

OPTIMIX

Deel 1: Bodem

OPTIMIX

Vaststellen van optimale mix van maatregelen voor realisatie van waterkwaliteitsnormen in proefgebieden. Een modelstudie.

Deel 1: Bodem

R.T. Wolters

R.F.A. Hendriks

Alterra-rapport 409

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

REFERAAT

Wolters, R.T., R.F.A. Hendriks, 2002. *OPTIMIX; Vaststellen van optimale mix van maatregelen voor realisatie van waterkwaliteitsnormen in proefgebieden. Een modelstudie. Deel 1: Bodem*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 409. 92 blz.; 23. fig.; 10 tab.; 25 ref.

Met simulatiemodellen is de effectiviteit van beheersmaatregelen op de diffuse nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater vanuit/vanaf de bodem in twee veenweidegebieden (Bergambacht en Rozendaal) onderzocht. De studie is onderdeel van een modelonderzoek naar de effectiviteit van beheersmaatregelen op de oppervlaktewaterkwaliteit (nutriënten en ecologie). Maatregelen betreffen bemesting, baggeren en peilbeheer. Op basis van varianten van maatregelen zijn scenario's doorgerekend. Baggermaatregelen hebben weinig effect op de uit/afspoeling van nutriënten. Vermindering van de bemesting heeft een duidelijk verlagend effect. Het meest effectief is het stoppen met bemesten in combinatie met peilverhoging. Maar ook dan blijven de concentraties van nutriënten in het uit/afspoelende water hoger dan de MTR-waarden voor oppervlaktewaterkwaliteit.

Trefwoorden: baggeren, eutrofiëring, mestbeleid, MINAS-verliesnormen, nutriëntenbelasting, nutriëntenemissie, oppervlaktewaterkwaliteit, peilbeheer, scenariostudie, uitspoelingsmodel, veenweidegebied, waterkwaliteit

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door €20,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 409. 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

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	13
1.1 Aanleiding	13
1.2 Probleem- en doelstelling	13
1.3 Opzet van de studie	15
1.4 Opzet van het rapport	17
2 Gebiedsbeschrijvingen	19
2.1 Bergambacht	19
2.2 Rozendaal	21
3 Methoden	23
3.1 Modelinstrumentarium	23
3.1.1 Modellenketen en modelkoppeling	23
3.1.2 Modelbeschrijving	24
3.1.2.1 SWAP _{cr}	24
3.1.2.2 ANIMO	26
3.1.3 Schil- en conversieprogramma's	27
3.1.3.1 GONAT	27
3.1.3.2 Conversieprogramma's	28
3.2 Schematisatie van de studiegebieden	28
3.2.1 Bergambacht	29
3.2.2 Rozendaal	30
3.3 Modelinvoer	32
3.3.1 SWAP _{cr}	32
3.3.2 ANIMO	32
4 Scenario's van beheersmaatregelen	35
4.1 Algemene uitgangspunten	35
4.2 Bergambacht	36
4.2.1 Maatregelen	36
4.2.1.1 Peilbeheer	37
4.2.1.2 Baggeren	37
4.2.1.3 Bemesting	39
4.2.2 Doorgerekende scenario's	42
4.3 Rozendaal	42
4.3.1 Maatregelen	42
4.3.1.1 Peilbeheer	42
4.3.1.2 Baggeren	43
4.3.1.3 Bemesting	44
4.3.2 Doorgerekende scenario's	45
5 Resultaten van de scenarioberekeningen	47

5.1	Bergambacht	47
5.1.1	Scenarioresultaten simulatieperiode	47
5.1.1.1	Stikstof	48
5.1.1.2	Fosfor	50
5.1.2	Scenarioresultaten peiljaar 2024	52
5.1.2.1	N- en P-emissie naar het oppervlaktewater	52
5.1.2.2	N- en P-balansen	56
5.2	Rozendaal	64
5.2.1	Scenarioresultaten simulatieperiode	64
5.2.1.1	Stikstof	64
5.2.1.2	Fosfor	66
5.2.2	Scenarioresultaten peiljaar 2024	67
5.2.2.1	N- en P-emissie naar het oppervlaktewater	67
5.2.2.2	N- en P-balansen	69
5.3	Vergelijking Bergambacht en Rozendaal	73
6	Conclusies	77
6.1	Bergambacht	77
6.2	Rozendaal	78
6.3	Vergelijking Bergambacht en Rozendaal	80
	Literatuur	81
	Aanhangsels	
1	Weerdata	85
2	Peil en potentiaal	87
3	Bemesting Bergambacht	89

Woord vooraf

In opdracht van het Ministerie van VROM heeft Alterra, in samenwerking met het RIVM, een modelstudie uitgevoerd naar de effecten van een aantal beheersmaatregelen op de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater van peilgebied Bergambacht en polder Rozendaal. In dit rapport wordt verslag gedaan van de effecten van de maatregelen op de diffuse nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater vanuit de bodem. In een afzonderlijk document wordt door het RIVM gerapporteerd over de effecten op het oppervlaktewater (Jeuken en Janse, 2002).

De studie werd uitgevoerd door een projectteam bestaande uit ir. R.F.A. Hendriks (Alterra), ir. O.F. Schoumans (Alterra), ir. R.T. Wolters (Alterra), ir. M.H.J.L. Jeuken (RIVM), drs. J.H. Janse (RIVM) en dr. L. van Liere (RIVM).

Vanuit het Ministerie van VROM werd het project begeleid door de interdepartementale stuurgroep 'Nutriënten in oppervlaktewater'.

Verder werd het project begeleid door een projectgroep die, naast het projectteam, bestond uit: drs. W. Twisk (Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden), P.G.M. Heuts (Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden) en ing. H. Janssen (Dienst Landelijk Gebied).

Binnen Alterra hebben, de volgende personen een onmisbare bijdrage geleverd: ing. H.P. Oosterom en drs. ing. J. Roelsma.

Verder is veel dank verschuldigd aan M.J. Rooken, gebiedsvertegenwoordiger van de Westelijke Land- en Tuinbouworganisatie in het projectteam 'Samen naar schoon water in peilgebied Bergambacht', die veel gebiedsspecifieke informatie heeft aangeleverd, met name over de bemesting.

Gedurende het project zijn presentaties gegeven voor de projectgroep 'Samen naar schoon water in peilgebied Bergambacht', Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden en Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden.

Samenvatting

Aanleiding en doel

In het kader van het project 'Gedifferentieerde normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater', uitgevoerd in opdracht van het Ministerie van VROM en met medewerking van de ministeries LNV en VenW, wordt door verschillende instituten een aantal deelprojecten uitgevoerd. Het project waarover hier wordt gerapporteerd: 'OPTIMIX; Vaststellen van optimale mix van maatregelen voor realisatie van waterkwaliteitsnormen in proefgebieden' is zo'n deelproject.

Het OPTIMIX-project richt zich op twee proefgebieden: peilgebied Bergambacht in de Krimpenerwaard en polder Rozendaal in de Lopikerwaard. Beide gebieden zijn veenweidegebieden. De bodem van Bergambacht bestaat voor 38% uit klei en 62% uit veen; Rozendaal bestaat vrijwel volledig uit veen. In hun streven de kwaliteit van het oppervlaktewater te verbeteren hebben de waterbeheerders van de twee proefgebieden, respectievelijk Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden (ZHEW) en Hoogheemraadschap de Stichtse Rijnlanden (HSR), de afgelopen jaren intensieve beheersmaatregelen uitgevoerd. Zo heeft ZHEW sinds 1995 in het kader van het project 'Samen naar schoon water in peilgebied Bergambacht', in samenwerking met relevante actoren, waaronder lokale agrariërs, een aantal gecombineerde maatregelen genomen. HSR voert sinds begin 2000 in een gedeelte van polder Rozendaal proeven uit met verschillende baggermaatregelen. Beide waterkwaliteitsbeheerders streven er naar de MTR-waarden voor de nutriënten stikstof en fosfor (respectievelijk 2,2 mg l⁻¹ totaal-N en 0,15 mg l⁻¹ totaal-P, gemiddeld voor het zomerhalfjaar) te halen en de kroosbedekking terug te dringen ten gunste van hogere waterplanten. Doordat een aantal maatregelen tegelijkertijd is uitgevoerd, is het effect van de individuele maatregelen moeilijk te kwantificeren. Daardoor bestaat er behoefte aan het verkrijgen van inzicht in de effecten van de individuele maatregelen op de kwaliteit van het oppervlaktewater.

Doel van het OPTIMIX-project is om met behulp van computermodellen een aantal reële scenario's van beheersmaatregelen door te rekenen en zodoende inzicht te krijgen in de effecten van de individuele maatregelen. Daarvoor is een model-instrumentarium gebruikt dat ontwikkeld is in het project: 'Een model-instrumentarium voor nutriëntendynamiek in (stroom)gebieden; Toetsing in vier proefgebieden' (Hendriks et al., 2002) ('de Proefgebiedenstudie'). Het 'bodemdeel' van het project is uitgevoerd door Alterra en heeft als doel:

- het uitvoeren van de bodemberekeningen van het modelinstrumentarium: de berekening van de diffuse water- en nutriëntenbelasting op het oppervlaktewater-systeem en het converteren van de output van de bodemmodellen naar standaardinput voor de oppervlaktewatermodellen;
- het analyseren en beschrijven van de berekende nutriëntenbelasting op het oppervlaktewater.

Method

Het in de Proefgebiedenstudie ontwikkelde, gekalibreerde en getoetste model-instrumentarium bestaat uit vier modellen die als een keten achter elkaar worden gerund. Voor de bodem zijn dat de modellen SWAP_{cr} (waterhuishouding) en ANIMO (nutriëntenuitspoeling) en voor het oppervlaktewater de modellen DUFLOW (waterbalans en -beweging) en PCDitch (nutriëntenconcentraties en ecologie).

In samenspraak met opdrachtgever VROM en de betrokken waterkwaliteitsbeheerders is een aantal door te rekenen realistische scenario's van maatregelen vastgesteld. Het betreft maatregelen op het gebied van baggeren, (reductie van) bemesting, ontzien van slootranden bij het strooien van kunstmest en sanering van puntbronnen (awzi's en overstorten). De scenario's zijn samengesteld uit combinaties van deze maatregelen. Op verzoek van VROM is een 'natuurscenario' toegevoegd. In dit scenario wordt gerekend met een minimale drooglegging van 20 cm - mv en vindt er geen bemesting plaats

De bodemberekeningen zijn uitgevoerd door Alterra en worden in dit rapport besproken. Hierbij ligt het accent op uit- en afspoeling van de nutriënten stikstof en fosfor vanuit en vanaf de bodem naar het oppervlaktewater. De oppervlaktewaterberekeningen zijn uitgevoerd door het RIVM, dat tevens hierover rapporteert (Jeuken en Janse, 2002).

Voor de berekeningen zijn de proefgebieden ruimtelijk geschematiseerd (ingedeeld in rekeneenheden). De ruimtelijke schematisatie van het bodemsysteem komt overeen met de in de Proefgebiedenstudie toegepaste schematisatie en is gebaseerd op de ruimtelijke schematisatie van het oppervlaktewatersysteem. De rekeneenheden zijn zoveel mogelijk uniform voor de belangrijkste bepalende eigenschappen.

Voor Bergambacht zijn 5 bodemscenario's doorgerekend: 4 scenario's betreffen de combinaties van 2 baggervarianten (regulier en eenmalig diep) en 2 bemestingsvarianten (landelijk beleid en extra inspanning) bij het huidige peilbeheer. Het vijfde scenario betreft het natuurscenario, waarbij het peil is opgezet tot 20 cm beneden maaiveld en er geen bemesting plaatsvindt. Baggeren heeft effect op de bodem daar de bagger op het land wordt gebracht en zodoende een extra bron van bemesting vormt.

Voor Rozendaal zijn 5 bodemscenario's doorgerekend: 4 combinaties van 2 baggervarianten (regulier/dieper baggeren en vaker baggeren) en 2 bemestingsvarianten (huidige bemesting en verlaagde bemesting), en het natuurscenario.

De verschillende scenario's zijn doorgerekend voor een periode van 30 jaar, van 1995 tot en met 2024. De verwachting was dat aan het eind van zo'n periode een min of meer stabiele situatie is ontstaan, waarin de effecten van de maatregelen voldoende zijn doorgewerkt. Het jaar 2024 dient als peiljaar om de resultaten van de berekeningen met de verschillende scenario's onderling te vergelijken. Voor beide gebieden zijn de scenario's die overeenkomen met de huidige toestand (en voor de

bemesting van Bergambacht: 'landelijk beleid') aangemerkt als 'referentiescenario's'. Er is gerekend met een reeks van 13 werkelijke weerjaren (de periode 1988-2000), die een aantal malen is herhaald.

Resultaten

Bergambacht

De bemesting in het referentiescenario is met een gebiedsgemiddelde gift op uitsluitend grasland van 286 kg N ha⁻¹ j⁻¹ en 32 kg P ha⁻¹ j⁻¹ als extensief te bestempelen: het bemestingsniveau voldoet ruimschoots aan de MINAS-verliesnormen voor N en P (mestbeleid 2003). In 2024, het eindjaar van de simulatie, bedraagt gemiddeld voor het gebied de N-uitspoeling¹ als vracht 30,5 kg N ha⁻¹ j⁻¹ en als gemiddelde uitspoelingsconcentratie 6,4 mg N l⁻¹, en de P-uitspoeling 3,0 kg P ha⁻¹ j⁻¹ en 0,63 mg P l⁻¹. In het veengebied is de uitspoeling groter dan in het kleigebied.

In de scenario's met 'extra inspanning' zijn de N- en P-gift respectievelijk 8% en 6% lager dan in het referentiescenario. Deze relatief geringe verlaging in de al extensieve bemesting heeft nauwelijks effect op de N- en P-uitspoeling: in 2024 voor respectievelijk 'regulier baggeren' en 'eenmalig diep baggeren' bij N een verlaging van 0,7% en 2,3%, en bij P een verhoging van 2,3% en een verlaging van 1%.

In 2024 is de uitspoeling bij het 'eenmalig diep baggeren' voor de scenario's met referentiebemesting 2-3% hoger dan bij het 'regulier baggeren'; voor de scenario's met verlaagde bemesting is er geen verschil in uitspoeling tussen beide baggervarianten.

Het 'natuurscenario', geeft in 2024 ten opzichte van het referentiescenario een aanzienlijke verlaging van de uitspoeling te zien: voor de gemiddelde uitspoelingsconcentratie van N bedraagt deze daling 36% en voor P 24%. De verlaging is groter in het veengebied dan in het kleigebied.

Rozendaal

De bemesting in het referentiescenario voldoet met een gift van 538 kg N ha⁻¹ j⁻¹ en 59 kg P ha⁻¹ j⁻¹ op uitsluitend grasland voor N net wel, maar voor P niet aan de MINAS-verliesnormen. De berekende uitspoeling bedraagt in 2024 voor N als vracht 45 kg N ha⁻¹ j⁻¹ en als gemiddelde uitspoelingsconcentratie 10,4 mg N l⁻¹, en voor P 3,0 kg P ha⁻¹ j⁻¹ en 0,69 mg P l⁻¹.

In de scenario's met 'verlaagde bemesting' zijn de N- en P-gift respectievelijk 34% en 35% lager dan in het referentiescenario; ze voldoen beide aan de MINAS-verliesnormen (mestbeleid 2003). Deze verlaging in bemesting heeft een duidelijke verlaging van de uitspoeling tot gevolg van 13% voor N en 9% voor P in 2024, voor beide baggervarianten.

¹ De term 'uitspoeling' staat voor de gezamenlijke transportroutes oppervlakkige afspoeling en uitspoeling naar het oppervlaktewater.

In 2024 is er nauwelijks tot geen verschil in uitspoeling tussen de scenario's 'regulier' en 'vaker baggeren'.

Het 'natuurscenario', geeft in 2024 ten opzichte van het referentiescenario een aanzienlijke verlaging van de uitspoeling te zien: voor de gemiddelde uitspoelingsconcentratie van N bedraagt deze daling 57% en voor P 43%.

MTR-waarden

Bij alle scenario's van beide gebieden, inclusief de 'natuurscenario's', zijn de gemiddelde N- en P-concentraties van het water dat uit- en afspoelt naar het oppervlaktewater hoger dan de MTR-waarden voor oppervlaktewaterkwaliteit van 2,2 mg l⁻¹ voor totaal-N en 0,15 mg l⁻¹ voor totaal-P. Het uit/afspoelende water vormt daarmee een potentiële bron van eutrofiëring gedurende de gehele simulatieperiode (1995-2024).

1 Inleiding

In dit rapport wordt verslag gedaan van het bodemdeel van het project 'OPTIMIX; Vaststellen van optimale mix van maatregelen voor realisatie van waterkwaliteitsnormen in proefgebieden'. In het project zijn met modelberekeningen de effecten van een aantal beheersmaatregelen op de kwaliteit van het oppervlaktewater in twee proefgebieden doorgerekend. Het OPTIMIX-project is onderdeel van een groter project: 'Gedifferentieerde normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater' (v. Liere, 1998) waarin wordt nagegaan of watertypegerichte normstelling mogelijk is.

1.1 Aanleiding

De huidige landelijke norm (MTR, Maximaal Toelaatbaar Risico) voor de kwaliteit van het oppervlaktewater met betrekking tot N en P is door het Ministerie van Verkeer en Waterstaat vastgesteld op respectievelijk 2,2 mg totaal-N per liter en 0,15 mg totaal-P per liter, gemiddeld voor het zomerhalfjaar van stagnante eutrofiëring-gevoelige wateren. In verband met afwenteling zijn deze waarden richtinggevend voor andere wateren. Deze norm is niet gebiedsspecifiek. Momenteel wordt nagegaan of meer watertypegerichte normstelling mogelijk is. In opdracht van het Ministerie van VROM en met medewerking van de ministeries LNV en VenW wordt daartoe het project 'Gedifferentieerde normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater' uitgevoerd door een samenwerkingsverband van RIVM, Alterra, LEI, RIZA, RIKZ, STOWA en EC-LNV. Het project richt zich op de ontwikkeling en toepassing van modellen in samenhang met het uitvoeren van metingen. Alterra en RIVM voeren voornamelijk berekeningen uit voor het laagveen-/kleigebied van Nederland.

In het kader van het project wordt een aantal deelprojecten uitgevoerd waarvan het project: 'OPTIMIX; Vaststellen van optimale mix van maatregelen voor realisatie van waterkwaliteitsnormen in proefgebieden', dat hierbij gerapporteerd wordt, er een is.

Het onderzoek wordt begeleid door de stuurgroep 'Nutriënten in Oppervlaktewater', waarin de betrokken departementen en instituten vertegenwoordigd zijn. Regelmatig vindt overleg plaats met de betrokken waterbeheerders.

1.2 Probleem- en doelstelling

De N- en P-norm voor de (abiotische) kwaliteit van het oppervlaktewater worden in een aantal poldergebieden van Laag Nederland ruimschoots overschreden. Ook wordt de ecologische doelstelling in het oppervlaktewater in deze gebieden veelal niet gehaald. In een poging deze normen en doelstellingen te realiseren, worden in een aantal gebieden aanvullende maatregelen uitgevoerd, zoals kroosverwijdering en (extra diep) baggeren. Het is op dit moment nog onduidelijk hoe de abiotische en

biotische kwaliteit van het oppervlaktewater zich verder zullen ontwikkelen, rekening houdend met het huidige mestbeleid en eventuele aanvullende maatregelen. Teneinde onderbouwing te kunnen geven aan het toekomstige beleid, is er zowel bij de Rijksoverheid (VROM) als bij regionale waterbeheerders behoefte aan het inzichtelijk maken van de effecten van het ingezette beleid en maatregelen voor de lange termijn.

In het project: 'Een modelinstrumentarium voor nutriëntendynamiek in (stroom)gebieden; Toetsing in vier proefgebieden' (Hendriks et al., 2002) (in het vervolg aangeduid als de 'Proefgebiedenstudie') is een modelinstrumentarium ontwikkeld waarmee de effecten van beheersmaatregelen op de uitspoeling² van nutriënten vanuit de bodem naar het oppervlaktewater en de invloed hiervan op de kwaliteit van het ontvangende oppervlaktewater kunnen worden doorgerekend. Dit modelinstrumentarium is ingezet om vier proefgebieden, waaronder de poldergebieden Bergambacht en Rozendaal, door te rekenen.

In hun streven de kwaliteit van het oppervlaktewater te verbeteren hebben de waterbeheerders van de twee proefgebieden Bergambacht en Rozendaal, respectievelijk Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden (ZHEW) en Hoogheemraadschap de Stichtse Rijnlanden (HSR), de afgelopen jaren intensieve maatregelen uitgevoerd. Zo heeft ZHEW sinds 1995 in het kader van het project 'Gebiedsgericht waterbeheer peilgebied Bergambacht', (thans 'Samen naar schoon water in peilgebied Bergambacht' en in dit rapport verder aangeduid als het 'Bergambachtproject') in samenwerking met relevante actoren, waaronder lokale agrariërs, een aantal gecombineerde maatregelen genomen. Hoogheemraadschap de Stichtse Rijnlanden voert sinds begin 2000 in een gedeelte van polder Rozendaal proeven uit met verschillende beheersmaatregelen, voornamelijk op het gebied van baggeren. Beide waterkwaliteitsbeheerders streven ernaar de MTR-waarden die gelden voor nutriënten (2,2 mg l⁻¹ totaal-N en 0,15 mg l⁻¹ totaal-P gemiddeld voor het zomerhalfjaar) te halen en de kroosbedekking terug te dringen ten gunste van hogere waterplanten. Doordat een aantal maatregelen tegelijkertijd is uitgevoerd, is het effect van de individuele maatregelen moeilijk te kwantificeren. Daardoor bestaat er behoefte aan het verkrijgen van inzicht in de effecten van de individuele maatregelen op de kwaliteit van het oppervlaktewater. Deze behoefte van de waterkwaliteitsbeheerders laat zich vertalen in een aantal specifieke kennisvragen. Met het oog op een mogelijke opschaling van beheersmaatregelen naar de gehele Krimpenerwaard is ZHEW geïnteresseerd in een antwoord op de vragen:

- 1) Heeft het huidige pakket aan maatregelen op termijn het beoogde effect?
- 2) Wat is de bijdrage van de individuele maatregelen?

HSR is met name geïnteresseerd in de effecten van verschillende baggeropties en wil graag een antwoord op de volgende vragen:

- 1) Wat is op langere termijn het effect van de verschillende baggeropties?
- 2) Wat zal het effect zijn als deze baggeropties op een grotere ruimtelijke schaal worden toegepast?

² De term 'uitspoeling' staat in dit rapport voor de gezamenlijke transportroutes oppervlakkige afspoeling en uitspoeling naar het oppervlaktewater

Uit de behoefte van de waterkwaliteitsbeheerders om meer inzicht te krijgen in de effecten van beheersmaatregelen en in aansluiting op de Proefgebiedenstudie is het 'OPTIMIX-project' ontstaan.

Doel van het OPTIMIX-project is om met behulp van het in de Proefgebiedenstudie ontwikkelde modelinstrumentarium een aantal reële scenario's door te rekenen voor de poldergebieden Bergambacht en Rozendaal, waaruit via optimalisatie valt af te leiden in hoeverre de oppervlaktewaterkwaliteitsdoelstellingen in deze gebieden realiseerbaar zijn.

Het 'bodemdeel' van het project is uitgevoerd door Alterra (zie verder 1.3). Het doel van dit onderdeel van het project is tweeledig:

- het uitvoeren van de bodemberekeningen van het modelinstrumentarium: de berekening van de diffuse water- en nutriëntenbelasting op het oppervlaktewaterstelsel en het converteren van de output van de bodemmodellen naar standaardinput voor de oppervlaktewatermodellen;
- het analyseren en beschrijven van de berekende nutriëntenbelasting op het oppervlaktewater.

1.3 Opzet van de studie

In samenspraak met de opdrachtgever en de vertegenwoordigers van de betrokken waterkwaliteitsbeheerders is een aantal door te rekenen realistische scenario's van maatregelen vastgesteld. Het betreft maatregelen op het gebied van baggeren, (reductie van) bemesting, ontzien van slootranden bij het strooien van kunstmest en sanering van puntbronnen (awzi's en overstorten). De scenario's zijn samengesteld uit combinaties van deze maatregelen. Op verzoek van opdrachtgever VROM is een 'natuurscenario' toegevoegd. In dit scenario wordt gerekend met een minimale drooglegging en vindt er geen bemesting plaats. In totaal zijn voor Bergambacht 5 bodemscenario's en 11 oppervlaktewaterscenario's samengesteld en voor Rozendaal 5 bodemscenario's en 7 oppervlaktewaterscenario's.

De verschillende scenario's zijn uitgewerkt en vertaald naar modelinvoer, waarna ze met het in de Proefgebiedenstudie ontwikkelde modelinstrumentarium zijn doorgerekend. Het modelinstrumentarium wordt gevormd door twee bodemmodellen en twee oppervlaktewatermodellen die als een keten achter elkaar worden gerund. Zowel voor de bodem als voor het oppervlaktewater is er een model voor de beschrijving van de waterkwantiteit en een model voor de beschrijving van de (water)kwaliteit (figuur 1).

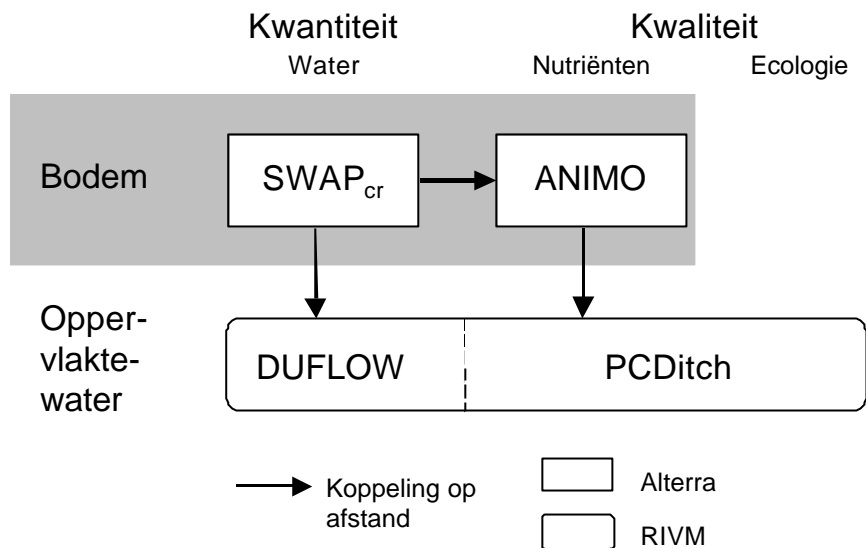


Fig. 1 De modellenketen van het project 'OPTIMIX' en de verantwoordelijkheid van Alterra en RIVM hierin. De pijlen geven de richting van de datastromen tussen de modellen aan. Het grijze blok markeert het bodemdeel van het project, waarover hier wordt gerapporteerd.

Bodemberekeningen, zowel betreffende kwantiteit als kwaliteit, zijn uitgevoerd door Alterra. Onder 'kwaliteit' wordt hier de uitspoeling van nutriënten vanuit de bodem naar het oppervlaktewater verstaan. Oppervlaktewaterberekeningen, eveneens zowel betreffende kwantiteit als kwaliteit, zijn uitgevoerd door het RIVM. In dit geval wordt onder 'kwaliteit' de nutriëntenhuishouding in het oppervlaktewater en de invloed hiervan op macrofyten verstaan. Voor de beoordeling van de modelresultaten in de vorm van de berekende kwaliteit van het oppervlaktewater zijn de volgende doelvariabelen gedefinieerd:

- 1) zomerhalfjaargemiddelde N- en P-concentraties;
- 2) zuurstofgehalte (onderschrijding minimum);
- 3) vegetatie (3 functionele groepen: kroos, submerse en emerse waterplanten en draadalgen [flab]).

Naast beantwoording van de door de waterkwaliteitsbeheerders geformuleerde kennisvragen dragen de uiteindelijke resultaten van deze studie bij aan een antwoord op de vraag in hoeverre de oppervlaktewaterdoelstellingen in de gekozen gebieden realiseerbaar zijn en of gebiedsgerichte normstelling noodzakelijk is. De resultaten kunnen zodoende bijdragen aan een verdere uitwerking van het beleid op het gebied van de verbetering van oppervlaktewaterkwaliteit, zowel op lokaal als op nationaal niveau.

In dit rapport worden de door Alterra uitgevoerde berekeningen ('het bodemdeel' van OPTIMIX) besproken. Over de door het RIVM uitgevoerde berekeningen ('het oppervlaktewaterdeel') wordt afzonderlijk door het RIVM gerapporteerd (Jeuken en Janse, 2002).

1.4 Opzet van het rapport

In hoofdstuk 2 van dit rapport worden de gebieden beschreven waarvoor het project is uitgevoerd: peilgebied Bergambacht in de Krimpenerwaard en polder Rozendaal in de Lopikerwaard (figuur 2). In hoofdstuk 3 wordt een beschrijving gegeven van het modelinstrumentarium, de schematisatie van de studiegebieden en de gebruikte invoergegevens voor zowel de waterhuishouding als de nutriëntenhuishouding. Hoofdstuk 4 bespreekt de verschillende maatregelen en de daaruit afgeleide scenario's. De scenario's hebben betrekking op drooglegging, baggeren en bemesting. In hoofdstuk 5 worden de resultaten van de scenarioberekeningen besproken. Er wordt onder meer gekeken naar de verschillen tussen de uitkomsten van de verschillende scenario's en tussen de deelgebieden. In hoofdstuk 6 worden de belangrijkste conclusies op een rijtje gezet.

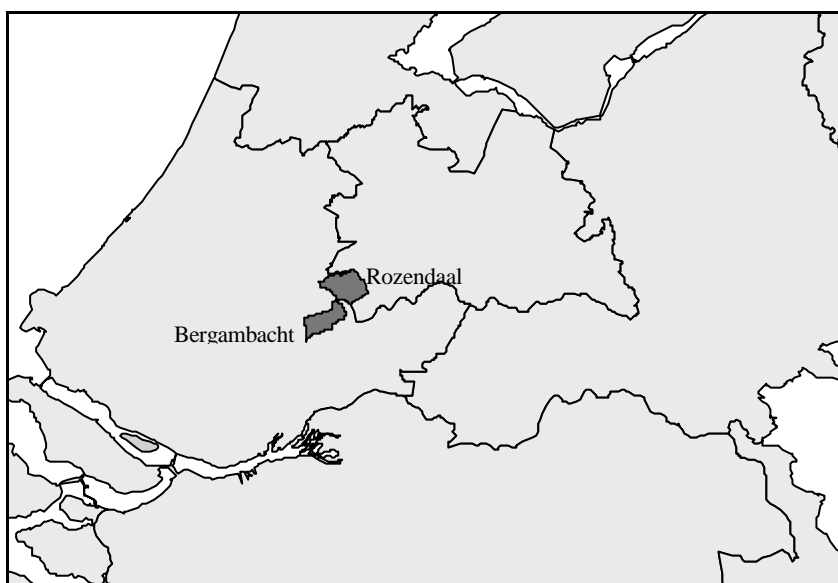


Fig. 2 Ligging van de twee proefgebieden

2 Gebiedsbeschrijvingen

De ligging van de twee proefgebieden is weergegeven in figuur 2. In dit hoofdstuk wordt een korte beschrijving van de proefgebieden gegeven.

