

Mogelijkheden voor verbetering van de waterkwaliteit door vermindering van de nutriëntenbelasting in Noord-Brabant

Deelrapport 2: Kwantificering van nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater vanuit landbouwgronden

Mogelijkheden voor verbetering van de waterkwaliteit door vermindering van de nutriëntenbelasting in Noord-Brabant

Deelrapport 2: Kwantificering van nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater vanuit landbouwgronden

**C.A. van Diepen
J. Stolte
O.F. Schoumans
H.L. Boogaard
J. Wolf**

Alterra-rapport 527.2

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2002

REFERAAT

C.A.van Diepen, J. Stolte, O.F. Schoumans, H.L. Boogaard & J. Wolf, 2002. *Mogelijkheden voor verbetering van de waterkwaliteit door vermindering van de nutriëntenbelasting in Noord-Brabant; Deelrapport 2 Kwantificering van nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater vanuit landbouwgronden*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 527.2. 56 blz. 1 fig.; 6 tab.; 16 ref.; 36 kaarten

In opdracht van de Gedeputeerde Staten van Noord-Brabant is de nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewateren vanuit landbouwgronden berekend. Deze berekeningen zijn gedaan met een metamodel en zijn uitgevoerd voor een basis-scenario dat als referentie dient, en voor een aantal varianten op dit scenario. Het basis-scenario bestaat uit een toekomstige evenwichtssituatie met de vanaf het jaar 2003 ingestelde MINAS-verliesnormen, actueel landgebruik, actuele hydrologische situatie, en een vaste stikstofdepositie. De scenario-varianten zijn afwijkend m.b.t. grondwaterregime, nutriëntenbelasting van de bodem, landgebruik en atmosferische depositie. De berekeningen geven de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater en de stikstof- en fosforbelasting van oppervlaktewateren over geheel Noord-Brabant voor het basisscenario (d.w.z. toepassing van het huidige nationale beleid) en voor de varianten op het basis-scenario. De resultaten van deze studie worden ruimtelijk weergegeven in de vorm van een uitgebreide set kaarten voor Noord-Brabant. Deze kaarten laten zien waar de nutriëntenemissies groot zijn en in welke mate de emissies veranderen door o.a. vernatting en vermindering van de nutriëntenbelasting van de bodem.

Trefwoorden: emissies uit de landbouw, fosfaat, grondwater, metamodel, milieu, nitraat, Noord-Brabant, nutriënten, oppervlaktewater, stikstof, uitspoeling

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door €18,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 527.2. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2002 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: postkamer@alterra.wag-ur.nl

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 Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Samenvatting	7
1 Inleiding	9
2 Methodiek	11
2.1 Inleiding	11
2.1.1 Relatie met vorige studie	11
2.1.2 Modelinstrumenten	11
2.2 Metamodel	12
2.2.1 WSV studie als bron van het metamodel	12
2.2.2 Afleiding van het metamodel	13
2.2.3 Aard van het metamodel	13
2.2.4 Mogelijkheden en beperkingen van het metamodel	14
2.3 Invoergegevens metamodel	14
2.3.1 Bodemtype	16
2.3.2 Bodemgebruik	16
2.3.3 Gemiddelde hoogste grondwaterstand (GHG)	16
2.3.4 N en P overschotten	16
2.3.5 P-overschot	17
2.3.6 N-overschot	17
2.3.7 Nutriëntenaanvoer via kwelwater en wateraan- en afvoer via resp. kwel en wegzijging	18
2.3.8 Samenvatting van kenmerkende aannames	19
2.4 Samengesteld schaalniveau	20
2.5 Toepassing van metamodel	20
2.5.1 Toepassing van metamodel op gridcellen	20
2.5.2 N en P belasting van oppervlaktewater	21
2.5.3 Toepassing van metamodel op scenario's voor de periode 2031-2045	22
3 Resultaten	25
3.1 Resultaten voor het basisscenario tijdens de periode 2031-2045	25
3.1.1 Nitraatconcentratie in grondwater	26
3.1.2 Stikstofbelasting van oppervlaktewater	27
3.1.3 Fosforbelasting van oppervlaktewater	27
3.2 Effecten van verandering in grondwater	28
3.2.1 Nitraatconcentratie in grondwater	28
3.2.2 Stikstofbelasting van oppervlaktewater	28
3.2.3 Fosforbelasting van oppervlaktewater	29
3.3 Effecten van atmosferische stikstofdepositie	30
3.3.1 Nitraatconcentratie in grondwater	30
3.3.2 Stikstofbelasting van oppervlaktewater	31
3.4 Effecten van verandering in nutriëntenbelasting van bodem	31
3.4.1 Nitraatconcentratie in grondwater	32
3.4.2 Stikstofbelasting van oppervlaktewater	32

3.4.3 Fosforbelasting van oppervlaktewater	32
3.5 Effecten van GHG volgens GGOR-natuur en landgebruik volgens EHS-2000	33
3.5.1 Nitraatconcentratie in grondwater	34
3.5.2 Stikstofbelasting van oppervlaktewater	34
3.5.3 Fosforbelasting van oppervlaktewater	35
3.6 Effecten van verschillende beleidsmaatregelen	35
4 Discussie	39
4.1 Basisscenario	40
4.2 Effecten van verandering in grondwaterstand	41
4.3 Effecten van stikstofdepositie	41
4.4 Effecten van verschil in bodembelasting met nutriënten	42
4.5 Effecten van GHG volgens GGOR-natuur en landgebruik volgens EHS-2000	43
4.6 Gemiddelde effecten	44
4.7 Verband tussen de huidige nutriëntenbelasting en de belasting volgens het basisscenario	45
4.7.1 Correctie op basis van WSV-studie	45
4.7.2 Correctie op basis van studie met STONE	46
5 Conclusies	49
Referenties	51
 Bijlage	
A. Lijst van kaarten	53

Samenvatting

In opdracht van de Gedeputeerde Staten van Noord-Brabant is de nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewateren vanuit landbouwgronden berekend. Deze studie vormde een onderdeel van het Brabant-Breed project. Deze nutriëntenemissie-berekeningen zijn gedaan met een metamodel en zijn uitgevoerd voor een basis-scenario dat als referentie dient, en voor een aantal varianten op dit scenario. Het basis-scenario bestaat uit een toekomstige evenwichtsituatie met de vanaf het jaar 2003 ingestelde MINAS-verliesnormen, actueel landgebruik, actuele hydrologische situatie, en een vaste stikstofdepositie. De scenario-varianten zijn afwijkend m.b.t. grondwaterregime, nutriëntenbelasting van de bodem, landgebruik en atmosferische depositie. De berekeningen geven de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater en de stikstof- en fosforbelasting van oppervlaktewateren over geheel Noord-Brabant voor het basis-scenario (d.w.z. toepassing van het huidige nationale beleid) en voor de varianten op het basis-scenario. De resultaten van deze studie worden ruimtelijk weergegeven in de vorm van een uitgebreide set kaarten voor Noord-Brabant. Deze kaarten laten zien waar de nutriëntenemissies groot zijn en in welke mate de emissies veranderen door o.a. vernatting en vermindering van de nutriëntenbelasting van de bodem.

De stikstof- en fosforbelasting van grond- en oppervlaktewater is berekend voor een toekomstige situatie (periode 2031 – 2045) die grotendeels in evenwicht is met de vanaf 2003 toegepaste MINAS-verliesnormen. Berekeningen voor dit basisscenario laten zien dat de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater soms hoger zijn dan de EU-nitraatnorm (50 mg/l). Deze overschrijdingen doen zich vooral voor in de landbouwgebieden op zandgronden met een diepe grondwaterstand. Stikstofbelasting van het oppervlaktewater in Noord-Brabant is meestal beneden de toelaatbare hoeveelheid van 15 kg N/ha/jaar. Hogere stikstofbelasting wordt voornamelijk aangetroffen in gebieden met een slecht doorlatende ondergrond en daardoor een grote waterafvoer naar het oppervlaktewater. Fosforbelasting van het oppervlaktewater is in de helft van Noord-Brabant boven de toelaatbare hoeveelheid van 0.45 kg P/ha/jaar. Hoge fosforbelasting doet zich voor in de landbouwgebieden op zandgronden met een ondiep grondwaterpeil die in belangrijke mate afwateren naar het oppervlaktewater.

Nutriëntenemissie-berekeningen voor de verschillende varianten op het basisscenario laten zien dat een stijging van de grondwaterstand (vernatting) resulteert in een afname van de nitraatconcentraties, vrijwel geen verandering in de stikstofbelasting, en een toename van de fosforbelasting van het oppervlaktewater. Een verlaging van de stikstof- en fosforoverschotten naar nul resulteert in een sterke afname van de nitraatconcentraties in het grondwater en van de stikstofbelasting van het oppervlaktewater, en in een beperkte afname van de fosforbelasting.

Nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewateren kan verlaagd worden door vermindering van de stikstof- en fosforoverschotten en door verandering van de

grondwaterstand. Grondwaterstandsverandering heeft vaak een tegengesteld effect op de stikstof- en fosfor-emissies, en is dus een weinig effectieve methode om de nutriëntenemissies te verminderen. De fosforbelasting van het oppervlaktewater is in grote delen van Noord-Brabant te hoog en kan alleen geleidelijk over een lange tijdsperiode worden verlaagd via uitputting van de fosforvoorraad in de bodem.

1 Inleiding

Duurzaam bodemgebruik is een wijze van gebruik waarbij de gebruikswaarde van de bodems voor de toekomst niet wordt aangetast en geen risico's optreden voor grond- en oppervlaktewater. De landbouwkundige ontwikkelingen in Noord-Brabant tijdens de laatste decennia hebben echter juist geresulteerd in een intensief gebruik van nutriënten (stikstof en fosfaat) en bestrijdingsmiddelen, intensieve grondbewerking en verregaande aanpassing van de waterbeheersing. De milieukwaliteit is hierdoor op veel plaatsen achteruit gegaan en er heeft zich ook een verarming van de ruimtelijke diversiteit van het grondgebruik voorgedaan.

De nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater was in grote delen van Noord-Brabant zo hoog, dat de kwaliteitsnormen regelmatig werden overschreden. Een belangrijke oorzaak was de hoge belasting van landbouwgronden met nutriënten vanwege overbemesting tijdens de laatste vier decennia. Deze overmatige bemesting was vooral het gevolg van de sterk toegenomen productie van dierlijke mest in de intensieve veehouderijsector. Deze problematiek heeft geleid tot het nationale Mest- en Ammoniakbeleid, dat een beter evenwicht tussen nutriëntenafvoer in gewas- en dierlijke producten en nutriëntenaanvoer in de vorm van mest, voeder en dergelijken te weeg moet brengen. Het toepassen van verliesnormen (toegestaan verschil tussen nutriëntenaf- en aanvoer (LNV, 1999) in de landbouwsector zal resulteren in een lagere bodembelasting met nutriënten en daarmee in een lagere nutriëntenbelasting van grond en oppervlaktewater.

In opdracht van de Gedeputeerde Staten van Noord-Brabant is het Brabant-Breed project uitgevoerd waarin de mogelijkheden bestudeerd zijn om de waterkwaliteit in Noord-Brabant te verbeteren via vermindering van de nutriëntenbelasting. In deze deelstudie van dit project is de nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewateren in Noord-Brabant bepaald voor een aantal mogelijke toekomstige situaties. De resultaten van dit onderzoek kunnen een bijdrage leveren aan de planvorming in het kader van het project 'Revitalisering Landelijk Gebied Noord-Brabant' en het Streekplan 2002 - 2012 van de provincie Noord-Brabant en aan de planvorming ter verbetering van de milieukwaliteit in Noord-Brabant.

De nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewateren in Noord-Brabant zijn in deze studie berekend met een metamodel voor een aantal situaties, die verschillen met betrekking tot landgebruik, nutriëntenbelasting van de bodem, en hydrologie. De berekeningen zijn eerst uitgevoerd voor een basis-scenario, dat als referentie dient. Dit basis-scenario bestaat uit een toekomstige evenwichtssituatie met de vanaf het jaar 2003 ingestelde MINAS-verliesnormen (volgens het nationale Mest en Ammoniakbeleid), actueel landgebruik, actuele hydrologische situatie, en een vaste stikstofdepositie. Deze berekeningen geven de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater, en de stikstof- en fosforbelasting van oppervlaktewateren over geheel Noord-Brabant bij toepassing van dit huidige nationale beleid. De rekenresultaten kunnen worden vergeleken met kwaliteitsnormen voor grond- en oppervlaktewater

(met name, de EU nitraatrichtlijn van 50 mg/l in grondwater (= 11.3 mg NO₃-N/l) en MTR (maximaal toelaatbaar risico) normen voor stilstaand oppervlaktewater van 2.2 mg N/l en 0.15 mg P/l), om te zien of deze normen gehaald worden bij dit beleid.

Vervolgens zijn de berekeningen herhaald voor een aantal varianten op dit basisscenario. De rekenresultaten van deze scenario-berekeningen laten zien welke maatregelen op het gebied van aanpassing van grondwaterstand en aanscherping van de verliesnormen voor stikstof en fosfaat, effectief zijn om de nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater verder te verminderen, en in hoeverre en in welke gebieden de water-kwaliteitsnormen nu gehaald worden.

De varianten op het basisscenario zijn afwijkend op de volgende punten:

- grondwaterregime, o.a. vanwege Gewenste Grond- en Oppervlaktewater Regime (GGOR) - natuur;
- netto nutriëntenbelasting van de bodem;
- landgebruik volgens Ecologische HoofdStructuur (EHS) – 2000;
- atmosferische depositie van stikstof.

De mate van nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater in de verschillende delen van Noord-Brabant wordt getoond op de bijgevoegde kaarten (zie bijlage A). Deze kaarten laten de regionale variatie in nutriëntenbelasting zien die afhangt van bodemtype, nutriëntenoverschot, bodemgebruik en hydrologie, en zowel voor het basisscenario als voor de varianten op het basisscenario.

2 Methodiek

2.1 Inleiding

2.1.1 Relatie met vorige studie

In deze studie wordt de nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater berekend met een metamodel. Dit zelfde model was al toegepast en beschreven in het rapport van een voorafgaand project over een verkenning van de bodemgeschiktheid voor de landbouwsector in Noord-Brabant (Diepen et al., 2002). In de huidige studie zijn de gebruikte gegevens en de bewerking ervan op een aantal onderdelen afwijkend. Er volgt hier een aangepaste beschrijving van de achtergrond, de methodiek en de resultaten van deze Brabant-brede toepassing van het metamodel. Een aantal specifieke punten, zoals de beperkingen van het metamodel, het feit dat het metamodel niet gebruikt kan worden om de huidige nutriëntenbelasting te berekenen, en de wijze van modelanalyse van toekomstige evenwichtsituaties, komen hier aan de orde.

2.1.2 Modelinstrumenten

Om de huidige en de in de toekomst te verwachten nutriëntenuitspoeling naar het grond- en oppervlaktewater te berekenen, wordt tegenwoordig meestal gebruik gemaakt van gedetailleerde dynamische simulatiemodellen. Deze modellen bevatten wiskundige vergelijkingen die zo goed mogelijk o.a. de omzettings- en transportprocessen van nutriënten in de bodem, het watertransport in de bodem en naar grond- en oppervlaktewater, de wateruitwisseling met de atmosfeer, en de gewasopname van water en nutriënten beschrijven. Met dergelijke modellen kan de effectiviteit van diverse maatregelen die ingrijpen op het stoffentransport door de bodem en grondwater, relatief nauwkeurig gekwantificeerd worden. De ontwikkeling en calibratie van deze modellen is gebaseerd op fysische, chemische, en fysiologische kennis, en op metingen in het laboratorium en het veld. Studies met gedetailleerde modellen zijn echter over het algemeen zeer arbeidsintensief en duur, omdat dergelijke modellen hoge eisen stellen m.b.t. de benodigde invoerdata, modelcalibratie en- validatie, en de daarvoor benodigde bruikbare proefresultaten.

Alterra heeft een modelinstrument ontwikkeld, waarmee op een veel eenvoudiger wijze de nutriëntenbelasting van het grond- en oppervlaktewater kan worden bepaald. Het gaat om een zogenaamd metamodel, dat toegepast is in deze studie. Dit metamodel bestaat uit regressievergelijkingen die de relatie beschrijven tussen gebiedskenmerken en de nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater (Mol-Dijkstra et al., 1999; Schoumans et al., in voorber.). Om deze regressievergelijkingen af te leiden, zijn de uitkomsten van een gedetailleerd simulatiemodel gebruikt.

