

Waterwijs

Plannen met water op regionale schaal

**P.E.V. van Walsum
J.F.M. Helming
E.P.A.G. Schouwenberg
L.C.P.M. Stuyt
P. Groenendijk
C.J.A.M. de Bont
P.H. Vereijken
C. Kwakernaak
P.J.T. van Bakel
L.C. van Staalduinen
K.W. Ypma**

Alterra-rapport 433

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

REFERAAT

P.E.V. van Walsum, J.F.M. Helming, E.P.A.G. Schouwenberg, L.C.P.M. Stuyt, P. Groenendijk, C.J.A.M. de Bont, P.H. Vereijken, C. Kwakernaak, P.J.T. van Bakel, L.C. van Staalduinen en K.W. Ypma, 2002. *Waterwijs, plannen met water op regionale schaal*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 433. 298 blz. 64 fig.; 46 tab.; 54 ref.

Ontwikkelingen in Nederlandse deelstroomgebieden (klimaatverandering, bodemdaling, ruimteclaims, conflicterende belangen en wateropgaven) vragen om integrale oplossingen. De methodiek 'Waterwijs' biedt zulke oplossingen in de vorm van optimale ruimtelijke regionale inrichtingsplannen met de bijbehorende waterbeheersmaatregelen. Expertkennis van drie Wageningse onderzoeksinstituten vormt de basis voor een bio-economisch lineair programmeringsmodel (BEM) waarin modellen van economische en (bio)fysische processen zijn samengebracht. Analyses met 'Waterwijs' leren dat implementatie van diverse generieke milieubeleidsmaatregelen in een Brabants beekdalsysteem in 2020 leidt tot een sterke inkrimping van de intensieve veehouderij en de melkveehouderij. Bij optimale inrichting van de groene ruimte blijken dezelfde milieudoelwaarden haalbaar terwijl op sommige locaties een hoogproductieve vorm van landbouw kan worden gehandhaafd. 'Waterwijs' optimaliseert bijvoorbeeld ook de implementatie van verdrogingsbestrijding in het beekdalsysteem. Creatieve en duurzame oplossingen kunnen worden ontwikkeld in projecten waarbij wateropgaven aan de orde zijn (Blauwe Diensten, waterkwantiteits- en -kwaliteitstrits van WB21).

Trefwoorden: landgebruik, planvorming, lineaire programmering, bio-economisch model, wateropgaven, hydrologie, economie, agronomie.

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door € 62,- over te maken op bankrekeningnummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 433. 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 veeleenvoudigd 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
Korte samenvatting	9
Waterwijs in kort bestek	11
1 Het analysekader van 'Waterwijs'	29
1.1 Waterwijs in stappen	30
1.2 Het zoeken naar optimale inrichtingsplannen	32
1.3 'Volledige' modellen in het toetsingsinstrumentarium	34
1.3.1 SIMGRO (regionale hydrologie)	34
1.3.2 BODEP (opbrengstdepressies als gevolg van natschade)	35
1.3.3 ANIMO (nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater)	36
1.3.4 MENG VAT (regionale verspreiding van nutriënten via water)	36
1.3.5 DRAM (landbouw)	37
1.3.6 NATLES (terrestrische natuur)	39
1.3.7 LARCH-SCAN (ruimtelijke samenhang van natuur)	40
1.4 De koppeling van 'volledige' modellen	41
2 Het bio-economisch model van 'Waterwijs'	43
2.1 Inleiding	43
2.2 Water	46
2.2.1 Inleiding	46
2.2.2 Maatregelpakketten	47
2.2.3 Doelfuncties, gekoppeld aan water	49
2.2.4 Systeemvergelijkingen	50
2.3 Landgebruik	51
2.3.1 Algemeen	51
2.3.2 Landbouw	52
2.3.3 Natuur	54
2.3.4 Multifunctioneel landgebruik	57
2.4 Technische implementatie	57
3 Voorbeeldstudie van het Beerze en Reusel stroomgebied	61
3.1 Inleiding	61
3.2 Taakstelling	61
3.2.1 Inleiding	61
3.2.2 Het studiegebied	62
3.2.3 Probleemstelling	65
3.2.4 Indicatie van het ambitieniveau	67
3.2.5 Verwachte producten en uitspraken	68
3.3 Doelstellingen	71
3.3.1 Inleiding	71
3.3.2 Doelstellingen met betrekking tot de landbouw	72
3.3.3 Doelstellingen met betrekking tot de natuur	73

3.3.4	Doelstellingen met betrekking tot multifunctioneel landgebruik	74
3.3.5	Doelstellingen met betrekking tot overig landgebruik	75
3.3.6	Doelstellingen met betrekking tot water	75
3.4	De Actuele Situatie	77
3.4.1	Inleiding	77
3.4.2	De Situatie Nu in het Beerze en Reusel gebied	77
3.4.3	Het Nulscenario voor het Beerze en Reusel gebied	90
3.5	Aandachtspunten	106
3.5.1	Inleiding	106
3.5.2	Aandachtspunten landgebruik	106
3.5.3	Aandachtspunten water	107
3.6	Maatregelen	109
3.6.1	Inleiding	109
3.6.2	Standaardmaatregelpakketten	109
3.6.3	Maatregelen op beheerseenheidniveau	111
3.6.4	Maatregelen ter beperking van de nutriëntenbelasting	112
3.7	Strategieën	112
3.7.1	Inleiding	112
3.7.2	Het Nul ⁺ scenario	114
3.7.3	De strategie voor verbetering van beekbegeleidende natuur	118
3.7.4	De strategie voor reductie van de hoogwateroverlast	126
3.7.5	De strategie voor beperking van de nutriëntenbelasting	131
3.7.6	De combinatiestrategie 'Natuur en Hoogwaterreductie'	141
3.7.7	De combinatiestrategie 'Natuur en N-beperking'	145
3.7.8	Combinatiestrategie 'Hoogwaterreductie en N-beperking'	145
3.7.9	De 'Integrale' strategie	146

Aanhangsels

1	Het bio-economisch model (BEM) van Waterwijs	149
1.1	Inleiding	149
1.2	Modellering van landgebruiksopties	152
1.3	Landbouw	157
1.3.1	Inleiding	157
1.3.2	Landbouwactiviteiten	158
1.3.3	Doelfunctie voor landbouw	163
1.3.4	Systeemvergelijkingen en randvoorwaarden van het landbouwsysteem	167
1.3.4.1	De ruwvoerbalansen	167
1.3.4.2	De mestbalansen	169
1.3.4.3	De nutriëntenbalansen	170
1.4	Natuur	173
1.4.1	Inleiding	173
1.4.2	Landgebruik door 'natuur'	173
1.4.3	Doelfunctie	174
1.4.4	Systeemvergelijkingen en randvoorwaarden	176
1.5	Multifunctioneel landgebruik	180
1.5.1	Inleiding	180

1.5.2	Activiteiten	180
1.5.3	Doelfuncties	181
1.5.4	Randvoorwaarden	182
1.6	Overig landgebruik	182
1.7	Water	183
1.7.1	Inleiding	183
1.7.2	Maatregelpakketten	184
1.7.3	Doelfuncties, gekoppeld aan water	189
1.7.4	Systeemvergelijkingen en randvoorwaarden	189
1.7.4.1	Waterkwantiteit	189
1.7.4.2	Waterkwaliteit	197
2	DRAM	205
2.1	Algemene beschrijving	205
2.2	Vergelijkingen	211
2.3	Sterke en zwakke punten van DRAM	230
3	Uitgangspunten Nulscenario van de landbouw in 2020	233
3.1	Beschikbaar areaal landbouwgrond	233
3.2	Ontwikkeling prijzen en productiviteit	233
3.3	Ontwikkelingen in de melkveehouderij	235
4	NATLES	239
4.1	Beschrijving van het systeem NATLES	239
4.2	Bepaling van het ecotooptype en/of de ecotoopgroep	243
4.3	Klassenindeling voor het afleiden van ecotooptypen, potentiële natuurwaarden en ruimtelijke samenhang	244
5	LARCH-SCAN	249
5.1	Inleiding	249
5.2	Bepaling van geschikte leefgebieden	249
5.3	Bepaling van de ruimtelijke samenhang	250
5.4	LARCH-SCAN als onderdeel van het BEM van Waterwijs	251
6	Regionaal hydrologisch model SIMGRO	253
6.1	Inleiding	253
6.2	Grondwaterstroming	254
6.3	De bergingscoëfficiënt van grondwater	256
6.4	Oppervlaktewater	257
6.5	De koppeling met NATLES	259
7	Meta-model van grondwaterhydrologie	261
7.1	Inleiding	261
7.2	Schematisering	261
7.3	Stromingsvergelijkingen	262
7.4	Algemene oplossing	263
7.5	Invullen van randvoorwaarden	263
7.6	Het verloop van f_A	264
7.7	Ijking en verificatie met SIMGRO	265
8	ANIMO	269
8.1	Inleiding	269
8.2	Het volledige ANIMO-model	269
9	Meta-modellen van ANIMO	279

9.1	Meta-modellen	279
9.2	Geldigheidsintervallen van verklarende variabelen	280
9.3	Toepassing in combinatie met klimaatscenario's	281
10	Vorming van ruimtelijke planningseenheden	283
	Referenties	293

Woord vooraf

De Stichting Dienst Landbouwkundig Onderzoek (DLO), onderdeel van Wageningen Universiteit en Researchcentrum, is in diverse projecten betrokken bij ruimtelijke planvormingsprocessen. Dit zijn iteratieve processen waarin belanghebbenden ('stakeholders') participeren in onderhandelingen en beslissingen over de duurzame inrichting van de groene ruimte. Tijdens de planvorming moet rekening worden gehouden met een groot aantal normen en richtlijnen, zoals de wateropgaven in WB21 en SGR2, de bestrijding van verdroging, de kwaliteit van grond- en oppervlaktewater (Europese Kaderrichtlijn) en natuurdoelstellingen. Stakeholders hebben behoefte aan een duurzaam kader voor economische bedrijvigheid en er moet ruimte zijn voor wonen, werken en recreatie. In welke mate, en hoe deze gebiedsdoelstellingen kunnen worden gerealiseerd hangt nauw samen met (a)biotische gebiedskenmerken en de hiermee samenhangende fysische processen. Daarom moet de fysica van het bewuste gebied, in casu de interactie tussen landgebruik en watersystemen, bij deze planvormingsprocessen een grote rol spelen. De noodzaak om tijdens de planvorming rekening te houden met de fysica van een gebied wordt door de actoren ook onderkend. Toch wordt er meestal maar weinig aandacht aan besteed, waardoor er van watersysteemgerichte planvorming niet veel terecht komt en onzekerheid blijft bestaan omtrent de duurzaamheid van de gekozen oplossingen.

In het project 'Plannen met Water' (hierna 'PMW') is door een multidisciplinair team, bestaande uit specialisten van de DLO-Instituten Alterra, LEI en Plant Research International, een visie ontwikkeld op mogelijke oplossingsrichtingen om dit probleem hanteerbaar te maken. Deze visie is simpel. Het ontwerp van allerlei complexe vormen van infrastructuur komt tot stand met behulp van optimalisatietechnieken. Ook een deelstroomgebied herbergt een zeer complexe, natuurlijke infrastructuur: het watersysteem, dat zich deels boven, en deels onder de grond bevindt. Waarom zouden we het landgebruik, dat een essentieel onderdeel vormt van deze infrastructuur en dat dus watersysteemgericht moet zijn om duurzaam te kunnen zijn, niet proberen te *optimaliseren*, nu de kennis hiervoor aanwezig is en gebundeld kan worden? De essentie van deze visie is dus dat *de ruimtelijke inrichting van een plangebied wordt geoptimaliseerd* gegeven beleidsdoelstellingen, economische randvoorwaarden, belangen van stakeholders, gebiedskenmerken en autonome ontwikkelingen, waaronder klimaatverandering. Deze visie is uitgewerkt in een gedachtegoed, waarna een protocol en een applicatie zijn ontwikkeld op een concrete case, het stroomgebied van de Beerze en de Reusel in Noord-Brabant (45 000 ha). Het hiertoe ontwikkelde model staat bekend als bio-economisch model (BEM), waarin lineaire programmering (een 'optimaliseringstechniek') is gekoppeld aan modellen van economische en (bio)-fysische processen. De huidige kennis binnen Wageningen UR van hydrologie, landbouw, natuur en economie is erin samengebracht. Het gedachtegoed is inmiddels operationeel als de methode 'Waterwijs'.

Waterwijs is bedoeld als bouwsteen om het proces van de iteratieve, ruimtelijke planvormingsprocessen te vergemakkelijken. Ingewikkelde technische en economische

afwegingen worden op een objectieve en transparante manier gemaakt, waardoor het draagvlak voor oplossingen toeneemt. De doelgroep van Waterwijs bestaat uit allen die bij regionale ruimtelijke planvormingsprocessen zijn betrokken. Zij communiceren met de door Waterwijs voorgestelde oplossingen in een interactieve setting. De patronen van landgebruik die Waterwijs aanbiedt zijn nooit bedoeld als ‘ultieme oplossingen’ maar als richtinggevende suggesties, waar stakeholders samen op weg zijn om naar een robuuste en voor allen aanvaardbare oplossing te zoeken. Tijdens dit proces zullen doelstellingen meermalen worden bijgesteld, waarna Waterwijs verbeterde patronen van landgebruik levert. De applicatie die in Waterwijs wordt gebruikt moet door specialisten worden bediend.

Het projectteam bestond uit de volgende personen: C.J.A.M. de Bont (LEI), E.P.A.G. Schouwenberg (Alterra), L.C.P.M. Stuyt (Alterra; projectleider), P.E.V. van Walsum (Alterra) en K.W. Ypma (Alterra; thans Grontmij). Een cruciale inhoudelijke bijdrage is geleverd door P. Groenendijk (Alterra). De begeleidingscommissie (BC) stond onder leiding van P.J.T. van Bakel (Alterra); de overige leden waren P.H. Ver-eijken en H.F.M. Aarts (beiden Plant Research International), H.F. van Dobben en C. Kwakernaak (beiden Alterra) en L.C. van Staalduinen (LEI).

In dit rapport worden de methodiek, het protocol en het instrumentarium van Waterwijs beschreven, gevolgd door resultaten die betrekking hebben op het stroomgebied van de Beerze en de Reusel (Noord-Brabant). In een vervolgproject zal kennis worden opgedaan in een stroomgebied in laag-Nederland. Deze nieuwe case betekent een substantiële uitbreiding van de toepasbaarheid van de systematiek wegens de hierbij te modelleren waterstaatkundige infrastructuur in laaggelegen polders.

Wageningen, augustus 2002

L.C.P.M. Stuyt
(namens het projectteam)

Korte samenvatting

Gedurende het voorbije decennium zijn binnen het vakgebied van de landbouweconomie nieuwe modelleerconcepten ontwikkeld die tot doel hebben kennis te ontwikkelen over de wederzijdse (ruimtelijke) interacties tussen landbouw, natuur en ecologie enerzijds, en economie, beleid en autonome ontwikkelingen als klimaatveranderingen anderzijds. Zulke kennis is nodig om deze interacties door middel van nieuw te ontwikkelen beleid te kunnen beheren. Zeker in ons land, waar ruimte een schaars goed is geworden en met veel conflicterende belangen moet worden gerekend bestaat behoefte aan zulke kennisvermeerdering. De doelstelling van dit project spoort met deze tendens: de ontwikkeling en toepassing van een methodiek waarmee speerpunten van het Nederlandse waterbeheer (o.a. WB21, SGR2, EU-nitraatrichtlijn), belangen van stakeholders en autonome ontwikkelingen op grond van gebiedskenmerken eenduidig kunnen worden 'vertaald' in optimale ruimtelijke inrichtingsplannen op regionale schaal, inclusief de bijbehorende waterbeheersmaatregelen. Deze doelstelling is impliciet het gedachtegoed van de methodiek 'Waterwijs' die is uitgewerkt in een bio-economisch model (hierna BEM) waarin expertise van de deelnemende DLO-Instituten Alterra, LEI en Plant Research International is samengebracht. In een BEM wordt lineaire programmering (een 'optimalisatiealgoritme') gekoppeld aan modellen van onderling gerelateerde economische en (bio)fysische processen. Geavanceerde bio-economische modellen zoals dat van Waterwijs worden gebruikt om patronen van landgebruik te optimaliseren.

Waterwijs is ontwikkeld op de case 'Beerze en Reusel': een stroomgebied in de provincie Noord-Brabant, conform 'Ipea', een protocol voor interactieve planvorming. De analyse omvat de periode 2002-2020, met als *Nulscenario* de autonome ontwikkeling tot 2020. Het BEM laat zien dat implementatie van de EU-nitraatrichtlijn in de autonome ontwikkeling zal leiden tot sterke inkrimping van de intensieve veehouderij en de melkveehouderij. Als bovendien de generieke maatregelen uit de Rijksuitgangspuntennota worden toegepast – de zogenaamde RUN-verliesnormen – dan wordt met name de melkveehouderij verder ingekrompen. Een analyse met lineaire programmering in het BEM wijst echter uit dat dezelfde verbetering (ten opzichte van het *Nulscenario*) van milieudoelwaarden kan worden bereikt tegen 40% lagere kosten. In een tweede reeks experimenten is geanalyseerd hoe de verdroging van beekdalen het best kan worden aangepakt. Gebleken is dat in de bovenloopgebieden met diep ingesneden V-vormige dalen het bufferen met extra 'nieuwe natuur' (schraalgrasland) het meest probate middel is. In lager gelegen delen van het stroomgebied met een vlakker maaiveldverloop kan de configuratie van de bufferzones meer diffuus zijn, waarbij omzetting naar extensief landbouwgrasland als maatregel meer in beeld komt.

De resultaten van de case 'Beerze en Reusel' illustreren dat het bio-economisch model (BEM) van Waterwijs gebiedsinrichtingen kan assembleren waarmee tegen zo laag mogelijke kosten watergebonden gebiedsdoelstellingen kunnen worden gerealiseerd. Het ligt daarom niet voor de hand om wateropgaven en milieudoelstellingen te realiseren middels generieke implementatie van beleid, want deze aanpak leidt niet tot

kosteneffectieve oplossingen. Dat is wel het geval bij lokaal toegesneden oplossingen die worden gevonden met behulp van het BEM van Waterwijs. Hierin worden aan het landbouwsysteem slechts beperkende randvoorwaarden opgelegd op locaties waar dit zoden aan de dijk zet. Op andere locaties kan de hoogproductieve landbouw worden gecontinueerd. Hierdoor blijkt het totale verlies aan landbouwsaldo aanzienlijk lager uit te vallen.

De met Waterwijs geboekte resultaten die in dit rapport worden gepresenteerd zijn vaak verrassend, geven nieuwe inzichten in de onvermoede potenties van stroomgebieden en genereren nieuwe discussies en creativiteit bij het interactief zoeken naar nieuwe visies op oplossingen. Sommige resultaten bevestigen wat we al wisten of vermoedden, maar andere knagen aan conventionele uitgangspunten en geaccepteerde oplossingsrichtingen. Waterwijs ontleent zijn inmiddels bewezen meerwaarde aan het simpele feit dat het BEM de ingewikkelde infrastructuur van het watersysteem met al zijn ingewikkelde interacties en de economische repercussies in één analyse kan meenemen, terwijl dit bij conventionele simulaties niet mogelijk is.

Leeswijzer

In ‘**Waterwijs in kort bestek**’ wordt de functionaliteit van Waterwijs toegelicht aan de hand van de case ‘Beerze en Reusel’. Alle resultaten die in dit project zijn geboekt passeren in kort bestek de revue, gevolgd door een analyse van de geconstateerde beperkingen. **Hoofdstuk 1** bevat het analysekader van Waterwijs: een samenvattend overzicht van de gevolgde werkwijze en beknopte technische beschrijvingen van de zeven simulatiemodellen die in het bio-economisch model (BEM) zijn opgenomen. In **Hoofdstuk 2** wordt dit bio-economisch model in extenso beschreven: dit vormt het hart van de Waterwijsmethodiek waarmee land- en watergebruikspatronen worden gegenereerd. In **Hoofdstuk 3** wordt ter illustratie van de mogelijkheden die Waterwijs biedt de voorbeeldstudie ‘Beerze en Reusel’ gedetailleerd behandeld. Uitgebreide beschrijvingen van het BEM en de gebruikte concepten worden gegeven in de **Aanhangsels**.

Waterwijs in kort bestek

I. Inleiding

In ons dichtbevolkte land staat de functie ‘natuur’ onder druk ten gevolge van nadelige effecten die worden veroorzaakt door drinkwateronttrekkingen en waterhuishoudkundige maatregelen als ontwatering, onttrekkingen voor beregening, watervoorziening en overmatige toevoer van nutriënten via grond- en oppervlaktewater. Wat betreft de belasting van het milieu met nutriënten zijn al diverse wettelijke maatregelen genomen om de oorzaken – o.a. de mestoverschotten – aan banden te leggen. Ook zijn inmiddels maatregelen geformuleerd gericht op het terugdringen van de bemesting. Het gaat hierbij om de Europese nitraatrichtlijn en de in het kader van de Reconstructiewet aangekondigde ‘RUN’-normen. Dit zijn echter generieke maatregelen die niet zijn toegesneden op plaatselijke omstandigheden. Het is de vraag of generieke maatregelen in economische zin wel verantwoord zijn. Het ligt immers voor de hand om wateropgaven en andere doelstellingen zo efficiënt mogelijk te realiseren: de hiervoor benodigde maatregelpakketten moeten zo goed mogelijk worden afgestemd op de betreffende regio’s.

De in de praktijk ervaren toename van overlast door piekafvoeren stelt ons voor moeilijke problemen: wegens de economische functies, de landbouw en de in snel tempo oprukkende bebouwing zijn er te weinig op grote schaal aaneengesloten stukken ruimte beschikbaar voor de ‘natuurlijke’ berging van water. Gezien de verwachte klimaatverandering richting nattere winters baart dat extra zorg.

De kluwen van problemen en achterliggende oorzaken maakt het vinden van oplossingen via strategische planning van toekomstig ruimtegebruik tot een steeds moeilijker opdracht. Het met passen en meten vinden van een ruimtelijke inrichting die bij alle betrokkenen voldoende draagvlak heeft wordt moeilijker naarmate de belangen tegenstellingen groter zijn. Tegen deze achtergrond is door een team van DLO, onderdeel van Wageningen UR, een visie ontwikkeld op de aanpak van dit planningsprobleem. Deze visie, die we ‘Waterwijs’ hebben gedoopt, is uitgewerkt en heeft uiteindelijk geresulteerd in een bio-economisch model (BEM) waarmee strategische planning geautomatiseerd wordt uitgevoerd. Doel van dit model is het helpen onderbouwen en mede vormgeven van gebiedsvisies waaraan water als ordenend principe ten grondslag ligt. Het model wordt toegelicht, gevolgd door een toepassing op het stroomgebied van de ‘Beerze en Reusel’ in Noord-Brabant, waarna wordt afgesloten met een visie op de toekomst.

II. Het bio-economisch model van Waterwijs

Het gedachtegoed van de methodiek ‘Waterwijs’ is uitgewerkt in een bio-economisch model (BEM) waarin expertise van de deelnemende DLO-Instituten Alterra, LEI en Plant Research International is samengebracht. In dit BEM wordt lineaire program-

mering (een ‘optimalisatiealgoritme’) gekoppeld aan modellen van onderling gerelateerde economische en (bio)fysische processen. In het buitenland worden geavanceerde bio-economische modellen gebruikt om landgebruikpatronen te optimaliseren, zij het meestal niet op regionale schaal (Barbier en Carpentier, 2000; Barbier en Bergeron, 2001).

Wageningen UR heeft het ‘Waterwijs’-concept ontwikkeld om de implementatie van strategische, ruimtelijke planvormingsprocessen te vergemakkelijken. De analyse die door het BEM van Waterwijs wordt uitgevoerd bestaat uit twee stappen. Gebiedsdoelstellingen worden met behulp van lineaire programmering en simpele modellen¹ vertaald in een optimaal ruimtelijk inrichtingsplan, met de hierbij behorende waterbeheersmaatregelen. Aansluitend wordt met geavanceerde modellen geanalyseerd in hoeverre met dit inrichtingsplan aan de gestelde gebiedsdoelstellingen daadwerkelijk wordt voldaan. Het kan zijn dat – als gevolg van de vereenvoudigingen in de simpele modellen – dit niet helemaal het geval is. Dit kan meestal worden ondervangen door het doen van een nieuwe optimalisatie run waarbij de niet-gehaalde doelwaarden worden aangescherpt. Als bijvoorbeeld het geavanceerde model aangeeft dat de piekafvoer 10% boven de gewenste waarde uitkomt, dan kan dit worden ondervangen door een nieuwe optimalisatie run waarbij voor de piekafvoer een 10% lagere bovengrens wordt opgegeven.

De simpele modellen zijn afgeleid uit de geavanceerde modellen van landgebruikfuncties en de wisselwerkingen met het regionale watersysteem. Voor een goed begrip wordt daarom eerst ingegaan op de ‘volledige’ geavanceerde modellen, waarna de eerste stap (het zoeken naar het optimale ruimtelijke inrichtingsplan) wordt toege-licht.

III. Analyse met geavanceerde modellen

Een door het BEM gepostuleerd optimaal ruimtelijk inrichtingsplan wordt geanalyseerd met behulp van een serie gekoppelde modellen; zie Tabel 1.

Tabel 1 De in Waterwijs opgenomen modellen en overige applicaties

Model, applicatie	functionaliteit
ANIMO	uit- en afspoeling van nutriënten; nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater
MENG VAT	regionale verspreiding van nutriënten via water
BODEP	opbrengstdepressies ten gevolge van natschade in de landbouw
DRAM	saldo van opbrengsten en kosten van de landbouw, mest- en nutriëntenbalansen
LARCH-SCAN	ruimtelijke samenhang, habitats (natuur)
NATLES	ecotootypen (terrestrische natuur)
SIMGRO	regionale hydrologie

Het ruimtelijke patroon van land- en watergebruik wordt doorgerekend op interacties tussen landbouw, natuur, water en milieu. De uitkomsten omvatten onder meer:

- arealen van waardevolle beekbegeleidende natuur;

¹ Ook wel ‘metamodellen’ genoemd.

- de ruimtelijk samenhang tussen de natuurgebieden;
- de verwachte opbrengsten van landbouwgewassen en het saldo van de landbouwactiviteiten in het gebied;
- de afvoerlopen van beken, inclusief de piekafvoeren;
- grondwaterstanden;
- uit- en afspoeling van stikstof en fosfor naar grond- en oppervlaktewater;
- de regionale verspreiding van stikstof en fosfor en grond- en oppervlaktewater.

Opvallende 'afwezig' is een model voor de oppervlaktewaterkwaliteit. Het model kan alleen een schatting maken van de belasting van nutriënten op het oppervlaktewater. Deze belasting wordt weliswaar uitgedrukt in de eenheid van concentratie – mg/l – maar dit zijn *niet* de concentraties die in waterlopen worden gemeten. Een belangrijk deel van de nutriënten wordt immers vastgelegd in organische stof die via beheersmaatregelen wordt afgevoerd, en dit proces wordt niet gemodelleerd. Ook is er sprake van een wisselwerking met de in de waterbodems opgeslagen nutriënten. Een ander probleem m.b.t. de waterkwaliteit is de belasting van het oppervlaktewater vanuit de rwzi's (rioolwaterzuiveringsinstallaties). Er zijn lang niet altijd voldoende gegevens beschikbaar om deze belastingen gebiedsdekkend in het model in te voeren. In zulke gevallen worden deze incomplete gegevens niet gebruikt, zoals is gedaan in de voorbeeldstudie Beerze en Reusel.

IV. Het zoeken naar het optimale inrichtingsplan

Simulatiemodellen bevatten kennis over processen in een geformaliseerde en operationele vorm. Daarmee kunnen antwoorden worden gegeven op vragen van het type 'als ik in landbouwgebiedje X de buisdrainage verwijder, komt er dan waardevolle beekbegeleidende natuur in natuurgebied Y?' Als het resultaat niet bevalt moet er opnieuw een vraag worden geformuleerd en het model opnieuw worden gedraaid. Maar ook wanneer relatief simpele modellen worden toegepast zoals in zogenaamde *quick-scan* systemen blijft het zoeken naar een geschikte strategie een kwestie van *trial and error*. Daarbij moet steeds een keuze worden gemaakt uit duizend-en-een mogelijke varianten vanwege de talloze ruimtelijke combinatiemogelijkheden. Het gevraagde doel in het natuurgebiedje kan dan wellicht nog wel bereikt worden, maar het is onwaarschijnlijk dat de gevonden oplossing in economische zin ook de meest efficiënte is. Het doel wordt dan bereikt tegen onnodig hoge kosten in termen van inkomensverlies in het omringende landbouwgebied. Dat pakt vervolgens negatief uit voor het draagvlak van het uit te voeren plan.

Gezien het praktische nadeel van het werken met simulatiemodellen op *trial and error*-basis ligt het dan ook voor de hand om te onderzoeken of het mogelijk is om het zoekproces gedeeltelijk te automatiseren, waarbij nadrukkelijk ruimte blijft bestaan voor *expert judgment* en sturing van het optimaliseringsproces via het aangeven van zoekgebieden en dergelijke. Deze alternatieve aanpak is karakteristiek voor Waterwijs, dat zich daarmee onderscheidt van andere systemen voor beleidsondersteuning op het vlak van water, milieu, ruimte, natuur en landbouw. Het door het BEM van Waterwijs uitgevoerde zoekproces convergeert naar een optimaal inrichtingsplan op

grond van informatie in de vorm van (o.a.) gebiedskenmerken, autonome processen, beleidsintenties en wensen van stakeholders.

De techniek van Lineaire Programmering in het BEM vraagt om een modelbeschrijving in termen van:

- beslissingsvariabelen, bijvoorbeeld: $x=0$: er worden geen bieten geteeld, $x=1$: ze worden wel geteeld;
- doelfuncties, bijvoorbeeld: de piekafvoer moet zo laag mogelijk zijn;
- randvoorwaarden, bijvoorbeeld: er moet worden voldaan aan de EU nitraatrichtlijn.

Het begrip 'lineair' suggereert dat de fysica en de (a)biotiek te simplistisch wordt gemodelleerd. Door echter gebruik te maken van speciale technieken kunnen veel niet-lineaire effecten toch goed in beeld worden gebracht. Een voorbeeld is de 'wet van afnemende meeropbrengsten', die met een nauwelijks van 'echt' te onderscheiden 'knikjeslijn' in model wordt gebracht. Lineaire Programmering kan grote aantallen variabelen en vergelijkingen verwerken; dat is een noodzakelijke voorwaarde voor een model waarin een groot aantal aspecten integraal moeten worden gemodelleerd. In de huidige versie van het model wordt het landbouwsaldo van het gebied g-maximaliseerd, met randvoorwaarden voor:

- terrestrische natuur;
- hoogwaterafvoer;
- belasting van nutriënten op grond- en oppervlaktewater.

Voor het plannen van landgebruik heeft Waterwijs de keuze uit een landgebruikset. Deze set kan per gebiedsstudie anders zijn, afhankelijk van de wensen van de opdrachtgever(s) en belanghebbenden in het gebied. Een voorbeeld van een dergelijke set is gegeven in Tabel 2. Het betreft de verkorte versie van een uitgebreide set die is gebruikt in de voorbeeldstudie Beerze-Reusel.

Tabel 2 Landgebruikset (verkorte vorm) van Waterwijs

Landgebruik	landgebruikset G
Landbouw	grasland met hoge stikstofbemesting
	grasland met gematigde stikstofbemesting
	grasland met lage stikstofbemesting
	maïsland
	bouwland
	intensieve teelten
Natuur	vochtig loofbos
	donker naaldbos
	nat bos
	schraalgrasland en heide
Multifunctioneel landgebruik	landschappelijk waardevol grasland (pakket B10)
	weidevogelgrasland met rustperiode (pakket B13)
	kruidenrijk grasland (pakket B02)
Overig	boomkwekerij
	wonen

V. Het stappenplan in het stroomgebied van de Beerze en Reusel

Bij het ontwikkelen van het model is als *case* gebruik gemaakt van het stroomgebied van de Beerze en Reusel (45 000 ha). In de beschreven stroomgebiedstudie is aan de hand van het protocol voor interactieve planvorming 'Ipea' een stappenplan doorlopen, beginnend bij de *Taakstelling* en eindigend bij *Strategieën*. In deze voorbeeldstudie is in de stap *Taakstelling* het kader van de studie vastgelegd: zowel het bestuurlijke kader (welke beslissingen moeten worden genomen) als het fysisch kader (om welk gebied gaat het). In de stap *Doelstellingen* is een inventarisatie gemaakt van de doelstellingen die men heeft ten aanzien van de landbouw, de natuur, multifunctionele landbouw en water. In de stap *Actuele Situatie* is een inventarisatie gemaakt van de huidige toestand van het gebied, waarbij de aandacht vooral gericht is geweest is op aspecten die in de doelstellingen terugkomen. Onderscheid is gemaakt tussen de *Situatie Nu* (een soort foto-opname) en de hierop aansluitende *autonome ontwikkeling*, waarin rekening is gehouden met:

- de implementatie van diverse generieke maatregelen in de landbouw, waaronder de EU nitraatrichtlijn;
- diverse ontwikkelingen in de landbouw, met betrekking tot quotering en prijsvorming;
- de aankoop van gronden in het kader van de reeds geplande uitbreiding van de Ecologische HoofdStructuur, de EHS;
- aankoop van gronden voor de uitbreiding van stedelijk gebieden, op plaatsen die nu reeds in plankaarten zijn opgenomen;
- mogelijke effecten van klimaatverandering.

Implementatie van deze autonome ontwikkelingen levert het zogenaamde *Nulscenario* op. Onder invloed van de autonome ontwikkeling zal er een aanzienlijke extensivering van het grondgebruik in de landbouw in het studiegebied optreden. Zo daalt het aantal melkkoeien in het Nulscenario met ongeveer 50%. Er vindt een sterke stijging plaats van de melkproductie per koe. Het aantal dieren in de intensieve veehouderij daalt met 30 tot 60%, afhankelijk van de diercategorie. Wat betreft het landgebruik in de landbouw neemt het areaal ruwvoedergewas in het Nulscenario met bijna 20% af. Het areaal akkerbouwgewassen, vollegrondsgroente en bloem bollen in het studiegebied neemt daarentegen toe.