2.1 Bergambacht

Ligging en maaiveldshoogte

Het peilgebied Bergambacht (figuur 3) is een veenweidegebied in de zuidoosthoek van de Krimpenerwaard. Het wordt in het zuiden begrensd door de Lek en in het oosten door de Vlist. De noord- en westkant worden begrensd door kaden langs hoofdwaterlopen. De totale oppervlakte van het peilgebied is circa 2.570 ha. De maaiveldshoogte is langs de rivieren circa 1,00 m – NAP en in het noordwesten circa 1,45 m – NAP.

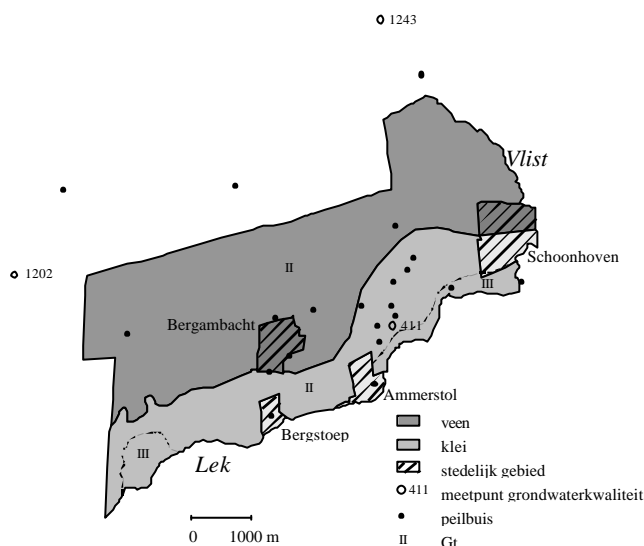


Fig. 3 Peilgebied Bergambacht

Grondgebruik

Het gebied bestaat voor 73% van de oppervlakte uit landbouwgrond, die vrijwel uitsluitend (97%) in gebruik is als grasland. Het oppervlaktewater beslaat circa 15% van de totale oppervlakte. De overige 12% wordt ingenomen door de stedelijke kernen Bergambacht, Ammerstol en Schoonhoven, lintbebouwing langs de Lekdijk en hoofdwaterlopen en door wegen.

Bodemsoorten en grondwatertrappen

In het peilgebied komen twee bodemsoorten voor: rivierkleigrond op veen vormt een strook van 1 tot 2 km breed in het zuiden langs de Lek (in het vervolg aangeduid

als 'kleigebied'), het overige deel van het peilgebied wordt ingenomen door veengronden met een weinig kleidek (in het vervolg aangeduid als 'veengebied'). Naarmate de afstand tot de rivieren Lek en Vlist groter wordt, neemt de dikte van de kleilaag af (van 100 cm in het zuidoosten naar 20 cm in het noordwesten). De ondergrond van nagenoeg het gehele peilgebied bestaat uit eutroof bos- en broekveen met een dikte van 3-7 meter (Boswinkel, 1979). Volgens de indeling van de bodemkaart van Nederland 1 : 50.000 zijn de rivierkleigronden voornamelijk drechtvaaggronden (Rv01C), met daarnaast een smalle strook poldervaaggronden (Rn44C) direct langs de Lek (Markus, 1984). Van zuidoost naar noordwest zijn de voorkomende bodemkaartenheden van de veengronden: waardveengronden (kVb), weideveengronden (pVb) en koopveengronden (hVb) op bosveen of eutroof broekveen en koopveengronden (hVc) op mesotroof broekveen (Markus, 1984). De grondwatertrap (Gt) van alle voorkomende bodemeenheden is II, met uitzondering van de strook poldervaaggronden met Gt III.

Kwel en wegzijging

In het peilgebied treedt voornamelijk netto kwel op. De kwelintensiteit is langs de rivieren het hoogst, met gemiddelde waarden van circa 0,50 mm d¹ en neemt af in noordelijke richting van circa 0,25 mm d¹ in het centrale veengebied tot circa 0 mm d¹ langs de noordgrens (ICW, 1987). Ten westen van Schoonhoven vindt drinkwateronttrekking plaats die de kwel/wegzijging in het gebied sterk beïnvloedt. In de directe omgeving van deze drinkwateronttrekking is sprake van netto wegzijging van 0,50-1,00 mm d¹ (ICW, 1987). In het zuiden, direct langs de Lek, treedt rivierkwel op met lage nutriëntenconcentraties van circa 0,5 mg l⁻¹ totaal-N en 0,25 mg l⁻¹ totaal-P. Richting het noordwesten nemen de nutriëntenconcentraties in het kwelwater toe tot circa 25 mg l⁻¹ totaal-N en 2,5 mg l⁻¹ totaal-P (gegevens afkomstig van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit van het RIVM; Klein, 2001)

Ontwatering en afwatering

Het oppervlaktewater in het gebied wordt voornamelijk gevormd door een grote hoeveelheid brede (gemiddeld 3,80 m) sloten die relatief dicht bij elkaar liggen. De landbouwpercelen zijn langgerekt en smal: de gemiddelde perceelsbreedte bedraagt 30 m. De sloten wateren af op hoofdwaterlopen met een gemiddelde breedte van 10 m. Het peil in het gebied fluctueert tussen 1,73 m – NAP (zomerpeil) en 1,79 m – NAP (winterpeil). In de praktijk is er een geringe fluctuatie rond een polderpeil van 1,78 m – NAP. De drooglegging in het gebied is gering en bedraagt 35-45 cm beneden maaiveld in het veengebied tot circa 65 cm beneden maaiveld in het kleigebied. Het overtollige water wordt uitgeslagen op de Lek door gemaal Hoekse Sluis. Ten tijde van waterbehoefte wordt het peilgebied van water voorzien vanuit de Lek en de Vlist. Vanuit het gebied worden veel van de achterliggende polders via inlaten van water voorzien. In het gebied bevinden zich 2 afvalwaterzuiveringsinrichtingen (awzi's) en enkele bedrijven waarvan het effluent op het peilgebied wordt geloosd. Verder komt een aantal (riool-)overstorten uit op wateren in het peilgebied.

2.2 Rozendaal

Ligging en maaiveldshoogte

Polder Rozendaal is een veenweidepolder in het noordwesten van de Lopikerwaard, met een oppervlakte van 443 ha. De polder maakt deel uit van bemalingsgebied De Keulevaart (figuur 4). Dat impliceert dat de waterbeweging en -kwaliteit van de polder worden beïnvloed door de waterbeweging en -kwaliteit van het bemalingsgebied. Daarom is het hele bemalingsgebied, met een oppervlakte van 3.136 ha in de modelstudie meegenomen. De Keulevaart wordt in het noorden begrensd door de Hollandsche IJssel en in het westen door de Vlist. De overige begrenzingen worden gevormd door kaden langs hoofdwaterlopen. De maaiveldshoogte ligt tussen 1,35 en 1,65 m – NAP. In polder Rozendaal bedraagt de maaiveldshoogte circa 1,60 m – NAP. Binnen polder Rozendaal ligt een gebiedje met meetsloten waar door HSR veldexperimenten met verschillende beheersmaatregelen worden uitgevoerd. De modelberekeningen in deze studie zijn gericht op dit gebiedje dat in het vervolg van dit rapport wordt aangeduid als ‘proefgebied Rozendaal’ (zie ook 3.2.2).

Grondgebruik

Bemalingsgebied De Keulevaart bevat 2.646 ha landbouwgrond die voor 98% in gebruik is als grasland (Hoogeveen en Leneman, 2000). Het landbouwareaal neemt daarmee 84% van het totale gebied in. Het oppervlaktewater beslaat 7% van het totale oppervlakte. De overige 9% wordt ingenomen door wegen en de lintbebouwingen bij Hoenkoop, Polsbroek en Vlist. Het oppervlaktewater neemt circa 8% van de oppervlakte van polder Rozendaal in beslag, terwijl de overige 92% vrijwel geheel uit grasland bestaat.

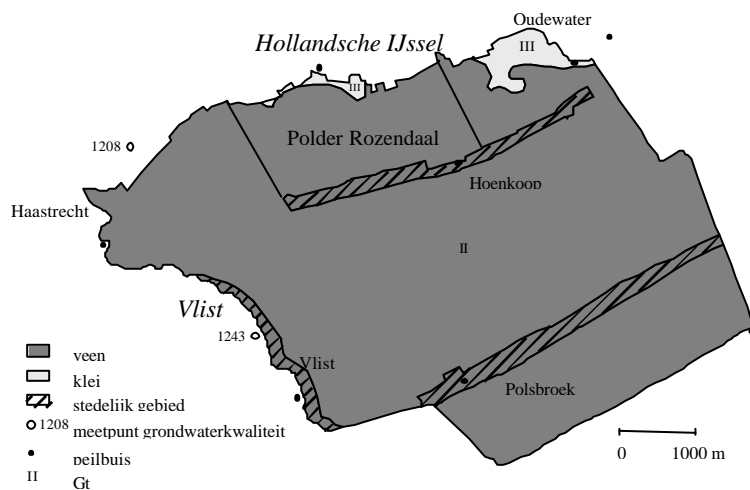


Fig. 4 Bemalingsgebied De Keulevaart met daarin polder Rozendaal

Bodemsoorten en grondwatertrappen

De bodem van De Keulevaart bestaat vrijwel geheel uit veengronden met uitzondering van wat kleine gebiedjes met rivierkleigrond in het noorden. De bodemeenheden van de veengronden zijn volgens de bodemkaart van Nederland 1 : 50.000 vooral de weideveengronden (pVb) en in mindere mate de koopveengronden (hVb), beide op bosveen of eutroof broekveen (Habers, 1981). De rivierkleigronden bestaan uit drechtvaaggronden (Rv01C). De ondergrond van bijna het gehele bemalingsgebied bestaat uit eutroof bos- en broekveen met een dikte van 1-4 meter (Aelmans, 1976; Boswinkel, 1979). De grondwatertrap van de veengronden is II en die van de kleigronden is III. Polder Rozendaal bestaat op een klein strookje langs de noordrand na, geheel uit koopveengrond.

Kwel en wegzijging

Het bemalingsgebied is een netto-kwelgebied met een kwelintensiteit van 0,05-0,3 mm d⁻¹ (ICW, 1977). De kwel neemt af van het zuiden richting het noorden (ICW, 1973). De kwelconcentraties liggen in de orde van grootte van 10,0-16,0 mg l⁻¹ totaal-N en 0,3-1,7 mg l⁻¹ totaal-P waarbij de concentraties in het noorden hoger zijn dan in het zuiden (Klein, 2001).

Ontwatering en afwatering

Bemalingsgebied De Keulevaart is net als peilgebied Bergambacht een typisch veenweidegebied met brede sloten op relatief korte afstand van elkaar. Polder Rozendaal heeft een twintigtal parallel aan elkaar lopende percelen met een gemiddelde breedte van 45 m, die begrensd worden door sloten van gemiddeld 3,5 m breed. Omdat de percelen in bemalingsgebied De Keulevaart gemiddeld iets breder zijn dan in Bergambacht (50 m tegen 30 m) en de sloten wat smaller zijn (3,5 m tegen 3,8 m) is het aandeel oppervlaktewater circa de helft van dat van Bergambacht. Het bemalingsgebied heeft een groot aantal peilgebieden (14 belangrijke) met ieder hun eigen peil. Polder Rozendaal maakt deel uit van het grootste peilgebied en had in 2000 een zomerpeil van 2.20 m – NAP en een winterpeil van 2.30 m – NAP. De drooglegging bedraagt circa 50 cm beneden maaiveld. De drooglegging van de rest van de landbouwgronden in De Keulevaart bedraagt 40-70 cm – mv. Het overtollige water wordt door gemaal De Keulevaart uitgeslagen op de Hollandsche IJssel. In het zuiden wordt het gebied op verschillende punten voorzien van inlaatwater uit andere bemalingseenheden. Voor een deel is dit water afkomstig uit het gebied ten zuiden van de Keulevaart, waar ook in de zomer sprake is van een wateroverschot door kwel. Daarnaast wordt er ook indirect water ingelaten vanuit de Lek.

3 Methoden

In dit hoofdstuk worden de methoden beschreven die zijn toegepast in deze modelstudie. Er wordt kort ingegaan op de gebruikte computermodellen (3.1), schematisatie van de studiegebieden (3.2) en de invoergegevens die zijn gebruikt voor de studie (3.3).

3.1 Modelinstrumentarium

Het gebruikte modelinstrumentarium is in meer detail beschreven in Hendriks et al. (2002). Hieronder wordt een verkorte weergave van deze beschrijving gegeven.

3.1.1 Modellenketen en modelkoppeling

In de Proefgebiedenstudie is een modelinstrumentarium ontwikkeld voor het berekenen van de effecten van diffuse nutriëntenbelasting op de biotische en abiotische waterkwaliteit van waterloop- en slootssystemen in Laag Nederland (Hendriks et al., 2002). Met dit modelinstrumentarium kunnen de kwantiteits- en kwaliteitsprocessen van de twee relevante compartimenten bodem en oppervlaktewater in hun onderlinge samenhang doorgerekend worden. In aangepaste vorm, zonder het oppervlaktewaterkwaliteitsmodel NUSWA en de conversieprogramma's CVGONNUS en CVDUFNUS, is dit instrumentarium ook gebruikt voor de OPTIMIX-studie. Dit aangepaste instrumentarium bestaat uit vier bestaande modellen die tot een modellenketen zijn gekoppeld (figuur 5). Het betreft de modellen:

Bodem:

1. kwantiteit: SWAP_{cr}: waterhuishouding;
2. kwaliteit: ANIMO: nutriëntenuitspoeling;

Oppervlaktewater:

3. kwantiteit: DUFLOW: waterbalans en -beweging;
4. kwaliteit: PCDitch: nutriëntenconcentraties en ecologie.

De modellen zijn met behulp van conversieprogramma's aan elkaar gekoppeld. De regionale koppeling van de bodemmodellen wordt geregeld door het programma GONAT, dat als een schil rond ANIMO opereert. De onderlinge samenhang tussen de modellen is schematisch weergegeven in figuur 5. In dit figuur is tevens het deel van het modelinstrumentarium aangegeven dat in dit rapport wordt beschreven.

De koppeling tussen de modellen vindt slechts in één richting plaats: er vindt geen terugkoppeling plaats (figuur 5). Daarmee wordt de dominante volgorde waarin de deelsystemen elkaar in werkelijkheid beïnvloeden correct beschreven. In werkelijkheid is beïnvloeding in omgekeerde richting echter ook aanwezig. Voor de

beschouwde watersystemen is deze invloed echter niet groot en de fout van deze 'eenrichtingsbenadering' gering (Hendriks et al., 2002).

3.1.2 Modelbeschrijving

Deze paragraaf beperkt zich tot een korte beschrijving van de modellen die relevant zijn voor het bodemdeel van de studie: de bodemmodellen $SWAP_{cr}$ en ANIMO (zie figuur 5). Voor een uitgebreidere beschrijving zie Hendriks et al. (2002). De oppervlaktewatermodellen worden beschreven in de rapportage over het oppervlaktewaterdeel van de studie (Jeuken en Janse, 2002).

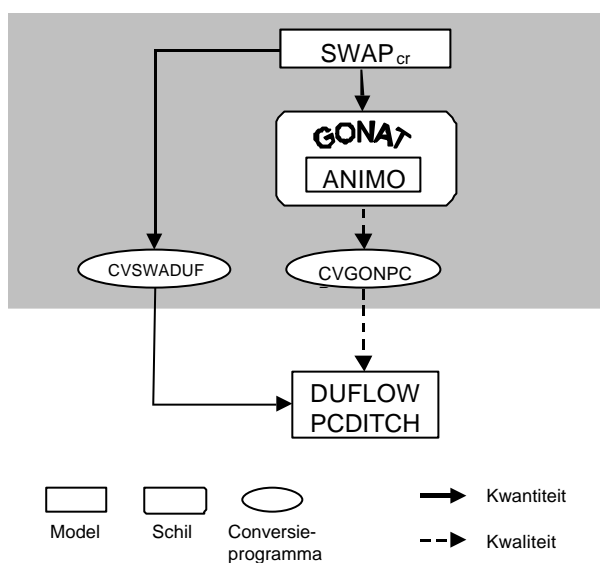


Fig. 5 Het modelinstrumentarium van het OPTIMIX-project, als keten van modellen gekoppeld door een modelschil en conversieprogramma's. Het grijze blok markeert het bodemdeel van het project, waarover hier wordt gerapporteerd.

Beide bodemmodellen zijn eendimensionale modellen: ze beschrijven het transport van respectievelijk water en nutriënten in een verticale bodemkolom voor een eenheid van oppervlakte. Voor de stroming en uitspoeling naar het oppervlaktewater wordt een pseudo-tweedimensionale benadering toegepast. Voor toepassing op regionale schaal dient een gebied te worden geschematiseerd in vlakken of rekeneenheden die uniform zijn voor de bepalende eigenschappen. Deze schematisatie wordt per proefgebied behandeld in paragraaf 3.2, waarin ook de gebiedsspecifieke modelinvoer wordt besproken.

3.1.2.1 $SWAP_{cr}$

De hydrologische input voor ANIMO is berekend met behulp van het model $SWAP_{cr}$. $SWAP_{cr}$ bezit een aantal functionaliteiten die relevant zijn voor de situaties van de twee proefgebieden, waarin klei- en veenbodems de meest voorkomende bodemtypen zijn. Deze functionaliteiten komen in het onderstaande aan de orde.

Beschrijving

Het model SWAP_{cr} is een mechanistisch eendimensionaal hydrologisch model voor het dynamisch simuleren van de waterbalans en de stroming van water door de onverzadigde zone en door krimpscheuren van zwellende en krimpende bodems, onder invloed van neerslag, verdamping, kwel en wegzijging, en drainage naar en infiltratie vanuit ontwateringsmiddelen. SWAP_{cr} houdt rekening met preferent transport en snelle drainage van krimpscheuren die het gevolg zijn van zwellen en krimpen van de klei- en veenbodem waardoor scheuren ontstaan. Daarnaast bevat SWAP_{cr} twee pseudo-regionale componenten die van belang zijn voor veenweidegebieden met een groot aandeel aan oppervlaktewater en stedelijke kernen in verbinding met het oppervlaktewaterstelsel:

- 1) de eerste component berekent kwel direct op het oppervlaktewater. Omdat oppervlaktewaterpeil en grondwaterspiegel in poldergebieden wezenlijk kunnen verschillen is het belangrijk om voor gebieden waarvan een substantieel deel van de het oppervlak uit oppervlaktewater bestaat, de kwel direct op het oppervlaktewater apart te berekenen;
- 2) met behulp van de tweede component maakt SWAP_{cr} voor stedelijk gebied een schatting van piekafvoeren in de vorm van riooloverstorten bij hevige regenbuien met grote neerslagintensiteit.

Modelinvoer

De invoergegevens voor SWAP_{cr} kunnen in drie groepen worden onderverdeeld:

- 1) gegevens over de initiële toestand: voor alle toestandsvariabelen in het model zijn beginwaarden nodig om de berekeningen te kunnen starten. Om initiële waarden voor toestandsvariabelen te verkrijgen, wordt een 'aanlooperperiode' door-gerekend;
- 2) modelparameters: invoergegevens die gedurende de modelberekeningen constant zijn en die de gemodelleerde processen sturen;
- 3) tijdsafhankelijke invoergegevens: deze betreffen randvoorwaarden die veranderen in de tijd. Meestal, zo ook in deze studie, vormen zij de scenario's die worden door-gerekend.

De belangrijkste invoergegevens van het model worden besproken in: Oostindie en Bronswijk (1992). De additionele invoer die samenhangt met de specifieke aanpassingen zoals boven beschreven, wordt besproken in Hendriks & Oostindie (1997) en Hendriks et al. (1999).

Modeluitvoer

Het model genereert per gekozen ANIMO-tijdstap (in deze studie 1 dag):

- per bodemcompartiment: vochtgehalte, drukhoogte, fluxen tussen compartimenten, gewasverdampingsfluxen, fluxen naar verschillende drainagemiddelen, drainagefluxen uit scheuren en watervoorraad in macroporiën;
- grondwaterstand;
- fluxen voor: bodemverdamping, runoff (oppervlakkige afstroming), kwel en wegzijging.

3.1.2.2 ANIMO

In deze studie is dezelfde ANIMO-versie gebruikt als die in de Proefgebiedenstudie (Hendriks et al., 2002). Deze versie is vergelijkbaar met de ANIMO die onderdeel uitmaakt van het consensusmodel STONE versie 2.0 (Kroon et al., 2001; Overbeek et al., 2001). Er zijn echter wel enkele verschillen die samenhangen met het specifieke karakter van deze modelstudie voor gebieden met zwellende en krimpende klei- en veenbodems. De hier gebruikte ANIMO-versie is uitgebreid met functionaliteiten voor de berekening van de nutriëntenhuishouding, en preferent transport en snelle drainage van nutriënten via macroporiën in deze gronden (zie Hendriks et al., 2002). Om deze reden, en vanwege verschillen in schaal, zowel ruimtelijk als temporeel, is deze versie van ANIMO ingezet in deze regionale studie en niet de huidige STONE, die ontwikkeld is voor landelijke berekeningen.

Beschrijving

Het model ANIMO (Groenendijk en Kroes, 1999; Kroes en Roelsma, 1998) is een mechanistisch eendimensionaal simulatiemodel voor het dynamisch kwantificeren van de stikstof- en fosforhuishouding in gewas-bodem-watersystemen. Het model is sterk gericht op de beschrijving van de uitspoeling van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater onder invloed van bemesting. De basis van de ANIMO-berekeningen vormt de waterhuishouding. Voor de toepassing van het model dienen hydrologische gegevens te worden aangeleverd door een waterhuishoudingsmodel als SWAP_{cr}. Deze gegevens worden per tijdstap in de vorm van een sluitende waterbalans ingelezen.

In ANIMO vormt de koolstofhuishouding de basis van de berekening van de nutriëntenhuishouding. Vooral voor veengronden en klei-op-veengronden, zoals in de twee proefgebieden, is dit van belang. In deze gronden komen stikstof en fosfor in grote hoeveelheden voor in (opgeloste) organische vorm.

Een andere eigenschap van het model dat het geschikt maakt voor berekening van de nutriëntenuitspoeling van de proefgebieden is de koppeling met SWAP_{cr} en de mogelijkheid daardoor ook preferent transport van een zwellende en krimpende bodem en de effecten op de nutriëntenhuishouding in de berekeningen te betrekken.

Invoergegevens

De invoergegevens voor ANIMO kunnen net als bij SWAP_{cr} in drie groepen worden onderverdeeld:

- 1) initiële gegevens;
- 2) modelparameters;
- 3) tijdsafhankelijke invoergegevens.

Omdat ANIMO voor een lange rekenperiode (tientallen tot honderden jaren) zeer gevoelig is voor de initiële waarden van toestandsvariabelen wordt met ANIMO een zogenaamde 'historische run' uitgevoerd. Hiertoe wordt een aanloopperiode van 40 tot 50 jaar doorgerekend met de bemesting die in deze periode, voorzover achterhaalbaar, feitelijk is toegediend. De berekende waarden van de toestands-

variabelen aan het einde van deze run dienen als beginwaarden voor de volgende, feitelijke berekeningen.

De invoer van ANIMO wordt besproken in Kroes en Roelsma (1998). Additionele invoer die samenhangt met de specifieke aanpassingen voor preferent transport in macroporeuze bodems, wordt besproken in Hendriks en Oostindie (1997) en Hendriks et al. (1999).

Modeluitvoer

De uitvoer van het model ANIMO bestaat in grote lijnen uit vrachten en concentraties van o.a.: $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, opgelost organisch-N, ortho-P en opgelost organisch-P en opgeloste organische stof per bodemcompartiment en per tijdstap.

3.1.3 Schil- en conversieprogramma's

Evenals de modelbeschrijving blijft deze korte bespreking van de schil- en conversieprogramma's beperkt tot de programma's die relevant zijn voor het bodemdeel van de studie: de schil GONAT en de conversieprogramma's CVSWADUF en CVGONPCD (zie figuur 5). Voor een uitgebreidere bespreking van deze programma's wordt verwezen naar Hendriks et al. (2002).

3.1.3.1 GONAT

GONAT is een schilprogramma dat is ontwikkeld om berekeningen met ANIMO op nationale schaal uit te voeren (Boogaard en Kroes, 1997). In de Proefgebiedenstudie is een aangepaste versie ontwikkeld voor gebruik op regionale schaal (Hendriks et al., 2002). Deze versie is hier gebruikt om de koppeling tussen SWAP_{cr} en ANIMO tot stand te brengen.

GONAT bezit een speciale functionaliteit om te simuleren dat in werkelijkheid in veenweidegebieden het peil voortdurend wordt aangepast aan de maaiveldsdaling als gevolg van oxidatie van ontwaterd veen, zodat de oorspronkelijke drooglegging gehandhaafd wordt. Door deze peilaanpassing wordt steeds vers gereduceerd veen aangesneden dat weer kan worden geoxideerd en daardoor een nieuwe bron van nutriënten vormt. In GONAT gebeurt deze aanpassing aan het einde van elke run en wordt effectief aan het begin van de daaropvolgende run. Doordat voor OPTIMIX één lange run is gedaan, kon deze functionaliteit echter niet in werking worden gezet en is er een andere manier gevonden voor simulatie van dit proces door veen op jaarbasis als materiaalgift toe te dienen (zie 4.1 en aanhangsel 2).

3.1.3.2 Conversieprogramma's

De conversieprogramma's converteren de uitvoer van de eendimensionale bodemmodellen naar invoer voor de netwerkmodellen voor het oppervlaktewater (zie figuur 5). De belangrijkste functie van de conversieprogramma's is het omzetten van de relatieve bodemuitvoer per eenheid van oppervlak in absolute hoeveelheden water en stoffen.

3.2 Schematisatie van de studiegebieden

In deze paragraaf wordt de schematisatie van de gebieden besproken waarbij de nadruk ligt op de bodemschematisatie. Eerst worden de algemene principes van de schematisatie behandeld. Daarbij gaat het om de ruimtelijke schematisatie (het horizontale vlak) en de schematisatie in het verticale vlak. Daarna volgt een bespreking van de specifieke ruimtelijke schematisatie per gebied (3.2.1 en 3.2.2). Deze schematisaties komen overeen met de schematisaties zoals toegepast in de Proefgebiedenstudie (Hendriks et al., 2002).

De ruimtelijke schematisatie van het bodemsysteem is gebaseerd op de ruimtelijke schematisatie van het oppervlaktewatersysteem. Voor de beschrijving van de kwantiteits- en kwaliteitsprocessen in het oppervlaktewater wordt het oppervlaktewatersysteem verdeeld in een stelsel van hoofdwaterlopen met daaraan gekoppeld een stelsel van kleinere waterlopen (sloten). Het hoofdwaterlopenstelsel wordt geschematiseerd tot een netwerk van knooppunten, verbonden door leidingen. Op elk knooppunt watert een stelsel van detailontwateringssloten af. Deze afwaterings-eenheden worden bij de schematisatie van de landoppervlakte van een gebied 'subgebieden' genoemd.

Het bodemsysteem wordt ruimtelijk geschematiseerd door de bovengenoemde subgebieden te clusteren. De aldus verkregen clusters bevatten één of meerdere subgebieden. Het gebied dient zodanig te worden ingedeeld dat de clusters zoveel mogelijk uniform zijn voor de bepalende eigenschappen:

- 1) bodemkundige eenheid (profielopbouw);
- 2) grondgebruik;
- 3) oppervlaktewaterpeil (clusters moeten in hetzelfde peilgebied liggen);
- 4) maaiveldshoogte;
- 5) ontwateringstoestand (drooglegging, drainageweerstand, begreppeling, buisdrainage, enz.);
- 6) voor kwel/wegzijging: de stijghoogte van het diepere grondwater, de weerstand voor verticale stroming en de nutriëntenconcentraties in het kwelwater.

De rekeneenheden voor de bodemmodellen worden in het navolgende 'clusters' genoemd. 'Samengestelde clusters' zijn eenheden van de bodemschematisatie die zijn opgebouwd uit meerdere rekeneenheden van de bodemmodellen. Deze rekeneenheden worden apart doorgerekend. De resultaten worden, gewogen naar oppervlakte van de samenstellende rekeneenheden, gemiddeld.

In het verticale vlak is de bovenste 7 meter van de bodem verdeeld in 22 tot 23 bodemcompartimenten. De dikte van de bodemcompartimenten varieert van 5-10 cm bovenin het bodemprofiel tot 100 cm onderin het bodemprofiel. De verdeling van het bodemprofiel in compartimenten is ongeveer gelijk per gebied en per bodemeenheid.

3.2.1 Bergambacht

In de oppervlaktewaterschematisatie van Bergambacht zijn 67 subgebieden onderscheiden. Deze subgebieden zijn voor de bodemschematisatie geclusterd tot 24 bodemeenheden, waarvan 18 clusters (rekeeneenheden) en 6 samengestelde clusters (figuur 6).

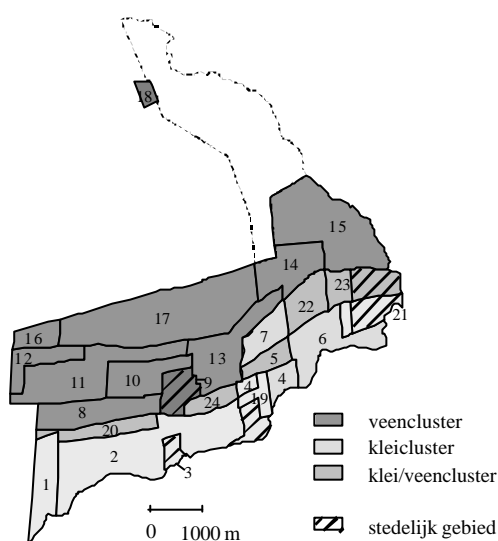


Fig. 6 Schematisatie van het gebied Bergambacht in clusters voor de bodemberekeningen

Het was mogelijk om slechts een relatief gering aantal bodem(reken)eenheden te onderscheiden, omdat het peilgebied vrij homogeen is voor de meeste van de in paragraaf 3.2 genoemde bepalende eigenschappen. Alleen in de stijghoogte van het diepere grondwater en de nutriëntenconcentraties in het kwelwater komen grote gradiënten voor. Hiervoor zijn per cluster gemiddelde waarden gebruikt.

Clusters zijn gevormd door aan elkaar grenzende subgebieden met dezelfde bodemeenheid, hetzelfde grondgebruik, en een nagenoeg gelijke maaiveldshoogte (en daarmee drooglegging) te clusteren. Op deze wijze zijn 7 kleiclusters (nr.'s 1 t/m 7) en 11 veenclusters (nr.'s 8 t/m 18) onderscheiden, waarvan 2 met stedelijk gebied (nr.'s 3 en 9) en de overige 16 met grasland (figuur 6).

