 0,2%). De depositie nam in de eerste 1,5 m naast het gewas sterk af, daarbuiten was de afname meer geleidelijk. Het overwaaien van spuitvloeistof (**spuitdrift**) kan een bijdrage leveren aan de gewasbeschermingsmiddel-concentratie in oppervlaktewater van 1,0 $\mu g.l^{-1}$ en (aanzienlijk) hoger. De resultaten van deze veldproeven zijn mede benut om het rekenmodel IDEFICS voor de overwaaiing van spuitdruppeltjes te valideren.

### 3.1.2 Modeltoetsing

Ter toetsing van het model TRANSOL werd in veld- en laboratorium-studies het uitspoelingsgedrag (bindings- en omzettingseigenschappen; in bouwvoormateriaal en waterverzadigd ondergrond materiaal) bestudeerd van een drietal modelstoffen, nl. metamitron, 3-chloorallylalcohol en HTI (gevormd uit chloorthalonil). In het laboratorium werden de adsorptie en de omzetting van deze middelen onderzocht in bouwvoor- en ondergrondmateriaal.

In **bouwvoor**materiaal werd metamitron zeer snel omgezet ($DT_{50}$ -waarde 2-3 dagen). Deze omzetting is veel sneller dan verwacht en hangt vermoedelijk samen met de aanwezigheid in bloembollengronden van metamitron-omzettende micro-organismen. De $K_{om}$-waarde (die een beeld geeft van de bindings-eigenschappen van een middel aan organische stof) voor metamitron bedroeg 55-60 $l.kg^{-1}$. De omzetting van HTI in de laboratoriumstudies verliep zeer traag ($DT_{50}$ = 710–820 d bij 15°). Op basis van de veldstudies met HTI werd de $DT_{50}$ verlaagd tot 100 d bij 20°C. Voor deze stof werd een relatief hoge bindingswaarde ($K_{om}$ = 250–270 $l.kg^{-1}$) gevonden.

In **waterverzadigd ondergrondmateriaal** verliep de omzetting van metamitron langzamer dan in de bouwvoor ($DT_{50}$ = 35 dagen) en was de binding van deze stof gering. Chloorallyl- alcohol werd snel omgezet ($DT_{50}$ = 1 dag) en werd slecht gebonden aan gronddeeltjes. Voor HTI werd aangenomen dat de omzetting in de ondergrond zeer traag verloopt.

Toetsing van TRANSOL vond plaats met de modelstoffen metamitron, chloorallylalcohol en HTI, gebruikmakend van de gemeten omzettings- en bindings-eigenschappen van deze stoffen. De resultaten van de modeltoetsen met metamitron, chloorthalonil/HTI en chloorallylalcohol geven aan dat het model vrijwel steeds berekende dat de concentraties van deze stoffen in drain- en grondwater beneden

0,1μg.l$^{-1}$ lag. Meestal lagen ook de waarnemingen beneden 0,1 μg.l$^{-1}$ maar soms werden er concentraties tussen 0,1 en 1 μg.l$^{-1}$ gemeten in drain- en grondwater. Het ging voor alle stoffen om een beperkte periode. Het lijkt er daarom op dat het model de neiging heeft om de concentraties op dit lage niveau soms enigszins te onderschatten. Hierbij moet bedacht worden dat de waargenomen concentraties inhouden dat er niet meer dan 0,1% van de dosering uitspoelde (en in het geval van chloorallylalcohol nog veel minder). Voor de scenario-berekeningen houdt dit voor de modelstoffen in dat er rekening gehouden moet worden met incidentele en beperkte overschrijding van de berekende concentraties die beneden 0,1 μg.l$^{-1}$ liggen.

De modelparameters voor chloridazon en carbendazim zijn via calibratie verkregen. Het model kon het niveau van de maximale concentraties van chloridazon redelijk goed beschrijven maar het verloop in de tijd werd niet goed beschreven: meestal werden slechts in een paar periodes concentraties boven de detectiegrens gemeten terwijl het model in meer periodes concentraties boven de detectiegrens berekende. Hieruit valt af te leiden dat het model het uitspoelproces niet tot in detail goed beschrijft: de berekende gemiddelde concentratie was meestal hoger dan de gemeten gemiddelde concentratie. Voor de scenarioberekeningen houdt dit in dat het model vermoedelijk een redelijke schatting geeft van de maximale concentraties van chloridazon maar dat de gemiddelde concentratie van deze stof wordt overschat.

De calibratie van de $K_{om}$ en $DT_{50}$ voor carbendazim verliep moeilijk door een aantal oorzaken. Om te beginnen was de spreiding in de schattingen uit de literatuur extreem groot. De concentratiemetingen in drainwater gaven aan dat carbendazim slechts incidenteel in drainwater werd aangetroffen. Bovendien bleek dat er een grote onzekerheid is in de hoeveelheid carbendazim die vrijkomt van de bollen (dit heeft betrekking op dat deel van de carbendazim-dosering dat via bolontsmetting in de bodem komt). De betrouwbaarheid van de gecalibreerde $K_{om}$ en $DT_{50}$ waarden is daarom relatief laag. De scenarioberekeningen voor carbendazim hebben daarom slechts een indicatieve waarde.

In de scenarioberekeningen is ook gerekend met bentazon, linuron, deltamethrin en prochloraz. Hierbij is uitgegaan van schattingen van de modelparameters $K_{om}$ en $DT_{50}$ uit de literatuur. Gezien de onzekerheid in deze schattingen en de gevoeligheid van het model voor deze parameters, is de betrouwbaarheid van de berekende concentraties voor bentazon en linuron laag (onzekerheidsmarge van bijv. een factor 10). De scenarioberekeningen voor bentazon en linuron hebben daarom vooral een indicatieve waarde. Zowel prochloraz als deltamethrin worden zeer sterk geadsorbeerd in de bodem. De gebruikte $K_{om}$ voor deltamethrin (> 500 l.kg$^{-1}$) is een ondergrens. Gezien de verhouding tussen de $K_{om}$ en de $DT_{50}$ van deze stoffen valt te verwachten dat zij nooit in meetbare concentraties uitspoelen naar het grondwater. De piekconcentraties in het drainwater die voor beide stoffen berekend worden in de scenario's zijn vermoedelijk niet realistisch.

Het model berekent voor deze stoffen concentratiepieken van zeer korte duur die optreden in perioden van veel regen en bij grondwaterstanden die tot in de bouwvoor reiken. Hierbij wordt verondersteld dat water vanuit de bouwvoor direct in de drain stroomt. In werkelijkheid zit er altijd een laag van ongeveer 50 cm grond tussen

bouwvoor en drain. Op basis hiervan is te verwachten dat de piekconcentraties van deze twee stoffen beneden 0,1 $\mu g.l^{-1}$ zullen liggen voor alle denkbare scenario's.

Concluderend kan gesteld worden dat TRANSOL een redelijk goede beschrijving geeft van de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen, waarvan de $K_{om}$ en de $DT_{50}$-waarden in deze gronden goed bekend zijn. Bij lage concentraties (< 0,1 $\mu g.l^{-1}$) heeft het model de neiging concentraties soms iets te onderschatten. Naarmate voor stoffen de $K_{om}$ en de $DT_{50}$-waarden minder goed bekend zijn, zijn de modeluitkomsten (en dus ook de resultaten van de scenario-berekeningen) onzekerder.

### 3.1.3 Scenario-berekeningen

Met TRANSOL werd de uitspoeling van gewasbeschermingsmiddelen berekend van 'gemiddelde' bloembollenbedrijven op zandgrond in Noord- en Zuid-Holland in 1987 en 2000. De berekende uitspoeling is in het scenario 2000 in het algemeen kleiner dan in 1987. Dit geldt uiteraard niet voor enkele stoffen die in het scenario 2000 vaker worden toegepast.

De fractie van de toegediende stof (%) die in Noord-Holland uitspoelt naar het **ondiepe grondwater** is zeer klein (< 0,004%) voor alle stoffen. Dit is logisch omdat kwel en wegzijging elkaar hier in evenwicht houden. In het ondiepe grondwater in Noord-Holland blijven dichloorpropeen, deltamethrin, metamitron en prochloraz in alle berekeningen beneden de 0,1 $\mu g.l^{-1}$. Carbendazim, chloridazon, linuron en HTI overschrijden bij de meeste organische-stofgehaltes deze concentratie. Omdat er in het Noord-Hollandse scenario geen netto wegzijging plaatsvindt, is belasting van het diepere grondwater met bestrijdingsmiddelen hier niet aan de orde.