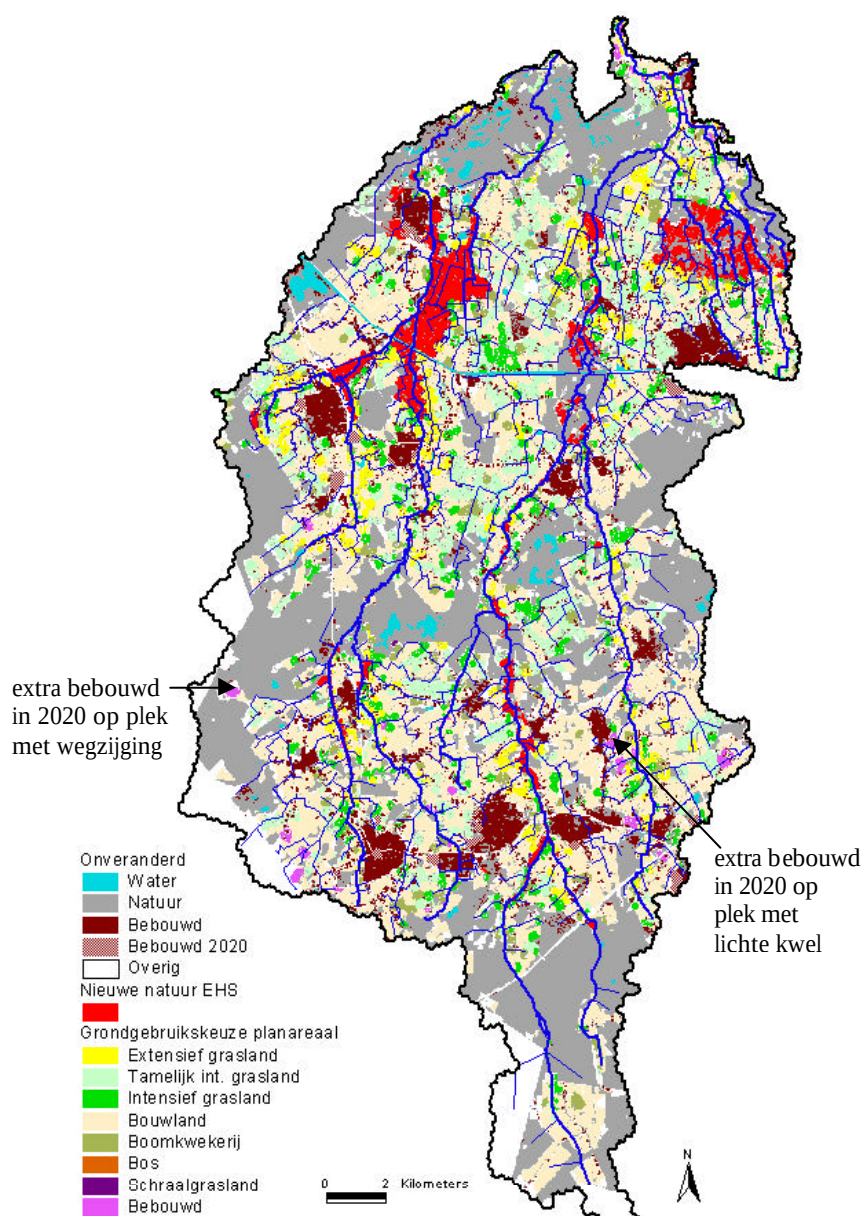
Tabel 3 Overzicht van de doorgerekende en geanalyseerde strategieën

Omschrijving van strategie	Korte omschrijving
Nul+scenario	Nul+
Verbetering van beekbegeleidende natuur	Natuur
Reductie van hoogwateroverlast	Hoogwaterreductie
Beperking van nutriëntenbelasting	N-beperking
Verbetering van beekbegeleidende natuur en reductie van hoogwateroverlast	Natuur en hoogwaterreductie
Verbetering van beekbegeleidende natuur en beperking van de nutriëntenbelasting	Natuur en N-beperking
Reductie van hoogwateroverlast en beperking van nutriëntenbelasting	Hoogwaterreductie en N-beperking
Verbetering van beekbegeleidende natuur, reductie van hoogwateroverlast en beperking van nutriëntenbelasting	'Integrale'

In de stap *Aandachtspunten* is een vergelijking gemaakt tussen de in de stap *Doelstellingen* geformuleerde wensen en de in *Actuele Situatie* beschreven toestand, na het zich voltrekken van de (aangenomen) autonome ontwikkeling. In de stap *Strategieën* is een groot aantal berekeningen gedaan waarbij steeds een of meer aandachtspunten zijn aangepakt; zie Tabel 3.

VI. Ontwikkeling en analyse van diverse strategieën

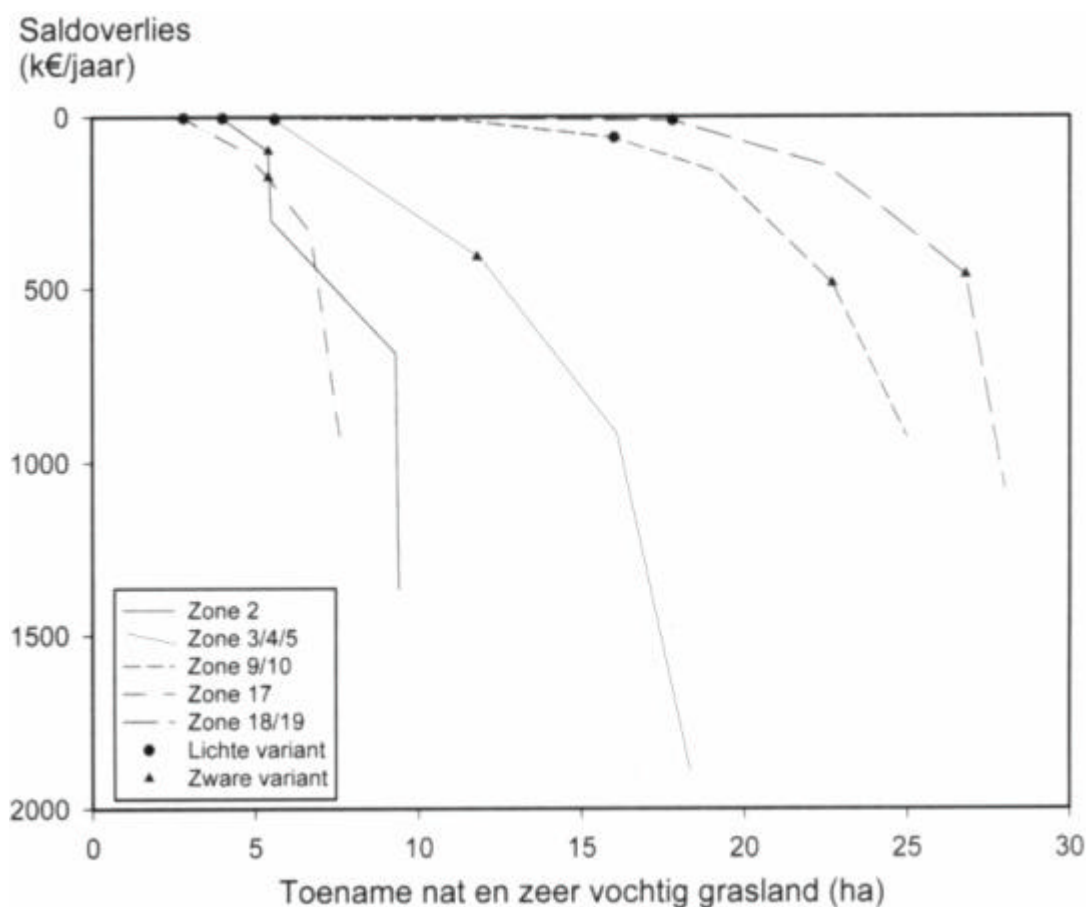
In deze paragraaf worden enkele strategieën (uit Tabel 3) besproken voor het oplossen van aandachtspunten. Elke strategie leidt tot een geoptimaliseerd patroon van



Figuur 1 Ruimtelijk patroon van landgebruik in het Nul+scenario: het Nulscenario plus een extra areaal stedelijke gebied (215 ha) en een extra areaal boomteelt (1000 ha)

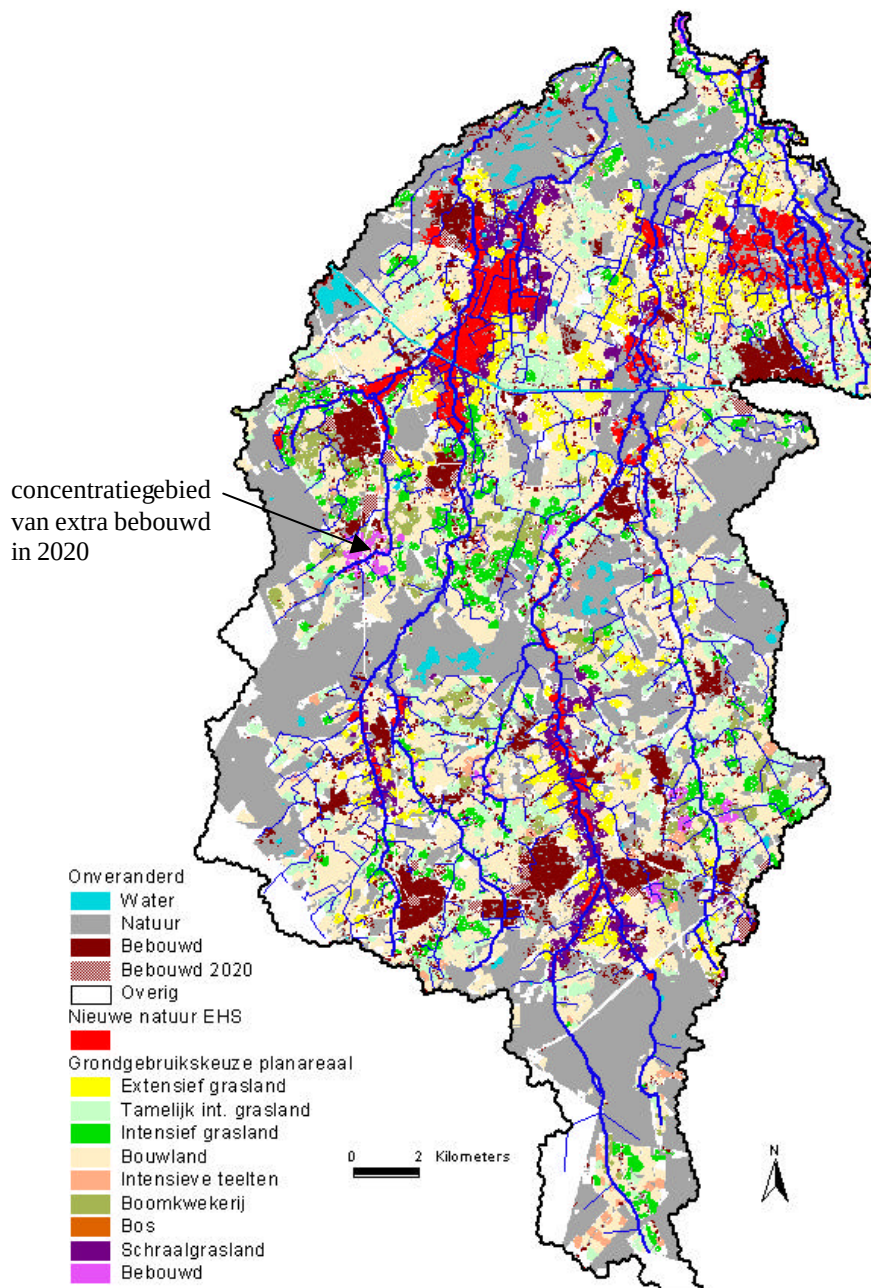
landgebruik en het bijbehorende waterbeheer. Als eerste is het zogenaamde Nul⁺-scenario aangemaakt, waarin wensen voor extra uitbreiding van stedelijke gebieden en boomkwekerij worden ingewilligd; zie Figuur 1.

Op basis van een serie rekenexperimenten met opgelegde randvoorwaarden is vervolgens voor bepaalde natuurzones een serie afwegingscurven berekend. Hierin is de toename van zeer vochtige graslanden uitgezet tegen het saldoverlies op de omringende landbouwbedrijven die deze natte natuur door verhoging van grondwaterstanden op hun bedrijf faciliteren, zulks ten koste van hun eigen bedrijfsresultaat; zie Figuur 2.



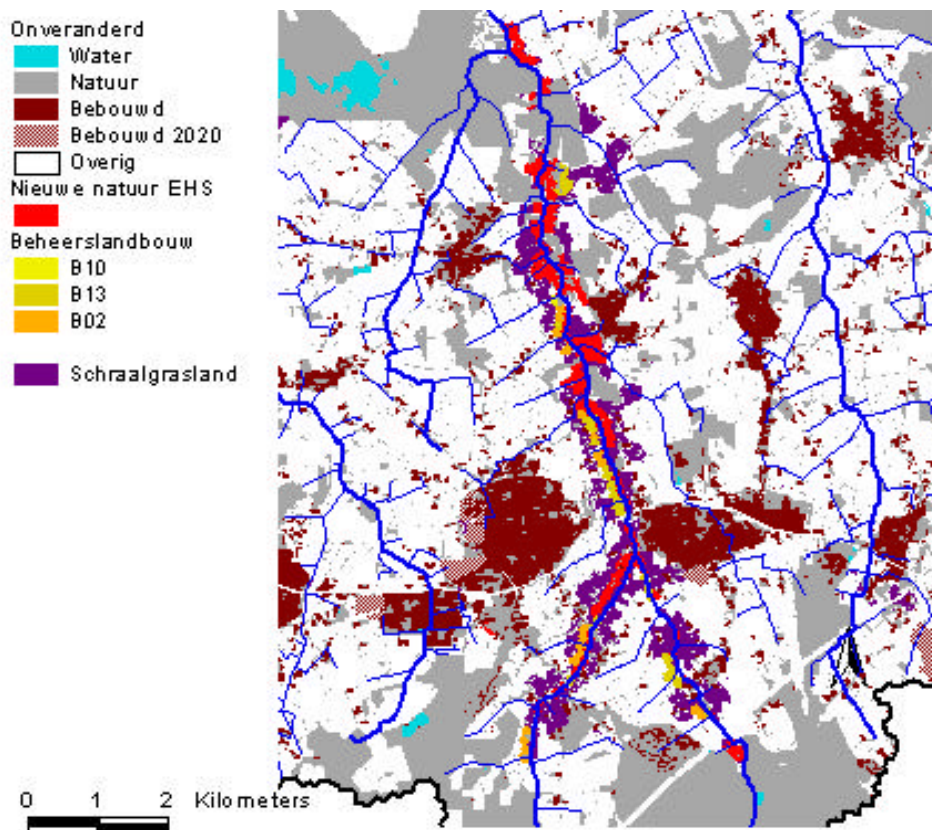
Figuur 2 Saldooverlies als gevolg van ruimtelijke ondersteuning van groepen van natuurzones met behulp van aangepast waterbeheer in het omringende landbouwgebied. Met (rode) stippen zijn aangegeven de gekozen ecodoelopties voor de 'lichte' natuurvariant, en met (groene) driehoeken voor de 'zware' variant

Op basis van deze curven is een 'lichte' en 'zware' natuurvariant samengesteld waarin meerdere zones tegelijkertijd een randvoorwaarde krijgen opgelegd. Het vervolgens berekende landgebruikpatroon ('zware' natuurvariant) is weergegeven in Figuur 3. In het uitvergroete deel van deze figuur (Figuur 4) is te zien hoe het model gebruik heeft gemaakt van multifunctionele landgebruiksvormen ('beheerslandbouw') in combinatie met nieuwe natuur ('schraalgrasland').



Figuur 3 Landgebruik in de 'zwarte' natuurvariant

Interessant in het patroon van landgebruik in Figuur 3 is dat de bufferzones voor de natuurgebieden in de bovenloop van de beken (onderste kaartgedeelte) 'smal en krachtig' zijn: in deze regio wordt naar verhouding vaker schraalgrasland als buffer gepland (paarse inkleuring). In het noorden (bovenkant van de kaart) wordt daarentegen meer extensief grasland ingezet, en hebben de bufferzones een wat diffuser karakter (gele inkleuring). De hydrologische achtergrond hiervan is dat de doorlatenheid ('spreidingslengte') van de ondergrond in de bovenloopgebieden lager is; maar minstens even belangrijk is het feit dat de beekdalen diep ingesneden en V-vormig

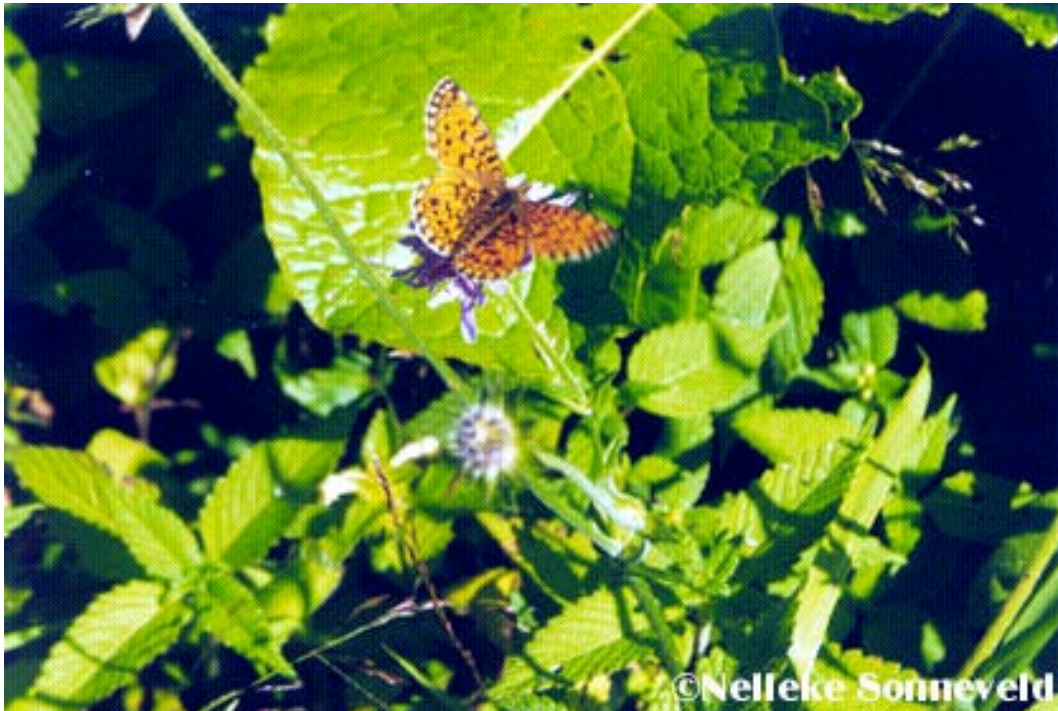


Figuur 4 Plaatsing van beheerslandbouw en schraalgrasland in de buurt van zone 18/19 in de 'zwarte' natuurvariant.

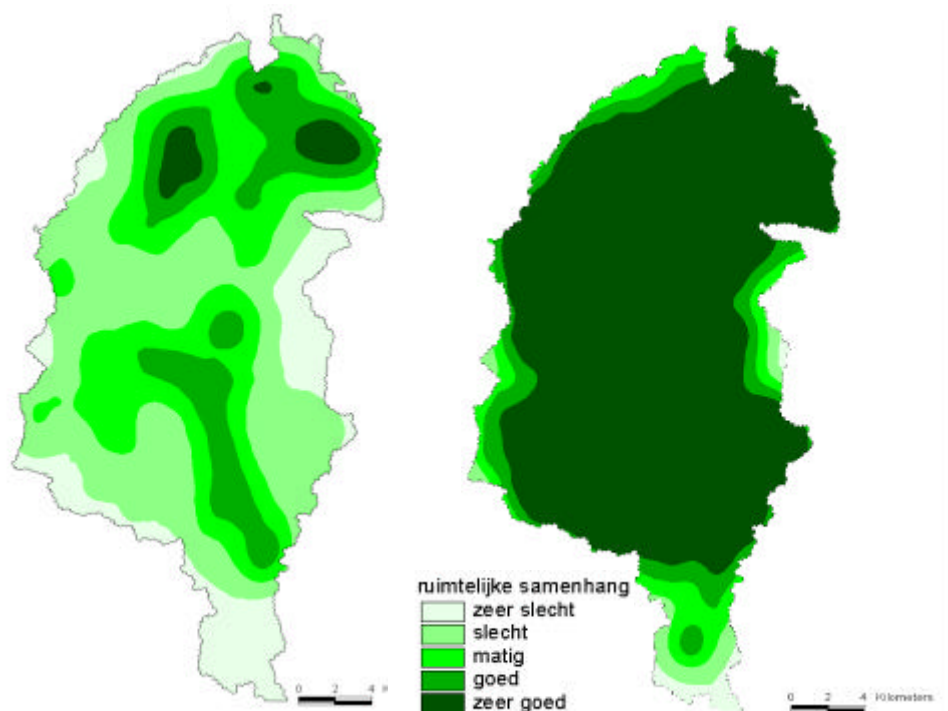
zijn. Het is daar zaak om op korte afstand krachtige maatregelen te nemen, want op grotere afstand hebben maatregelen weinig effect vanwege te grote maaiveldhoogteverschillen. In het veel vlakkere noorden is het reliëf veel subtieler en de doorlatendheid van de ondergrond veel groter; daardoor kan op grotere afstand worden gebufferd, met gebruikmaking van maatregelen die relatief minder kosten dan het uit productie nemen van landbouwgrond.

Dit voorbeeld laat zien hoe bedenkelijk het is om breedtes van bufferzones louter op basis van de hydraulische doorlatendheid van de ondergrond vast te stellen zoals in veel studies gebeurt. Als geen rekening wordt gehouden met de combinatie van doorlatendheid en verschillen in maaiveldhoogte zullen kansen worden gemist om op efficiënte wijze maatregelen te nemen tegen verdroging.

Evaluatie van de 'zwarte' natuurvariant met het model LARCH-SCAN voor het habitat van de Zilveren Maan (zie Figuur 5) levert het kaartbeeld op van Figuur 6 (links). Er is geen sprake van een noord-zuid continuïteit van gebieden met een goede tot zeer goede samenhang. Daardoor komen de potenties van de beoogde ecologische hoofdstructuur (EHS) niet geheel tot hun recht, terwijl daar volgens het kaartbeeld van de 'maximum' natuurvariant zeker mogelijkheden toe zijn (Figuur 6, rechts).

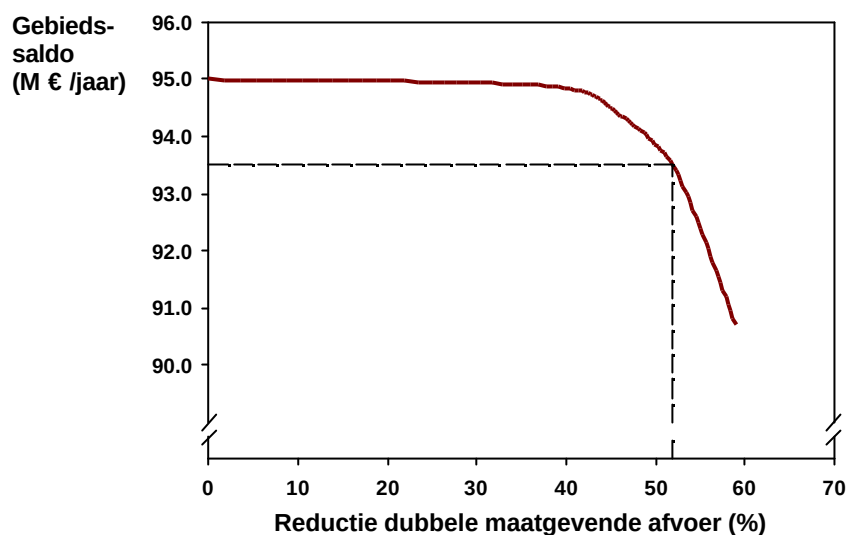


Figuur 5. De Zilveren Maan (*Clossiane Selene*): een snel klapwiekende vlinder met lange glijvluchten dicht boven de grond. Komt in Noord- en Midden-Europa voor. In Nederland zeldzaam. Vliegen doet deze soort in juni en juli vooral in open bosgebieden. De waardeplant voor deze vlinder (dus de rupsen ervan) zijn het moerasviooltje, hondsviooltje en het zinkviooltje. (Bron: <http://home-3.12move.nl/~sh297615/vlinderen/zilverenmaan.html>)

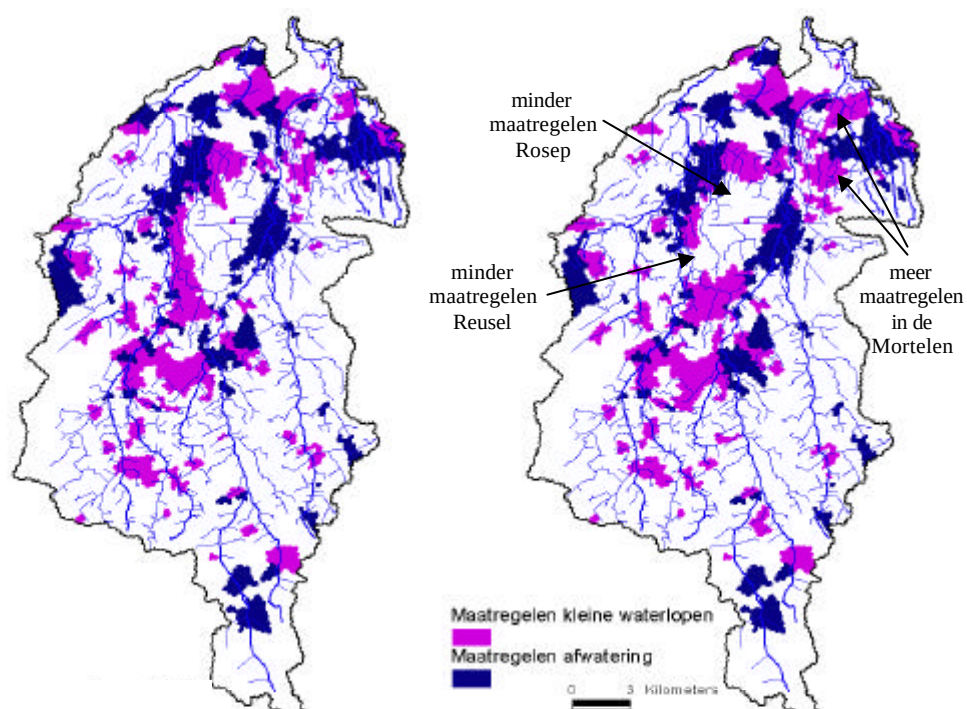


Figuur 6 Ruimtelijke samenhang van het habitat van de Zilveren maan voor de 'zware' natuurvariant (links) en voor de 'maximum' natuurvariant waarin alle landbouwgrond is omgezet naar schraalgrasland (rechts)

Uit berekeningen voor reductie van hoogwateroverlast blijkt dat het aandachtspunt 'hoogwater' tegen relatief lage kosten is op te lossen, althans als dit het enige aandachtspunt is dat moet worden aangepakt (zie Figuur 7).



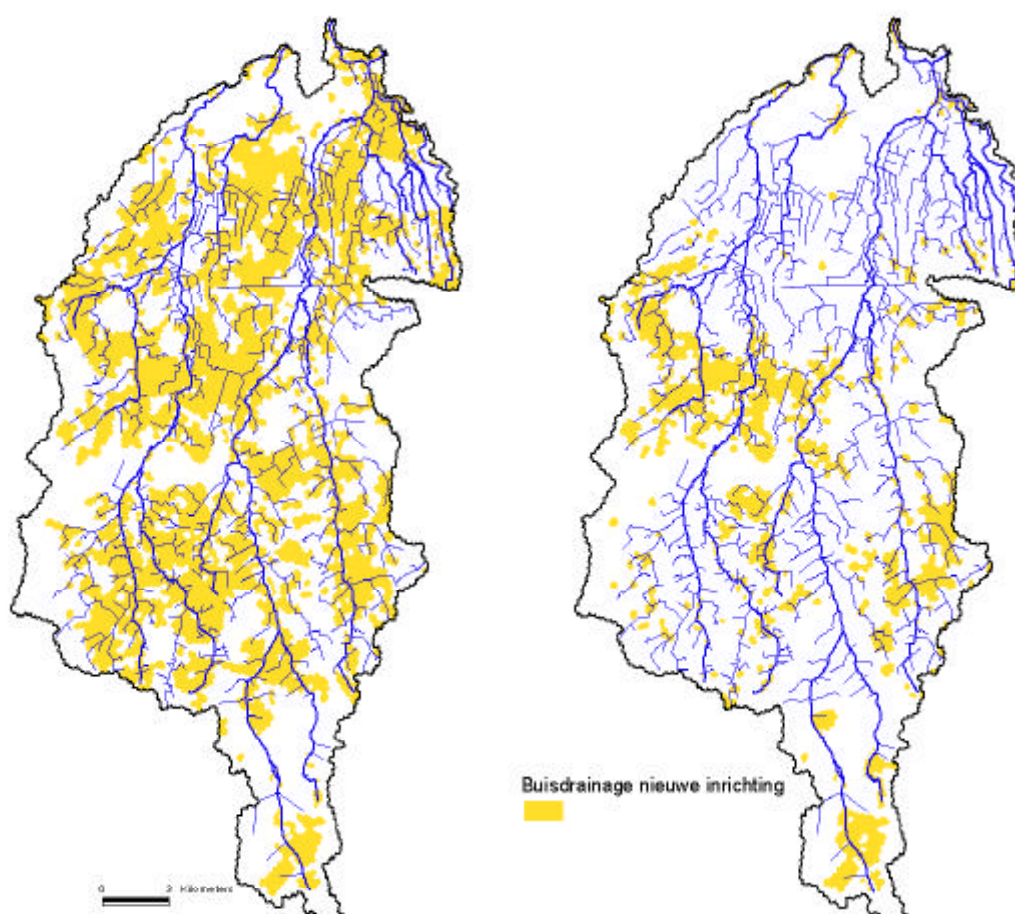
Figuur 7 Afwegingscurve tussen de reductie van de piekafvoer (i.c. de 'dubbele maatgevende afvoer' met een gemiddelde herhalingsjijd van 10 jaar) en het gebiedssaldo (landbouwsaldo minus kosten van waterbeheersmaatregelen).



Figuur 8 Locaties waar maatregelen noodzakelijk zijn om de dubbele maatgevende afvoer ten opzichte van de 'Situatie Nu met een ander klimaat' met 50% terug te dringen. Links als deze reductie wordt opgelegd aan elke deelstroomgebiedafvoer afzonderlijk; rechts als deze wordt opgelegd op de totale stroomgebiedafvoer. Op plaatsen waar maatregelen in kleine waterlopen worden genomen worden ook maatregelen in de afwatering doorgevoerd

In het hoogwaterreductieplan (Figuur 8) wordt gebruik gemaakt van zowel de mogelijkheid om de afwateringsleidingen te 'knijpen', en daardoor de afvoergolf te vertragen, als de mogelijkheid om maatregelen te nemen in de kleine waterlopen, in casu vasthouden van water bij de bron.

Wanneer de randvoorwaarden voor de 'zware' natuurvariant en die voor hoogwaterreductie tegelijkertijd worden opgelegd dan blijkt deze gecombineerde aanpak, in vergelijking met de optelsom van de kosten voor de deelaanpak-varianten, veel extra geld te kosten. Dit negatieve synergievoordeel is een gevolg van het feit dat de achterliggende deeloplossingen wat betreft de drainage van landbouwgronden sterk afwijkende patronen volgen. De deelaanpak voor hoogwaterreductie maakt ruim gebruik van drainage, terwijl in de deelaanpak voor natuur de drainage juist sterk wordt beperkt, zoals blijkt uit Figuur 9.

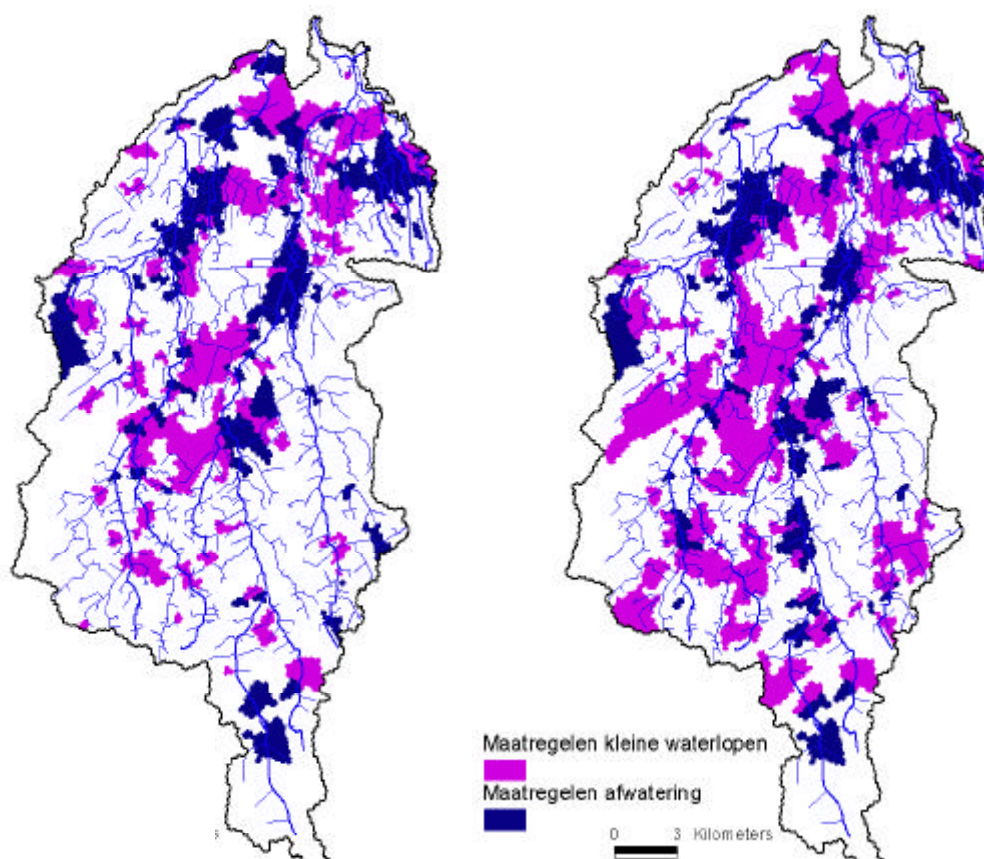


Figuur 9 Buisdrainage in de deelaanpak voor hoogwaterreductie (links; ruim 19000 ha) en de 'zware' natuurvariant (rechts; 6500 ha)

In de deelaanpak voor hoogwaterreductie wordt zoveel drainage aangelegd omdat drainagesystemen een matigende invloed hebben op de hoogste afvoerpieken. Deze piekverlagende werking ontstaat doordat er als gevolg van de ontwatering ruimte in de bodem wordt vrijgemaakt voor de berging van echte piekneerslagen. Hier staat

tegenover dat de afvoeren die bijvoorbeeld 10 maal per jaar voorkomen (de 'halve maatgevende afvoer') door introductie van diezelfde drainages juist omhooggaan. De prioriteit ligt echter bij reductie van de hoogste pieken ('dubbele maatgevende afvoer' en nog extremer) en in zulke gevallen heeft drainage een gunstige invloed.

In de combinatiestrategie moet echter ook de natuur via de ruimtelijke wisselwerking worden verbeterd, en dan moeten heel andere maatregelen genomen worden om de piekafvoeren te verminderen. Dit houdt in dat, op veel grotere schaal dan in de deel-aanpak gebeurt, gebruik moet worden gemaakt van specifiek tegen hoogwater gerichte maatregelen in afwateringsleidingen en in kleine waterlopen (zie Figuur 10).