Drie samengestelde clusters zijn samengesteld uit twee clusters met verschillende bodemsoort (klei en veen): clusters 20 (samengesteld uit clusters 2 en 8), 22 (6 en 14) en 24 (2 en 13). Drie samengestelde clusters zijn samengesteld uit twee clusters met

verschillend landgebruik (grasland en stedelijk): clusters 19 (samengesteld uit clusters 3 en 4), 21 (3 en 6) en 23 (6 en 9). Zie ook figuur 6.

De vier in de gebiedsschematisatie onderscheiden bodemeenheden met hun voorkomen als percentage van de totale gebiedsoppervlakte zijn aangegeven in tabel 1 (zie ook Hendriks et al., 2002). De bodemkaarten Rv01C en Rn44C zijn samengevoegd tot één rivierklei-eenheid en de waard- en weideveengronden zijn samengevoegd tot één eenheid. De koopveengronden zijn onderscheiden naar de trofiegraad (voedselrijkdom).

3.2.2 Rozendaal

Bemalingsgebied De Keulevaart, waarvan polder Rozendaal deel uitmaakt, vertoont een grote variatie in maaiveldshoogte. Om die reden zijn er in het bemalingsgebied 14 belangrijke en een aantal minder belangrijke verschillende peilgebieden ingesteld. Deze peilgebieden vormen de basis van de oppervlaktewaterschematisatie waarin het gebied is onderverdeeld in 29 subgebieden.

Hoewel De Keulevaart in grootte vergelijkbaar is met peilgebied Bergambacht, is het aantal subgebieden veel kleiner dan in Bergambacht (67). Reden hiervoor is dat voor deze studie vooral polder Rozendaal van belang was omdat hier de oppervlakte-waterkwaliteitsmetingen plaatsvonden. Deze polder is relatief fijn geschematiseerd in 10 subgebieden waarvan 6 het proefgebied³ beschrijven. De rest van het bemalingsgebied is alleen doorgerekend om de randvoorwaarden voor polder Rozendaal te berekenen en kon om die reden vrij grof geschematiseerd worden.

Tabel 1 Bodemeenheden in de gebiedsschematisatie van peilgebied Bergambacht

Bodemeenheid		Eenheden	Oppervlakte	Relevante
nummer	omschrijving	bodemkaart	(%)	clusters
1	rivierklei	Rv01C, Rn44C	37,6	1 t/m 7
2	waard/weideveen	kVb, pVb	36,1	8, 9, 10, 13, 14, 15, 18
3	eutroof koopveen	hVb	22,4	11, 17
4	mesotroof koopveen	hVc	3,9	12, 16

Evenals peilgebied Bergambacht zijn polder Rozendaal en de verschillende peilgebieden vrij homogeen voor de meeste eigenschappen die bepalend zijn voor de bodemberekeningen. Evenals Bergambacht, vertonen de stijghoogte van het diepere grondwater en de nutriëntenconcentraties in het kwelwater ook grote gradiënten in de Keulevaart. In polder Rozendaal loopt deze gradiënt vooral in oost-westrichting. Voor deze eigenschappen zijn per cluster gemiddelde waarden genomen.

³ Het proefgebied is het gebied met meetsloten waar HSR experimenten met beheersmaatregelen uitvoert (zie 2.2).

Vanwege de homogeniteit is polder Rozendaal geschematiseerd tot 4 clusters (nr.'s 16, 17, 18 en 21) en de rest van het bemalingsgebied tot 15 clusters (figuur 7). De subgebieden in proefgebied Rozendaal (het gedeelte met de meetsloten) zijn geclusterd tot twee smalle clusters waarvan de breedte samenvalt met de subgebiedsbreedte (nr.'s 16 en 17). Dit onderscheid tussen twee clusters is gemaakt vanwege de gradiënt in de kwelintensiteit in de oost-westrichting.

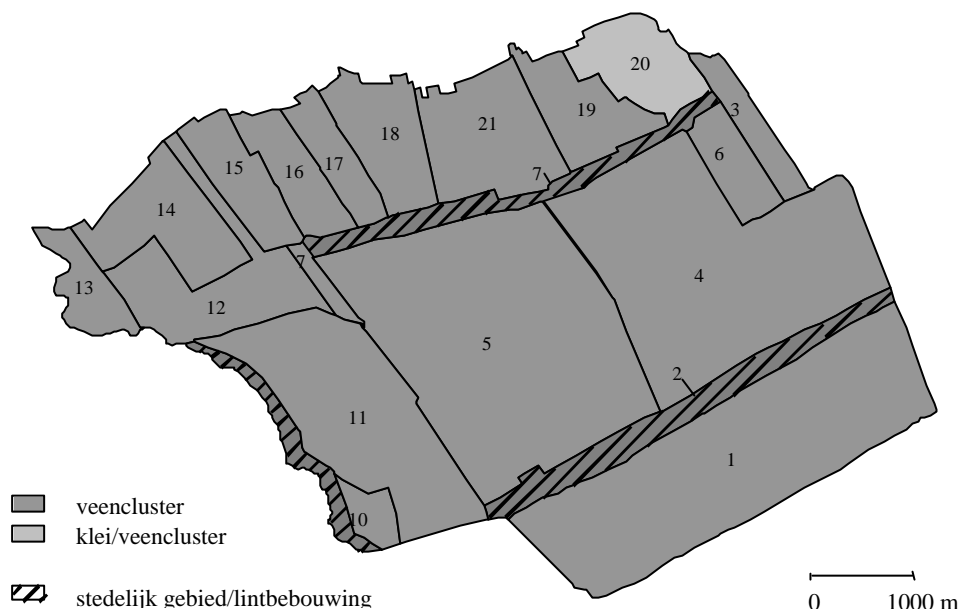


Fig. 7 Schematisatie in clusters van bemalingsgebied De Keulevaart (clusters 8 en 9 niet weergegeven)

Polder Rozendaal bevat één samengesteld cluster: cluster 21, dat is samengesteld uit cluster 18 en 19, omdat het een overgang vormt tussen deze twee clusters, vooral voor de kwelintensiteit. Verder ligt er nog een samengesteld cluster in de Keulevaart: cluster 20, dat is opgebouwd uit een veen- en kleicluster (resp. nr.'s 8 en 9). Op deze wijze zijn in totaal 19 rekeneenheden onderscheiden voor de bodemberekeningen van het totale bemalingsgebied.

In de gebiedsschematisatie van De Keulevaart zijn drie bodemeenheden onderscheiden: de nummers 1 t/m 3 van de vier eenheden die eveneens in de Bergambachtschematisatie zijn onderscheiden (zie tabel 1). Waard/weideveen (als pVb, eenheid 2) komt in 81% van de oppervlakte van het bemalingsgebied voor (17 van de 19 clusters), en voor 100% in polder Rozendaal. Rivierklei (als Rv01C, eenheid 1) beslaat 1,6% van de oppervlakte van het bemalingsgebied en komt voor in cluster 9 dat onderdeel is van het samengestelde klei/veencluster nummer 20. Eutroof koopveen (hVb) vormt 17,4% van de gebiedsoppervlakte en komt voor in cluster 5 in het centrale deel van het bemalingsgebied.

3.3 Modelinvoer

De in deze studie gebruikte modellen waren in de Proefgebiedenstudie (Hendriks et al., 2002) al gekalibreerd voor de studiegebieden Bergambacht en Rozendaal. De belangrijkste modelparameters zijn dan ook uit deze studie overgenomen.

Bij de navolgende bespreking van de modelinvoer is per model de indeling van modelinvoer aangehouden die is gegeven in 3.1.2. Daar voor zowel Bergambacht als Rozendaal de beschrijving van de modelinvoer voor een groot deel overeenkomstig is wordt in het navolgende de modelinvoer voor beide gebieden gezamenlijk besproken.

3.3.1 SWAP_{cr}

1 Initiële gegevens

Als initiële gegevens zijn gegevens betreffende de eindtoestand voor het jaar 1994 genomen, zoals berekend in de Proefgebiedenstudie.

2 Modelparameters

Modelparameters zoals bodemfysische eigenschappen, drainageparameters en weerstand voor verticale stroming, parameters voor preferent transport en gewas- en bodemverdampingsparameters zijn overgenomen uit de Proefgebiedenstudie.

3 Tijdsafhankelijke invoergegevens

Voor neerslaghoeveelheid en -duur en potentiële gewasverdamping (Makkink) op dagbasis is gebruik gemaakt van een set van 13 weerjaren (1988 tot en met 2000) waarvan de gegevens voor de jaren 1988 en 1989 zijn gemeten in polder Bergambacht en voor de jaren 1990 tot en met 2000 afkomstig zijn van weerstation Cabauw. In aanhangsel 1 wordt uitgelegd hoe deze gegevens zijn vertaald in modelinvoer. Gegevens betreffende maaiveldshoogte, oppervlaktewaterpeil ten opzichte van het maaiveld (de drooglegging) en stijghoogte van het grondwater in het eerste watervoerend pakket zijn afkomstig van de Proefgebiedenstudie. Zie hiervoor ook aanhangsel 2.

Als uitgangspunt voor de simulatie is aangenomen dat het maaiveld na 2000 niet meer daalt. Dit is gedaan op verzoek van ZHEW en HSR om de invloed van de toename van aanvoer van N en P via kwel als gevolg van maaiveldsdaling buiten de simulatieresultaten te houden. De simulatieresultaten zijn bedoeld voor de analyse van de situatie rond 2000 bij de huidige kwelaanvoer.

3.3.2 ANIMO

1 Initiële gegevens

Als initiële gegevens zijn gegevens betreffende de eindtoestand voor het jaar 1994 overgenomen uit de Proefgebiedenstudie.

2 Modelparameters

Modelparameters in ANIMO zijn allemaal overgenomen uit de Proefgebiedenstudie.

3 Tijdsafhankelijke invoergegevens

- Alle waterbalanstermen en de grondwaterstand zijn op dagbasis aangeleverd door SWAP_{cr};
- Voor stikstof- en fosforconcentraties in de neerslag en de droge depositie aan stikstof zijn waarden voor 1997 uit de Proefgebiedenstudie aangehouden;
- Voor stikstof- en fosforconcentraties in het infiltrerende oppervlaktewater zijn waarden voor 1997/1998 uit de Proefgebiedenstudie overgenomen;
- Voor stikstof- en fosforconcentratie in het kwelwater zijn waarden voor 1995-1998 uit de Proefgebiedenstudie overgenomen.

De volgende tijdsafhankelijke gegevens beschrijven de verschillende doorgerekende scenario's:

- Bemestingsgegevens zoals hoeveelheden, tijdstippen van toediening en samenstelling zijn afkomstig van ZHEW. Hiertoe kan ook toediening van bagger worden gerekend, omdat dit eveneens als meststof fungeert. Voor de precieze invulling hiervan in de verschillende scenario's: zie paragraaf 4.2.1.3 en 4.3.1.3.
- Vervluchtigingspercentages van (ammoniak uit) mest zijn overgenomen uit de Proefgebiedenstudie en bedragen: 26% voor runderweidemest, 16% voor runderstalmest en 16% voor varkensdrijfmest;
- Toevoer van nutriënten in de vorm van ontwaterd veen: zie aanhangsel 2.

4 Scenario's van beheersmaatregelen

In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van de verschillende scenario's die zijn doorgerekend. Na een korte bespreking van algemene uitgangspunten van de scenarioberekeningen worden per gebied de genomen maatregelen, gericht op het verbeteren van de kwaliteit van het oppervlaktewater, besproken. Vervolgens wordt besproken hoe deze maatregelen naar scenario's zijn vertaald. We beperken ons tot de maatregelen en scenario's die betrekking hebben op de bodemprocessen.

4.1 Algemene uitgangspunten

Voor het doorrekenen van de verschillende scenario's dienen de volgende gegevens als uitgangspunt:

- de initiële toestand;
- randvoorwaarden die niet bepaald worden door de maatregelen;
- randvoorwaarden die bepaald worden door de maatregelen.

De verschillende scenario's zijn doorgerekend voor een periode van 30 jaar, van 1995 tot en met 2024. De verwachting was dat aan het eind van deze periode een min of meer stabiele situatie is ontstaan, waarin de effecten van maatregelen voldoende zijn doorgewerkt. Het jaar 2024 dient dan als peiljaar om de resultaten van de berekeningen met de verschillende scenario's onderling te vergelijken. Startjaar 1995 is het jaar waarin in werkelijkheid ook de eerste maatregelen zijn doorgevoerd. Voor de berekeningen met ANIMO diende de toestand van eind 1994 als startpunt. Deze was reeds berekend in de Proefgebiedenstudie (Hendriks et al., 2002) en is daaruit overgenomen.

Onder randvoorwaarden die niet bepaald worden door de maatregelen vallen onder meer het potentiaal van het diepe grondwater en het huidige peil. Deze randvoorwaarden zijn voor de hele simulatieperiode constant gehouden. In aanhangsel 2 wordt uitgelegd hoe ze zijn bepaald. Als uitgangspunt voor de simulatie is aangenomen dat het maaiveld na 2000 niet meer daalt. Dit is gedaan op verzoek van ZHEW en HSR om de invloed van de toename van aanvoer van N en P via kwel als gevolg van maaiveldsdaling buiten de simulatieresultaten te houden. De simulatieresultaten zijn immers bedoeld voor de analyse van de situatie rond 2000 bij de huidige kwelaanvoer.

In veenweidegebieden wordt het peil voortdurend aangepast aan de maaiveldsdaling als gevolg van oxidatie van versontwaterd gereduceerd veen, om de oorspronkelijke drooglegging te handhaven. Door deze peilaanpassing wordt steeds vers gereduceerd veen aangesneden dat weer kan worden geoxideerd en daardoor een nieuwe bron van nutriënten vormt (zie 3.1.3.1). Deze voortdurende oxidatie van versontwaterd gereduceerd veen wordt in de berekeningen gesimuleerd door jaarlijks een hoeveelheid veen als organischmateriaalgift toe te dienen aan het onverzadigde deel van het

profiel. Hierbij wordt verondersteld dat de dikte van het veenprofiel gehandhaafd blijft, wat aansluit bij het uitgangspunt genoemd in de vorige alinea dat het maaiveld na 2000 niet meer daalt. Wat dat betekent voor de verschillende gebieden en scenario's wordt verder besproken in aanhangsel 2.

Randvoorwaarden die bepaald worden door de maatregelen zijn peil (drooglegging), bemestingshoeveelheden en –samenstelling, hoeveelheden bagger die als mestvorm op het land worden gebracht en de jaren waarin dat gebeurt. In de volgende paragrafen wordt nader ingegaan op de invulling van deze, door de maatregelen bepaalde, randvoorwaarden.

Voor de invoer van weergegevens is gebruik gemaakt van een reeks van 13 werkelijke weerjaren (1988 t/m 2000) die 2 maal is herhaald. Voor het einde van de simulatieperiode is een aantal gemiddelde weerjaren gekozen om te voorkomen dat de simulatie zou eindigen met extreem droge of extreem natte jaren. Dit is van belang omdat het laatste jaar van de simulatie (2024) gebruikt is als peiljaar om de uitkomsten van verschillende scenario's te vergelijken. Daarom is aan dit jaar het meest gemiddelde weerjaar uit de reeks toegekend. Een uitgebreidere beschrijving van de gevolgde methodiek voor het toekennen van weerjaren is te vinden in aanhangsel 1.

4.2 Bergambacht

In deze paragraaf worden de in Bergambacht genomen beheersmaatregelen en de daarvan afgeleide scenario's voor de modelberekeningen besproken.

4.2.1 Maatregelen

In het kader van het Bergambachtproject is een aantal maatregelen doorgevoerd in het peilgebied Bergambacht (zie ook 1.2). Deze betreffen onder meer:

- extra diep baggeren;
- verlagen bemestingsniveau;
- ontzien slootkanten bij bemesting;
- extra saneren puntbronnen.

Voor deze modelstudie was ZHEW vooral geïnteresseerd in het effect van elk van de maatregelen afzonderlijk. Daarom is in overleg met ZHEW een aantal scenario's afgeleid uit deze maatregelen. Hiervan worden hier alleen de eerste twee besproken, aangezien de laatste twee geen effect hebben op de bodem en daarom ook niet als bodemscenario's zijn doorgerekend. Daarnaast is er een extra scenario doorgerekend in opdracht van opdrachtgever VROM: een 'natuurscenario' waarbij er naar wordt gestreefd de natuurlijke situatie van het veenweidegebied zo dicht mogelijk te benaderen zonder het aanzicht van het landschap zeer ingrijpend te veranderen. Nastreven van de meest natuurlijke situatie zou betekenen dat een veenmoeras gecreëerd zou moeten worden door het peil zodanig te verhogen dat een plas-

drassituatie ontstaat. Er is echter voor gekozen het huidige veenweidelandschap zoveel mogelijk te behouden door het peil te verhogen tot de minimale traditionele drooglegging van 20 cm beneden maaiveld. Om de natuurlijke situatie zo dicht mogelijk te benaderen vindt er in dit scenario geen bemesting plaats.

4.2.1.1 Peilbeheer

Er zijn in het kader van het Bergambachtproject geen maatregelen in het peilbeheer genomen. Zoals hierboven beschreven is een maatregel in het peilbeheer, namelijk opzetten van het peil, wel onderdeel van het natuurscenario van VROM. Daarom zijn bij het vaststellen van de scenario's twee varianten van peilbeheer gedefinieerd:

- 1) huidig peil handhaven;
- 2) peil opzetten, waarbij het peil is verhoogd tot 20 cm – mv. Dit voor het natuurscenario.

Voor het natuurscenario is het peil in het gehele gebied opgezet. Uitgangspunt daarbij was dat de gebiedsgewogen gemiddelde drooglegging van de veenclusters op 20 cm – mv kwam te liggen.

Een meer gedetailleerde beschrijving van de vaststelling van het peil is te vinden in aanhangsel 2.

4.2.1.2 Baggeren

Hoewel baggeren in het oppervlaktewater (waterbodemp) plaatsvindt, is het toch een maatregel die effect heeft op de bodem, daar de bagger uit de sloten over het land wordt verspreid en daardoor een extra bron van bemesting vormt. In de modelberekeningen wordt, conform de werkelijkheid, alle bagger uit de hoofdwaterlopen in depot gezet en niet over het land verspreid.

Er zijn twee verschillende baggervarianten doorgerekend:

- 1) regulier baggeren. Dit is het baggeren zoals dat tot 1995 in het peilgebied werd toegepast. Daarbij wordt één maal per tien jaar gebaggerd tot op een diepte waarbij de waterdiepte voor kavelsloten 60 cm en voor hoofdwaterlopen 100 cm bedraagt;
- 2) eenmalig diep baggeren. In het kader van het Bergambachtproject is in het hele gebied eenmalig extra diep gebaggerd: sloten tot op een diepte waarin de waterdiepte 100 cm bedraagt en hoofdwaterlopen tot op een diepte waarin de waterdiepte 140 cm bedraagt. Na deze maatregel wordt weer op de reguliere wijze gebaggerd.

In de werkelijke situatie wordt elk jaar in een deel van de polder gebaggerd, zodanig dat de gehele polder in 10 jaar geheel is gebaggerd, waarna weer van voren af aan wordt begonnen. Elk jaar wordt dus één tiende deel van de polder gebaggerd. Om de hoeveelheid invoergegevens voor de oppervlaktewatersimulatie te beperken, is een

vereenvoudigde benadering toegepast waarbij het gebied in tweeën is gedeeld (oostelijk deel: rekenclusters 4, 5, 6, 7, 10, 13, 14, 15 en westelijk deel: clusters 1, 2, 8, 11, 12, 16, 17; in stedelijk gebied wordt bagger niet op het land gebracht) en elke vijf jaar de helft van het gebied wordt gebaggerd. In figuur 8 is weergegeven hoe de verschillende baggervarianten voor Bergambacht in de modelberekeningen zijn geïmplementeerd, uitgaande van een gemiddelde baggeraanwas van 3 cm per jaar over 10 jaar (zie hieronder: uitgangspunten). In de regulier-baggeren-variant wordt op het moment dat de simulatie begint (1995) één deel van het gebied gebaggerd. Het tweede deel van het gebied wordt in 2000 gebaggerd. Bij de variant waarin extra diep wordt gebaggerd, vindt het baggeren eenmalig, in 1997, in het gehele gebied plaats. In het Bergambachtproject is het extra diep baggeren voor het grootste deel uitgevoerd in 1997 en 1998. In de modelberekeningen zijn de jaren van baggeren zodanig gekozen dat aan het eind van de simulatieperiode in 2024 al enkele jaren niet is gebaggerd. Hierdoor wordt de directe invloed van baggeren op de nutriëntenuitspoeling in het peiljaar 2024 beperkt, wat een betere onderlinge vergelijking van de scenario's mogelijk maakt.

Uitgangspunten voor de berekening van de hoeveelheid bagger die op het land wordt gebracht zijn:

- alleen bagger afkomstig uit de sloten wordt op het land gebracht. Bagger uit de hoofdwaterlopen wordt in depot gezet (Twisk, pers. med.);
- de gemiddelde baggeraanwas over 10 jaar is 3 cm per jaar (Rooken, pers. med.);
- de slootoppervlakte/landoppervlakte-ratio bedraagt 0,144;
- bagger bevat 95 kg m^{-3} droge stof, 62 kg m^{-3} organische stof, $2,1 \text{ kg m}^{-3}$ stikstof en $0,198 \text{ kg m}^{-3}$ fosfor. Deze gegevens zijn afkomstig van proefboerderij Zegveld

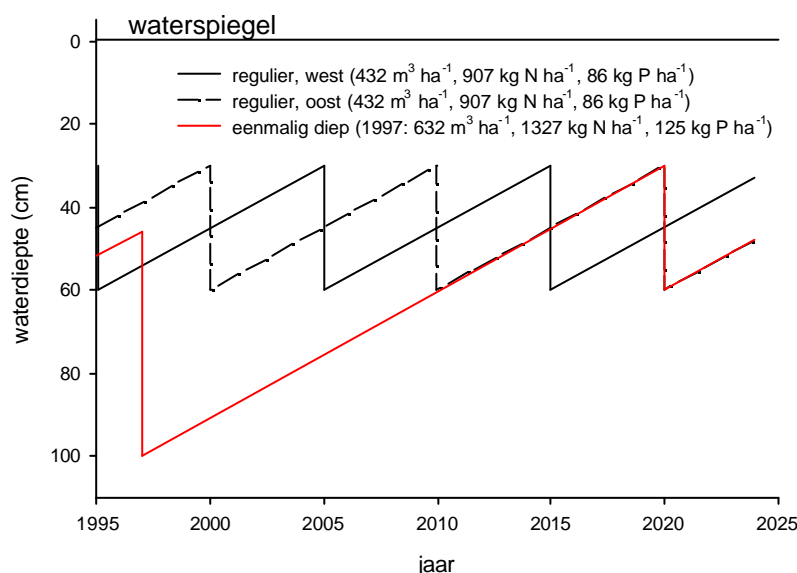


Fig. 8 Het geschematiseerde verloop over de tijd van de waterdiepte van sloten bij verschillende baggervarianten voor Bergambacht. Voor hoofdwaterlopen geldt hetzelfde verloop, echter 40 cm dieper. Voor de regulier-baggeren-variant is het gebied in een oostelijk en een westelijk deel gesplitst. Voor de verschillende varianten is aangegeven hoeveel bagger, stikstof en fosfor op het land worden gebracht in de jaren dat wordt gebaggerd.

(Hendriks et al., 1994) en zijn gebruikt omdat gebiedsspecifieke gegevens niet op tijd beschikbaar waren. Later verkregen gebiedsspecifieke gegevens bleken in dezelfde orde van grootte te liggen.

Bij regulier baggeren wordt al het gebaggerde materiaal over het aanliggende land verspreid. De hoeveelheid (niet-ontwaterd) materiaal dat elke 10 jaar uit de sloten wordt gebaggerd, bedraagt 30 cm (10×3 cm), ofwel $432 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ landoppervlakte ($0,3 \text{ m} \times 10000 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1} \times 0,144 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$). De hoeveelheid nutriënten die dan op het land wordt gebracht, bedraagt $907,2 \text{ kg N ha}^{-1}$ en $85,5 \text{ kg P ha}^{-1}$.

Omdat bij de eenmalig-diep-baggeren-variant de hoeveelheid bagger te groot is om over het land verspreid te worden, wordt een deel van de bagger, namelijk de bagger afkomstig uit de brede sloten, in depot gezet (Rooker, pers. med.). In de berekening van de hoeveelheid bagger die op het land wordt gebracht, is dit vertaald in een verlaging van de slootoppervlakte/landoppervlakte-ratio tot 0,117. In 1997 wordt er 54 cm bagger verwijderd (figuur 8), wat overeenkomt met $631,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. De hoeveelheid nutriënten die op het land wordt gebracht, bedraagt dan $1326,8 \text{ kg N ha}^{-1}$ en $125,1 \text{ kg P ha}^{-1}$.

4.2.1.3 Bemesting

In het Bergambachtproject is er, met veel succes, naar gestreefd de bemesting van de landbouwpercelen terug te dringen tot een niveau van maximaal $260 \text{ kg effectieve-N}^4 \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en $100 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ ($44 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$). Voor N komt dit overeen met het gewasonttrekkingsniveau. Het gewasonttrekkingsniveau voor P bedraagt wat minder dan de nagestreefde waarden, namelijk $85 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ ($37,4 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) (Hendriks et al., 1994).

Voor de modelberekeningen zijn drie verschillende bemestingsvarianten onderscheiden:

- 1) landelijk beleid. Hiermee wordt de situatie tot 1995 aangeduid. Het bemestingsniveau volgde het landelijk beleid. Voor de berekeningen met deze variant is voor de gehele simulatieperiode het bemestingsniveau van 1995 aangehouden. Hiermee wordt een indruk verkregen van de oppervlaktewaterkwaliteit in het gebied als geen bemestingsmaatregelen in het Bergambachtproject waren genomen;
- 2) extra inspanning. Hiermee wordt het in het Bergambachtproject bereikte verlaagde bemestingsniveau aangeduid. Voor de berekeningen zijn voor de jaren 1995 tot en met 2000 de werkelijke mestgiften ingevoerd. Voor de rest van de simulatieperiode (2001-2024) is het in 2000 bereikte niveau vastgehouden. Hiermee wordt een indruk verkregen van de effecten van de uitgevoerde bemestingsreductiemaatregelen, geëxtrapoleerd naar de toekomst;

⁴ Met effectieve-N wordt bedoeld: de hoeveelheid N uit mest die onder gemiddelde omstandigheden in het jaar van toediening beschikbaar komt voor gewasopname. Voor kunstmest is de effectiviteit 100%; voor dierlijke mest is de effectiviteit gelijk aan de 'werkingscoëfficiënt' (zie aanhangsel 3).

- 3) geen bemesting. Deze variant is niet afgeleid van een werkelijk genomen maatregel maar betreft de extra variant die, in combinatie met het verhogen van het peil, is doorgerekend voor het natuurscenario.

Interpretatie bemestingsgegevens

Gegevens over de bemesting voor de jaren 1995 tot en met 2000 zijn afkomstig van ZHEW en M. J. Rooken, gebiedsvertegenwoordiger van de W.L.T.O. in het projectteam van het Bergambachtproject. Voor het Bergambachtproject zijn bemestingsgegevens van individuele, aan het project deelnemende, bedrijven verzameld. De gegevens betreffen de effectieve N-bemesting en de P-bemesting. De effectieve stikstofgift is uitgesplitst over dierlijke mest en kunstmest. Aangenomen is dat alle fosfor afkomstig is van dierlijke mest en dat dierlijke mest met een sleepvoet is toegediend (Rooken, pers. med.). Er wordt dus géén fosforkunstmest toegediend. Alle P-mest wordt geacht effectief te zijn. Uit de verkregen gegevens zijn per cluster bemestingsniveaus afgeleid voor de periode 1995-2000, zoals hieronder wordt uitgelegd.

In 1995 waren er 16 deelnemende bedrijven aan het Bergambachtproject. Van deze bedrijven zijn de bemestingsgegevens beschikbaar. De totale oppervlakte van deze bedrijven bedroeg 507 ha. Dit komt overeen met 27% van het totale landbouwareaal in Bergambacht. In 1999 waren er 34 deelnemers met 1140 ha, overeenkomend met 61% van de landbouwgrond. Voor de landbouwbedrijven die na 1995 besloten tot deelname aan het project, is een schatting gemaakt van de bemesting in de jaren voorafgaande aan het jaar van deelname. Hiervoor is uitgegaan van de mestgift van het eerste jaar van deelname, verhoogd met 10%. Deze schatting is gedaan in goed overleg met M. J. Rooken (pers. med.).

Ondanks het ontbreken van exacte bemestingsgegevens van een relatief groot aantal landbouwbedrijven in 1995, is dit jaar toch als uitgangsjaar genomen voor de landelijk-beleid-variant in plaats van 1996. Voor 1996 waren weliswaar de bemestingsgegevens van een veel groter aantal (30) deelnemers bekend, maar de keuze van dit jaar als uitgangssituatie zou als nadeel hebben gehad dat hiermee een te lage inschatting van de bemesting in 1995 zou worden gemaakt. Bij vergelijking van de varianten 1) en 2) zou dan het effect van de reeds in het eerste jaar (1995) van het Bergambachtproject genomen maatregelen niet inzichtelijk gemaakt worden.

Voor het jaar 2000 waren ten tijde van deze studie de bemestingsgegevens bekend van 26 bedrijven. Voor 6 deelnemende bedrijven waarvan op dat moment nog geen gegevens beschikbaar waren, is aangenomen dat de bemesting in 2000 gelijk is gebleven aan die in 1999. Twee deelnemende bedrijven uit 1999 zijn in 2000 opgeheven.

Voor de bedrijven die niet aan het Bergambachtproject hebben deelgenomen en waarvan geen bemestingsgegevens bekend waren (circa 39% van de oppervlakte landbouwgrond), is een schatting van de mestgift gemaakt. Daarbij zijn in overleg met M. J. Rooken drie categorieën vastgesteld, te weten bedrijven met:

- 1) hoge bemesting: $265 \text{ kg N}_{\text{effectief}} \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ uit kunstmest, $60 \text{ kg N}_{\text{effectief}} \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en $37,4 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ uit dierlijke mest;
- 2) gemiddelde bemesting: $140 \text{ kg N}_{\text{effectief}} \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ uit kunstmest, $60 \text{ kg N}_{\text{effectief}} \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en $37,4 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ uit dierlijke mest;
- 3) lage bemesting: $30 \text{ kg N}_{\text{effectief}} \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ uit kunstmest, $30 \text{ kg N}_{\text{effectief}} \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en $18,5 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ uit dierlijke mest.

Voor enkele percelen die in gebruik waren als boomgaard, is het lage bemestingsniveau aangehouden. Voor stedelijk gebied zijn waarden overgenomen uit Hendriks et al. (2002): $18 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ uit kunstmest, $14 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ (als werkelijke gift, niet als effectieve gift) en $7,9 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ uit dierlijke mest.