In Zuid-Holland, waar een lichte wegzijging werd geschematiseerd, wordt voor enkele stoffen, met name bentazon en linuron, wel enige uitspoeling naar het ondiepe grondwater berekend (0,002–0,005% van de dosering voor linuron en 0,5–0,8% van de dosering voor bentazon bij een gangbaar organische-stofgehalte van 1,5% organische stof). Voor de andere stoffen is bij dit organische-stofgehalte in Zuid-Holland de uitspoelende fractie kleiner dan 0,01%.

De piekconcentraties in het ondiepe grondwater blijven (bij een organische–stofgehalte van 1,5%) alle beneden 0,1 $\mu g.l^{-1}$, behalve voor bentazon waarvoor concentraties rond de 10 $\mu g.l^{-1}$ berekend werden. Dit is ongeveer 100 maal zo hoog als de norm voor het grondwater op 10 m diepte. Deze norm geldt echter niet voor ondiep grondwater: tussen 2 en 10 m diepte kan de concentratie dalen als gevolg van verdunning en omzetting.

De fractie van de toegediende stof (%) die naar het **drainwater** uitspoelt, is zowel in Noord-als Zuid-Holland het grootst voor bentazon (3-6%). Afhankelijk van het organische-stofgehalte kan ook linuron (0,3–10%), carbendazim (0,8–3% in Noord-Holland; 0,01–0,5% in Zuid-Holland ) en in mindere mate chloridazon ( 0,002–0,3%) in het drainwater terecht komen. De simulaties doen verwachten dat andere stoffen

niet of nauwelijks naar het drainwater uitspoelen (fractie veelal kleiner dan of gelijk aan 0,001%). Bij een organische-stofgehalte van 1,5% kunnen de piekconcentraties in het drainwater over de 24-jarige rekenperiode in Zuid-Holland vooral voor bentazon (65–105 $\mu g.l^{-1}$) en carbendazim (8–52 $\mu g.l^{-1}$) relatief hoge waarden bereiken. HTI (ca. 2 $\mu g.l^{-1}$) en linuron (ca. 2 $\mu g.l^{-1}$) blijven hier duidelijk onder. Voor chloridazon is de berekende drainwaterconcentratie sterk afhankelijk van de hydrologische situatie (0,2–8 $\mu g.l^{-1}$). De berekende uitspoeling van carbendazim, die het gevolg is van de toepassing van bolontsmetting, is hoger dan in veldproeven werd gemeten. De oorzaak voor dit verschil moet waarschijnlijk gezocht worden in de onnauwkeurigheid in de gecalibreerde $K_{om}$ en $DT_{50}$ waarden voor carbendazim.

In Noord-Holland liggen de berekende drainwater-concentraties in het algemeen lager dan in Zuid-Holland (bentazon 25 $\mu g.l^{-1}$; carbendazim 25 $\mu g.l^{-1}$; chloridazon<0,5$\mu g.l^{-1}$. Dichloorpropeen, deltamethrin, metamitron en prochloraz worden niet of nauwelijks in het drainwater verwacht, noch in Zuid- noch in Noord-Holland.

Bedacht moet worden dat piekconcentraties op zich over een dergelijke lange rekenperiode weinig zeggen: als deze piekconcentraties slechts sporadisch voorkomen, is het risico van de emissie gering. Een analyse van de invloed van de diverse weerjaren wijst uit dat de piekconcentraties in drainwater voor chloridazon en carbendazim in een 'gemiddeld' weerjaar een factor 5 à 10 lager zijn dan in een extreem weerjaar. Bovendien geldt (zie onder Modeltoetsing) dat door de onzekerheid over de waarden van de modelparameters $K_{om}$ en $DT_{50}$, vooral voor bentazon, linuron en carbendazim, de berekende concentraties slechts een indicatief karakter hebben.

Het **organische–stofgehalte** van het profiel heeft een belangrijke invloed op de verwachte uitspoeling van gewasbeschermingsmiddelen. Bij een laag gehalte van 0,5% spoelt meer uit dan bij een gehalte van 1,5%. Dit geldt niet voor bentazon, dat niet of nauwelijks bindt aan bodemdeeltjes. Het berekende effect was het grootst voor chloridazon en linuron (factor 5-12). De berekende fractie van de dosering die uitspoelt bij het scenario met en zonder **inundatie** is vrijwel gelijk.

Als gevolg van het de verhouding tussen **wegzijging** en drainafvoer kunnen de fracties en maximale concentraties voor een aantal stoffen variëren (ca. factor 2). Bij hogere waterafvoer naar het oppervlaktewater spoelen ook meer stoffen uit via de drains. Bij lagere drainafvoer spoelen meer gewasbeschermingsmiddelen uit naar het grondwater.

**Kwel** in plaats van wegzijging leidt in het algemeen tot een geringe verhoging van de uitspoeling via het drainwater en tot een verlaging van de uitspoeling naar het grondwater.

**Diepploegen** (tot 60 cm diepte) resulteert in Zuid-Holland in hogere piekconcentraties van chloridazon in het ondiepe grondwater (tot een factor 10) dan die werden berekend in het standaard scenario zonder diepploegen. Voor het drainwater is het effect minder uitgesproken. Door het diepploegen komt het middel op grotere diepte, waar het langzamer afbreekt en eerder bij de drains en het grondwater is.

Het **tijdstip van grondontsmetting** heeft zeer grote invloed op de uitspoeling van dichloorpropeen naar drainwater en grondwater. Toepassingen voor 15 september leiden meestal niet tot enige uitspoeling. Na die datum worden fors hogere concentraties (tot een factor 1000) berekend. De maximale concentratie is sterk afhankelijk van het weer na de grondontsmetting: veel neerslag in de periode vlak na de grondontsmetting leidt tot meer uitspoeling.

## 3.2 Nutriënten

### 3.2.1 Veldonderzoek

Op de beide bedrijven werden gedurende de onderzoekperiode van mei 1992 tot mei 1994 monsters genomen van bodemvocht, grond-, drain- en slootwater en geanalyseerd op het volgende parameterpakket:

— pH : zuurgraad
— EC : geleidbaarheid
— $NH_4$-N : ammonium-stikstof
— N-kj : kjeldahl-stikstof
— $NO_3$-N : nitraat-stikstof
— $Cl^-$ : chloride
— tot P : totaal fosfaat
— Ca : calcium
— K : kalium
— $PO_4$-P : orthofosfaat
— $SO_4$ : sulfaat

De verslaggeving over het veldonderzoek concentreert zich op N- en P-verbindingen. De overige parameters werden vooral benut in de modelstudies. De resultaten van het veldonderzoek worden weergegeven in de paragraaf die handelt over de toetsing van het model ANIMO. Voor een overzicht van de balans van de aanvoer en afvoer van N en P in de profielen van beide onderzoeklocaties wordt verwezen naar de figuren 1 t/m 4.

### 3.2.2 Modelbeschrijving

De uit- en afspoeling van N en P naar grond- en oppervlaktewater wordt berekend met het model ANIMO. In dit model worden de belangrijkste processen die een rol spelen in de stikstof-, de fosfor- en de koolstofkringloop kwantitatief beschreven. Dit zijn:

— mineralisatie en immobilisatie van stikstof en fosfor als gevolg van processen in de koolstofcyclus;
— denitrificatie als gevolg van (partiële) anaërobie in aanwezigheid van biologisch afbreekbare stoffen;
— opname van stikstof en fosfor door het gewas;

— adsorptie van fosfor aan het bodemcomplex (Al- en Fe-oxiden en kalkdeeltjes);
— neerslag van fosforzouten in de bodem;
— transport van stikstof- en fosforverbindingen in en over het bodemsysteem onder invloed van neerslag, verdamping, afvoer naar en infiltratie vanuit verschillende open-water-systemen, oppervlakkige afvoer, kwel en wegzijging.