2.2 Metamodel

2.2.1 WSV studie als bron van het metamodel

Het metamodel voor nutriëntenuitspoeling dat in de huidige studie is toegepast, is afgeleid van de resultaten van modelberekeningen, zoals deze zijn uitgevoerd in het kader van de landelijke studie Watersysteemverkenningen 1996 (Boers et al., 1997), de WSV studie van Rijkswaterstaat. Deze WSV studie onderzocht de toekomstige belastingen van oppervlaktewater met stikstof en fosfaat vanuit de landbouw en natuurgebieden. De belasting van het bovenste grondwater met nitraat is daarbij meegenomen. De WSV studie is uitgevoerd door RIZA in samenwerking met SC-DLO (nu Alterra) en Waterloopkundig Laboratorium. Voor deze nationale studie is het landelijke gebied van Nederland opgedeeld (geschematiseerd) in 3634 rekeneenheden (plots) van gemiddeld 750 ha. De kleinste ruimtelijke eenheid die in de WSV studie wordt onderscheiden, is een vierkante cel van 500x500 m. Cellen met dezelfde eigenschappen worden samengevoegd tot een rekenplot. De plots onderscheiden zich van elkaar door verschillen in bemestingsniveau, bodemgebruik, bodem, grondwatertrap en kwel/wegziggings-karakteristieken. Voor elke rekenplot zijn een aantal bemestingsscenario's doorgerekend.

In de WSV studie is het gecombineerde DEMGEN-ANIMO model gebruikt voor de kwantitatieve beschrijving van transport-, afbraak- en vastleggingsprocessen van stikstof, fosfaat, en koolstof in bodem en grondwater:

- ammoniakvervluchtiging en depositie
- aanvoer van stikstof en fosfaat in kwel en infiltratiewater
- afbraak van organische stof onder aërobe en anaërobe omstandigheden
- mineralisatie en immobilisatie van stikstof en fosfaat
- nitrificatie onder aërobe omstandigheden
- denitrificatie onder anaërobe omstandigheden
- opname van nitraat, ammonium en fosfaat door het gewas
- adsorptie van ammonium en fosfaat aan de bodem
- transport van opgeloste stoffen in bodemvocht, uitspoeling naar grond- en oppervlaktewater, en oppervlakkige afspoeling (run off)

In de landsdekkende WSV studie is gebruik gemaakt van de weerjarenreeks voor De Bilt 1971-1985. Deze reeks wordt representatief geacht voor het weer in Nederland. Binnen deze reeks wordt het jaar 1985 gebruikt als referentie voor het gemiddelde weerjaar. Om modelberekeningen uit te voeren over een periode van 105 jaar van 1941 tot 2045 is de reeks weerjaren 1971-1985 zes maal herhaald. Dit heeft als voordeel dat om de 15 jaar hetzelfde weer zich herhaalt en dat de invloed van beleidsmaatregelen onderscheiden kan worden van die van weereffecten. Het heeft echter als nadeel dat je buiten de periode 1971-1985 de modelresultaten niet met meetreeksen kunt vergelijken. Een andere beperking van deze aanpak is dat effecten van regionale verschillen in neerslag, verdamping en temperatuur niet zichtbaar zijn, omdat er alleen met weerdata van De Bilt gerekend is.

2.2.2 Afleiding van het metamodel

Uit de resultaten van de WSV studie (Boers et al., 1997) zijn de volgende modeluitkomsten geselecteerd: gemiddelde jaarlijkse nitraatconcentratie in het grondwater, en gemiddelde jaarlijkse N- en P-belasting van het oppervlaktewater. Het betreft hier gemiddelde waarden berekend over de periode 2031-2045. De modelresultaten voor deze periode zijn gebruikt om het metamodel af te leiden, omdat ten eerste in deze periode alle weerjaren (15; weer van 1971-1985) voorkomen die in de WSV-studie zijn gebruikt en de gemiddelde modeluitkomst dus representatief is voor de weerjarenreeks van 15 jaar, en ten tweede, de bodemprocessen en de resulterende nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater tijdens de periode 2031-2045 grotendeels in evenwicht zullen zijn met de vanaf 2003 toegepaste MINAS verliesnormen (LNV, 1999). Voor stikstof zal dit evenwicht al eerder bereikt worden en zal na 2015 de stikstofbelasting nog slechts marginaal veranderen, terwijl voor fosfor dit evenwicht in 2031-2045 nog niet helemaal bereikt zal zijn. Het feit dat het metamodel is afgeleid voor een toekomstige evenwichtssituatie, betekent dat het onmogelijk is om met het metamodel de nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater voor bijvoorbeeld het jaar 2000 te berekenen.

2.2.3 Aard van het metamodel

Voor de drie geselecteerde modeluitkomsten van de WSV-studie (gemiddelde nitraatconcentratie in het grondwater in de periode 2031-2045 en gemiddelde N- en P-belasting van het oppervlaktewater in de periode 2031-2045) is nagegaan welke gebiedskenmerken van grote invloed zijn op de uitkomsten. Bijvoorbeeld, een regressievergelijking is afgeleid tussen enerzijds de gemiddelde nitraatconcentratie in het grondwater en gebiedskenmerken, zoals bodemtype en bodemgebruik (paragrafen 2.3.1 en 2.3.2). Voor de N- of P-belasting van het oppervlaktewater zijn vergelijkbare regressievergelijkingen afgeleid.

Het metamodel bestaat dus uit deze drie afzonderlijke vergelijkingen. Deze vergelijkingen zijn alleen beschikbaar voor de vier voornaamste bodemgebruiksvormen, namelijk grasland, maïsland, overig bouwland (gebaseerd op rotatie van voornaamste akkerbouwgewassen minus mais) en natuur, omdat in de WSV studie alleen deze gebruiksvormen werden onderscheiden. Het is dus niet mogelijk om de nutriëntenbelasting te berekenen voor een specifiek landbouwgewas (bijv. tarwe). Het metamodel bestaat in feite uit de drie regressievergelijkingen die voor combinaties van vier vormen van landgebruik en 21 bodemtypen geparаметriseerd zijn. Dat levert bijvoorbeeld $4 \times 21 = 84$ regressievergelijkingen op om de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater in geheel Noord-Brabant te berekenen. Voor de berekeningen van de stikstof- en fosfor-belasting van het oppervlaktewater in Noord-Brabant is de aanpak identiek. Voor meer gedetailleerde informatie over de gehanteerde regressievergelijkingen in het metamodel wordt verwezen naar Mol-Dijkstra et al. (1999) en Schoumans et al (in prep.).

2.2.4 Mogelijkheden en beperkingen van het metamodel

De voordelen van het metamodel zijn:

1. Gebruik van relatief eenvoudig te verzamelen gebiedskarakteristieken (zoals bijv. bodemtype, grondwaterstand en N-overschot) om de nutriëntenbelasting van het grond- en oppervlaktewater te berekenen;
2. Gebieden met een verhoogde kans op nutriëntenuitspoeling kunnen op eenvoudige wijze worden gelokaliseerd;
3. Effecten van diverse maatregelen, zoals grondwaterstands- en/of bodemgebruiksverandering, kunnen relatief snel en efficiënt worden bepaald.

Toepassing van het metamodel kent ook zijn onzekerheden en beperkingen. De kwaliteit van de modeluitkomsten is sterk afhankelijk van de kwaliteit van de invoergegevens (paragraaf 2.3), zoals bij ieder model. Daarom werkt een gedetailleerd beeld van bijvoorbeeld het bodemgebruik en de grondwaterstand direct positief uit op de betrouwbaarheid van de berekende nutriëntenuitspoeling. Tevens wordt de betrouwbaarheid van de uitkomsten van het metamodel in belangrijke mate bepaald door de betrouwbaarheid van de gebruikte resultaten van de WSV-studie. De kwaliteit van deze WSV-resultaten wordt bepaald door de betrouwbaarheid van de toegepaste modellen, en de kwaliteit van de invoerdata en de ruimtelijke schematisering (paragraaf 2.2.1).

Het kan voorkomen dat een combinatie van invoergegevens niet gedekt wordt door het metamodel, omdat die combinatie niet voorkwam in de WSV-studie en daarom buiten het bereik van het metamodel ligt (zie paragraaf 2.5.1). Dit is een typische beperking van het metamodel, dat immers een regressiemodel is. Er moet ook voor gewaakt worden dat het schaalniveau waarop de invoergegevens bekend zijn, en de mate van detail waarmee de uitkomsten van het metamodel worden gepresenteerd, overeenstemmen. Indien de discrepantie te groot is, bijvoorbeeld bij toepassingen op een te gedetailleerde schaal, zullen de relatieve verschillen volgens de metamodelberekeningen van betekenis zijn, maar niet de absolute uitkomsten. Een laatste beperking is het feit dat het metamodel is afgeleid voor een toekomstige evenwichtssituatie en niet voor bijvoorbeeld het jaar 2000 toegepast kan worden.

2.3 Invoergegevens metamodel

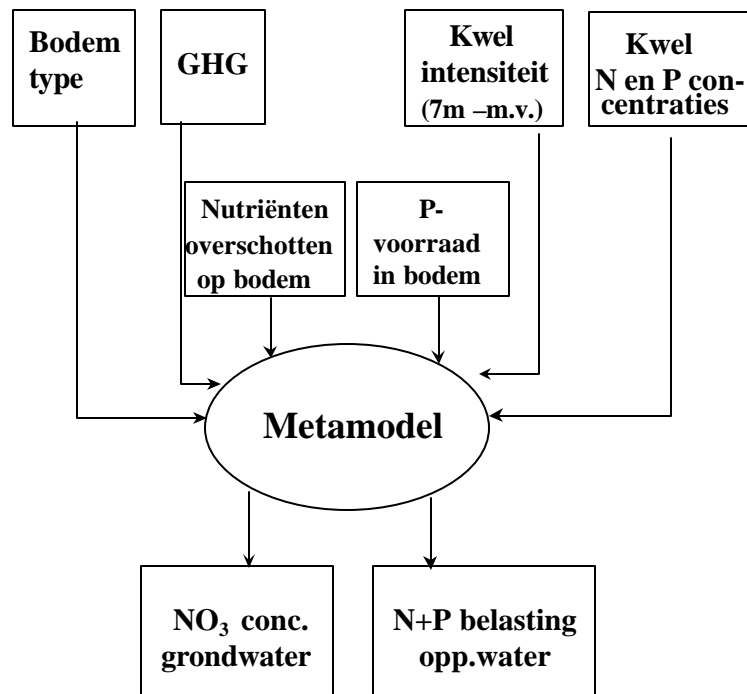
Om de nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater met het metamodel te kunnen berekenen, zijn de volgende specifieke gebiedskenmerken nodig:

- bodemtype
- bodemgebruik
- gemiddelde hoogste grondwaterstand (GHG)
- N- en P-overschot op perceelsniveau (gemiddeld over de periode 2031-2045)
- N- en P-concentraties in het kwelwater op grote diepte (7 m - mv.)
- Wateraanvoer of -afvoer via kwel resp. wegzijging op grote diepte (7 m -mv.)

Voor een juiste voorspelling van de P-belasting van het oppervlaktewater, is ook informatie nodig omtrent de totale hoeveelheid opgehoopt P in de bodem (tot 1 meter) in de periode 2031-2045. Deze P-ophoping is berekend op basis van initiële bodemvoorraad, historische P-overschotten (P-bemesting minus gewasonttrekking) en het toekomstig mestbeleid. Voor verdere informatie over de wijze waarop deze P-ophoping in de bodem is berekend, zie Diepen et al. (2002).

Voor deze studie voor Noord-Brabant zijn alle gegevens omgezet naar een vast grid (raster) van 250x250 m, meestal op basis van de dominante klasse per grid cel. De bronnen en de bewerking van deze basisgegevens binnen de provincie Noord-Brabant worden hieronder toegelicht. Ze hebben betrekking op het basis-scenario, tenzij anders vermeld.

Een schematisch overzicht van data-invoer en -uitvoer van het metamodel voor de berekening van de nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater wordt gegeven in Figuur 1. De aard van het metamodel is hierboven al beschreven (paragraaf 2.2.3).



Figuur 1. Schematisch overzicht van Metamodel voor de berekening van de uitspoeling van nutriënten naar het grond- en oppervlaktewater.

2.3.1 Bodemtype

In de metamodellen worden 21 bodemfysische eenheden onderscheiden, welke schematisatie ook in de WSV-studie werd gebruikt voor de beschrijving van de Nederlandse bodem (op basis van bodemkaart schaal 1: 250 000 (Wösten et al., 1988; Schoumans & Breeuwsma, 1990)). Binnen de provincie Noord-Brabant is voor elke bodemeenheid (op basis van de bodemkaart schaal 1: 50 000) nagegaan tot welke bodemfysische eenheid deze behoort.

2.3.2 Bodemgebruik

Het metamodel onderscheidt de volgende bodemgebruikstypen: gras, maïs, overig bouwland en natuur. Een verdere opsplitsing is niet mogelijk omdat alleen voor deze bodemgebruiksvormen de nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater zijn berekend in de WSV-studie (waarop het metamodel is gebaseerd). De bodemgebruiksvormen verschillen in bemestingsniveaus, nutriëntenopname, en waterverbruik. Er wordt aangenomen dat bij de teelt van maïs vanggewassen zullen worden ingezet. Dit beperkt de nutriëntenuitspoeling en -belasting. Natuur is gelijkgesteld aan grasland dat niet bemest wordt en ook niet geoogst wordt. In de oorspronkelijke WSV-studie werd gebruik gemaakt van de LGN1-bodemgebruikskarta van 1986. De huidige studie gebruikt de bodemgebruiks-gegevens van 1995 (LGN3 op grid van 25 m bij 25 m (bron: Noord-Brabant)). Daarbij zijn de gedetailleerde bodemgebruiksvormen van LGN3 toegewezen aan de vier bodemgebruikstypen die door het metamodel worden onderscheiden. Er is vanuit gegaan dat dit bodemgebruik in de toekomst ongewijzigd blijft.

2.3.3 Gemiddelde hoogste grondwaterstand (GHG)

De GHG-waarden zijn ontleend aan gegevens van TNO-NITG, die zijn vastgesteld voor verschillende hydrologische scenario's in de studie 'Waterdoelen' van de provincie Noord-Brabant. Het gaat om een bestand (ghgrjr_00.out) dat betrekking heeft op de huidige hydrologische situatie. Dit bestand is gebruikt voor het basisscenario in deze studie naar de nutriëntenbelasting. Een ander TNO-NITG bestand (ghg_irnatp.out) geeft het hydrologische scenario t.b.v. natuur (d.w.z. gewenste grondwaterstanden voor natuurdoeltypen binnen de ecologische hoofdstructuur) weer. Dit laatste bestand is gebruikt voor de GGOR-natuur variant in deze nutriëntenbelasting-studie.

2.3.4 N en P overschotten

Het N- en P-overschot is afgeleid uit het Mest- en Ammoniakbeleid, zoals vastgelegd in een brief aan de Tweede Kamer (Tweede Kamer, 2000). Tabel 1 geeft een overzicht van de vastgestelde (1998-2002) en de voorgenomen MINAS (vanaf 2003) verliesnormen. Voor de berekening van de nutriëntenbelasting van grond- en

oppervlaktewater voor het basisscenario zijn alleen deze laatste (voorgenomen) verliesnormen van belang. Deze verliesnormen moeten nog worden omgerekend naar nutriëntenoverschotten, omdat het metamodel uitgaat van de gemiddelde N- en P-overschotten op perceelsniveau (zie begin van paragraaf 2.3). Het nutriëntenoverschot dat in het metamodel wordt gebruikt en dat gebaseerd is op de verliesnorm voor 2003, geldt voor de gehele periode vanaf 2003 tot 2045.

Tabel 1. Vastgestelde en voorgenomen verliesnormen (kg/ha/jaar) zoals vastgelegd in Wijziging van Meststoffenwet (Tweede Kamer, 2000).

Landgebruik	Verliesnormen N en P ₂ O ₅				
	Jaar	1998	2000	2001	2002
N grasland	300	275	250	220	180
N grasland droge zandgronden	300	275	250	190	140
N bouwland klei/veen	175	150	150	150	100
N bouwland zand	175	150	125	110	100
N bouwland droge zandgronden	175	150	125	100	60
P ₂ O ₅	40	35	35	25	20

2.3.5 P-overschot

Voor fosfaat is de vertaling van verliesnorm naar P-overschot zeer eenvoudig, omdat er geen onderscheid wordt gemaakt naar bodemgebruiksvorm (Tabel 1) en er geen speciale verlies- en/of aanrijgingsprocessen optreden (dit in tegenstelling tot stikstof). Dit houdt in dat voor fosfaat een perceeloverschot van 20 kg P₂O₅/ha/jaar (= 8.9 kg P/ha/jaar) wordt gehanteerd vanaf het jaar 2003 en dat ook voor de periode 2031-2045 een gemiddeld fosfaatoverschot van 20 kg P₂O₅/ha/jaar zal worden aangehouden. In het MINAS systeem (LNV, 1999) wordt voorlopig alleen de P-toediening in dierlijke mest meegeteld in de verliesnorm, en niet kunstmest-P. In deze studie is de aanname gedaan dat op termijn de P-verliesnorm zal gelden voor beide vormen van fosfaattoediening. Aangezien de huidige en toekomstige fosfaatbelasting van het oppervlaktewater sterk bepaald wordt door de hoge dierlijke mestgiften die in het verleden hebben plaatsgevonden, en de resulterende P-ophoping in de bovengrond (Diepen et al., 2002), zal een eventuele fout in deze aanname beperkte gevolgen hebben voor de berekende fosfaatbelasting.