Aan de hand van de bemesting per bedrijf en het oppervlakteaandeel van elk bedrijf per cluster, is de gemiddelde bemesting voor elk cluster berekend. Om het aantal invoerbestanden te beperken is vervolgens een indeling van de clusters in vier bemestingsklassen gemaakt. De grenzen van deze klassen zijn zodanig gekozen dat een evenwichtige (oppervlakte-)verdeling van de 4 klassen over het gebied werd verkregen. In aanhangsel 3 is deze methode in meer detail beschreven. In figuur 9 is te zien bij welke klasse, met bijbehorende gemiddelde effectieve stikstof- en fosforgift, elk cluster is ingedeeld voor de jaren 1995 en 2000. Hierbij wordt N gegeven in de vorm van kunstmest en dierlijke mest, en P uitsluitend in de vorm van dierlijke mest.

Het model ANIMO vraagt als invoer daadwerkelijk toegediende hoeveelheden mest per mestsoort, zoals runderdrijfmest, varkensdrijfmest, weidemest en kunstmest. Het model berekent zelf de effectiviteit van de verschillende mestvormen, afhankelijk van een groot aantal factoren als tijdstip van toediening, weersomstandigheden, gewasgroei, etc. In aanhangsel 3 wordt beschreven hoe de effectieve N-bemesting is omgezet naar hoeveelheden mest als ANIMO-invoer.

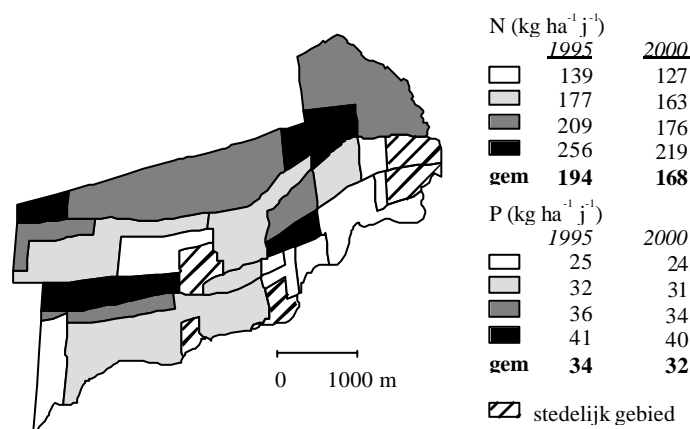


Fig. 9 Effectieve N-gift (kunstmest en dierlijke mest) en P-gift (dierlijke mest) per cluster in Bergambacht voor 1995 (varianten 'landelijk beleid' en 'extra inspanning') en 2000 (variant 'extra inspanning'). Stedelijk gebied valt buiten de klasse-indeling (zie tekst).

4.2.2 Doorgerekende scenario's

Er zijn vijf bodemscenario's doorgerekend: 4 scenario's betreffen de combinaties van 2 baggervarianten en 2 bemestingsvarianten bij het huidige peilbeheer. Hierbij is B1 het scenario waarin geen extra maatregelen zijn doorgevoerd. Dit scenario wordt bij de bespreking van de resultaten als basis voor vergelijking van de scenario's gebruikt en daarom 'referentiescenario' genoemd. Het vijfde scenario betreft het natuurscenario, waarbij het peil is opgezet tot 20 cm beneden maaiveld en er geen bemesting plaatsvindt. Een overzicht van de vijf bodemscenario's is te vinden in tabel 2.

Tabel 2 Doorgerekende bodemscenario's Bergambacht

Bodemscenario	Bemesting	Baggeren	Peil
B1	landelijk beleid	regulier	huidig
B2	extra inspanning	regulier	huidig
B3	landelijk beleid	eenmalig diep	huidig
B4	extra inspanning	eenmalig diep	huidig
B5	geen	regulier	opgezet

4.3 Rozendaal

In deze paragraaf worden de in Rozendaal genomen beheersmaatregelen en de daarvan afgeleide scenario's voor de modelberekeningen besproken.

4.3.1 Maatregelen

Door Hoogheemraadschap de Stichtse Rijnlanden worden sinds 2000 in proefgebied Rozendaal experimenten uitgevoerd met verschillende varianten van baggeren: regulier, dieper en vaker baggeren. De verschillende baggervarianten zijn in de modelberekeningen meegenomen. Om ook inzicht te krijgen in de effecten van andere maatregelen en ter vergelijking met de effecten van de diverse maatregelen in Bergambacht, zijn ook voor Rozendaal varianten van maatregelen in peilbeheer en bemesting doorgerekend, inclusief het natuurscenario voor VROM.

4.3.1.1 Peilbeheer

Conform de scenario's voor Bergambacht zijn voor Rozendaal twee varianten in peilbeheer doorgerekend:

- 1) handhaven huidig peil;
- 2) peil opzetten, waarbij het peil is verhoogd tot 20 cm – mv (natuurscenario). Een meer gedetailleerde beschrijving is te vinden in aanhangsel 2.

4.3.1.2 Baggeren

In de proefgebied Rozendaal worden veldexperimenten uitgevoerd met 3 verschillende methoden van baggeren. Deze methoden zijn ook doorgerekend. Het gaat om de volgende baggervarianten:

- 1) regulier baggeren. Hierbij worden de sloten om de vijf jaar op een diepte gebracht waarbij de waterdiepte 60 cm bedraagt;
- 2) dieper baggeren. De sloten worden om de vijf jaar op een diepte gebracht waarbij de waterdiepte 90 cm bedraagt;
- 3) vaker baggeren. De sloten worden, door elke 2 jaar te baggeren, op een diepte gehouden waarbij de gemiddelde waterdiepte 50 cm bedraagt.

In figuur 10 is weergegeven hoe de verschillende baggervarianten voor Rozendaal in de modelberekeningen zijn geïmplementeerd, uitgaande van een gemiddelde baggeraanwas van 4 cm per jaar over 5 jaar (zie hieronder: uitgangspunten). Het regulier en dieper baggeren vindt om de vijf jaar plaats, met het eerste moment van baggeren in 1997. Het vaker baggeren vindt elke 2 jaar plaats en begint in 1996.

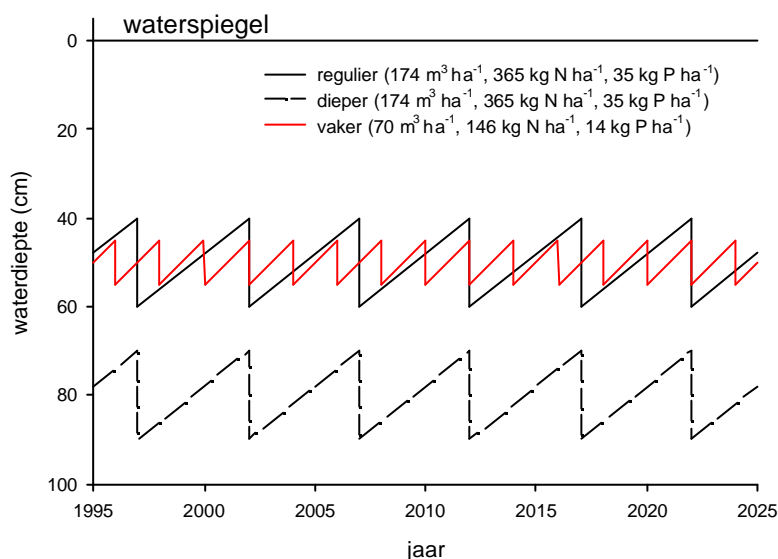


Fig. 10 Het geschematiseerde verloop over de tijd van de waterdiepte van sloten bij verschillende baggervarianten voor Rozendaal. Voor hoofdwaterlopen geldt hetzelfde verloop, echter 40 cm dieper. Voor de verschillende varianten is aangegeven hoeveel bagger, stikstof en fosfor op het land worden gebracht in de jaren dat wordt gebaggerd.

Uitgangspunten voor de berekening van de hoeveelheid bagger die op het land wordt gebracht zijn:

- alleen slootbagger wordt op het land gebracht. Bagger uit de hoofdwaterlopen wordt in depot gezet;
- bij alle scenario's wordt alle bagger uit de sloten over het aanliggende land verspreid;

- de aanwas van bagger bedraagt 4 cm per jaar, gemiddeld over 5 jaar. Dit is een schatting gemaakt op basis van de gegevens van Bergambacht. Hier bedraagt de aanwas gemiddeld 3 cm per jaar over 10 jaar (zie 4.2.1.2). Rekening houdend met het niet-lineaire verloop van de baggeraanwas (d.w.z. de dikte van de laag bagger) over de tijd, als gevolg van inklinking en afbraak, is de baggeraanwas voor Rozendaal geschat op 4 cm per jaar, over 5 jaar;
- de slootoppervlakte/landoppervlakte-ratio bedraagt 0,087;
- bagger bevat 95 kg m⁻³ droge stof, 62 kg m⁻³ organische stof, 2,1 kg m⁻³ stikstof en 0,198 kg m⁻³ fosfor (Hendriks et al., 1994).

In de regulier-baggeren- en de dieper-baggeren-variant bedraagt de hoeveelheid materiaal die elke 5 jaar wordt gebaggerd 20 cm (5 * 4 cm) ofwel 174 m³ ha⁻¹ landoppervlakte (0,2 m * 10000 m² ha⁻¹ * 0,087 m² m⁻²). De hoeveelheid nutriënten die op het land wordt gebracht bedraagt dan 365,4 kg N ha⁻¹ en 34,5 kg P ha⁻¹. In de vaker-baggeren-variant bedraagt de hoeveelheid na 2 jaar verwijderde bagger 8 cm, wat overeenkomt met 69,6 m³ ha⁻¹. De hoeveelheid nutriënten die op het land wordt gebracht bedraagt dan 146,2 kg N ha⁻¹ en 13,8 kg P ha⁻¹.

4.3.1.3 Bemesting

Voor de modelstudie zijn drie verschillende bemestingsvarianten doorgerekend:

- 1) huidige bemesting. In de berekeningen is hiervoor voor de gehele simulatieperiode (1995-2024) de bemesting op het niveau van 1995 gehouden. Hiervoor zijn de bemestingsgegevens voor 1995 voor Rozendaal uit de Proefgebiedenstudie genomen (Hendriks et al., 2002);
- 2) verlaagde bemesting. Voor het vaststellen van het verlaagde bemestingsniveau heeft Bergambacht als voorbeeld gediend. Het bemestingsniveau van Rozendaal voor dit scenario is gelijk aan de gebiedsgewogen gemiddelde mestgift in het jaar 2000 van de landbouwbedrijven die deelnamen aan het Bergambachtproject. Daarmee komt het bemestingsniveau van deze variant hoger uit dan dat van de verlaagde-bemesting-variant (extra inspanning) van Bergambacht, waarin ook de niet-deelnemende bedrijven/percelen, die voornamelijk extensief gebruikt worden, zijn meegenomen. Dit niveau is voor de gehele simulatieperiode aangehouden;
- 3) geen bemesting (natuurscenario).

In tabel 3 zijn de effectieve N-gift en P-gift voor de scenario's 'huidig' en 'verlaagd bemestingsniveau' weergegeven. In beide varianten wordt N in de vorm van kunstmest en dierlijke mest gegeven, en P alleen in de vorm van dierlijke mest. Hieruit zijn hoeveelheden mest als invoer voor ANIMO afgeleid als beschreven in aanhangsel 3.

Tabel 3 Effectieve N-gift (kunstmest en dierlijke mest) en P-gift (dierlijke mest) voor de varianten 'huidig bemestingsniveau' en 'verlaagd bemestingsniveau' voor Rozendaal

Mestgift	N-gift (kg N ha ⁻¹ j ⁻¹)	P-gift (kg P ha ⁻¹ j ⁻¹)
Huidig (1995)	290	58
Verlaagd (2000)	211	39

4.3.2 Doorgerekende scenario's

Proefgebied Rozendaal is onderdeel van bemalingsgebied De Keulevaart (zie 2.2). Voor de oppervlaktewatermodellering was het noodzakelijk een referentiescenario door te rekenen voor de gehele Keulevaart (alle clusters). Daarvoor is scenario B1 gekozen, het 'referentiescenario' waarin geen extra maatregelen zijn doorgevoerd. De overige scenario's zijn alleen doorgerekend voor proefgebied Rozendaal, te weten de clusters 16 en 17.

Bij Rozendaal zijn 3 baggervarianten met twee bemestingsniveaus bij huidig peil doorgerekend. Er is aangenomen dat op het tijdstip dat de simulatie begint (1995) alle sloten reeds op diepte zijn gebracht. Er is derhalve voor de bodem, waarvoor bagger als extra bemestingsbron wordt beschouwd, geen verschil tussen regulier en extra diep baggeren. Combinaties van baggeren en bemesting geven daarom vier scenario's. Daarnaast is als vijfde scenario het natuurscenario doorgerekend. Tabel 4 geeft een overzicht van de doorgerekende scenario's.

Tabel 4 Doorgerekende bodemscenario's Rozendaal

Bodemscenario	Bemesting	Baggeren	Peil
B1	huidig	regulier/dieper	huidig
B2	verlaagd	regulier/dieper	huidig
B3	huidig	vaker	huidig
B4	verlaagd	vaker	huidig
B5	geen	regulier	opgezet

5 Resultaten van de scenarioberekeningen

In dit hoofdstuk worden de resultaten van de verschillende scenarioberekeningen gegeven en besproken. De aandacht ligt hierbij uitsluitend op de kwaliteitsaspecten: de emissie van nutriënten vanuit en vanaf de bodem naar het oppervlaktewater⁵. De resultaten van de berekeningen met de bodemmodellen vormen de basis voor de berekeningen met de oppervlaktewatermodellen, welke worden uitgevoerd door het RIVM. Waterkwantiteitsaspecten komen alleen aan bod in relatie tot kwaliteitsaspecten. Per proefgebied worden eerst de scenarioresultaten voor de hele simulatieperiode besproken aan de hand van het verloop van de gebiedsgemiddelde uitspoelingsvrachten en uitspoelingsconcentraties van N en P (5.1.1 en 5.2.1). Vervolgens worden de scenarioresultaten voor het peiljaar 2024 besproken aan de hand van gebiedsgemiddelde uitspoelingsvrachten en -concentraties van N en P en balansen voor N en P (5.1.2 en 5.2.2).

De verschillende scenario's zijn doorgerekend voor een periode van 30 jaar. Verwacht werd dat aan het eind van zo'n periode een min of meer stabiele situatie zou zijn ontstaan, waarin de effecten van maatregelen voldoende zijn doorgewerkt. Het jaar 2024 dient daarom als peiljaar voor de vergelijking van de verschillende scenario's.

Hoewel bij de eindresultaten van het OPTIMIX-project vooral ook wordt gekeken naar zomergemiddelde concentraties van nutriënten in het oppervlaktewater beperken wij ons in dit rapport tot het geven van een overzicht van de gemiddelde bodemuitspoeling over een jaar. Het geven van zomergemiddelden voor uitspoeling vanuit de bodem is weinig zinvol daar de uitspoeling in de winterperiode sterk bepalend is voor de zomerconcentraties in het oppervlaktewater. Het geven van meer gedetailleerde gegevens dan op jaarbasis valt dan ook buiten het bestek van dit rapport.

5.1 Bergambacht

5.1.1 Scenarioresultaten simulatieperiode

In deze paragraaf worden voor Bergambacht de resultaten van de verschillende scenarioberekeningen over de gehele simulatieperiode (1995-2024) besproken. Er wordt steeds een vergelijking gemaakt met het referentiescenario B1, het scenario waarin geen extra maatregelen zijn doorgevoerd. Zie paragraaf 4.2.2 voor een uitleg van de verschillende scenario's.

⁵ Verder in dit hoofdstuk aangeduid als '(nutriënten)uitspoeling'

5.1.1.1 Stikstof

In figuur 11 is voor de gehele simulatieperiode het verloop in de tijd van de berekende uitspoelingsvracht van totaal-N weergegeven voor referentiescenario B1 en natuurscenario B5. De resultaten zijn naar oppervlakte van de clusters gewogen gemiddelden over het gehele gebied en als jaartotalen weergegeven. Wat opvalt is het grillige verloop van de vrachten. Dit wordt veroorzaakt door de grote invloed van de weerjaren op de vrachten. Zo waren 1996 en 1997 zeer droge jaren, met een gering neerslagoverschot en daardoor een geringe uitspoeling van water, resulterend in lage uitspoelingsvrachten in deze jaren (en de jaren 2009 en 2010, waarin de weerjaren 1996 en 1997 zijn herhaald). Daarentegen zijn 1998 en 2011 zeer natte jaren wat resulteert in hoge vrachten. Doordat voor de laatste vier jaar van de simulatie gebruik is gemaakt van gemiddelde weerjaren is het verloop van de vrachten over die jaren minder grillig.

In figuur 11 is tevens het verloop van de berekende gebieds- en jaargemiddelde uitspoelingsconcentratie van totaal-N over de simulatieperiode voor referentiescenario B1 en natuurscenario B5 weergegeven. De concentraties zijn berekend door de gebiedsgemiddelde vracht op jaarbasis te delen door de gebiedsgemiddelde afvoer van water naar het oppervlaktewater op jaarbasis. Wat opvalt is dat het verloop van de concentraties minder grillig is dan het verloop van de vrachten en voor B1 rond een gemiddelde van $6,5 \text{ mg l}^{-1}$ ligt. De diepe dalen in concentraties in 1998 en 2011 zijn toe te schrijven aan verdunning door extreem natte weerscondities (weerjaar 1998). De concentratie vertoont een lichte afname in de tijd. Dit is een gevolg van uitloging van de bodem die in de periode 1985-1994, voorafgaande aan de simulatieperiode, sterker bemest werd dan in de simulatieperiode. Wel kan worden geconcludeerd dat aan het einde van de simulatieperiode voor de N-uitspoeling een evenwichtssituatie is bereikt.

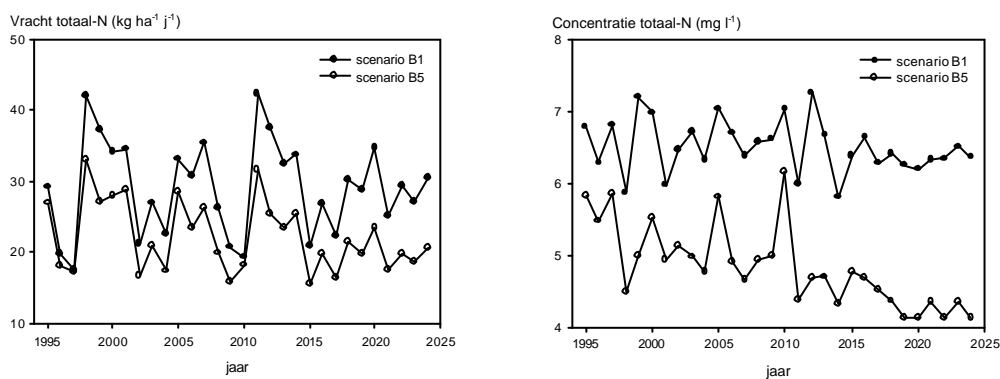


Fig. 11 Verloop van de berekende uitspoelingsvracht (links) en uitspoelingsconcentratie (rechts) van totaal-N over de simulatieperiode, voor referentiescenario B1 en natuurscenario B5, voor Bergambacht. De vrachten zijn weergegeven als oppervlaktegewogen gebiedsgemiddelde jaartotalen en de concentraties als oppervlaktegewogen gebiedsgemiddelde jaargemiddelden.

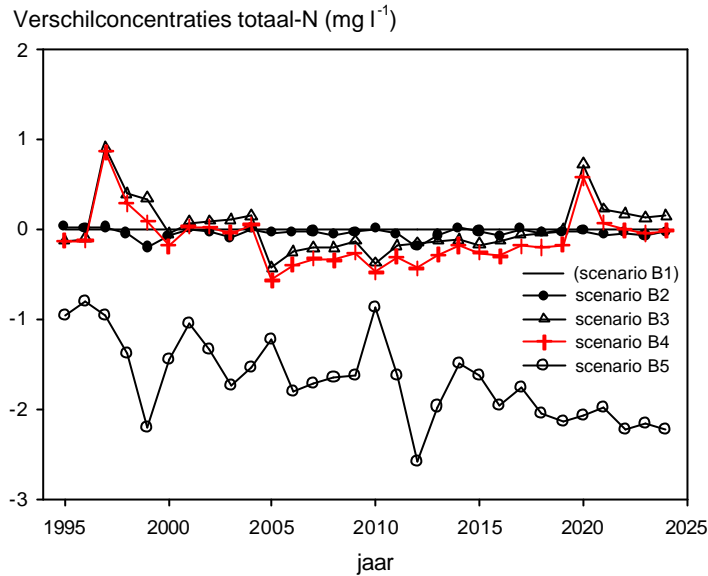


Fig. 12 Verloop van de berekende uitspoelingsconcentraties van totaal-N over de simulatieperiode voor de scenario's B2 tot en met B5, weergegeven als verschil in concentratie ten opzichte van het referentiescenario B1 (als scenario – B1), voor Bergambacht. Weergegeven zijn oppervlaktegewogen gebiedsgemiddelde jaargemiddelden

Het verloop van de gemiddelde uitspoelingsconcentraties van totaal-N voor scenario's B2, B3, B4 en B5 is in figuur 12 weergegeven als verschil ten opzichte van het referentiescenario B1. Het valt op dat de verschillen tussen de scenario's B1, B2, B3 en B4 vrij gering zijn, waaruit valt af te leiden dat in scenario's B2, B3 en B4, net als in scenario B1, aan het einde van de simulatieperiode voor de N-uitspoeling een evenwichtssituatie is bereikt. Wel vertonen scenario's B3 en B4 opvallende pieken in 1997 en 2020. Dit komt overeen met de perioden dat in deze scenario's wordt gebaggerd. In 1997 wordt het gehele gebied extra diep gebaggerd en vervolgens wordt er pas weer gebaggerd in 2020. In dat jaar is de sliblaag aangegroeid tot een niveau waarbij het gehele gebied weer regulier gebaggerd wordt. Er wordt in de genoemde jaren ten opzichte van scenario's B1 en B2 een grote hoeveelheid bagger als meststof op het land gebracht (zie 4.2.1.2), wat leidt tot hogere concentraties in het uitspoelende water (maximaal 13% hoger). De concentraties stabiliseren zich echter weer vrij snel: na drie jaar is het verschil ten opzichte van scenario B1 nagenoeg verdwenen, ook als gevolg van baggeren in 2000 in scenario B1. In scenario's B1 en B2 worden geringere hoeveelheden bagger per keer toegediend, omdat elke vijf jaar slechts de helft van het gebied wordt gebaggerd. De iets lagere concentraties bij scenario's B3 en B4 ten opzichte van B1 en B2 in de periode 2005 tot 2020 zijn het gevolg van dit om de 5 jaar baggeren in scenario's B1 en B2 gedurende een periode zonder baggeren in scenario's B3 en B4.

De iets lagere concentraties bij scenario B2 ten opzichte van scenario B1 en bij scenario B4 ten opzichte van B3 zijn het gevolg van de geringere mestgiften bij B2 en B4 ten opzichte van B1 en B3 (zie 4.2.1.3). De verschillen in bemesting zijn blijkbaar niet groot genoeg om tot grote verschillen in uitspoeling te leiden (zie verder 5.1.2.2).

Het enige scenario dat een groot effect heeft op de N-uitspoeling is scenario B5: de uitspoelingsconcentraties zijn fors lager dan bij de overige scenario's. Dit effect is toe

te schrijven aan het beëindigen van de bemesting en het onderdrukken van nutriëntrijke kwel door het opzetten van het peil. Verder valt het gemiddeld toenemend verschil in het verloop van de uitspoelingsconcentratie tussen B1 en B5 op: aan het eind van de simulatieperiode bedraagt het verschil 36%. Omdat de concentratie bij B1 relatief constant blijft, betekent dit dat de concentratie bij B5 in absolute zin afneemt. Dit is het gevolg van het uitloggen van de bodem die bij de start van de simulatieperiode nog is opgeladen met N van bemesting uit voorafgaande jaren. Toch kan worden geconcludeerd, vooral ook op basis van de N-concentratie van scenario B5 uit figuur 11, dat ook in dit scenario min of meer evenwicht is bereikt voor de N-uitspoeling aan het einde van de simulatieperiode. De dalen in het verloop van het concentratieverschil zijn het gevolg van verdunning in de natte weerjaren 1998 en 1999 (die terugkomen in respectievelijk simulatiejaar 2011 en 2012). In de onbemeste situatie van scenario B5 werkt deze verdunning sterker door dan in de bemeste situatie van scenario B1, omdat bij dit laatste scenario veel nutriënten uit mest in de bodem zijn opgeslagen die bij grotere afvoeren makkelijker kunnen uitspoelen waardoor deze afvoeren toch gepaard gaan met relatief hoge concentraties.

5.1.1.2 Fosfor

In figuur 13 zijn de gebiedsgemiddelde uitspoelingsvrachten en uitspoelingsconcentraties van totaal-P voor referentiescenario B1 en natuurscenario B5 weergegeven. Het verloop van de vrachten en concentraties van totaal-P is vergelijkbaar met dat van totaal-N: ook hier is de invloed van weerjaren op de vrachten duidelijk zichtbaar, en is het verloop van de concentraties minder grillig. Het verloop van de P-vracht en vooral dat van de P-concentratie vertonen een ander patroon dan die van de N-vracht en de N-concentratie, als gevolg van andere processen in de bodem voor beide nutriënten, waardoor ze een andere reactie vertonen op verschillen in weerjaren. De gemiddelde P-concentratie bedraagt voor B1 $0,63 \text{ mg l}^{-1}$ en vertoont een lichte afname in de tijd als gevolg van uitloging van de bodem die in de periode 1985-1994 sterker werd bemest dan de daaropvolgende simulatieperiode. Dit effect is bij P iets groter dan bij N door meer opslag in de bodem als gevolg van grotere binding aan het bodemcomplex. Toch kan ook voor de P-uitspoeling worden geconcludeerd dat min of meer evenwicht is bereikt aan het einde van de simulatieperiode.

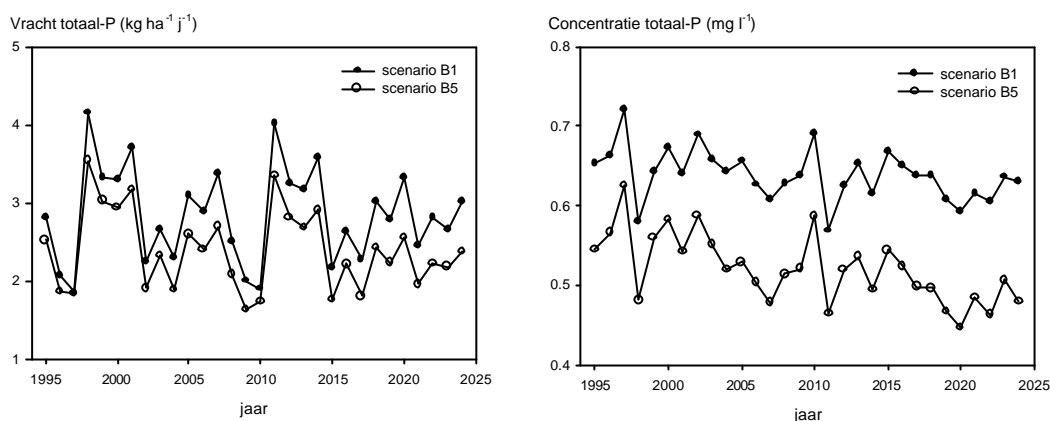


Fig 13 Verloop van de berekende uitspoelingsvracht (links) en uitspoelingsconcentratie (rechts) van totaal-P over de simulatieperiode, voor referentiescenario B1 en natuurscenario B5, voor Bergambacht. De vrachten zijn weergegeven als oppervlaktegewogen gebiedsgemiddelde jaartotalen en de concentraties als oppervlaktegewogen gebiedsgemiddelde jaargemiddelden.

In figuur 14 zijn de uitspoelingsconcentraties van totaal-P van de verschillende scenario's over de simulatieperiode weergegeven als verschil ten opzichte van referentiescenario B1. Opvallend is dat bij scenario B2 de totaal-P-concentraties in het uitspoelende water hoger zijn dan in scenario B1, terwijl het bemestingsniveau lager is. Dit wordt veroorzaakt door verminderde gewasopname, een proces dat in deze situatie voornamelijk gestuurd wordt door de beschikbaarheid van N die in scenario B2 minder is als gevolg van een lagere bemesting (zie 4.2.1.3). Bij vergelijking van scenario B4 met B3 (zelfde bemestingsverschil) treedt dit verschijnsel niet op, omdat de extra input van bagger voldoende extra N levert.

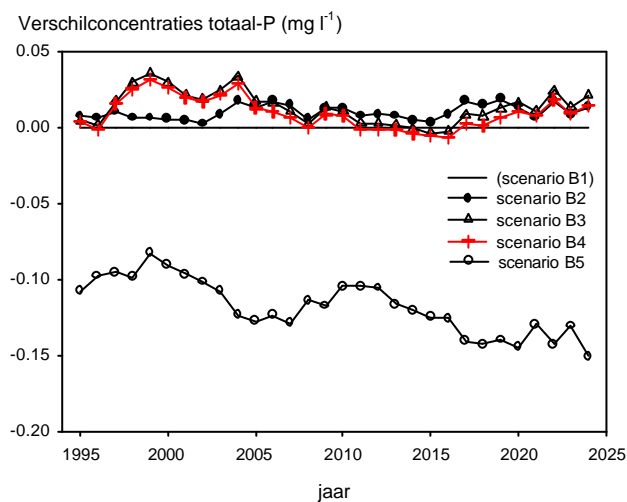


Fig 14 Verloop van de berekende uitspoelingsconcentraties van totaal-P over de simulatieperiode voor de scenario's B2 tot en met B5, weergegeven als verschil in concentratie ten opzichte van het referentiescenario B1 (als scenario - B1), voor Bergambacht. Weergegeven zijn oppervlaktegewogen gebiedsgemiddelde jaargemiddelden

Bij scenario's B3 en B4 (extra diep baggeren) is de uitspoeling van totaal-P hoger als gevolg van het toedienen van meer bagger aan de bodem (maximaal 6% hoger). Het valt op dat het effect van de eenmalige toediening van een grote hoeveelheid bagger (in 1997) verhoogde concentraties oplevert. Dit effect ijlt lange tijd (circa 10 jaar) na als gevolg van grotere opslag van P in de bodem. Hierdoor wordt P langere tijd nageleverd vanuit de bodem dan N.

Over het algemeen zijn de verschillen tussen de resultaten van de scenario's B1 tot en met B4 vrij gering. Evenals bij N valt hieruit af te leiden dat voor de P-uitspoeling bij deze vier scenario's ongeveer evenwicht is bereikt aan het einde van de simulatieperiode. Alleen scenario B5 heeft een groot effect op de uitspoeling van P. Net als bij N is dit het gevolg van het niet toevoeren van nutriënten uit mest en onderdrukken van de kwel, waardoor er minder nutriënten uitspoelen. Ook hier is de afname van de concentratie in de tijd het gevolg van het uitloggen van de bodem. De totaal-P-concentratie is aan het eind van de simulatieperiode 24% lager dan bij het referentiescenario B1. Vooral op grond van het verloop van de P-concentratie van scenario B5 van figuur 13 mag worden geconcludeerd dat aan het einde van de simulatieperiode voor de P-uitspoeling min of meer evenwicht is bereikt.