N-verbindingen worden aangevoerd in de vorm van kunstmest, dierlijke mest, atmosferische depositie en biologische N-fixatie. De verschillende stikstofvormen kunnen in de bodem worden omgezet en getransporteerd. Stikstof kan de wortelzone verlaten door afvoer van het geoogste produkt, vervluchtiging van ammoniak, oppervlakkige afvoer, uitspoeling naar diepere lagen en denitrificatie. Fosforverbindingen worden voornamelijk aangevoerd in de vorm van kunstmest en dierlijke mest. Atmosferische depositie vindt alleen plaats via neerslag. Het belangrijkste proces in de kalkloze bodem is de vastlegging van fosfor aan Al- en Fe-oxiden. Voor kalkhoudende duinzandgronden bestonden voor aanvang van dit onderzoeksproject grote onduidelijkheden over de aard en de kinetiek van fosfaatreacties. Derhalve werd hieraan laboratoriumonderzoek uitgevoerd.

Uit dit onderzoek is gebleken dat calciumfosfaten kunnen worden gevormd. Een deel (5-20%) van dit gebonden fosfaat kan relatief gemakkelijk uit het complex vrijkomen. Het overgrote deel (80-95%) is in de bodem aanwezig in matig slecht oplosbare calciumfosfaten. De bindingsprocessen van fosfaat in kalkhoudende gronden bleken goed te kunnen worden beschreven met een zogenaamde 'Langmuir'-curve voor het reversibel gebonden fosfaat en door een 'Freundlich'-vergelijking voor de slecht oplosbare fosfaten. Deze procesbeschrijvingen zijn in het model ANIMO opgenomen.

Fosfor kan de wortelzone verlaten door afvoer via het geoogste produkt, oppervlakkige afvoer en uitspoeling naar diepere lagen. ANIMO omvat ook een beschrijving van de processen waaraan verschillende organische materialen in de bodem zijn blootgesteld. Het model werd in het kader van dit project aangevuld met een beschrijving van anaërobe omzettingsprocessen van organische stof in de verzadigde zone. Hiertoe werd besloten omdat bij een eerste analyse van de veldresultaten bleek dat de uitspoeling van organisch–N en organisch–P niet voldoende beschreven werd met het oorspronkelijke model. Gegevens voor deze aanvullende modelbeschrijving zijn ontleend aan de veldmetingen onder een geïnundeerd perceel te St Maartensbrug in de zomer van 1993.

Een groot aantal gewasgegevens, bemestingsgegevens en resultaten van analyses van het parameterpakket van het veldonderzoek werden als invoergegevens in het model ingebracht.

### 3.2.3 Modeltoetsing

*Stikstof*
In de veldmetingen werden grote verschillen gevonden binnen en tussen de verschillende percelen met betrekking tot de **nitraat** ($NO_3$) concentratie in

bodemvocht, grondwater en drainwater. Deze verschillen worden voornamelijk verklaard door verschillen in de bodemstructuur. De $NO_3$-concentratie van het grondwater (80-140 cm diepte) was door denitrificatie steeds aanzienlijk lager dan die van het bodemvocht. In het drainwater werd in Wassenaar weinig of geen, in St Maartensbrug wel $NO_3$ gemeten (max. concentratie ca. 3 $mg.l^{-1}$). Het model beschrijft de gemeten werkelijkheid niet exact: In enkele profielen wordt de hoogte en de breedte van de uitspoelingspieken wel goed berekend, maar verschilt de berekende uitspoelingsperiode van de gemeten periode, vermoedelijk door een foutieve inschatting van het effectieve poriënvolume van de profielen.

Ook de gemeten **ammonium ($NH_4$)** concentraties in bodemvocht, grond- en drainwater in de diverse profielen van de beide onderzoeklocaties verschilden aanzienlijk. De concentratie in het drainwater varieerde tussen ca. 2 $mg.l^{-1}$ (St Maartensbrug) en 4 $mg.l^{-1}$ (Wassenaar). Het model simuleerde de drainwaterconcentraties redelijk goed. Het berekende ammonium-gehalte in het bodemvocht en (in mindere mate) het grondwater kwam niet altijd goed overeen met de meetresultaten. Vermoedelijk moet de oorzaak hiervan worden gezocht in niet-optimale schattingen van de voorraad en afbraak van organisch materiaal enerzijds en de gevoeligheid van het model voor deze parameter anderzijds.

Het gemeten **organisch–stikstof ($N_{org}$)** verloop in de diverse profielen was eveneens grillig. Veelal valt een grote spreiding in de meetresultaten op, zowel in bodemvocht, grond- en drainwater. De gemeten concentraties van organisch–N waren in het bodemvocht veelal hoger (3-16 $mg.l^{-1}$) dan in grondwater (2-6 $mg.l^{-1}$) en drainwater (2-4 $mg.l^{-1}$). De hoogste waarde in het bodemvocht werd gemeten in Wassenaar in de zomer van 1992 en kan worden verklaard door de drijfmestgift voor de stuifbestrijding aldaar in april 1992. Zowel in Wassenaar als in St Maartensbrug werd in grond- en drainwater een dalende tendens waargenomen in het gehalte van organisch–N. Dit hangt samen met de verlaging van de $N_{org}$ voorraad in de profielen die in het verleden is opgebouwd. Het model simuleert het $N_{org}$ gehalte in het drainwater redelijk goed. In bodemvocht en grondwater is de simulatie voor enkele profielen goed, voor andere echter matig.

De over de gehele onderzoekperiode gemeten én de berekende gemiddelde **totaal stikstof ($N_{tot}$)** concentratie in het drainwater in St Maartensbrug bedroeg ca. 7 $mg.l^{-1}$. De meetresultaten vertoonden een grotere spreiding dan de resultaten van de simulatie. Alle waarden overschreden de gestelde norm voor het oppervlaktewater. In Wassenaar bedroeg de gemiddelde $N_{tot}$ concentratie in het drainwater 5 resp. 8 $mg.l^{-1}$ voor profiel B resp. A. Het verschil tussen beide profielen wordt (deels) verklaard door hogere mestgiften op perceel A. Het model overschat de gemeten concentraties enigszins, zeker in profiel B. De norm voor het oppervlaktewater wordt vrijwel steeds overschreden; in het voorjaar van 1994 benaderde de $N_{tot}$ concentratie deze norm (2,2 $mg.l^{-1}$) dicht.

Op basis van berekeningen met het model zijn stikstofbalansen berekend voor de diverse profielen. In de schema's is het bodemprofiel onderverdeeld in twee compartimenten, de bouwvoor (0-50 cm - mv) en de daaronder liggende bodem tot 2,10 m diep.

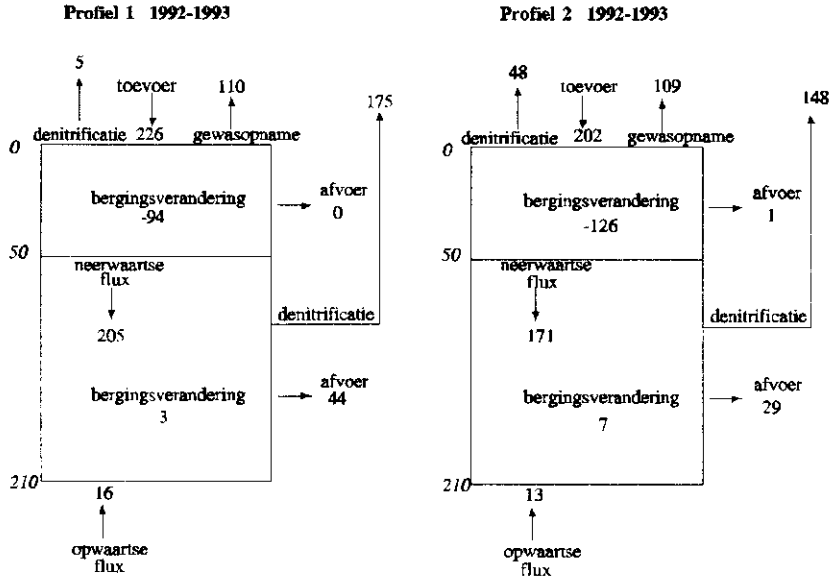


*Fig. 1 Berekende stikstofbalanstermen (kg.ha$^{-1}$.jr$^{-1}$) van de profielen 1 en 2 te St Maartensbrug*

De aanvoer van stikstof via kunstmest, plantresiduen en uit de atmosfeer bedraagt in St Maartensbrug gemiddeld 214 kg.ha$^{-1}$.jr$^{-1}$ N (Fig. 1). Opvallend is de hoge bergingsverandering in de bouwvoor. In 1992/1993 verminderde de stikstofvoorraad met ca. 110 kg.ha$^{-1}$.jr$^{-1}$ N (1,5–2% van de totale voorraad). Dit komt overeen met resultaten van bodemanalyses van het bedrijf te St Maartensbrug. Een groot deel (ca. 180-220 kg.ha$^{-1}$.jr$^{-1}$ N) van de gemineraliseerde stikstof spoelt uit als nitraat naar de zone tussen bouwvoor en drains, waar het grotendeels wordt gedenitrificeerd (ca. 160 kg.ha$^{-1}$.jr$^{-1}$ N).
In de berekeningen is een stikstofdepositie aangehouden van 50 kg.ha$^{-1}$.jr$^{-1}$ N. Dit relatief hoge getal komt tot stand doordat gerekend wordt met een constante concentratie in het regenwater en door de hoge neerslag in de beide onderzoekjaren.