2.3.6 N-overschot

De methodiek die in het derogatierapport (Willems et al., 2000; Annex 4) wordt gehanteerd, is hier toegepast voor de berekening van het stikstofoverschot op perceelsniveau. Voor grasland gaan Willems et al. (2000) uit van een verliesnorm van

180 kg N/ha/jaar. Aangezien hierbij geen rekening wordt gehouden met N-depositie en N-binding door vlinderbloemigen, is het perceeloverschot resp. 25 en 9 kg N/ha/jaar hoger. Dit zijn gemiddelde waarden voor Nederland, die uniform over de hele provincie zijn toegepast. In werkelijkheid is de N-depositie in Noord-Brabant gemiddeld iets hoger dan 25 kg N/ha/jaar, en er doen zich regionale verschillen voor. Er treden ook verliezen op die niet in de verliesnorm worden meegenomen: NH₃-emissies (35 kg N/ha/jaar) en extra denitrificatie in urineplekken (25 kg N/ha/jaar). Als gevolg van deze aanrijgings- (34 kg N/ha/jaar) en verliesposten (60 kg N/ha/jaar) komt het N-overschot voor grasland 26 kg N/ha/jaar lager uit dan de N-verliesnorm: 154 kg N/ha/jaar. Voor een overzicht van deze berekening van het N-overschot voor grasland, zie Tabel 2.

Voor maïsland en overig bouwland geldt vanaf 2003 een N-verliesnorm van 100 kg N/ha/jaar (Tabel 1). Op dergelijke bouwland-percelen doet zich geen biologische N-binding voor, is extra denitrificatie als gevolg van urineplekken niet aan de orde, en zijn de NH₃-emissies gering (4 kg N/ha/jaar). Indien de N-verliesnorm gecorrigeerd wordt voor de N-depositie (25 kg N/ha/jaar) en de NH₃-emissies (4 kg N/ha/jaar), bedraagt vanaf 2003 het N-overschot op bouwlandpercelen 121 kg N/ha/jaar. Dit is dus 21 kg N/ha/jaar hoger dan de N-verliesnorm. Omdat de N-overschotten die in het metamodel zijn gebruikt, gebaseerd zijn op N-overschotten exclusief de N-depositie (d.w.z. alleen bijdrage vanuit landbouw), zijn ook deze waarden aangegeven. Voor een overzicht van de berekening van het N-overschot voor bouwland, zie Tabel 2. Aangezien droge (zand)gronden extra gevoelig zijn voor nitraatuitspoeling, zal voor deze gronden een lagere N-verliesnorm gelden (Tabel 1: 40 kg N/ha/jaar lager). Dit aanvullend stikstofbeleid is in de berekeningen meegenomen.

Tabel 2. Berekening van stikstof- en fosfaat-overschotten (kg N/ha/jaar en kg P₂O₅/ha/jaar) uit de verliesnormen voor jaar 2003 (Tabel 1) voor resp. grasland en bouwland (naar Willems et al., 2000).

	Stikstof		Fosfaat ¹	
	Grasland	Bouwland	Grasland	Bouwland
Verliesnorm	180	100	20	20
Denitrificatie urineplekken	-25			
Ammoniakemissie	-35	-4	n.v.t.	n.v.t.
Stikstofbinding	9			
Stikstofdepositie	25	25		
Stikstof- of Fosfaatoverschot	154	121	20	20
Stikstofoverschot excl. N-depositie	129	96		

¹⁾ 20 kg P₂O₅ = 8.9 kg P

2.3.7 Nutriëntenaanvoer via kwelwater en wateraan- en afvoer via resp. kwel en wegzijging

Stikstof- en fosfor-concentraties in kwelwater zijn slechts globaal bekend. De nutriëntenaanvoer via kwel blijkt echter van significant belang te zijn om met het metamodel de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater goed te kunnen berekenen. In deze studie is gebruik gemaakt van de nutriëntenconcentraties die in de

WSV-studie voor elke rekenplot zijn bepaald (Boers et al., 1997). Gegevens over de wateraan- en afvoer via resp. kwel en wegzijging zijn afkomstig van de provincie Noord-Brabant (nl. gegevens van TNO-NITG, zie paragraaf 2.3.3).

In de beekdalen (natte gronden) treedt in het algemeen veel kwel op, terwijl in de hoger gelegen gebieden het grondwater wegzijgt naar de ondergrond. Stikstof- en fosfaatvrachten die in kwelgebieden via het diepe grondwater worden aangevoerd (onderkant van bodemprofiel op 7 m –m.v.), zijn berekend uit de stikstof- en fosforconcentraties in het diepe grondwater en de kwelintensiteit. Op de overgang van zandgronden naar kleigronden worden hoge fosfor- en stikstof-aanvoeren berekend vanwege de hoge kwelintensiteit. In de meeste beekdalen is de stikstofaanvoer ook hoog, maar de fosforaanvoer niet (vanwege de lage fosforconcentratie). Omdat tijdens het transport door de bodem allerlei omzettingsprocessen optreden, komt slechts een beperkt deel van deze stikstof- en fosforaanvoer via kwelwater in het oppervlaktewater terecht.

2.3.8 Samenvatting van kenmerkende aannames

De belangrijkste eigenschappen van het metamodel en de aannames voor het basisscenario zoals hierboven beschreven zijn, zijn kortweg als volgt:

- Gegevens voor Noord-Brabant zijn vertaald naar 250x250 m grid cellen op basis van de dominante gebiedskenmerken per cel;
- Metamodel is afgeleid van resultaten van de landsdekkende WSV-studie, waarvan de ruimtelijke schematisatie was afgestemd op de schaal van Nederland;
- Nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater is berekend voor een evenwichtsituatie met de vanaf 2003 toegepaste MINAS verliesnormen (LNV, 1999) en is daarom gebaseerd op gemiddelde resultaten van de WSV-studie voor een 15 jarige periode van 2031-2045;
- Metamodel bestaat uit regressievergelijkingen tussen deze nutriëntenbelasting uit de WSV-studie en gebiedskenmerken;
- N-depositie is overal 25 kg/ha/jaar;
- Vier typen van bodemgebruik zijn onderscheiden: gras, maïs, bouwland, en natuur (onbemest gras); er is geen verder onderscheid in gewassen mogelijk; maïs wordt altijd met een vanggewas geteeld;
- N-overschot op perceelsniveau zoals gebruikt in het metamodel, is gelijk aan de N-verliesnorm vanaf 2003 met correcties voor aanrijgings- en verliesprocessen; extra aangescherpte normen toegepast op droge zandgronden;
- P-overschot op perceelsniveau zoals gebruikt in het metamodel, is gelijk aan de P-verliesnorm en bestaat uit zowel kunstmest-P als dierlijke mest-P;
- Bodemgebruiksverdeling is gebaseerd op LGN3 en ligt vast voor de gehele periode, waarvoor berekeningen worden gedaan.

2.4 Samengesteld schaalniveau

Het schaalniveau is belangrijk in verband met de bewerking en de nauwkeurigheid van de invoergegevens, de betrouwbaarheid van model-berekeningen, de betrouwbaarheid en de interpretatie van modelresultaten. Het heeft te maken met ruimtelijke aggregatie, het combineren van gegevens, en hun visualisatie. De voorafgaande paragraaf (2.3) beschrijft de invoergegevens voor het metamodel en laat zien dat deze gegevens sterk kunnen variëren in mate van detail en daarmee waarschijnlijk samenhangend, betrouwbaarheid.

Het bodemgebruik (25 m bij 25 m) en de GHG-waarde van de grondwatertrap (schaal 1 : 50 000) zijn relatief nauwkeurig bekend. De nutriënten-concentraties in het water dat op grote diepte omhoog kwelt (zoals bepaald in de WSV-studie (Boers et al., 1997)), zijn daarentegen zeer globaal bekend als gevolg van het ontbreken van data (geschatte schaalniveau 1 : 50 000 tot 500 000). Ook de historische P-ophoping in de bodem, opgesplitst naar de 3 belangrijkste bodemgebruiksvormen (gras, maïslaan, overig bouwland) in de 5 LEI-districten van Noord-Brabant, is slechts globaal bekend. Feitelijk zouden de modelresultaten niet op een fijnere schaal gepresenteerd moeten worden dan het grofste schaalniveau van de invoergegevens. Vooralsnog is gekozen voor een 'tussenschaal', namelijk een grid van 250 m bij 250 m die op een schaal 1 : 350 000 op kaart wordt weergegeven. Dit betekent wel dat het bij de interpretatie van de resultaten soms meer gaat om de relatieve verschillen (bijv. tussen de verschillende varianten op het basisscenario) dan om de absolute getallen.

2.5 Toepassing van metamodel

2.5.1 Toepassing van metamodel op gridcellen

De nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater zijn met het metamodel berekend per gridcel. Voor iedere gridcel zijn de specifieke kenmerken, zoals bodemtype, bodemgebruik, GHG, nutriëntenoverschot en kwelbijdrage (paragraaf 2.3), bepaald. Strikt genomen zijn er drie metamodellen:

1. Model voor de berekening van de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater;
2. Model voor de stikstofbelasting van het oppervlaktewater;
3. Model voor de fosforbelasting van het oppervlaktewater.

Voor elk metamodel zijn er een groot aantal regressievergelijkingen opgesteld: één voor elke combinatie van bodemtype en landgebruik, of te wel, $21 \times 4 = 84$ regressievergelijkingen. De geldigheid van een regressievergelijking wordt bepaald door het gegevensbereik van de invoervariabelen (gebiedskenmerken zoals GHG en netto kwel in de WSV-studie), die bij het afleiden van de vergelijking zijn gebruikt. Bijvoorbeeld, voor de combinatie van Bodemtype 9 (zwak lemig fijn zand) en grasland is in de WSV-studie als maximum waarde voor GHG 4.72 meter -m.v. gebruikt en voor wegzijging 548 mm/jaar. In de huidige Noord-Brabant studie zijn ook hogere waarden voor beide invoervariabelen aangetroffen (tot 1000 mm/jaar

wegzijing en GHG tot 5.60 m –m.v.), zodat deze waarden buiten het bereik van het model liggen. Om het metamodel veilig toe te passen, kunnen de invoergegevens worden afgekapt op de maximale waarden van de WSV-studie. Het nadeel van dit 'afkappen' is dat het metamodel ongevoelig wordt gemaakt om nieuwe situaties te evalueren, zodra die buiten het bekende modelbereik vallen. In deze studie worden de invoergegevens daarom niet afgekapt. Wanneer de invoergegevens ver buiten het bereik van het metamodel liggen, is het mogelijk dat het model onzinnige uitkomsten geeft. Het areaal met dergelijke, buiten het bereik van het metamodel liggende invoergegevens, blijkt echter beperkt te zijn.

2.5.2 N en P belasting van oppervlaktewater

Voor de provincie Noord-Brabant zijn de N- en P-belasting van het oppervlaktewater vanuit landbouwgronden, zoals berekend met het metamodel, in kaart gebracht. Om deze N- en P-belasting te kunnen vergelijken met de waterkwaliteitseisen (of te wel, maximaal toelaatbare concentraties) voor oppervlaktewater, zijn de kwaliteitseisen omgerekend naar legendaklassen op de kaart met een toelaatbare N- en P-belasting. De 4e Nota Waterhuishouding (V & W, 1999) geeft als MTR- (maximaal toelaatbaar risico) normen voor eutrofiëringgevoelig stilstaand water: 2.2 mg N/l en 0.15 mg P/l.

Voor de keuze van de legendaklasse-grenzen op de kaart is uitgegaan van een jaarlijks neerslagoverschot van 300 mm/jaar. Op laaggelegen natte gronden spoelt dit neerslagoverschot via ondiepe stroombanen af naar het oppervlaktewater. De berekende N- of P-belasting (in kg/ha/jaar) gedeeld door 3, resulteert dan in de jaarlijks gemiddelde N- of P-concentratie (mg/l) in het naar het oppervlaktewater afstromend neerslagoverschot. Bijvoorbeeld:

$$\begin{aligned} \text{N concentratie} &= \text{N-belasting (kg N/ha/jaar)} * 100 / \text{Waterafvoer (mm/jaar)} = \\ &= 15 * 100 / 300 = 5 \text{ mg N/l} \end{aligned}$$

Hierbij is de 100 gelijk aan 1000000 (omrekening van kg naar mg N) : 10000 (aantal liter water in 1 mm laag op ha areaal).

Omgekeer zal de MTR-norm van 0.15 mg P/l resulteren in een jaarlijks maximaal toelaatbare P-belasting van 0.45 kg P/ha, en de MTR-norm van 2.2 mg N/l in een jaarlijks maximaal toelaatbare N-belasting van 6.6 kg N/ha. Omdat een aanzienlijke hoeveelheid stikstof tijdens de uitspoeling uit de bodem naar het oppervlaktewater verloren gaat via denitrificatie in de diepere ondergrond en in slootbodems, is de toelaatbare stikstofbelasting van het oppervlaktewater verhoogd tot 15 kg N/ha/jaar. Deze 'toelaatbare' stikstofbelasting' is in werkelijkheid de toelaatbare stikstofuitspoeling uit het bodemprofiel, zoals berekend met het metamodel.

Op hoger gelegen gronden (met diep grondwater) stroomt een groot deel van het neerslagoverschot uit naar de diepere ondergrond en is de jaarafvoer naar het oppervlaktewater veel lager dan 300 mm. Het hierboven beschreven verband (factor drie) tussen de MTR-normen en de toelaatbare nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater geldt dan niet. Dat is niet erg, omdat op de hogere gronden de

afstroming naar het oppervlaktewater zeer gering is en dus ook de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater.

Naast de afstroming van stikstof uit landbouwgronden naar het oppervlaktewater kan ook de atmosferische depositie als een diffuse bron beschouwd worden. Een gemiddelde N-depositie van 25 kg N/ha/jaar rechtstreeks op het oppervlaktewater en een gemiddelde neerslag van 800 mm/jaar resulteert in een concentratie van 3.1 mg N/l ($=25 * 100 / 800$, zie hierboven de berekening van N-concentratie). Dat is al boven de MTR norm.

Het metamodel berekent voor iedere grid op de kaart voor Noord-Brabant de jaarlijkse N- en P-uitspoeling uit het bodemprofiel via het grondwater naar het oppervlaktewater. Het interpreteren van de hoogte van deze berekende N- en P-vrachten en hun bijdragen aan de N- en P-concentraties in het oppervlaktewater is gecompliceerd vanwege:

1. nutriëntenverliezen tijdens de afstroming door de ondergrond naar het oppervlaktewater (bijv. N-verlies door denitrificatie);
2. nutriëntenvastlegging tijdens de afstroming door de ondergrond (bijv. via incorporatie van N en P in organische stof en via adsorptie en precipitatie van fosfaat in bodem);
3. verandering van N- en P-concentraties in oppervlaktewater door menging met water van elders, door N- en P-onttrekking door waterplanten en via microbiele processen, en door adsorptie aan en denitrificatie in slootwanden.

Hierboven zijn de MTR-normen vertaald naar maximaal toelaatbare N- en P-belastingen van het oppervlaktewater. Deze toelaatbare N- en P-belastingen zijn gebruikt bij de interpretatie van de metamodel-resultaten voor Noord-Brabant (paragraaf 3). Echter, het is waarschijnlijk dat vanwege de hierboven genoemde redenen (o.a. verliezen en vastlegging in bodem en doorspoeling van oppervlaktewater) de ernst van de bijdrage van de landbouw aan de N- en P-belasting van het oppervlaktewater in belangrijke (doch onbekende) mate overschat wordt.

2.5.3 Toepassing van metamodel op scenario's voor de periode 2031-2045

De nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewateren in Noord-Brabant zijn berekend voor een aantal verschillende scenario's voor de periode 2031-2045. Deze scenario's zijn representatief voor verschillende toekomstige situaties met betrekking tot landgebruik, nutriëntenbelasting van de bodem, en hydrologie.

Basis-scenario

De berekeningen zijn eerst uitgevoerd voor een basis-scenario, dat als referentie dient. Dit basis-scenario bestaat uit:

- een toekomstige evenwichtsituatie met de nutriëntenoverschotten op basis van de
- vanaf het jaar 2003 ingestelde MINAS-verliesnormen (Tabel 2);
- actueel landgebruik;
- actuele hydrologische situatie;
- een vaste stikstofdepositie.

Deze berekeningen geven per grid nitraatconcentraties in het bovenste grondwater, en de stikstof- en fosforbelasting van oppervlaktewateren over geheel Noord-Brabant bij toepassing van dit huidige nationale beleid. De rekenresultaten kunnen worden vergeleken met kwaliteitsnormen voor grondwater en oppervlaktewater (zie paragraaf 2.5.2 voor omrekening van MTR-normen naar toelaatbare N- en P-belasting), om te zien of deze normen gehaald worden bij dit beleid of dat nog strengere maatregelen nodig zijn. Regionale verschillen in bijvoorbeeld bodemtype, bodemgebruik en GHG bepalen de mate van nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewateren over Noord-Brabant. Deze verschillen in nutriëntenbelasting over Noord-Brabant worden weergegeven in de vorm van kaarten.