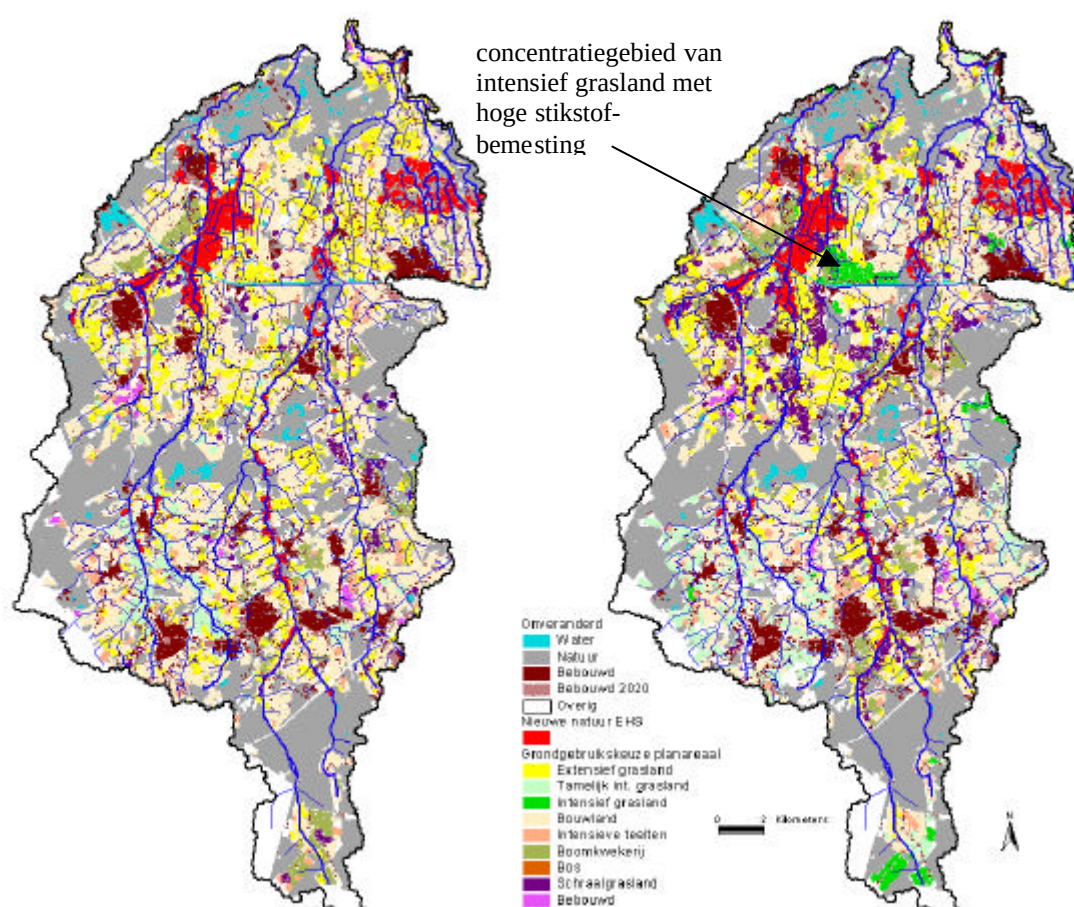
Figuur 10 Maatregelen tegen hoogwateroverlast in de situatie met uitsluitend aandacht voor het hoogwateraandachtspunt (links), en in de combinatiestrategie waarin ook de 'zware' natuurvariant wordt gerealiseerd (rechts)

Bij de aanpak van het aandachtspunt met betrekking tot de nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater is in eerste instantie berekend wat de effecten van implementatie van de zogenaamde RUN-normen zijn op de N- en P-verliezen. Implementatie van deze normen blijkt tot gevolg te hebben dat het landbouwsaldo met circa 19 % daalt. Hiermee wordt bereikt dat de nutriëntenbelasting van de hoofdbeken daalt van circa 10 mg N/l naar circa 4,5 mg N/l.

Vervolgens is met het model onderzocht in hoeverre het mogelijk is om dezelfde reductie tegen lagere kosten te bereiken. *Dezelfde waarden kunnen worden bereikt ten koste*

van een saldoverlies van slechts 11 %. Deze geringere verliezen worden gerealiseerd door concentratie van intensieve vormen van landbouw in bepaalde delen van het gebied, onder andere in een deel dat afgekoppeld is van het hoofdbekenstelsel en uitmondt in het Wilhelminakanaal; zie Figuur 11. Ook wordt ten opzichte van de RUN-variant door de landbouw nu 1200 ha *minder* grond gebruikt; een resultaat dat rechtstreeks is toe te schrijven aan de optimalisatietechniek die door het BEM van Waterwijs wordt gebruikt.

Deze vergelijking laat zien dat het niet verstandig is om de milieubelasting uitsluitend via generiek beleid (in casu RUN-normen) te bestrijden. Door met behulp van optimalisering een lokaal toegesneden pakket maatregelen samen te stellen en alleen randvoorwaarden aan het landbouwsysteem op te leggen op locaties waar dit zoden aan de dijk zet kan het verlies van het landbouwsaldo sterk worden beperkt.



Figuur 11 Door Waterwijs gegenereerd patroon van landgebruik bij implementatie van de RUN-normen voor nutriëntenverliezen (links) en bij vrije optimalisering binnen dezelfde doelwaarden voor de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater als in de RUN-variant (rechts).

Als laatste is de zogenaamde 'Integrale' strategie doorgerekend en geanalyseerd. Hierin worden tegelijkertijd randvoorwaarden opgelegd voor hoogwaterreductie, het verbeteren van natuurwaarden en beperking van nutriëntenverliezen naar grond- en oppervlaktewater. Het dan door het BEM gegenereerde patroon van landgebruik is

voor een groot deel een soort hybride van de patronen die voor de deelaanpakvarianten zijn aangemaakt. Interessant is het feit dat de in de combinatiestrategie 'Natuur en hoogwater' gesignaleerde trend om veel bos aan te planten in de 'Integrale' strategie verder wordt doorgetrokken. Van de 5250 ha uit productie genomen grond (exclusief de 1550 ha voor de nieuwe EHS-gebieden) bestaat 2200 ha uit donker naaldbos, 450 ha uit loofbos en de overige 2600 ha uit schraalgrasland. Het aandeel bos is in de 'Integrale' strategie groter dan in welke deelaanpak ook. Wat betreft de reductie van de stikstofbelasting zijn bos en schraalgrasland gelijkwaardig, althans in het model. Voor de buffering van natuurgebieden is schraalgrasland het meest geschikt, vanwege de minste ontwateringseisen (geen). Schraalgrasland heeft echter wel als nadeel dat het vaak verhogend werkt op de piekafvoer: het piekverhogende effect is een gevolg van de vernatting, waardoor minder berging in de bodem beschikbaar is op het moment dat de echte piekneerslagen vallen. Bos is wat dat betreft een beter compromis in verband met de relatief wat diepere ontwatering en de hoge verdamping. Net als ontwatering zorgt die verdamping voor extra ruimte in de grond voor het opslaan van piekneerslagen. Als maatregel is bos een 'generalist', terwijl schraalgrasland een 'specialist' is.

VII. Beperkingen van Waterwijs

De berekeningen voor de case 'Beerze en Reusel' laten zien hoe met behulp van meta-modellen en lineaire programmering in het bio-economisch model (BEM) van Waterwijs op creatieve en efficiënte wijze gebiedsinrichtingen kunnen worden gevonden die tegen zo laag mogelijke kosten aan een aantal watergebonden gebiedsdoelstellingen voldoen. Zoals bij ieder modelinstrumentarium zijn er niettemin grenzen aan de geboden functionaliteit en nauwkeurigheid van modellen.

Om met dit laatste te beginnen: tot nu toe is nauwelijks aandacht besteed aan kwantificering van de onzekerheid van modeluitkomsten; het project was gericht op de ontwikkeling van het bio-economisch model. In de toekomst zal er naar moeten worden gestreefd de uitkomsten te voorzien van een onzekerheidsmarge.

In de gegeven voorbeelden is nog nauwelijks rekening gehouden met planologische factoren. Ook is geen rekening gehouden met de cruciale vraag of er wel draagvlak is voor de verkoop van grond ten behoeve van natuurontwikkeling, multifunctioneel te gebruiken grond en andere functies. Tot nu toe heeft de analyse zich beperkt tot de technische eisen die voortvloeien uit de fysica. Wel is er, wat betreft de verandering van het landgebruik, een zeker 'conservatisme' in het systeem gebracht – als het landgebruik van *categorie* verandert (van bouwland naar grasland bijvoorbeeld), dan wordt daarvoor €450,-/ha/jaar van het saldo afgetrokken. Deze kostenpost voorkomt dat het systeem allerlei veranderingen van landgebruik gaat doorvoeren die slechts marginaal bijdragen aan de te bereiken doelstellingen. Dat tot nu toe weinig rekening is gehouden met planologische en gedragskwesties wil nog niet zeggen dat het systeem in dat opzicht fundamentele beperkingen heeft. De gekozen wiskundige vorm van het model is juist uitermate geschikt om allerlei extra beperkingen en kostenposten toe te voegen.

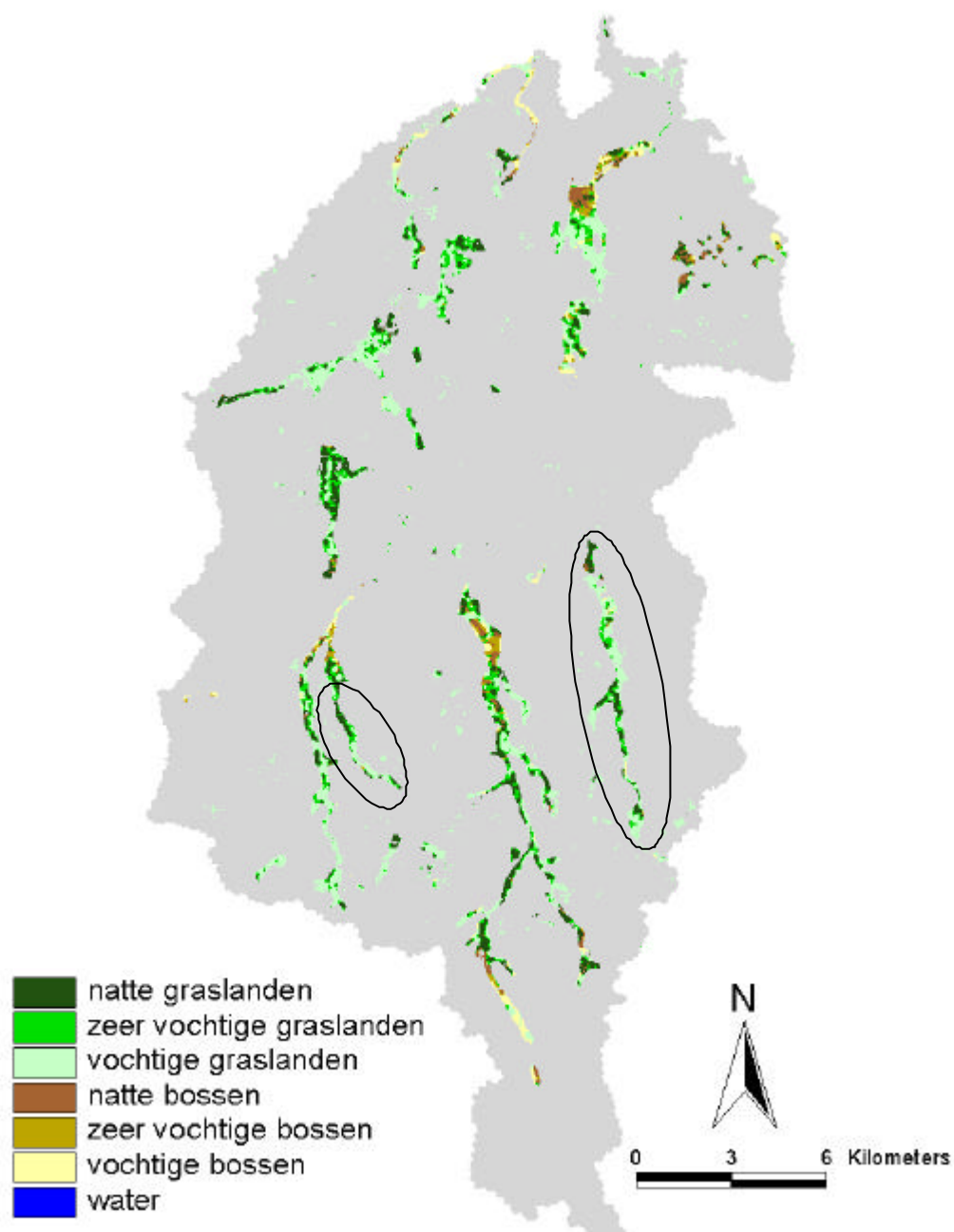
Wat de economie betreft wordt alleen ingegaan op kosten en opbrengsten uit landbouw-activiteiten op regionaal en sectorniveau. In een aanvullende module kan worden ingegaan op de effecten op bedrijfsniveau. Daarbij kunnen onder andere saldi van gewassen en veehouderij-activiteiten uit het sectormodel worden gebruikt voor berekeningen van inkomenseffecten op bedrijfsniveau. De belangrijkste aanvullende veronderstellingen betreffen structurele ontwikkelingen op bedrijfsniveau, met name bedrijfsomvang. Daarnaast kan in de toekomst ook ingegaan worden op kosten en opbrengsten van aan de landbouw gerelateerde activiteiten. Daarbij kan bijvoorbeeld worden gedacht aan mogelijkheden voor toerisme en recreatie. Vooralsnog is het niet mogelijk om waterkwaliteitsprocessen in het oppervlaktewater in beeld te brengen. Het blijft bij het berekenen van belastingen, zowel in het toetsingsinstrumentarium als in het model.

Wat betreft beregening uit grondwater kan in het model vooralsnog alleen worden omgegaan met onttrekking van het benodigde water uit het freatisch grondwaterpakket, en niet uit diepere watervoerende lagen zoals in werkelijkheid veelal het geval is (en ook in de voorbeeldgebied Beerze en Reusel). Maar gezien de beleidstrend om boeren ertoe aan te zetten het beregeningswater zo ondiep mogelijk te onttrekken (en eventueel de extra kosten voor lief te nemen) is het maar de vraag of deze beperking van het model wel zo ernstig is. Het ondiep onttrekken van het beregeningswater heeft namelijk een veel kleinere ruimtelijke uitstraling naar natuurgebieden in de omgeving.

Een voor de toepasbaarheid belangrijke beperking is het zoeken naar geschikte locaties voor nieuwe natuur. De huidige versie van het systeem is wel in staat om via randvoorwaarden rekening te houden met al bestaande of geplande natuur (autonome ontwikkeling), door er bijvoorbeeld voor te zorgen dat een bepaald percentage van die gebieden uit het waardevolle 'nat grasland' zal bestaan. Het systeem is echter niet in staat om dergelijke randvoorwaarden te hanteren voor nieuwe natuur waar de *locatie nog van onbekend is*. Het kan nieuwe natuur wel gebruiken om de bestaande of al geplande natuur te bufferen, maar aan die nieuwe natuur zelf kunnen geen randvoorwaarden worden opgelegd. (Dat geldt met name schraalgrasland. Voor bos en multifunctionele landgebruiksvormen kunnen de randvoorwaarden in benaderende zin wel worden meegenomen bij het plannen van nieuwe natuur.) Om dezelfde reden is het nog niet mogelijk om aan het systeem te vragen: 'geef een inrichting met in het *hele* gebied 25% minder verdroogd areaal, en zoek zelf uit waar en hoe tegen zo laag mogelijk kosten aan het bereiken van deze doelstelling kan worden bijgedragen'. Het is echter wel mogelijk om deze verdrogingsreductie aan bestaande natuurgebieden op te leggen. Ook is het mogelijk om via experimenten inzicht te krijgen op welke locaties de verdrogingsbestrijding naar verhouding het minste kost en het meeste oplevert. Zie hiervoor de afwegingscurves in Figuur 2 op pagina 16.

De huidige versie van het systeem kan overigens wel een kaart genereren met de (in potentie te realiseren) waardevolle vegetaties als het hele landbouwareaal wordt omgezet naar schraalgrasland; zie Figuur 12. Uit een dergelijke kaart kunnen conclusies worden getrokken over de plaatsen die zeker *niet* geschikt zijn voor de keuze van nieuwe natuur. Als uit de kaart blijkt dat, zelfs wanneer in het gehele landbouwgebied

schraalgrasland wordt geïntroduceerd, op bepaalde locaties geen waardevolle vegetaties worden geprojecteerd, dan zal dit zeker niet het geval zijn als slechts *een deel* van de omringende landbouwgebieden naar schraalgrasland wordt omgezet. Anderzijds hoeven locaties op deze 'maximum-natuurkaart' die wel waardevolle vegetaties aangeven nog niet de locaties te zijn waar deze waardevolle natuur tegen acceptabele kosten (in casu extensiveren van de landbouw) gerealiseerd kan worden.



Figuur 12 Potenties voor beekbegeleidende natuur in het stroomgebied van de Beerze en Reusel; de kaart is verkregen door in het hele landbouwgebied het grondgebruik om te zetten naar schraalgrasland. De met cirkels aangegeven gebieden vallen buiten de bestaande natuur en EHS-uitbreidingsgebieden

Tenslotte is als beperking van de huidige versie te noemen dat het model geen rekening kan houden met de ruimtelijke samenhang van natuurgebieden. Met LARCH-SCAN kan alleen *achteraf* worden geëvalueerd. Een modelvariant die in staat is tijdens het zoekproces al met de ruimtelijke samenhang rekening te houden staat dan ook op het wensenlijstje.

1 Het analysekader van 'Waterwijs'

Ons land heeft te maken met problemen op het gebied van water. Enerzijds is er periodiek sprake van wateroverlast en overstromingen, anderzijds is er - op meer structurele basis - in sommige gebieden sprake van verdroging. Beide vraagstukken vragen om een oplossing die moet accorderen met de ruimtelijke ordening. In ons dichtbevolkte, relatief welvarende land is de behoefte aan ruimte voor wonen, bedrijvigheid, natuur, recreatie en landbouw groot, en is het niet eenvoudig om alle functies goed tot hun recht te laten komen. Gezien de uiteenlopende behoeften vereist het gebruik van ruimte in ons land voortdurend een zorgvuldige afweging. In dit verband moet aan het aspect water, zowel vanuit de kwantitatieve als de kwalitatieve invalshoek, een bijzonder accent worden gegeven; maar dan rijst onmiddellijk de vraag wat dit eventueel betekent voor de ruimtelijke planning van functies als natuur, landbouw, wonen, bedrijven enz. Een methodiek om deze vraag zo goed mogelijk te beantwoorden staat in dit rapport centraal: het is het gedachtegoed dat we 'Waterwijs' hebben gedoopt.

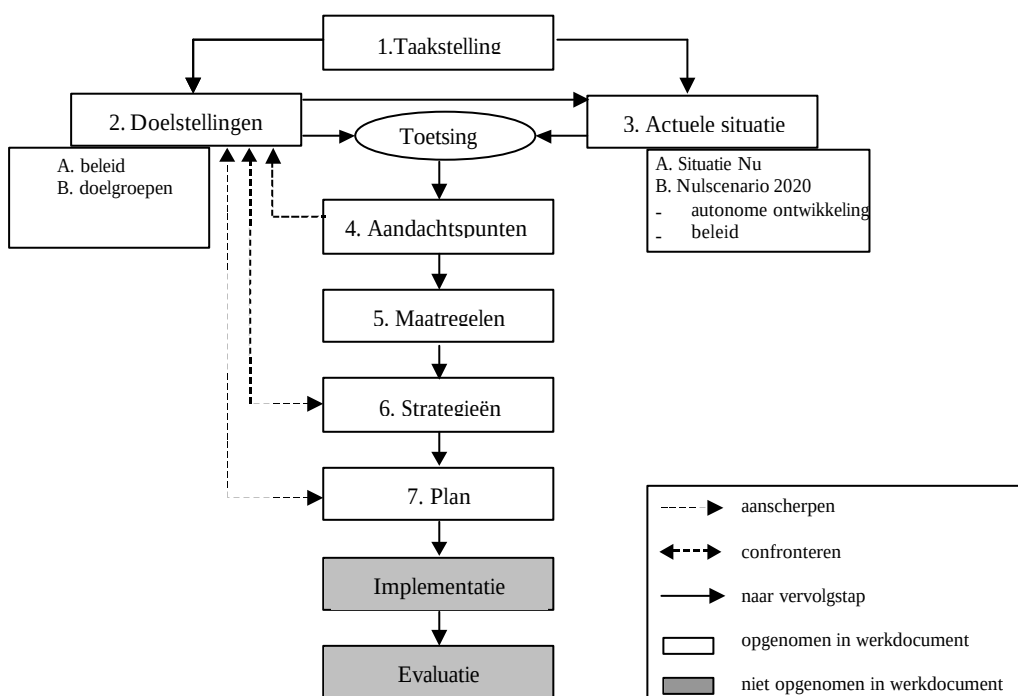
Planning van landgebruik is niet iets van de laatste tijd. De ontwikkeling van effectieve methoden van *land use planning* (LUP) is begonnen rond 1970. Gedurende de jaren 80 is de technische manier van top-down planning geleidelijk vervangen door participatieve planningsmethoden. In de 'Agenda 21' die in 1992 in Rio de Janeiro door meer dan 170 landen is onderschreven wordt geconstateerd dat planning van landgebruik een sleutelrol vervult bij het beheer van natuurlijke grondstoffen. Daar waar sprake is van competitie en botsende belangen kan LUP worden gebruikt om conflicten te voorkomen en belangen te verzoenen zodat robuuste oplossingen kunnen worden gevonden. In de literatuur zijn diverse bronnen beschikbaar waarin LUP wordt beschreven, zie bijvoorbeeld: Working Group on Integrated Land Use Planning (1999).

Naast het onderzoek op het gebied van LUP is op het vakgebied van de landbouweconomie nieuwe kennis ontwikkeld over de wederzijdse (ruimtelijke) interacties tussen landbouw, natuur en ecologie enerzijds, en economie, beleid en autonome ontwikkelingen als klimaatveranderingen anderzijds. Deze kennis is nodig om deze interacties door middel van nieuw te ontwikkelen beleid te kunnen beheren. Zeker in ons land, waar ruimte een schaars goed is geworden en met veel conflicterende belangen moet worden gerekend bestaat behoefte aan zulke kennisvermeerdering. Waterwijs is een voorbeeld van integratie van LUP en innovatieve concepten uit de landbouweconomie, namelijk de ontwikkeling en toepassing van een methodiek waarmee speerpunten van het Nederlandse waterbeheer (o.a. WB21, SGR2, EU-nitraatrichtlijn), belangen van stakeholders en autonome ontwikkelingen op grond van gebiedskenmerken eenduidig kunnen worden 'vertaald' in optimale ruimtelijke inrichtingsplannen op regionale schaal, inclusief de bijbehorende waterbeheersmaatregelen. Werk op vergelijkbaar niveau wordt onder meer verricht in Frankrijk (Barbier en Carpentier, 2000; Barbier en Bergeron, 2001), maar Waterwijs is qua schaalniveau (regionale stroomgebieden in Nederland) en detail tot dusverre niet geëvenaard.

1.1 Waterwijs in stappen

Het plannen van landgebruik is een ingewikkeld proces dat, wil het tot een goed einde worden gebracht, moet worden gestructureerd. Dit feit is onderkend door Van Rooy (1997), die het planproces 'Ipea' heeft ontwikkeld. Ipea is een acroniem voor 'Interactieve planvorming gericht op effectiviteit en acceptatie'. Het is opgebouwd uit negen onderling verbonden stappen die samen een planproces bestrijken. Ipea heeft, in aangepaste vorm, als leidraad gediend voor Waterwijs, omdat het erin ontwikkelde stappenplan geschikt bleek om Waterwijs structuur te geven. De belangrijkste stappen zijn (zie Figuur 13):

1. *Taakstelling*. Deze bevat het mandaat, de gebiedsconceptie en het juridisch kader waarbinnen organisaties opereren.
2. *Doelstellingen*. Ambities van overheden en stakeholders en (autonome) ontwikkelingen leiden tot een lijst met toetsbare doelwaarden.
3. *Actuele situatie*. Kennis van en inzicht in het functioneren van watersystemen en de invloed vanuit de omgeving.
4. *Aandachtspunten*. Deze ontstaan uit de analyse van de discrepanties tussen de doelstellingen en de actuele situatie.
5. *Maatregelen*. om de oorzaken van de aandachtspunten doelgericht op kunnen lossen.
6. *Strategieën*. Deze stap resulteert in een rangorde van alle in beschouwing genomen mogelijke maatregelen.
7. *Plan*. De mogelijke maatregelen gegroepeerd zodat er logische maatregelpakketten ontstaan.
8. *Plan*. Sleutelbegrippen hierbij zijn communicatie, coördinatie en monitoring.



Figuur 13 Het stappenplan van Ipea, dat deze aangepaste vorm gebruikt is om 'Waterwijs' te structureren.

De *Actuele Situatie* (stap 3) omvat in Waterwijs uit de *Situatie Nu* en een *Nulscenario*. Dit Nulscenario geeft aan wat voor een gebied in het jaar 2020 de ruimtelijke consequenties zijn van autonome ontwikkelingen en beleid. Op deze wijze wordt de actuele situatie voor het jaar 2020 zo goed mogelijk ingeschat. Maatregelen kunnen immers pas zinvol worden gekozen als inzichtelijk is gemaakt hoe de toetswaarden zich zouden ontwikkelen als er geen maatregelen worden genomen. De ene keer wordt een doelwaarde al bereikt dankzij autonome ontwikkelingen, waardoor geen aandachtspunt ontstaat en dus geen maatregel hoeft te worden genomen. Anderzijds kan het verschil tussen toetswaarde en doelwaarde groter worden waardoor, juist extra maatregelen moeten worden genomen.

Waterwijs onderscheidt streefwaarden en minimumdoelwaarden. Streefwaarden zijn gekoppeld aan strategieën. Minimumdoelwaarden niet: zij worden geïntroduceerd omdat partijen de ambitie hebben om bepaalde doelstellingen altijd, in welke strategie dan ook, te realiseren. Waterwijs onderzoekt zelf of minimumdoelwaarden realistisch zijn. Eerst wordt vanuit het Nulscenario bepaald hoe groot de speelruimte is die eventueel resteert als de minimumdoelwaarden worden gerealiseerd.

Tabel 4 Definities rond interactieve planvormingsprocessen in relatie tot Waterwijs

aandachtspunt	een beleidsonderdeel waarop de Actuele Situatie niet voldoet aan toekomstige doelstellingen
Actuele Situatie	de uitgangssituatie voor de Strategieën, bestaande uit de Situatie Nu (1995 in de voorbeeldstudie) en het Nulscenario (2020)
doelstelling	het geheel van doelwaarden, uitgesplitst naar minimumdoelstellingen (minimumdoelwaarden) en streefdoelstellingen (streefwaarden)
doelwaarde	vertaling van een doelstelling in een concrete waarde
maatregelpakket	een aantal ingrepen in de waterhuishoudkundige inrichting, noodzakelijk om nieuwe vormen van landgebruik te kunnen realiseren
minimumdoelstelling	minimaal te halen doelstelling; het pakket aan minimumdoelstellingen is onafhankelijk van de strategie
nulscenario	de in het jaar 2020 verwachte toekomstsituatie die wordt berekend door de verwachte autonome ontwikkelingen en beleidsontwikkelingen te koppelen aan de Situatie Nu
plan	een document met het resultaat van het doorlopen van het Waterwijsstappenplan, vastgelegd in een ruimtelijk ontwerp en beschrijving van o.a. de te nemen maatregelen, risico's en consequenties
Situatie Nu	de huidige of recente status-quo van de betreffende watersystemen, de hieraan gerelateerde vormen van landgebruik en relevante beleidsvelden aan het begin van een planproces
strategie	en vanuit een bepaalde invalshoek gemaakte selectie van maatregelen
streefdoelstelling	doelstelling die actueel is als er nog financiële ruimte is nadat de minimumdoelstellingen zijn gerealiseerd
taakstelling	het mandaat, de gebiedsconceptie en het juridisch kader van waaruit en waarbinnen organisaties opereren, het resultaat bestaat uit een helder beeld van wat moet, wat mag en wat in grote lijnen wordt voorgestaan
Waterwijs	- werkwijze om te plannen met water, inclusief het hele systeem van gekoppelde modellen;
Waterwijs stappenplan	protocol voor het doorlopen van interactieve planprocessen bij strategische planvorming van toekomstig ruimtegebruik, rekening houdend met watersystemen

Aansluitend wordt geprobeerd zo veel mogelijk streefwaarden te realiseren als binnen de nog beschikbare speelruimte van de gekozen strategie mogelijk is. Streefwaarden worden gebruikt om de zoekrichting voor een strategie te bepalen en zijn richtinggevend bij de invulling van de resterende oplossingsruimte, binnen de gestelde randvoorwaarden, waaronder de financiering. Essentieel in de functionaliteit van Waterwijs is dat het bio-economisch model (BEM) hierbij zelf prioriteiten stelt, op grond van de aan de doelwaarden opgelegde randvoorwaarden.

In Tabel 4 is ter verduidelijking een begrippenlijst opgenomen.

1.2 Het zoeken naar optimale inrichtingsplannen

Simulatiemodellen: 'als ik dit doe is dit het effect'

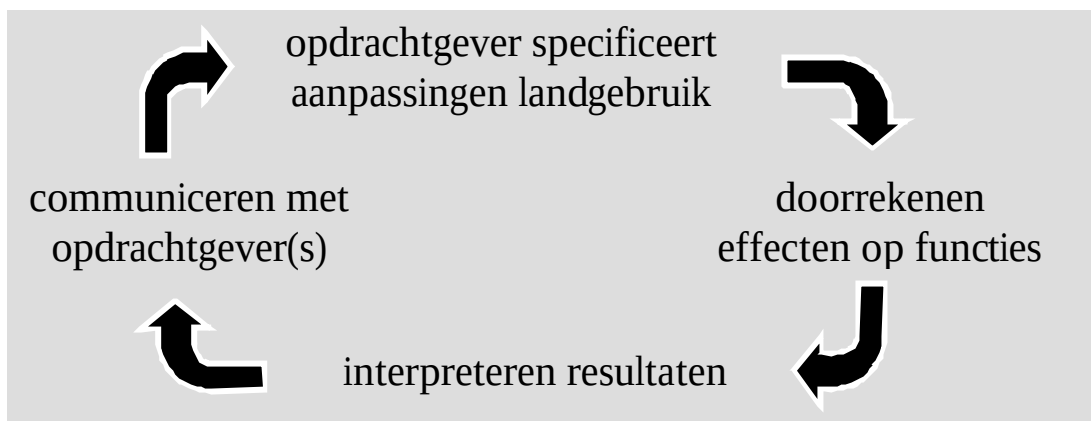
Om een strategie voor de toekomstige inrichting en het beheer van een stroomgebied te kunnen toetsen moet men beschikken over operationele kennis van patronen en processen. De benodigde kennis over patronen verschilt van gebied tot gebied, en moet per studie uit metingen en beschikbare gegevensbronnen worden verzameld. De kennis over processen daarentegen is voor een belangrijk deel generiek, en kan meestal breed worden toegepast. De operationele vorm van deze kennis bestaat uit een serie gekoppelde simulatiemodellen waarmee rekenexperimenten kunnen worden gedaan.

Het nadeel van simulatiemodellen is dat ze alleen antwoorden kunnen geven op vragen als 'Als ik in landbouwgebiedje X de buisdrainage verwijder, komt er dan waardevolle beekbegeleidende natuur in natuurgebied Y?' Als het resultaat niet bevalt, dan moet er opnieuw een vraag worden geformuleerd en het model opnieuw worden gedraaid. Bij veel simulatiemodellen moet dan ook nog eens lang op het antwoord worden gewacht. Zelfs wanneer relatief simpele modellen worden toegepast zoals in zogenaamde *quick-scan* systemen blijft het zoeken naar een geschikte strategie een kwestie van *trial and error*. Daarbij moet steeds een keuze worden gemaakt uit duizend-en-een mogelijke varianten vanwege de talrijke ruimtelijke combinatiemogelijkheden. Het gevraagde doel in het natuurgebiedje kan dan wellicht nog wel bereikt worden, maar het is onwaarschijnlijk dat de gevonden oplossing in termen van landbouweconomie ook de beste is. Het doel wordt dan bereikt tegen onnodig hoge kosten wegens verlies aan inkomen in omringende landbouwgebieden.

Optimaliseringsmodellen: 'als ik dit wil bereiken moet ik dit doen'

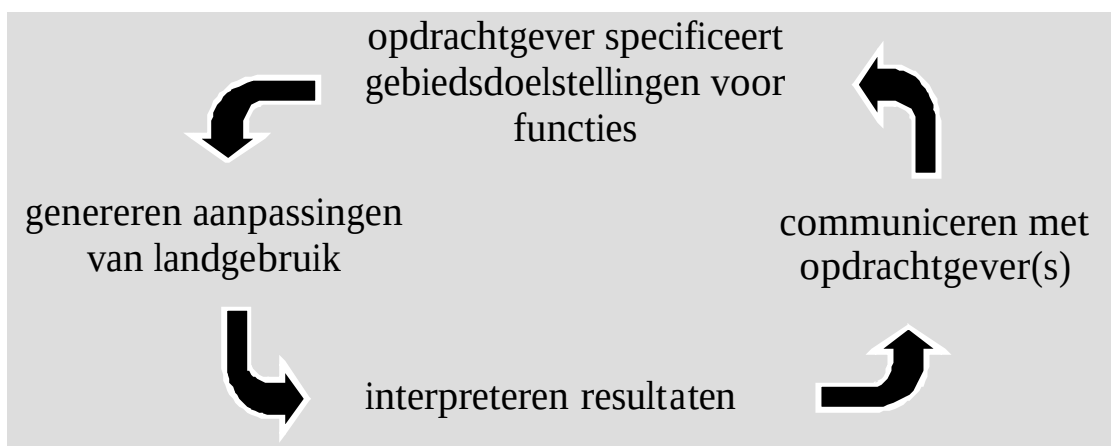
Gezien het praktische nadeel van het werken met simulatiemodellen op *trial and error*-basis ligt het voor de hand om te onderzoeken of het mogelijk is om het zoeken naar de toekomstige inrichting en het beheer van een stroomgebied gedeeltelijk te automatiseren, waarbij overigens nadrukkelijk ruimte blijft bestaan voor *expert judgement* en sturing van het optimaliseringsproces via het aangeven van zoekgebieden en dergelijke. Deze alternatieve aanpak is karakteristiek voor de Waterwijs en onderscheidt zich daarmee van andere systemen voor beleidsondersteuning op het vlak van water, milieu, ruimte, natuur en landbouw.

Alvorens meer in detail op deze alternatieve werkwijze in te gaan wordt in Figuur 14 uitgebeeld hoe de gebruikelijke manier van beleidsondersteuning in zijn werk gaat. Vertrekpunt is steeds het door opdrachtgever(s) formuleren van een inrichtingsplan; het eindpunt is de interpretatie en communicatie van de effecten op de verschillende functies als landbouw en natuur.



Figuur 14. Conventionele werkwijze bij beleidsondersteuning met modellen (volledige modellen of quick-scan); zie tekst.

In de aanpak volgens Waterwijs (Figuur 15) verloopt de cyclus juist andersom: de opdrachtgever specificeert wensen ten aanzien van de gebiedsdoelstellingen, en het systeem vertaalt deze wensen in een voorstel met de hiertoe benodigde aanpassingen aan het land- en watergebruik.



Figuur 15. Wijze van beleidsondersteuning met Waterwijs. Vertrekpunt van de methode is de specificatie door de opdrachtgever (of een gedelegeerde) van gebiedsdoelstellingen. Waterwijs levert de aanpassingen van het landgebruik en het bijbehorende waterbeheer.