5.1.2 Scenarioresultaten peiljaar 2024

Het jaar 2024 is het laatste jaar in de simulatieperiode van 30 jaar. Effecten van scenario's zijn in dit jaar het duidelijkst doorgewerkt. Om die reden is het als peiljaar gekozen om de scenarioresultaten nader te analyseren en onderling te vergelijken. Voor dat doel is voor 2024, uit de reeks van 13 weerjaren in de simulatieperiode, een weerjaar gekozen met de meest gemiddelde weersomstandigheden (zie aanhangsel 1). In sub-paragraaf 5.1.1 is geconcludeerd dat voor alle vijf scenario's geldt dat aan het einde van de simulatieperiode zowel voor de N- als de P-uitspoeling min of meer evenwicht is bereikt.

Eerst wordt ingegaan op de emissie van N en P naar het oppervlaktewater voor de verschillende scenario's (5.1.2.1). Vervolgens worden deze emissies behandeld in relatie tot de belangrijkste termen van de N- en P-balansen van de scenario's (5.1.2.2).

5.1.2.1 N- en P-emissie naar het oppervlaktewater

In tabel 5 is een overzicht gegeven van de berekende gebiedsgemiddelde uitspoelingsvrachten en -concentraties van totaal-N en totaal-P voor de verschillende scenario's in het peiljaar 2024. Hierbij dient opgemerkt te worden dat in de simulaties voor Bergambacht in dit jaar niet wordt gebaggerd.

Tabel 5 Berekende gebiedsgemiddelde uitspoelingsvrachten en -concentraties van totaal-N en totaal-P in peiljaar 2024 voor de verschillende scenario's van Bergambacht. Tussen haakjes zijn de (afgeronde) procentuele veranderingen ten opzichte van referentiescenario B1 weergegeven.

Scenario	Totaal-N		Totaal-P	
	vracht (kg ha ⁻¹ j ⁻¹)	concentratie (mg l ⁻¹)	vracht (kg ha ⁻¹ j ⁻¹)	concentratie (mg l ⁻¹)
B1	30,5	6,4	3,02	0,63
B2	30,3 (-1%)	6,3 (-2%)	3,09 (+2%)	0,64 (+2%)
B3	31,2 (+2%)	6,5 (+2%)	3,12 (+3%)	0,65 (+3%)
B4	30,4 (0%)	6,3 (-2%)	3,09 (+2%)	0,65 (+3%)
B5	20,5 (-33%)	4,1 (-36%)	2,38 (-21%)	0,48 (-24%)

De resultaten van de scenario's B1, B2, B3 en B4 laten slechts geringe verschillen zien. Het natuurscenario B5 geeft wel substantieel kleinere vrachten en lagere concentraties ten opzichte van de andere scenario's, als gevolg van het beëindigen van de bemesting en het onderdrukken van nutriëntenrijke kwel door het opzetten van het peil. Ondanks die sterke verlaging voldoet het uitspoelende water ook in scenario B5 niet aan de MTR-waarden van 2,2 mg N l⁻¹ en 0,15 mg P l⁻¹ voor oppervlaktewaterkwaliteit. Hieruit kan worden geconcludeerd dat het uitspoelende water zelfs in de situatie die het minst door de mens beïnvloed wordt, een potentiële bron van eutrofiëring voor het oppervlaktewater vormt in het peilgebied Bergambacht.

In de figuren 15 en 16 wordt een ruimtelijk beeld van de N- en P-emissie naar het oppervlaktewater in 2024 gegeven als uitspoelingsvracht en als jaargemiddelde uitspoelingsconcentratie voor het referentiescenario B1 en het meest extreme scenario: natuurscenario B5. De ruimtelijke beelden zijn een afspiegeling van de ruimtelijke patronen van de drie belangrijkste bronnen van diffuse nutriëntenemissie in het gebied: bemesting, bodem en kwel.

Het ruimtelijk patroon van de bemesting van referentiescenario B1 is weergegeven in figuur 9, paragraaf 4.2.1.3. Dit beeld is zeer heterogeen, maar er is wel een duidelijke tendens dat de bemesting gemiddeld hoger is in het veengebied dan in het kleigebied (zie figuur 3 voor het onderscheid tussen deze twee gebiedsdelen). In de tabellen 6 en 7 in paragraaf 5.1.2.2 wordt dit kwantitatief bevestigd. De laagste bemesting vindt plaats in de stedelijke kernen (4.2.1.3).

De bodem beïnvloedt de nutriëntenemissie in twee hoedanigheden: direct als (natuurlijke) bron van nutriënten en indirect als medium waaraan de meststoffen worden toegediend. In beide hoedanigheden levert de veenbodem een grotere bijdrage aan de N- en P-emissie dan de kleibodem. Veen bezit van nature een grote potentie aan N en P, opgeslagen in de organische stof van het veen, waardoor de achtergrondbelasting van het oppervlaktewater met N en P in veengebieden veel groter is dan in kleigebieden (Hendriks, 1993). Bij de nattere en organischestofrijkere veenbodems spoelt een veel groter deel van vooral de organische meststoffen uit en af dan bij de kleibodems (Hendriks, 1993). Het ruimtelijke patroon van de bodem als nutriëntenbron wordt dus vooral bepaald door het ruimtelijke onderscheid tussen klei- en veengebied (figuur 3).

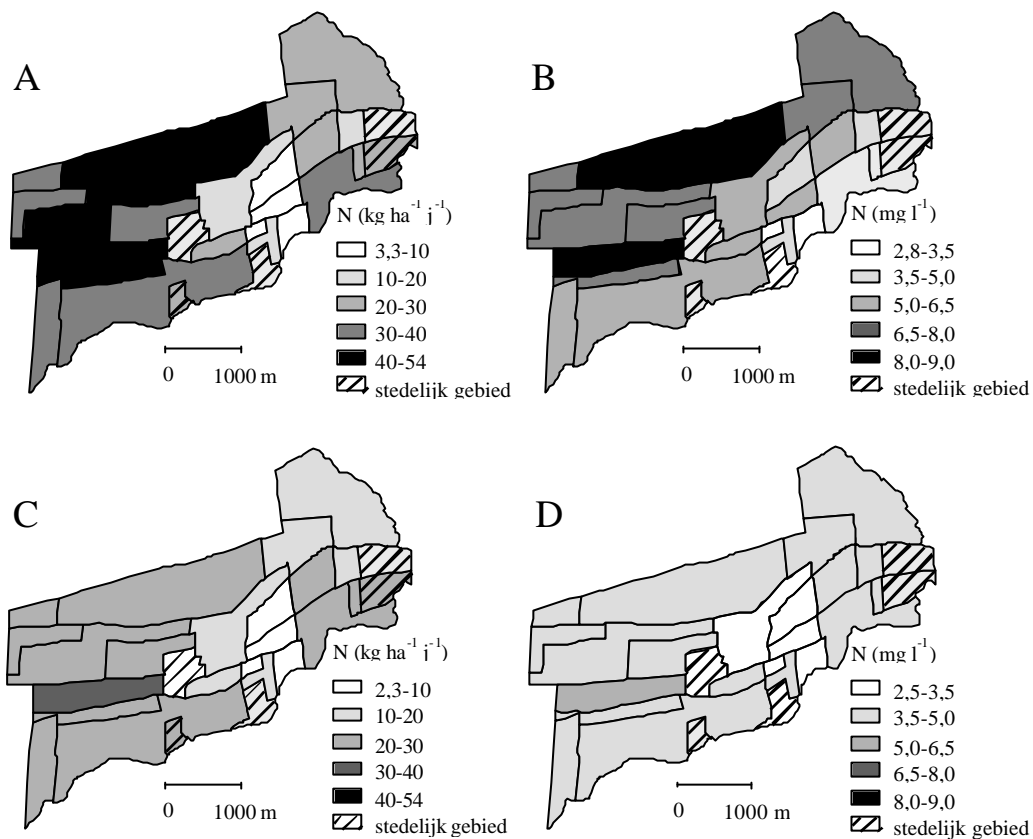


Fig. 15A, B, C, D Ruimtelijke weergave van de berekende totaal-N-emissie vanuit en vanaf de bodem naar het oppervlaktewater in Bergambacht in het jaar 2024, weergegeven als vracht voor referentiescenario B1 (A) en scenario B5 (C) en als gemiddelde uitspoelingsconcentratie voor scenario B1 (B) en scenario B5 (D). Let op: ondergrenzen in de laagste klasse komen overeen met de laagst voorkomende waarden.

Het ruimtelijke patroon van de derde bron van nutriënten, de kwel, wordt bepaald door twee aspecten: het ruimtelijke patroon van de kwelintensiteit en dat van de nutriëntenconcentraties in het kwelwater. Het algemene beeld voor de intensiteit is dat deze het hoogst is in het zuiden direct langs de rivier de Lek en afneemt in noordelijke richting. Iets ten oosten van het midden van het gebied vindt grote wegzijging plaats als gevolg van de plaatselijke wateronttrekking (clusters 5 en 7, figuur 6). Het ruimtelijke patroon van de kwelwaterconcentraties is dat deze toenemen van het zuiden richting het noorden en van het oosten richting het westen. De hoogste concentraties worden derhalve gevonden in de noordwestelijke hoek en de laagste in de zuidoostelijke. Dit levert een redelijk complex ruimtelijk patroon op van de aanvoervrachten van N en P via kwel dat ook nog eens verschilt tussen de scenario's B1 en B5, omdat in het laatste scenario het peil is opgezet waardoor daar in het grootste deel van het gebied nauwelijks tot geen kwel meer optreedt. De algemene trend voor scenario B1 is dat de kwelvrachten het hoogst zijn in het zuiden direct langs de Lek met uitzondering van het midden van deze strook waar ze nihil zijn. In het westen en middennoorden zijn de vrachten ook relatief hoog, maar voor

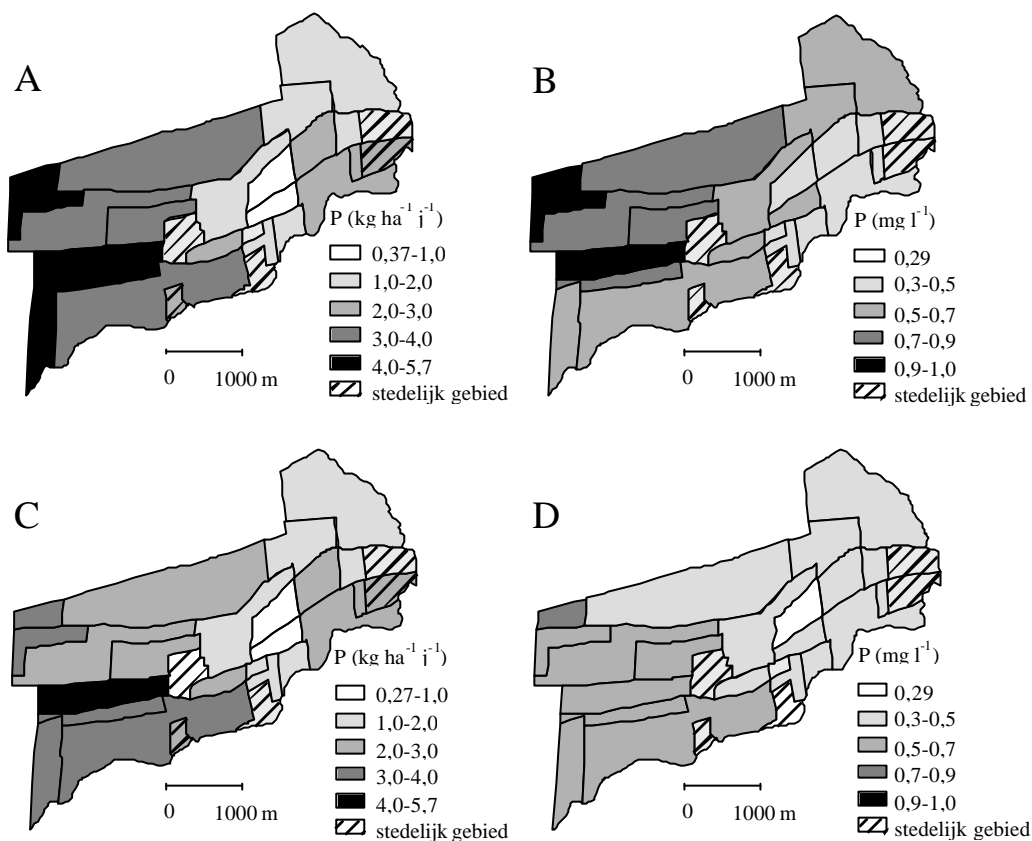


Fig. 16A, B, C, D Ruimtelijke weergave van de berekende totaal-P-emissie vanuit en vanaf de bodem naar het oppervlaktewater in Bergambacht in het jaar 2024, weergegeven als vracht voor referentiescenario B1 (A) en scenario B5 (C) en als gemiddelde uitspoelingsconcentratie in het afgevoerde water voor scenario B1 (B) en scenario B5 (D). Let op: ondergrenzen in de laagste klasse komen overeen met de laagst voorkomende waarden.

N bijna twee keer zo laag als in het zuiden en voor P een weinig lager dan in het zuiden. In het midden en het noordoosten zijn de kwelvrachten nihil tot 0, omdat in deze gebieden nauwelijks tot geen kwel optreedt. In scenario B5 zijn er alleen kwelvrachten van betekenis in de zuidelijke strook langs de Lek. Voor de rest van het gebied zijn de kwelvrachten nihil tot 0.

De ruimtelijke beelden van de N- en P-emissie in de figuren 15 en 16 zijn een optelsom van de bovengeschetste ruimtelijke patronen van de drie bronnen van N en P. Dit resulteert in een duidelijk verschil in ruimtelijk beeld tussen N en P, tussen vrachten en concentraties, en tussen de twee scenario's B1 en B5.

Voor de N-vrachten van scenario B1 (figuur 15A) worden de hoogste waarden gevonden in het midden- en noordwesten en middennoorden als gevolg van een relatief hoge bemesting, een veenbodem en vrij hoge kwelvrachten. Ook in het zuiden zijn de vrachten vrij hoog, vooral als gevolg van de hoge kwelvrachten. In het midden zijn de N-vrachten het laagst, vooral als gevolg van de hoge wegzijging. Het

patroon van de N-concentraties van B1 (figuur 15B) is vooral verschillend van dat van de vrachten doordat de concentraties in het kwelwater in het zuiden geringer zijn dan in het noorden waardoor de uitspoelingsconcentraties in het zuiden ook relatief gering zijn ten opzichte van die in het noorden. De laagste waarden worden ook hier gevonden in het midden en in de stedelijke kernen.

Bij scenario B5 speelt bemesting geen rol meer. Daarnaast is de kwel sterk onderdrukt waardoor deze alleen in het zuiden langs de Lek nog een rol van betekenis speelt. Dit leidt tot een vrij genivelleerd beeld voor zowel vrachten als concentraties (figuren 15 C en D): de veenbijdrage in het midden en noorden en de kwelbijdrage in het zuiden houden elkaar redelijk in evenwicht. Uitzondering hierop vormen weer het midden van het gebied met sterke wegzijging en de stedelijke kernen. Zowel voor N als P is de verlaging van vrachten en concentraties ten opzichte van scenario B1 vooral zichtbaar in het veengebied. Voor P verandert er in het kleigebied relatief weinig, omdat in dit gebied veel P afkomstig uit vroegere hoge bemesting is gebonden aan het bodemcomplex waardoor nog lang nalevering plaatsvindt.

De ruimtelijke beelden voor P (figuur 16) zijn grofweg hetzelfde als die voor N. Het grootste verschil is dat de hoogste waarden voor uitspoelingsvrachten en -concentraties van P bij beide scenario's wat meer geconcentreerd in het westen worden gevonden in vergelijking met N. Dit is vooral het gevolg van verschillen in de patronen van de kwelvrachten en kwelwaterconcentraties: bij P zijn de verschillen in concentratie in het kwelwater tussen west en oost veel groter dan bij N.

Zelfs in de laagste klassen zijn de gemiddelde uitspoelingsconcentraties overal hoger dan de MTR-waarden, zowel voor N als P. Het uit de bodem spoelende water is dus een potentiële bron van eutrofiëring voor het oppervlaktewater.

5.1.2.2 N- en P-balansen

In het navolgende worden balansen gegeven voor N (tabel 6) en P (tabel 7), achtereenvolgens voor het totale peilgebied, het kleigebied en het veengebied. In de balansen zijn als ingaande posten opgenomen: bemesting, organisch-N en -P in versontwaterd gereduceerd veen dat beschikbaar komt door oxidatie, atmosferische depositie, kwel en infiltratie vanuit het oppervlaktewater. Uitgaande posten zijn: netto gewasopname, denitrificatie (bij N), wegzijging en uitspoeling naar het oppervlaktewater. Vervluchtiging van N (in de vorm van ammoniak, orde van grootte: 17–21 kg N ha⁻¹ j⁻¹) is in alle gevallen verrekend met de bemesting. De voorlaatste kolom geeft de verandering van de totale nutriëntenvoorraad in de bodem weer (voorraad in organische stof, opgelost in het bodemvocht en gebonden aan het bodemcomplex). Deze term is gelijk aan het verschil tussen de ingaande en uitgaande posten. In de laatste kolom staat de term 'aanvoer-minus-afvoer' als de ingaande post 'mest' minus de uitgaande post 'netto gewasopname'. Deze term komt overeen met de gelijknamige term in het achtergronddocument van de Evaluatie van het Mestbeleid (Schoumans et al., 2002) die daar voor N is gedefinieerd als de bemesting met kunstmest en dierlijke mest na aftrek

van de ammoniakemissie bij mesttoediening minus de netto gewasopname, en voor P als de bemesting met dierlijke mest minus de netto gewasopname. Deze term is een vertaling van de verliesnormen volgens de MINAS-systematiek die gelden op bedrijfsniveau naar verliesnormen op perceels- of plotschaal. In Schoumans et al. (2002) worden waarden voor deze term gegeven bij verschillende MINAS-verliesnormen. Voor P is in deze term kunstmest-P buiten beschouwing gelaten, maar in de MINAS-systematiek wordt er wel van uitgegaan dat deze mestvorm wordt gegeven. Het verschil tussen de MINAS-verliesnorm en deze term is daarom gelijk aan de P-kunstmestgift. Omdat in deze modelstudie geen kunstmest-P wordt toegediend en de volledige mestgift bestaat uit dierlijke mest is hier de MINAS-verliesnorm zelf de beste maat voor de verliesnormen op perceelsschaal.

De post 'veen' aan de ingaande kant van de balans, als gereduceerd veen dat door ontwatering ter beschikking komt voor oxidatie en mineralisatie in de onverzadigde zone, impliceert dat er veen verdwijnt uit de permanentverzadigde zone. Deze post 'veen' is niet opgenomen aan de uitgaande kant, omdat wordt verondersteld dat het veenprofiel niet afneemt in dikte: veen dat aan de bovenkant uit de permanent verzadigde zone verdwijnt, wordt aan de onderkant van die zone weer aangevuld. In die zin is de post 'veen' voor het totale veenprofiel een extra bron van nutriënten. Deze benadering strookt met de randvoorwaarden van de scenarioberekeningen dat de toestand van 2000 wordt gehandhaafd: zowel de aanvoer van nutriënten via kwel en door ontwatering van gereduceerd veen, als de maaiveldshoogte, en dus de dikte van het veenprofiel, worden vastgehouden op het niveau van 2000 (zie 4.1 derde alinea). Deze benadering komt ook overeen met de werkwijze in de modelberekeningen. Hierin wordt veen als organisch materiaal toegediend aan het onverzadigde deel van het profiel om het aansnijden van gereduceerd veen als gevolg van handhaving van de drooglegging bij maaiveldsdaling te simuleren, zonder dat dit in mindering wordt gebracht op de veenvoorraad in de permanentverzadigde zone (zie 4.1 vierde alinea).

Let op: in de tabellen is de daadwerkelijke N-bemesting weergegeven zoals deze voor de modelberekeningen is ingevoerd. Dit in tegenstelling tot paragraaf 4.2.1.3 en figuur 9 waarin de effectieve N-bemesting is weergegeven. De vertaling van effectieve bemesting naar ANIMO-input wordt uitgelegd in aanhangsel 3.

In de navolgende bespreking van de balansen wordt achtereenvolgens ingegaan op de (verandering van de) nutriëntenvoorraad in de bodem in relatie tot bemesting en de MINAS-verliesnormen, de bemestingsscenario's, de baggerscenario's en het natuurscenario. Deze bespreking richt zich vooral op de resultaten van het 'totale gebied' (tabellen 6A en 7A). De belangrijkste verschillen tussen het klei- en veengebied worden als laatste apart behandeld (tabellen 6B vs. 6C en 7B vs. 7C).

Tabel 6 Stikstofbalansen voor de vijf scenario's van Bergambacht voor het jaar 2024. Alle termen zijn uitgedrukt in kg totaal-N ha⁻¹ j⁻¹. De term 'bagger' is niet weergegeven in de balansen daar in de modelberekeningen in 2024 niet wordt gebaggerd. De tabel is onderverdeeld in drie delen: A: het totale gebied, B: het kleigebied en C: het veengebied.

A	In					Uit				Verandering bodemvoorraad	Aanvoermanus-afvoer ²
	Scenario	mest ¹	veen	depositie	kwel	infiltratie	netto gewasopname	denitrificatie	weg-zijging		
B1	285,5	97,4	41,9	8,4	2,0	296,0	148,0	3,8	30,5	-43,1	-10,5
B2	261,3	97,4	41,9	8,4	2,0	281,0	139,0	3,8	30,3	-43,1	-19,7
B3	285,5	97,4	41,9	8,4	2,0	294,0	148,0	3,8	31,2	-41,8	-8,5
B4	261,3	97,4	41,9	8,4	2,0	281,0	139,0	3,8	30,4	-43,2	-19,7
B5	0,0	48,7	41,9	4,0	2,4	100,0	57,0	7,2	20,5	-87,7	-100,0

B	In					Uit				Verandering bodemvoorraad	Aanvoermanus-afvoer ²
	Scenario	mest ¹	veen	depositie	kwel	infiltratie	netto gewasopname	denitrificatie	weg-zijging		
B1	243,2	18,1	41,9	13,6	1,2	299,0	141,0	1,5	26,9	-150,4	-55,8
B2	229,0	18,1	41,9	13,6	1,2	289,0	137,0	1,5	27,0	-150,7	-60,0
B3	243,2	18,1	41,9	13,6	1,2	298,0	141,0	1,5	27,4	-149,9	-54,8
B4	229,0	18,1	41,9	13,6	1,2	289,0	136,0	1,5	27,2	-149,9	-60,0
B5	0,0	9,1	41,9	9,5	1,8	132,0	70,0	1,8	21,5	-163,0	-132,0

C	In					Uit				Verandering bodemvoorraad	Aanvoermanus-afvoer ²
	Scenario	mest ¹	veen	depositie	kwel	infiltratie	netto gewasopname	denitrificatie	weg-zijging		
B1	310,8	144,9	41,9	5,2	2,5	294,0	152,0	5,2	32,6	21,5	16,8
B2	280,7	144,9	41,9	5,2	2,5	276,0	140,0	5,2	32,3	21,7	4,7
B3	310,8	144,9	41,9	5,2	2,5	292,0	152,0	5,2	33,5	22,6	18,8
B4	280,7	144,9	41,9	5,2	2,5	276,0	140,0	5,2	32,3	21,7	4,7
B5	0,0	72,5	41,9	0,7	2,8	80,0	49,0	10,5	20,0	-41,6	-80,0

¹ mest = kunstmest + dierlijke mest - NH₃-vervluchtiging (17-21 kg N ha⁻¹ j⁻¹)

² aanvoermanus-afvoer = mest - netto gewasopname (Schoumans et al., 2002)

Opmerking: de weergave van de resultaten in 1 decimaal suggereert geen absolute nauwkeurigheid maar hier is voor gekozen om onderscheid tussen de resultaten van modelberekeningen van de verschillende scenario's zichtbaar te houden.

Bodemvoorraad en MINAS-verliesnormen

De kolom 'Verandering bodemvoorraad' in tabellen 6A en 7A laat voor het 'totale gebied' zien dat zowel bij N als P gemiddeld in 2024 een intering op de bodemvoorraad plaatsvindt. Dat heeft twee oorzaken. In de eerste plaats waren de mestgiften in het verleden flink hoger dan in de simulatieperiode: de bemesting in de 30 jaar voorafgaand aan de 30-jarige simulatieperiode (1964-1994) was gemiddeld 230 kg N ha⁻¹ j⁻¹ en 22 kg P ha⁻¹ j⁻¹ hoger dan die in het referentiescenario B1, met maximale verschillen van 395 kg N ha⁻¹ j⁻¹ en 38 kg P ha⁻¹ j⁻¹ voor de periode 1985-1989. Met deze hogere mestgiften is ANIMO geïnitieerd (Hendriks et al., 2002).

Tabel 7 Fosforbalansen voor de vijf scenario's van Bergambacht voor het jaar 2024. Alle termen zijn uitgedrukt in kg totaal-P ha⁻¹ j⁻¹. De term 'bagger' is niet weergegeven in de balansen daar in de modelberekeningen in 2024 niet wordt gebaggerd. De tabel is onderverdeeld in drie delen: A: het totale gebied, B: het kleigebied en C: het veengebied.

A	In					Uit			Verandering bodemvoorraad	Aanvoer-minus-afvoer ²
	Scenario	mest ¹	veen	depositie	kwel	infiltratie	netto gewasopname	weg-zijging		
B1	31,64	0,36	0,78	0,90	0,53	33,30	0,43	3,02	-2,54	-1,66
B2	29,64	0,36	0,78	0,90	0,53	31,60	0,43	3,09	-2,91	-1,96
B3	31,64	0,36	0,78	0,90	0,53	33,40	0,43	3,12	-2,74	-1,76
B4	29,64	0,36	0,78	0,90	0,53	32,00	0,43	3,09	-3,31	-2,36
B5	0,00	0,18	0,78	0,40	0,61	10,70	0,87	2,38	-11,98	-10,70

B	In					Uit			Verandering bodemvoorraad	Aanvoer-minus-afvoer ²
	Scenario	mest ¹	veen	depositie	kwel	infiltratie	netto gewasopname	weg-zijging		
B1	27,93	0,07	0,78	1,50	0,29	33,60	0,18	2,94	-6,15	-5,67
B2	25,93	0,07	0,78	1,50	0,29	32,70	0,19	2,97	-7,29	-6,77
B3	27,93	0,07	0,78	1,50	0,29	33,80	0,18	2,99	-6,40	-5,87
B4	25,93	0,07	0,78	1,50	0,29	32,90	0,18	2,97	-7,48	-6,97
B5	0,00	0,03	0,78	1,00	0,47	15,40	0,24	2,53	-15,89	-15,40

C	In					Uit			Verandering bodemvoorraad	Aanvoer-minus-afvoer ²
	Scenario	mest ¹	veen	depositie	kwel	infiltratie	netto gewasopname	weg-zijging		
B1	34,47	0,53	0,78	0,60	0,67	33,10	0,58	3,07	0,30	1,37
B2	31,47	0,53	0,78	0,60	0,67	31,00	0,58	3,16	-0,69	0,47
B3	34,47	0,53	0,78	0,60	0,67	33,10	0,58	3,20	0,17	1,37
B4	31,47	0,53	0,78	0,60	0,67	31,50	0,58	3,16	-1,19	-0,03
B5	0,00	0,27	0,78	0,10	0,70	7,70	1,25	2,30	-9,40	-7,70

¹ mest = uitsluitend dierlijke mest

² aanvoer-minus-afvoer = mest – netto gewasopname (Schoumans et al., 2002)

Opmerking: de weergave van de resultaten in 2 decimalen suggereert geen absolute nauwkeurigheid maar hier is voor gekozen om onderscheid tussen de resultaten van modelberekeningen van de verschillende scenario's zichtbaar te houden.

Hierdoor is de bodem opgeladen met N en P uit meststoffen; bij N vooral in de vorm van organische stof en bij P vooral gebonden aan het bodemcomplex. Ten tweede is er in het 'recente verleden', in 2015 in de westelijke en in 2020 in de oostelijke helft van het gebied, een grote hoeveelheid nutriënten, vooral in organische vorm, met bagger op het land gebracht: 907 kg N ha⁻¹ en 86 kg P ha⁻¹. In 2024 is nog een substantieel deel van deze nutriënten in de bodem aanwezig.

Het gevolg hiervan is dat in 2024, gemiddeld voor het totale gebied, de nutriëntenvoorraad in de bodem nog niet in evenwicht is met het relatief lage bemestingsniveau. De gewasopname profiteert nog van de grote bodemvoorraad, wat tot uitdrukking komt in de term 'aanvoer-minus-afvoer' (laatste kolom tabellen 6A en 7A) die voor het totale gebied bij alle scenario's voor zowel N als P negatief is: het gewas neemt meer op dan er aan bemesting wordt gegeven en teert in op de bodemvoorraad. De waarde van aanvoer-minus-afvoer die een maat op perceelsschaal is voor de MINAS-verliesnorm behorende bij het Mestbeleid 2003 bedraagt voor grasland op veen 101 kg N ha^{-1} (MINAS-verliesnorm 180 kg N ha^{-1}) en op klei 129 kg N ha^{-1} (MINAS-verliesnorm 180 kg N ha^{-1}), en voor grasland op zowel veen als klei $9 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ (de MINAS-verliesnorm zelf) voor de situatie waarin geen P-kunstmest wordt gegeven, zoals in deze studie (Schoumans et al., 2002). Hieruit volgt dat de bemesting, gemiddeld gezien over het totale gebied, in alle scenario's ruimschoots voldoet aan de verliesnormen en als extensief is te bestempelen.

Hoewel er nog geen evenwicht is tussen bodemvoorraad en bemestingsniveau blijkt uit de bespreking van het verloop van de N- en P-uitspoelingsvrachten en –concentraties van sub-paragraaf 5.1.1 dat aan het einde van de simulatieperiode de uitspoeling wel min of meer in evenwicht is met de bodemvoorraad en de aanvoer-minus-afvoer. De verwachting is dat bij voortzetting van de simulaties bij gelijk bemestingsniveau de gewasopname, en bij N de denitrificatie, wel zullen afnemen naarmate de bodemvoorraad meer raakt uitgeput tot evenwicht is bereikt, maar dat dat voor de uitspoeling nauwelijks geldt. Deze verwachting is mede gebaseerd op de constatering dat in de gehele simulatieperiode de gewasopname en denitrificatie sterker afnemen dan de uitspoeling, en dat deze twee posten tot het einde van de simulatieperiode duidelijk blijven afnemen.