Scenario-varianten

Vervolgens zijn de berekeningen herhaald voor een aantal varianten op dit basis-scenario. Uit het grote aantal mogelijke combinaties zijn een beperkt aantal gekozen als scenario's. Een dergelijk scenario dient eenduidig gekarakteriseerd te zijn en een redelijke mate van waarschijnlijkheid te hebben. De rekenresultaten van deze scenario-berekeningen laten zien in welke mate en in welke gebieden de maatregelen waarop de scenario's zijn gebaseerd, effectief zijn om de nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater verder te verminderen. Het laat ook zien welke reductie in nutriëntenbelasting in Noord-Brabant maximaal te bereiken is, en welke maatregelen het meest effectief zijn en onder welke omstandigheden (bijv. bodemtype en GHG). De berekeningen van de nutriëntenbelasting met het metamodel zijn uitgevoerd voor een aantal scenario's die verschillen van het basisscenario met betrekking tot de volgende punten:

- grondwaterregime;
- atmosferische depositie van stikstof;
- netto nutriëntenbelasting van de bodem;
- landgebruik.

Voor meer informatie over de verschillende scenario's, zie Tabel 3.

Tabel 3. Scenario's waarvoor de metamodel-berekeningen van de N- en P-belasting van grond- en oppervlaktewater in Noord-Brabant zijn uitgevoerd.

Scenario	N/P overschotten	Diepte GHG ¹	Landgebruik	N depositie kg N/ha/jr
Basis scenario ²⁾	Zie Tabel 2	Actuele (A) hydrologie	Actuele landgebruik ³⁾	25
GHG 20cm lager	Zie Tabel 2	+20 cm t.o.v. A	Idem	25
GHG 30 cm hoger	Zie Tabel 2	-30 cm t.o.v. A	Idem	25
Ruimtelijk verdeelde N-depositie	Zie Tabel 2	Actuele hydrologie	Idem	15-35 ⁴⁾
Nihil N/P overschotten	0	Actuele hydrologie	Idem	25
GGOR-natuur en landgebruik volgens EHS-2000	Zie Tabel 2	Hydrologie t.b.v. natuur	EHS-2000 ⁵⁾	25

¹⁾ Gemiddeld hoogste grondwaterstand.

²⁾ basisscenario omvat: 1. evenwichtsituatie met de vanaf 2003 ingestelde MINAS verliesnormen (Tabel 1); 2. actuele landgebruik; 3. actuele hydrologische situatie, en met name actuele ruimtelijke verdeling van GHG (Kaart 1); 4. N/P overschotten berekend op basis van de MINAS verliesnormen voor jaar 2003 en een vaste depositie van 25 kg N/ha/jaar (Tabel 2).

³⁾ zie paragraaf 2.3.2.

⁴⁾ N depositie vertoont een duidelijk verloop van 15 tot 20 kg N/ha/jaar in west Brabant naar 25 tot 35 kg N/ha/jaar in het oostelijk en zuidoostelijk deel van Noord-Brabant (zie paragraaf 3.3).

⁵⁾ zie paragraaf 3.5.

3 Resultaten

De belasting van grond- en oppervlaktewater met stikstof en fosfor zijn berekend met het metamodel. De regressierelaties in dit model zijn gebaseerd op de in de WSV studie berekende gemiddelde stikstof- en fosfor-uit- en afspoeling tijdens de periode 2031-2045, die wordt verondersteld grotendeels in evenwicht (paragraaf 2.2.2) te zijn met de vanaf 2003 toegepaste MINAS verliesnormen (LNV, 1999). De berekeningen met het metamodel zijn eerst uitgevoerd voor het basisscenario. Vervolgens zijn de berekeningen herhaald voor een aantal varianten op dit basis-scenario (paragraaf 2.5.3).

De berekende nitraatconcentraties in het grondwater zijn getoetst aan de EU nitraatnorm van 50 mg/l (gelijk aan 11.3 mg NO₃-N/l) en de berekende stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater zijn getoetst aan maximaal toelaatbare belastingen van 15 kg N/ha/jaar en 0.45 kg P/ha/jaar (paragraaf 2.5.2) op basis van de MTR-normen (V&W, 1999).

3.1 Resultaten voor het basisscenario tijdens de periode 2031-2045

Het basisscenario omvat:

1. een toekomstige evenwichtsituatie met de vanaf 2003 ingestelde MINAS verliesnormen en de resulterende N- en P-overschotten (Tabel 2);
2. het actuele landgebruik (paragraaf 2.3.2);
3. de actuele hydrologische situatie en met name de ruimtelijke verdeling van GHG (Kaart 1);
4. een vaste stikstofdepositie van 25 kg N/ha/jaar.

Om een verband te kunnen leggen tussen de Gt-waarden en de GHG zoals weergegeven op Kaart 1 voor de actuele hydrologische situatie in Noord-Brabant en op Kaart 27 voor het Gewenst Grond- en OppervlaktewaterRegime (GGOR)-natuur, zie Tabel 4.

Tabel 4. De gemiddelde GHG- en GLG-waarden per grondwatertrap volgens de tabellen van Van der Sluijs (1990) voor geheel Nederland en de uit de LSK gegevens geschatte waarden voor de provincie Noord-Brabant (Vischers, 1997 en 1998 & Van der Loo, 1997 en 1998) (uit: Diepen et al., 2002).

Gt	LSK		Sluijs		Gt-definitie	
	gem GHG	gem GLG	gem GHG	gem GLG	klasse breedte GHG	klasse breedte GLG
I	22	68	0	38	0-20	<50
II	26	86	7	66	0-30	50-80
Iia	-	-				
Iib	36	91	32	67	25-40	50-80
III	45	108	17	103	0-25/40	80-120
IIIa	-	-				
IIIb	55	113	32	102	25-40	80-120
IV	60	120	56	104	40-80	80-120
V	59	158	17	135	0-25/40	>120
Va	-	-				
Vb	69	163	32	142	25-40	>120
VI	82	161	61	155	40-80	>120
VII	160	271	101	190	80-140	>120
VIIa	-	-				
VIIb	560	667	185	281	>140	>160

3.1.1 Nitraatconcentratie in grondwater

Lage nitraatconcentraties (<25 mg NO₃/l) in het bovenste grondwater worden voornamelijk aangetroffen in de kleigebieden in de noordelijke en noord-westelijke delen van Noord-Brabant (Kaart 2). In de overige landbouwgebieden op zandgronden van Noord-Brabant zijn de nitraatconcentraties meestal hoger dan 25 mg/l. De EU nitraatnorm van 50 mg/l wordt overschreden in een beperkt aantal gebieden, en met name in de strook zuidoostwaarts van Oss, zuidwestwaarts van Eindhoven, noord- en noord-oostwaarts van Breda, en zuidwestwaarts van Roosendaal. Deze zandgebieden hebben een diepe grondwaterstand (Kaart 1). De gebieden met diepe grondwaterstanden en toch een lage nitraatconcentratie zijn niet in gebruik voor de landbouw, maar zijn natuur- en bosterreinen. Het beperken van de stikstofoverschotten op basis van de MINAS verliesnormen resulteert in nitraatconcentraties in het bovenste grondwater, die meestal beneden de EU nitraatnorm van 50 mg/l blijven. Alleen in de zandgronden met een diepe grondwaterstand zijn de stikstofverliezen vanwege denitrificatie gering en blijft de nitraatconcentratie in landbouwgronden daarom te hoog. In deze droge zandgronden zijn de N-verliesnormen al extra aangescherpt (Tabel 1), maar dit blijkt onvoldoende effect te hebben op de sterke nitraatuitspoeling. Denitrificatie doet zich vooral voor wanneer organische stofafbraak plaats kan vinden onder zuurstofloze omstandigheden. Dit is vooral het geval wanneer de grondwaterspiegel stijgt tot in de bewortelde bovengrond.

3.1.2 Stikstofbelasting van oppervlaktewater

Op basis van de MTR-norm, het gemiddelde neerslagoverschot, en de geschatte mate van stikstofverliezen tijdens afstroming naar het oppervlaktewater is de maximaal toelaatbare stikstofbelasting van (eigenlijk, de met het metamodel berekende stikstofuitspoeling uit het bodemprofiel naar) het oppervlaktewater bepaald op 15 kg N/ha/jaar (zie paragraaf 2.5.2). De stikstofbelasting in Noord-Brabant ligt meestal onder deze maximaal toelaatbare hoeveelheid (Kaart 3). Gebieden met een stikstofbelasting van 15 tot 30 kg N/ha/jaar zijn gedeeltelijk de noordelijke kleigebieden en de zandgebieden met meestal een leem-ondergrond ten noorden en noordwesten van Eindhoven, ten noorden en westen van Roosendaal en bij de Belgische grens ten zuiden van Breda. In deze gebieden vindt de waterafvoer voornamelijk via korte stroombanen plaats naar het oppervlaktewater vanwege de slecht doorlatende ondergrond.

Het beperken van de stikstofoverschotten op basis van de MINAS verliesnormen blijkt dus te resulteren in een stikstofbelasting van het oppervlaktewater, die meestal beneden de maximale belasting van 15 kg N/ha/jaar blijft. Alleen in de gronden met een slecht doorlatende ondergrond is de stikstofbelasting soms te hoog vanwege de directe afstroming naar het oppervlaktewater.

3.1.3 Fosforbelasting van oppervlaktewater

Op basis van de MTR-norm en het gemiddelde neerslagoverschot is de maximaal toelaatbare fosforbelasting van het oppervlaktewater bepaald op 0.45 kg P/ha/jaar (paragraaf 2.5.2). De fosforbelasting, zoals berekend met het metamodel, komt overeen met de fosforuitspoeling uit het bodemprofiel.

De berekende fosforbelasting van het oppervlaktewater ligt in de helft van Noord-Brabant boven de maximaal toelaatbare hoeveelheid van 0.45 kg P/ha/jaar en vaak zelfs boven 0.90 kg P/ha/jaar (Kaart 4). Op basis hiervan zal de MTR-norm in het oppervlaktewater (dus zonder rekening te houden met doorspoeling en fosfaatvastlegging (paragraaf 2.5.2)) worden overschreden. In de noordelijke kleigebieden is de berekende fosforbelasting vrijwel overal hoog tot erg hoog. Dit resultaat bleek een artefact van het metamodel te zijn en is daarom weggelaten. De zandgebieden met een zeer hoge fosforbelasting (>0.90 kg P/ha/jaar) zijn de gebieden met een relatief ondiep grondwaterpeil (GHG <80 cm, zie Kaart 1). In deze gebieden is de fosforbelasting hoog, omdat het neerslagoverschot voor een belangrijk deel en via een korte weg (oppervlakkig of via ondiepe ondergrond) naar het oppervlaktewater afstroomt vanwege de hoge grondwaterstand en de aanwezigheid van een dicht afwateringsstelsel.

Het beperken van de fosforoverschotten op basis van de MINAS verliesnormen blijkt dus te resulteren in een fosforbelasting van het oppervlaktewater, die slechts in de helft van het landbouwareaal in Noord-Brabant beneden de maximale belasting van 0.45 kg P/ha/jaar blijft. Dit beperkte effect van de MINAS-verliesnormen kan

verklaard worden uit de hoge historische bemesting en de resulterende grote fosfaatophoping in de bodems in Noord-Brabant.

3.2 Effecten van verandering in grondwater

De effecten van een daling van de grondwaterstand (d.w.z., daling van GHG met 20 cm) ten opzichte van de huidige hydrologische situatie op de nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater zijn berekend en worden hier besproken, en vervolgens de effecten van een grondwaterstandsstijging (d.w.z., stijging van GHG met 30 cm). De mate waarin de nutriëntenemissies zullen toe- of afnemen bij regionale verdroging en vernatting, kan hieruit worden afgeleid. Zie Tabel 3 voor meer informatie over deze twee 'GHG'-scenario's.

3.2.1 Nitraatconcentratie in grondwater

Een GHG daling met 20 cm ten opzichte van de huidige hydrologische situatie resulteert gemiddeld in een stijging van nitraatconcentraties in het bovenste grondwater vanwege de verminderde denitrificatie. In de noordelijke kleigebieden blijven de nitraatconcentraties beneden de 25 mg/l, maar in de overige landbouwgebieden op zandgronden zijn de nitraatconcentraties overal boven de 25 mg/l en vrij vaak boven de EU nitraatnorm van 50 mg/l (Kaart 5). In vooral de droge zandgebieden (zie paragraaf 3.1.1) met een diepe grondwaterstand worden deze hoge nitraatconcentraties aangetroffen. De toename van de nitraatconcentratie is maximaal 10 mg/l in de noordelijke kleigebieden, is vaak meer dan 10 mg/l in de landbouwgebieden op de natte zandgronden, en meestal nihil op de droge zandgronden (Kaart 6). De nitraatconcentraties in de zandgebieden waren bij de huidige hydrologische situatie al dichtbij of boven de EU-nitraatnorm.

Een GHG stijging met 30 cm ten opzichte van de huidige hydrologische situatie resulteert over het algemeen in een daling van de nitraatconcentratie (vanwege toenemende denitrificatie) in het bovenste grondwater. In de noordelijke kleigebieden zijn de nitraatconcentraties beneden de 25 mg/l, en ook in de zandgebieden is dit meestal het geval (Kaart 7). Gebieden met nitraatconcentraties boven de 25 mg/l en soms boven de EU- nitraatnorm worden voornamelijk gevonden in de zandgebieden met een diepe grondwaterstand (Kaart 1). De afname van de nitraatconcentratie is maximaal 10 mg/l in de noordelijke kleigebieden, is vaak meer dan 10 mg/l in de landbouwgebieden op de natte zandgronden, en is meestal nihil op de droge zandgronden (Kaart 8).

3.2.2 Stikstofbelasting van oppervlaktewater

Een GHG daling met 20 cm ten opzichte van de huidige hydrologische situatie resulteert niet in een duidelijke verandering van de berekende stikstofbelasting van (eigenlijk, stikstofuitspoeling uit bodemprofiel naar) de oppervlaktewateren in

Noord-Brabant (Kaart 9). Een te hoge stikstofbelasting (15 tot 30 kg N /ha/jaar) wordt ook bij GHG daling gevonden in delen van de noordelijke kleigebieden en in de zandgebieden met meestal een leem-ondergrond ten noorden en noordwesten van Eindhoven, ten noorden van Roosendaal en bij de Belgische grens ten zuiden van Breda. In deze zelfde gebieden neemt de stikstofbelasting van het oppervlaktewater af met maximaal 5 kg N/ha/jaar door de GHG daling (kaart 10), vooral vanwege de verminderde waterafstroming naar het oppervlaktewater. In de overige gebieden met een beter doorlaatbare ondergrond blijft de stikstofbelasting hetzelfde of neemt soms toe (maximaal 5 kg N /ha/jaar) vanwege de verminderde denitrificatie bij een diepere grondwaterstand.

Bij een GHG stijging met 30 cm is de stikstofbelasting van het oppervlaktewater alleen te hoog (nl. 15 tot 30 kg N /ha/jaar) in de noordelijke kleigebieden en de zandgebieden met meestal een leem-ondergrond ten noorden en noordwesten van Eindhoven, ten noorden en westen van Roosendaal en bij de Belgische grens ten zuiden van Breda (Kaart 11). De GHG stijging resulteert in een beperkte toename van de stikstofbelasting (0 – 5 kg N /ha/jaar) van de oppervlaktewateren in Noord-Brabant (Kaart 12), vooral vanwege de vergrote waterafstroming naar het oppervlaktewater.

3.2.3 Fosforbelasting van oppervlaktewater

Een GHG daling met 20 cm ten opzichte van de huidige hydrologische situatie resulteert in een afname van de fosforbelasting van het oppervlaktewater in Noord- Brabant (Kaart 13). De zandgebieden met een zeer hoge fosforbelasting (>0.90 kg P /ha/jaar) zijn de gebieden met een relatief ondiep grondwaterpeil (GHG <80 cm, zie Kaart 1). De fosforbelasting neemt vrijwel overal af door de grondwaterstands-daling, met een sterke afname (0.10 kg P ha/jaar of meer) in de gebieden met ondiep grondwater (GHG <80 cm) en een geringere afname in gebieden met dieper grondwater (Kaart 14). De daling van het grondwater resulteert ten eerste in meer percolatie naar de ondergrond en minder rechtstreekse afspoeling naar het oppervlaktewater. Hierdoor komt minder fosfor in het oppervlaktewater terecht en wordt meer fosfor in de bodem vastgelegd. De grondwaterstands-daling resulteert tevens in een toegenomen dikte van de aerobe toplaag van de bodem en daarmee in een grotere fosfaatvastleggingscapaciteit, en dus in nog minder fosfor-afspoeling.

Een GHG stijging met 30 cm resulteert in een toename van de fosforbelasting van het oppervlaktewater in Noord-Brabant (Kaart 15). Resultaten voor de kleigronden worden niet getoond vanwege de model-artefact. De fosforbelasting is hoog tot zeer hoog in de meeste landbouwgebieden op zandgronden. De fosforbelasting is alleen beneden 0.45 kg P/ha/jaar in de gebieden met een diepe grondwaterstand (GHG >120 cm, zie Kaart 1). De fosforbelasting neemt vrijwel overal toe door de grondwaterstands-stijging, met een beperkte toename van maximaal 0.10 kg P/ha/jaar op de zandgronden met een diepe grond-waterstand (GHG >120 cm) en een vrij sterke toename van 0.10 tot meer dan 0.20 kg P/ha/jaar (Kaart 16) op de zandgronden met een ondiepe grondwaterstand (GHG <80 cm). De grondwater-

standsstijging resulteert in een hogere fosforbelasting van het oppervlaktewater, omdat ten eerste de waterafstroming naar het oppervlaktewater hierdoor toeneemt en ten tweede de fosfaatvastleggingscapaciteit in de dunnere aerobe toplaag afneemt.