Om het zoeken naar een efficiënte strategie met succes te kunnen uitvoeren moet met simpele modellen worden gewerkt omdat de gebruikte techniek van lineaire programmering ('optimalisering') strenge eisen stelt aan de vorm van de wiskundige vergelijkingen. Deze modellen zijn soms gebaseerd op vereenvoudigde concepten; soms worden zij afgeleid uit complexere modellen. De rol van de simpele modellen is dus uitsluitend het faciliteren van het zoekproces. Om het nadeel van deze vereenvoudi-

gingen te ondervangen worden ná het optimalisatieproces de ‘volledige’ simulatiemodellen alsnog gebruikt om de effecten op functies in het voorgestelde plan zo goed mogelijk te kunnen inschatten.

1.3 ‘Volledige’ modellen in het toetsingsinstrumentarium

Het toetsingsinstrumentarium bestaat uit een aantal ‘volledige’ modellen die aan elkaar zijn gekoppeld. Met dit instrumentarium kunnen ruimtelijke inrichtingsstrategieën worden getoetst wat betreft hun effecten op landbouw, natuur, water en milieu.

Ieder model heeft zijn beperkingen: wat voor het ene type gebied als valide kennis geldt hoeft nog niet voor de specifieke omstandigheden en aandachtspunten van een ander gebied op te gaan. De in Tabel 5 opgesomde modellen die in Waterwijs operationeel zijn hebben in ieder geval hun geldigheid voor hoog-Nederland bewezen, en zijn in de meeste gevallen ook direct inzetbaar in het lage deel. Voor laag-Nederland ontbreken evenwel een aantal aspecten, zoals bodemdaling en verzilting. Dat beperkt de inzetbaarheid van Waterwijs vooralsnog tot hoog-Nederland.

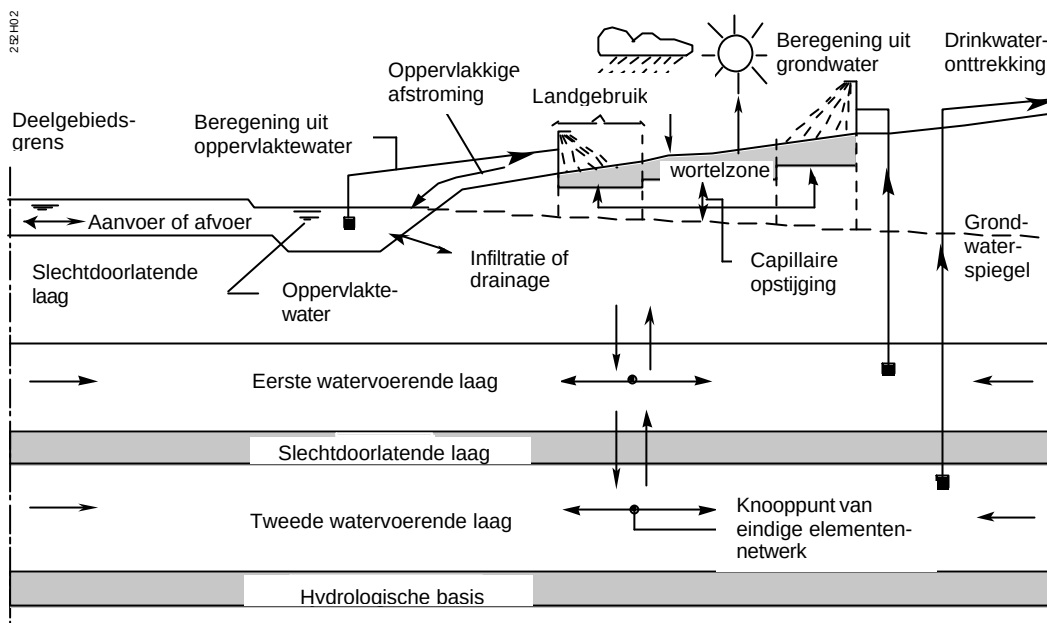
In het onderstaande wordt per model een korte beschrijving gegeven. Voor een meer uitgebreide beschrijving wordt verwezen naar Aanhangsel 2 tot en met Aanhangsel 9 en naar de relevante literatuur. In §1.4 wordt de wijze van koppeling besproken waarmee de verschillende modellen een samenhangend geheel vormen.

Tabel 5 De in Waterwijs opgenomen modellen en overige applicaties

model, applicatie	functionaliteit
ANIMO	uit- en afspoeling van nutriënten; nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater
MENG VAT	regionale verspreiding van nutriënten via water
BODEP	opbrengstdepressies ten gevolge van natschade in de landbouw
DRAM	saldo van opbrengsten en kosten van de landbouw, mest- en nutriëntenbalansen
LARCH-SCAN	ruimtelijke samenhang, habitats (natuur)
NATLES	ecotootypen (terrestrische natuur)
SIMGRO	regionale hydrologie

1.3.1 SIMGRO (regionale hydrologie)

SIMGRO (Querner en Van Bakel, 1989; Veldhuizen et al., 1998) is een geïntegreerd hydrologisch model voor grond-, bodem- en oppervlaktewater; zie Figuur 16. Het model geeft antwoord op vragen die centraal staan bij het ontwikkelen en voeren van een doelmatig waterbeheer, zoals: welke peilen moet ik instellen in het groeiseizoen en tijdens de afvoerperiode? Moet ik wel of geen oppervlaktewater aanvoeren? Hoe kan ik zoveel mogelijk gebruik maken van gebiedseigen water?



Figuur 16 Schema van processen in het regionaal hydrologisch model SIMGRO

Het niet-stationaire karakter van dit model, waarbij de interactie tussen de hydrologische processen in grond- en oppervlaktewater van belang zijn, maakt het mogelijk de variaties binnen het hydrologische systeem door veranderende randvoorwaarden, zoals de weersomstandigheden, te beschrijven.

Het model SIMGRO wordt beheerd door Alterra. Voor een meer uitgebreide beschrijving wordt verwezen naar Aanhangel 6 op pagina 253 en verder.

1.3.2 BODEP (opbrengstdepressies als gevolg van natschade)

BODEP (Landinrichtingsdienst, 1987) berekent op basis van de Gemiddeld Hoogste Grondwaterstand (GHG), de Gemiddeld Laagste Grondwaterstand (GLG) en het bodemtype wat de opbrengstdepressie is van zowel grasland als bouwland. Gebruik wordt gemaakt van de implementatie voor de PC die in 1998 door de Dienst Landelijk Gebied is uitgegeven. Algemeen bekend is dat BODEP als instrumentarium eigenlijk verouderd is vanwege nieuwe inzichten in fysische en gewasfysiologische processen. Totdat er nieuwe alternatieven zijn wordt echter in de praktijk nog steeds met dit evaluatiesysteem gewerkt, en is het derhalve een geaccepteerd instrument.

Voor het doel van Waterwijs zijn voor situaties waar BODEP geen uitkomsten oplevert op basis van expert judgement alsnog waarden toegekend. Een eenvoudig voorbeeld is de opbrengstdepressie op bouwland bij een grondwatertrap II. De depressie is vanwege de natschade op 100% gesteld. Waterwijs heeft dergelijke voor de hand liggende getalswaarden nodig om de keuze voor het niet op Gt II leggen van bouwland geautomatiseerd te laten verlopen.

Voor droogteschade wordt geen gebruik gemaakt van BODEP, omdat BODEP niet geschikt is voor toepassing op gronden die berekend worden en voor situaties met een veranderd klimaat. De door BODEP gebruikte GLG is in die gevallen namelijk niet geschikt als maat voor de droogteschade. In plaats daarvan worden de verdampingresultaten van het model SIMGRO gebruikt. Hieruit wordt de opbrengstdepresie als gevolg van droogteschade berekend aan de hand van het verschil tussen de actuele en potentiële verdamping (het relatieve verdampingstekort).

1.3.3 ANIMO (nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater)

ANIMO (Groenendijk en Kroes, 1999) is een dynamisch simulatiemodel voor de evaluatie van uitspoeling van nutriënten. Het model berekent de uitspoeling van N en P naar grond- en oppervlaktewater bij verschillende bodemkundige, hydrologische en landbouwkundige landgebruiksituaties en de daarbij horende toedieningen van dierlijke meststoffen en kunstmest. Het concept is gebaseerd op de koolstof-, stikstof- en fosforcyclus binnen onverzadigde en verzadigde bodemsystemen. Het ANIMO-model is in essentie een één dimensionale grondkolom. De bovengrens is het maaiveld, de ondergrens de diepte van de lokale grondwaterstroming; de laterale begrenzing wordt gevormd door de oppervlaktewatersystemen. De voornaamste gesimuleerde processen zijn mineralisatie en immobilisatie, gewasopname, denitrificatie als functie van (gedeeltelijke en tijdelijke) anaërobie, decompositie van organische stof, de verdeling van zuurstof en temperatuur in de bodem, nitrificatie, desorptie en adsorptie van ammonium en fosfor aan het bodemcomplex, afvoer naar verschillende oppervlaktewatersystemen en uitspoeling naar het grondwater.

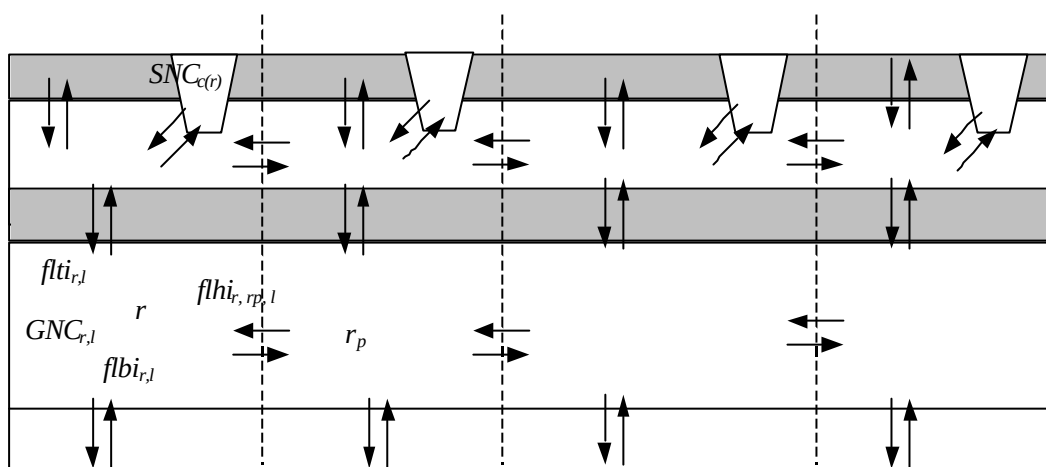
Voor de toepassing van ANIMO zijn hydrologische gegevens nodig die door een extern waterkwantiteitsmodel worden berekend. Het model heeft opties voor de koppeling aan (agro-)hydrologische perceelsmodellen zoals SWAP, DEMGEN, MOZART en regionale grondwaterstromingsmodellen zoals SIMGRO. Deze waterbalansgegevens worden per tijdstap voor het perceel of per subgebied en per landgebruiksvorm ingelezen. Voor snelle toepassing wordt niet gebruik gemaakt van het model ANIMO zelf maar van meta-modellen (Mol-Dijkstra et al., 1999). Deze meta-modellen zijn afgeleid uit de zogenaamde WSV-vermestingsstudie die is gebruikt voor de Vierde Nota Waterhuishouding (Boers et al., 1997). Het betreft hier overigens metamodellen die weliswaar een vereenvoudiging van ANIMO zijn, maar die nog niet eenvoudig genoeg zijn om te worden geïmplementeerd binnen een raamwerk van wiskundige optimalisering. Hier wordt in hoofdstuk 4 op teruggekomen.

ANIMO wordt beheerd door Alterra. Voor een meer uitgebreide beschrijving wordt verwezen naar Aanhangsel 8 op pagina 269 en verder.

1.3.4 MENGVAT (regionale verspreiding van nutriënten via water)

Voor de ruimtelijke verplaatsing van nitraat in het grondwater wordt gebruik gemaakt van een vereenvoudigde versie van het model AQUIMIX (Groenendijk, 2001). In

dat model wordt de verplaatsing van stoffen in de ondergrond gemodelleerd op basis van volledige menging in 'mengvaten', zoals weergegeven in Figuur 17. In de vereenvoudigde versie wordt eerste orde afbraak voorondersteld als gevolg van denitrificatie. Het model kan zowel in stationaire als dynamische vorm worden gebruikt. In de stationaire versie worden de evenwichtsconcentraties berekend die na jarenlang herhalen van hetzelfde bemestingspatroon worden bereikt. In de dynamische versie kunnen de concentraties van jaar tot jaar worden gevolgd. Aangezien de mengvatenmethode leidt tot een vorm van 'numerieke dispersie' waardoor het nitraat sneller door de ondergrond verplaatst dan in werkelijkheid gebeurt, moeten de berekende concentratieverlopen worden gezien als een soort bovenwaarde-schattingen: bij volledig correcte modellering van het nitraatfront in de ondergrond zouden de berekende concentraties later oplopen dan door het mengvatenmodel wordt voorspeld.



Figuur 17 Schematisering van berekening van nitraatconcentraties in de ondergrond. Binnen de cellen ('mengvaten') wordt volledige menging voorondersteld

1.3.5 DRAM (landbouw)

DRAM (=Dutch Regional Agricultural Model) maximaliseert het landbouwsaldo in Nederland op basis van regionale optimalisatie van de inzet van de beperkt aanwezige productiefactoren grond en productiequota (zoals bijvoorbeeld voor melk). Het saldo is gedefinieerd als opbrengsten minus toegerekende variabele kosten. Vaste kosten worden dus in feite constant verondersteld, zodat de uitkomsten van DRAM inzicht geeft in mogelijke veranderingen op de korte termijn.

DRAM beschrijft, simpel gezegd, de regionale boerderij. De regio's die in DRAM worden meegenomen zijn de 'oude' 14 landbouwgebieden van het CBS; zie Figuur 18. Gekozen is voor deze gebieden omdat die zijn gebaseerd op verschillen in grondsoort. Het aantal landbouwgebieden kan worden uitgebreid als daar in Waterwijs behoefte aan bestaat². Op basis van bedrijven uit het Bedrijven Informatie Net (BIN)

² Voor de case Beerze en Reusel is het aantal landbouwgebieden met één uitgebreid. Het Beerze en Reuselgebied is als vijftiende landbouwgebied in de berekeningen meegenomen.

worden per landbouwactiviteit regiospecifieke kengetallen berekend. Deze regiospecifieke kengetallen per landbouwactiviteit worden gekoppeld aan de Landbouwtelling³ CBS (2001) die de omvang van de betreffende landbouwactiviteit weergeeft. Het nadeel van aggregatie naar regionaal niveau is dat verschillen tussen bedrijven niet worden meegenomen in het model. Tegenover het nadeel van verlies aan detail op bedrijfsniveau staat dat verschillen tussen landbouw-activiteiten wel worden meegenomen. Daarnaast wordt rekening gehouden met de interactie tussen landbouwactiviteiten, wat de economische consistentie van de uitkomsten ten goede komt. Met economische consistentie wordt bedoeld dat er in een regio nooit meer wordt aangeboden van een bepaald product dan dat er wordt gevraagd. Dit wordt in DRAM geregeld via balansen van vraag en aanbod. Deze balansen simuleren markten die in de agrarische sector werkzaam zijn, zoals de grondmarkt, de quotummarkt, de mestmarkt, de ruwvoermarkt en de jongveemarkt. De landbouwactiviteiten in DRAM kunnen zowel vragers als aanbieders zijn op deze markten.

Het model wordt beheerd door het LEI (Helming, 1997). Voor een meer uitgebreide beschrijving wordt verwezen naar Aanhangsel 2 op pagina 205 en verder.



Figuur 18 De 14 CBS landbouwgebieden in DRAM

³ De CBS-landbouwtelling, ook bekend als meitelling, waaraan alle bedrijven met een bepaalde minimumomvang verplicht zijn hun gegevens op te geven. Het gaat daarbij met name om aantallen dieren en oppervlakten van gewassen, maar ook om bijvoorbeeld de arbeidsvoorziening.

1.3.6 NATLES (terrestrische natuur)

Bij het maken van gebiedsplannen voor natuur wordt door beleidsmakers veelal gewerkt met zogenaamde natuurdoeltypen. Een natuurdoeltype is een nagestreefde combinatie van abiotische en biotische (samenstelling van de vegetatie) kenmerken op een bepaalde ruimtelijke schaal. Een natuurdoeltype beschrijft dus een bepaalde natuurkwaliteit en kan gebruikt worden als een toetsbare doelstelling voor natuurterreinen (Bal et al. 1995). Om na te gaan of in een gebied bepaalde natuurdoeltypen al dan niet gerealiseerd kunnen worden, wordt gebruik gemaakt van NATLES.

NATLES (=NATuurgericht Land Evaluatie Systeem; Runhaar et. al, 1999) is een eenvoudig modelinstrumentarium voor de evaluatie van regionale plannen op natuuraspecten. NATLES is opgezet als een ArcView-applicatie. NATLES geeft als uitkomst ecotooptypen. Een ecotooptype is een ruimtelijke eenheid die homogeen is ten aanzien van vegetatiestructuur, successiestadium en abiotische factoren die voor de plantengroei bepalend zijn (Stevens et al., 1987). Het ecotopensysteem is een op Nederland toegesneden indeling van ecosystemen, en bestaat onder meer uit de classificatie van een aantal ecotooptypen. Ecotooptypen worden gedefinieerd als combinaties van zogenaamde kenmerkklassen, bijvoorbeeld 'graslanden op natte, voedselarme, zwak zure bodem' of 'bos op zeer voedselrijke natte bodem' (Runhaar et al., 1999).

Door de ecotooptypen te koppelen aan de natuurdoeltypen is het mogelijk na te gaan in hoeverre een bepaald natuurdoeltype gerealiseerd zou kunnen worden in een gebied. Aangezien er in totaal meer dan 100 ecotooptypen worden onderscheiden is het niet zinvol (overzichtelijk) om deze voor de evaluatie weer te geven. De ecotooptypen worden daarom samengenomen tot zogenaamde ecotoopgroepen (bijvoorbeeld 'nat grasland'). De uiteindelijke evaluatie met NATLES vindt dus plaats in termen van deze ecotoopgroepen, en daaraan gekoppeld op (nog meer geaggregeerd niveau) de natuurdoeltypen.

NATLES gebruikt als invoer geografische gridbestanden met gegevens over de factoren die sturend zijn voor de vegetatie-ontwikkeling, te weten bodem, beheer en hydrologie. Deze gegevens kunnen afkomstig zijn van karteringen (bijvoorbeeld bodem- en grondwatertrapkarteringen), modelberekeningen (bijvoorbeeld de huidige of toekomstige grondwaterstanden berekend met een hydrologisch model) of direct door de gebruiker zijn ingevoerd (bijvoorbeeld een kaartje met het toekomstige beheer).

NATLES krijgt van SIMGRO de volgende invoer: de Gemiddelde VoorjaarsGrondwaterstand (GVG), de Gemiddeld Laagste Grondwaterstand (GLG), de ecologisch relevante kwel (langjarig gemiddelde), droogtestress (aantal dagen dat een drukhoogte van -12.000 cm in de wortelzone wordt onderschreden), en landgebruik. Voor een uitgebreide beschrijving van de koppeling tussen SIMGRO en NATLES wordt verwezen naar Van Walsum et al. (2001).

Voor de evaluatie moet natuurlijk ook de ligging van toekomstige natuurgebieden (beheersgebieden) worden aangeleverd. Deze informatie wordt door NATLES o.a. gebruikt voor het maken van een beheersscenario.

Als uitvoer levert NATLES onder meer standplaatscondities en vegetatiestructuur; deze worden gebruikt om de standplaatsen in te delen in ecotooptypen. Voor de bepaling van de standplaatscondities wordt gebruik gemaakt van kennistabellen, bijvoorbeeld een kennistabel die voor alle mogelijke combinaties van bodemtype en voorjaarsgrondwaterstand de vochttoestand weergeeft, of een kennistabel die afhankelijk van de kwelflux, bodemtype, grondwaterstand en grondwaterkwaliteit aangeeft wat de resulterende zuurgraad is.

Voor de evaluatie van de natuur wordt tevens gebruik gemaakt van een zogenaamde verdrogingsindicator. De verdrogingsindicator ('percentage verdroogd') is gedefinieerd als het oppervlakteaandeel (percentage) dat *niet* wordt bedekt door de vochtige tot natte ecotoopgroepen ten opzichte van een referentiesituatie. Een dergelijke referentiesituatie wordt bepaald door het draaien van een zogenaamde referentierun. In een referentierun wordt zo goed mogelijk vastgesteld hoe een (hydrologische) situatie op een bepaald moment in het verleden geweest moet zijn; in dit geval een referentiegrondwaterstand zoals die is bepaald in de studie naar de Gewenste Grondwatersituatie Noord-Brabant (Van Ek et al., 1997).

NATLES wordt beheerd door Alterra. Voor een meer uitgebreide beschrijving van NATLES wordt verwezen naar Aanhangsel 4 op pagina 239 en verder.

1.3.7 LARCH-SCAN (ruimtelijke samenhang van natuur)

LARCH-SCAN (=Landscape Analysis and Rules for Configuration of Habitat-Spatial Cohesion Analysis of Networks, Pouwels, 2000) is een quick-scan methode waarmee inzicht kan worden verkregen in de ruimtelijke samenhang van leefgebieden van diersoorten. De applicatie wordt gebruikt bij de evaluatie van de ruimtelijke samenhang van gedefinieerde habitatplekken⁴ (gewenste natuur) in het studiegebied. Het concept van LARCH-SCAN is gebaseerd op de uitwisseling van dieren tussen geschikte leefgebieden (Foppen en Chardon, 1998; Foppen en Reijnen, 1998; Foppen et al., 1999). Iedere diersoort heeft zijn eigen uitwisselings- dan wel dispersiecapaciteit⁵. Hoe groter de dispersiecapaciteit hoe groter de kans dat een soort een geschikte

⁴ Een *habitat* of standplaats is een verzameling leefvoorwaarden die voor het voortbestaan van een diersoort van groot belang zijn, omdat aan de fysiologisch bepaalde eisen voor voortplanting en overleving van een soort wordt voldaan. Deze eisen hebben betrekking op klimatologische en/of op biotische factoren. Een *habitatplek* of leefgebied is een ruimtelijk gedefinieerde plek waar de habitat van een soort is gerealiseerd. Een habitatplek kan met een ecotooptype samenvallen, maar zij kan ook binnen een ecotooptype afgrensbaar zijn, of samenvallen met een mozaïek van ecotooptypen.

⁵ Dispersie = ongerichte beweging van een organisme naar een (mogelijke) vestigingsplaats. De term 'ongericht' laat onverlet dat de beweging door het landschappelijk patroon gestuurd kan worden, er is echter geen ingebouwde voorkeursrichting. Het gaat altijd om bewegingen tussen habitatplekken. Het kan gaan om zaad, spore, ei, dan wel om (meestal jong) dier. Immigratie en emigratie zijn termen die op dispersie doelen, waarbij de gebruiker vanuit een habitatplek redeneert. Bij dispersie van individuen

habitat kan bereiken dat ver verwijderd is van de plek van vertrek. Binnen Waterwijs zijn voor de analyse doelsoorten gekozen die gezien kunnen worden als indicatorsoorten voor beekbegeleidende natuur. Met LARCH-SCAN wordt een schatting gemaakt van de te verwachten uitwisseling in het tussenliggende landschap. Deze schatting is indicatief. Er wordt aangenomen dat er veel uitwisseling mogelijk is tussen de verschillende populaties in een gebied waar de ruimtelijke samenhang (erg) goed is.

LARCH-SCAN wordt beheerd door Alterra. Voor een meer uitgebreide beschrijving van LARCH-SCAN wordt verwezen naar Aanhangsel 5 op pagina 249 en verder.

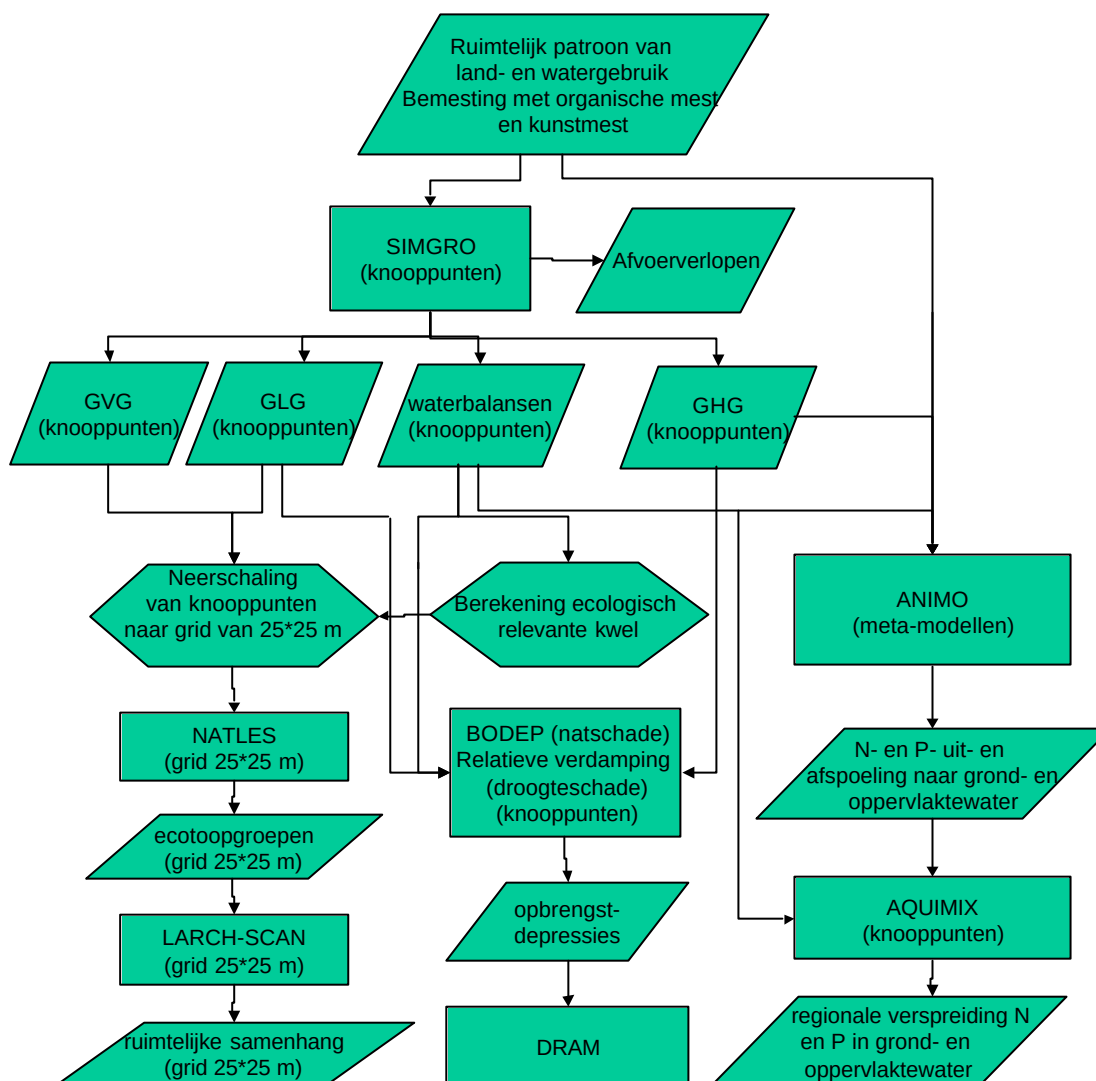
1.4 De koppeling van ‘volledige’ modellen

Bij de koppeling van de modellen dient rekening te worden gehouden met de ruimtelijke resolutie waar de verschillende modellen mee werken. In Waterwijs draait alles om het regionale watersysteem dat als integrerend medium een verbinding legt tussen het ruimtegebruik en de diverse van water afhankelijke functies.

De ruimtelijke schaal van het regionale hydrologische model SIMGRO speelt een cruciale rol in het schema gegeven in Figuur 19. De basiseenheid in dat model is weliswaar een *driehoek* van het zogenaamde eindige elementen-netwerk (zie Figuur 87 op pagina 254), maar voor de koppeling met andere modellen is het in verband met de uitwisseling van gegevens (grondwaterstanden, waterstromingen) praktischer om te werken met zogenaamde *invloedsoppervlakken* rond de knooppunten. Een invloedsoppervlak is het gebiedje rondom een knooppunt waarmee waterbalansen worden opgesteld en die de basis vormen van het simulatiemodel. Op basis van het netwerk van driehoeken wordt via meetkundige interpolatie een honingraatachtige structuur van zulke invloedsoppervlakken of modelcellen gevormd; zie Figuur 88 op pagina 255. Deze invloedsoppervlakken worden ook wel knooppunten genoemd. In het navolgende wordt voor het gemak de term ‘knooppunt’ gebruikt in plaats van het technisch meer correcte ‘invloedsoppervlak’.

Voor alle berekeningen met betrekking tot de nutriëntenhuishouding en de opbrengstdepressies bieden de knooppunten voldoende ruimtelijke resolutie, maar niet voor de ecologische evaluaties met NATLES en LARCH-SCAN. Deze modellen gebruiken een regelmatig rooster van vierkantjes (‘*grid*’) met een omvang van 25×25m. Om het schaalverschil tussen de knooppunten en de gridjes te overbruggen worden zogenaamde neerschalingprocedures gebruikt die zijn beschreven in Van Walsum et al. (2001).

of zaden wordt ook bedoeld op andere vormen van verbreiding, zoals via eieren of sporen, of delen van planten



Figuur 19 Gekoppelde modellen die tezamen het toetsingsinstrumentarium van Waterwijd vormen. Het landbouwmodel DRAM neemt een speciale positie in omdat het ook informatie levert die gebruikt kan worden voor het specificeren van landgebruik en bemesting

In het schema van Figuur 19 neemt het landbouwmodel DRAM een speciale positie in. Dit model is namelijk niet een simulatiemodel zoals de andere, maar een *mathematisch programmeringsmodel*. Het model heeft betrekking op de gehele landbouwsector van Nederland, en kan – na aanpassing – voor een studiegebied scenario's van landbouwactiviteiten genereren. Daarbij kan eventueel gebiedsspecifieke informatie worden gebruikt over bijvoorbeeld de opbrengstdepressies (zie onderin Figuur 19). De scenario's die DRAM kan leveren geven de totale aantallen dieren, mestexporten/importen, ruwvoerbalansen, totalen van landgebruik, en stikstof- en fosforoverschotten. Die informatie is weliswaar op geaggregeerd niveau beschikbaar (voor het gebied als geheel), maar kan na disaggregatie worden gebruikt bij het maken van een ruimtelijk patroon van activiteiten. Dat is in de voorbeeldstudie gedaan voor het zogenaamde Nulscenario, dat beschreven wordt in §3.4.3 op pagina 90 en verder.

2 Het bio-economisch model van 'Waterwijs'

2.1 Inleiding

Het vinden van een watergestuurde ruimtelijke inrichting van een gebied kan worden ondersteund met behulp van de in het kader van 'Waterwijs' ontwikkelde applicatie, hierna het 'bio-economisch model' genoemd, afgekort als BEM. Het model is een essentieel onderdeel van het in Waterwijs gevolgde stappenplan, en is ontwikkeld door Alterra in nauwe samenwerking met het LEI. Het is mede gebaseerd op ervaringen die zijn opgedaan in een samenwerkingsproject met het International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA, zie Orlovski et al., 1986) en een studie naar het waterbeheer rondom de Groote Peel (Van Walsum, 1994). Hier volgt een toelichting op hoofdlijnen; meer details over het instrumentarium zijn te vinden in de bijlagen.

Een belangrijke overweging bij het opzetten van het bio-economisch model (BEM) van Waterwijs is geweest dat de kennis die gecodeerd is in bestaande modellen als DRAM, SIMGRO en NATLES zoveel mogelijk in *onveranderde vorm* moest worden overgenomen. Er wordt in feite een soort 'raamwerk'-methode toegepast waarbij de meeste modellen in hun originele vorm worden gebruikt. De modeluitkomsten zijn in tabelvorm in het BEM beschikbaar. Er is er dus sprake van een *open systeem*: het is mogelijk om ook andere modellen te gebruiken.

Het model is een geïntegreerd stelsel van modellen van componenten van het watersysteem en de hiermee te associëren functies. Het is geïmplementeerd binnen een raamwerk voor wiskundige optimalisering, waardoor het mogelijk is geautomatiseerd te zoeken naar land- en watergebruiksconfiguraties die aan de – door de opdrachtgever gestelde – eisen voldoen. Daarmee is overigens niet gezegd dat Waterwijs een geheel geautomatiseerde methodiek is. De specificatie van een 'opdracht' (taakstelling) met betrekking tot een regio, waarin onvermijdelijk sprake is van beleidsgevoelige afwegingen, blijft een wezenlijk onderdeel van het Waterwijs-protocol die niet door een machine kan worden overgenomen.

Om een model te kunnen implementeren binnen een raamwerk voor wiskundige optimalisering moet het bestaan uit de volgende soorten componenten:

- beslissingsvariabelen;
- doelstellingen en bijbehorende doelfuncties;
- systeemvergelijkingen en randvoorwaarden.

Doelstellingen en doelfuncties

Een *doelfunctie* is een rekenkundig criterium waarmee kan worden getoetst in hoeverre wordt voldaan aan doelstellingen die voor een gebied zijn gesteld. Deze doelstellingen kunnen zijn vastgesteld door één beleidsbepalende instantie, maar kunnen ook het resultaat zijn van een bereikte overeenkomst tussen meerdere instanties. Doelfuncties kunnen van het type '*max*' of '*min*' zijn. Een doelfunctie is van het type '*max*' als de betrokken belangengroepen de waarde van de doelfunctie liefst zo hoog mo-

gelijk willen hebben; de functie is van het type 'min' als ze de waarde liefst zo laag mogelijk willen hebben. Voorbeelden van doelfuncties zijn:

- het totale saldo dat door agrarische activiteiten wordt gegenereerd (*max*);
- het areaal van een specifiek type landgebruik, bijvoorbeeld het totale areaal schraalgrasland voor de functie 'natuur', en het totale areaal stedelijk gebied voor de functie 'wonen' (*max*);
- de nitraatconcentratie in grondwater dat gebruikt wordt voor de bereiding van 'drinkwater' (*min*).

Bij de ruimtelijke ordening zijn in principe veel belangen in het spel. Bij het behartigen van deze belangen is gewoonlijk sprake van competitie, die het gevolg is van tegenstellingen in belangen. Zulke tegenstellingen hebben tot gevolg dat bijvoorbeeld maximalisatie van het landbouwsaldo wordt tegengehouden door doelstellingen die zijn geformuleerd voor de nitraatconcentratie van het grondwater.

Beslissingsvariabelen

De *beslissingsvariabelen* zijn de wiskundige equivalenten van de mogelijke deelontwikkelingen in een gebied, zoals het areaal extensief grasland met lage stikstofbemesting. Voor elke variabele is een minimum- en maximumwaarde gedefinieerd, waarbinnen de mogelijke opties voor de betreffende deelontwikkeling mogen liggen. Veel variabelen hebben als traject het interval tussen 0 en 1, overeenkomend met respectievelijk het helemaal niet en helemaal wel kiezen van een bepaalde deelontwikkeling. In het laatste geval (waarde = 1) wordt bijvoorbeeld alle landbouwgrond omgezet naar 'extensief grasland'.