Bemestingsscenario's

Vergelijking van de scenario's met verlaagde bemesting B2 en B4 met hun tegenhangers qua baggervariant scenario B1 respectievelijk B3 voor het totale gebied (tabel 7A en 8A) geeft het volgende beeld voor B2 en B4 ten opzichte van B1 respectievelijk B3 te zien: aan de inputkant een lagere input door lagere mestgiften en aan de outputkant een geringere gewasopname en denitrificatie en een iets kleinere uitspoeling bij N. Voor P is de uitspoeling bij B2 iets groter dan bij B1 en bij B4 iets kleiner dan bij B3. De intering op de bodemvoorraad is in het geval van N gelijk (B2 vs. B1) of iets groter (B4 vs. B3), en in het geval van P iets groter bij de scenario's met lagere bemesting. De term aanvoer-minus-afvoer is in alle gevallen kleiner bij B2 en B4 in vergelijking met B1 en B3.

De verschillen in N- en P-balansposten tussen referentiescenario B1 en het scenario met lagere bemesting B2, voor het totale gebied, zijn weergegeven in figuur 17. Hierin is te zien dat de verschillen in de uitspoeling zowel in relatieve als absolute zin erg klein zijn ten opzichte van de verschillen in de andere posten. Een verlaging van de N-bemesting van $24,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ (een verlaging van 8%) bij scenario B2 ten opzichte van het referentiescenario B1 heeft vooral effect op de gewasopname ($15,0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ of 5% lager) en de denitrificatie ($9,0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ of 6% lager). De

uitspoeling is bij B2 slechts 0,2 kg N ha⁻¹ j⁻¹ lager dan in het referentiescenario, een verlaging van slechts 0,7%. Een verlaging van de P-bemesting van 2,00 kg P ha⁻¹ j⁻¹ (6%) in scenario B2 ten opzichte van B1 heeft vooral effect op de gewasopname (1,70 kg P ha⁻¹ j⁻¹ of 5% lager). De bodemvoorraad neemt conform de verwachting bij B2 meer af (0,37 kg P ha⁻¹ j⁻¹ of 14,6%). De uitspoeling is echter bij B2 iets hoger (0,07 kg P ha⁻¹ j⁻¹ of 2,3%). Dit is het gevolg van de verminderde gewasopname, een proces dat in deze situatie voornamelijk gestuurd wordt door de beschikbaarheid van N die in scenario B2 minder is als gevolg van een lagere bemesting (zie ook 5.1.1.2).

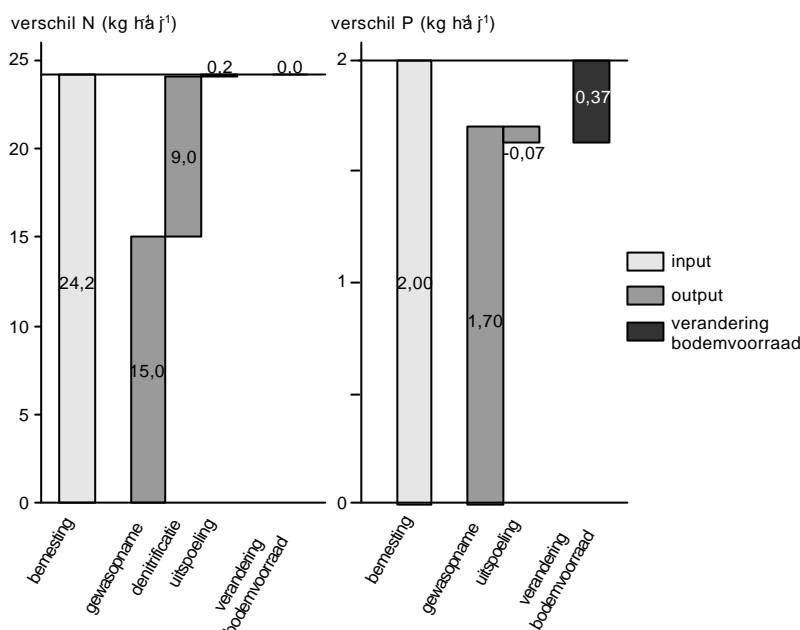


Fig. 17 Verschil in input (bemesting), output (gewasopname, denitrificatie, uitspoeling) en verandering in de bodemvoorraad van N en P tussen het referentiescenario B1 en scenario B2 (als B1 – B2), voor Bergambacht. Een positief verschil voor de verandering in de bodemvoorraad betekent een grotere intering op de bodemvoorraad bij B2; een negatief verschil het omgekeerde.

Baggerscenario's

Vergelijken van de balansen van scenario B3 met B1 (tabel 6A en 7A) laat zien dat beide gelijke input hebben, maar dat de uitspoeling bij B3 iets hoger is: bij N 2% en bij P 3%. Dit is het gevolg van verschil in nalevering van nutriënten die in voorgaande jaren in de vorm van bagger zijn opgebracht. In scenario B3 is het gehele gebied voor het laatst gebaggerd in 2020, terwijl in B1 slechts de helft van het gebied in 2020 is gebaggerd, de andere helft voor het laatst in 2015. Bij scenario B4 ten opzichte van B2 heeft dit verschil in baggervarianten nagenoeg geen effect.

Natuurscenario

Bij vergelijking van scenario B5, waarin geen bemesting plaatsvindt en het peil wordt opgezet, met de overige scenario's voor het totale gebied (tabel 7A en 8A) is aan de inputkant te zien: géén input van N en P uit meststoffen, verminderd beschikbaar komen voor mineralisatie van organisch-N en -P in versontwaterd gereduceerd veen, een veel geringere aanvoer van nutriënten door kwel en een grotere aanvoer door infiltratie. Dit scenario levert als output: een verminderde gewasopname, geringere

denitrificatie, grotere wegzijging en geringere uitspoeling. De afname van de bodemvoorraad is in dit scenario veel groter, en de term aanvoer-minus-afvoer veel kleiner. Dit is als volgt te verklaren:

- Het verminderd beschikbaar komen voor mineralisatie van organisch-N en -P in gereduceerd veen is het gevolg van het verhoogde peil bij scenario B5. Daardoor is de grondwaterstand hoger en is er een kleiner ontwaterd (onverzadigd) profiel. Mineralisatie van veen vindt voornamelijk plaats in het onverzadigde deel van het profiel.
- Door het hogere peil wordt de kwel onderdrukt. De hoeveelheid kwel wordt daardoor kleiner of slaat om in (netto) wegzijging. Hierdoor wordt ook de aanvoer van N en P door kwel kleiner.
- De grotere infiltratie van N en P is ook het gevolg van de geringere kwel en grotere wegzijging. Door handhaving van het peil in droge perioden is de waterbehoefte in deze perioden bij B5 groter, wat leidt tot een grotere infiltratie ten opzichte van de andere scenario's.
- De geringere gewasopname, denitrificatie en uitspoeling aan de outputkant zijn het gevolg van een kleiner aanbod aan de inputkant. De afname ten opzichte van het referentiescenario bedraagt bij N voor gewasopname 66%, voor denitrificatie 61% en voor uitspoeling 33%. De afname bij P bedraagt voor gewasopname 68% en voor uitspoeling 21%. Hieruit blijkt dat ten opzichte van de veranderingen in de andere balansposten de vermindering in de uitspoeling een ondergeschikte rol speelt, zowel in absolute als relatieve zin. Dat neemt echter niet weg dat in het natuurscenario een substantiële, en ten opzichte van de andere scenario's de grootste reductie in de uitspoeling wordt bereikt.
- De grotere wegzijging is, zoals hierboven besproken, het gevolg van het verhogen van het peil.
- De grotere afname van de bodemvoorraad is het gevolg van de lagere input die gecompenseerd wordt door het sterker putten uit de bodemvoorraad. De term aanvoer-minus-afvoer is veel kleiner, omdat in dit scenario de post 'aanvoer' in deze term gelijk aan '0' is.

Kleigebied versus veengebied

Vergelijking van het kleigebied met het veengebied (tabel 7B met 7C en tabel 8B met 8C) geeft het volgende te zien:

Aan de inputkant bij het veengebied ten opzichte van het kleigebied: hogere mestgiften, een grotere hoeveelheid nutriënten die beschikbaar komt voor mineralisatie uit versontwaterd gereduceerd veen, een geringere aanvoer door kwel als gevolg van een lagere kwelintensiteit en een grotere infiltratie door de grotere waterbehoefte als gevolg van de geringere kwel. Aan de outputkant bij het veengebied ten opzichte van het kleigebied: iets lagere gewasopname (in B5 flink lager), iets grotere denitrificatie, een grotere wegzijging (door afname kwel) en een grotere uitspoeling naar het oppervlaktewater. Het grootste verschil is te constateren bij de verandering van de bodemvoorraad: bij N is er in het kleigebied een grote afname van de bodemvoorraad (uitloging) en in het veengebied een geringe toename van de bodemvoorraad, behalve bij scenario B5, waar ook uitloging in het veengebied plaatsvindt, die echter veel kleiner is dan die in het kleigebied. In het geval van P is er in het kleigebied een afname van de bodemvoorraad te zien en in het veengebied een kleine toename (B1, B3) of een kleinere

afname (B2, B4, B5). De term aanvoer-minus-afvoer is veel kleiner, en consequent negatief, bij het kleigebied dan bij het veengebied, waar deze term in de meeste gevallen positief is.

De verschillen aan de outputkant zijn als volgt te verklaren:

- Lagere gewasopname in het veengebied wordt veroorzaakt doordat voor dit gebied een circa 8% lagere gewasverdamping door $SWAP_{cr}$ wordt berekend dan in het kleigebied, als gevolg van meer natschade in dit nattere gebied. Dit resulteert in lagere nutriëntenopnames in ANIMO.
- Grotere denitrificatie in het veengebied is het gevolg van een grotere hoeveelheid organische stof in het veen. Daardoor wordt er meer nitraat gevormd in de top van het veenprofiel. Het deel van dit nitraat en van de kunstmestnitraat dat niet door het gewas wordt opgenomen, verdwijnt bij transport door het organischestofrijke veen naar ontwateringsmiddelen nagenoeg volledig door denitrificatie uit het profiel (Hendriks, 1993).
- De grotere uitspoeling in het veengebied is het gevolg van de grotere achtergrondbelasting uit de bodem zelf door de grotere voorraad nutriënten in veen, en de grotere uitspoelingsgevoeligheid voor vooral organische mest door de nattere omstandigheden en de aanwezigheid van een grote organische-stofvoorraad (Hendriks, 1993).

De grote(re) uitputting van de bodem bij het kleigebied geeft aan dat dit gebied sterk aan het interen is op de nutriëntenvoorraad in de bodem, welke in het verleden is opgebouwd toen de bemesting veel hoger was (in de periode 1964-1994: gemiddeld $270 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en $26 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ hoger). Klei kan veel P naleveren door het grote fosfaatbindend vermogen van het bodemcomplex. N is vooral opgeslagen in de vorm van organische stof. Bij het veengebied treedt accumulatie van N op als gevolg van de relatief grote extra aanvoerpost organisch-N in ontwaterd gereduceerd veen dat beschikbaar komt voor mineralisatie. Blijkbaar wordt slechts een deel van deze organisch-N gemineraliseerd en aangewend voor gewasopname, denitrificatie en uitspoeling. Het overige deel wordt toegevoegd aan de organisch-N-voorraad in de bodem, wat leidt tot de netto accumulatie van N in de bodem.

Ook bij het veengebied vindt intering op de nutriëntenvoorraad in de bodem plaats die is opgebouwd door de grotere bemesting in het verleden. Het verschil in bemestingsniveau tussen de simulatieperiode en het verleden (in de periode 1964-1994 was de bemesting gemiddeld $205 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en $19 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ hoger) is bij het veengebied echter veel kleiner ($65 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en $7 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) dan bij het kleigebied. Dit is vooral ook de reden voor de veel geringere intering op de P-voorraad in de bodem bij het veengebied dan bij het kleigebied. De aanvoer van organisch-P in ontwaterd gereduceerd veen is ook bij het veengebied slechts zeer gering, maar groot genoeg om bij scenario's B1 en B3 de intering volledig te compenseren.

De term aanvoer-minus-afvoer is bij het kleigebied veel kleiner dan bij het veengebied door de veel geringere bemesting en de iets grotere gewasopname bij het eerste gebied. Bij het kleigebied is deze term consequent negatief wat betekent dat het gewas inteert op de bodemvoorraad. Bij het veengebied is de aanvoer meestal groter dan de opname en is

dus sprake van een netto belasting van de bodem. Echter, volgens de bij de MINAS-verliesnormen van het Mestbeleid 2003 geldende waarden voor aanvoer-minus-afvoer van $101 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en $9 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ voor grasland op veen (Schoumans et al., 2002) voldoet ook de bemesting in het veengebied ruimschoots aan de normen.

De effecten van de bemestingsscenario's B2 en B4 op de uitspoeling zijn groter bij het veengebied dan bij het kleigebied, als gevolg van de grotere gevoeligheid van het veengebied voor uit- en afspoeling van meststoffen. Deze reden geldt ook voor de grotere effecten van natuurscenario B5 bij het veengebied. Andere redenen hiervoor zijn vooral dat de toename van de wegzijging (B5 vs. B1), die bij het veengebied groter is, en voor N dat de daarmee samenhangende afname van de kwel bij het veengebied iets groter is.

5.2 Rozendaal

5.2.1 Scenarioresultaten simulatieperiode

In deze paragraaf worden voor proefgebied Rozendaal de resultaten van de verschillende scenarioberekeningen over de gehele simulatieperiode besproken. Er wordt steeds een vergelijking gemaakt met het referentiescenario B1. Zie paragraaf 4.3.2 voor een overzicht van de verschillende scenario's.

5.2.1.1 Stikstof

In figuur 18 is het verloop van de berekende uitspoelingsvracht van totaal-N over de simulatieperiode weergegeven voor het referentiescenario B1 en het natuurscenario B5. De resultaten zijn naar oppervlakte gewogen gemiddelden van de twee clusters waaruit proefgebied Rozendaal is opgebouwd, weergegeven als jaartotalen. Hierbij valt net als bij Bergambacht de invloed van de weerjaren op de vrachten op. Natte weerjaren zoals 1998 en 2011 veroorzaken hoge pieken en droge weerjaren zoals 1997 en 2010 veroorzaken diepe dalen.

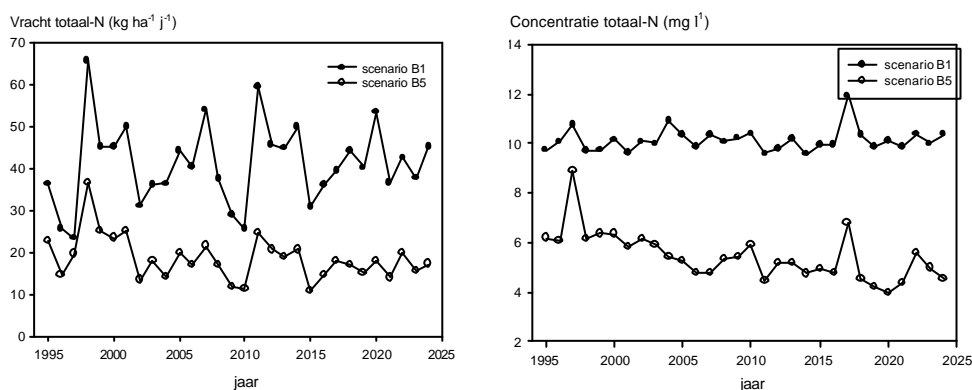


Fig. 18 Verloop van de berekende uitspoelingsvracht (links) en uitspoelingsconcentratie (rechts) van totaal-N over de simulatieperiode, voor referentiescenario B1 en natuurscenario B5, voor proefgebied Rozendaal. De vrachten zijn weergegeven als oppervlaktegewogen gebiedsgemiddelde jaartotalen en de concentraties als oppervlaktegewogen gebiedsgemiddelde jaargemiddelden.

Tevens is in figuur 18 voor proefgebied Rozendaal het verloop van de berekende gemiddelde uitspoelingsconcentratie van totaal-N over de simulatieperiode weergegeven voor referentiescenario B1 en natuurscenario B5. De concentratie is berekend door de gebiedsgemiddelde vracht op jaarbasis te delen door de gebiedsgemiddelde uitspoeling op jaarbasis. De hoge piek in 2017 wordt vooral veroorzaakt door een droog weerjaar in combinatie met baggeren. Binnen één tot twee jaar is de verhoogde concentratie alweer verdwenen. De gemiddelde concentratie over de hele simulatieperiode bedraagt voor referentiescenario B1 10,4 mg l⁻¹. Aan het einde van de simulatieperiode is voor de N-uitspoeling bij beide scenario's (min of meer) evenwicht bereikt.

Het verloop over de tijd van de gemiddelde uitspoelingsconcentraties van totaal-N van scenario's B2 tot en met B5 is weergegeven in figuur 19, als verschil ten opzichte van referentiescenario B1. Hieruit kan worden afgeleid dat ook bij scenario's B2, B3 en B4 ongeveer evenwicht is bereikt voor de N-uitspoeling aan het einde van de simulatieperiode. Vaker baggeren heeft weinig effect op de N-uitspoeling. Minder bemesten (scenario's B2 en B4) heeft hier, in tegenstelling tot Bergambacht, wel een duidelijk effect op de concentraties in het uitspoelende water: de concentraties zijn gemiddeld 8% lager. De daling in 2017 bij de scenario's B3 en B4 ten opzichte van B1 respectievelijk B2, wordt veroorzaakt doordat in B1 en B2 in dit jaar gebaggerd wordt en in B3 en B4 niet. Dit effect wordt versterkt door het vrij droge weerjaar 2017. In feite vindt dus bij B1 en B2 een verhoging van de uitspoelingsconcentratie plaats, wat tot uitdrukking komt in een relatieve verlaging van de concentraties van B3 en B4. Een substantiële verlaging van de N-concentratie wordt alleen bereikt in scenario B5 waarin het peil is opgezet in combinatie met het stoppen van de bemesting. Deze concentratieverlaging wordt veroorzaakt door verminderde uitspoeling van meststoffen en het onderdrukken van nutriëntrijke kwel.

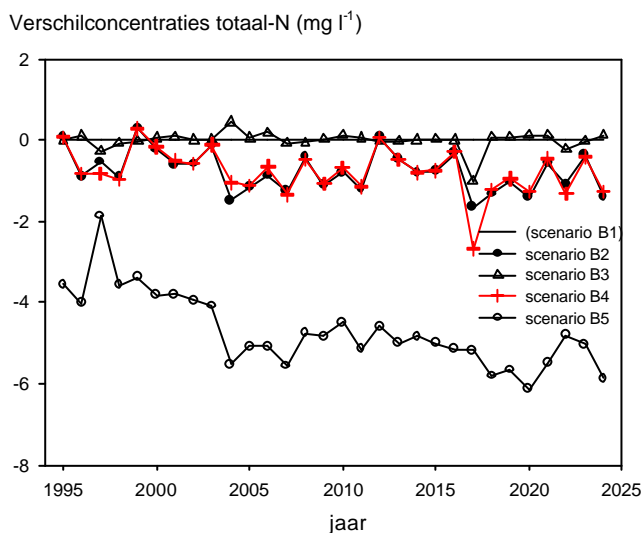


Fig. 19 Verloop van de berekende uitspoelingsconcentraties van totaal-N over de simulatieperiode voor de scenario's B2 tot en met B5, weergegeven als verschil in concentratie ten opzichte van het referentiescenario B1 (als scenario - B1), voor proefgebied Rozendaal. Weergegeven zijn oppervlaktegewogen gebiedsgemiddelde jaargemiddelden.

5.2.1.2 Fosfor

Het verloop van de berekende uitspoelingsvrachten en -concentraties van totaal-P over de simulatieperiode voor referentiescenario B1 en natuurscenario B5 is weergegeven in figuur 20. Pieken komen overeen met droge weerjaren. Zo ook in 2017, waarin tevens gebaggerd wordt, wat een extra hoge piek veroorzaakt. De gemiddelde uitspoelingsconcentratie voor de gehele simulatieperiode ligt voor het referentiescenario B1 rond 0,65 mg l⁻¹. Bij scenario B5 is aan het einde van de simulatieperiode min of meer evenwicht bereikt voor de P-uitspoeling. Bij het referentiescenario B1 lijken de concentraties aan het einde van de simulatieperiode nog iets toe te nemen: blijkbaar wordt de bodem gedurende de simulatieperiode nog opgeladen met P waardoor de potentie voor uitspoeling toeneemt tot het einde van de simulatieperiode.

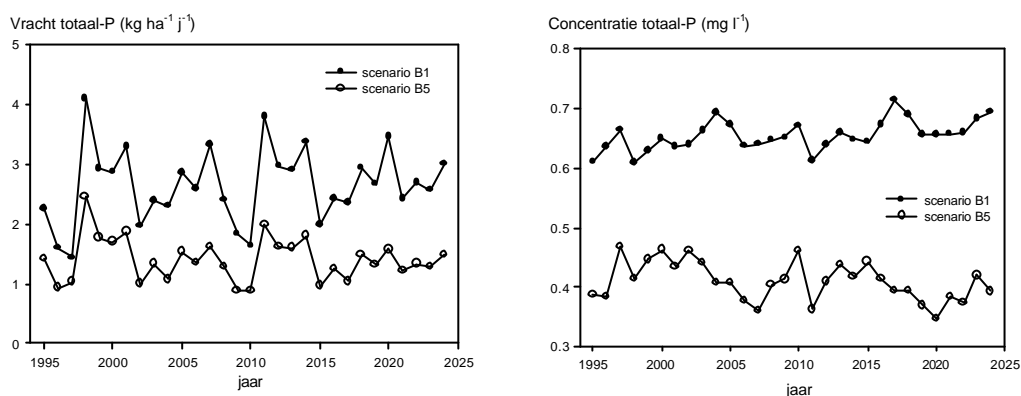


Fig 20 Verloop van de berekende uitspoelingsvracht (links) en uitspoelingsconcentratie (rechts) van totaal-P over de simulatieperiode, voor referentiescenario B1 en natuurscenario B5, voor proefgebied Rozendaal. De vrachten zijn weergegeven als oppervlaktegewogen gebiedsgemiddelde jaartotalen en de concentraties als oppervlaktegewogen gebiedsgemiddelde jaargemiddelden.

Voor scenario's B2 tot en met B5 is het verloop van de gemiddelde berekende uitspoelingsconcentraties van totaal-P in figuur 21 weergegeven als verschil ten opzichte van referentiescenario B1. Het valt op dat vaker baggeren nagenoeg geen effect heeft op de P-uitspoeling. Lagere bemesting heeft echter wel een verlagend effect. De P-bemesting is bij scenario's B2 en B4 blijkbaar zo veel lager ten opzichte van B1 en B3 dat het bovengenoemde effect van opladen van de bodem met P in scenario B1 (en B3) zich hier niet voordoet, waardoor in de scenario's B2 en B4 wel min of meer evenwicht is bereikt voor de P-uitspoeling aan het einde van de simulatieperiode. Het opzetten van het peil in combinatie met niet bemesten bij scenario B5 levert de grootste reductie in P-concentratie op.

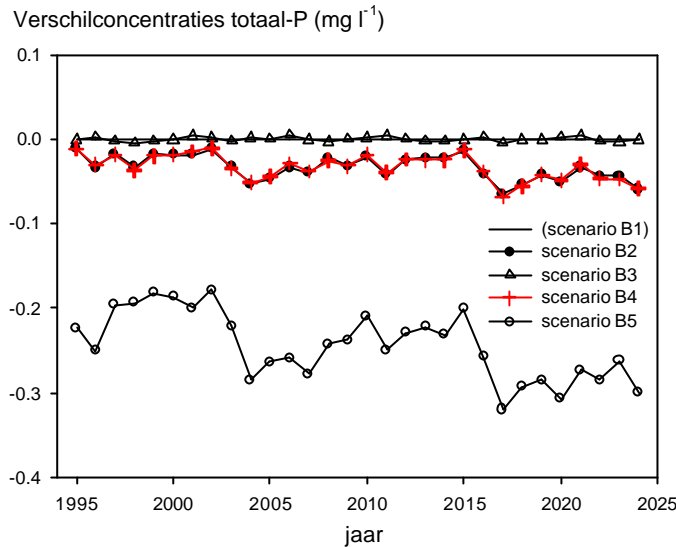


Fig. 21 Verloop van de berekende uitspoelingsconcentraties van totaal-P over de simulatieperiode voor de scenario's B2 tot en met B5, weergegeven als verschil in concentratie ten opzichte van het referentiescenario B1 (als scenario – B1), voor proefgebied Rozendaal. Weergegeven zijn oppervlaktegewogen gebiedsgemiddelde jaargemiddelden.

5.2.2 Scenarioresultaten peiljaar 2024

5.2.2.1 N- en P-emissie naar het oppervlaktewater

In tabel 8 zijn de berekende gebiedsgemiddelde vrachten en concentraties van totaal-N en totaal-P in het uitspoelende water in Rozendaal in 2024 weergegeven, voor de vijf bodemscenario's. In het jaar 2024 wordt er gebaggerd in scenario's B3 en B4, in scenario's B1 en B2 niet.

In tegenstelling tot Bergambacht is er bij de scenario's met verminderde bemesting (B2 en B4) een duidelijke afname van de uitspoelingsvrachten en –concentraties van N en P te constateren ten opzichte van de scenario's met hogere bemesting. Dit komt doordat de verschillen in bemesting tussen de betreffende scenario's veel groter zijn dan bij Bergambacht. Bij Bergambacht was de bemesting al laag en dicht bij het gewasonttrekkingsniveau.

Tabel 8 Berekende gebiedsgemiddelde uitspoelingsvrachten en -concentraties van totaal-N en totaal-P in peiljaar 2024 voor de verschillende scenario's van proefgebied Rozendaal. Tussen haakjes zijn de (afgeronde) procentuele veranderingen ten opzichte van referentiescenario B1 weergegeven.

Scenario	Totaal-N				Totaal-P			
	vracht (kg ha ⁻¹ j ⁻¹)		concentratie (mg l ⁻¹)		vracht (kg ha ⁻¹ j ⁻¹)		concentratie (mg l ⁻¹)	
B1	45,0		10,4		3,00		0,69	
B2	39,0	(-13%)	9,0	(-13%)	2,75	(-8%)	0,63	(-9%)
B3	45,5	(+1%)	10,5	(+1%)	3,00	(0%)	0,69	(0%)
B4	39,5	(-12%)	9,1	(-13%)	2,75	(-8%)	0,64	(-7%)
B5	17,2	(-62%)	4,5	(-57%)	1,49	(-50%)	0,39	(-43%)

Evenals bij Bergambacht heeft alleen scenario B5 een groot verlagend effect op de uitspoelingsvrachten en -concentraties. Ook hier zijn bij dit meest gunstige scenario de nutriëntenconcentraties nog steeds hoger dan de richtinggevende MTR-waarden voor oppervlaktewaterkwaliteit. Evenals in Bergambacht vormt in Rozendaal het uitspoelende water hierdoor een potentiële bron van eutrofiëring voor het oppervlaktewater.

In figuur 22 wordt een ruimtelijk beeld van de N- en P-emissie naar het oppervlaktewater in 2024 gegeven als uitspoelingsvracht en als jaargemiddelde uitspoelingsconcentratie voor het referentiescenario B1. De ruimtelijke beelden zijn vooral een afspiegeling van het ruimtelijk patroon van de nutriëntenaanvoer via kwel, aangezien dit de belangrijkste ruimtelijk gedifferentieerde bron van nutriënten is.

In tegenstelling tot Bergambacht is de grondsoort in vrijwel elk cluster gelijk: veen. De enige uitzondering vormt cluster 20, dat uit rivierklei bestaat. De drooglegging varieert enigszins van cluster tot cluster, maar ligt bij de meeste clusters in dezelfde orde van grootte. Alleen cluster 6 springt eruit door een grote drooglegging. In dit cluster vindt sterke onderbemaling plaats. Daardoor is de invloed van kwel in dit cluster erg groot, wat in combinatie met de relatief hoge nutriëntenconcentraties in het kwelwater in dit deel van het gebied bijdraagt aan de relatief hoge N- en P-vrachten en -concentraties in het uitspoelende water.

De bemesting is in vrijwel alle clusters gelijk. Een uitzondering hierop vormen cluster 12, dat een natuurgebied is en waar niet wordt bemest, en de stedelijke clusters 2, 7 en 10. Vooral in clusters 10 en 12 zijn lagere vrachten en concentraties, van zowel N als P, dan in de omliggende clusters te zien. Kwel vormt de belangrijkste oorzaak voor de verschillen in uitspoelingsvrachten en -concentraties tussen de clusters. De concentraties van N en P in het kwelwater nemen toe van zuid naar noord. Verder is er een toenemende gradiënt in de kwelintensiteit van west naar oost: in het westen vindt netto wegzijging plaats, in het oosten is er sprake van netto kwel. Uitzondering in het oosten vormen de clusters 3 en 20 waar door hun hogere ligging netto wegzijging optreedt. Genoemde gradiënten zijn duidelijk terug te vinden in de ruimtelijke verdeling van de vrachten en concentraties van N en P. Voor beide nutriënten is een toenemende gradiënt van zowel vracht als concentratie van het zuidwesten naar het noordoosten te zien. Cluster 3 en in geringere mate cluster 20 vormen door hun netto wegzijging hierop een uitzondering. Vooral in cluster 3 zijn vrachten en concentraties van N en P veel lager dan in de omringende clusters.

Het proefgebied Rozendaal, dat wordt gevormd door de clusters 16 en 17 voldoet wat betreft vrachten en concentraties van N en P aan het hierboven geschetste beeld.

In figuur 22C en D is te zien dat cluster 17 wat betreft P-vracht en P-concentratie een klasse hoger uitvalt dan cluster 16. De verschillen zijn echter gering: cluster 16 en 17 hebben respectievelijk een P-vracht van 2,89 en 3,13 kg ha⁻¹ j⁻¹ en een P-concentratie van 0,68 en 0,71 mg l⁻¹. Dit wordt verklaard door de toenemende gradiënten in de kwelintensiteit en nutriëntenconcentraties in het kwelwater van zuidwest naar noordoost.