3.3 Effecten van atmosferische stikstofdepositie

In het basisscenario was de atmosferische stikstof-depositie in Noord-Brabant overal 25 kg N/ha/jaar. De metamodel-berekeningen zijn ook uitgevoerd voor een scenario met een ruimtelijk verdeelde stikstof-depositie die meer overeenstemt met de realiteit. Dit scenario komt voort uit het ammoniakemissiebeleid en bevat N-depositie-data die overeenstemmen met een maximale ammoniakemissie van 98 kton/jaar voor geheel Nederland en van 18 kton/jaar voor Noord-Brabant. De ruimtelijke verdeling van de emissie (en dus de verdeling van landbouwbedrijven) binnen Noord-Brabant is in dit scenario zo gemaakt dat de resulterende depositie minimale overschrijdingen geeft van kritische N-depositienormen voor natuurgebieden in Noord-Brabant. De stikstof-depositie vertoont een duidelijk verloop van 15 tot 20 kg N/ha/jaar in de akkerbouwgebieden van West Brabant naar 25 tot 35 kg N/ha/jaar in het oostelijk en zuid-oostelijk deel van Noord-Brabant (nl. regio met veel intensieve veehouderij). Zie ook Tabel 3 voor informatie over dit 'ruimtelijk verdeelde N-depositie'-scenario.

3.3.1 Nitraatconcentratie in grondwater

Bij de ruimtelijke verdeling van stikstof-depositie verschillen de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater weinig van die bij een vaste stikstof-depositie van 25 kg N/ha/jaar. De reden is dat de stikstof-overschotten slechts in beperkte mate bepaald worden door de stikstof-depositie. Lage nitraatconcentraties (<25 mg/l) worden voornamelijk gevonden in de kleigebieden in de noordelijke en noord-westelijke delen van Noord-Brabant (Kaart 17). In de overige landbouwgebieden op zandgronden zijn de nitraatconcentraties meestal hoger dan 25 mg/l. De EU nitraatnorm van 50 mg/l wordt overschreden in een aantal gebieden, en met name in de strook zuidoostwaarts van Oss, zuidwestwaarts van Eindhoven, noord- en noordoostwaarts van Breda, en zuidwestwaarts van Roosendaal. Deze zandgebieden hebben een diepe grondwaterstand (Kaart 1), waardoor nitraatverliezen vanwege denitrificatie zich niet of beperkt kunnen voordoen. In deze droge zandgronden zijn de N-verliesnormen al extra aangescherpt (Tabel 1), maar dit blijkt onvoldoende effect te hebben op de sterke nitraatuitspoeling. Denitrificatie doet zich vooral voor wanneer organische stofafbraak plaats kan vinden onder zuurstofloze omstandigheden. Dit is vooral het geval in de nattere gronden waar de grondwaterspiegel stijgt tot in de bewortelde bovengrond.

De ruimtelijke verdeling van de stikstofdepositie resulteert volgens verwachting (zie hierboven: ruimtelijke depositie-verdeling) in lagere nitraatconcentraties in West Brabant (afname met maximaal 10 mg nitraat/l), in gelijkblijvende nitraatconcentraties in het centrale deel van Noord-Brabant, en vaak in hogere nitraatconcentraties (toename met maximaal 10 mg/l) in het zuidelijke en oostelijk

deel van Noord-Brabant (Kaart 18). Ruimtelijke verschillen in stikstof-depositie beïnvloeden de nitraatconcentraties dus in beperkte mate.

3.3.2 Stikstofbelasting van oppervlaktewater

De berekende stikstofbelasting van (eigenlijk, stikstofuitspoeling uit bodemprofiel naar) het oppervlaktewater in Noord-Brabant ligt meestal onder de maximaal toelaatbare hoeveelheid van 15 kg N/ha/jaar (Kaart 19). Gebieden met gedeeltelijk een hogere stikstofbelasting (15 tot 30 kg N/ha/jaar) zijn de noordelijke kleigebieden en de zandgebieden met meestal een leem-ondergrond ten noorden en noordwesten van Eindhoven, ten noorden van Roosendaal en bij de Belgische grens ten zuiden van Breda. In deze gebieden vindt de waterafvoer voornamelijk via korte stroombanen plaats naar het oppervlaktewater vanwege de slecht doorlatende ondergrond.

De ruimtelijke verdeling van de stikstofdepositie (vergeleken met de vaste depositie van 25 kg N/ha/jaar) resulteert in gelijkblijvende stikstofbelasting van het oppervlaktewater in de meeste delen van Noord-Brabant, in soms een lagere stikstofbelasting in de kleigebieden van West- en Noordwest- Brabant (afname met maximaal 5 kg N/ha/jaar), en in vrij vaak een hogere stikstofbelasting (toename met maximaal 5 kg N/ha/jaar) in de zuidelijke en oostelijke delen van Noord-Brabant (Kaart 20). Ruimtelijke verschillen in stikstof-depositie beïnvloeden de stikstofbelasting dus in beperkte mate.

3.4 Effecten van verandering in nutriëntenbelasting van bodem

Stikstof- en fosfor-overschotten zijn invoergegevens van het toegepaste metamodel (paragrafen 2.3.4 t/m 2.3.6). In het basisscenario wordt het stikstof-overschot afgeleid uit de MINAS verliesnormen voor het jaar 2003 (Tabel 1) door correcties voor verliezen via denitrificatie en ammoniakemissie en extra aanvoer via stikstofbinding en -depositie (Tabel 2). Voor fosfor wordt het overschot gelijk gesteld aan de MINAS verliesnorm. De nutriëntenemissie-berekeningen zijn ook uitgevoerd voor N- en P-overschotten gelijk aan nul in de gehele provincie. De effecten van deze sterk verlaagde nutriëntenoverschotten op de nutriëntenemissies worden hier besproken. Zie Tabel 3 voor meer informatie over dit 'nihil N/P overschotten'-scenario.

Wanneer de verliesnorm voor fosfor gelijk aan nul wordt, betekent dit dat de gewasonttrekking van en bemesting met fosfor identiek zijn. Voor stikstof correspondeert een N-overschot gelijk aan nul met een verliesnorm, die niet precies gelijk is aan nul vanwege correcties voor verliezen via denitrificatie en ammoniakemissie en extra aanvoer via stikstofbinding en -depositie (Tabel 2). De voor een N- en P-overschot gelijk aan nul berekende nutriëntenemissies hebben betrekking op de periode 2031-2045, en worden verondersteld grotendeels in evenwicht te zijn. Op deze manier kan het effect van N- en P-overschotten gelijk aan

nul verkend worden voor de variatie aan bodem- en hydrologische omstandigheden over geheel Noord-Brabant. Dit vrij extreme scenario geeft aan in hoeverre een sterke reductie van de belasting van de bodem met nutriënten, vooral vanwege een sterk gereduceerde bemesting, resulteert in een verminderde nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater.

3.4.1 Nitraatconcentratie in grondwater

Het N-overschot gelijk aan nul resulteert in lage nitraatconcentraties (<25 mg/l) in het bovenste grondwater in geheel Noord-Brabant (Kaart 21). Dit scenario veroorzaakt een beperkte afname van de nitraatconcentratie in kleigronden (met <10 mg NO₃/l) ten opzichte van die voor het basisscenario, een matige afname (met ruwweg 10 mg/l) in landbouwgebieden op de meeste zandgronden, en een sterke afname (met ruwweg 20 mg/l) in de zandgebieden met een diepe grondwaterstand (Kaart 22). Het sterk verlaagde N-overschot resulteert overal in Noord-Brabant in nitraatconcentraties binnen de EU-nitraatnorm en geeft dus de sterkste afname van nitraatconcentraties in zandgronden met een diepe grondwaterstand (Kaart 2). In deze hoge zandgronden zijn de nitraatconcentraties hoog tot zeer hoog bij het basisscenario (paragraaf 3.1.1), omdat de stikstofverliezen door denitrificatie gering zijn bij een diepe grondwaterstand.

3.4.2 Stikstofbelasting van oppervlaktewater

Het N-overschot gelijk aan nul resulteert in een lage stikstofbelasting van (eigenlijk, stikstofuitspoeling uit bodemprofiel naar) het oppervlaktewater beneden de kwaliteitsnorm (<15 kg N/ha/jaar) in alle delen van Noord-Brabant (Kaart 23). Het basisscenario resulteert in een aantal gebieden met een hogere stikstofbelasting (15 tot 30 kg N /ha/jaar). Dit zijn de noordelijke kleigebieden en de zandgebieden met meestal een leem-ondergrond (Kaart 3). In deze zelfde gebieden resulteert de sterke afname van het N-overschot in een sterke afname (ten opzichte van het basisscenario) van de stikstofbelasting (ruwweg -10 kg N/ha/jaar, zie Kaart 24). In de overige landbouwgebieden op zandgronden is de afname van de stikstofbelasting geringer (-1 tot -5 kg N/ha/jaar), maar voldoende om te voldoen aan de norm.

3.4.3 Fosforbelasting van oppervlaktewater

Het fosfor-overschot gelijk aan nul resulteert in een fosforbelasting van het oppervlaktewater, die nog steeds in meer dan een derde van Noord-Brabant boven de maximaal toelaatbare hoeveelheid van 0.45 kg P /ha/jaar en vaak zelfs boven 0.90 kg P/ha/jaar ligt (Kaart 25). De fosforbelasting is wel duidelijker lager dan die voor het basisscenario (Kaart 4). De zandgebieden met een zeer hoge fosforbelasting (>0.90 kg P /ha/jaar (Kaart 25)) zijn de gebieden met een relatief ondiep grondwaterpeil (GHG <80 cm, zie Kaart 1). In deze zelfde gebieden resulteert de sterke afname van het fosfor-overschot in een matig sterke afname (ten opzichte van

het basisscenario) van de fosforbelasting (ruwweg -0.10 kg P/ha/jaar, zie Kaart 26). In de overige landbouwgebieden op zandgronden met dieper grondwater is de afname van de fosforbelasting minder sterk, maar de fosforbelasting is hier minder groot.

De fosforbelasting van het oppervlaktewater blijkt ook bij een fosforoverschot gelijk aan nul nog steeds in grote delen van Noord-Brabant te hoog te zijn (>0.45 kg P/ha/jaar) in vergelijking met de kwaliteitsnorm, ondanks de sterke afname van het P-overschot. Uitputting van de P-voorraad in de bodem (dus een negatief P-overschot, oftewel een P-toediening die lager is dan de P-onttrekking door het gewas) is nodig om de fosforbelasting van het oppervlaktewater verder te verminderen. Dit vereist een lange tijdsperiode van onderbemesting en vrij diepe grondwaterstanden. Het hoge niveau van historische bemesting en de resulterende sterke fosfaatophoping in de bodems van Noord-Brabant blijkt dus de toekomstige fosforbelasting (berekend met metamodel voor periode 2031-2045) van het oppervlaktewater grotendeels te bepalen.

3.5 Effecten van GHG volgens GGOR-natuur en landgebruik volgens EHS-2000

De provincie is verplicht om, conform de 3^e en 4^e nota Waterhuishouding van het Rijk, uiterlijk in 2002 het Gewenste Grond- en OppervlaktewaterRegime (GGOR) vast te leggen (Provincie Noord-Brabant, 2000). In de Provinciale Uitgangspuntennota reconstructie zandgronden Nota (PUN) is vastgelegd dat aan het eind van het reconstructietraject (2012) alle benodigde maatregelen voor het realiseren van de GGOR zijn genomen. Doelstellingen van de GGOR zijn:

1. waterhuishouding afgestemd op de natuurdoeltypen voor bestaande en nog te realiseren natuurgebieden;
2. vochtvoorziening voor de landbouw geoptimaliseerd door waterconservering en droogteschade zo veel mogelijk beperkt. Dit kan ook bijdragen aan het terugdringen van de verdroging van natuurgebieden;
3. grondwateronttrekkingen afgestemd op de duurzaam winbare hoeveelheden.

GGOR-natuur resulteert in hoge grondwaterstanden (GHG <40 cm beneden maaiveld) binnen de ecologische hoofdstructuur in met name het Zuid-oostelijk deel van Noord-Brabant, het gebied rond Oss, het gebied tussen Den Bosch en Tilburg, de strook ten zuiden van Breda, en rond de Biesbosch (Kaart 27). De stijging van de grondwaterstand door GGOR-natuur ten opzichte van de huidige hydrologische situatie doet zich ook voornamelijk in deze gebieden voor (Kaart 28). Echter, in de droge zandgronden ten zuiden van Bergen op Zoom en Roosendaal blijven de grondwaterstanden laag, ondanks de grondwaterstandsstijgingen vanwege GGOR-natuur. Daarentegen doen zich vanwege GGOR-natuur grondwaterstands dalingen voor in het gebied ten zuiden van Den Bosch.

Conform de PUN dient de Ecologische HoofdStructuur (EHS) in 2010 gerealiseerd te zijn, inclusief de randvoorwaarden die dat stelt aan water en milieu. Voor de

waterkwantiteit en -kwaliteit betekent dit de realisatie van de GGOR, zoals hierboven besproken. De EHS omvat natuurgebieden, beheersgebieden en ecologische verbindingzones. De natuurgebieden bestaan uit natuur- en bosgebieden, begrensde reservaatgebieden en natuurontwikkelingsgebieden (Kaart 29). De arealen waar natuurontwikkeling volgens de EHS zal plaatsvinden, zijn relatief beperkt. Het effect van de EHS op de nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater in Noord-Brabant zal daarom naar verwachting beperkt zijn. Nutriëntenemissie-berekeningen zijn uitgevoerd voor dit 'GGOR- natuur enz'-scenario, zoals omschreven in Tabel 3.

3.5.1 Nitraatconcentratie in grondwater

Een GHG -stijging ten opzichte van de huidige hydrologische situatie resulteert in een daling van de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater. Sterke stijging van GHG door GGOR-natuur doet zich voor in de hierboven genoemde gebieden (Kaart 28). In de noordelijke kleigebieden zijn de nitraatconcentraties beneden de 25 mg/l, en ook in de helft van de zandgebieden blijven de nitraatconcentraties vanwege GGOR-natuur hieronder (Kaart 30). Nitraatconcentraties boven de 25 mg/l en soms boven de EU- nitraatnorm worden voornamelijk gevonden in de landbouwgebieden op zandgronden met een vrij diepe tot diepe grondwaterstand (Kaart 27), namelijk de gebieden zuidoostwaarts van Oss, zuidwestwaarts van Eindhoven, zuidwestwaarts van Roosendaal, en noord- en noordoostwaarts van Breda.

De afname van de nitraatconcentratie door GGOR-natuur is maximaal 10 mg/l in de noordelijke kleigebieden en is vaak meer dan 10 mg/l in de landbouwgebieden op zandgronden (Kaart 31). Een uitzondering vormt vooral het gebied ten zuiden van Den Bosch, waar de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater onder landbouwgronden met rond de 10 mg/l toenemen. Dit wordt veroorzaakt door de grondwaterstands daling in dit gebied vanwege GGOR-natuur (Kaart 28). GGOR-natuur resulteert dus in afname van de nitraatconcentraties in het grootste deel van Noord-Brabant. Alleen in de zandgronden met een diepe grondwaterstand zijn de stikstofverliezen vanwege denitrificatie gering en blijft de nitraatconcentratie in landbouwgronden soms boven de EU-nitraatnorm.

3.5.2 Stikstofbelasting van oppervlaktewater

Een GHG-stijging door GGOR-natuur resulteert niet in een duidelijke verandering van de stikstofbelasting van (eigenlijk, stikstofuitspoeling uit bodemprofiel naar) het oppervlaktewater. De stikstofbelasting in Noord-Brabant ligt gemiddeld iets onder de maximaal toelaatbare hoeveelheid van 15 kg N /ha/jaar (Kaart 32). Een te hoge stikstofbelasting (15 tot 30 kg N /ha/jaar) wordt gevonden in delen van de noordelijke kleigebieden en in de zandgebieden met meestal een leem-ondergrond ten noorden en noordwesten van Eindhoven, ten noorden en westen van Roosendaal en bij de Belgische grens ten zuiden van Breda.

De GHG-stijging door GGOR-natuur (Kaart 28) resulteert in beperkte veranderingen in de stikstofbelasting (-1 tot +1 kg N /ha/jaar) van de oppervlaktewateren in het grootste deel van Noord-Brabant (Kaart 33). Een beperkte toename van de stikstofbelasting (< 5 kg N/ha/jaar) vanwege een toegenomen afstroming naar het oppervlaktewater doet zich vooral voor in het zuid-oostelijke deel van Noord-Brabant, het gebied rond Oss, en de strook ten zuiden van Roosendaal. Bij GGOR-natuur is de stikstofbelasting van het oppervlaktewater dus meestal beneden de maximale belasting van 15 kg N/ha/jaar. Alleen in de gronden met een slecht doorlatende ondergrond is de stikstofbelasting soms te hoog.