Het N-overschot (bruto bemesting minus ammoniakvervluchtiging minus gewasafvoer) bedroeg gemiddeld 38 kg.ha$^{-1}$.jr$^{-1}$ N. De vermindering van de N-voorraad in de bodem is derhalve groter dan het N-overschot. De belasting van het oppervlaktewater bedroeg ca. 36 kg.ha$^{-1}$.jr$^{-1}$ N.

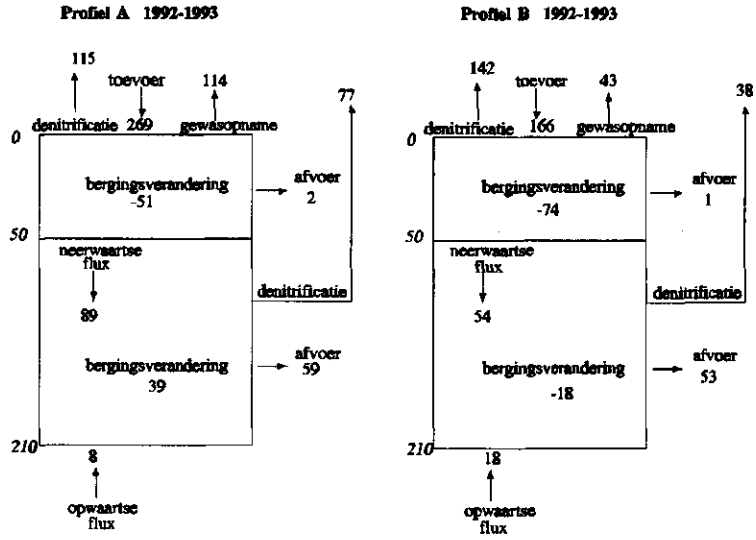


*Fig. 2 Berekende stikstofbalanstermen ($kg.ha^{-1}.jr^{-1}$) van de profielen A en B te Wassenaar*

Gemiddeld over de onderzoeksperiode wordt te Wassenaar een denitrificatie in de bouwvoor berekend van 110 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ N (Fig. 2). Het cijfer dat in Fig. 2 is weergegeven betreft de som van denitrificatie en ammoniakvervluchtiging bij toepassing van dierlijke mest. Deze ammoniakvervluchtiging bedraagt naar schatting 15-20 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$. De denitrificatie is groter dan in St Maartensbrug. De grondwaterstand is in Wassenaar hoger dan in St Maartensbrug. Ook is het bodemprofiel van nature minder aëroob. Bij vergelijkbare bemestingen wordt daarom in Wassenaar een hogere denitrificatie in de bouwvoor berekend. Dit proces vindt dan met name plaats in de zone tussen 30 en 50 cm - mv. De denitrificatie in de zone dieper dan 50 cm -mv wordt berekend op gemiddeld 57 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ N. Dit getal is lager dan in St Maartensbrug.

De uitspoeling van stikstofcomponenten uit de bouwvoor naar de ondergrond bedraagt 75 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ N. Dit getal is lager dan in St Maartensbrug. Dit is te verklaren door de hogere denitrificatieverliezen in de bouwvoor in Wassenaar. Berekend wordt dat de stikstofvoorraad in de bouwvoor met 62 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ wordt verminderd. De vermindering van de N-voorraad in de ondergrond bedraagt 28 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ N. Het N-overschot bedraagt voor profiel A te Wassenaar gemiddeld ca. 75 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ N en voor profiel B ca. 95 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ N. De belasting van het oppervlaktewater bedraagt 95 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ N. Hiervan is minimaal 15 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ afkomstig uit de landbouw. Welk gedeelte van de resterende 40 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ is toe te schrijven aan de toediening van organische stof in het verleden is niet precies te achterhalen. Een belangrijk gedeelte van het uit de bouwvoor uitspoelende overschot denitrificeert in de zone tussen bouwvoor en grondwater. Op grond van analyse van het bodemmateriaal valt te verwachten dat de venige laagjes in het bodemprofiel ook een belangrijke bijdrage leveren aan de belasting van het oppervlaktewater met stikstof.

*Fosfor*
De gemeten en berekende P-concentraties in de profielen te St Maartensbrug en Wassenaar verschillen sterk. De modeltoetsingsresultaten worden derhalve separaat beschreven.

De gemeten **orthofosfaat ($PO_4$-P)** waarden te **St Maartensbrug** vertonen veelal een grillig verloop. Bovendien zijn de orthofosfaat-concentraties in de beide profielen 1 en 2 verschillend. Bij profiel 1 werden zelfs over een afstand van 20 m zeer verschillende concentraties gemeten. Deze grilligheid bemoeilijkte de model- toetsing. In de bouwvoor (0-40 cm diepte) werden $PO_4$ concentraties gemeten van 1,5-4 mg.$l^{-1}$ P (profiel 1) en 0,5-1,5 mg.$l^{-1}$ P (profiel 2). Enkele meetresultaten en de modelberekening laten in profiel 1 een forse daling zien in de (bovenste lagen van ) de bouwvoor gedurende de onderzoeksperiode. In het grondwater en het drainwater laten de berekeningen een stijging zien in de tijd van de orthofosfaat-concentratie. Deze voor het grond- en drainwater berekende tendensen waren overigens niet waarneembaar in de metingen, mede als gevolg van de grote spreiding in de meetresultaten. De $PO_4$ concentraties in het drainwater bedroegen ca. 0,5 mg.$l^{-1}$ P (profiel 2) tot 1-3 mg.$l^{-1}$ P (profiel 1). De forse verschillen tussen de profielen en binnen profiel 1 moeten hoofdzakelijk toegeschreven worden aan verschillen in hoeveelheid en vorm van het gebonden fosfaat.

De concentraties **organisch–P ($P_{org}$)** zijn voor beide profielen aanzienlijk lager dan die voor orthofosfaat. Dit geldt voor bodemvocht, grond- en drainwater. De simulaties komen goed overeen met de gemeten concentraties. De berekende dynamiek in de bouwvoor vertoont jaarlijkse piekjes, die samenhangen met de temperatuur-afhankelijke afbraak van organische stof. In het grond- en drainwater is deze dynamiek veel minder of niet aanwezig.

De concentratie **totaal P ($P_{tot}$)** in het drainwater van profiel 1 bedraagt ca. 2-3 mg.$l^{-1}$ P en voor profiel 2 ca. 0,6 mg.$l^{-1}$ P. Deze concentraties overschrijden de thans geformuleerde grenswaarde voor oppervlaktewater (0,15 mg.$l^{-1}$ P).

Concluderend kan worden gesteld dat het gemiddelde fosfaatgehalte in het drainwater redelijk wordt gesimuleerd. De dynamiek binnen een jaar in het concentratieverloop wordt veel minder goed gesimuleerd. De grotere belasting van het oppervlaktewater van profiel 1 komt ook tot uitdrukking in de onderstaande schema's voor de fosforbalansen voor beide profielen. (Fig. 3).