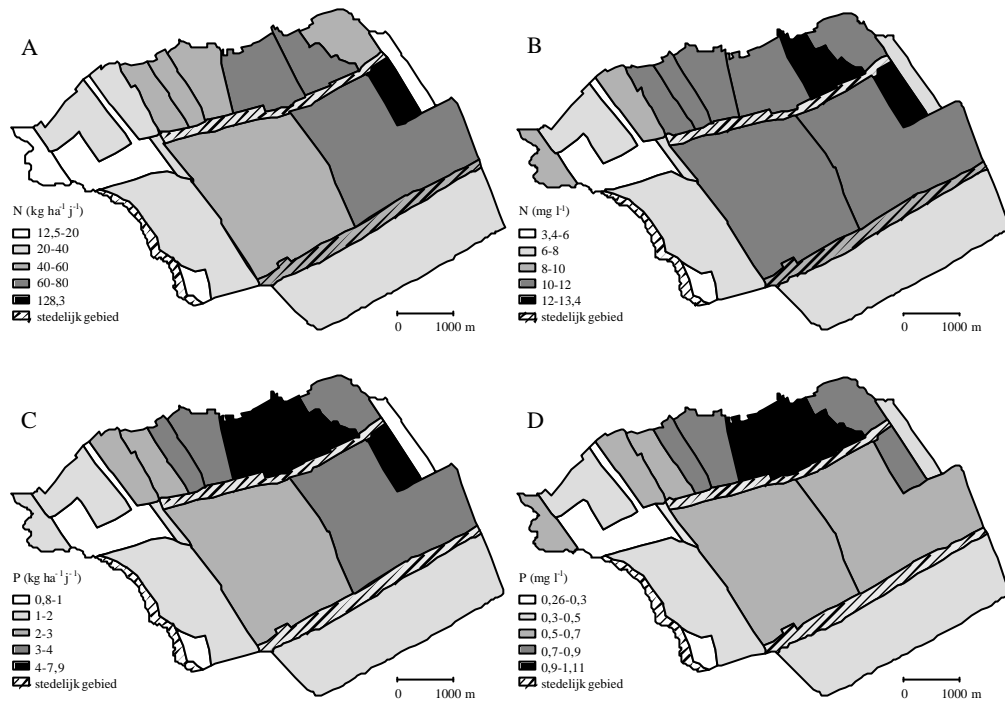


Fig. 22A, B, C, D Ruimtelijke weergave van de berekende emissies vanuit en vanaf de bodem naar het oppervlaktewater voor referentiescenario B1 in het jaar 2024 in Rozendaal. Weergegeven zijn: N-totaalvrucht (A) en N-totaalconcentratie (B), P-totaalvrucht (C) en P-totaalconcentratie(D).

5.2.2.2 N- en P-balansen

In de tabellen 9 en 10 worden de N- en P-balansen gegeven voor proefgebied Rozendaal (clusters 16 en 17). In de balansen zijn als ingaande posten opgenomen: bemesting, bagger, organisch-N en -P in versontwaterd gereduceerd veen dat beschikbaar komt voor oxidatie en mineralisatie, atmosferische depositie, kwel en infiltratie vanuit het oppervlaktewater. In 2024 wordt alleen gebaggerd in scenario's B3 en B4. Uitgaande posten zijn: netto gewasopname, denitrificatie (bij N), wegzijging en uitspoeling naar het oppervlaktewater. Vervluchting van N (in de vorm van ammoniak, orde van grootte: circa $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) is in alle gevallen verrekend met de bemesting. De voorlaatste kolom geeft de verandering van de nutriëntenvoorraad in de bodem weer. Deze term is gelijk aan het verschil tussen de ingaande en uitgaande posten. In de laatste kolom staat de term 'aanvoer-minus-afvoer' als de ingaande post 'mest' minus de uitgaande post 'netto gewasopname', die

Tabel 9 Stikstofbalans voor de vijf scenario's van proefgebied Rozendaal (clusters 16 en 17) voor het jaar 2024. Alle termen in kg totaal-N ha⁻¹ j⁻¹

Scenario	In						Uit				Verandering bodemvoorraad	Aanvoermanus-afvoer ²
	mest ¹	bagger	veen	depositie	kwel	infiltratie	netto gewasopname	denitrificatie	weg-zijging	uitspoeling		
B1	538,2	0,0	181,2	44,4	11,7	4,1	438,0	273,0	10,1	45,0	13,5	100,2
B2	355,9	0,0	181,2	44,4	11,7	4,1	364,0	168,0	10,1	39,0	16,2	-8,1
B3	538,2	146,2	181,2	44,4	11,7	4,1	441,0	283,0	10,2	45,5	146,1	97,2
B4	355,9	146,2	181,2	44,4	11,7	4,1	369,0	175,0	10,1	39,5	149,9	-13,1
B5	0,0	0,0	72,5	44,4	0,0	8,8	85,0	52,0	34,9	17,2	-63,4	-85,0

¹ mest = kunstmest + dierlijke mest – NH₃-vervluchtiging (ca. 20 kg N ha⁻¹ j⁻¹)

² aanvoer-minus-afvoer = mest – netto gewasopname (Schoumans et al., 2002)

Opmerking: de weergave van de resultaten in 1 decimaal suggereert geen absolute nauwkeurigheid maar hier is voor gekozen om onderscheid tussen de resultaten van modelberekeningen van de verschillende scenario's zichtbaar te houden.

Tabel 10 Fosforbalans voor de vijf scenario's van proefgebied Rozendaal (clusters 16 en 17) voor het jaar 2024. Alle termen in kg totaal-P ha⁻¹ j⁻¹

Scenario	In						Uit			Verandering bodemvoorraad	Aanvoermanus-afvoer ²
	mest ¹	bagger	veen	depositie	kwel	infiltratie	netto gewasopname	weg-zijging	uitspoeling		
B1	58,50	0,00	0,67	0,72	1,10	0,83	41,20	0,96	3,00	16,66	17,30
B2	39,00	0,00	0,67	0,72	1,10	0,83	40,50	0,96	2,75	-1,89	-1,50
B3	58,50	13,78	0,67	0,72	1,10	0,83	41,20	0,96	3,00	30,44	17,30
B4	39,00	13,78	0,67	0,72	1,10	0,83	40,50	0,96	2,75	11,89	-1,50
B5	0,00	0,00	0,27	0,72	0,00	1,79	7,50	3,53	1,49	-9,74	-7,50

¹ mest = uitsluitend dierlijke mest

² aanvoer-minus-afvoer = mest – netto gewasopname (Schoumans et al., 2002)

Opmerking: de weergave van de resultaten in 2 decimalen suggereert geen absolute nauwkeurigheid maar hier is voor gekozen om onderscheid tussen de resultaten van modelberekeningen van de verschillende scenario's zichtbaar te houden.

een vertaling is van de verliesnormen volgens de MINAS-systematiek op bedrijfsschaal naar verliesnormen op perceels- of plotschaal (zie ook 5.1.2.2).

In de navolgende bespreking van de balansen wordt achtereenvolgens ingegaan op de (verandering van de) nutriëntenvoorraad in de bodem in relatie tot bemesting en de MINAS-verliesnormen, de bemestingsscenario's, de baggerscenario's en het natuurscenario.

Bodemvoorraad en MINAS-verliesnormen referentiescenario

De kolom 'Verandering bodemvoorraad' in tabellen 9 en 10 laat voor het proefgebied Rozendaal (clusters 16 en 17) zien dat in het referentiescenario B1 zowel bij N als P in 2024 opbouw van de bodemvoorraad plaatsvindt. Bij N is deze opbouw relatief gering (3% van de mestgift), maar bij P erg groot (28% van de mestgift). Bij N wordt dit mede veroorzaakt door de grote aanvoer via versontwaterd gereduceerd veen. Bij P is deze opbouw volledig toe te schrijven aan de aanvoer via

mest. De mestgiften in het verleden, waarmee ANIMO is geïnitieerd (Hendriks et al., 2002), verschillen gemiddeld gezien slechts weinig van die van de simulatieperiode: de bemesting in de 30 jaar (1964-1994) voorafgaand aan de 30-jarige simulatieperiode was gemiddeld $40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en $1,5 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ hoger dan die in het referentiescenario B1, met maximale verschillen van $130 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en $15 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ voor de periode 1985-1989. Voor de vijfjarige periode (1990-1994) voorafgaand aan de simulatieperiode zijn de verschillen verwaarloosbaar.

Voor N is er in 2024 min of meer evenwicht tussen de belangrijkste aanvoerposten mest en veen, en afvoerposten gewasopname en denitrificatie. Dit komt ook tot uitdrukking in de term aanvoer-minus-afvoer van $100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ die voldoet aan de verliesnorm in de vorm van de waarde van 101 kg N ha^{-1} voor aanvoer-minus-afvoer die een maat op perceelsschaal is voor de MINAS-verliesnorm op bedrijfsschaal behorende bij het Mestbeleid 2003 voor grasland op veen van 180 kg N ha^{-1} (Schoumans et al., 2002).

Voor P is er geen evenwicht, wat is terug te vinden in hoge de term aanvoer-minus-afvoer. Deze is ongeveer twee keer zo hoog als de MINAS-verliesnorm behorende bij het Mestbeleid 2003 voor grasland op veen van $9 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ (Schoumans et al., 2002). De P-bemesting in het referentiescenario voldoet dus niet aan de verliesnorm. Dat de bodem gedurende de gehele simulatieperiode aan het opladen is met P is ook zichtbaar in de figuur van het verloop van de P-uitspoeling dat een stijgende lijn vertoont (figuur 20 in sub-paragraaf 5.2.1.2).

Bemestingsscenario's

Bij vergelijking van scenario B2 met verlaagde bemesting met het referentiescenario B1 is te zien dat de veel lagere N- en P-bemesting vooral tot gevolg heeft dat in proefgebied Rozendaal de gewasopname afneemt (vooral voor N is dit verschil duidelijk) en de denitrificatie en uitspoeling afnemen. De verandering van de nutriëntenvoorraad in de bodem is voor N gering, er is zelfs een geringe toename van de accumulatie bij scenario B2. Dit is het gevolg van een andere verhouding tussen kunstmest en dierlijke mest ten opzichte van scenario B1. Voor P is wel een grote verandering zichtbaar: er treedt een verschuiving op van een situatie waarbij P sterk accumuleert in de bodem naar een situatie waarbij uitloging van de bodem optreedt als gevolg van de lagere P-gift bij B2. Een zelfde beeld voor de verandering in de bodemvoorraad is te zien bij vergelijking van scenario's B4 en B3 die ook alleen in mestgift van elkaar verschillen. Echter, door de toediening van bagger treedt er hier geen uitloging van de bodem voor P op. Wel is de accumulatie bij scenario B4 lager dan bij B3.

Bij de scenario's met verlaagde bemesting B2 en B4 is zowel voor N als P de term aanvoer-minus-afvoer negatief. Hieruit volgt dat het bemestingsniveau van deze scenario's voldoet aan de verliesnormen van de MINAS-systematiek voor 2003.

De verschillen in N- en P-balansposten tussen B2 en B1 voor proefgebied Rozendaal zijn weergegeven in figuur 23. Evenals bij Bergambacht zijn de verschillen in de uitspoeling in relatieve zin erg klein ten opzichte van de verschillen in andere posten. Het

veel grotere verschil in bemesting tussen scenario B2 en B1 bij proefgebied Rozendaal veroorzaakt echter wel veel grotere verschillen in uitspoeling dan bij Bergambacht het geval is. Een verlaging van de N-bemesting van $182,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ (een verlaging van 34%) bij scenario B2 ten opzichte van referentiescenario B1 heeft vooral gevolgen voor de gewasopname ($74,0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ of 17% lager) en de denitrificatie ($105 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ of 38% lager). De uitspoeling is $6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ lager dan in het referentiescenario. Dit is een verlaging van 13%. De accumulatie van N is bij scenario B2 $2,7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ (20%) hoger. Voor P heeft de $21,00 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ (35%) lagere bemesting in scenario B2 ten opzichte van B1 vooral effect op de bodemvoorraad: de accumulatie van $17,49 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ slaat om in een uitloging van $2,56 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. De gewasopname is slechts $0,70 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ (2%) lager. De uitspoeling is $0,25 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ of 8% lager. Relatief gezien heeft de verlaging van de bemesting dus het grootste effect op de N-uitspoeling. Dit is vooral het gevolg van de grote voorraad P gebonden aan het bodemcomplex waaruit nog lang kan worden nageleverd.

Baggerscenario's

Dat er in 2024 gebaggerd is in scenario's B3 en B4 is terug te vinden in de post 'bagger' aan de inputzijde. Het effect hiervan op gewasopname en uitspoeling is erg gering in vergelijking met respectievelijk B1 en B2. Voor N is er nog een lichte toename van deze posten te zien, bij P is er geen enkel verschil. De denitrificatie neemt licht toe door de grote hoeveelheid bagger die op het land wordt gebracht, maar het grootste deel van de extra nutriënten wordt opgeslagen in de bodem en is in de balansen terug te vinden als een grotere toename van de bodemvoorraad ten opzichte van B1 en B2. Deze vergroting van de accumulatie van de bodemvoorraad is bij N bijna en bij P exact gelijk aan de hoeveelheid met bagger opgebrachte nutriënten.

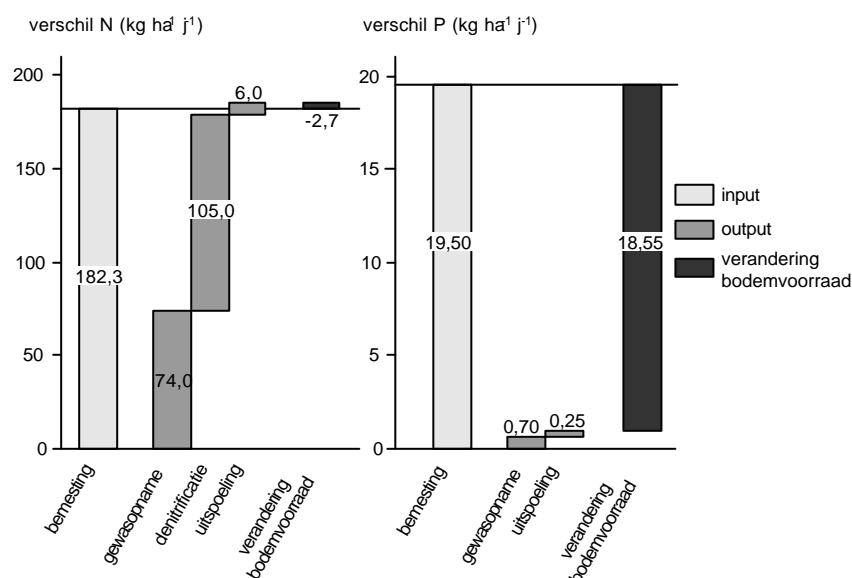


Fig. 23 Verschil in input (bemesting), output (gewasopname denitrificatie, uitspoeling) en verandering in de bodemvoorraad van N en P tussen het referentiescenario B1 en scenario B2 (als $B1 - B2$), voor proefgebied Rozendaal. Een positief verschil voor de verandering in de bodemvoorraad betekent een grotere intoring op de bodemvoorraad bij B2; een negatief verschil het omgekeerde.

Natuurscenario

Evenals bij Bergambacht hebben de maatregelen doorgerekend in scenario B5 (geen bemesting, opzetten peil) het meest duidelijke effect: naast de afwezigheid van bemesting is het beschikbaar komen van nutriënten uit versontwaterd gereduceerd veen voor oxidatie en mineralisatie kleiner, evenals de toevoer van nutriënten via het kwelwater, terwijl de toevoer van nutriënten door infiltratie toeneemt. De laatstgenoemde veranderingen zijn het gevolg van het opzetten van het peil. Door het verhoogde peil van scenario B5 is de grondwaterstand hoger en het ontwaterd bodemprofiel kleiner. Daar mineralisatie van veen voornamelijk plaatsvindt in het ontwaterde deel van het profiel is in dit geval de potentie voor mineralisatie van veen kleiner. Door het verhoogde peil wordt de kwel onderdrukt en neemt de hoeveelheid kwel af of slaat om in (netto) wegzijging, en neemt de infiltratie toe.

Door de lagere input en de grotere wegzijging in scenario B5 zijn de gewasopname, denitrificatie en uitspoeling veel lager dan bij de andere scenario's. De afname bij N bedraagt voor gewasopname 81%, voor denitrificatie 81% en voor uitspoeling 62%. De afname bij P bedraagt voor gewasopname 82% en voor uitspoeling 50%. Hoewel de vermindering in de uitspoeling substantieel is, is zowel in absolute als relatieve zin de vermindering in gewasopname en denitrificatie groter. Verder treedt er bij zowel N als P een uitloging van de bodem op: de lage input in scenario B5 wordt gecompenseerd door uit de bodemvoorraad te putten.

5.3 Vergelijking Bergambacht en Rozendaal

Bemestingsscenario's

Opvallend is vooral dat het verminderen van de bemesting (scenario's B2 ten opzichte van B1) bij proefgebied Rozendaal een veel groter verlagend effect heeft op de uitspoeling van nutriënten dan bij Bergambacht het geval is: in 2024 voor N respectievelijk P een verlaging met 13% tegen 0,7% en 8% tegen -2,3% (toename) (tabellen 6 en 7 vs. 9 en 10). Oorzaak hiervan is het grote verschil in verlaging van de bemesting tussen beide gebieden: bij Bergambacht bedraagt deze verlaging voor N en P respectievelijk 8% en 6% en bij Rozendaal 34% en 35%; een verschil van een factor 4 tot 6. In beide scenario's B1 en B2 is de gemiddelde bemesting van Bergambacht lager dan die van proefgebied Rozendaal (tabellen 6 en 7 vs. 9 en 10). Het relatieve verschil in verlaging van de bemesting tussen B1 en B2 wordt echter vooral veroorzaakt door het grote verschil in bemestingniveau van referentiescenario B1. Bij Bergambacht is dit niveau al erg laag en als extensief te bestempelen: de term aanvoer-minus-afvoer als maat op perceelsschaal voor de MINAS-verliesnormen voor 2003 is bij zowel N als P negatief, waardoor dit bemestingsniveau ruimschoots aan de normen voldoet (zie 5.1.2.2, tabellen 6 en 7). In de jaren voorafgaande aan 1995, het begin van de simulatieperiode, is de hoeveelheid bemesting bij Bergambacht al behoorlijk gereduceerd. Bij Rozendaal is het bemestingsniveau van het referentiescenario bijna twee keer zo hoog als bij Bergambacht. In dit gebied voldoet het bemestingsniveau voor N net aan de verliesnorm in de vorm van de aanvoer-minus-afvoer van 101 kg N ha⁻¹ voor grasland op veen. Voor P voldoet het bemestingsniveau niet aan de verliesnorm: de aanvoer-minus-afvoer is bijna twee keer

de norm van 9 kg P ha⁻¹ (zie 5.2.2.2 en tabellen 9 en 10). In algemene zin blijkt dat veranderingen in bemestingsniveaus vooral gevolgen hebben voor de gewasopname, de denitrificatie en de bodemvoorraad en slechts in relatief geringe mate van invloed zijn op de nutriëntenuitspoeling (figuur 17 en 23).

Een andere factor die van invloed is op de verschillen tussen de effecten van de bemestingverlaging bij Bergambacht en Rozendaal is de bodemsoort. Proefgebied Rozendaal bestaat nagenoeg volledig uit veen, terwijl peilgebied Bergambacht voor circa 38% uit klei en voor circa 62% uit veen bestaat. Omdat veen gevoeliger is voor uit- en afspoeling van meststoffen dan klei is het effect op de uitspoeling van vermindering van de mestgiften bij het veengebied Rozendaal groter.

Baggerscenario's

Bij beide gebieden blijken de baggerscenario's alleen op de korte termijn enig effect van betekenis te hebben op de nutriëntenuitspoeling. Op de lange termijn is het effect zeer gering. Het grootste effect heeft het eenmalig dieper baggeren bij Bergambacht waarbij een enorme hoeveelheid nutriënten op het land wordt gebracht (zie 4.2.1.2). Op de lange termijn heeft deze extra aanvoer van nutriënten weinig effect op de uitspoeling: na 28 jaar zijn de uitspoelingsvracht en –concentratie van N slechts 2% , en die van P slechts 3% hoger dan in de vergelijkbare scenario's zonder deze extra aanvoer. Op de korte termijn heeft dit scenario wel een duidelijk effect op de uitspoeling: na het op het land brengen van bagger neemt de uitspoeling tijdelijk toe tot maximaal 13% voor N en 6% voor P. Na enkele jaren is dit effect weer verdwenen, bij N na circa 3 jaar en bij P na circa 10 jaar. Het vaker baggeren bij Rozendaal heeft op de korte termijn een zeer gering en op de lange termijn een verwaarloosbaar effect op de uitspoeling van nutriënten: in 2024 zijn de uitspoelingsvracht en –concentratie van N 1% hoger dan in het referentiescenario, en is de P-uitspoeling gelijk. Voor alle varianten van baggeren geldt dat in het jaar van baggeren de nutriëntenuitspoeling tijdelijk toeneemt en dat dit effect op korte termijn weer is verdwenen (na enkele jaren bij N en na ongeveer een decennium bij P). Extra aanvoer van nutriënten in de vorm van bagger leidt vooral tot toename van de bodemvoorraad, de gewasopname en de denitrificatie.

Natuurscenario's

Bij vergelijking van scenario B5 van proefgebied Rozendaal met scenario B5 van Bergambacht, valt op dat bij Rozendaal in 2024 de uitspoelingsvrachten van N en P respectievelijk 16% en 37% lager zijn (tabellen 6 en 7 vs. 9 en 10). De uitspoelingsconcentratie van N in 2024 is daarentegen bij Rozendaal 10% hoger, terwijl de uitspoelingsconcentratie van P weer 9% lager is (figuren 11 en 13 vs. 18 en 20). De verschillen in vrachten tussen beide gebieden worden voornamelijk veroorzaakt door verschillen in hydrologische condities: bij proefgebied Rozendaal is na opzetten van het peil in scenario B5 de wegzijging drie keer zo groot als bij Bergambacht, waardoor er bij Rozendaal 24% minder water uitspoelt naar het oppervlaktewater. De verschillen in uitspoelingsconcentratie worden bij N vooral bepaald door verschillen in bodemsoort: bij vergelijking van proefgebied Rozendaal (veen) met het veengebied van Bergambacht blijkt dat de uitspoelingsconcentraties nagenoeg gelijk zijn. Bij P speelt vooral de hydrologische conditie in de vorm van de

hoogte van het kwelvlak, dat bij Rozendaal dieper ligt als gevolg van een geringere kwelintensiteit, een rol, waardoor daar een geringer deel van het diepere profiel is opgeladen met P afkomstig van de P-rijke kwel. Hierdoor en door de grotere wegzijging in Rozendaal, wordt door het naar de sloten uitstromende water een kleiner met P opgeladen deel van het diepere profiel doorstroomt dan in Bergambacht.

Ruimtelijk patroon

De ruimtelijke differentiatie in de uitspoeling is bij beide scenario's verschillend. Bij Bergambacht zijn vooral de bodemsoort en de kwelcondities van belang: het zuiden is een kleigebied met een hoge kwelintensiteit en relatief lage tot intermediaire nutriëntenconcentraties in het kwelwater, en het noorden een veengebied met een relatief lage kwelintensiteit en hoge nutriëntenconcentraties. Bij de scenario's met bemesting en huidig peil B1 tot en met B4 zijn de nutriëntenconcentraties over het algemeen hoger in het veengebied. Dit is het gevolg van de, in vergelijking met het kleigebied, grotere bijdrage uit de nutriëntenrijke veenbodem zelf en de grotere gevoeligheid voor uit- en afspoeling van deze nattere bodem. Bij scenario B5 is de situatie omgekeerd. In dat scenario is de bemesting beëindigd en het peil opgezet waardoor er geen grotere bijdrage van meststoffen meer is in het veengebied en de kwelbijdrage in dit gebied is geëlimineerd. De kwelbijdrage in het kleigebied is in deze situatie groter dan de extra bijdrage vanuit de rijkere veenbodem. Bij Rozendaal (bemaalingsgebied De Keulevaart) bestaat het gehele gebied, met uitzondering van een klein hoekje in het noordoosten, uit veen. Hier nemen de nutriëntenconcentraties en -vrachten ruwweg toe van zuidwest naar noordoost. Deze ruimtelijke differentiatie is volledig te verklaren uit de kwelcondities: de kwelintensiteit neemt toe van west naar oost en de nutriëntenconcentraties in de kwel nemen toe van zuid naar noord.

6 Conclusies

6.1 Bergambacht

In deze modelstudie is het referentiescenario voor peilgebied Bergambacht gedefinieerd als de situatie met het werkelijke bemestingsniveau van 1995, de reguliere vorm van baggeren en de werkelijke drooglegging rond 1997-1998 van 35-45 cm – mv in het veengebied en circa 65 cm – mv in het kleigebied. De bemesting is met een gebiedsgemiddelde gift op uitsluitend grasland van 286 kg N ha⁻¹ j⁻¹ en 32 kg P ha⁻¹ j⁻¹ als extensief te bestempelen: de aanvoer-minus-afvoer (mestgift – gewasafvoer) als maat voor de overschotten op perceelsschaal, is zowel voor N als P negatief waarmee het bemestingsniveau ruimschoots voldoet aan de MINAS-verliesnormen van 180 kg N ha⁻¹ j⁻¹ en 9 kg P ha⁻¹ voor grasland op klei en veen (voor Mestbeleid 2003). Na 30 jaar doorrekenen van dit scenario bedraagt in het eindjaar 2024 gemiddeld voor het gebied de N-uitspoeling⁶ als vracht 30,5 kg N ha⁻¹ j⁻¹ en als gemiddelde uitspoelingsconcentratie 6,4 mg N l⁻¹, en de P-uitspoeling 3,0 kg P ha⁻¹ j⁻¹ en 0,63 mg P l⁻¹. Op basis van het verloop van de uitspoelingsconcentraties mag worden geconcludeerd dat zowel voor N als P aan het einde van de simulatieperiode min of meer evenwicht in de uitspoeling is bereikt.

De nutriëntenuitspoeling is bij het referentiescenario hoger in het veengebied dan in het kleigebied. Dit geldt voor de vrachten, maar nog sterker voor de gemiddelde uitspoelingsconcentraties: 7,6 mg N l⁻¹ tegen 4,7 mg N l⁻¹, en 0,72 mg P l⁻¹ tegen 0,52 mg P l⁻¹. Veen heeft een grotere achtergrondbelasting en is gevoeliger voor uit- en afspoeling van meststoffen. In het kleigebied is de aanvoer van N en P via kwel groter door hogere kwelintensiteiten, maar dit gaat gepaard met lagere N- en P-concentraties in het kwelwater.

In de scenario's met 'extra inspanning' voor het terugdringen van de bemesting is het gebied vanaf 2000 tot 2024 doorgerekend met het werkelijke bemestingsniveau van het jaar 2000. Bij dit niveau zijn de N- en P-gift respectievelijk 8% en 6% lager dan in het referentiescenario. Deze relatief geringe verlaging in de al extensieve bemesting heeft nauwelijks effect op de N- en P-uitspoeling: in 2024 voor respectievelijk 'regulier baggeren' en 'eenmalig diep baggeren' bij N een verlaging van 0,7% en 2,3%, en bij P een verhoging van 2,3% en een verlaging van 1%. De lagere mestgift leidt vooral tot een lagere gewasopname en, in iets mindere mate, een verminderde denitrificatie. Op grond van het verloop van de uitspoelingsconcentraties is de verwachting dat de uitspoeling in evenwicht is met het lagere bemestingsniveau en dat langer doorrekenen van deze scenario's niet leidt tot een substantieel lagere uitspoeling.

⁶ De term 'uitspoeling' staat voor de gezamenlijke transportroutes oppervlakkige afspoeling en uitspoeling naar het oppervlaktewater.

In de scenario's met 'regulier baggeren' wordt om de 10 jaar gebaggerd, waarbij in het jaar van baggeren 907 kg N ha⁻¹ en 86 kg P ha⁻¹ in organische vorm met de bagger op het land wordt gebracht (voor het laatst in 2020). In de scenario's met 'eenmalig diep baggeren' wordt in 1997 met de bagger een grote hoeveelheid organische nutriënten op het land gebracht: 1327 kg N ha⁻¹ en 125 kg P ha⁻¹. In 2020 wordt in deze scenario's weer regulier gebaggerd. Het op het land brengen van grote hoeveelheden bagger heeft, ook bij het 'eenmalig diep baggeren', slechts tijdelijk een duidelijk waarneembare toename van de N- en P-uitspoeling tot gevolg van maximaal 13% voor N en 6% voor P. Voor N is dit effect na enkele jaren nagenoeg verdwenen; voor P werkt dit nog circa 10 jaar door. Extra aanvoer van nutriënten in de vorm van bagger leidt vooral tot toename van de bodemvoorraad, de gewasopname en de denitrificatie. In 2024 is de uitspoeling bij het 'eenmalig diep baggeren' voor de scenario's met referentiebemesting 2-3% hoger dan bij het 'regulier baggeren'; voor de scenario's met verlaagde bemesting is er geen verschil in uitspoeling tussen beide baggervarianten.

In het 'natuurscenario' is de bemesting beëindigd en het polderpeil opgezet tot een niveau waarbij de drooglegging gemiddeld in het veengebied 20 cm – mv bedraagt. Dit scenario geeft ten opzichte van het referentiescenario een aanzienlijke verlaging van de uitspoeling te zien, als gevolg van het verdwijnen van bemesting als nutriëntenbron en het onderdrukken van de nutriëntenrijke kwel. In 2024 bedraagt deze verlaging voor de gemiddelde uitspoelingsconcentraties van N en P respectievelijk 36% en 24%. De verlaging is groter in het veengebied dan in het kleigebied, omdat het veengebied gevoeliger is voor uit- en afspoeling van meststoffen en omdat in dit gebied kwel omslaat in wegzijging. Hoewel de nutriëntenvoorraad in de bodem ook in 2024 nog sterk wordt uitgeput door de gewasopname, is de verwachting op grond van het verloop van de uitspoelingsconcentraties dat de uitspoeling ongeveer in evenwicht is met de situatie van dit scenario en dat langer doorrekenen niet leidt tot een substantieel lagere uitspoeling.

Bij alle scenario's, inclusief het 'natuurscenario', zijn de gemiddelde N- en P-concentraties van het water dat uit- en afspoelt naar het oppervlaktewater hoger dan de MTR-waarden voor oppervlaktewaterkwaliteit van 2,2 mg l⁻¹ voor totaal-N en 0,15 mg l⁻¹ voor totaal-P. In zowel het klei- als het veengebied van Bergambacht vormt het uit/afspoelende water daarmee een potentiële bron van eutrofiëring gedurende de gehele simulatieperiode (1995-2024).

6.2 Rozendaal

Voor proefgebied Rozendaal is het referentiescenario gedefinieerd als de situatie met het werkelijke bemestingsniveau van 1995, de reguliere vorm van baggeren en de werkelijke drooglegging rond 1997-1998 van 50 cm – mv. De bemesting voldoet met een gift van 538 kg N ha⁻¹ j⁻¹ en 59 kg P ha⁻¹ j⁻¹ op uitsluitend grasland, en een aanvoer-minus-afvoer van 100 kg N ha⁻¹ j⁻¹ en 17 kg P ha⁻¹ j⁻¹, voor N net wel aan de MINAS-verliesnorm van 180 kg N ha⁻¹ (bijbehorende aanvoer-minus-afvoer: 101 kg

N ha⁻¹) voor grasland op veen, maar voor P niet aan de MINAS-verliesnorm van 9 kg P ha⁻¹ (voor Mestbeleid 2003). De berekende uitspoeling bedraagt in 2024 voor N als vracht 45 kg N ha⁻¹ j⁻¹ en als gemiddelde uitspoelingsconcentratie 10,4 mg N l⁻¹, en voor P 3,0 kg P ha⁻¹ j⁻¹ en 0,69 mg P l⁻¹. Op basis van het verloop van de uitspoelingsconcentraties kan worden gesteld dat er aan het einde van de simulatieperiode voor N ongeveer evenwicht is in de uitspoeling, maar dat de P-uitspoeling nog toeneemt in de tijd als gevolg van de hoge P-gift ten opzichte van de gewasopname.