3.5.3 Fosforbelasting van oppervlaktewater

Een GHG-stijging vanwege GGOR-natuur resulteert in een toename van de fosforbelasting van het oppervlaktewater in Noord-Brabant, vanwege de grotere afstroming naar het oppervlaktewater en de verminderde fosfaatbindingscapaciteit van de bovengrond. De fosforbelasting is hoog tot zeer hoog in de meeste landbouwgebieden op zandgronden (Kaart 34). De fosforbelasting blijft alleen binnen het maximaal toelaatbare (<0.45 kg P/ha/jaar) in de gebieden met een diepe grondwaterstand (GHG > 120 cm, zie Kaart 27). GHG-stijgingen doen zich vooral voor in het zuid-oostelijke deel van Noord-Brabant, het gebied rond Oss, en de strook ten zuiden van Roosendaal en Breda (Kaart 28).

Deze GHG-stijgingen resulteren in een beperkte toename van de fosforbelasting (+0.05 à 0.10 kg P/ha/jaar (Kaart 35)). Alleen in het gebied ten zuiden van den Bosch resulteert de dalende GHG (Kaart 28) vanwege GGOR-natuur in een afname van de fosforbelasting. Bij GGOR-natuur is de fosforbelasting van het oppervlaktewater dus in veel meer dan de helft van het landbouwareaal in Noord-Brabant boven de maximale belasting van 0.45 kg P/ha/jaar en vaak ook boven 0.90 kg P/ha/jaar. Met name in gebieden met een ondiepe grondwaterstand is de fosforbelasting veel te hoog. Onder dergelijke natte omstandigheden kan de overmatige P-belasting van het oppervlaktewater alleen verlaagd worden via uitputting van de P-voorraad in de bodem. Dit vraagt echter een lange tijdsperiode (zie paragraaf 3.4.3).

3.6 Effecten van verschillende beleidsmaatregelen

Tabel 5 geeft de gemiddelde effecten van verschillende beleidsmaatregelen voor de stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater en voor de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater in Noord-Brabant. De nitraatconcentratie in het bovenste grondwater is gemiddeld 21 mg/l in Noord-Brabant. Een GHG-daling met 20 cm resulteert in een gemiddeld 21 % hogere nitraatconcentratie en een GHG-stijging met 30 cm in een 32% afname. De GHG-stijging vanwege GGOR-natuur en verandering van landgebruik op basis van EHS-2000 resulteert in een 21% lagere nitraatconcentratie. Deze afname wordt voornamelijk veroorzaakt door de GHG-stijging, aangezien de verandering in landgebruik op basis van EHS-2000 een zeer

beperkt deel van het landareaal betreft (Kaart 29). De ruimtelijke verdeling van de N-depositie beïnvloedt de ruimtelijke verdeling van de nitraatconcentraties in grondwater (paragraaf 3.3.1), maar de gemiddelde nitraatconcentratie in Noord-Brabant verandert hierdoor nauwelijks (+7%). Wanneer de netto bodembelasting met stikstof gelijk aan nul wordt gemaakt, neemt de nitraatconcentratie sterk af (-54%).

Tabel 5. Effecten van verschillende beleidsmaatregelen voor de gemiddelde nutriëntenbelasting van oppervlaktewater en de gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater bij het huidige bodemgebruik in Noord-Brabant. De procentuele veranderingen staan tussen haakjes.

	Nitraatconc.	Stikstof- belasting	Fosfor- belasting ¹⁾
	mg NO ₃ /l	kg N/ha/jaar	kg P/ha/jaar
Basis scenario ²⁾	20,8 (-)	9,1 (-)	1,04 (-)
GHG 20cm lager	25,1 (+21%)	8,9 (-2%)	0,81 (-22%)
GHG 30 cm hoger	14,1 (-32%)	9,5 (+4%)	1,55 (+49%)
Ruimtelijk verdeelde N depositie	22,3 (+7%)	9,5 (+4%)	1,04 (-)
Nihil N/P overschotten	9,6 (-54%)	4,4 (-52%)	0,85 (-18%)
GGOR-natuur en landgebruik volgens EHS-2000	16,4 (-21%)	8,7 (-4%)	1,29 (+24%)

¹⁾ Fosforbelasting is de gemiddelde belasting voor geheel Noord-Brabant, inclusief de overschatte belasting voor de kleigronden (paragraaf 3.1.3).

²⁾ basisscenario omvat: 1. evenwichtsituatie met de vanaf 2003 ingestelde MINAS-verliesnormen (zie Tabel 1); 2. actuele landgebruik (paragraaf 2.3.2); 3. actuele hydrologische situatie en met name actuele ruimtelijke verdeling van GHG (Kaart 1); 4. N/P overschotten berekend op basis van de MINAS- verliesnormen voor jaar 2003 en een vaste depositie van 25 kg N/ha/jaar (zie Tabel 2).

De stikstofbelasting van het oppervlaktewater is gemiddeld 9.1 kg N/ha/jaar in Noord-Brabant (Tabel 5). De gemiddelde stikstofbelasting (eigenlijk, stikstofuitspoeling uit bodemprofiel) verandert vrijwel niet door een GHG-daling of -stijging. Bijvoorbeeld, een stijging van de GHG met 30 cm resulteert in een toename van de gemiddelde stikstofbelasting met slechts 4%. In deze gemiddelde verandering zijn de plaatselijk veel sterkere veranderingen niet zichtbaar, maar daarvoor wordt verwezen naar de serie kaarten met de nutriëntenemissies in Noord-Brabant. De gemiddelde stikstofbelasting blijft ook vrijwel het zelfde bij een GHG-stijging vanwege GGOR-natuur en verandering in landgebruik op basis van EHS-2000. De kleine afname in stikstofbelasting (-4%) is het gevolg van de verandering in landgebruik (d.w.z. meer natuur resulteert gemiddeld in een lager stikstofoverschot). De ruimtelijke verdeling van de N-depositie beïnvloedt de ruimtelijke verdeling van de stikstofbelasting van het oppervlaktewater (zie paragraaf 3.3.2), maar de gemiddelde stikstofbelasting in Noord-Brabant verandert vrijwel niet (+4%). Wanneer de netto bodembelasting met stikstof gelijk aan nul wordt gemaakt, neemt de gemiddelde stikstofbelasting van het oppervlaktewater sterk af (-52%).

De fosforbelasting van het oppervlaktewater is gemiddeld 1.0 kg P/ha/jaar in Noord-Brabant (Tabel 5). Deze gemiddelde belasting omvat ook de overschatte belasting voor de kleigronden (paragraaf 3.1.3) en zal daarom iets te hoog zijn. Echter, het relatieve effect van de maatregelen op de fosforbelasting wordt hierdoor nauwelijks beïnvloed en zal wel kloppen. Een GHG-daling met 20 cm resulteert in een gemiddeld 22% lagere fosforbelasting, en een GHG-stijging met 30 cm in een

49% hogere belasting. Deze sterk verhoogde fosforbelasting vanwege GHG-stijging wordt veroorzaakt door de grotere afstroming naar het oppervlaktewater en de verminderde fosfaatbindingscapaciteit van de bovengrond. De GHG-stijging vanwege GGOR-natuur en verandering in landgebruik op basis van EHS-2000 resulteert in een 24% hogere fosforbelasting. Deze toename wordt alleen veroorzaakt door de GHG stijging en wordt enigzins beperkt door het toenemend areaal natuur. Wanneer de netto bodembelasting met fosfor gelijk aan nul wordt gemaakt, neemt de fosforbelasting van het oppervlaktewater met slechts 18% af. Dit betekent dat het fosfaatoverschot volgens MINAS verantwoordelijk is voor dit beperkte deel van de fosforbelasting van het oppervlaktewater en dat een sterkere afname van de fosforbelasting alleen mogelijk is bij uitputting van de P-voorraad in de bodem (dus een negatief P-overschot, oftewel een P-toediening die lager is dan de P-onttrekking door het gewas).

4 Discussie

De belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfor en de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater in Noord-Brabant zijn berekend met een metamodel. Deze berekeningen zijn eerst gedaan voor een basisscenario dat bestaat uit een evenwichtsituatie met de vanaf 2003 ingestelde MINAS-verliesnormen (Tabel 1), actueel landgebruik, actuele hydrologische situatie, en een vaste N-depositie van 25 kg N/ha. De effecten van veranderingen in grondwaterstand, stikstofdepositie, netto nutriëntenbelasting van de bodem, en GGOR-natuur op de nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater zijn vergeleken met de nutriëntenbelasting van het basisscenario. Om de mate van nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater te kunnen vergelijken met waterkwaliteitseisen, of te wel de MTR-normen, zijn deze MTR-normen omgerekend naar legendaklassen op de kaart met een toelaatbare N- en P-belasting (paragraaf 2.5.2). Echter, het is waarschijnlijk dat vanwege de verliezen en vastlegging in de bodem en de doorspoeling van oppervlaktewater de ernst van de bijdrage van de landbouw aan de N- en P-belasting van het oppervlaktewater in belangrijke (doch onbekende) mate overschat wordt. In deze studie wordt GHG gebruikt als indicator van de hydrologische situatie. Het verband tussen de GHG-waarden en Gt-klassen is vermeld in Tabel 4.

De resultaten van de emissie-berekeningen met het metamodel worden hieronder besproken. Een aantal zaken moeten hierbij in gedachte gehouden worden. De kwaliteit van deze resultaten wordt bepaald door de kwaliteit van het metamodel. De kwaliteit van dit model dat bestaat uit regressievergelijkingen tussen bijv. de N-belasting van het oppervlaktewater en de gebiedskenmerken (o.a. bodemtype, N-overschot en GHG), wordt bepaald door de hiervoor gebruikte resultaten van modelberekeningen tijdens de WSV-studie (zie paragraaf 2.2 voor meer informatie). Daarnaast is de kwaliteit van de invoerdata bepalend voor de betrouwbaarheid van het metamodel (zie paragraaf 2.4). De metamodelresultaten moeten daarom op een wat grovere schaal bestudeerd worden dan de grid van 250 m bij 250 m op de kaarten. Bij de interpretatie van de resultaten gaat het soms meer om de relatieve verschillen tussen scenario-varianten dan om de absolute getallen. Een ander punt is dat de emissie-berekeningen gedaan zijn voor het huidige bodemgebruik en dat de gevolgen van een verandering in bodemgebruik voor de nutriëntenemissies niet zijn bepaald in deze studies. Zie hiervoor een vergelijkbare studie (Diepen et al., 2002), waarin de nutriëntenemissies wel bepaald zijn voor verschillende vormen van bodemgebruik over geheel Noord-Brabant: 1. akkerbouwrotatie; 2. permanent grasland; 3. alleen maisteelt.

4.1 Basisscenario

Nitraatconcentratie in grondwater

Lage nitraatconcentraties (<25 mg NO₃/l) in het bovenste grondwater doen zich voornamelijk voor in de noordelijke kleigebieden van Noord-Brabant (Kaart 2). In de overige landbouwgebieden op zandgronden zijn de nitraatconcentraties meestal hoger dan 25 mg/l. De EU-nitraatnorm van 50 mg/l wordt overschreden in een aantal zandgebieden, met name die met een diepe grondwaterstand (Kaart 1). Het is opvallend dat de berekende nitraatconcentraties in deze droge zandgebieden zo hoog zijn, terwijl deze concentraties berekend zijn bij toepassing van de speciaal voor droge zandgronden aangescherpte MINAS-verliesnormen (Tabel 1). In deze droge gebieden kunnen nitraatverliezen d.m.v. denitrificatie zich niet of beperkt voordoen. Denitrificatie doet zich vooral voor wanneer organische stofafbraak plaats kan vinden onder zuurstofloze omstandigheden en dus wanneer de grondwaterspiegel stijgt tot in de bewortelde bovengrond.

Stikstofbelasting van oppervlaktewater

De stikstofbelasting van het oppervlaktewater in Noord-Brabant ligt gemiddeld iets onder de maximaal toelaatbare hoeveelheid van 15 kg N /ha/jaar (Kaart 3). Gebieden met een hogere stikstofbelasting (15 tot 30 kg N /ha/jaar) zijn gedeeltelijk de noordelijke kleigebieden en de zandgebieden met meestal een leem-ondergrond. In deze gebieden vindt de waterafvoer voornamelijk plaats naar het oppervlaktewater vanwege de slecht doorlatende ondergrond. Op de hogergelegen zandgronden zal het neerslagoverschot voornamelijk afstromen naar het diepere grondwater, en zal slechts een beperkt deel hiervan in het oppervlaktewater terecht komen. Het verband tussen de berekende stikstofbelasting en de te verwachten N-concentratie in het oppervlaktewater op basis van 300 mm neerslagoverschot geldt dan niet, maar dat is niet van belang (paragraaf 2.5.2).

Fosforbelasting van oppervlaktewater

De fosforbelasting van het oppervlaktewater ligt in de helft van Noord-Brabant boven de maximaal toelaatbare hoeveelheid van 0.45 kg P /ha/jaar en vaak zelfs boven 0.90 kg P/ha/jaar (Kaart 4). In de noordelijke kleigebieden bleek de berekende fosforbelasting vrijwel overal hoog tot erg hoog. Dit resultaat bleek een artefact van het metamodel te zijn en is daarom weggelaten. De zandgebieden met een zeer hoge fosforbelasting (>0.90 kg P /ha/jaar) zijn de gebieden met een relatief ondiep grondwaterpeil (GHG <80 cm, zie Kaart 1). In deze gebieden is de fosforbelasting hoog, omdat het neerslagoverschot voor een belangrijk deel en via een korte weg (oppervlakkig of via ondiepe ondergrond) naar het oppervlaktewater afstroomt vanwege de hoge grondwaterstand. De fosforbelasting is alleen in gebieden met een diepe grondwaterstand (GHG > 120 cm, zie Kaart 1) beneden 0.45 kg P/ha/jaar. Op deze hogergelegen zandgronden zal het neerslagoverschot voornamelijk afstromen naar het diepere grondwater en zal slechts een beperkt deel van de neerslag in het oppervlaktewater terecht komen. Het verband tussen de berekende fosforbelasting en de te verwachten P- concentratie in het oppervlaktewater op basis van 300 mm neerslagoverschot geldt dan niet, maar dat is niet van belang (paragraaf 2.5.2).

4.2 Effecten van verandering in grondwaterstand

Nitraatconcentratie in grondwater

Daling van de GHG met 20 cm resulteert gemiddeld in een toename van nitraatconcentraties in het bovenste grondwater. Deze toename is groter in zandgronden dan in kleigronden, en bedraagt op zandgronden meer dan 10 mg nitraat /l (Kaart 6). Dit is ongewenst, aangezien de nitraatconcentraties in deze zandgebieden bij de huidige hydrologische situatie al dichtbij of boven de EU-nitraatnorm liggen. Stijging van de GHG met 30 cm resulteert daarentegen in een afname van de nitraatconcentratie. Deze afname bedraagt meer dan 10 mg/l in zandgronden. In de noordelijke kleigebieden zijn de nitraatconcentraties dan beneden de 25 mg/l, en meestal ook in de zandgebieden (Kaart 7).

Stikstofbelasting van oppervlaktewater

Daling of stijging van de GHG resulteert niet in een duidelijke verandering van de stikstofbelasting van de oppervlaktewateren in Noord-Brabant (Kaarten 10 en 12). Daling van de GHG resulteert in zowel een afname van de nitraatverliezen via denitrificatie (of te wel, een hogere nitraatconcentratie) als een verminderde waterafstroming naar het oppervlaktewater. Afhankelijk van de omstandigheden is het eerste effect van de GHG-daling op de stikstofbelasting groter dan het tweede. De stikstofbelasting neemt dan iets toe.

Fosforbelasting van oppervlaktewater

Daling van de GHG met 20 cm resulteert in een afname van de fosforbelasting van het oppervlaktewater in Noord-Brabant (Kaart 14), met een sterke afname (>0.10 kg P ha/jaar) in gebieden met een hoge grondwaterstand (GHG <80 cm) en een geringere afname in gebieden met dieper grondwater (Kaart 1). De daling van het grondwater resulteert in meer percolatie naar de ondergrond en minder afspoeling naar het oppervlaktewater. Hierdoor komt minder fosfor in het oppervlaktewater terecht en wordt meer fosfor in de bodem vastgelegd. De fosforbelasting neemt overall toe door een stijging van GHG met 30 cm, met een beperkte toename (< 0.10 kg P/ha/jaar) op zandgronden met een diepe grondwaterstand en een sterke toename (0.10 tot meer dan 0.20 kg P/ha/jaar) (Kaart 16) op zandgronden met een ondiepe grondwaterstand (GHG <80 cm).

4.3 Effecten van stikstofdepositie

Nitraatconcentratie in grondwater

Bij een ruimtelijke verdeling van stikstof-depositie over Noord-Brabant verschillen de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater weinig van die bij een vaste stikstof-depositie van 25 kg N/ha/jaar. De ruimtelijke verdeelde N-depositie resulteert in lagere nitraatconcentraties in West-Brabant (afname met maximaal 10 mg nitraat/l), in gelijkblijvende nitraatconcentraties in het centrale deel van Noord-Brabant, en vaak in hogere nitraatconcentraties (toename met maximaal 10 mg/l) in het zuidelijke en oostelijk deel van Noord-Brabant (Kaart 18).