Systeemvergelijkingen en randvoorwaarden

Systeemvergelijkingen beschrijven de kenmerken en het gedrag van het regionale systeem, zoals de ruimtelijke wisselwerking tussen waterbeheersmaatregelen in een landbouwgebied en de grondwaterpotentialaal onder een natuurgebied.

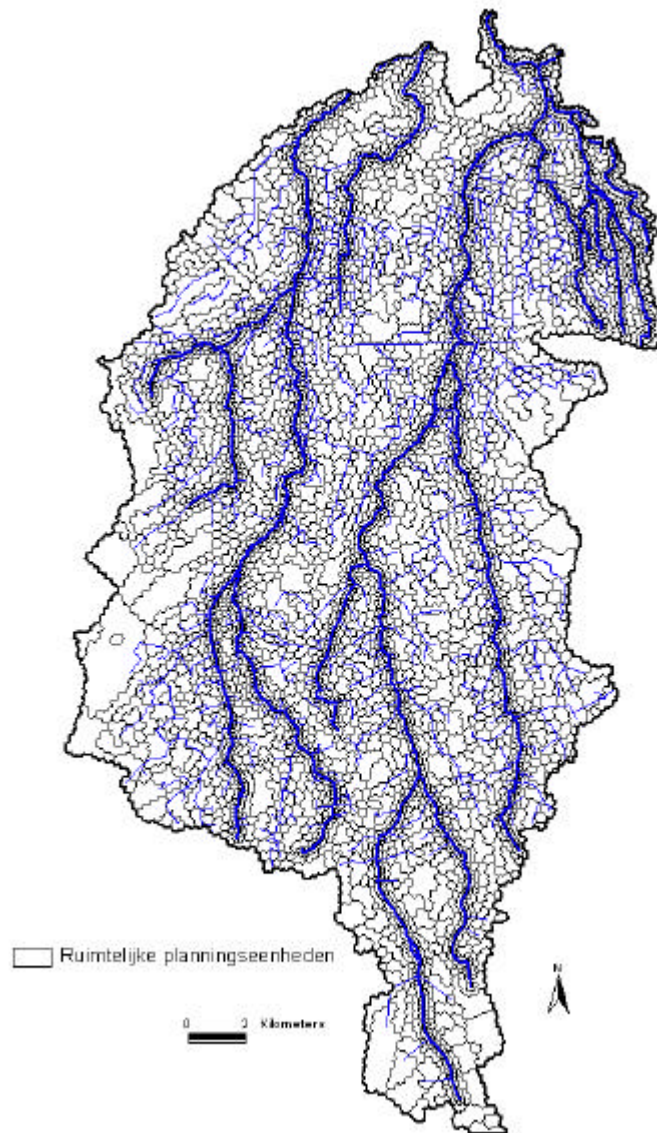
Randvoorwaarden zijn er in twee soorten: beïnvloedbare en niet-beïnvloedbare. Beïnvloedbare randvoorwaarden hebben betrekking op bepaalde wensen ten aanzien van het gebied, bijvoorbeeld de wens dat in een bepaald deel het huidige landgebruik wordt gehandhaafd. Ook niet-beïnvloedbare randvoorwaarden kunnen de 'oplossingsruimte' voor een regio soms in aanzienlijke mate dicteren. Voorbeelden van dergelijke randvoorwaarden zijn autonome ontwikkelingen als geleidelijke klimaatveranderingen, en het landbouwbeleid dat in 'Brussel' wordt geformuleerd.

De ruimtelijke resolutie

Beslissingsvariabelen hebben meestal niet betrekking op het gebied als geheel maar op een of meerdere van de *ruimtelijke planningseenheden* waarin het gebied is opgedeeld. In het voorbeeldgebied Beerze en Reusel zijn er ruim 4000 van deze eenheden; zie Figuur 20. Deze ruimtelijke eenheden zijn in de voorbeeldstudie tot stand gekomen op grond van de volgende kenmerken (Aanhangsel 10, pagina 283):

- administratieve eenheden, bijvoorbeeld gemeenten;
- afwateringseenheden van het hydrologische model;
- bodemtypen;

- vormen van landgebruik;
- de ligging ten opzichte van beken.



Figuur 20 Ruimtelijke planningseenheden in het voorbeeldgebied Beerze en Reusel

Het laatstgenoemde kenmerk is van belang om bij het genereren van ruimtelijke patronen van toekomstig ruimtegebruik een zo efficiënt mogelijke oplossing te vinden. Dat kan alleen als de ruimtelijke eenheden in de buurt van de beken smal en bandvormig zijn, en de vorm van bufferstroken hebben. Het is uiteraard mogelijk om met allerlei andere begrenzingen rekening te houden, afhankelijk van de vraagstelling van de opdrachtgever.

Bij het samenstellen van de eenheden wordt als kleinste eenheid een knooppunt van het hydrologische model genomen: een planningseenheid bestaat uit een of meer van zulke knooppunten. De reden voor het kiezen van deze basiseenheid is dat het niet mogelijk is om maatregelen te evalueren als deze op een fijnere schaal zouden zijn gespecificeerd. De 'basiseenheid' van de ruimtelijke resolutie van het model moet overigens niet worden verward met die van de evaluatie, te weten het regelmatige rooster (25×25m) waarin de uitkomsten van de gekoppelde simulatiemodellen worden uitgedrukt (zie §1.4 op pagina 41).

Lineaire programmering (LP)

Bij het watergestuurd inrichten en beheren van de groene ruimte speelt een groot aantal processen en aspecten een rol. Daarnaast spelen inrichtingsvraagstukken zich af op het ruimtelijke niveau van afzonderlijke percelen, of groepen van percelen. Om daar rekening mee te houden en toch binnen acceptabele rekentijd met antwoorden op vragen te komen, is gekozen voor een zo eenvoudig mogelijke wiskundige vorm van de modelvergelijkingen. Bij het zoeken naar geschikte ruimtelijke inrichtingspatronen wordt gebruik gemaakt van de techniek Lineaire Programmering (LP), waarbij een stelsel lineaire⁶ vergelijkingen wordt opgelost en tegelijkertijd een doelfunctie wordt gemaximaliseerd (of geminimaliseerd).

2.2 Water

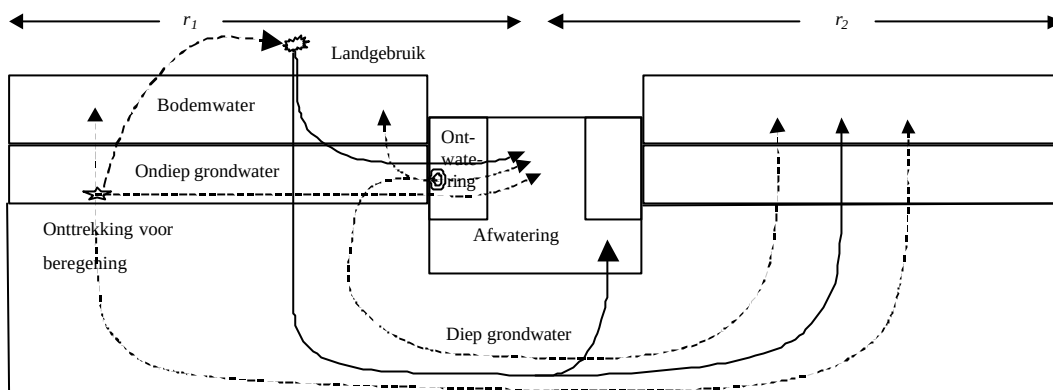
2.2.1 Inleiding

Water als integrerend medium is bij 'Waterwijs' de spil waar alles om draait. De beïnvloeding via het diepe grondwater is bij waterkwantiteit anders dan bij waterkwaliteit. Bij waterkwantiteit wordt de invloed uitgeoefend via voortplanting van drukverschillen; deze wordt hier het *waterdrukeffect* genoemd. Bij waterkwaliteit gaat het om daadwerkelijk transport van water, dat hier omschreven wordt als *waterdruppel*effect.

Voorbeelden van manieren waarop de hydrologische omstandigheden op een specifieke locatie beïnvloed kunnen worden door ingrepen die elders worden gepleegd, zijn schematisch uitgebeeld in Figuur 21. Verandering van het landgebruik in planningseenheid r_1 beïnvloedt de waterkwantiteitssituatie onder andere via effecten op de evapotranspiratie. Hierdoor verandert het ondiepe grondwaterpeil, wat weer effecten heeft op:

- de kwel/wegzijgingsflux van/naar het diepe grondwater en ook de potentiaal van dat diepe grondwater;
- de ontwateringsflux naar het oppervlaktewater, en daarmee op het afvoerregime.

⁶ Het feit dat met lineaire vergelijkingen wordt gewerkt betekent overigens niet dat Waterwijs lineair reageert op veranderingen. Een goed voorbeeld is de 'wet van afnemende meeropbrengsten' die in veel economische vraagstukken een belangrijke rol speelt. Deze wet wordt binnen LP via het gebruik van hulpvariabelen nauwkeurig gemodelleerd; zie bijvoorbeeld Figuur 23 op pagina 54.



Figuur 21 Beïnvloeding van omstandigheden in planningseenheid ν door ingrepen in planningseenheid η . De symbolen verwijzen naar de ingrepen: onttrekking voor beregning (ster links, in ondiep grondwater), verandering van landgebruik en ingrepen in de ontwatering. Gestreepte stroomlijnen markeren beïnvloeding die alleen de waterkwantiteit betreft; doorgetrokken stroomlijnen beïnvloeding via waterkwantiteit en -kwaliteit.

Het landgebruik heeft zowel direct als indirect gevolgen voor de waterkwaliteit. De *directe* gevolgen vloeien voort uit het gebruik van nutriënten in organische mest en kunstmest. Met name het nutriëntenoverschot is van belang: hoe groter dit overschot, hoe hoger de uitspoeling van nutriënten naar het ondiepe grondwater en hoe hoger de uit- en afspoeling naar het oppervlaktewater. Een *indirect* gevolg van een verandering van het landgebruik op de waterkwaliteit voltrekt zich via effecten veroorzaakt door veranderingen in de diepte van de freatische grondwaterstand. Deze is in sterke mate bepalend voor het al dan niet optreden van anaërobie in de wortelzone, en heeft daarmee grote invloed op de mate van denitrificatie.

Uiteraard bestaan er koppelingen tussen het type landgebruik en de bijbehorende waterbeheersing zoals het al dan niet beregenen, en de intensiteit van de ontwatering (diepte en afstand van sloten, buisdrainage). Ook deze activiteiten hebben, via het diepe grondwater, invloed op andere planningseenheden. Daarnaast hebben zij invloed op het afvoerregime. Niet afgebeeld zijn de indirecte gevolgen die deze ingrepen hebben voor de waterkwaliteit: net als bij verandering van het landgebruik is er via invloeden op de freatische grondwaterstand sprake van effecten op de uit- en afspoeling van nutriënten.

De waterhuishouding wordt ook beïnvloed door ingrepen in de afwatering. De vorm van dwarsprofielen van waterlopen en het al of niet toepassen van een stuwpeilbeheer hebben grote gevolgen voor de bovenstroomse situatie in de toevoergebieden via terugstuwing van het oppervlaktewater, en de benedenstroomse situatie via het afvoerregime van het 'doorgelaten' water.

2.2.2 Maatregelpakketten

Vanwege de aanwezige kluwen van verbanden en terugkoppelingen in het regionale systeem is er voor gekozen om effecten op de hydrologie die samenhangen met veranderingen in het landgebruik, zoals verdamping, beregning en ontwatering, niet als aparte maatregelen te modelleren. In plaats daarvan is een beperkt aantal *combinaties*

van maatregelen in de vorm van *standaardmaatregelpakketten*, met bijbehorende opties, in het model opgenomen. Per groep van landgebruiksvormen is een beperkt aantal opties geformuleerd. In deze studie – d.w.z. de voorbeeldstudie – was er (afhankelijk van de groep van landgebruiksvormen) sprake van een of twee opties: in het laatste geval een landgebruiksvorm met ‘intensieve’ waterbeheersing en een met ‘extensieve’ waterbeheersing. Bij de intensieve optie wordt er dieper ontwaterd en eventueel ook beregend; bij de extensieve optie is het waterbeheer minder stringent. Overigens kunnen desgewenst meer dan twee van dit soort opties in het protocol worden opgenomen. Welke van de geboden opties voor welke omstandigheden het meest geschikt is wordt echter door het BEM van Waterwijs zelf uitgezocht.

Tabel 6 Voorbeelden van standaardmaatregelpakketten voor een bepaalde vorm van landgebruik (voor de complete set gebruikt in de voorbeeldstudie zie Tabel 29 op pagina 110)

	combinatie landgebruik / waterbeheersing	slootafstand (m)	slootdiepte (m)	buisdrainage aanwezig ?	buisdraindiepte (m)	buisdrainage-weerstand (d)	beregening uit grondwater	beregening uit oppervlaktewater
1	intensief grasland, intensieve waterbeheersing	≥200	1,3	ja	1,0	70	ja	nee
2	intensief grasland, extensieve waterbeheersing	≥100	1,1	nee			nee	nee

Twee maatregelpakketten die in de voorbeeldstudie zijn toegepast, zijn weergegeven in Tabel 6. De in Tabel 6 opgenomen maatregelpakketten zijn ‘standaard’ pakketten waarmee conventionele inrichtingsvarianten kunnen worden gerealiseerd. Naast deze standaardpakketten is het mogelijk om, op het niveau van de beheerseenheid⁷, aanvullende maatregelen te nemen: het betreft de ‘nevenopties’ *waterconservering*, *hoogwaterreductie* en *winning van oppervlaktewater*.

Voorlopig zijn in de voorbeeldstudie alleen de nevenopties voor hoogwaterreductie uitgewerkt. Bij de implementatie van deze nevenopties wordt onderscheid gemaakt tussen maatregelen in het leidingtraject waar de afwateringseenheid op uitmondt, en maatregelen op ‘lokaal’ niveau in alle ruimtelijke planningseenheden die binnen een afwateringseenheid liggen, in de kleinere waterlopen (het tertiaire systeem).

Implementatie van nevenopties op het niveau van de afwateringseenheid is aan zekere beperkingen onderhevig:

- *waterconservering* is bijna altijd mogelijk omdat het nadelige effect doorgaans binnen de perken blijft, behalve bij intensieve vollegrondstuinbouw en stedelijk gebied. Zelfs een beperkte mate van conservering heeft bij deze vormen van landgebruik immers ingrijpende gevolgen;

⁷ een beheerseenheid wordt hier gelijkgesteld aan een afwateringseenheid.

- *hoogwaterreductie* impliceert een toenemende kans op inundatie. Voor intensief grasland, bouwland, vollegrondstuinbouw en stedelijk gebied is dit ongewenst; in de voorbeeldstudie is aangenomen dat inundatie van natuurgebieden wel acceptabel is, ondanks het mogelijke waterkwaliteitsbezwaar;
- *winning van oppervlaktewater* is mogelijk bij alle vormen van landgebruik behalve akkerbouw en vollegrondstuinbouw, vanwege het gebruik van bestrijdingsmiddelen.

Bij de implementatie van zulke aanvullende maatregelen wordt er overigens van uitgegaan dat zij alleen kunnen worden getroffen als ze *gelijktijdig en op de schaal van een beheerseenheid* (afwateringseenheid) worden ondersteund. Er wordt zelfs opgelegd dat de mate van implementatie van de 'lokale' maatregelen binnen de afwateringseenheid gelijk is: alle boeren en natuurbeheerders doen mee, of ze doen het geen van allen. Zij hoeven daarbij overigens niet hetzelfde landgebruik te hebben.

In veel van de modelvergelijkingen van het model wordt gebruik gemaakt van uitkomsten van een serie gevoeligheidsanalyses die zijn uitgevoerd met het model SIMGRO. Bij deze analyses is steeds een standaard-maatregelpakket geïmplementeerd in het gehele landbouwareaal, al dan niet in combinatie met een van de nevenmaatregelen.

Ingrepen op het terrein van de waterkwaliteit, zoals die ter beperking van de nutriëntenbelasting, worden, net als de waterkwantiteitsmaatregelen, gedefinieerd als optionele pakketten. Door de lijst met standaard-maatregelpakketten te koppelen aan de vormen van landgebruik die in de landgebruikset van Waterwijs zijn gedefinieerd (zie Tabel 7 op pagina 52) ontstaan combinaties waarin waterkwantiteit en -kwaliteit zijn geïntegreerd. Het model kan bijvoorbeeld door het koppelen van het standaard-maatregelpakket *extensief grasland met intensieve waterbeheersing* aan het landgebruik *grasland met lage stikstofbemesting* kiezen voor een vorm van landgebruik met een lage nutriëntenbelasting van het milieu.

2.2.3 Doelfuncties, gekoppeld aan water

Alle doelfuncties in het BEM van Waterwijs zijn op de een of andere manier gekoppeld aan taakstellingen met betrekking tot water. Het gaat om:

- hoogwaterafvoer;
- de 'productie' van drinkwater (nog niet gerealiseerd);
- de concentratie van nutriënten in het grondwater;
- de belasting van nutriënten op het oppervlaktewater;
- de gewasproductie, en daarmee het landbouwkundig inkomen;
- de omstandigheden in natuurgebieden, en daarmee de doelfunctie voor natuur.

Hier worden alleen de eerste vier doelfuncties behandeld. Voor de doelfuncties van landbouw en natuur wordt verwezen naar resp. §2.3.2 en §2.3.3.

2.2.4 Systeemvergelijkingen

Hoogwaterafvoer

Het deelmodel voor hoogwaterafvoer vereist het doen van aannames ten aanzien van een toekomstig klimaatscenario⁸. Uit de afvoerreeks die voor het toekomstig klimaat-scenario wordt gesimuleerd moet vervolgens een piekafvoer worden gekozen waar men zich bij de beperking van hoogwater op richt. Maatregelen om die gekozen piekafvoer te verlagen hebben ook gevolgen voor andere piekafvoeren; exacte reductie-criteria kunnen echter alleen worden gegeven voor de gekozen piek.

De effecten van de maatregelen in de individuele afwateringseenheden aan de hoogwatergolf worden geaccumuleerd volgens het stroomgebiedsprincipe, waarna de hoogwaterafvoer op ieder gewenst punt in het systeem met het meta-model bij benadering wordt berekend.

Regionale grondwaterhydrologie

De ruimtelijke wisselwerking tussen maatregelen in het plangebied en de omstandigheden in natuurgebieden wordt gemodelleerd met behulp van een analytische oplossing van grondwaterstroming in een meerlagensysteem. De uitkomsten van die analytische oplossing worden gekalibreerd aan de hand van berekeningen met het simulatiemodel. Door de analytische oplossing te kalibreren aan de hand van runs met het SIMGRO-model wordt rekening gehouden met de ruimtelijke variabiliteit van de doorlatendheid van de ondergrond en de tijdsafhankelijkheid van hydrologische processen. Met dit meta-model voor het *waterdruk*-effect (zie pagina 46), voorzien van gekalibreerde parameterwaarden, worden de effecten van maatregelen (landgebruik, waterbeheer) op de gebieden binnen de natuurzones berekend.

Waterkwaliteit

De modellering van waterkwaliteit is behept met een aanzienlijk grotere mate van onzekerheid dan die van waterkwantiteit. Dit is een gevolg van het optreden van allerlei sterk niet-lineaire processen in bodem, grond- en oppervlaktewater. Bij de modellering van oppervlaktewaterkwaliteit is er (vooralsnog) voor gekozen om alleen de *belasting* te berekenen, dat wil zeggen de hoeveelheden stoffen die in het water terecht komen. Het delen van die belasting door de bijbehorende afgevoerde hoeveelheid water geeft de gemiddelde concentratie in dit afgevoerde water. Wat er verder tijdens het transport in het oppervlaktewater gebeurt blijft in het model (en in het toetsingsinstrumentarium) buiten beschouwing.

Wat betreft de in water opgeloste stoffen beperkt het model zich tot de nutriënten stikstof en fosfor. Het model dat is gebruikt voor het cumuleren van belastingen in het bovenstroomse gebied kan echter net zo goed worden gebruikt voor zogenaamde *tracers*. Vooralsnog is dit alleen geïmplementeerd voor vervuiling door stedelijke gebieden en het verspreiden hiervan via het grondwater. Uit stedelijke gebieden lekken namelijk altijd wel bepaalde vervuilende stoffen naar de ondergrond, als gevolg van, lekkende rioleringen, autowassen, enz.

⁸ Deze aanname hoeft overigens niet dezelfde te zijn als die voor de verdroging van terrestrische natuur.

De nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater hangt af van de wijze van bemesten (hoeveelheid, tijdstip, methode), het bodemtype en de hydrologische omstandigheden. Voor het berekenen van deze belasting wordt gebruik gemaakt van resultaten van het model ANIMO. Om snel te kunnen werken is voorlopig afgezien van het draaien van ANIMO zelf, en is in plaats daarvan gebruik gemaakt van de meta-modellen ontwikkeld door Mol-Dijkstra et al. (1999). Deze meta-modellen zijn gebaseerd op een lange reeks experimenten met ANIMO bij verschillende bemestingsregimes, op verschillende bodems en onder diverse hydrologische omstandigheden (zie ook Aanhangsel 9 op pagina 279).

Er zijn meta-modellen gebruikt voor:

- de uitspoeling van nitraat naar het grondwater in mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$, als functie van het landgebruik, het bodemtype, het N-overschot, de kwel/-wegzijging en de GHG (Gemiddeld Hoogste Grondwaterstand);
- de N-afvoer naar het oppervlaktewater, als functie van het landgebruik, de bodem, het N-overschot, de kwel/-wegzijging en de GHG;
- de P-afvoer naar het oppervlaktewater, als functie van het landgebruik, de bodem, de P-voorraad in de bodem, het P-overschot, de kwel/-wegzijging en de GHG.

De invoer van de meta-modellen wordt gevormd door de resultaten van de gevoeligheidsanalyses met SIMGRO en de N- en P-overschotten die voor iedere vorm van landgebruik door DRAM zijn berekend voor de planningshorizon van het model. In de voorbeeldstudie is dat het jaar 2020.

Voor het transport van nutriënten in de ondergrond wordt gebruik gemaakt van het vereenvoudigde mengvatenmodel dat ook deel uitmaakt van het toetsingsinstrumentarium, en dat is beschreven in §1.3.4 op pagina 36. In dit vereenvoudigde model kan ook rekening worden gehouden met denitrificatie in de ondergrond. De balansvergelijkingen van de mengvaten worden ingebed in het stelsel randvoorwaarden van het LP-model. Voor de waterbalanstermen worden constante waarden gebruikt die zijn afgeleid als langjarige gemiddelden uit berekeningen, uitgevoerd met het model SIMGRO.

2.3 Landgebruik

2.3.1 Algemeen

De set landgebruiksvormen waarvan in Tabel 7 een geaggregeerde versie is opgenomen (zie Tabel 48 op pagina 154 voor de volledige set) vormt de ruggengraat van de integrale modellering in het model. Uiteraard is het mogelijk om voor elk studiegebied een specifieke set samen te stellen. Iedere vorm van landgebruik g heeft per planningseenheid r een beslissingsvariabele $X_{r,g}$ die kan variëren tussen 0 (helemaal niet toegepast) en 1 (helemaal toegepast). Per planningseenheid moet de optelsom van de beslissingsvariabelen gelijk zijn aan 1, zodat alle grond wordt gebruikt. Overigens betreft het hier alleen de grond die ‘meedoet’ aan het planningsproces, het zo-

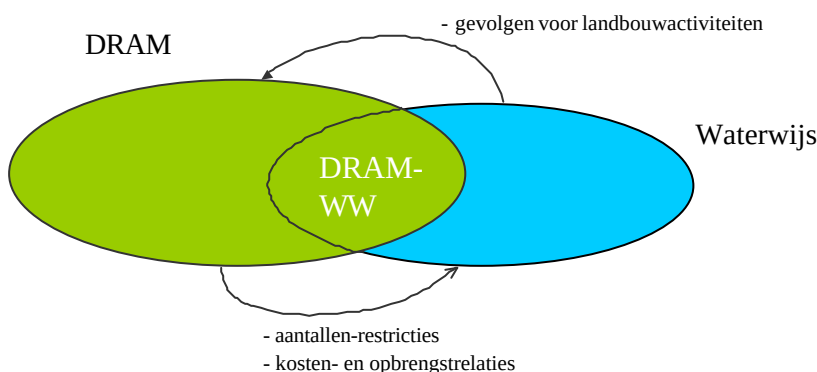
genaamde planareaal. Buitengesloten van het planareaal zijn bijvoorbeeld stedelijke gebieden en (in de voorbeeldstudie) de bestaande natuur.

Tabel 7 Landgebruikset G (verkorte vorm), gebruikt door het BEM van Waterwijs

landgebruik	landgebruikset G
landbouw	grasland met hoge stikstofbemesting
	grasland met gematigde stikstofbemesting
	grasland met lage stikstofbemesting
	maïsland
	bouwland
	intensieve teelten
natuur	vochtig loofbos
	donker naaldbos
	nat bos
	schraalgrasland en heide
multifunctioneel landgebruik	landschappelijk waardevol grasland (pakket B10)
	weidevogelgrasland met rustperiode (pakket B13)
	kruidenrijk grasland (pakket B02)
overig	boomkwekerij
	wonen

2.3.2 Landbouw

‘Landbouw’ wordt in het model DRAM (=Dutch Regional Agricultural Model) van het LEI gedefinieerd als landbouwactiviteiten in de sectoren akkerbouw, melkveehouderij en de overige veehouderij, op regionaal niveau. DRAM beschrijft de Nederlandse landbouw in termen van 14 regio’s (zie Aanhangel 2 op pagina 205). Voor de integratie in het bio-economisch model (BEM) van Waterwijs is als 15^e regio het gebied met de watergestuurde planning meegenomen. In Figuur 22 wordt de relatie tussen DRAM en het BEM schematisch weergegeven: de modellering van het studiegebied met DRAM is in het BEM van Waterwijs geïntegreerd; het deelmodel ‘DRAM-Waterwijs’ (‘DRAM-WW’) maakt deel uit van zowel DRAM als van het BEM.



Figuur 22 DRAM in het BEM van Waterwijs. Het deelmodel DRAM-WW bevat de berekening van het gebiedssaldo, de ruwvoerbalansen, en de mest- en nutriëntenbalansen.

In het geïntegreerde deel DRAM-WW zijn berekeningen opgenomen van:

- het totale gebiedssaldo, bestaande uit termen voor opbrengsten van akkerbouwproducten, opbrengsten van veehouderij, opbrengsten van handel in ruwvoer, beheersbijdragen van multifunctioneel landgebruik, kosten van kunstmest, kosten van mesttoediening, kosten van verandering van landgebruik en kosten van waterbeheer;
- grondbalansen, ruwvoerbalansen, mestbalansen en nutriëntenbalansen.

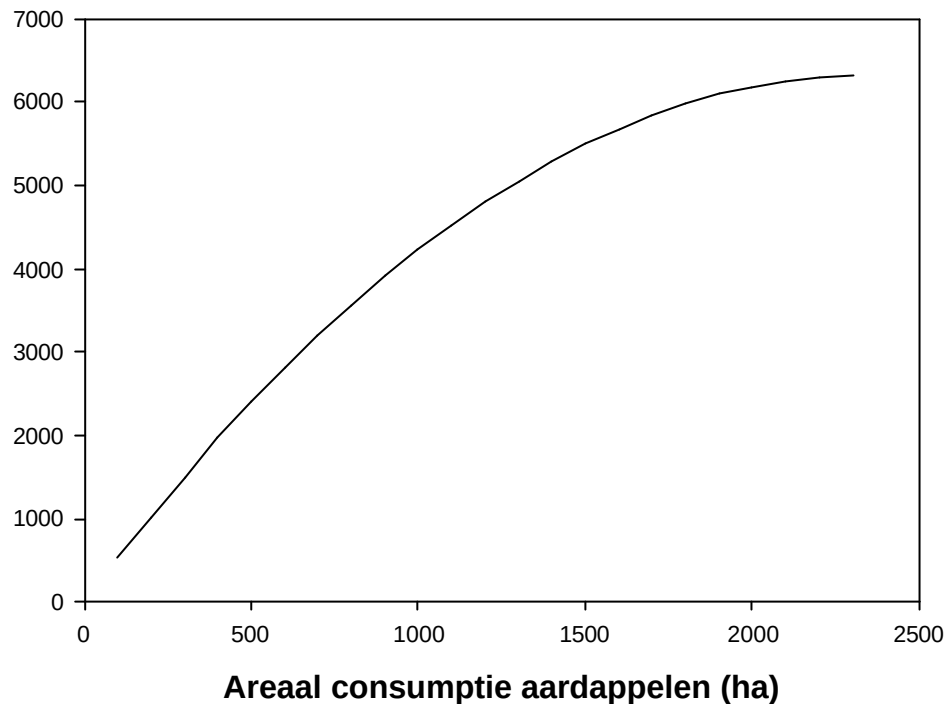
Een deel van de in DRAM beschikbare informatie is in de vorm van restricties en opbrengstrelaties aan het BEM van Waterwijs gekoppeld. Tot deze categorie behoren de omvang en de samenstelling van landbouwactiviteiten, zoals het landgebruik en de omvang en de samenstelling van de veestapel⁹.

In Figuur 23 is een voorbeeld gegeven van een door DRAM berekende opbrengstrelatie die de karakteristieke vorm van de ‘wet van afnemende meeropbrengsten’ heeft, in dit geval als gevolg van oplopende kosten. De relatie wordt in Waterwijs met behulp van lineaire deeltrajecten gemodelleerd, wat een zeer goede benadering geeft van de echte curve.

De opbrengstrelaties zijn gedefinieerd op regionaal niveau. Op het niveau van de planningseenheden zijn de kosten per eenheid van landbouwactiviteiten constant. Dit betekent dat de gemiddelde kosten per eenheid constant zijn, ongeacht de verdeling van de landbouwactiviteiten over de planningseenheden, mits de totale omvang van de landbouwactiviteit in de regio maar gelijk is aan de basissituatie. Om te voorkomen dat het model landgebruik tussen planningseenheden van een studiegebied gaat herverdelen zonder dat daar aanleiding toe is, wordt verondersteld dat verplaatsing van landbouwactiviteiten tussen planningseenheden kosten met zich meebrengt.

⁹ Dit soort restricties wordt overigens alleen gebruikt tijdens specifieke berekeningen, zoals die voor het zogenaamde Nulscenario. Omdat DRAM en Waterwijs niet precies één op één zijn gekoppeld kunnen de uitkomsten van Waterwijs en DRAM enigszins van elkaar verschillen, als deze restrictie op activiteiten niet wordt meegenomen. Hier komen we in §3.7.2 op terug bij de bespreking van het Nulscenario.

Netto opbrengst (1000 euro/jaar)



Figuur 23 Netto opbrengst van consumptieaardappelen in het studiegebied, met verrekening van kwadratisch oplopende kosten

Waterwijs is veel meer dan een lokale verfijning van DRAM – er worden ook andere aspecten meegenomen die te maken hebben met de koppeling tussen economie en het fysieke milieu, te weten bodem en water. Dat betreft bijvoorbeeld de berekening van de landbouwkundige productie. In DRAM wordt deze productie berekend op basis van het bodemtype dat in het studiegebied dominant aanwezig is. In Waterwijs wordt de productie echter berekend op het niveau van de planningseenheden, waarbij rekening wordt gehouden met de invloed van de plaatselijke bodemkundige en hydrologische omstandigheden.

Regionale waterdoelstellingen, zoals milieubeperkingen, die aanleiding geven tot aanpassingen in het landgebruik, worden door DRAM vertaald in economische effecten op landelijke schaal.

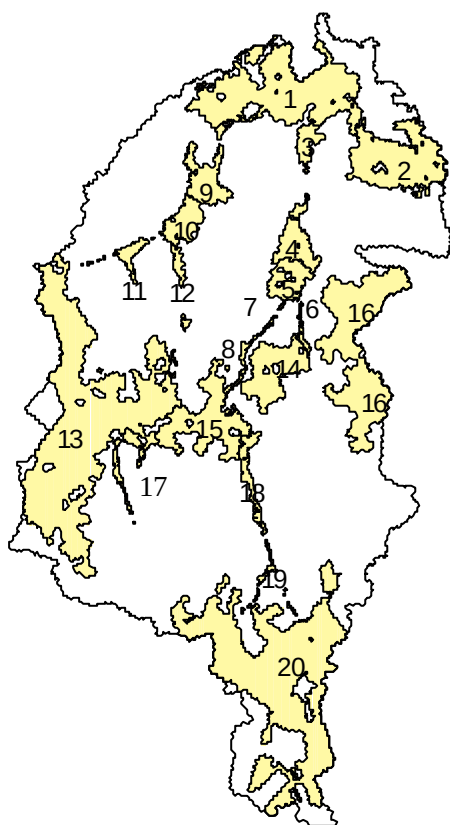
2.3.3 Natuur

Het model kan, gegeven de opgelegde randvoorwaarden, op diverse locaties nieuwe natuur plannen. Zulke nieuwe natuur dient echter alleen om de abiotische randvoorwaarden voor de reeds bestaande natuur¹⁰ te versterken, door de gunstige effecten via

¹⁰ of de natuur binnen de uitbreidingsgebieden van de EHS.

de verhoogde waterdruk in de ondergrond op de kwelintensiteiten en grondwaterstanden ter plekke van de bestaande natuur. Aan nieuwe natuurgebieden die via het geautomatiseerde zoekproces worden aangewezen kunnen, qua samenstelling van de vegetatie, dus geen eisen worden gesteld.

Een gebruiker die belast is met de strategische planning van nieuwe natuur moet een keuze kunnen maken voor de realisatiegraad van doelstellingen met betrekking tot natuurwaarden. Om dit proces te faciliteren is de volgende procedure ontwikkeld. De bestaande natuur, en de nieuwe natuur die voorafgaand aan de modeloefening is aangewezen, wordt ingedeeld in zones: zie in Figuur 24 voor het voorbeeldgebied Beerze en Reusel. Vervolgens wordt, voor alle mogelijke maatregelen in het landbouwgebied (zie §2.2.2 op pagina 47) een serie gevoeligheidsanalyses gedaan met de modellen SIMGRO en NATLES, waarbij een bepaalde maatregel *uniform in het hele landbouwgebied* wordt doorgevoerd. De meest 'extreme' variant, waarbij overal schraalgrasland wordt gecreëerd, geeft de hoogste potentiële natuurwaarden en dient als een van de referentiepunten bij de besluitvorming over de toekomstige inrichting van het gebied. (In de voorbeeldstudie is aangenomen dat omzetting naar schraalgrasland de meest drastische maatregel is. Potentiële maatregelen zoals het regionaal stopzetten van drinkwaterwinning zijn bijvoorbeeld buiten beschouwing gelaten.)



Figuur 24 Bestaande en vooraf aangewezen nieuwe natuur in zones, voor het voorbeeldgebied Beerze en Reusel.