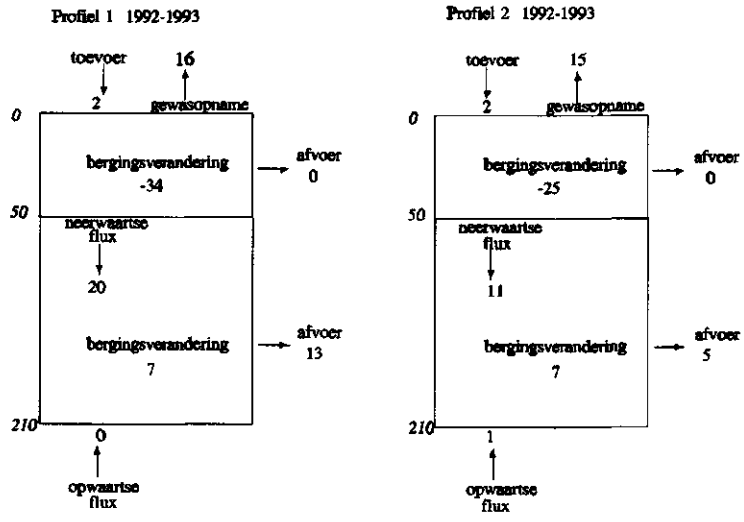


*Fig. 3 Berekende fosforbalanstermen ($kg.ha^{-1}.jr^{-1}$) van de profielen 1 en 2 te St Maartensbrug*

De afvoer van P via het gewas bedraagt voor beide profielen ca. 34 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ $P_2O_5$. In de bouwvoor van beide profielen treedt een vermindering van de bodemvoorraad op. Een gedeelte van de uit de bouwvoor afgevoerde voorraad (ca. 9 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ P) komt tot afvoer, een ander gedeelte wordt in de zone onder de bouwvoor geborgen (ca. 7 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ P).

De resultaten van de modeltoetsing voor P te **Wassenaar** zijn in een aantal opzichten goed vergelijkbaar met die in St Maartensbrug. Voorbeelden zijn de grote spreiding in de meetresultaten, het grote (>90%) aandeel van $PO_4$-P in $P_{tot}$ en het beperkte vermogen van het model om de invloed van heterogeniteit in het profiel op de P-concentratie in bodemvocht en grondwater te berekenen.

Het grote verschil tussen de beide onderzoeklocaties betreft de P-concentratie in alle lagen van het profiel, die in Wassenaar ($PO_4$ concentratie gemiddeld 7,5-10 $mg.l^{-1}$; variatie in de meetresultaten tussen 2 en 20 $mg.l^{-1}$) fors hoger is dan in St Maartensbrug.
Alleen voor de bouwvoor van profiel B in Wassenaar werd een lagere gemiddelde concentratie (ca. 5 $mg.l^{-1}$) gevonden. Geconcludeerd wordt dat de bodem in Wassenaar meer en tot op grotere diepte met fosfaat is opgeladen dan in St Maartensbrug.

De $\mathbf{P_{org}}$ concentraties in het bodemvocht en het grond- en drainwater lagen in de orde van 0,5-1 $mg.l^{-1}$.

Gemeten en berekend over de gehele onderzoekperiode werd een dalende tendens waargenomen voor de $PO_4$ en $P_{tot}$ concentraties van het drainwater van profiel B. In het drainwater van beide profielen overschreed de $P_{tot}$ concentratie de gestelde grenswaarde voor het oppervlaktewater met een factor 50-100.

Op basis van deze modeltoetsing werden de volgende fosforbalansen opgesteld voor de profielen te Wassenaar (Fig. 4).

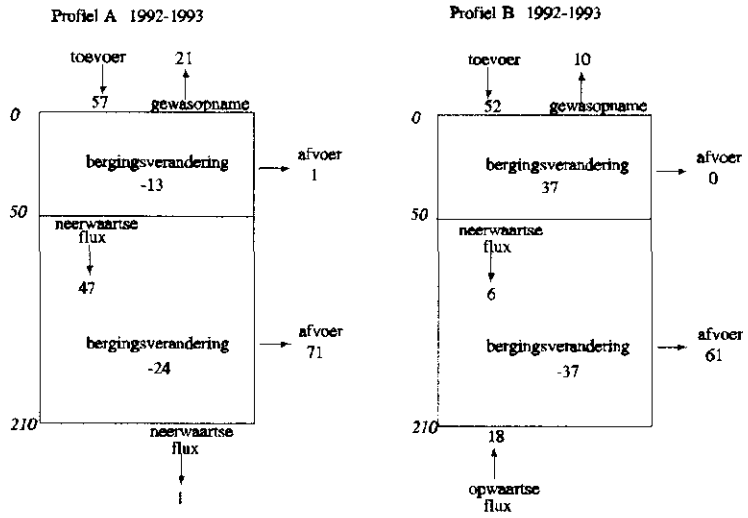


*Fig. 4 Berekende fosforbalanstermen (kg.ha$^{-1}$.jr$^{-1}$) van de profielen A en B te Wassenaar*

In de figuren is te zien dat de beide profielen verschillend reageren. Het gemiddelde overschot in A is 36 kg.ha$^{-1}$.jr$^{-1}$ P. Opgeteld bij de gemiddelde P-voorraadvermindering van de bouwvoor van 13 kg.ha$^{-1}$.jr$^{-1}$ leidt dit tot een gemiddelde verplaatsing van 48 kg.ha$^{-1}$.jr$^{-1}$ P naar dieper liggende bodemlagen. Het overschot bij profiel B bedraagt gemiddeld 42 kg.ha$^{-1}$.jr$^{-1}$. Het merendeel wordt geborgen in de bouwvoor. Het restant (gemiddeld 6 kg.ha$^{-1}$.jr$^{-1}$) wordt verplaatst naar diepere bodemlagen. De vermindering van de P-voorraad in de ondergrond (gemiddeld 37 kg.ha$^{-1}$.jr$^{-1}$) en de belasting door kwel (18 kg.ha$^{-1}$.jr$^{-1}$) zijn groter dan bij profiel A. De jaarlijkse belasting van het oppervlaktewater bedraagt ca. 65 kg.ha$^{-1}$.jr$^{-1}$.

*drainwater versus slootwater*

Een vergelijking van de drainwater- en slootwatergegevens biedt informatie over de representativiteit van de onderzoekdrains en over eventuele verliezen van N of P die in de perceelsloot zouden kunnen plaatsvinden. In het algemeen kan gesteld worden dat de slootwaterconcentraties van N en P als een redelijk gemiddelde kunnen worden beschouwd van de drainwaterconcentraties ( St Maartensbrug 1-2 mg.l$^{-1}$ P en 5-8 mg.l$^{-1}$ N; Wassenaar 7-9 mg.l$^{-1}$ P en 5-8 mg.l$^{-1}$ N). In St Maartensbrug liggen de slootwaterconcentraties van $N_{tot}$ iets lager dan die van de drains. Dit geringe verschil zou verklaard kunnen worden door verdunning met water uit 'schonere' drains en/of door verdwijningsprocessen (denitrificatie; maximaal 15% verschil).

*evaluatie modeltoetsing*

Uit het veldonderzoek dat is uitgevoerd ten behoeve van de modeltoetsing is gebleken dat de verschillen binnen en tussen percelen aanzienlijk kunnen zijn, voortkomend uit de ruimtelijke variabiliteit van relevante bodemkenmerken. Zelfs op een afstand van 20 m worden op het onderzoeksperceel te St Maartensbrug verschillen in de

fosfaattoestand en de drainwaterconcentraties geconstateerd. Deze grote verschillen binnen en tussen percelen hebben de modeltoetsing bemoeilijkt. Het onderzoek heeft zich niet gericht op het aangeven van een optimale bemonsteringsstrategie om een nauwkeurig antwoord te krijgen. Duidelijk is wel dat voor het vaststellen van een perceelsgemiddelde drainwaterconcentratie bij een gegeven betrouwbaarheid en grenzen die in de orde van grootte van de AMK-waarde voor het oppervlaktewater liggen, aanzienlijke aantallen monsters nodig zijn.

Bij de ijking is het model op enkele punten gevoelig gebleken:
— De nauwkeurigheid waarmee de plantopname kan worden ingeschat is belangrijk voor de bodemvochtconcentraties van nitraat op 50 en 70 cm beneden maaiveld;
— Het gehalte en de omzettingssnelheid van organische stof onder de bouwvoor hebben grote invloed op het gehalte aan nitraat, ammonium en opgelost organisch–N in grond- en drainwater. Parameters voor dit omzettingsproces onder aërobe omstandigheden zijn afgeleid uit andere studies. Het proces van omzetting onder anoxische omstandigheden is ten behoeve van dit project in het model ingebracht. Geconcludeerd moet worden dat de beschrijving van dit laatste proces nog niet voldoende toereikend is om alle gemeten verschijnselen te verklaren en te berekenen;
— De verzadigde doorlatendheid in de ondergrond speelt een belangrijke rol bij het berekenen van de concentratie nitraat in het ondiepe grondwater en met name bij het beschrijven van het concentratieverloop in de tijd.