Stikstofbelasting van oppervlaktewater

De ruimtelijke verdeelde stikstofdepositie resulteert in gelijkblijvende stikstofbelasting van het oppervlaktewater in de meeste delen van Noord-Brabant, in soms een lagere stikstofbelasting in de kleigebieden van West- en Noordwest-Brabant (afname met maximaal 5 kg N/ha/jaar) en vrij vaak een hogere stikstofbelasting (toename met maximaal 5 kg N/ha/jaar) in de zuidelijke en oostelijke delen van Noord-Brabant (Kaart 20), vergeleken met de stikstofbelasting bij een vaste stikstofdepositie.

4.4 Effecten van verschil in bodembelasting met nutriënten

Nitraatconcentratie in grondwater

In het basisscenario wordt het stikstofoverschot op perceelsniveau afgeleid uit de MINAS-verliesnormen door correcties voor verliezen en extra aanvoer (Tabel 2). Voor fosfor wordt het overschot gelijk gesteld aan de MINAS-verliesnorm. Wanneer het stikstofoverschot sterk verlaagd wordt en gelijk wordt aan nul, resulteert dit in een beperkte afname (met <10 mg NO₃/l, ten opzichte van het basisscenario) van de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater in kleigronden, een matige afname van de nitraatconcentratie (met ruwweg 10 mg/l) in landbouwgronden in de meeste zandgebieden, en een sterke afname (met ruwweg 20 mg /l) in de zandgebieden met een diepe grondwaterstand (Kaart 22).

Stikstofbelasting van oppervlaktewater

Voor het basisscenario is de stikstofbelasting van het oppervlaktewater relatief hoog (15 tot 30 kg N/ha/jaar) in de noordelijke kleigebieden en in de zandgebieden met meestal een leem-ondergrond. De oorzaak is dat in deze gebieden de waterafvoer voornamelijk plaats vindt naar het oppervlaktewater vanwege de slecht doorlatende ondergrond. In deze zelfde gebieden resulteert het nihil stikstof-overschot in een sterke afname (ten opzichte van het basisscenario) van de stikstofbelasting (ruwweg -10 kg N/ha/jaar, zie Kaart 24). In de overige landbouwgebieden op zandgronden is de afname van de stikstofbelasting beperkt (-1 tot -5 kg N/ha/jaar).

Fosforbelasting van oppervlaktewater

Het nihil fosfor-overschot resulteert in een fosforbelasting van het oppervlaktewater, die in meer dan een derde van Noord-Brabant boven de maximaal toelaatbare hoeveelheid van 0.45 kg P /ha/jaar ligt (Kaart 25). De zandgebieden met een zeer hoge fosforbelasting (>0.90 kg P /ha/jaar) zijn de gebieden met een relatief ondiep grondwaterpeil (GHG <80 cm, zie Kaart 1). In deze gebieden is de fosforbelasting hoog, omdat het neerslagoverschot voor een belangrijk deel en via een korte weg naar het oppervlaktewater afstroomt. In deze zelfde gebieden resulteert het nihil fosforoverschot in een matig sterke afname (ten opzichte van het basisscenario) van de fosforbelasting (ruwweg -0.10 kg P/ha/jaar, zie Kaart 26). In de overige landbouwgebieden op zandgronden met dieper grondwater geeft het nihil fosforoverschot vrijwel geen afname van de fosforbelasting.

4.5 Effecten van GHG volgens GGOR-natuur en landgebruik volgens EHS-2000

De provincie is verplicht om, conform de 3^e en 4^e nota Waterhuishouding van het Rijk, uiterlijk in 2002 het Gewenste Grond- en OppervlaktewaterRegime (GGOR) vast te leggen (Koepelplan Reconstructie Zandgronden van de provincie Noord-Brabant, 2000). GGOR-natuur resulteert in stijging van de grondwaterstand en in een ondiepe GHG (<40 cm beneden maaiveld) in aanzienlijke delen van Noord-Brabant (Kaart 27). De Ecologische HoofdStructuur (EHS) dient in 2010 gerealiseerd te zijn, inclusief de randvoorwaarden die dat stelt aan water en milieu. Voor de waterkwantiteit en-kwaliteit betekent dit de realisatie van de GGOR. De arealen waar natuurontwikkeling volgens de EHS zal plaatsvinden, zijn relatief beperkt. Het effect van de EHS op de nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater in Noord-Brabant zal daarom beperkt zijn, en de hieronder vermelde veranderingen in de nutriëntenbelasting worden voornamelijk veroorzaakt door de grondwaterstandsverhoging vanwege GGOR-natuur.

Nitratconcentratie in grondwater

Een GHG-stijging resulteert in een daling van de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater. Sterke stijging van GHG door GGOR-natuur doet zich voor in met name het zuid-oostelijk deel van Noord-Brabant, het gebied rond Oss, en de strook ten zuiden van Bergen op Zoom, Roosendaal en Breda (Kaart 28). In de noordelijke kleigebieden zijn de nitraatconcentraties beneden de 25 mg/l, en ook in de helft van de zandgebieden blijven de nitraatconcentraties vanwege GGOR-natuur hieronder (Kaart 30). Nitraatconcentraties boven de 25 mg/l en soms boven de EU-nitraatnorm worden voornamelijk gevonden in de landbouwgebieden op zandgronden met een vrij diepe tot diepe grondwaterstand (Kaart 27), namelijk de gebieden zuidoostwaarts van Oss, zuidwestwaarts van Eindhoven, zuidwestwaarts van Roosendaal, en noord- en noordoostwaarts van Breda. De afname van de nitraatconcentratie door GGOR-natuur is maximaal 10 mg/l in de noordelijke kleigebieden en is vaak meer dan 10 mg/l in de landbouwgebieden op zandgronden (Kaart 31). Een uitzondering vormt het gebied ten zuiden van Den Bosch waar GGOR-natuur resulteert in een GHG-daling en dus in een toename van de nitraatconcentratie met rond de 10 mg/l.

Stikstofbelasting van oppervlaktewater

De GHG-stijging door GGOR-natuur resulteert in beperkte veranderingen in de stikstofbelasting (-1 - +1 kg N/ha/jaar) van de oppervlaktewateren in het grootste deel van Noord-Brabant (Kaart 33). De stikstofbelasting in Noord-Brabant ligt gemiddeld iets onder de maximaal toelaatbare hoeveelheid van 15 kg N /ha/jaar (Kaart 32). Een te hoge stikstofbelasting (15 tot 30 kg N /ha/jaar) wordt gevonden in delen van de noordelijke kleigebieden en in de zandgebieden met meestal een leem-ondergrond ten noorden en noordwesten van Eindhoven, ten noorden en westen van Roosendaal, en bij de Belgische grens ten zuiden van Breda. In deze gebieden vindt de waterafvoer voornamelijk plaats naar het oppervlaktewater vanwege de slecht doorlatende ondergrond.

Fosforbelasting van oppervlaktewater

De fosforbelasting van het oppervlaktewater is hoog tot zeer hoog in de meeste landbouwgebieden op zandgronden (Kaart 34). De fosforbelasting is alleen beneden 0.45 kg P/ha/jaar in de gebieden met een diepe grondwaterstand (GHG > 120 cm). GHG-stijgingen vanwege GGOR-natuur doen zich vooral voor in het zuidoostelijke deel van Noord-Brabant, het gebied rond Oss, en de strook ten zuiden van Roosendaal en Breda. Deze GHG-stijgingen resulteren in een beperkte toename van de fosforbelasting (+0.05 à 0.10 kg P/ha/jaar (Kaart 35)). In het gebied ten zuiden van den Bosch daarentegen, resulteert de dalende GHG (Kaart 28) vanwege GGOR-natuur in een afname van de fosforbelasting. In de overige gebieden verandert de fosforbelasting nauwelijks vanwege GGOR-natuur.

4.6 Gemiddelde effecten

Tabel 5 geeft de gemiddelde effecten van verschillende doorgerekende beleidsmaatregelen voor de stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater en voor de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater in Noord-Brabant. De sterkste gemiddelde afname van de nitraatconcentratie (- 54 %) wordt bereikt door een nihil stikstofoverschot en een vrij sterke afname (- 32%) door stijging van de GHG met 30 cm. De gemiddelde stikstofbelasting van het oppervlaktewater neemt sterk af (- 52%), wanneer het stikstofoverschot gelijk aan nul wordt. De stikstofbelasting is weinig afhankelijk van de grondwaterstand.

De gemiddelde fosforbelasting van het oppervlaktewater neemt matig sterk af (circa - 20%) door zowel een daling van de GHG met 20 cm en een nihil fosforoverschot. Dit betekent dat het fosforoverschot volgens MINAS verantwoordelijk is voor een beperkt deel van de fosforbelasting van het oppervlaktewater en dat een sterkere afname van de fosforbelasting alleen mogelijk is via uitputting van de P-voorraad in de bodem (dus een negatief P-overschot, of te wel een P-toediening die lager is dan de P-onttrekking door het gewas). Dit vereist een lange tijdsperiode van onderbemesting en vrij diepe grondwaterstanden. Het hoge niveau van historische bemesting en de resulterende sterke fosfaatophoping in de bodems van Noord-Brabant blijkt dus de toekomstige fosforbelasting (berekend met metamodel voor periode 2031-2045) van het oppervlaktewater grotendeels te bepalen.

De nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater kan sterk verminderd worden door een sterke afname van de belasting van de bodem met nutriënten (of te wel, reductie van met name stikstof-overschotten) en door een verandering van de grondwaterstand. De effecten van grondwaterstandsverandering zijn gedeeltelijk tegengesteld voor stikstof en fosfor en dus vaak weinig effectief. De ruimtelijke distributie van de stikstofdepositie geeft nauwelijks verschil in de gemiddelde nitraatconcentratie in het grondwater en de gemiddelde stikstofbelasting van het oppervlaktewater voor geheel Noord-Brabant, in vergelijking met de resultaten voor een vaste stikstofdepositie. GGOR-natuur en landgebruik volgens EHS-2000 resulteert in een hogere grondwaterstand in grote delen van Noord-Brabant en daarmee in een lagere nitraatconcentratie in het grondwater en in een hogere

fosforbelasting van het oppervlaktewater. Tevens verandert het landgebruik en neemt het areaal natuur toe, waardoor de bodembelasting gemiddeld in Noord-Brabant iets lager wordt. Dit laatste leidt tot lagere nitraatconcentraties en tot een lagere nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater. Het effect van de hogere grondwaterstand vanwege GGOR-natuur is echter meestal overheersend (met uitzondering van dat op de stikstofbelasting van het oppervlaktewater).

4.7 Verband tussen de huidige nutriëntenbelasting en de belasting volgens het basisscenario

De belasting van grond- en oppervlaktewater met stikstof en fosfor zijn berekend met het metamodel. De regressierelaties in dit model zijn gebaseerd op de in de WSV studie (Boers et al., 1997) berekende gemiddelde stikstof- en fosfor-uit- en afspoeling tijdens de periode 2031-2045, die wordt verondersteld grotendeels in evenwicht (paragraaf 2.2.2) te zijn met de vanaf 2003 toegepaste MINAS verliesnormen (LNV, 1999). De berekeningen met het metamodel zoals uitgevoerd in deze studie voor het basis-scenario, geven de nutriëntenbelasting voor 2031-2045. Het verband tussen deze toekomstige nutriëntenbelasting en de huidige nutriëntenbelasting is hieronder globaal afgeleid uit de WSV-studie. Omdat het nodig bleek om dit zelfde verband te specificeren per bodemtype en bodemgebruikstype t.b.v. Deelstudie 3 (nl. Vergelijking van belasting oppervlaktewater uit diffuse en puntbronnen) en dit niet kon op basis van de resultaten van de WSV-studie, zijn deze verhoudingsgetallen berekend op basis van de resultaten van de recente Evaluatie Meststoffenwet-studie met het STONE nutriëntenemissie-systeem (Schoumans et al., 2002).

4.7.1 Correctie op basis van WSV-studie

Uit de WSV-studie (Beleid95 scenario met vrijwel identieke stikstof-verliesnormen van 210, 100 en 75 kg N/ha op grasland, maisland en overig bouwland aan die in deze studie (Tabel 1: norm voor 2003)) blijkt dat wanneer de stikstofuitspoeling naar het oppervlaktewater in 1985 op 100% wordt gesteld, de relatieve stikstofuitspoeling in de jaren 2000, 2015 en 2045 resp. 116%, 66% en 65% bedraagt, gemiddeld voor geheel Nederland. De bemesting in Nederland was maximaal in de periode 1985 – 1995 en neemt daarna geleidelijk af onder invloed van de mestwetgeving. In de stikstofuitspoeling doet zich een naijl-effect voor vanwege tijdelijke vastlegging van stikstof in de organische stof in de bodem. Via mineralisatie komt deze stikstof na een aantal jaren vrij en spoelt dan uit. De nitraatconcentraties in het grondwater zijn niet in de WSV-studie bepaald, maar zullen ongeveer in dezelfde mate met de tijd afnemen als de stikstofuitspoeling naar het oppervlaktewater (Oenema & Roest, 1998). Uit de WSV-studie (Beleid95 scenario met een iets hoger fosfaat-verliesnorm van 30 kg P₂O₅/ha voor alle bodemgebruikstypen dan in deze studie (Tabel 1)) blijkt dat wanneer de fosforuitspoeling naar het oppervlaktewater in 1985 op 100% wordt gesteld, de relatieve fosforuitspoeling in de jaren 2000, 2015 en 2045 resp. 97%, 97% en 101% bedraagt, gemiddeld voor geheel Nederland. Het hoge niveau van historische bemesting en de resulterende sterke fosfaatophoping in de bodems blijkt dus de toekomstige fosforbelasting van het

oppervlaktewater grotendeels te bepalen. Op basis van deze WSV-resultaten kunnen de huidige nitraatconcentraties in het grondwater en de huidige stikstof- en fosforbelastingen van het oppervlaktewater globaal afgeleid worden door de met het metamodel berekende nutriëntenbelasting volgens het basis-scenario (periode 2031-2045) te delen door respectievelijk 0.60, 0.60 en 1.00.

4.7.2 Correctie op basis van studie met STONE

Ten behoeve van de evaluatie van de Meststoffenwet in 2002 zijn nutriënten-emissies berekend met het modellensysteem STONE 2.0 voor een achttal scenario's van verliesnormen (Schoumans et al., 2002). Het scenario D1 dat veronderstelt dat vanaf het jaar 2003 de stikstof- en fosfaat-verliesnormen voor 2003 (Tabel 1) worden toegepast en dat voor 140.000 ha droge zandgronden de extra aangescherpte normen gelden, is goed vergelijkbaar (m.b.t. de verliesnormen) met het Beleid95-scenario uit de WSV-studie (paragraaf 4.7.1). Het metamodel dat is toegepast om in deze studie de nutriënten-emissies voor het basisscenario (periode 2031-2045) te berekenen, is gebaseerd op resultaten uit de WSV-studie voor dit Beleid95-scenario. Daarom bleek het mogelijk om uit deze met het metamodel berekende nutriëntenemissies voor het basisscenario de huidige nutriëntenemissies te berekenen via toepassing van correctie-factoren. Deze correctiefactoren zijn gelijk aan de verhouding tussen de toekomstige nutriëntenemissie (jaar 2030) en de huidige nutriëntenemissie (jaar 2003), zoals berekend met STONE 2.0 voor het scenario D1 voor de verschillende bodem- en landgebruikstypen in Noord-Brabant (Tabel 6). Deze correctiefactoren zijn bepaald voor zowel de stikstof- en de fosforbelasting van het grondwater en de nitraat-concentratie in het bovenste grondwater (op GLG-niveau). De huidige nitraat-concentraties in het grondwater en de huidige stikstof- en fosforbelastingen van het oppervlaktewater kunnen dus globaal afgeleid worden (zoals in Deelstudie 3 'Vergelijking van belasting oppervlaktewater uit diffuse en puntbronnen') door de met het metamodel voor het basis-scenario (2031-2045) berekende concentraties en belastingen te delen door deze correctiefactoren (Tabel 6: nutriëntenbelasting 2030 / nutriëntenbelasting 2003).

Tabel 6. Verhouding tussen de toekomstige nutriëntenemissie (jaar 2030) en de huidige nutriëntenemissie (jaar 2003) in Noord-Brabant. Deze verhoudingsgetallen zijn bepaald op basis van nutriëntenemissie-berekeningen met STONE 2.0 voor het D1-scenario (stikstof- en fosfaat-verliesnormen voor 2003 met 140.000 ha droge zandgronden met aangescherpte normen, zie Tabel 1) uit de Evaluatie Meststoffenwet-studie in 2002 (Schoumans et al., 2002).