De resultaten van de gevoeligheidsanalyses worden voor elk van de 20 natuurzones gerangschikt op het verwachte (i.c. berekende) *percentage verdroogd areaal*. Dit percentage is gekozen als indicator voor de natuurwaarde. Een voorbeeld van een dergelijke

serie berekeningen is opgenomen in Tabel 8¹¹. Het resultaat is een lijst met elf zogenaamde *ecodoelopties* met opklimmende natuurwaarden. Door de ecodoelopties in tabelvorm te presenteren kan de gebruiker voor elke natuurzone een keuze maken tussen een verslechtering en maximale verbetering aan natuurwaarden, ten opzichte van de Situatie Nu. In de onderste regel van Tabel 8 wordt de gekozen indicatorwaarde (het percentage verdroogd areaal) vermeld. Deze gekozen indicatorwaarde wordt door het model vertaald in randvoorwaarden die aan het hydrologische systeem moeten worden opgelegd om de gewenste natuurwaarde realiseren.

Tabel 8 Opties voor te realiseren ecodoelopties in 20 zones in het voorbeeldgebied Beerze en Reusel, in termen van de verdrogingsindicator (i.c. percentages verdroogd areaal). Deze opties zijn ontleend aan een serie gevoeligheidsanalyses, verricht met de modellen SIMGRO en NATLES. Ter vergelijking zijn verdrogingspercentages gegeven voor de scenario's 'Situatie Nu', ... 'Nulscenario' (zie § 3.4 op pagina 77). Ecodoeloptie 11 is qua bestrijding van de verdroging het maximaal haalbare scenario, en komt overeen met conversie van het gehele landbouwgebied tot schraalgrasland met extensieve waterbeheersing

scenario ↓	zone met bestaande en nieuwe natuur (zie Figuur 24)																				totaal	beekdal
	1	2	3	4	5	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20				
	oppervlakte (hectares)																					
	833	519	82	152	136	22	192	150	61	51	1546	221	354	694	64	89	33	1451	6682	1417		
	verdroogd areaal (%)																					
Situatie Nu	76	96	67	98	100	100	92	93	91	100	90	100	70	100	60	58	76	65	85	73		
Implementatie EHS	67	95	66	93	100	100	79	88	89	100	88	100	42	100	55	50	53	61	79	68		
Klimaat-scenario	38	92	23	93	100	100	76	80	82	100	72	97	49	100	41	28	54	44	64	51		
Nulscenario	46	87	41	80	100	100	71	85	82	100	75	100	51	100	48	53	35	51	70	57		
ecodoeloptie 1	53	91	52	83	100	100	76	87	88	100	80	100	55	100	56	60	50	50	75	63		
ecodoeloptie 2	49	87	48	82	100	100	74	86	86	100	78	100	51	100	51	51	44	48	72	60		
ecodoeloptie 3	45	87	44	82	100	100	69	82	83	100	76	100	48	100	46	41	35	45	69	57		
ecodoeloptie 4	44	87	41	82	100	100	66	82	82	100	76	100	47	100	44	35	31	44	68	55		
ecodoeloptie 5	38	86	37	79	100	100	62	78	77	100	74	97	38	100	39	24	22	42	64	51		
ecodoeloptie 6	35	85	31	77	100	100	58	76	71	100	72	94	31	100	34	16	13	40	61	47		
ecodoeloptie 7	33	85	26	75	100	100	55	73	68	99	70	93	26	100	32	12	10	40	59	45		
ecodoeloptie 8	30	82	21	74	100	100	52	71	66	99	68	93	21	100	29	10	7	39	56	42		
ecodoeloptie 9	29	82	19	73	100	100	52	71	65	97	68	93	20	100	28	9	5	39	55	42		
ecodoeloptie 10	27	82	16	72	100	100	49	70	65	97	67	91	18	100	26	7	4	38	54	40		
ecodoeloptie 11	26	82	14	72	100	100	48	70	65	97	67	91	18	100	24	5	3	38	54	39		
keuze ecodoeloptie	1	5	5	5	5	1	6	6	1	1	1	1	1	1	5	5	5	1				
%verdroogd	53	86	37	79	100	100	58	76	88	100	80	100	55	100	39	24	22	50	62	49		

¹¹ In deze tabel zijn alleen waarden van de verdrogingsindicator opgenomen. In de complete tabel worden ook arealen van geaggregeerde ecotoopgroepen getoond (zoals 'nat grasland').

2.3.4 Multifunctioneel landgebruik

Multifunctioneel landgebruik is een vorm van landgebruik waarin het voortbrengen van landbouwproducten wordt gecombineerd met het produceren van andere 'waarden' zoals een waardevol landschap en/of een vorm van agrarische natuur. Vanwege de toegevoegde waarden is het dan in veel gevallen mogelijk om subsidie te krijgen. Het gebruik van land voor meerdere doelen tegelijkertijd is bij de inrichting van de groene ruimte een nieuwe trend. De gedachten hierover zijn nog lang niet uitgekristalliseerd. De varianten die nu in het model zijn opgenomen dienen daarom alleen ter illustratie van de mogelijkheden die het model voor deze relatief nieuwe vorm van landgebruik biedt; zie Tabel 9. Van belang is het beheerspakket dat hieraan gekoppeld is, conform de Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer c.q. Natuurbeheer 2000 (Laser, 2001)¹².

Tabel 9 Vormen van multifunctioneel landgebruik en bijbehorende beheersbijdrage

landgebruik	beheerspakket	beheersbijdrage (€ /ha/jaar)	natheidsaanduiding	opmerkingen
landschappelijk waardevol grasland	b10	380	nat (+)	maaien en weiden niet toegestaan tot 1 juni
weidevogelgrasland met rustperiode	b13	600	nat (++)	rustperiode van 1 april tot 22 juni
kruidenrijk grasland	b02	965	zeer nat (+++)	beweiding vanaf 1 augustus

Een essentieel aspect van multifunctioneel landgebruik is, dat het tegelijkertijd bijdraagt aan meerdere doelfuncties, die gekoppeld zijn aan de locatie zelf (plannings-eenheid), maar ook aan nabijgelegen andere locaties:

- het areaal waardevol landschap en/of areaal agrarische natuur, dat zich via de subsidieregeling laat vertalen naar een bijdrage aan het saldo van het gebied;
- de productie van een deel van het ruwvoer voor het vee;
- de ondersteuning van vegetaties binnen zones met bestaande natuur en uitbreidingsgebieden van de EHS.

De eerste twee punten betreffen de 'lokale' baten van multifunctioneel grasland. Het derde punt betreft de baten van de gematigde ontwateringseisen die dit type grasland stelt. De ruimtelijke wisselwerking tussen nieuwe locaties met multifunctioneel landgebruik en natuurzones verloopt via het stijghoogteverschillen in het grondwater, die de locatie van kwelgebieden en de intensiteit van de kwel beïnvloeden.

2.4 Technische implementatie

Bij het gebruik van het model hebben de geformuleerde randvoorwaarden doorgaans betrekking op doelwaarden buiten de landbouw, waarna het saldooverlies van de landbouw wordt geminimaliseerd. Deze werkwijze is gevolgd uit louter technische overwegingen, en leidt niet tot bevoordeling van de landbouw: het is te altijd mogelijk om

¹² Dit document kan opgehaald worden op internet:

<http://www.minlnv.nl/cgi-bin/autoframe.pl?snp=/snips/framesets/autoframe.snp&frame=/regelingen/landsch/regir15.htm>

de randvoorwaarden ten nadele van de landbouw te herformuleren. De overwegingen hangen samen met de beperking dat het vooralsnog technisch niet mogelijk is om het model bijvoorbeeld het verdroogde areaal te laten minimaliseren en daarbij het saldooverlies binnen een bepaalde maximumwaarde te houden. Wel is het in principe mogelijk om de nutriëntenbelasting of de piekafvoer te minimaliseren en een beperking op het saldooverlies te stellen.

In Figuur 25 is het spreadsheet afgebeeld waarmee de belangrijkste stuurparameters van Waterwijs door de gebruiker worden ingevoerd. Behalve dit stuurbestand zijn er:

- het bestand *ecogoals.xls* met daarin gespecificeerd de gewenste ecodoeloptie, per natuurzone (zie voor de zones Figuur 24, pagina 55; en voor de waarden van de verdrogingsindicator per gekozen ecodoeloptie *n* zie Tabel 8 op pagina 56).
- diverse bestanden met lijsten van locaties waar bepaalde randvoorwaarden aangrijpen, zoals de lijst met oppervlaktewatertrajecten waar randvoorwaarden met betrekking tot piekafvoeren kunnen worden opgelegd.

Optieparameter-keuzes (getallen in vet)		
	schakelaars	
optsol (-2,-1,0,1,2)	2	
optxch (0,1)	1	wel (1) of niet (0) landgebruiksveranderingen bepalen
optpfl (0,1)	0	wel (1) of niet (0) randvoorwaarden voor hoogwaterpiek
optnc (0,1)	0	wel (1) of niet (0) raandvoorwaarden N-conc. GW
optnow (0,1)	0	wel (1) of niet (0) randvoorwaarden belasting N opp. water
optncnow (0,1)	1	wel (1) of niet (0) meenemen belasting N vanuit GW naar OW
optpow (0,1)	0	wel (1) of niet (0) randvoorwaarden belasting P opp. water
optnat (0,1)	1	wel (1) of niet (0) randvoorwaarden terrestrische natuur
optxhs (0,1)	0	wel (1) of niet (0) vasthouden grondgebruik en waterbeheer in bepaalde rpe's
optxhsgg (0,1)	0	wel (1) of niet (0) vasthouden grondgebruik in bepaalde rpe's
optlbkeep (0,1)	0	wel (1) of niet (0) vasthouden agrarische gebruik van bepaalde rpe's
opthwrlk (0,1)	0	wel (1) of niet (0) toelaten opties met lokale maatregelen tegen HW
opttracer	2	wel(1) of niet (0) berekenen van tracer vanuit stedelijk gebied; 2= met constraints
optnverlies	0	wel(1) of niet (0) stellen van een grens aan het N-verlies /ha
optpverlies	0	wel(1) of niet (0) stellen van een grens aan het P-verlies /ha
betekenis optsol		
-2 huidige situatie, eerste keer, zonder waterkwaliteit		
-1 huidige situatie, tweede keer, met waterkwaliteit (eerst moet metanimo draaien)		
0 nulsituatie, eerste keer, zonder waterkwaliteit		
1 nulsituatie, tweede keer, met waterkwaliteit (eerst moet metanimo draaien)		
2 strategie met randvoorwaarden		
Optie-parameters		
	parameters	
lbmin	0.0	minimumareaal landbouw (ha)
stadmax	215.0	areaal uitbreiding stedelijk gebied (ha)
blbmax	10000.0	max. areaal beheerslandbouw (ha)
bkwmax	1230.0	areaal boomkwekerij (ha)
cxxp	1.0	kosten veranderingen landgebruik (kfl/ha/jaar)
bermax	90000.0	max. areaal met berekening
nverlmax	60	RUN-cijfers
pverlmax	8.74	20 kg P2O5/ha

Figuur 25 Spreadsheet met de belangrijkste stuurparameters van het BEM van Waterwijs. De datavelden met de eigenlijke parameters zijn geel gekleurd

Voor de optimalisering wordt gebruik gemaakt van het softwarepakket Xpress (DASH, 2001). Bij gebruik van alle randvoorwaarden telt het optimaliseringsmodel circa 200 000 functionele beslissingsvariabelen, 60 000 actieve vergelijkingen en circa 2 miljoen niet-nul coëfficiënten in de matrix. De rekentijd om tot een oplossing te komen bedraagt maximaal 1,5 uur op een 800 MHz Pentium III met 512 Mb RDRAM geheugen. Verificatie met het simulatiemodel SIMGRO duurt op dit systeem circa 8 uur.

3 Voorbeeldstudie van het Beerze en Reusel stroomgebied

3.1 Inleiding

In de navolgende beschrijving van de toepassing van Waterwijs op het voorbeeldgebied Beerze en Reusel wordt het Ipea-stappenplan als leidraad gebruikt zoals is uiteengezet in §1.1 op pagina 30. Het betreft de volgende stappen:

- formulering van de taakstelling;
- formulering van de doelstellingen;
- beschrijving van de actuele situatie;
- bepaling van de aandachtspunten;
- opstelling van de lijst van maatregelen;
- formulering van de randvoorwaarden en bepaling strategieën;
- kiezen van een uiteindelijk plan.

In de voorbeeldstudie is een rollenspel gespeeld tussen het projectteam en de ‘opdrachtgever’. Als ‘opdrachtgever’ fungeerde een door DLO-medewerkers gespeelde groep met daarin vertegenwoordigers van natuurorganisaties, de landbouwsector, waterschappen en de provincie. Voor de keuze van een uiteindelijk plan is een echte opdrachtgever nodig; deze is echter niet in het voorbeeldproject betrokken geweest. De uitwerking van de laatste stap ontbreekt derhalve. Bij de concrete beschrijving van iedere stap volgt eerst een algemene omschrijving, gevolgd door de wijze waarop de stap in het voorbeeldproject is uitgewerkt.

3.2 Taakstelling

3.2.1 Inleiding

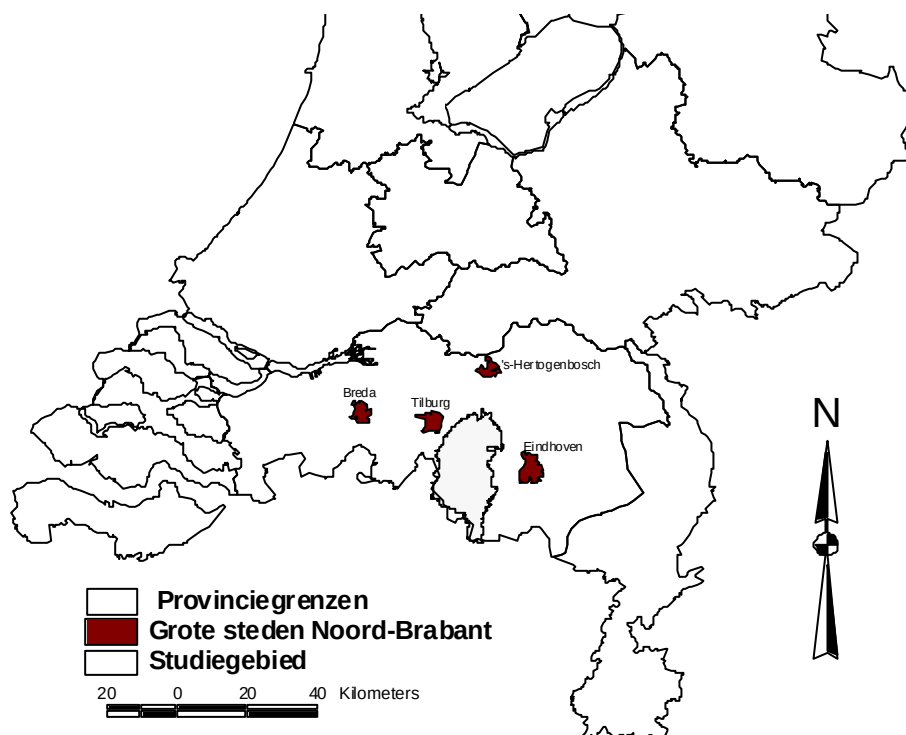
In de taakstelling wordt een volledig beeld gegeven van het bestuurlijk en fysisch kader. Ten eerste moeten de wettelijke bevoegdheden van de opdrachtgever duidelijk worden. Daarnaast moet op papier komen te staan wat de essentie van de regionale problematiek is en moet duidelijk worden wat het ambitieniveau van de planvormende organisaties (de opdrachtgever) is. Voorts moeten vragen worden beantwoord als: ‘wat is de geografische afbakening van het gebied?’, ‘voor welke planningseenheid wordt gekozen (schaal)?’, en ‘welke functies (actoren) spelen een rol?’ De taakstelling moet daarmee duidelijk maken hoe ‘breed’ het probleem geanalyseerd zal worden.

De afbakening in de taakstelling bepaalt vervolgens het verschil tussen datgene wat als een onontkoombaar ‘scenario’ wordt gezien – de *exogene* factoren – en dat wat via maatregelen kan worden beïnvloed – de *endogene* factoren.

3.2.2 Het studiegebied

Het studiegebied behoort tot het stroomgebied van de Dommel en omvat het volledige stroomgebied van de Beerze en de Reusel. Het gebied heeft een omvang van circa 45 000 ha (zie Figuur 26 voor de ligging en Figuur 27 voor het gebied zelf) en ligt gedeeltelijk in België. De zuidgrens wordt daarbij gevormd door de waterscheiding tussen het stroomgebied van de Maas en de Schelde; de westgrens valt samen met de waterscheiding tussen de Reusel en de Poppelsche Loop; de oostgrens wordt gevormd door de waterscheiding tussen het dal van de Kleine Beerze en de Dommel. De noordgrens ligt ter hoogte van het punt waar de Beerze in de Essche Stroom uitmondt.

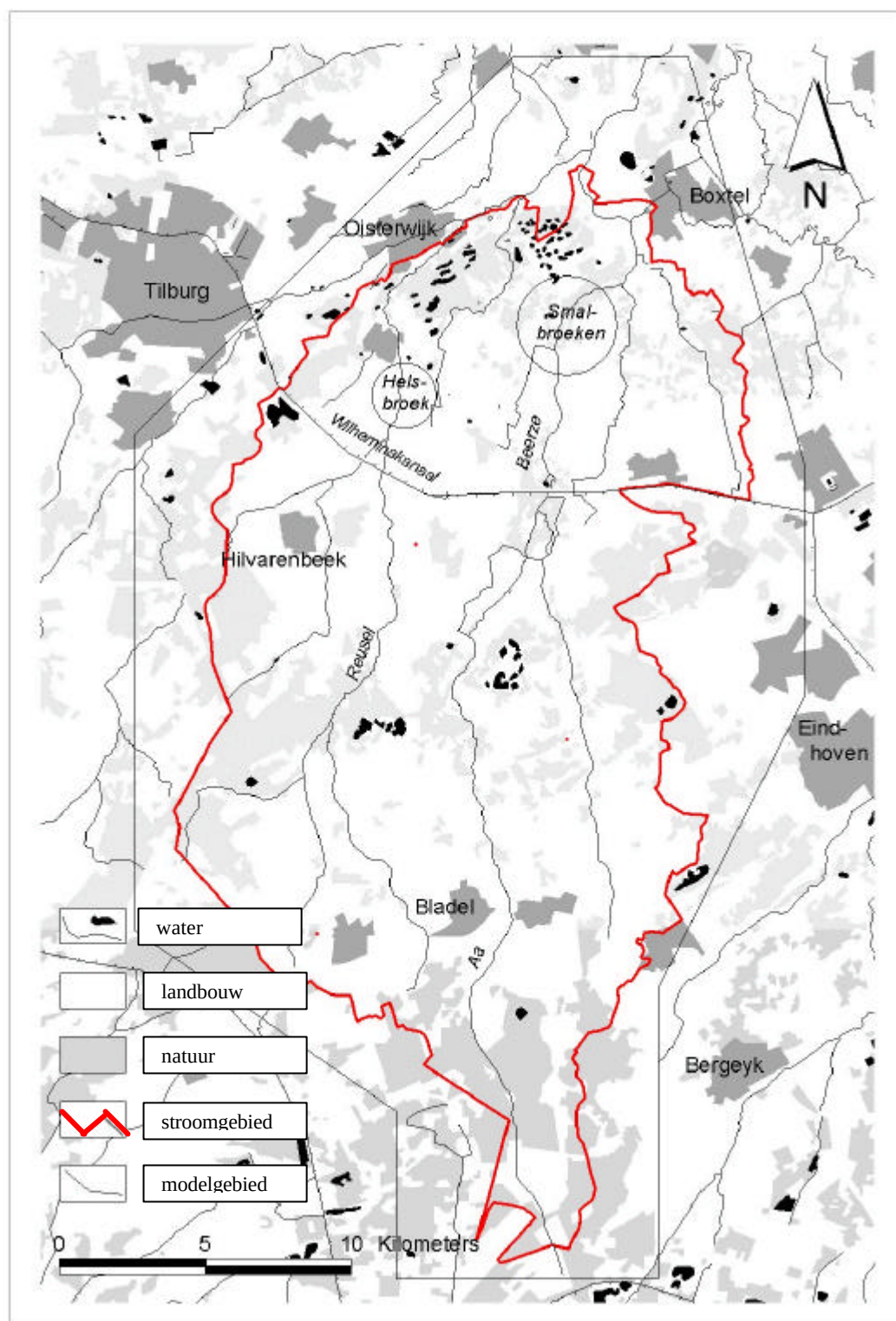
De stroomgebieden van de Beerze en de Reusel liggen in het zwak golvende Brabantse dekzandgebied. Het gebied helt van het zuiden (de Kempen) naar het noorden (rivierengebied); op het hoogste punt van de zuidelijke waterscheiding is de hoogteligging 44 m +NAP; daar waar de Beerze en Essche Stroom samenvloeien is de hoogte 6 m +NAP (Figuur 28). Het gebied wordt doorsneden door een aantal beekdalen waarvan de dalen van de Beerze en Reusel de grootste zijn. De beekdalen zijn diep in het landschap ingesneden, maar de hellingen zijn overwegend glooiend. Bij het doorsnijden van de dekzandruggen zijn de dalen smal en zijn de hellingen steiler. Het reliëf van de hoger gelegen delen is onregelmatig glooiend. Reliëfrijke stuifzandgronden komen voor, naast vrijwel vlakke gebieden (Teunissen van Manen, 1985).



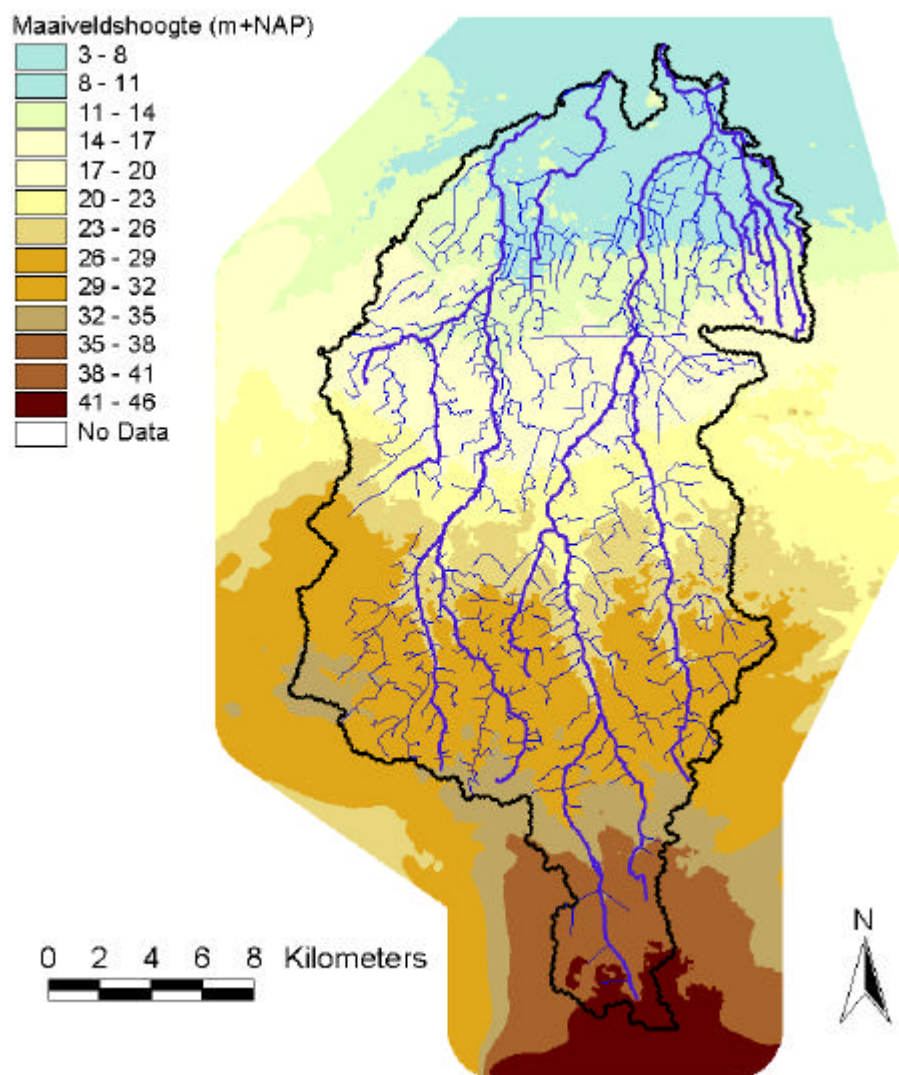
Figuur 26 Ligging van het studiegebied

De hydrologische gesteldheid heeft grote invloed gehad op de ontwikkeling van het landschap. De bewoners vestigden zich op plaatsen met relatief droge gronden, geschikt voor bouwland, met in de nabijheid vochtige weidegronden en hooiland. Door mest uit potstallen (mest vermengd met heideplaggen en/of bosstrooisel) op de bouwlanden te brengen zijn de cultuurgronden met een humushoudende bovengrond ontstaan. De mest was overwegend afkomstig van schapen die op heidevelden (ontstaan door ontbossing) graasden. Door ontbossen en het steken van heideplaggen door de mens zijn plaatselijk (op leemarme, hooggelegen droge gronden) stuifzanden ontstaan. Aan het eind van de negentiende eeuw is het landschap sterk veranderd door ontginningen en bebossing van de heidevelden. Dit werd mogelijk door de uitvinding van kunstmest waardoor de heidevelden hun functie verloren en als bouwland konden worden gebruikt. De nieuwe ontginningsgronden hebben een dunner humeus dek. Bebossing is uitgevoerd om stuifzanden vast te leggen, om erosie van heidevelden te voorkomen en om hout voor de steenkoolmijnen te produceren. Het landschapsbeeld is ten gevolge van deze landbouwkundige ontwikkelingen afwisselend. De beekdalgronden bestaan overwegend uit grasland met plaatselijk moerasbosjes. De jonge ontginningsgronden worden gebruikt als grasland; op enkele plaatsen zijn deze gronden beplant met naaldbos. De stuifzanden zijn begroeid met naaldbos. Plaatselijk komen nog restanten van de heidevelden voor.

De oude cultuurgronden, die in grote blokken rond de oude woonkernen voorkomen, zijn binnen de gemengde bedrijfsvoering altijd als bouwland gebruikt. Later zijn veel van deze percelen door de uitbreiding van de melkveehouderij omgezet in grasland of bebouwd met maïs. Door de introductie van kunstmatige beregening is ook grasland op hoger gelegen gronden ontstaan. In de (gedraineerde) beekdalen is grasland omgezet in bouwland of maïsland. De intensieve veehouderij is flink toegenomen, en heeft in de van oudsher 'arme' zandgebieden welvaart gebracht. Het gebied is een concentratiegebied van vooral de varkenshouderij. Wat betreft recreatie is vooral de verblijfrecreatie dominant en ook 'recreatief groen'. Het gebied vervult een belangrijke recreatieve functie voor de steden Tilburg, Den Bosch en Eindhoven, die er net buiten liggen.



Figuur 27 Overzicht van het studiegebied Beerze en Reusel



Figuur 28 Maaiveldhoogteverloop in het stroomgebied van de Beerze en Reusel (bron: TOP10, zie bijvoorbeeld Van Asperen en Haasbroek, 1998)

3.2.3 Probleemstelling

Het studiegebied en zijn omgeving kent verschillende problemen. De Dommel (waar de Beerze en de Reusel in uitmonden) loopt onder andere door de stedelijke agglomeratie van Den Bosch en veroorzaakt daar bij hoogwater flinke overlast. Het is dringend gewenst om de toevoer vanuit bovenstroomse gebieden meer gematigd te laten verlopen. Van de bovenstroomse gebieden wordt verwacht dat de optredende hoogwatergolven niet meer worden 'geëxporteerd', en dat de hoogwaterproblemen dus niet meer worden afgewenteld op meer benedenstrooms gelegen gebieden. Voor de bovenstrooms gelegen gebieden zijn plannen gemaakt voor de natuur in de vorm van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS). In eerste instantie is de EHS op nationale schaal uitgewerkt, in de zogenaamde bruto EHS. De precieze begrenzing wordt

door de provincies ingevuld: de netto uitbreiding EHS. Binnen de bruto EHS zijn gebieden aangewezen waar natuurgebieden en verbindingzones gerealiseerd zouden moeten worden. Het tempo waarin de plannen gestalte krijgen verloopt echter traag (Natuurbalans, 2000). Naast grote belangentegenstellingen in het gebied zijn er twijfels geuit ten aanzien van de keuze voor de ligging van de netto uitbreiding EHS. In het gebied wordt betwijfeld of op die plaatsen wel de condities zijn te verwezenlijken die nodig zijn voor het bereiken van de ecologische doelstellingen die worden nagestreefd.

Het achterblijven van de realisatie van de EHS is een van de oorzaken dat de verdroging niet in het gewenste tempo wordt teruggedrongen. De door het Rijk geformuleerde doelstelling van 25% reductie van het verdroogde areaal in het jaar 2000 wordt bij lange na niet gehaald. Het maken van realistische plannen voor het wél realiseren van deze doelstelling is daarom onverminderd urgent.

Naast een onregelmatige afvoer van water wordt de Dommel door het stroomgebied van de Beerze en de Reusel belast met een grote toevoer van nutriënten. Deze nutriënten zijn afkomstig van af- en uitspoeling van landbouwgronden, afvoer van rioolwaterzuiveringsinstallaties die niet zijn voorzien van een vierde trap zuivering, en riooloverstorten tijdens hoogwater. Deze toevoer van nutriënten is een onoverkomelijke obstakel voor het zo gewenste ecologisch herstel van de Dommel. Een integrale aanpak van deze problemen is urgent, waarbij een geslaagde aanpak overigens alleen mogelijk is als de mestproductie in evenwicht wordt gebracht met de draagkracht van het gebied.

In het gebied staat de rentabiliteit van de landbouw onder druk wegens verzwaring van de milieueisen met betrekking tot de bedrijfsvoering, de afbouw van EG-subsidies en de toenemende concurrentie door de wereldmarkt. Voorbeelden zijn de toenemende eisen op het gebied van de gezondheid en het welzijn van dieren en de toenemende niet-agrarische claims op de grond. Door de groeiende schaarste van grond stijgen de grondprijzen en worden de mogelijkheden voor bedrijfsontwikkeling geringer. Het vinden van nieuwe wegen naar een landbouw die als een duurzame activiteit is ingericht, is dringend gewenst.

Tenslotte wordt het stroomgebied geconfronteerd met een toenemende vraag naar locaties voor woningbouw. Het is niet mogelijk deze vraag te exporteren naar naburige gebieden, omdat deze met vergelijkbare problemen worden geconfronteerd. Als gevolg van een gebrek aan een integrale visie wordt er bij de uitbreiding van stedelijk gebied momenteel onvoldoende rekening gehouden met de watersystemen in het gebied. Hierdoor dreigt de waterkwantiteits- en de waterkwaliteitsproblematiek te verergeren. Als de verstedelijking niet op basis van een watersysteembenadering wordt bijgestuurd dan zullen de ontstane weeffouten achteraf alleen tegen zeer hoge kosten rechtgezet kunnen worden.

De problemen in het gebied zijn voornamelijk ontstaan doordat in het verleden te veel maatregelen op ad-hoc basis zijn genomen, veelal gemotiveerd op grond van sectorale standpunten. Daardoor zijn veel problemen afgewenteld naar beneden-

stroomse gebieden en/of gingen ze ten koste van andere functies binnen het gebied. De noodzaak om meer integraal gebiedsgericht maatwerk te verrichten wordt versterkt door effecten van klimaatverandering op de waterhuishouding. Klimaatverandering heeft onder andere effecten op piekafvoeren, de mate van verdroging van terrestrische ecosystemen en de levensvatbaarheid van aquatische ecosystemen. De Rijks Uitgangspuntennota (RUN, 1998) kan gezien worden als een kadernotitie waarin de problematiek van gebieden met hoge concentraties van intensieve veehouderij wordt geschetst en waarin wordt aangegeven in welke richting oplossingen moeten worden gezocht.

3.2.4 Indicatie van het ambitieniveau

Doel van het onderzoek is een gebiedsgerichte verkenning van de effectiviteit van technische en ruimtelijke maatregelen bij een integrale aanpak van de geschetste problematiek. Met name moeten maatregelen worden voorgesteld die 'door de sectoren heen' op het gebied een gunstige uitwerking zullen hebben. Watergestuurd plannen van ruimtegebruik staat hierbij voorop, echter zonder de gebruiksfuncties uit het oog te verliezen. Naast een beeld van de effectiviteit dient ook een beeld te worden geschetst van de effecten van de voorgestelde maatregelen op de natuur en de regionale economie.

In het volgende wordt besproken welk beeld de opdrachtgever voor ogen staat met het gebied. Welke wensen, plannen en ambities heeft hij? Aangezien het een voorbeeldstudie betreft zonder een echte opdrachtgever, zijn de volgende thema's en bijbehorende vragen aangedragen door een 'gespeelde' opdrachtgever.

- **Reconstructie van de veehouderij.** - Hoe kan de veehouderij worden gereconstrueerd, waarbij rekening wordt gehouden met de uitgangspunten van de Reconstructiewet concentratiegebieden? Dit betekent in dit kader dat wordt aangegeven welke maatregelen nodig zijn ter reductie van fosfaatdoorslag en ter vermindering van de uit- en afspoeling van stikstof. De Reconstructiewet vraagt ook om maatregelen ter beperking van emissies uit de stal, het instellen van varkensvrije zones en dergelijke. Aangezien dit soort aspecten niet direct zijn gekoppeld aan watergestuurd plannen van land- en watergebruik worden ze hier buiten beschouwing gelaten.
- **De hoogwaterproblematiek.** - Hoe kan 20% reductie van piekafvoeren worden gerealiseerd, rekening houdend met effecten van eventueel optredende klimaatveranderingen?
- **De Ecologische HoofdStructuur (EHS).** - Hoe kan de EHS, zoals die in de provinciale plannen staat, worden gerealiseerd? Hoe kan de kwaliteit van de beoogde natuurdoeltypen worden gerealiseerd? Hierbij wordt prioriteit gegeven aan beekbegeleidende natuur en moet aandacht worden besteed aan multifunctioneel landgebruik..
- **Verdroging.** - Hoe kan de verdroging met 25% worden gereduceerd (t.o.v. het inventarisatiejaar 1995)? De voorkeur wordt gegeven aan een reductie waarbij eerst de condities voor de EHS worden gerealiseerd. Daarbij moeten ten behoeve van de verdroogde gebieden maatregelen en voorzieningen worden getroffen ge-

richt op verdrogingbestrijding, voorkoming van wateroverlast, beekherstel, het opheffen van riooloverstorten en de bescherming van het oppervlaktewater (RUN, 1998);

- **Nieuwe boomteelt.** - Waar is ruimte voor 1000 ha nieuwe boomteelt, vanuit het watersysteem geredeneerd? Het gaat hierbij om 1000 ha sierboomteelt. Eventueel kan in het kader van multifunctioneel landgebruik extra areaal worden gerealiseerd;
- **Uitbreiding van de functie 'wonen'.** - Waar kan – vanuit het water geredeneerd – worden verstedelijkt om de autonome groei van de bevolking op te vangen (10% meer huishoudens)?

Deze vragen dienen te worden beantwoord binnen de financiële randvoorwaarde dat de kosten voor realisatie binnen een termijn van 20 jaar maximaal ca. M€ 45 mogen bedragen. Omdat wellicht alleen een ingrijpende geografische herschikking van activiteiten in het stroomgebied tot het gewenste resultaat kan leiden dient men voor de realisatie van doelstellingen rekening te houden met een aanzienlijke termijn. Alleen door een voldoende lange termijn aan te houden mag worden verwacht dat de kosten binnen aanvaardbare grenzen zullen blijven en dat er voldoende tijd en mogelijkheden zullen zijn voor creëren van voldoende draagvlak voor het realiseren van een watergestuurde inrichting en gebruik van het stroomgebied.