Bij het doorrekenen van de scenario's is ervoor gekozen om profiel 1 van het bedrijf te St Maartensbrug representatief te veronderstellen voor het bloembollengebied in Noord-Holland. De bodemfysische en bodemchemische kenmerken van profiel B in Wassenaar zijn gebruikt bij het schematiseren van een profiel dat model staat voor het bloembollengebied in Zuid-Holland.

Bedacht moet worden dat de extrapolatie vanuit de genoemde profielen naar gebieden kan leiden tot aanzienlijke onzekerheden in de uitkomsten van de berekende drainwaterconcentraties en vrachten op het oppervlaktewater. Zeker in situaties wanneer de drainwaterconcentraties dicht bij de grenswaarde voor het oppervlaktewater zouden liggen en de vraag relevant wordt of met de voorgestelde maatregelen deze grenswaarde wel of niet wordt gehaald, kan van de modellen geen nauwkeurig antwoord worden verwacht. Het model leent zich wel goed voor het vergelijken van het effect van verschillende scenario's en het inschatten van de orde van grootte van de te verwachten drainwaterconcentraties.

### 3.2.4 Scenarioberekeningen

*vergelijking van scenario 1987 met scenario 2000*
Met de modellen zijn meerdere scenario's doorgerekend. Een belangrijke analyse betreft de vergelijking van de situatie waarin de bemestingspraktijk halverwege de jaren tachtig zou worden voortgezet (sc-1987) met een minimum bemestingsscenario (sc-2000). Een belangrijk verschil tussen deze beide scenario's is de vervanging van

stalmest en drijfmest door GFT-compost, aangevuld met 2 of 3 maal in de 4 jaar de teelt van groenbemesters.

De aanvoer van stikstof zal hierdoor met 125 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ (Noord-Holland) of 195 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ (Zuid-Holland) verminderen. De aanvoer van fosfaat wordt sterk verminderd met 185 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ (Noord-Holland) of 155 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ (Zuid-Holland) tot een niveau van ca. 9 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$.

De berekeningen zijn uitgevoerd voor een periode van 60 jaar. Alleen de perioden waarin zich een evenwicht zou instellen zijn met elkaar vergeleken. Voor stikstof stelt het evenwicht zich binnen enkele jaren in. Voor fosfaat zou het in het scenario 1987 nog meer dan 30 jaar duren voordat zich een evenwicht zou hebben ingesteld. Voor het scenario 2000 zou het nog ruim 15 jaar duren voordat, uitgaande van de situatie zoals die in 1992 en 1993 op de proefpercelen werd aangetroffen, een evenwicht wordt bereikt.

Berekend wordt dat in Noord-Holland de stikstofemissie naar het oppervlaktewater bij voortzetting van de praktijk uit de jaren tachtig ca. 80 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ N zou gaan bedragen. Dit zou resulteren in drainwaterconcentraties tussen 5 en 15 $mg.l^{-1}$ N. Het sc-2000 zal op den duur gaan leiden tot een belasting van het oppervlaktewater met 40 à 45 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ N, wat overeenkomt met drainwaterconcentraties tussen 3 en 10 $mg.l^{-1}$ N.

Doordat gemiddeld per jaar 3 $ton.ha^{-1}$ droge stof aan GFT wordt aangevoerd blijft het organische–stofpercentage redelijk op peil. Voor de stikstofopname door het gewas is op basis van de modelrekeningen geen sterke teruggang te verwachten.

Voor fosfaat wordt berekend dat als gevolg van sc-2000 in Noord-Holland na 3 jaar het Pw-getal zal dalen tot de klasse zeer laag. In het model komt dit tot uiting in een verminderde gewasopname met ca. 10 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ P. Dit minimum-bemestingsscenario is derhalve voor de bloembollenteelt op duinzandgronden geen levensvatbaar scenario. Gaf de eindsituatie behorend bij sc-1987 nog een jaarlijkse toename van het opgehoopte fosfaat met 12 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ P te zien, in het scenario 2000 zal de bodemvoorraad met ca. 10 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ P verminderen. Het model voorspelt grote effecten op de P-belasting van het oppervlaktewater. Na ca. 50 jaar zal in het 1987-scenario sprake zijn van nagenoeg volledige fosfaatdoorslag en zal 80 à 90% van het P-overschot worden afgevoerd naar het oppervlaktewater. Dit komt overeen met afvoeren groter dan 100 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ P en drainwaterconcentraties tussen 15 en 25 $mg.l^{-1}$ P. In het scenario 2000 is het te verwachten dat de P-belasting van het oppervlaktewater op termijn ca. 10 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ zal gaan bedragen. Deze hoeveelheid is geheel afkomstig uit de voorraad die in het verleden in de bodem is opgebouwd. Berekend wordt dat de drainwater concentraties dan ca. 2 $mg.l^{-1}$ P zullen bedragen. Voor zowel de belasting van het oppervlaktewater- als de drainwaterconcentraties bedraagt het verschil in effect van beide scenario's een factor 10.

Voor Zuid-Holland wordt berekend dat de N-belasting van het opp.water in het scenario 2000 ongeveer de helft zal bedragen van de belasting in het scenario 1987 (30 à 35 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ in sc-2000 ten opzichte van 60 à 70 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ in sc-1987).

Berekend wordt dat de drainwaterconcentraties in sc-1987 12 à 20 $mg.l^{-1}$ N zullen gaan bedragen. Voor sc-2000 worden concentraties tussen 7 en 10 $mg.l^{-1}$ N berekend.

Bij lagere waterpeilen vindt de denitrificatie op grotere diepte plaats. Berekend wordt dat in nattere profielen in het sc-1987 nog een geringe ophoping met N plaatsvindt; in het drogere profiel zou reeds sprake zijn van een geringe vermindering van de N-voorraad. Bij verminderde N-toevoer (sc-2000) zal ook in het nattere profiel N-voorraadvermindering gaan optreden. Voor zowel stikstof als fosfaat wordt in de Zuid-Holland profielen geen effect op de gewasopname verwacht.

Alhoewel in het profiel van Wassenaar dat model staat voor de situatie in Zuid-Holland aanvankelijk meer fosfaat is opgehoopt dan in Noord-Holland, zal de uiteindelijke belasting van het oppervlaktewater in het sc-1987 lager zijn. Voor de profielen met het hoge en het lage waterpeil wordt een belasting van het oppervlaktewater met 81 resp. 93 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ P berekend. In de uiteindelijke evenwichtssituatie die behoort bij sc-1987 is er nog ruimte om een gedeelte van het fosfaatoverschot in het profiel te bergen: ca. 50 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ P. Van het P-overschot komt 60% tot afvoer. In het scenario 2000 vermindert de voorraad in de bodem met 24 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$; hiervan komt 8 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ ten nutte van de gewasopname. De andere 16 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ wordt afgevoerd naar grond- en oppervlaktewater. De belasting van het opp.water zal in sc-2000 11 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ bedragen, de belasting van het grondwater wordt berekend op 5 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$.

De reductie van de belasting van het opp.water in sc-2000 ten opzichte van sc-1987 bedraagt 85%, voor het grondwater wordt de reductie berekend op 45%.

Berekend wordt dat bij voortzetting van de P-bemesting uit de jaren 80 de drainwaterconcentratie zal uitkomen op 20 à 28 $mg.l^{-1}$ P. Voor het sc-2000 lijkt een concentratie van 2,5 à 3 $mg.l^{-1}$ P haalbaar. Ook hier zullen de P-concentraties in drainwater in sc-2000 ongeveer één–tiende bedragen van de waarden die voor sc-1987 worden berekend.

*invloed van hydrologische situaties en teeltkundige maatregelen*
In de schematisering van de bodemprofielen in Zuid-Holland wordt uitgegaan van wegzijging. Direct achter de duinrand treedt kwel op. De gevolgen hiervan zijn doorgerekend met het model. Hierbij is verondersteld dat de waterstand nagenoeg gelijk is aan het slootpeil dat behoort bij de minder sterke wegzijgingsvariant. Omdat de grondwaterstand nagenoeg gelijk blijft, is ten opzichte van de wegzijgingsvariant geen effect te verwachten op de biologische en chemische omzettingsprocessen. In plaats van voeding van het grondwater ter grootte van 7 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ N door de wegzijgingsflux treedt in de kwelsituatie een aanvoer op door kwelwater ter grootte van 5 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ N. Hierdoor is voor het scenario 2000 in de kwelprofielen een grotere belasting van het oppervlaktewater te verwachten (stikstof: 44 i.p.v. 32 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ en fosfor: 18 i.p.v. 11 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$).