Bodemtype	Landgebruik	Stikstof naar opp. water ¹	Fosfor naar opp. water ¹	Nitraat-conc. in grondwater (GLG) ¹
Zand droog	Bouwland	0,57	0,77	0,55
Idem	Grasland	0,55	0,97	0,49
Idem	Maisland	0,45	0,63	0,46
Zand overig	Bouwland	0,70	1,14	0,66
Idem	Grasland	0,69	0,98	0,55
Idem	Maisland	0,55	0,67	0,51
Klei	Bouwland	0,78	0,95	0,63
Idem	Grasland	0,87	1,01	0,78
Idem	Maisland	0,58	0,53	0,46
Veen	Bouwland	0,80	1,14	0,72
Idem	Grasland	0,94	1,00	0,79
Idem	Maisland	0,60	0,40	0,55

¹ Stikstof- en fosforbelasting van oppervlaktewater en nitraatconcentratie in bovenste grondwater (op GLG-niveau).

5 Conclusies

Basis-scenario

- Nitraatconcentraties in het bovenste grondwater in Noord-Brabant zijn voor het basisscenario (d.w.z. toekomstige evenwichtsituatie met de vanaf 2003 toegepaste MINAS-verliesnormen) soms hoger dan de EU-nitraatnorm. Deze overschrijdingen doen zich vooral voor in landbouwgebieden op zandgronden met een diepe grondwaterstand.
- Stikstofbelasting van het oppervlaktewater in Noord-Brabant is voor het basisscenario meestal beneden de toelaatbare hoeveelheid van 15 kg N/ha/jaar. Hogere stikstofbelasting (15 tot 30 kg N/ha/jaar) wordt voornamelijk aangetroffen in gebieden met een slecht doorlatende ondergrond en dus een grote waterafvoer naar het oppervlaktewater.
- Fosforbelasting van het oppervlaktewater is voor het basisscenario in de helft van Noord-Brabant boven de toelaatbare hoeveelheid van 0.45 kg P/ha/jaar. Een hoge fosforbelasting (>0.90 kg P/ha/jaar) wordt aangetroffen in de landbouwgebieden op zandgronden met een ondiep grondwaterpeil (GHG <80 cm), die in belangrijke mate en via een korte weg (dus weinig P-vastlegging) afwateren naar het oppervlaktewater.

Scenario-varianten en effect van maatregelen

- Stijging van de grondwaterstand resulteert in een daling van de nitraatconcentratie in het grondwater, in vrijwel geen verandering van de stikstofbelasting, en in een toename van de fosforbelasting van het oppervlaktewater.
- Ruimtelijke verdeling van de stikstofdepositie over Noord-Brabant resulteert in geringe veranderingen van de nitraatconcentratie in het grondwater en van de stikstofbelasting van het oppervlaktewater, met soms lagere waarden in het westelijk deel en vrij vaak hogere waarden in de zuidelijke en oostelijk delen van Noord-Brabant.
- Verlaging van de stikstof- en fosfor-overschotten naar nul resulteert in een sterke afname van de nitraatconcentratie in het grondwater en van de stikstofbelasting van het oppervlaktewater, en in een beperkte afname van de fosforbelasting.
- Fosforbelasting van het oppervlaktewater is in grote delen van Noord-Brabant te hoog en kan alleen geleidelijk over een lange tijdsperiode worden verlaagd via uitputting van de fosforvoorraad in de bodem (d.w.z. lagere P-bemesting dan P-onttrekking door gewas).
- Het effect van de realisatie van de EHS op de gemiddelde nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewateren in Noord-Brabant is vrijwel verwaarloosbaar, omdat het areaal (waar niet meer wordt bemest) relatief gering is.
- Gewenste Grond- en OppervlaktewaterRegime t.b.v. natuurbeheer en –ontwikkeling (GGOR-natuur) resulteert in hogere grondwaterstanden in een aanzienlijk deel van Noord-Brabant. Deze grondwaterstandsverhogingen veroorzaken een afname van de nitraatconcentraties in het grondwater, vrijwel geen

verandering van de stikstofbelasting, en een toename van de fosforbelasting van het oppervlaktewater.

Algemene conclusies

- Nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewateren kan verlaagd worden door vermindering van de stikstof- en fosforoverschotten en door verandering van de grondwaterstand. Effecten van grondwaterstandsverandering zijn gedeeltelijk tegengesteld voor stikstof en fosfor, en dus vaak weinig effectief.
- Voor meer specifieke informatie over de mate van nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater in de verschillende delen van Noord-Brabant, zie de bijgevoegde kaarten. Alleen op kaart kan de regionale variatie in nutriëntenbelasting die afhangt van bodemtype, nutriëntenoverschot, bodemgebruik en hydrologie, getoond worden.
- Huidige nitraatconcentraties in het grondwater en huidige stikstof- en fosforbelastingen van het oppervlaktewater kunnen globaal geschat worden door (op basis van de resultaten van de WSV-studie) de met het metamodel voor 2031-2045 berekende waarden te delen door 0.60, 0.60 en 1.00.

Referenties

Boers, P.C.M., H.L. Boogaard, J. Hoogeveen, J.G. Kroes, I.G.A.M.Noij, C.W.J. Roest, E.F.W. Ruijgh, J.A.P.H. Vermulst, 1997. Watersysteemverkenningen 1996, uitspoeling meststoffen uit landbouw. Huidige en toekomstige belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat vanuit de landbouw. RIZA, DLO-Staring Centrum, Waterloopkundig Laboratorium. Lelystad, Wageningen, Delft.

Diepen, C.A. van, H.J.S.M. Vissers, O.F. Schoumans, H.L. Boogaard, F. Brouwer, F. de Vries, J. Wolf, 2002. Verkenning van bodemgeschiktheid ter identificatie van kansrijke gebieden voor de landbouwsector in Noord-Brabant. Alterra rapport, Alterra, Wageningen.

LNV, 1999. Ministerie van Landbouw en Visserij. Integrale Aanpak Mestproblematiek. Brief aan de voorzitter van de Tweede Kamer der Staten generaal d.d. 10 september 1999, Tweede kamer, vergaderjaar 1998-1999, 26729, nr. 1, Den Haag.

Loo, H. van der, 1997 en 1998. Steekproef voor de bodemeigenschappen en grondwatertrappen van de Bodemkaart van Nederland schaal 1 : 50.000. Kaarteenheden met GT II en kaarteenheden met GT V. Wageningen, SC-DLO, Rapport 483.2 en 483.3.

Mol-Dijkstra, J.P., W. Akkermans, C.W.J. Roest, M.J.W. Jansen, 1999. Metamodellen voor effecten van N- en P-belasting op de grondwater- en oppervlakte-waterkwaliteit. Technisch Document 61, DLO-Staring Centrum, Wageningen.

Oenema, O., C.W.J. Roest, 1998. Nitrogen and phosphorus losses from agriculture into surface waters; the effects of policies and measures in the Netherlands. Wat. Sci. Tech. 37, 19-30.

Provincie Noord-Brabant, 2000. In grote streken. Koepelplan Reconstructie Zandgronden Noord-Brabant. Concept ontwerp. 's-Hertogenbosch.

Schoumans, O.F., A. Breeuwsma, 1990. Methodiek voor de bodemschematisatie van PAWN-districten op basis van de bodemkaart schaal 1 : 250 000. Rapport 45, DLO-Staring centrum, Wageningen.

Schoumans, O.F., et al., in voorbereiding. Ruimtelijk beeld van de nitraat- en fosfaatproblematiek in Nederland. Gebruik van eenvoudige metamodellen. Alterra, Wageningen.

Schoumans, O.F., J. Roelsma, H.P. Oosterom, P. Groenendijk, J. Wolf, H. van Zeijts, G.J. van den Born, S. van Tol, A.H.W. Beusen, H.F.M. ten Berge, H.G. van der Meer, F.K. van Evert, 2002. Nutriëntenemissie vanuit landbouwgronden naar het

grondwater en oppervlaktewater bij varianten van verliesnormen. Modelberekeningen met STONE 2.0. Clusterrapport 4: Deel 1. Alterra-rapport 552, Alterra, Wageningen.

Sluijs, P. van der, 1990. In: Locher W.P en H. de Bakker. Bodemkunde van Nederland, blz. 174.

Tweede Kamer, 2000. Wijziging van de Meststoffenwet in verband met een aanscherping van de normen van het stelsel van regulerende mineralenheffingen en de invoering van een stelsel van mestafzetovereenkomsten. Kamerstuk 27 276, nrs. 1-3.

Visschers, R., 1997 en 1998. Steekproef voor de bodemeigenschappen en grondwatertrappen van de Bodemkaart van Nederland schaal 1 : 50.000. Kaarteenheden met GT III en kaarteenheden met GT IV. Wageningen, SC-DLO, Rapport 483.1 en 483.4.

V&W, 1999. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Vierde Nota Waterhuishouding, regeringsbeslissing. SDU, Den Haag.

Willems, W.J., T.V. Vellinga, O. Oenema, J.J. Schröder, H.G. van der Meer, B. Fraters, H.F.M. Aarts, 2000. Onderbouwing van het derogatieverzoek in het kader van de Europese Nitraatrichtlijn. RIVM, rapport 718201002, Bilthoven.

Wösten, J.H.M., F. de Vries, J. Denneboom, A.F. van Holst, 1988. Generalisatie en bodemfysische vertaling van de bodemkaart van Nederland, 1 : 250 000, ten behoeve van de PAWN-studie. Stichting voor Bodemkartering, Rapport 2055, Wageningen.

Bijlage A Lijst van kaarten

- Kaart 1. Huidige hydrologische situatie. Gemiddeld Hoogste Grondwaterstand (GHG, cm beneden maaiveld).
- Kaart 2. Berekende nitraatconcentratie (mg/l) in het bovenste grondwater bij de huidige hydrologische situatie en evenwichtsituatie (periode 2031-2045) bij toepassing van MINAS-verliesnormen.
- Kaart 3. Berekende stikstofbelasting van het oppervlaktewater (kg N/ha/jaar) bij de huidige hydrologische situatie en evenwichtsituatie (periode 2031-2045) bij toepassing van MINAS-verliesnormen.
- Kaart 4. Berekende fosforbelasting (kg P/ha/jaar) van het oppervlaktewater bij de huidige hydrologische situatie en evenwichtsituatie (periode 2031-2045) bij toepassing van MINAS-verliesnormen.
- Kaart 5. Berekende nitraatconcentratie (mg/l) in het bovenste grondwater bij een 20 cm lagere GHG en evenwichtsituatie (periode 2031-2045) bij toepassing van MINAS-verliesnormen.
- Kaart 6. Verschil berekende nitraatconcentratie (mg/l) in het bovenste grondwater bij een 20 cm lagere GHG vergeleken met de huidige hydrologische situatie.
- Kaart 7. Berekende nitraatconcentratie (mg/l) in het bovenste grondwater bij een 30 cm hogere GHG en evenwichtsituatie (periode 2031-2045) bij toepassing van MINAS-verliesnormen.
- Kaart 8. Verschil berekende nitraatconcentratie (mg/l) in het bovenste grondwater bij een 30 cm hogere GHG vergeleken met de huidige hydrologische situatie.
- Kaart 9. Berekende stikstofbelasting (kg N/ha/jaar) van het oppervlaktewater bij een 20 cm lagere GHG en evenwichtsituatie (periode 2031-2045) bij toepassing van MINAS-verliesnormen.
- Kaart 10. Verschil berekende stikstofbelasting (kg N/ha/jaar) van het oppervlaktewater bij een 20 cm lagere GHG vergeleken met de huidige hydrologische situatie.
- Kaart 11. Berekende stikstofbelasting (kg N/ha/jaar) van het oppervlaktewater bij een 30 cm hogere GHG en evenwichtsituatie (periode 2031-2045) bij toepassing van MINAS-verliesnormen.
- Kaart 12. Verschil berekende stikstofbelasting (kg N/ha/jaar) van het oppervlaktewater bij een 30 cm hogere GHG vergeleken met de huidige hydrologische situatie.
- Kaart 13. Berekende fosforbelasting (kg P/ha/jaar) van het oppervlaktewater bij een 20 cm lagere GHG en evenwichtsituatie (periode 2031-2045) bij toepassing van MINAS-verliesnormen.
- Kaart 14. Verschil berekende fosforbelasting (kg P/ha/jaar) van het oppervlaktewater bij een 20 cm lagere GHG vergeleken met de huidige hydrologische situatie.
- Kaart 15. Berekende fosforbelasting (kg P/ha/jaar) van het oppervlaktewater bij een 30 cm hogere GHG en evenwichtsituatie (periode 2031-2045) bij toepassing van MINAS-verliesnormen.
- Kaart 16. Verschil berekende fosforbelasting (kg P/ha/jaar) van het oppervlaktewater bij een 30 cm hogere GHG vergeleken met de huidige hydrologische situatie.

- Kaart 17. Berekende nitraatconcentratie (mg/l) in het bovenste grondwater bij de huidige hydrologische situatie, ruimtelijke verdeling van N depositie, en evenwichtsituatie (periode 2031-2045) bij toepassing van MINAS-verliesnormen.
- Kaart 18. Verschil berekende nitraatconcentratie (mg/l) in het bovenste grondwater bij een ruimtelijke verdeling van N depositie vergeleken met een vaste N depositie van 25 kg/ha/jaar.
- Kaart 19. Berekende stikstofbelasting (kg N/ha/jaar) van het oppervlaktewater bij de huidige hydrologische situatie, ruimtelijke verdeling van N depositie, en evenwichtsituatie (periode 2031-2045) bij toepassing van MINAS-verliesnormen.
- Kaart 20. Verschil berekende stikstofbelasting (kg N/ha/jaar) van het oppervlaktewater bij een ruimtelijke verdeling van N depositie vergeleken met een vaste N depositie van 25 kg/ha/jaar.
- Kaart 21. Berekende nitraatconcentratie (mg/l) in het bovenste grondwater bij de huidige hydrologische situatie en evenwichtsituatie (periode 2031-2045) bij toepassing van nihil netto stikstof-belasting van de bodem.
- Kaart 22. Verschil berekende nitraatconcentratie (mg/l) in het bovenste grondwater bij toepassing van nihil netto stikstof-belasting van de bodem vergeleken met die bij toepassing van MINAS-verliesnormen.
- Kaart 23. Berekende stikstofbelasting (kg N/ha/jaar) van het oppervlaktewater bij de huidige hydrologische situatie en evenwichtsituatie (periode 2031-2045) bij toepassing van nihil netto stikstof-belasting van de bodem.
- Kaart 24. Verschil berekende stikstofbelasting (kg N/ha/jaar) van het oppervlaktewater bij toepassing van nihil netto stikstof-belasting van de bodem vergeleken met die bij toepassing van MINAS-verliesnormen.
- Kaart 25. Berekende fosforbelasting (kg P/ha/jaar) van het oppervlaktewater bij de huidige hydrologische situatie en evenwichtsituatie (periode 2031-2045) bij toepassing van nihil fosfor-belasting van de bodem.
- Kaart 26. Verschil berekende fosforbelasting (kg P/ha/jaar) van het oppervlaktewater bij toepassing van nihil fosfor-belasting van de bodem vergeleken met die bij toepassing van MINAS-verliesnormen.
- Kaart 27. Gemiddeld Hoogste grondwaterstand (GHG, cm beneden maaiveld) volgens Gewenst Grond- en OppervlaktewaterRegime (GGOR)-natuur.
- Kaart 28. Verschil tussen Gemiddeld Hoogste Grondwaterstand (GHG, cm beneden maaiveld) volgens GGOR-natuur en GHG voor huidige hydrologische situatie.
- Kaart 29. Verschil tussen Gemiddeld Hoogste grondwaterstand (GHG, cm beneden maaiveld) volgens GGOR-natuur en GHG voor huidige hydrologische situatie, en Natuurontwikkeling volgens Ecologische HoofdStructuur (EHS)-2000.
- Kaart 30. Berekende nitraatconcentratie (mg/l) in het bovenste grondwater bij een GHG volgens GGOR-natuur, landgebruik volgens EHS-2000, en evenwichtsituatie (periode 2031-2045) bij toepassing van MINAS-verliesnormen.
- Kaart 31. Verschil berekende nitraatconcentratie (mg/l) in het bovenste grondwater bij een GHG volgens GGOR-natuur en landgebruik volgens EHS-2000 vergeleken met die bij de huidige hydrologische situatie en huidig landgebruik.
- Kaart 32. Berekende stikstofbelasting (kg N/ha/l) van het oppervlaktewater bij een GHG volgens GGOR-natuur, landgebruik volgens EHS-2000, en evenwichtsituatie (periode 2031-2045) bij toepassing van MINAS-verliesnormen.

- Kaart 33. Verschil berekende stikstofbelasting (kg N/ha/jaar) van het oppervlaktewater bij een GHG volgens GGOR-natuur en landgebruik volgens EHS-2000 vergeleken met die bij de huidige hydrologische situatie en huidig landgebruik.
- Kaart 34. Berekende fosforbelasting van het oppervlaktewater (kg P/ha/jaar) bij een GHG volgens GGOR-natuur, landgebruik volgens EHS-2000, en evenwichtssituatie (periode 2031-2045) bij toepassing van MINAS verliesnormen.
- Kaart 35. Verschil berekende fosforbelasting (kg P/ha/jaar) van het oppervlaktewater bij een GHG volgens GGOR-natuur en landgebruik volgens EHS-2000 vergeleken met die bij de huidige hydrologische situatie en huidig landgebruik.
- Kaart 36. Afwateringsgebieden en stroomgebieden; deelwatersystemen.