3.2.5 Verwachte producten en uitspraken

In deze paragraaf wordt ingegaan op het type producten dat aan het eind van de studie moet zijn geleverd. Hierbij wordt de mate van detail aangegeven waarop zal worden gewerkt en de producten zullen worden gerealiseerd. Bij het maken van deze producten zal worden gewerkt binnen de daarvoor aangegeven kaders. Dat betreft zowel het fysische omgevingskader als het bestuurlijke. Bij het omgevingskader gaat het om de afbakening van het gebied, de beschouwde functies, het detailniveau waarmee de verschillende functies zullen worden beschreven en de tijdshorizon waarbinnen de plannen gerealiseerd moeten kunnen worden. Bij het bestuurlijke kader gaat het om het afbakenen van de oplossingsruimte wat betreft de haalbaarheid van de voorgestelde maatregelen. Voor de gedachtevorming kan het overigens interessant zijn om toch effecten van maatregelen te analyseren die buiten de gestelde kaders vallen, om een en ander in het juiste perspectief te zien.

Producten

De studie zal leiden tot de volgende producten:

- thematische kaarten waarop toekomstige vormen van ruimtegebruik zijn aangegeven en de wijze waarop deze van de huidige situatie verschillen;
- thematische kaarten waarop is aangegeven hoe het waterbeheer is geregeld en hoe de watersystemen in het gebied functioneren, inclusief de interactie met natuurgebieden, landbouw en drinkwaterwinning;
- lijsten met maatregelen per planningseenheid en per strategie;
- tabellen en grafieken met de resultaten voor de verschillende strategieën, waaronder landgebruik en economische effecten.

- een rapport waarin uitgangspunten en werkwijze worden beschreven; de opdrachtgever kan dit rapport tevens gebruiken ten behoeve van de informatievoorziening naar zijn achterban.

Tevens zal worden voldaan aan de wens van de opdrachtgever dat de resultaten reproducteerbaar zijn, dat wil zeggen dat de manier waarop de strategieën tot stand zijn gekomen volledig wordt vastgelegd.

Fysisch kader

Een klein deel van het stroomgebied ligt in België. De invloed van het Belgische gebiedsdeel is daarom eveneens bestudeerd, zij het summier vanwege de geringe omvang.

Bij het invullen van thematische kaarten met maatregelen wordt gewerkt met zogenaamde *ruimtelijke planningseenheden*, ook wel rpe's genaamd. Bij de opdeling in ruimtelijke planningseenheden is rekening gehouden met:

1. kaarten met betrekking tot water:
 - a. de kaart met afwateringseenheden;
 - b. bufferzones rondom de belangrijkste waterlopen;
2. kaarten met betrekking tot natuur:
 - a. de 1:50 000 bodemkaart, vertaald naar een kaart 'zoekgebied beekbegeleidende natuur';
 - b. de kaart met het 'streefbeeld netto uitbreiding EHS';
3. een kaart met landbouwkundige geschiktheden;
4. een kaart met planologische grenzen.

De uitwerking van de methode (met de bijbehorende deelthema-kaarten) wordt gegeven in Aanhangsel 10 op pagina 283 en verder.

De voorgestelde waterhuishoudkundige maatregelen omvatten het gehele stelsel van waterlopen behorende tot het 'secundaire' systeem (A-watergangen in beheer bij waterschappen) en 'tertiaire' systeem (sloten en drains in beheer bij boeren). Het Wilhelminakanaal valt buiten de studie.

De volgende functies die een sterke wisselwerking hebben met de watersystemen in het gebied zijn in beschouwing genomen:

- terrestrische natuur;
- landbouw, inclusief intensieve veehouderij;
- multifunctioneel grasland;
- wonen.

Wisselwerkingen met aquatische natuur en met de watervoorziening (drinkwater, water voor de industrie) zijn vooralsnog buiten beschouwing gebleven. Wat betreft de natuur worden uitspraken gedaan op het niveau van ecotooptypen/-groepen voor een regelmatig rooster met cellen van 25×25 m. Bij terrestrische natuur gaat het om de beekbegeleidende vegetatie, te weten 'nat schraalgrasland', 'zeer vochtig grasland', 'nat bos' en zeer vochtig bos. Het gaat hierbij ecotoopgroepen die wat betreft basenrijkdom variëren van zwak zuur tot basenrijk en voor wat betreft voedselrijkdom

variëren van voedselarm tot matig voedselrijk. Bij deze ecotoopgroepen kunnen van tevoren vastgestelde natuurdoeltypen ('nat schraalgrasland' en 'bosgemeenschappen van bron en beek') in potentie voorkomen (zie Aanhangsel 4 op pagina 239 en verder).

Wat betreft de landbouw dienen uitspraken te worden gedaan ten aanzien van het type landgebruik (grasland, verbouw van maïs, overige akkerbouw en tuinbouw). Hoewel gewenst door de opdrachtgever, worden geen uitspraken gedaan ten aanzien van het aantal bedrijven in de toekomst. Wel worden uitspraken gedaan over het saldo van opbrengsten en kosten, en de relatieve sterkte van de bijdragen daaraan door de verschillende sectoren binnen de landbouw.

Er is rekening gehouden met effecten van de autonome ontwikkelingen klimaatverandering en bodemdaling op de waterhuishouding. Daarbij is uitgegaan van de 'verwachte' klimaatverandering tot 2100. Wat betreft de klimaatverandering is gekozen voor het *HadPi*-scenario¹³ met 17% extra neerslag in de winter (Van Walsum et al, 2001). Dit is overigens maar een van de vele aannames die ten aanzien van het klimaat zouden kunnen worden gedaan, gezien de grote onzekerheid over het toekomstige verloop ervan. Het *HadPi*-scenario is gekozen uit de vier scenario's beschreven in Van Walsum et al. (2001) omdat het de hoogste piekafvoeren geeft. In die zin is het een soort *worst case* scenario. Dat geldt echter niet voor het verdrogingsaspect. Als gevolg van de extra winterneerslag wordt de verdroging juist teruggedrongen. Voor de verdroging had ook een ander scenario gekozen kunnen worden. Het is niet zo dat voor alle aspecten een en hetzelfde klimaatscenario moet worden gekozen. Maar dat is in de voorbeeldstudie uit praktische overwegingen (beperking rekentijd) wel gedaan.

Bestuurlijk kader

Bij het opstellen van maatregelen zal rekening worden gehouden met de bevoegdheden van overheden. Hogere overheidsorganen houden toezicht op de besluiten van lagere organen; regelingen van lagere organen mogen niet in strijd zijn met die van hogere organen.

In algemene zin vinden de verschillende verantwoordelijkheden een juridische basis in de vorm van wetten, verordeningen of algemene maatregelen van bestuur. Ten aanzien van de uitvoering van de Reconstructiewet (RUN, 1998) kan worden opgemerkt dat het provinciaal bestuur primair verantwoordelijk is voor de vertaling van de hoofdpunten van beleid, zoals geformuleerd in de rijksuitgangspunten, in uiteindelijk concrete maatregelen en acties die bijdragen aan de beoogde kwaliteitsimpuls. De reconstructie krijgt voor een belangrijk deel gestalte in het treffen van inrichtingsmaatregelen die hun weerslag hebben op gemeentelijke bestemmingsplannen. Bij de realisatie van de gewijzigde inrichting zijn gemeenten ook nauw betrokken, alleen al omdat voor veel van de uit te voeren werkzaamheden – zoals bijvoorbeeld bedrijfsverplaatsingen en de aanleg van infrastructurele voorzieningen – de gemeente het bevoegd gezag is voor de verlening van bouw-, aanleg- en milieuvergunningen.

¹³*Had* := Hadley, van het onderzoekscentrum dat het scenario heeft berekend; *Pi* := Precipitation-Increase.

Een gemeente is ook verantwoordelijk voor bijvoorbeeld de inzameling en het transport van afvalwater binnen de gemeentegrenzen tot aan het overnamepunt. Voor zover de inrichtingsmaatregelen betrekking hebben op de waterhuishouding in de reconstructiegebieden, o.a. in het kader van de verdrogingsbestrijding, is ook de rol van de waterschappen van groot belang.

Naast de bevoegdheden van de opdrachtgever is het van belang om stil te staan bij het feit dat de opdrachtgever op bepaalde externe bestuurlijke ontwikkelingen geen invloed kan uitoefenen. Onder deze ontwikkelingen wordt het beleid van Europese Unie en van het Rijk verstaan. Deze twee bestuurslagen leggen bestuurlijke kaders op en bepalen de speelruimte van de Provincies. Bij de maatregelen is rekening gehouden met de bevoegdheden van de verschillende overheden.

3.3 Doelstellingen

3.3.1 Inleiding

Doelstellingen worden geformuleerd in termen van streefbeelden. Vervolgens worden deze streefbeelden vertaald in doelvariabelen, en gekoppeld aan doelwaarden (maatlaten). Een voorbeeld uit de literatuur is gegeven in Tabel 10.

Tabel 10 Doelstellingen voor de Vecht, een voorbeeld (Van Rooy, 1997)

streefbeeld (onderwerp)	doelvariabele	doelwaarde
stroming laaglandrivier	gemiddelde stroomsnelheid	= 10 cm/s
ecotopen laaglandrivier	bedekkingsgraad ondergedoken waterplanten	= 30%

Doelstellingen worden geformuleerd in drie fasen:

1. inventarisatie van wensen met betrekking tot het gebied;
2. analyse van de doelstellingen door ordening ervan, en door het opsporen van tegenstrijdigheden;
3. bespreking van de concept-doelstellingen met betrokkenen (doelgroepen, waaronder overheden) en samenstelling van een definitieve lijst met doelstellingen.

Inventarisatie van doelstellingen (fase 1) vindt plaats bij twee bronnen:

1. **Beleid.** Dit zijn visies van overheden die nog niet in vigerend beleid zijn vastgelegd. Dergelijk voorgenomen beleid zoals geformuleerd in de Vierde Nota Waterhuishouding, de Vijfde Nota Ruimtelijke Ordening en het SGR2 kan voor het studiegebied worden geconcretiseerd.
2. **Doelgroepen.** Door te praten met landbouworganisaties, natuurorganisaties, waterschappen, recreatieschappen enz. kan in beeld worden gebracht wat de wensen van het gebied zijn.

Een eerste inventarisatie is reeds vastgelegd in de gebiedsconceptie van de taakstelling.

De doelstellingen moeten zo veel en zo goed mogelijk worden vertaald in doelwaarden om ze later te kunnen vergelijken met het 'Nulscenario', waarna concrete aandachtspunten kunnen worden geformuleerd.

De doelstellingen die uiteindelijk door het projectteam worden geordend moeten aan de verschillende doelgroepen uit het gebied worden voorgelegd om draagvlak te creëren en nogmaals mogelijke tegenstrijdigheden boven tafel te krijgen. Ontevredenheid over bepaalde doelstellingen kunnen in het projectteam worden besproken en mogelijk worden verwerkt. Worden er geen wijzigingen doorgevoerd dan moet dit knelpunt als aandachtspunt worden meegenomen. De uiteindelijke doelstellingen zijn mede richtinggevend voor de aspecten die bij de actuele situatie aan bod komen.

In § 3.3.2 t/m § 3.3.6 worden de aangepaste doelstellingen weergegeven. Deze doelstellingen, die gelden voor het jaar 2020, zijn aangepast na aanleiding van het rollenspel-overleg met de (gesimuleerde) opdrachtgevers. Dit heeft geleid tot de enkele aanpassingen. In de meeste gevallen wordt de bron van de doelstellingen vermeld:

- donkergrijs gearceerd zijn de doelstellingen die rechtstreeks voortkomen uit de vragen / wensen van de opdrachtgevers;
- lichtgrijs gearceerd zijn doelstellingen die door het projectteam zijn afgeleid van vigerend beleid en in de planvorming volgens het team niet buiten beschouwing kunnen worden gelaten;
- de restcategorie (niet gearceerd) bevat doelstellingen die belangrijk zijn om in het achterhoofd te houden en bijvoorbeeld tijdens de evaluatiefase te gebruiken.

Er is tevens overleg geweest tussen de vertegenwoordigers van de doelgroepen (water, natuur en landbouw) over de invulling bij de betreffende doelstellingen. Deze opmerkingen zijn in de doelstellingen verwerkt. De in § 3.3.2 t/m § 3.3.6 opgesomde doelstellingen zijn overigens niet bindend. Als namelijk blijkt dat bij de realisatie van een bepaalde doelstelling onevenredig veel financiële middelen nodig zijn kan dat voor de opdrachtgever een reden zijn om van de doelstelling af te zien.

3.3.2 Doelstellingen met betrekking tot de landbouw

Wat betreft de landbouw heeft het projectteam overleg gehad met de vertegenwoordigers van de doelgroep, in casu de door een DLO-team gesimuleerde groep opdrachtgevers. Naar aanleiding daarvan is het volgende geconcludeerd.

Voor de landbouw is volgens deze opdrachtgevers alleen de inkomensdoelstelling belangrijk. Zij vonden vond daarnaast dat het projectteam niet diende uit te gaan van de huidige status quo, maar moet nagaan welke mogelijkheden het gebied heeft en aan welke producten de maatschappij in de toekomst behoefte heeft. De potenties van het gebied in termen van grondgebonden productie komen tot uitdrukking in innovatieve mogelijkheden van landgebruik, zoals biologische landbouw met de hierdoor geproduceerde hoogwaardige producten.

De door de Rijks Uitgangspuntennota (RUN, 1998) gevraagde instelling van varkensvrije zones is in het kader van de huidige studie niet vertaald in een doelstelling. De reden daarvoor is dat het verband met het waterbeheer slechts indirect is, namelijk via de belasting van het milieu met nutriënten via uit- en afspoeling naar grond-

en oppervlaktewater. Voor het watersysteem gaat het om de totale hoeveelheid mest die in het gebied moet worden afgezet, en de beschikbare mogelijkheden om deze doelstelling binnen de nu en in de toekomst geldende milieunormen te realiseren. In de toepassing van DRAM als integraal onderdeel van het BEM worden de locaties van stallen niet gekoppeld aan ruimtelijke eenheden omdat voor het waterbeheer de precieze locatie van veehouderijbedrijven minder relevant is.

Wat betreft de doelwaarden voor de landbouw (Tabel 11) bleek het niet goed mogelijk om van tevoren drempelwaarden op te leggen. De te realiseren waarden zijn namelijk een afgeleide van andere randvoorwaarden die aan het gebied worden gesteld, zoals met betrekking tot de natuur en het milieu. Wel is het mogelijk om door middel van randvoorwaarden sturend op te treden ten aanzien van het areaal met biologische landbouw en gronden met een beheersovereenkomst.

Tabel 11 Doelstellingen met betrekking tot de landbouw. In de kolom 'bron' wordt met 'BC' de begeleidingscommissie bedoeld (=opdrachtgever in rollenspel), en met 'PT' het projectteam

Onderwerp	Streefbeeld	Doelvariabele	Doelwaarde	Bron
aandeel landbouw in landgebruik	behoud van cultuurlandschap	aantal hectares	-	PT
inkomen	behoud agrarische werkgelegenheid en sociale structuur van het platteland	totale saldo uit landbouw	maximaal, gegeven andere randvoorwaarden	BC
beheersovereenkomst	vitaal platteland met multifunctioneel landgebruik	aantal hectares	-	
biologische landbouw	vitaal platteland met hoogwaardige producten	aantal hectares	-	

3.3.3 Doelstellingen met betrekking tot de natuur

Uit de gesprekken met de (gesimuleerde) opdrachtgever zijn voor het gebied doelvariabelen afgeleid (Tabel 12). Uit deze gesprekken bleek onder andere dat men voortsnog niet wenste te tornen aan de door DLG aangewezen locaties voor het 'netto streefbeeld van de EHS' (met 2018 als streefdatum voor realisatie, zie ook Aanhangsel 10, pagina 283). Wel had men interesse om te weten hoe dat streefbeeld zich verhoudt tot de potenties van het gebied, met bijzondere aandacht voor de potenties voor de natuurdoeltypen 'zeer vochtig schraalgrasland' en 'bosgemeenschappen van bron en beek': beide waardevolle vormen van beekbegeleidende natuur (Bal et al., 1995).

Tabel 12 Doelstellingen met betrekking tot natuur. In de kolom 'bron' wordt met 'BC' de begeleidingscommissie bedoeld (=opdrachtgever in rollenspel), en met 'PT' het projectteam

Onderwerp	Streefbeeld	Doelvariabele	Doelwaarde	Bron
uitbreiding EHS	realisatie van de 'netto' uitbreiding EHS	aantal hectares	realisatie netto uitbreiding EHS op 1530 ha	BC
bestaande natuur buiten de EHS	bestaande natuur handhaven	aantal hectares met de functie natuur gelegen buiten EHS	handhaven bestaande natuur op 12200 ha	PT
natuurdoeltype	ecologisch waardevolle beekbegeleidende vegetatie	aantal hectares natuurdoeltypen 'zeer vochtig schraalgrasland' en 'bosgemeenschappen van bron en beek' (Bal et al., 1995)	-	BC
verdroging	reductie van het verdroogde areaal	aantal hectares verdroogd areaal	aantal hectares verdroogd areaal maximaal 0,75×verdroogd areaal 1994	BC
ruimtelijke samenhang	vergroting van de ruimtelijke samenhang	ruimtelijke samenhang	-	PT

Men wenste ook dat het mogelijk zou zijn om bij het opstellen van strategieën via randvoorwaarden greep te hebben op het te realiseren areaal vochtig grasland, alsmede dat inzichtelijk wordt:

- hoe de zogenaamde verdrogingsindicator wordt beïnvloed door de gestelde randvoorwaarden, met als doelwaarde 25% reductie van het verdroogde areaal ten opzichte van de referentiesituatie;
- hoe de ruimtelijke samenhang van de natuur in het gebied wordt beïnvloed door de opgelegde randvoorwaarden.

3.3.4 Doelstellingen met betrekking tot multifunctioneel landgebruik

Ten aanzien van multifunctioneel landgebruik (Tabel 13) is er de doelstelling om subsidiegelden in de vorm van beheersbijdragen zo effectief mogelijk in te zetten. Hierbij gaat het om effectiviteit in twee vormen:

- lokale effectiviteit, d.w.z. het lokaal realiseren van de doelstellingen ten aanzien van de landbouwkundige effectiviteit, te weten de productie van ruwvoer voor 'biologisch' vee, en ten aanzien van de niet-landbouwkundige effectiviteit, te weten agrarische natuur en/of waardevol landschap;
- ruimtelijke effectiviteit, d.w.z. het zoveel mogelijk bijdragen aan de versterking van de bestaande natuur en de EHS-uitbreidingsgebieden via het 'waterdruk'-mechanisme van het grondwater (zie pagina 46).

Tabel 13 Doelstellingen met betrekking tot multifunctioneel landgebruik. In de kolom 'bron' wordt met 'BC' de begeleidingscommissie bedoeld (=opdrachtgever in rollenspel), en met 'PT' het projectteam

Onderwerp	Streefbeeld	Doelvariabele	Doelwaarde	Bron
areaal waardevol landschap	zo waardevol mogelijk landschap	aantal hectares waardevol landschap	-	BC
areaal agrarische natuur	zoveel mogelijk agrarische natuur	aantal hectares agrarische natuur	-	PT

3.3.5 Doelstellingen met betrekking tot overig landgebruik

Gezien de druk die het landbouwbedrijfsleven ondervindt is het niet verwonderlijk dat regionale overheden op zoek gaan naar alternatieve bronnen van inkomen voor het landelijk gebied. Een van de – letterlijk – meest in het oog springende alternatieven is de sierboomteelt. Voor deze vorm van landgebruik is een uitbreiding met 1000 ha gewenst geacht; zie Tabel 14.

Ook de uitbreiding van bebouwd gebied is een activiteit die aanspraak maakt op de schaarse ruimte. In het Beerze en Reusel gebied zijn alleen dorpen van groeiklasse 1, 2 en 3 te vinden. Dorpen in de groeiklassen 1 en 2 hebben een lokale functie. De ontwikkelingsmogelijkheden zijn beperkt. Dorpen in groeiklasse 3 vervullen een beperkte bovenlokale functie voor de omliggende groeiklasse 1 en 2. De woningbouw dient uitsluitend ten goede te komen aan de opvang van de eigen woningbehoeften.

Voor wonen is de algemene doelstelling dat er ruimte moet worden gemaakt voor 10% extra huishoudens. Locaties die vrijkomen door afbraak van huizen of agrarische bebouwing kunnen worden opgevuld met nieuwe bebouwing, als de locaties aan de eisen voldoen.

Tabel 14 Doelstellingen met betrekking tot bebouwd gebied en sierboomteelt. In de kolom 'bron' wordt met 'BC' de begeleidingscommissie bedoeld (=opdrachtgever in rollenspel)

Onderwerp	Streefbeeld	Doelvariabele	Doelwaarde	Bron
verstedelijking	uitbreiding woongebieden die gelijke tred houdt met uitbreiding huishoudens	areaal bebouwd	10% extra woonoppervlak t.o.v. 1999 (of 1995)	BC
sierboomteelt	versterking economische functie platteland	uitbreiding van areaal	1000 ha extra	BC

3.3.6 Doelstellingen met betrekking tot water

De doelstellingen voor water (Tabel 15) hebben betrekking op:

- reductie van piekafvoeren (wens opdrachtgever);
- reductie van beregening uit grondwater volgens RUN (1998) (beregening uit oppervlaktewater is in het studiegebied geen reëel alternatief);
- vermindering van nutriëntenverlies volgens de RUN (1998);
- vermindering van de nutriëntenbelasting op het oppervlaktewater volgens het Rijn Actieplan (RAP) (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1987);

- geen toename van vervuiling van kwelnaatuur door stedelijke vervuiling.

De opdrachtgever wenst een reductie van de eens in de 50 jaar voorkomende piekafvoer met 20%. Wegens de onmogelijkheid om een statistisch correcte schatting te maken van de afvoer met een herhalingsstijd van 50 jaar is deze doelstelling omgezet naar een doelstelling van een reductie met 20% van de zogenaamde 'dubbele maatgevende afvoer' die een gemiddelde herhalingsstijd heeft van minimaal 10 jaar.

In de Rijks Uitgangspuntennota (RUN, 1998) staan ook doelstellingen m.b.t. berekening en de beperking van het nutriëntenverlies. In feite gaat het om 'maatregelen', want ze gelden voor de emissie aan de 'bron', namelijk op perceelsschaal. De kracht van Waterwijs is nu juist dat er kan worden teruggerekend van doelstellingen op stroomgebiedsschaal naar lokale maatregelen die nodig zijn om de doelstellingen te realiseren. Het kan dan zijn dat in sommige uitspoelingsgevoelige deelgebieden de emissie nog veel sterker moet worden beperkt, terwijl op andere plaatsen de RUN-normen overschreden mogen worden. Voor stikstof moet het verlies beperkt blijven tot 60 kg N/ha en voor fosfor 8,74 kg P/ha. Voorts is een 50% reductie van berekening uit grondwater gewenst. Volgens het Rijn Actieplan zijn de volgende verminderingen van de nutriëntenbelasting van oppervlaktewater gespecificeerd (1985 is het referentiejaar):

- voor 1995 een reductie van de belasting met N en P met 50%,
- voor 2000 een reductie van de belasting van N met 70% en van P met 75%.

Tabel 15 Doelstellingen met betrekking tot water. In de kolom 'bron' wordt met 'BC' de begeleidingscommissie bedoeld (=opdrachtgever in rollenspel), en met 'PT' het projectteam; RUN = Rijks Uitgangspunten Nota; RAP=Rijn Actie Plan.

Onderwerp	Streefbeeld	Doelvariabele	Doelwaarde	Bron
reductie piekafvoeren	geen afwenteling van wateroverlast op benedenstroomse gebieden	afvoer per 10 jaar	-0%	BC.
reductie van berekening uit grondwater	efficiënt gebruik van water door de landbouw	reductiepercentage	50%	RUN
beperking nitraatverlies	niet-geëutrofeerd milieu	beperking fosfaatverlies op perceelsniveau	60 kg N/ha	RUN
beperking fosfaatverlies	idem	beperking fosfaatverlies op perceelsniveau	20 kg P ₂ O ₅ /ha	RUN
vermindering nutriëntenbelasting oppervlaktewater	idem	nitraatbelasting oppervlaktewater	t.o.v. 1985 -70%	RAP
idem	idem	fosfaatbelasting oppervlaktewater	t.o.v. 1985 -75%	RAP
nitraat in drinkwater	gezond drinkwater	concentratie NO ₃ -N in gewonnen water	5,6 mg NO ₃ -N/l	PT
stedelijke vervuiling	geen achteruitgang grondwaterkwaliteit kwelnaatuur	concentratie stedelijke vervuiling	huidige situatie	PT

Vanwege het ontbreken van een compleet beeld ten aanzien van de lozingen van rioolwaterzuiveringsinstallaties is in de voorbeeldstudie alleen gekeken naar de nutriëntenbelasting vanuit de landbouw.

3.4 De Actuele Situatie

3.4.1 Inleiding

In de Waterwijsmethodiek bestaat de Actuele Situatie niet alleen uit de Situatie Nu, maar ook uit het Nulscenario. Het Nulscenario geeft aan wat de consequenties zijn van autonome ontwikkelingen en vigerend beleid voor het gebied in 2020. Het Nulscenario is dus een afgeleide van de Situatie Nu, waarbij de Situatie Nu ruim wordt gedefinieerd, want het omvat ook de huidige *bestuurlijke* situatie en de bestuurlijke besluiten waarvan wordt aangenomen dat ze ten uitvoer zullen worden gebracht; zie ook Figuur 13 op pagina 30.

Het projectteam heeft tot deze werkwijze besloten omdat maatregelen pas zinvol kunnen worden gekozen als inzichtelijk is gemaakt hoe de toetswaarden zich in de tijd zouden ontwikkelen als *geen extra maatregelen* worden genomen. Het ene uiterste is dat een doelwaarde reeds wordt bereikt wegens autonome ontwikkelingen, waardoor geen aandachtspunt ontstaat en dus geen extra maatregel hoeft te worden genomen. Het andere uiterste is dat het verschil tussen toets- en doelwaarde des te groter wordt, waardoor juist extra veel maatregelen moeten worden ingezet.

3.4.2 De Situatie Nu in het Beerze en Reusel gebied

Landbouw en boomteelt

Bij de vaststelling van het landbouwkundig landgebruik in de Situatie Nu van het gebied (1995) zijn verschillen aan het licht gekomen tussen hetgeen via de Landbouwtelling (CBS; 2001) is geregistreerd en hetgeen via *remote sensing*-opnamen in 'LGN3' (Thunnissen et al., 1992) is vastgelegd. De cijfers van deze twee gegevensbronnen zijn in Tabel 16 naast elkaar gezet. De oorzaken van de verschillen tussen de twee bestanden (LGN3, Landbouwtelling) zijn divers (Leneman, 1999):

- de Landbouwtelling negeert het landgebruik van 'hobby-boeren' waardoor het areaal cultuurgrond (in beperkte mate) wordt onderschat;
- LGN3 neemt sommige gewassen niet goed waar;
- LGN3 ziet bermen e.d. aan voor grasland, waardoor het areaal grasland wordt overschat;
- bij de Landbouwtelling worden postcodes van agrariërs (boeren/tuinders) gebruikt, terwijl zij (ook) grond buiten het gebied in gebruik kunnen hebben (locatieverschil qua gebruik);
- grond in het gebied kan gebruikt worden door agrariërs die *buiten* het studiegebied geregistreerd zijn. Omdat er geen perceelsregistratie voorhanden is valt de omvang hiervan niet vast te stellen;

- het feit dat boeren over de gemeentegrens grond in gebruik kunnen hebben kan bij een analyse op *gemeenteniveau* leiden tot nog grotere verschillen tussen LGN3 en Landbouwtelling op dan op *gebiedsniveau*.

Tabel 16 Landbouwkundig landgebruik in de Situatie Nu, volgens LGN3 en de Landbouwtelling (CBS). Van de gegevens, afkomstig uit TOP10vector (Van Asperen en Haasbroek, 1998) is alleen het areaal voor boomkwekerij in het basisbestand opgenomen. Voor het onderscheid tussen de twee onderscheiden typen grasland wordt verwezen naar de tekst

Landgebruik	LGN3 (ha)	Landbouw- telling (ha)	TOP10 (ha)	Basisbestand (ha)
Grasland 'regulier'	14500	11000		12310
Grasland 'hobbyboer'	-	-		680
Maisland	7108	7400		7108
Aardappelen	1521	1770		1521
Bieten	1003	1400		1003
Granen	300	1150		300
Overig landgebruik	1360	1190		1320
Glastuinbouw	30	26		26
Tuinbouw open grond	--	1200		--
Boomkwekerij	--	160	230	230
Bloembollen	--	--		--
Boomgaard	40	40		40
Totaal	25862	25296		24538

De gegeven situatie komt er op neer dat:

- LGN3 de **fysieke** landgebruiksituatie weergeeft (ook van het landgebruik buiten de landbouw);
- de Landbouwtelling de **economische** landgebruiksituatie weergeeft (de structuur van de bedrijven, inclusief veebestanden). De Landbouwtelling geeft dan ook een goed zicht op waar dieren worden gehouden.

Het is belangrijk om tot een goede afstemming te komen tussen de Landbouwtelling en LGN3, en daarmee tot een nieuw basisbestand voor het landgebruik, *voordat* het Nulscenario wordt berekend en strategieën worden bepaald. Om dit doel te bereiken is de volgende werkwijze gevolgd.

De bestanden zijn wat betreft het grasland met elkaar in overeenstemming gebracht door *beide* aan te passen:

- de oppervlakte grasland wordt in de Landbouwtelling met 12% *verhoogd* door het areaal grasland van de gemiddelde gebiedsbedrijven te vergroten (H.H. Luesink, pers. med.);
- het areaal grasland in LGN3 wordt op basis van informatie uit de TOP10vector-kaart *verlaagd*, door:
 - LGN3-grasland dat op TOP10vector niet als landbouwgrond is aangemerkt om te zetten naar 'grasland hobbyboer';
 - het dan nog resterende verschil tussen LGN3 en de Landbouwtelling te dichten door in het LGN3-bestand een bepaalde fractie van de pixels grasland (willekeurig gekozen) ook om te zetten naar 'grasland hobbyboer'.

Omdat wordt aangenomen dat door boeren grond buiten het gebied wordt aangekocht om hun mestbalans administratief op orde te brengen, mag worden verondersteld dat de Landbouwtelling daarmee vervuild is. Daarom is besloten om het areaal bouwlandgewassen te baseren op het LGN3-bestand.

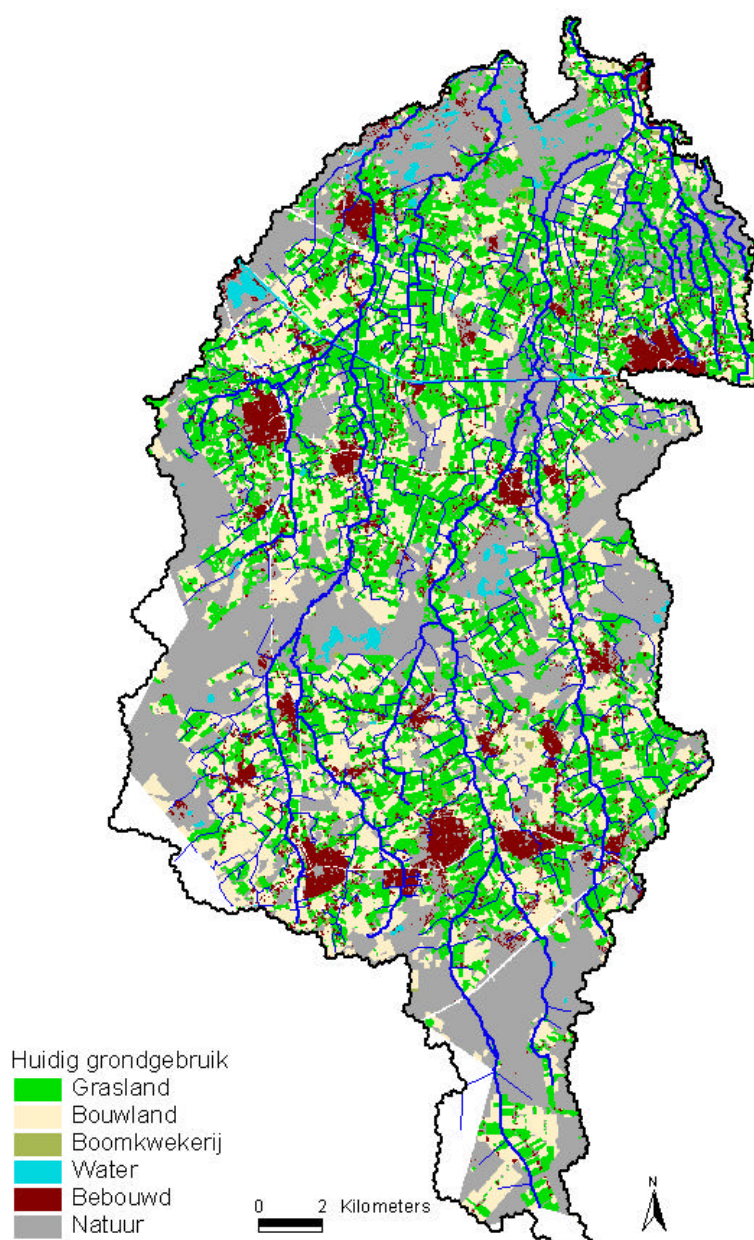
In LGN3 zijn geen gegevens over tuinbouw opgenomen, maar LGN3 bevat wel gegevens over fruitteelt (zie kolom 'boomgaard' van de vergelijkingstabel tussen Landbouwtelling en LGN3). De vraag is: wanneer zijn deze gegevens in deze studie van belang? In deze studie is het relevant om onderscheid te maken tussen:

1. glastuinbouw;
2. bloembollen;
3. boomteelt;
4. fruitteelt;
5. overige tuinbouwgewassen.

De eerste vier zijn in ieder geval hydrologisch en/of economisch van belang, de overige tuinbouwgewassen niet. Dit betekent dat 'overige tuinbouwgewassen' onder *overige landbouw* wordt geschoven, en glastuinbouw, bloembollen, boomteelt en fruitteelt op de kaart apart worden onderscheiden. Voor de gegevens over boomkwekerij is besloten om uit te gaan van TOP10vector. De betreffende pixels van TOP10vector zijn dus over die van LGN3 heen geschreven. Dat betekent dat de overzichtstabel van LGN3 wederom is aangepast, want de 'boomkweek-pixels' gaan ten koste van andere vormen van landgebruik.

Het resultaat van bovenstaande keuzes is de verdeling van het landbouwkundig landgebruik in het Beerze en Reusel gebied zoals aangegeven in de kolom 'basisbestand' van Tabel 16. Een kaartoverzicht is opgenomen in Figuur 29.