Het opzetten van het slootpeil in Noord-Holland in plaats van beregening voor de vochtvoorziening in de zomer zal een gering effect hebben op de stikstofkringloop. Enig effect wordt berekend op de denitrificatie in de bouwvoor. Bij het stopzetten

van de beregening is de neerslagkans kleiner. Hierdoor is ook de kans op tijdelijke anaërobie, optredend na een regenbui, kleiner. Het langjarig gemiddelde van de denitrificatie in de bouwvoor is dan ook kleiner. Omdat door deze maatregel minder denitrificatie in de bouwvoor optreedt kan meer nitraat naar diepere bodemlagen uitspoelen, alwaar het gedeeltelijk alsnog wordt gereduceerd. Het andere gedeelte wordt naar het oppervlaktewater afgevoerd. Door de hogere grondwaterstand zal de N-afvoer toenemen in sc 2000 van 43 naar 50 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$. Voor de P-uitspoeling wordt geen effect berekend.

In Noord-Holland daalt in sc-2000 het Pw-getal binnen enkele jaren tot de klasse zeer laag. In Zuid-Holland duurt het ca. 10 jaar voordat deze klasse wordt bereikt. In het scenario waarin een aanvullende P-gift in de vorm van kunstmest wordt gegeven ter grootte van de gewasonttrekking blijft in Noord-Holland het Pw-getal iets onder de waarde 20. In Zuid-Holland zal door deze P-gift het Pw-getal gaan stijgen. Berekend wordt dat na 50 jaar het Pw-getal ongeveer 60 zal bedragen. In Zuid-Holland heeft deze extra P-gift in sc-2000 nauwelijks effect op de te verwachten drainwaterconcentraties. In Noord-Holland zal de P-concentratie in het drainwater significant hoger komen te liggen dan in het 2000 scenario (ca. 3,5 $mg.l^{-1}$ P in tegenstelling tot ca. 2 $mg.l^{-1}$ P).

Een extra scherpe variant vormt het scenario waarin alle GFT in sc-2000 is weggelaten en waarin cellulose wordt toegepast voor stuifbestrijding. Ook de GFT-toepassing voor de voorziening van organische stof is weggelaten. Berekend wordt dat in dit scenario in Noord-Holland de drainwaterconcentraties van fosfaat ca. 0,2 $mg.l^{-1}$ P lager zullen zijn dan in sc-2000. In Zuid-Holland is het effect groter. Hier wordt een verlaging van de P-concentraties van 0,4 tot 0,6 $mg.l^{-1}$ P verwacht. De P-afvoer neemt met deze maatregel ca. 10 à 15% af. Voor stikstof zijn de effecten groter. Voor Noord-Holland wordt een extra reductie van ca. 15 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ verwacht (kleiner dan 30 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ in tegenstelling tot 43 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ in sc-2000). Voor Zuid-Holland bedraagt de reductie van de oppervlaktewaterbelasting eveneens ca. 15 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ N. Omdat het niveau bij sc-2000 lager is, is de procentuele reductie groter (35 à 50%).

Om het effect van het verbod op het toepassen van drijfmest te beoordelen is het scenario 1987 voor de minder sterke wegzijgings-variant in Zuid-Holland doorgerekend, maar nu zonder drijfmest. Deze maatregel heeft het grootste effect op de vervluchting van ammoniak (55 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ minder). De afvoer van N naar het oppervlaktewater wordt met 18% gereduceerd (55 i.p.v. 67 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ N). Voor fosfaat is geen verandering in de belasting van het oppervlaktewater te verwachten. De ophoping van fosfaat in de bouwvoor geschiedt nu minder snel (17 i.p.v. 41 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ P).

Het eventuele effect op de uitspoeling van het tijdstip waarop stalmest wordt ingemest is beoordeeld aan de hand van een rekenscenario. Zowel voor stikstof als voor fosfaat zijn van deze maatregel geen significante effecten te verwachten. Het effect is in ieder geval kleiner dan 5%, en valt daarmee binnen de nauwkeurigheid van het rekenmodel.

# 4 Conclusies

*Gewasbeschermingsmiddelen*

1 Op basis van deze en andere emissie-studies kan voor vrijwel alle gewasbeschermingsmiddelen (wellicht met uitzondering van bentazon) de conclusie worden getrokken dat emissies van bloembollenpercelen via bodemroutes en via atmosferische depositie slechts een geringe bijdrage leveren aan de belasting van het oppervlaktewater. De bijdrage aan de oppervlaktewaterbelasting door spuitdrift blijkt op grond van de hier gerapporteerde proefnemingen, alsook van andere experimenten en modelberekeningen, aanzienlijk groter te kunnen zijn. Vergelijking van resultaten van dit onderzoek met monitoring-gegevens uit andere studies wijzen ook op een belangrijke emissieroute vanuit (de omgeving van) bedrijfsgebouwen, waarschijnlijk in relatie tot bolontsmetting.

2 In slootwaterbodem-materiaal uit perceelsloten worden vrijwel geen van de negen geanalyseerde, geselecteerde, thans toegepaste gewasbeschermings-middelen aangetroffen.

3 De bijdrage van de in deze studie in neerslag gemeten gewasbeschermingsmiddelen aan de verontreiniging van het oppervlaktewater ligt op het lage niveau van enkele honderdsten van een $\mu g.l^{-1}$. Het is niet mogelijk een eenduidige relatie te leggen tussen de in neerslag aangetroffen gehaltes aan gewasbeschermingsmiddelen en de toepassing van diverse middelen op de onderzoeksbedrijven.

4 Van de gewasbeschermingsmiddelen waarop genomen watermonsters werden geanalyseerd, werden chloridazon en carbendazim in de veldproeven het meest frequent aangetroffen, zowel in regen-, drain- als slootwater. Metamitron, prochloraz, deltamethrin, esfenvaleraat, dichloorpropeen/chloorallylalcohol, dichloorpropaan en chloorthalonil/HTI werden niet of incidenteel aangetroffen. Gemeten concentraties lagen in het algemeen onder of rond de 0,1 $\mu g.l^{-1}$ met enkele uitschieters naar boven (rond 1,0 $\mu g.l^{-1}$).

5 Het model TRANSOL beschrijft de uitspoeling van gewasbeschermingsmiddelen in bloembollengronden redelijk goed, mits betrouwbare bindings- en omzettingsgegevens van stoffen (zoals in dit onderzoek verkregen werden voor metamitron, HTI en chloorallylalcohol) beschikbaar zijn. Onder extreme omstandigheden, zoals bij extreem hoge waterstand/regenval resp. bij zeer lage uitspoelingsfracties (< 0,1% van de dosering) van de middelen, neigt het model ertoe te hoge resp. te lage concentraties te berekenen.

6 Het organische-stofgehalte van het profiel heeft een belangrijke invloed op de uitspoeling van vrijwel alle gewasbeschermingsmiddelen. Bij een laag gehalte van 0,5% wordt (afhankelijk van de stof soms aanzienlijk) meer uitspoeling berekend dan bij een gehalte van 1,5%.

7 Bij een minder sterke wegzijgingsvariant wordt relatief meer uitspoeling berekend naar het oppervlaktewater dan in een sterker wegzijgingsprofiel.

8 Als gevolg van kwel (i.p.v. wegzijging) wordt het percentage uitspoeling van gewasbeschermingsmiddelen naar de drains in het algemeen iets groter. De maximum-concentraties nemen zowel in grond- als drainwater bij toenemende kwel af.

9. Diepploegen (tot 60 cm diepte) kan resulteren in (afhankelijk van de omstandigheden weinig tot fors) verhoogde maximum-concentraties in het ondiepe grondwater en in drainwater. Door het diepploegen worden in de bouwvoor aanwezige middelen op grotere diepte gebracht, waar deze langzamer afbreken en eerder bij het drain- en het grondwater komen.

10 Het tijdstip van grondontsmetting heeft grote invloed op de uitspoeling van dichloorpropeen van drain- en grondwater. Toepassingen vóór 15 september leiden meestal niet tot enige uitspoeling. Na die datum is de uitspoelingskans veel groter. Veel neerslag in de periode vlak na de grondontsmetting leidt tot meer uitspoeling.