In de scenario's met 'verlaagde bemesting' is het proefgebied doorgerekend met een bemesting die is gebaseerd op het 'extra-inspanning'-scenario van Bergambacht. De bemesting van deze scenario's voldoet daarmee, evenals bij Bergambacht, ruimschoots aan de MINAS-verliesnormen (aanvoer-minus-afvoer is negatief bij N en P). Bij dit niveau zijn de N- en P-gift respectievelijk 34% en 35% lager dan in het referentiescenario. Deze verlaging in bemesting heeft een duidelijke verlaging van de uitspoeling tot gevolg van 13% voor N en 9% voor P in 2024 voor beide baggervarianten. In absolute termen is deze verlaging echter zeer gering in vergelijking met de vermindering in mestgiften. De lagere mestgift leidt bij N vooral tot een verminderde denitrificatie en in iets mindere mate lagere gewasopname, en bij P vooral tot het omslaan van accumulatie naar intering op de bodemvoorraad. Op grond van het verloop van de uitspoelingsconcentraties is de verwachting dat de uitspoeling in evenwicht is met het lagere bemestingsniveau en dat langer doorrekenen van deze scenario's niet leidt tot een substantieel lagere uitspoeling.

In de scenario's met 'regulier baggeren' wordt om de 5 jaar gebaggerd, waarbij in het jaar van baggeren 365 kg N ha⁻¹ en 35 kg P ha⁻¹ in organische vorm met de bagger op het land wordt gebracht (voor het laatst in 2022). In de scenario's met 'vaker baggeren' wordt elke 2 jaar gebaggerd en wordt in het jaar van baggeren 146 kg N ha⁻¹ en 14 kg P ha⁻¹ op het land gebracht (voor het laatst in 2024). Alleen bij het 'regulier baggeren' is voor N net als bij Bergambacht te zien dat direct na het baggeren tijdelijk een waarneembare toename van de uitspoeling optreedt. Extra aanvoer van nutriënten in de vorm van bagger leidt vooral tot toename van de bodemvoorraad, de gewasopname en de denitrificatie. In 2024 is er nauwelijks tot geen verschil in uitspoeling tussen beide baggerscenario's.

In het 'natuurscenario' is de bemesting beëindigd en het polderpeil opgezet tot 20 cm – mv. Evenals bij Bergambacht geeft dit scenario een aanzienlijke verlaging van de uitspoeling ten opzichte van het referentiescenario, als gevolg van het verdwijnen van bemesting als nutriëntenbron en het onderdrukken van de nutriëntenrijke kwel. In 2024 bedraagt deze verlaging voor de gemiddelde uitspoelingsconcentraties van N en P respectievelijk 57% en 43%. Hoewel de nutriëntenvoorraad in de bodem ook in 2024 nog sterk wordt uitgeput door de gewasopname, is de verwachting op grond van het verloop van de uitspoelingsconcentraties dat de uitspoeling ongeveer in evenwicht is met de situatie van dit scenario en dat langer doorrekenen niet leidt tot een substantieel lagere uitspoeling.

Bij alle scenario's, inclusief het 'natuurscenario', zijn de gemiddelde N- en P-concentraties van het water dat uit- en afspoelt naar het oppervlaktewater hoger dan de MTR-waarden voor oppervlaktewaterkwaliteit van 2,2 mg l⁻¹ voor totaal-N en 0,15 mg l⁻¹ voor totaal-P. In proefgebied Rozendaal vormt het uit/afspoelende water daarmee een potentiële bron van eutrofiëring gedurende de gehele simulatieperiode (1995-2024).

6.3 Vergelijking Bergambacht en Rozendaal

Het belangrijkste verschil tussen peilgebied Bergambacht en proefgebied Rozendaal is dat de scenario's waarin de bemesting wordt verminderd (de scenario's met verlaagde bemesting en de natuurscenario's) bij Rozendaal een veel groter effect sorteren in de zin van verlaging van de uitspoeling. Dat is in de eerste plaats het gevolg van het veel hogere bemestingsniveau van het referentiescenario bij Rozendaal waardoor de verminderingen in mestgiften hier 2 tot 6 keer groter zijn dan bij Bergambacht. Verder is proefgebied Rozendaal volledig een veengebied, terwijl peilgebied Bergambacht voor circa 38% uit klei en voor circa 62% uit veen bestaat. Omdat veen gevoeliger is voor uit- en afspoeling van meststoffen dan klei is het effect op de uitspoeling van vermindering van de mestgiften bij het veengebied Rozendaal groter.

Literatuur

Aelmans, F.G., 1976. *Grondwaterkaart van Nederland. Gorinchem, 38 Oost*. Delft, Dienst Grondwaterverkenning, TNO.

Boogaard, H.L. en J.G. Kroes, 1997. *GONAT. Geographical Orientated National simulations with ANIMO 3.5 of nutrients*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Technisch Document 41.

Boswinkel, J.A., 1979. *Grondwaterkaart van Nederland. Gorinchem, 38 West*. Delft, Dienst Grondwaterverkenning, TNO.

Groenendijk, P. en J.G. Kroes, 1999. *Modelling the nitrogen and phosphorus leaching to groundwater and surface water with ANIMO 3.5*. Wageningen, Winand Staring Centre. Report 144.

Habers, P., 1981. *Bodemkaart van Nederland; schaal 1 : 50 000. Toelichting bij kaartblad 38 Oost Gorinchem*. Wageningen, Stichting voor Bodemkartering.

Hendriks, R.F.A., 1991. *Afbraak en mineralisatie van veen. Literatuuronderzoek*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 199.

Hendriks, R.F.A., 1993. *Nutriëntenbelasting van oppervlaktewater in veenweidegebieden*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 251.

Hendriks, R.F.A., J.W.H. van der Kolk en H.P. Oosterom, 1994. *Effecten van beheersmaatregelen op de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater van peilgebied Bergambacht. Een modelstudie*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 272.

Hendriks, R.F.A., R. Kruijne, J. Roelsma, K. Oostindie, H.P. Oosterom en O.F. Schoumans, 2002. *Berekening van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater vanuit landbouwgronden in vier poldergebieden*. Wageningen, Alterra. Rapport 408.

Hoogeveen, M.W. en H. Leneman, 2000. *Landgebruik, bemesting en mineralenbalansen in de Lopikerwaard en de Vier Noorderkoggen*. Den Haag, LEI. Rapport 3.00.08.

ICW, 1973. *De landinrichting van de Lopikerwaard. Bodemgesteldheid en waterhuishouding*. Wageningen, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding. Regionale studies 4/II.

ICW, 1977. *De landinrichting van de Lopikerwaard. Bodemgesteldheid en waterhuishouding landbouweconomische aspecten, inrichtingsaspecten, evaluatie van plannen, conclusies*. Hoofdrapport. Wageningen, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding. Regionale studies 4/I.

Jeuken, M en J. Janse, 2002. *OPTIMIX. Vaststellen van een optimale mix van maatregelen voor realisatie van waterkwaliteitsnormen in proefgebieden. Deel 2: Water*. Bilthoven, RIVM (in voorbereiding).

Klein, P., (red.), 2001. *Milieucompendium 2001; het milieu in cijfers*. CBS en RIVM. www.rivm.nl/milieucompendium.

Kroes, J en J. Roelsma, 1998. *ANIMO 3.5. User's guide for the ANIMO version 3.5 nutrient leaching model*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Technisch Document 46.

Kroon, T., P.A. Finke, I. Peereboom en A.H.W. Beusen, 2001. *Redesign STONE. De nieuwe schematisatie voor STONE: de ruimtelijke indeling en de toekenning van hydrologische en bodemchemische parameters*. Lelystad, RIZA. Rapport 2001.017.

Markus, W.C., G.G.L. Steur en W. Heijink, 1984. *Bodemkaart van Nederland 1:50.000: toelichting bij kaartblad 38 West Gorinchem*. Wageningen, Stiboka.

Oosterom, H.P., 1996. *NPK_GRAS, een programma om de bemesting op grasland te berekenen*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 557.

Oostindie, K en J.J.B. Bronswijk, 1992. *FLOCR : a simulation model for the calculation of water balance, cracking and surface subsidence of clay soils*. Wageningen, DLO Winand Staring Centre. Report 47.

Overbeek, G.B.J., J.J.M. van Grinsven, J. Roelsma, P. Groenendijk, P.M. van Egmond en A.H.W. Beusen, 2001. *Achtergronden bij de berekening van vermessing van bodem en grondwater voor de 5e Milieuverkenning met het model STONE*. Bilthoven, RIVM. Rapport 408129020.

Schoumans, O.F., J. Roelsma, H.P. Oosterom, P. Groenendijk, H. van Zeijts, G.J. van den Born, S. van Tol, H.F.M. ten Berge, H.G. van der Meer en F.K. van Evert. *Nutriëntenemissie vanuit landbouwgronden naar het grondwater en oppervlaktewater bij varianten van verliesnormen. Modelberekeningen met STONE 2.0. Clusterrapport 4: Deel 1*. Wageningen, Alterra. Rapport (in voorbereiding).

Niet gepubliceerde bronnen

Hendriks, R.F.A en K. Oostindie, 1997. *User's guide FLOCR 3.0/ANIMO 3.5.5 model combination. Technical program description and input instructions*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Technisch Document 51 (concept).

ICW, 1987. *Wateraanvoerbehoefte Zuidhollandse Eilanden en Waarden. Peilbeheersing en bestrijding van verzilting*. Wageningen, ICW. Nota 1801.

Liere, L. van, 1998. *Projectdocument: Gedifferentieerde normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater. Een voorstel voor onderzoek en modellering*. RIVM, RIZA, RIKZ, SC-DLO, IBN-DLO en IKC-N.

Aanhangsel 1 Weerdata

Werkelijke weerjaren

De volgende gegevens over het weer zijn gebruikt in de modelstudie: neerslaghoeveelheid (mm), neerslagduur (uur) en referentie gewasverdamping volgens Makkink (mm); alle op dagbasis. Voor de jaren 1988 tot en met 1998 waren deze gegevens nog voorhanden uit de Proefgebiedenstudie (Hendriks et al., 2002). Voor de jaren 1999 en 2000 zijn nieuwe gegevens gebruikt.

Voor de jaren 1988 en 1989 is gebruik gemaakt van gegevens die destijds in polder Bergambacht zijn gemeten. Voor de jaren 1990 tot en met 2000 zijn gegevens van het weerstation Cabauw gebruikt, omdat dit het dichtstbijzijnde weerstation was dat naast neerslaghoeveelheden ook neerslagduurgegevens kon leveren. Echter, in vergelijking met omringende weerstations bleek in Cabauw een systematisch lagere neerslaghoeveelheid geregistreerd te zijn. Ervan uitgaande dat de neerslagverdeling in Cabauw correct was, is daarom een correctie toegepast op de neerslaghoeveelheden van Cabauw. Deze zijn gecorrigeerd met behulp van de jaarsommen van 1990-1994 en de maandsommen van 1995-2000 van neerslaghoeveelheden van de weerstations Gouda, Benschop en Groot-Ammers, gelegen rondom de proefgebieden. Voor Bergambacht is gecorrigeerd met neerslaggegevens van Gouda en Groot-Ammers. Voor Rozendaal (De Keulevaart) is deze correctie uitgevoerd met de neerslaggegevens van Gouda, Benschop en Groot Ammers. Hierbij is rekening gehouden met de verschillende afstanden van deze weerstations tot het midden van peilgebied Bergambacht, respectievelijk bemalingsgebied De Keulevaart.

In de 'onbewerkte' dataset voor de jaren 1999 en 2000 ontbrak een aantal meetwaarden. Indien op bepaalde tijdstippen een waarde voor neerslaghoeveelheid of referentie gewasverdamping ontbrak (beide waren op uurbasis bepaald), werden hiervoor waarden ingevuld, berekend op basis van extrapolatie van de omliggende waarden. Indien de neerslagduur onbekend of gelijk aan nul was terwijl er wel een neerslaghoeveelheid was gemeten, is de duur berekend met behulp van onderstaande formules, welke via lineaire regressie zijn afgeleid uit de dataset van de periode 1988-1998:

winter (okt-mrt):

neerslagduur (uur) = $0,56 * \text{neerslaghoeveelheid (mm)}$

zomer (apr-sep):

Als regenhoeveelheid < 7,4 mm:

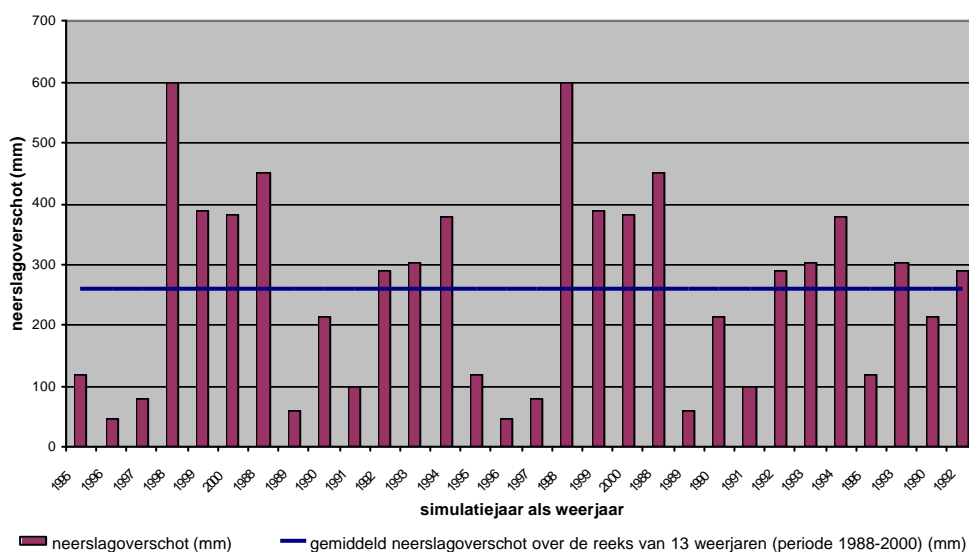
neerslagduur (uur) = $0,56 * \text{neerslaghoeveelheid (mm)}$;

Als regenhoeveelheid = 7,4 mm:

neerslagduur (uur) = $0,14 * (\text{neerslaghoeveelheid (mm)} - 7,4) + 0,56 * 7,4$

Weerjaren van de simulatieperiode

Voor de simulatieperiode 1995-2000 is gebruik gemaakt van de weerdata van weerstation Cabauw, die voor elk gebied is gecorrigeerd zoals onder 'Werkelijke weerjaren' is beschreven. Voor de rest van de simulatieperiode (2001-2024) is gebruik gemaakt van de reeks van 13 gecorrigeerde weerjaren (1988-2000). Het gebruik van een reeks van weerjaren heeft als voordeel dat de natuurlijke variatie in het weer ook in de modelsimulatie tot uitdrukking komt. Voor de simulatieperiode 2001-2013 is de werkelijke reeks 1988-2000 gebruikt. Voor de simulatieperiode 2014-2021 is deze reeks gedeeltelijk herhaald (1988-1995). Voor de laatste drie simulatiejaren (2022-2024) zijn de drie meest gemiddelde weerjaren uit de beschikbare reeks van 1988-2000 gebruikt. Dit om te voorkomen dat aan het eind van de simulatieperiode extreme weerjaren gebruikt zouden worden, wat van grote invloed op de nutriëntenemissies zou kunnen zijn. De gemiddelde weerjaren zijn gekozen op basis van het neerslagoverschot (neerslaghoeveelheid minus referentie gewasverdamping). De drie meest gemiddelde weerjaren zijn toegekend aan de simulatieperiode 2022-2024 in de volgorde 1993, 1990, 1992. Hierdoor wordt het droge simulatiejaar 2021 (weerjaar 1995) gevolgd door een gemiddeld-aan-de-natte-kant-jaar (weerjaar 1993), een gemiddeld-aan-de-droge-kant-jaar (weerjaar 1990) en wordt de simulatie in 2024 afgesloten met het meest gemiddelde weerjaar 1992, dat overigens lichtelijk aan de natte kant is. Figuur 1.1 geeft een overzicht van het voor Bergambacht gecorrigeerde neerslagoverschot van Cabauw over de simulatieperiode.



Aanhangsel 2 Peil en potentiaal

Berekening van peil en potentiaal

Voor het vaststellen van peil en potentiaal ten opzichte van maaiveld voor de clusters van Bergambacht en Rozendaal (De Keulevaart) is gebruik gemaakt van gemeten peilen en potentialen uitgedrukt ten opzichte van maaiveld voor de jaren 1995 tot en met 1998, afkomstig uit de Proefgebiedenstudie (Hendriks et al., 2002). Voor de jaren 1999 tot en met 2024 zijn peil en potentiaal ten opzichte van maaiveld volgens onderstaande methode bepaald. Daarbij is als uitgangspunt gekozen dat het maaiveld na 2000 niet meer daalt. Dit op verzoek van ZHEW en HSR om de invloed van de toename van aanvoer van N en P via kwel als gevolg van maaiveldsdaling buiten de simulatieresultaten te houden. De simulatieresultaten zijn immers bedoeld voor de analyse van de situatie rond 2000 bij de huidige kwelaanvoer.

Peil 1999 t/m 2024

Voor het peil in de periode 1999-2024 is voor ieder cluster het gemiddelde peil van 1997 en 1998 genomen, omdat dat de twee meest recente jaren zijn waarvan gegevens bekend waren. Het gemiddelde van twee jaren is genomen om eventuele extremiteiten (vooral van het extreem natte jaar 1998) weg te middelen. Er zijn per cluster 2 peilen ten opzichte van maaiveld bepaald: een gemiddeld zomerpeil en een gemiddeld winterpeil. Het berekende gemiddelde winterpeil voor Bergambacht is gecorrigeerd (met 1 cm verlaagd), omdat het berekende gemiddelde aan de hoge kant was vanwege de hoge peilen aan het eind van 1998. Uitgedrukt ten opzichte van NAP leverde dit voor het gehele peilgebied een gemiddeld zomerpeil van 1,80 m – NAP en een gemiddeld winterpeil van 1,81 m – NAP.

Voor proefgebied Rozendaal bedraagt het resulterende gemiddelde zomerpeil: 2,20 m – NAP en het gemiddelde winterpeil: 2,30 m – NAP.

Potentiaal 1999 t/m 2024

Voor het potentiaal in de periode 1999-2024 zijn voor ieder cluster gemiddelde waarden per maand bepaald aangezien de oorspronkelijke meetgegevens als tweewekelijkse of maandwaarden bekend waren. Bij het middelen over de 2 jaren 1997 en 1998 bleek het resulterende verloop van de maandgemiddelde potentialen zeer grillig. Om dit dynamische grillige verloop in de tijd uit te middelen, zijn maandgemiddelden berekend over de periode 1995 tot en met 1998. Bij Bergambacht is bij de veenclusters op de eindwaarden een correctie van +1 cm gepleegd om de maaiveldsdaling van 1998 tot 2000 te verdisconteren. Omdat het gemeten potentiaal van de clusters 14 en 15 van Bergambacht een sterk dalende trend over de periode begin 1995 tot herfst 1998 liet zien, is hier het gemiddelde van 1997 en 1998 genomen. Dit is een betere maat voor het potentiaal aan het eind van de 20^e eeuw.

Natuurscenario

Voor het natuurscenario van Bergambacht is het peil in het gehele gebied opgezet. Uitgangspunt daarbij was een gemiddelde (gebiedsgewogen) drooglegging in de

veenclusters (de clusters 8, 10 t/m 17) van 20 cm – mv. Dit komt overeen met een peilverhoging voor het gehele gebied ten opzichte van de bestaande situatie van 22,4 cm.

Voor het natuurscenario van proefgebied Rozendaal is het peil alleen verhoogd in de clusters waarvoor de scenarioberekeningen zijn uitgevoerd: de clusters van het proefgebied Rozendaal, clusters 16 en 17. Om hier een drooglegging van 20 cm – mv te bereiken is het peil met 32,4 cm verhoogd.

Toediening van veen aan de bodem

Zoals in 4.1 besproken, wordt de voortdurende oxidatie van versontwaterd gereduceerd veen door het voortdurend aanpassen van het peil aan het dalende maaiveld, in de berekeningen gesimuleerd door jaarlijks een hoeveelheid veen aan de bodem toe te dienen. In het scenario met opgezet peil (B5) is deze toediening kleiner dan in de scenario's met normaal peil (B1-B4), omdat in het eerstgenoemde scenario de oxidatie van veen veel kleiner is door een kleiner ontwaterd deel van het veenprofiel. De daling van het maaiveld door oxidatie is geschat met de vuistregel van Hendriks (1991): 1 mm per 10 cm drooglegging per jaar.

In tabel 2.1 is aangegeven om welke hoeveelheden het gaat en wat dat betekent voor de extra toediening van droge stof en nutriënten bij de verschillende scenario's van Bergambacht en Rozendaal. Voor het kleigebied van Bergambacht is er een kleine toediening, omdat het kleidek op een veenlaag ligt en in die onderliggende veenlaag een geringe oxidatie van veen en dus een zeer geringe daling plaatsvindt. Er is uitgegaan van een organischestofgehalte van 100 kg m⁻³ veen en organische-nutriëntengehaltes van 0,036 kg N per kg organischestof en 0,000133 kg P per kg organischestof (Hendriks et al., 1994).

Tabel 2.1 Toediening van veen aan de bodem om de oxidatie van versontwaterd gereduceerd veen door peilaanpassing te simuleren. Voor de gebieden is per grondsoort en scenario de maaiveldsdaling, de hoeveelheid toegediend veen en de hoeveelheid organischestof, organisch-N en organisch-P daarin, weergegeven. Gegevens over samenstelling van het veen zijn afkomstig uit Hendriks et al. (1994).

Gebied	Grondsoort	Scenario	Maaiveldsdaling mm j ⁻¹	Veen-toediening m ³ ha ⁻¹ j ⁻¹	Organische-stof kg ha ⁻¹ j ⁻¹	Organisch-N kg ha ⁻¹ j ⁻¹	Organisch-P kg ha ⁻¹ j ⁻¹
Bergambacht	klei	B1-B4	0,5	5	500	18	0,067
		B5	0,25	2,5	250	9	0,033
	veen	B1-B4	4	40	4000	144	0,532
		B5	2	20	2000	72	0,266
Rozendaal	veen	B1-B4	5	50	5000	180	0,665
		B5	2	20	2000	72	0,266

Aanhangsel 3 Bemesting Bergambacht

De bemestingsgegevens zijn zeer gedetailleerd uitgezocht. Door de projectgroep van het Bergambachtproject zijn gegevens verstrekt over de N- en P-bemesting per perceel per jaar (voor de jaren 1995-2000). Daarbij is aangegeven welk aandeel afkomstig was van dierlijke mest en welk aandeel van kunstmest. Uit deze gegevens is per rekeneenheid (cluster) de gemiddelde bemesting bepaald aan de hand van het aandeel van elk perceel.

Verdeling bemestingsgegevens over clusters

Zoals beschreven in paragraaf 4.2.1.3, zijn per cluster de gemiddelde effectieve N-gift uit dierlijke mest en kunstmest en P-gift uit dierlijke mest (kunstmest-P wordt niet toegediend) berekend aan de hand van de bemestingsgegevens van elk landbouwbedrijf. Hierbij is aangenomen dat de P-gift voor 100% effectief is. Vervolgens is gekeken of er een indeling in klassen kon worden gemaakt door de clusters per jaar in volgorde van grootte van de mestgift te rangschikken. De stedelijke clusters 3 en 9 en de samengestelde clusters 19 t/m 24 zijn bij de klassenindeling buiten beschouwing gelaten.

Het bleek dat er een duidelijke indeling in 4 klassen kon worden gemaakt; de rangschikking van de meeste clusters bleek per jaar vrij constant. Een uitzondering hierop vormden clusters 5, 7 en 12. Deze clusters bleken niet consequent elk jaar in dezelfde klassen in te delen. In clusters 5 en 7 is sprake van sterke wegzijging door grondwateronttrekking en cluster 12 is relatief klein en ligt bij een waterdoorlaatpunt. Hierdoor is de invloed van deze clusters op de uiteindelijke N- en P-concentraties in het oppervlaktewater gering. Deze clusters zijn daarom wel in klassen ingedeeld maar niet gebruikt voor het berekenen van de gemiddelde mestgift voor de betreffende klassen.

Er zijn klassenindelingen gemaakt voor de landelijk-beleid- en de extra-inspanning-variant. In tabel 3.1 is de klassenindeling met bijbehorende effectieve bemestingsniveaus voor de landelijk-beleid-variant weergegeven, die is gebaseerd op de bemestingsgegevens van het jaar 1995.

Tabel 3.1 Indeling Bergambachtgebied in klassen met bijbehorende effectieve bemestingsniveaus voor de landelijk-beleid-variant

Jaar	Klasse	Clusters	$N_{\text{kunstmest}}$ (kg ha ⁻¹ j ⁻¹)	$N_{\text{dierlijke mest}}$ (kg ha ⁻¹ j ⁻¹)	N_{totaal} (kg ha ⁻¹ j ⁻¹)	P^1 (kg ha ⁻¹ j ⁻¹)
1995	I	1, 4, 6, 10	94,4	44,3	138,7	24,5
	II	2, 11	124,8	51,9	176,7	31,6
	III	7, 12, 13, 15, 17	149,6	58,9	208,5	36,0
	IV	5, 8, 14, 16	187,6	68,7	256,2	41,0

¹ P wordt uitsluitend in de vorm van dierlijke mest gegeven

In de extra-inspanning-variant is de klassenindeling gebaseerd op het jaar 2000. Deze indeling is ook gehanteerd voor het bepalen van de bemestingsniveaus in de jaren 1995 tot en met 1999. Wel is voor elk afzonderlijk jaar in deze reeks per klasse het bemestingsniveau bepaald. Een overzicht hiervan is te vinden in tabel 3.2. In vergelijking met de landelijk-beleid-variant valt alleen cluster 13 in een andere klasse.

Tabel 3.2 Indeling Bergambachtgebied in klassen met bijbehorende effectieve bemestingsniveaus voor de extra-inspanning-variant

Jaar	Klasse	Clusters	N _{kunstmest} (kg ha ⁻¹ j ⁻¹)	N _{dierlijke mest} (kg ha ⁻¹ j ⁻¹)	N _{totaal} (kg ha ⁻¹ j ⁻¹)	P ¹ (kg ha ⁻¹ j ⁻¹)
1995	I	1, 4, 6, 10	94,4	44,3	138,7	24,5
	II	2, 11, 13	131,6	52,4	184,0	32,0
	III	7, 12, 15, 17	147,9	59,9	207,8	36,6
	IV	5, 8, 14, 16	187,6	68,7	256,2	41,0
1996	I	1, 4, 6, 10	88,7	41,2	129,9	25,8
	II	2, 11, 13	119,3	51,0	170,2	32,3
	III	7, 12, 15, 17	137,6	59,3	196,8	37,3
	IV	5, 8, 14, 16	166,5	66,5	233,0	43,2
1997	I	1, 4, 6, 10	93,7	41,1	134,8	24,3
	II	2, 11, 13	122,1	51,7	173,7	31,2
	III	7, 12, 15, 17	134,0	59,4	193,3	35,9
	IV	5, 8, 14, 16	163,7	63,7	227,4	39,9
1998	I	1, 4, 6, 10	87,7	41,4	129,1	25,8
	II	2, 11, 13	112,9	50,1	163,0	31,2
	III	7, 12, 15, 17	127,2	57,8	185,0	36,5
	IV	5, 8, 14, 16	148,5	64,3	212,8	41,9
1999	I	1, 4, 6, 10	85,8	44,4	130,2	27,2
	II	2, 11, 13	106,0	53,1	159,1	30,6
	III	7, 12, 15, 17	120,3	54,7	175,0	34,5
	IV	5, 8, 14, 16	157,0	67,7	224,7	38,2
2000	I	1, 4, 6, 10	87,5	40,7	127,3	23,6
	II	2, 11, 13	108,7	54,5	162,5	31,0
	III	7, 12, 15, 17	119,9	57,1	176,3	34,1
	IV	5, 8, 14, 16	149,7	70,3	219,3	40,0

¹ P wordt uitsluitend in de vorm van dierlijke mest gegeven

Invoer bemesting voor ANIMO

De door de projectgroep Bergambacht aangeleverde bemestingsgegevens, verdeeld over $N_{\text{kunstmest}}$, $N_{\text{dierlijke mest}}$ (het effectieve deel van dierlijke mest) en P (zie 4.2.1.3) moet vertaald worden in voor ANIMO geschikte input. Het model ANIMO rekent met werkelijk toegediende hoeveelheden mest per mestsoort. Met een vertaalslag moet de aangeleverde effectieve $N_{\text{dierlijke mest}}$ omgezet worden in toegediende hoeveelheden runderdrijfmest, runderweidemest en varkensdrijfmest. De Dienst Landbouw Voorlichting (Gouda) heeft aangegeven dat in 1998 de mestproductie in peilgebied Bergambacht voor 10% afkomstig was van varkens en voor 90% van rundvee dat weer bestond uit 50% weidemest en 50% stalment (Hendriks et al., 2002). Voor drijfmest, toegediend met een sleepvoet, wordt als vuistregel een bemestingswaarde van stikstof van 55% gehanteerd. De gemiddeld gewogen stikstofwerkingscoëfficiënt (N_w) over alle mestsoorten wordt dan 0,3. Deze factor is gebruikt om de aangeleverde werkzame stikstof uit de mest terug te rekenen naar de uiteindelijk geproduceerde hoeveelheid N in dierlijke mest. (Een voorbeeld: 30 kg effectieve-N $\text{ha}^{-1} \text{j}^{-1}$ uit dierlijke mest is dan afkomstig van 100 kg N $\text{ha}^{-1} \text{j}^{-1}$ geproduceerde door dieren, waarvan 90 kg N $\text{ha}^{-1} \text{j}^{-1}$ afkomstig is van rundvee [50% weide- en 50% stalment] en 10 kg N $\text{ha}^{-1} \text{j}^{-1}$ van varkens).

De verdeling van fosfor over de 3 mestsoorten is minder complex, omdat hier geen rekening gehouden hoeft te worden met een werkingscoëfficiënt, aangezien alle P uit mest effectief is. Van de aangeleverde fosfor is 80% afkomstig van rundvee en 20% van varkens. De fosfor/stikstofverhouding in varkensdrijfmest is hoger dan in runderdrijfmest. De invoer van de bemesting voor ANIMO is gelijk aan de systematiek, die gebruikt is in een voorgaande studie in het peilgebied Bergambacht (Oosterom, 1996 en Hendriks et al., 1994).

Vervluchtigingspercentages van (ammoniak uit) mest zijn overgenomen uit de Proefgebiedenstudie en bedragen: 26% voor runderweidemest, 16% voor runderstalment en 16% voor varkensdrijfmest.

De verdeling van de toedieningen van de verschillende mestvormen over het jaar is overgenomen van Hendriks et al. (1994).