*Nutriënten*

1 Binnen een perceel en tussen percelen kunnen aanzienlijke verschillen bestaan in de drainwaterconcentratie ten gevolge van de ruimtelijke variabiliteit van factoren die de uitspoeling beïnvloeden.

2 Het uitspoelingsmodel is getoetst voor de verschillende percelen. Gebleken is dat het model niet zonder aanvullende gegevens voor een specifiek bloembollenperceel kan worden toegepast. Van het model kan geen nauwkeurig antwoord worden verwacht op het niveau van de grenswaarde voor het oppervlaktewater. Het model is wel geschikt voor het inschatten van de orde van grootte van de drainwaterconcentraties en het vergelijken van onderlinge verschillen in emissies ten gevolge van verschillende scenario's.

3 In de berekeningen is geconstateerd dat de nitraatuitspoeling naar grond- en oppervlaktewater gevoelig is voor opname door het gewas. Hoge nitraatconcentraties ten gevolge van N-bemesting in combinaties met regenbuien kunnen leiden tot een ongewenste uitspoeling. Door regelmatige toepassing van lage kunstmestgiften kan het risico voor nitraatuitspoeling worden verkleind.

4 Te weinig kennis is beschikbaar over de relatie tussen de gewasopname en de N- en P-beschikbaarheid bij een verminderde bodemvruchtbaarheid. Deze informatie is ook uit milieukundig oogpunt belangrijk, omdat een verminderde gewasopname kan leiden tot een verhoogde uitspoeling.

5 De norm voor het oppervlaktewater wordt op de beide onderzoekslokaties vrijwel steeds overschreden voor zowel stikstof als fosfor. In St. Maartensbrug bedraagt de overschrijding voor N en P een factor 4 resp. 4 à 15. Op de onderzoekslokatie in Wassenaar bedraagt de overschrijding voor N en P 2 à

4 resp. 30 à 70.

6 Bij de in 1992 en 1993 gehanteerde bemestingspraktijk vindt in St. Maartensbrug een vermindering van de stikstofvoorraad in de bouwvoor plaats ter grootte van 110 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$. In Wassenaar bedraagt de vermindering gemiddeld 62 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$. In St. Maartensbrug werd in 1992 en 1993 geen fosfaat met mest aangevoerd. De vermindering van de fosforvoorraad in de bouwvoor bedraagt jaarlijks 29 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$. Hiervan werd 15 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ P gebruikt voor de gewasopname. De overige 14 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ verplaatst zich naar diepere bodemlagen.
De bemestingspraktijk in Wassenaar leidde gemiddeld tot een ophoping van gemiddeld 12 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ in de bouwvoor. Het overschot bedroeg 39 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$. Het resterende gedeelte (27 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$) verplaatste zich naar diepere bodemlagen. Gemiddeld werd 58 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ P afgevoerd naar het oppervlaktewater. Hiervan is een aanzienlijk gedeelte afkomstig uit de in het verleden opgebouwde voorraad in het bodemprofiel. Ook de uitloging van natuurlijk aanwezige sedimenten in de ondergrond draagt bij aan de belasting van het oppervlaktewater.

7 Voortzetting van de ingeschatte bemestingspraktijk van de jaren tachtig zou op langere termijn gaan leiden tot een N-belasting van het oppervlaktewater in Noord- en Zuid Holland van ca. 80 resp. 55 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$. De toename ten opzichte van de gemeten toestand in 1992 en 1993 is 30 resp. 5 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$. Voor fosfor is de toename aanzienlijk groter. Voor de langere termijn zou de bemestingspraktijk uit de jaren tachtig gaan leiden tot een P-afvoer naar het oppervlaktewater. van 100 resp. 90 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ P in Noord Holland resp. Zuid Holland. De corresponderende drainwaterconcentraties bedragen 15 à 20 $mg.l^{-1}$ P.

8 Het instellen van een meststoffen-arm scenario waarin de stuifbestrijding en toevoer van organische stof alleen geschiedt door GFT-compost, aangevuld met groenbemesters zou op den duur gaan leiden tot een N-belasting van het oppervlaktewater met 43 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ N in Noord Holland en 33 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ in Zuid Holland. De reductie ten opzichte van de in 1992 en 1993 gemeten situatie is gering in vergelijking met de reductie die voor fosfaat wordt berekend. Voor zowel Noord Holland als voor Zuid Holland wordt berekend dat bij dit scenario de P-afvoer naar het oppervlaktewater ca. 10 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ P zal gaan bedragen. Ten opzichte van de situatie in 1992 en 1993 op het proefbedrijf De Noord is dit geen reductie. Ten opzichte van de situatie die zou ontstaan bij handhaving van de oude bemestingspraktijk is het een reductie van ca. 90%. Bij de genoemde P-afvoeren in het scenario '2000' horen drainwaterconcentraties in de range 1,8 tot 2 $mg.l^{-1}$ P. Het organische–stofpercentage in de bouwvoor blijft door de aanvoer van GFT-compost op een constant niveau.

9 De laagste fosfaatconcentraties in drainwater die op langere termijn zouden gaan ontstaan bij stopzetting van alle fosfaataanvoer bedragen 1,5 à 1,8 $mg.l^{-1}$ P. Het is niet haalbaar in grote delen van het bloembollengebied binnen de

doorgerekende periode van 60 jaar de grenswaarde voor het oppervlaktewater van 0,15 $mg.l^{-1}$ P te bereiken.

10 Het scenario '2000' leidt binnen 5 jaar tot een daling van het Pw-getal tot de klasse zeer laag in Noord Holland. Het model berekent aanzienlijke opbrengstdervingen. In Zuid Holland verloopt de daling langzamer: ruim 10 jaar voordat de klasse zeer laag is bereikt. Het toepassen van een 'compensatie'gift ter grootte van de gewasonttrekking, vanaf het moment dat de bodemvruchtbaarheidsklasse zeer laag wordt bereikt, leidt in Noord Holland tot hogere P-concentraties in het drainwater (ca. 3,5 in tegenstelling tot ca. 2 $mg.l^{-1}$ P). In Zuid Holland zullen de drainwaterconcentraties door dergelijke 'compensatie'giften niet stijgen.

11 Het Pw-streefgetal voor fosfaat in kalkrijke bollengronden is vastgesteld op 25 mg $P_2O_5$/l grond. Verwacht wordt dat bij een dergelijk Pw-getal concentraties (op termijn) op drainage niveau zullen worden aangetroffen die ruwweg variëren van 3 à 8 $mg.l^{-1}$ P. Dit betekent dat voor normaal landbouwkundig gebruik de fosfaatconcentratie op dit niveau boven de algemene norm zal liggen die voor het oppervlaktewater geldt. Indien op drainage niveau een maximale fosfaatconcentratie mag uitspoelen van 0,10 $mg.l^{-1}$ P zal waarschijnlijk de bodemvruchtbaarheidstoestand van de bodem teruggebracht moeten worden naar de klasse (zeer) laag. Verder valt op te merken dat, gezien het lage gehalte aan goed reversibel gebonden fosfaat, verwacht wordt dat het Pw-getal snel zal dalen bij het achterwege blijven van fosfaatbemesting.

12 De resultaten voor Zuid-Holland zijn in grote lijnen ook toepasbaar in de kwelzone achter de duinen. In deze strook moet rekening worden gehouden met hogere afvoeren naar het oppervlaktewater omdat hier geen afvoer naar het grondwater optreedt en er sprake zal zijn van een aanvoer met de kwelstroom.

13 Stopzetten van beregenen in Noord-Holland, in combinatie met het opzetten van het slootpeil voor de vochtvoorziening, leidt tot een geringe verhoging van de afvoer van stikstof naar het oppervlaktewater.

14 De maatregel van het niet meer toepassen van drijfmest voor stuifbestrijding leidt in Zuid Holland tot een vermindering van de oppervlaktewaterbelasting met 10 à 15 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ N ten opzichte van de 'evenwichtssituatie' die zou ontstaan bij handhaving van de oude bemestingspraktijk. Voor fosfaat wordt een verminderde ophoping en geen reductie van de oppervlaktewaterbelasting berekend.

15 Het tijdstip waarop stalmest wordt ingemest heeft nauwelijks effect op de uitspoeling van N en P naar het oppervlaktewater.

16 De emissie van fosfaat uit de bloembollenteelt stelt alle belanghebbenden voor moeilijke problemen.