In Tabel 17 is een overzicht gegeven van de gemiddelde omvang en de samenstelling van de veestapel in de periode 1993/94-1995/96. De gebruikte definities in Tabel 17 zijn gebaseerd op de definities van veehouderij-activiteiten of *sets* in DRAM. In DRAM wordt de activiteit melk- en kalfkoeien verder gedisaggregeerd naar negen verschillende soorten melk- en kalfkoeien die sub-activiteiten of *sub-sets* worden genoemd (zie Tabel 63 op pagina 210 in Aanhangel 2). De melk- en kalfkoeien verschillen qua melkproductie per koe en de bijbehorende stikstofbemesting per hectare grasland.



Figuur 29 Overzicht van het landgebruik in de Situatie Nu

De omvang van de sub-sets is als volgt bepaald. Gespecialiseerde melkveebedrijven uit het BedrijvenInformatieNet van het LEI worden ingedeeld op grond van de melkproductie per koe en de stikstofbemesting per hectare. Bij beide criteria worden drie niveaus onderscheiden: laag, gematigd en hoog. In totaal zijn dus negen combinaties mogelijk. Voorts worden drie regio's onderscheiden; zand, veen en weide. Voor elke regio wordt het aandeel bepaald van elke subset melk- en kalfkoeien, gegeven het totale aantal. Deze informatie wordt gebruikt om, samen met de gegevens van de Landbouwtelling (CBS; 2001), het aantal melk- en kalfkoeien per sub-activiteit per regio te bepalen. In de analyses zal de ontwikkeling van het aantal melk- en kalfkoeien steeds worden weergegeven op grond van de melkproductie per koe.

De ontwikkeling van het aantal melkkoeien met bijbehorende stikstofbemesting per hectare grasland hangt sterk samen met de ontwikkeling van de verschillende soorten grasland zoals weergegeven in de tabel met het landgebruik (zie bijvoorbeeld Tabel 22 op pagina 91).

Binnen de categorie vleesvee wordt onderscheidt gemaakt naar vrouwelijk vleesvee en mannelijk vleesvee. Zoogkoeien worden gerekend tot de categorie vrouwelijk vleesvee. De omvang van de vleesveestapel, inclusief bijbehorend jongvee is uitgedrukt in grootvee-eenheden (gve), waarbij 1 gve gelijk is aan een mannelijk of vrouwelijk dier van ouder dan 1 jaar.

De gegevens zijn ontleend aan de Landbouwtelling CBS (2001). Uit ervaring blijkt dat de veebestanden van de Landbouwtelling en het daadwerkelijk aantal niet meer dan 0,5% verschillen.

Tabel 17 Vee­stapel in het studiegebied Beerze en Reusel in de Situatie Nu

Landbouwactiviteit	1993/94- 1995/96 (×1000)
Melk en kalfkoeien	34,4
- lage melkproductie per koe; lage stikstofbemesting per hectare grasland	5,9
- lage melkproductie per koe; gematigde stikstofbemesting per hectare grasland	6,4
- lage melkproductie per koe; hoge stikstofbemesting per hectare grasland	5,0
- gematigde melkproductie per koe; lage stikstofbemesting per hectare grasland	2,2
- gematigde melkproductie per koe; gematigde stikstofbemesting per hectare grasland	5,7
- gematigde melkproductie per koe; hoge stikstofbemesting per hectare grasland	4,3
- hoge melkproductie per koe; lage stikstofbemesting per hectare grasland	0,8
- hoge melkproductie per koe; gematigde stikstofbemesting per hectare grasland	1,5
- hoge melkproductie per koe; hoge stikstofbemesting per hectare grasland	2,6
Mannelijk vleesvee ¹	8,7
Vrouwelijk vleesvee ¹	2,2
Vleeskalveren	4,5
Fokzeugen (gedekte zeugen plus zeugen bij de biggen)	74,7
Vleesvarkens (20 tot 50 kg en 50 kg en meer)	408,6
Leghennen (18 weken tot 20 maanden en 20 maanden en ouder)	806,0
Vleeskuikenmoederdieren (jonger dan 18 weken en 18 weken of ouder)	275,3
Vleeskuikens	1081,4

¹grootvee-eenheden (gve) Bron: CBS, LEI

In Tabel 18 is een overzicht opgenomen van het inkomenssaldo van de landbouw (opbrengsten minus toegerekende variabele kosten) in het studiegebied, voor de Situatie Nu. Het regionaal arbeidsinkomen ligt aanzienlijk lager omdat dit gecorrigeerd is voor niet-toegerekende variabele kosten, en vaste kosten waaronder rente en afschrijvingen. Tabel 18 laat zien dat rundveehouderij en intensieve veehouderij (waaronder vleeskalveren) elkaar qua regionaal landbouwsaldo weinig ontlopen.

Tabel 18 Regionaal landbouwsaldo per sector in het studiegebied Beerze en Reusel (periode 1993/94-1995/96).

Landbouwactiviteit	Saldo (M€)
Rundveehouderij	70,5
Intensieve veehouderij	64,5
Akkerbouw, vollegrondsgroente en bloembollen	8,4
Totaal	143,4

Bron: LEI; berekeningen met DRAM

Wat de waterkwaliteit betreft zijn de stikstof- en fosfor-overschotten op de regionale mineralenbalansen van belang. Deze overschotten zijn opgenomen in Tabel 19. De uitkomsten van Tabel 19 zijn gebaseerd op berekeningen met DRAM. DRAM berekent voor ieder type landgebruik een mineralenbalans (zie Aanhangel 2 op pagina 222). Het gebruik van mineralen uit kunstmest en dierlijke mest per type landgebruik worden daarbij door het model bepaald. De endogene variabelen die hierbij een rol spelen zijn zowel het aanbod van dierlijke mest als de vraag naar dierlijke mest (ofte wel het bouwplan), zowel op regionaal als nationaal niveau. Belangrijke exogene parameters zijn, naast prijzen en productiviteit per eenheid, minimale aanwending van mineralen per type landgebruik en per hectare, werkingspercentages van mineralen in dierlijke mest, acceptatie van dierlijke mest op akkerbouwgewassen, de exportmogelijkheden van dierlijke mest en emissie van stikstof in de vorm van ammoniak uit de stal en uit opslag. Met betrekking tot de mineralenbalans van grasland in DRAM, speelt daarnaast de excretie van mest in de weide een belangrijke rol.

Tabel 19 Stikstof- en fosfor-overschot in Beerze en Reusel in de Situatie Nu (1993/94 – 1995/96)

Landbouwactiviteit	N-overschot (kg N/ha)	P-overschot (kg P/ha)
Graan	119	3,8
Consumptie-aardappelen	157	18,5
Pootaardappelen	63	38,2
Fabrieksaardappelen	122	23,0
Suikerbieten	210	21,5
Voederbieten	113	16,0
Handelsgewassen	173	0
Peulvruchten	94	35,3
Uien	146	18,3
Extensieve groentegewassen	182	23,5
Intensieve groentegewassen	188	11,8
Bloembollen	194	0,8
Maisland	346	27,0
Grasland gemiddeld	620	44,8
lage stikstofbemesting	314	27,8
gematigde stikstofbemesting	685	48,4
hoge stikstof bemesting	987	54,2
Gemiddeld	460	32

Bron: LEI; Berekeningen met DRAM.

Met behulp van DRAM wordt dus een toewijzing gemaakt van dierlijke mest en kunstmest naar het type landgebruik, waarna de mineralenbalansen kunnen worden berekend. Ten aanzien van de exogene parameters bestaat in het model grote onzekerheid. Een vergelijking met de gemiddelde mineralenbalans van melkveebedrijven

in de zandgebieden laat zien dat met name de stikstofoverschotten op grasland in Tabel 19 wellicht aan de hoge kant zijn (LEI, BINternet). De mestproductie per hectare in het studiegebied is overigens aanzienlijk groter dan de gemiddelde productie in de Nederlandse zandgebieden.

Natuur

De beschrijving van de natuur in het studiegebied wordt gemaakt op grond van de indeling in zones die is gegeven in Figuur 24 (pagina 55). Een deel van deze zones bevat in de huidige situatie nog landbouwgrond, deze worden naderhand echter ingevuld als onderdeel van de EHS. In Tabel 20 wordt een overzicht gegeven van de arealen van verschillende ecotoopgroepen in de Situatie Nu, in genoemde zones. Tevens is de mate van verdroging in elke zone aangegeven, op grond van de verdrogingsindicator die beschreven wordt op pagina 40.

Tabel 20 Overzicht van NATLES-evaluatie van arealen van zes ecotoopgroepen de Situatie Nu, inclusief de mate van verdroging op grond van de verdrogingsindicator

	zone																				to-taal
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	
Oppervlakte (ha)	833	519	82	152	136	20	12	22	192	150	61	51	1546	221	354	694	64	89	33	1451	6682
Ecotoopgroep	relatief areaal (%)																				
nat grasland	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	2	-	
zeer vochtig grasland	-	-	5	-	-	-	-	-	-	2	4	-	-	-	-	-	4	2	4	-	
vochtig grasland	-	1	15	6	-	-	-	-	17	27	85	5	-	1	1	-	5	12	57	1	
nat bos	-	1	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	4	5	-	
zeer vochtig bos	1	1	13	1	-	-	-	-	3	1	-	-	-	-	3	-	14	18	1	-	
vochtig bos	6	3	44	15	-	-	-	-	7	10	-	-	1	1	6	-	27	24	9	2	
overige natuur	88	94	17	76	98	98	95	97	63	42	12	87	95	93	88	99	42	39	23	85	
rest	4	-	-	2	2	2	5	3	11	17	-	8	4	4	2	1	1	-	-	10	
verdroogd (%)	76	96	67	98	100			100	92	93	91	100	90	100	70	100	60	58	76	65	85

Multifunctioneel landgebruik

Er is geen inventarisatie gemaakt van de arealen waarvoor momenteel een beheersbijdrage wordt verkregen. In deze studie wordt er derhalve van uitgegaan dat in het gebied nog geen subsidies worden ontvangen voor dergelijk landgebruik, hoewel dit in werkelijkheid wel het geval is.

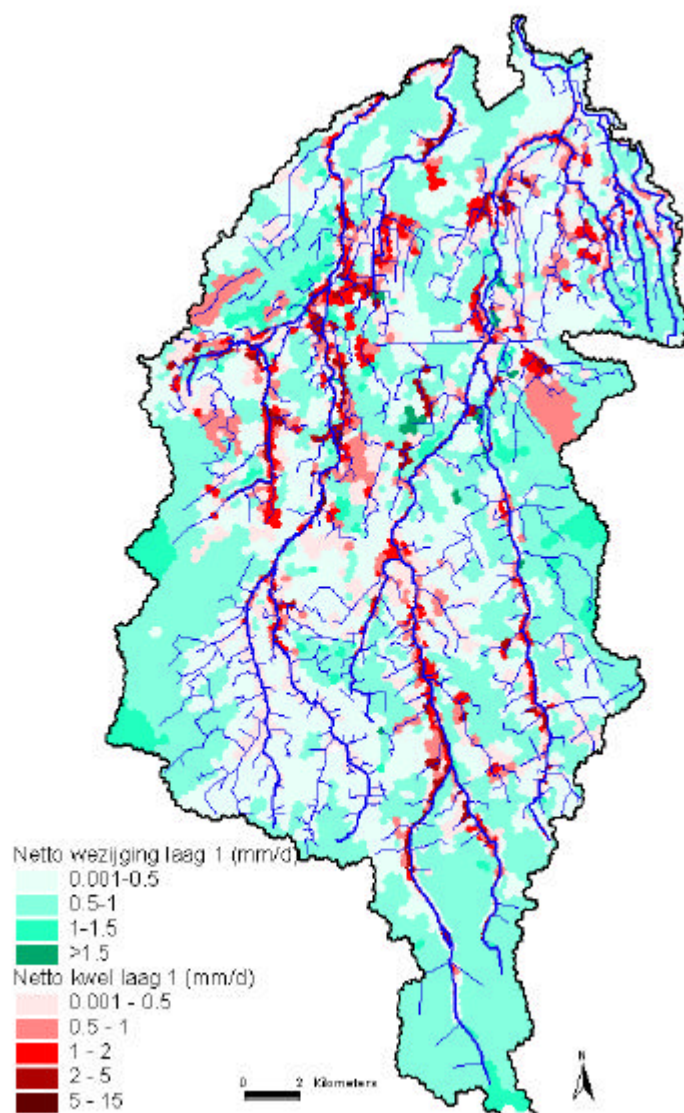
Overig landgebruik

In de Situatie Nu is van de totale 45 000 ha die het studiegebied omvat, circa 3070 ha bebouwd (zie Figuur 29 op pagina 80). Het areaal sierboomteelt ('boomkwekerij') bedraagt circa 230 ha.

Water

Voor een beschrijving van de hydrologie in het stroomgebied en de modellering hiervan met model SIMGRO wordt verwezen naar Van Walsum et al. (2001). Voor de planvorming zijn de regionale patronen van kwel-/wegzijging van cruciale betekenis; in Figuur 30 is het langjarig gemiddelde van de kwel/wegzijging gekarteerd. De

getallen zijn berekend voor de onderkant van de eerste (bodem)laag van de model-schematisering.

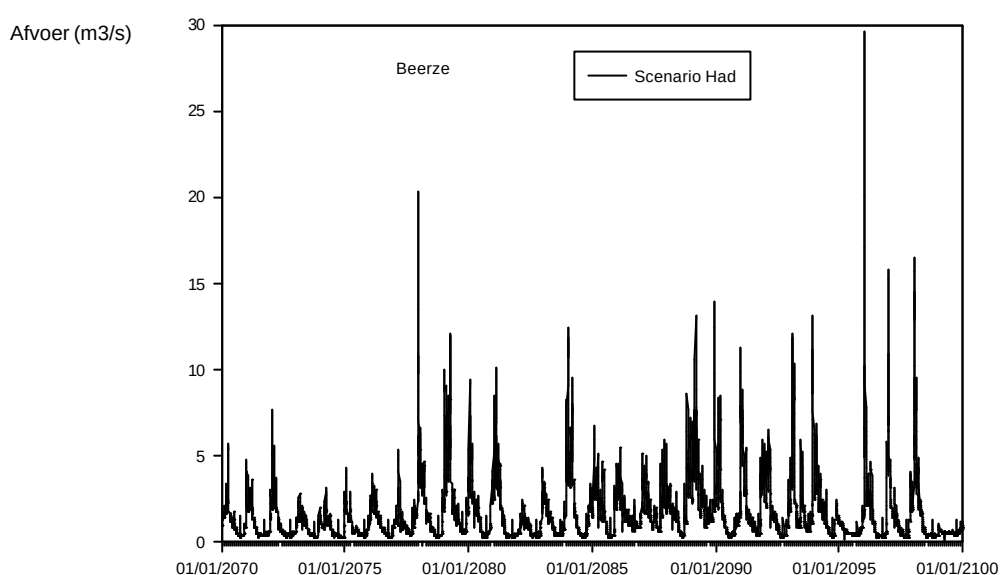


Figuur 30 Kwel/wegziging (langjarig gemiddelde) voor de Situatie Nu, berekend aan de orderkant van de bovenste ondergrondlaag van het hydrologische model SIMGRO

In het stroomgebied is naar schatting 20% van het landbouwareaal berekend (Van Walsum et al., 2001). Omtrent de berekening in de Situatie Nu zijn echter weinig gegevens beschikbaar; er zijn slechts globale cijfers bekend over de herkomst van het water en de totale omvang. Er wordt nauwelijks of niet berekend uit het oppervlaktewater; het beregeningswater wordt overwegend uit de 'Sterksel'-laag onttrokken.

Wat betreft de omvang van buisdrainage is aan de hand van gegevens van een inventarisatie door Van der Bolt et. al (1999) en aan de hand van de modelkalibratie (Van Walsum et al., 2001) geconcludeerd dat in de Situatie Nu circa 3000 ha is gedraineerd, zijnde ca. 13% van het areaal landbouwgrond.

Voor de planvorming, gericht op beperking van overlast door hoogwater is een piek uitgezocht die overeenkomt met de op één na hoogste afvoer in een 30-jarige reeks die hoort bij het klimaatscenario *Had*¹⁴ uit de studie 'Klimaat en Beken' (Van Walsum et al., 2001). Het betreft een piekafvoer van 20,3 m³/s die zich volgens de modelsimulatie eind 2077 zal voordoen; zie Figuur 31. Deze piekafvoer komt ongeveer overeen met de 'dubbele maatgevende afvoer', met een herhalingsstijd van 10 jaar of meer. Toevallig heeft de afvoerreeks voor scenario *Had* vrijwel dezelfde kansverdeling als die voor de historische meteorologische reeks. Daar is dus gebruik van gemaakt in de figuren met effecten van afwijkende klimaatscenario's op het afvoergedrag. Door de resultaten van scenario *Had* te gebruiken als referentie in plaats van die van de historische reeks is een meer beeldende presentatie mogelijk dan louter via effecten op kansverdelingen, zonder dat er een vertekening ontstaat waar een verkeerde suggestie van uitgaat.



Figuur 31 Afvoerreeks van de Beerze, berekend voor klimaatscenario *Had* uit Van Walsum et al. (2001). Deze afvoerreeks heeft ongeveer dezelfde kansverdeling als die van de historische reeks

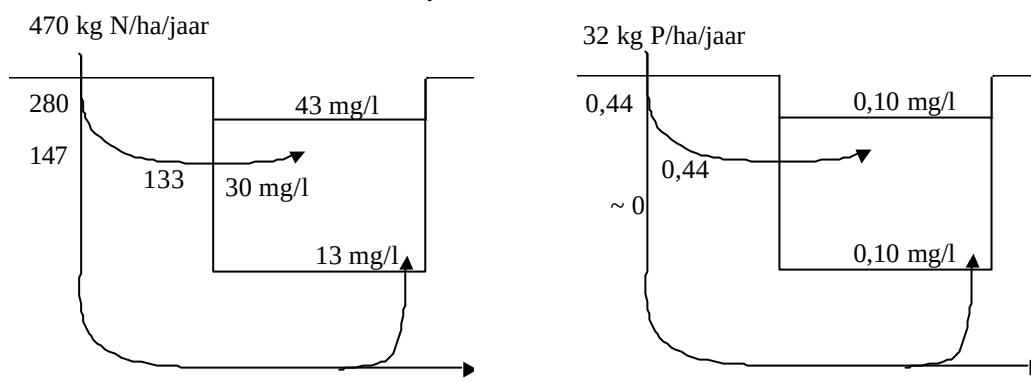
Voor de uit- en afspoeling van fosfor speelt de al in de bodem opgebouwde voorraad een zeer belangrijke rol. In Figuur 33 is het kaartbeeld gegeven van de P-voorraad tot 1 m-mv onder grasland; de gegevens zijn afkomstig van de WSV-vermestingsstudie (Boers et al. 1997). Het gebruikte bestand heeft overigens als beperking dat het de relatief grove resolutie heeft van 500×500m.

¹⁴ *Had* := Hadley, van het onderzoekscentrum dat het scenario heeft berekend.

Tabel 21 Overzicht van nutriëntenverliezen naar grond- en oppervlaktewater in de Situatie Nu in het studiegebied Beerze en Reusel. De waarden per ha betreffen cultuurgrond. In de kolommen met 'mg/l OW' zijn gemiddelde concentraties gegeven voor het stroomgebied; hierin is ook de afvoer van natuurgebieden verdisconteerd (zie ook Figuur 32)

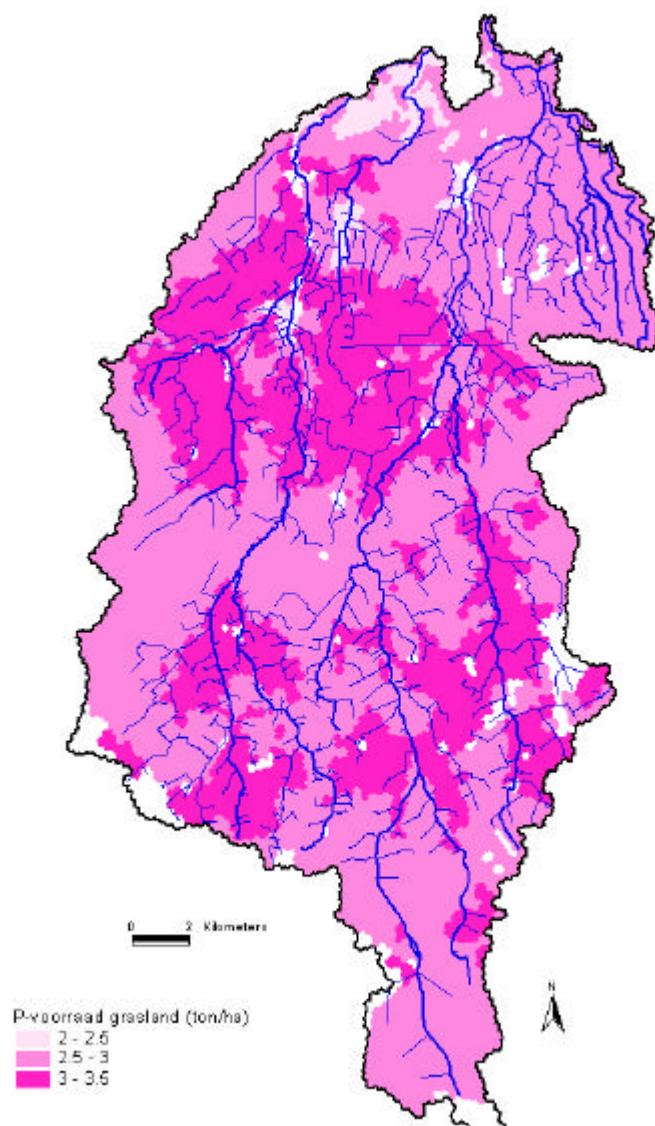
	N		P	
	kg N/ha/jaar	mg N/l OW	kg P/ha/jaar	mg P/l OW
nutriëntenoverschot	460	-	32	-
verliezen naar OW ¹	133	30	0,44	0,10
verliezen naar GW	147	13	-	-
totale verliezen	280	43	0,44	0,10

¹OW=oppervlaktewater; GW=grondwater



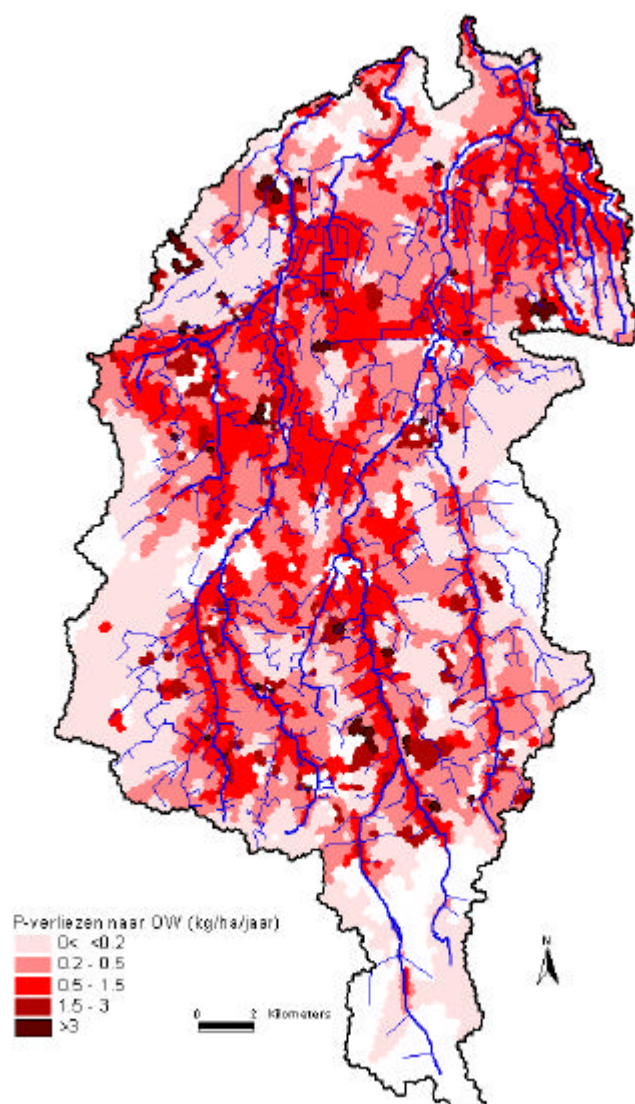
Figuur 32 Nutriëntenverliezen naar grond- en oppervlaktewater in de Situatie Nu

Uit Tabel 19 blijkt dat de overschotten aan nutriënten in het gebied zeer hoog zijn. Bij hoge overschotten kan worden verwacht dat niet alleen in absolute zin veel nutriënten in het grond- en oppervlaktewater terechtkomen, maar dat ook in relatieve zin (fractie van het overschot) veel uit- en afspoelt. In Tabel 21 is een overzicht gegeven van de verliezen naar het milieu, uitgedrukt per ha cultuurgrond in het gebied en – voor de verliezen naar het oppervlaktewater – tevens uitgedrukt als een concentratie in mg/l. De in de tabel opgenomen concentraties betreffen gemiddelden voor het stroomgebied, waarbij ook het water afkomstig uit natuurgebieden is verdisconteerd. Dat verklaart de als laag overkomende concentratie van P in het drainagewater. Het gaat hierbij overigens niet om de echte concentratie in het oppervlaktewater, want die is veel lager als gevolg van allerlei processen in het oppervlaktewater zelf. Deze processen worden echter niet gemodelleerd. In Figuur 32 worden de in de tabel opgenomen termen gevisualiseerd.



Figuur 33 P-voorraad tot 1 m-mv onder grasland, ontleend aan de WSV-vermestingsstudie (Boers et al. 1997). Het gebruikte bestand heeft een regelmatig rooster met een ruimtelijke resolutie van 500×500m.

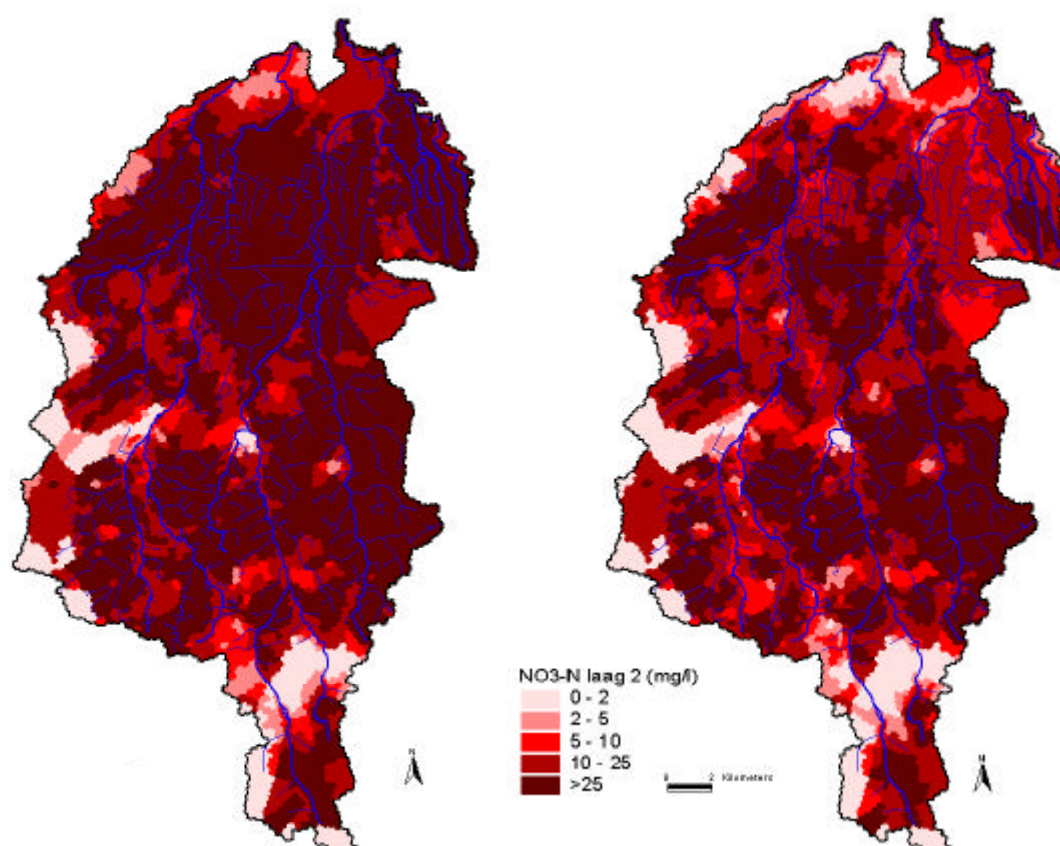
Uit het ruimtelijk beeld van de P-verliezen naar het oppervlaktewater (in kg/ha/jaar) dat is opgenomen in Figuur 34 blijkt hoe heterogeen deze verliezen zijn; tevens blijkt dat de hoge waarden voornamelijk in de beekdalen voorkomen. Een ondiepe GHG (<40 cm-mv) is een eerste voorwaarde voor het ontstaan van substantiële P-verliezen naar het oppervlaktewater: de mobiliteit van fosfaat wordt namelijk vrijwel geheel veroorzaakt door oppervlakkige afvoer van verzadigde gronden. Maar ook de hoogste waarden vallen in dit gebied mee, dit komt omdat de opgebouwde voorraad P (tot 1 m-mv) in dit gebied betrekkelijk bescheiden is.



Figuur 34 P-verliezen vanuit landbouwgronden naar het oppervlaktewater in de Situatie Nu. De waarden zijn per hectare landbouwgrond (indien >0 binnen een planningseenheid, anders wit gelaten)

In Figuur 35 is het ruimtelijk beeld gegeven van de berekende nitraatconcentratie ($\text{NO}_3\text{-N}$) in de tweede laag van de modelschematisering, voor een denitrificatiecoëfficiënt van $0,005 \text{ jr}^{-1}$ (de standaardwaarde) en voor een waarde van $0,02 \text{ jr}^{-1}$. Uit de kaartbeelden blijkt hoe gevoelig de berekende concentraties zijn voor de aangenomen waarde van de denitrificatiecoëfficiënt. Bij het (rechter)beeld voor de hoogste waarde is duidelijk zichtbaar dat de concentraties onder de beekdalen door de hogere coëfficiënt het sterkst worden gereduceerd. Dit wordt veroorzaakt door het feit dat de regionale grondwaterstroming op substroomgebiedsschaal naar de beekdalen toe is gericht. Het grondwater in de buurt van de beekdalen heeft daarom een langer traject afgelegd dan het water onder de infiltratiegebieden, waardoor effecten van het denitrificatieproces rond de beekdalen het sterkst tot uiting komen.

Overigens wordt verondersteld dat er enige duizenden jaren moeten verstrijken om een evenwichtssituatie te bereiken (hoewel in sommige delen van het grondwatersysteem het evenwicht al veel eerder wordt bereikt, bijvoorbeeld al na enige tientallen jaren). Vanwege de ruimte- en tijdschalen die bij de beschouwde processen een rol spelen – waardoor het doen van relevante waarnemingen bijzonder moeilijk is – heerst er veel onduidelijkheid over de meest aannemelijke waarde van de afbraakcoëfficiënt. Op grond van de afbraakcoëfficiënten van organische stof in de diepe ondergrond in het ANIMO model (Groenendijk en Kroes, 1999) en ervaringen in de Zuid-Peelstudie met ANIMO (Drent et al., 1989) is voor een nitraat-afbraakcoëfficiënt gekozen van $0,005 \text{ jr}^{-1}$. Een accurate waarde voor het denitrificatieproces in diepere pakketten is moeilijk te schatten, maar de waarde van 0.005 jr^{-1} bevindt zich ergens in het brede waarschijnlijkheidstraject (Groenendijk, pers. med.).



Figuur 35 Nitraatconcentratie in de tweede watervoerende laag van de modelschematisering ('Sterksel') in de Situatie Nu, met links een denitrificatiecoëfficiënt in de ondergrond van 0.005 jr^{-1} (standaardwaarde) rechts met een coëfficiënt van $0,02 \text{ jr}^{-1}$. Weergegeven is de evenwichtconcentratie die na enige duizenden jaren wordt bereikt

Met behulp van gevoeligheidsanalyses kan de invloed van de aangenomen waarde expliciet worden gemaakt. Het feit dat gemeten concentraties, onder andere ten gevolge van de aan- of afwezigheid van organische stof in de ondergrond, ook op lokale schaal sterk kunnen variëren maakt de analyse nog complexer.

De N-verliezen naar het oppervlaktewater ontstaan voor een belangrijk deel als gevolg van uittredend grondwater. In Tabel 21 is de bijdrage aan de N-concentratie van het oppervlaktewater gegeven. Dat de verliezen naar GW in *kg/ha/jaar* minder dan evenredig worden vertaald in verliezen in *mg N/l OW* heeft te maken met het feit dat een deel van de stikstof die naar het grondwater percoleert onderweg wordt afgebroken. Van belang is echter ook dat een aanzienlijk deel van de stikstof het gebied via diepe lagen in de ondergrond verlaat. Dit deel treedt daarom niet binnen het studiegebied uit naar het oppervlaktewater.

3.4.3 Het Nulscenario voor het Beerze en Reusel gebied

Landgebruik

Het areaal landbouwgrond neemt in de toekomst gestaag af door niet-agrarische grondclaims door de functies wonen en werken, VINEX-locaties, Randstad-groenstructuur (RGS), Strategische Groenprojecten (SGP) en de natuur (de Ecologische Hoofd Structuur). Voor Nederland als geheel wordt uitgegaan van een afname van het landbouwareaal met circa 10% in de periode 1998-2018. Dit percentage kan van regio tot regio verschillen. De aangenomen daling van het areaal landbouwgrond in het gebied Beerze en Reusel is iets groter dan gemiddeld in Nederland. Het areaal grasland dat bij de beschrijving van de Situatie Nu als 'grasland hobbyboer' is aange-merkt en dat toen nog wel als landbouw is meegeteld wordt voor 2020 buiten beschouwing gelaten.

Voor een gedetailleerde beschrijving van de overige uitgangspunten die medebepalend zijn voor de ontwikkeling van het landgebruik door de landbouw wordt verwezen naar Aanhangsel 3 op pagina 233). Hier worden ze in vogelvlucht opgesomd:

- reële prijsdalingen van de meeste producten;
- meer regelingen voor inkomenscompensatie;
- stijgingen van de productiviteit;
- afschaffing van de melkquotering;
- overgang van graslandtechnieken met lage stikstofbemesting naar biologische melkveehouderij, naast technieken met gematigde en hoge stikstofbemesting;
- implementatie van de EU nitraatrichtlijn;
- aanscherping van eisen aan de bemestingsbalans.

Wat betreft de uitbreiding van natuurgebieden wordt uitgegaan van invulling van het 'netto streefbeeld voor de EHS' zoals aangewezen door DLG (zie ook Aanhangsel 10, pagina 283). Het gaat daarbij om een areaal landbouwgrond van circa 1550 ha dat omgezet wordt naar 'schraalgrasland'. Dit komt (toevallig) nagenoeg overeen met de aangenomen daling van het landbouwareaal met 10%.

Wat betreft de uitbreiding van woongebieden wordt er van uitgegaan dat gebieden die al zijn aangewezen als toekomstige locaties daadwerkelijk bebouwd zullen worden. Het gaat daarbij om circa 200ha die in de Situatie Nu voor een deel door de landbouw wordt gebruikt, maar voor een substantieel deel ook om diverse andere vormen van landgebruik.

Hoewel verwacht mag worden dat ook in de autonome ontwikkeling er een flink areaal 'landbouw met beheersbijdrage' zal worden gerealiseerd, is hier in de definitie van het Nulscenario geen rekening meegehouden.

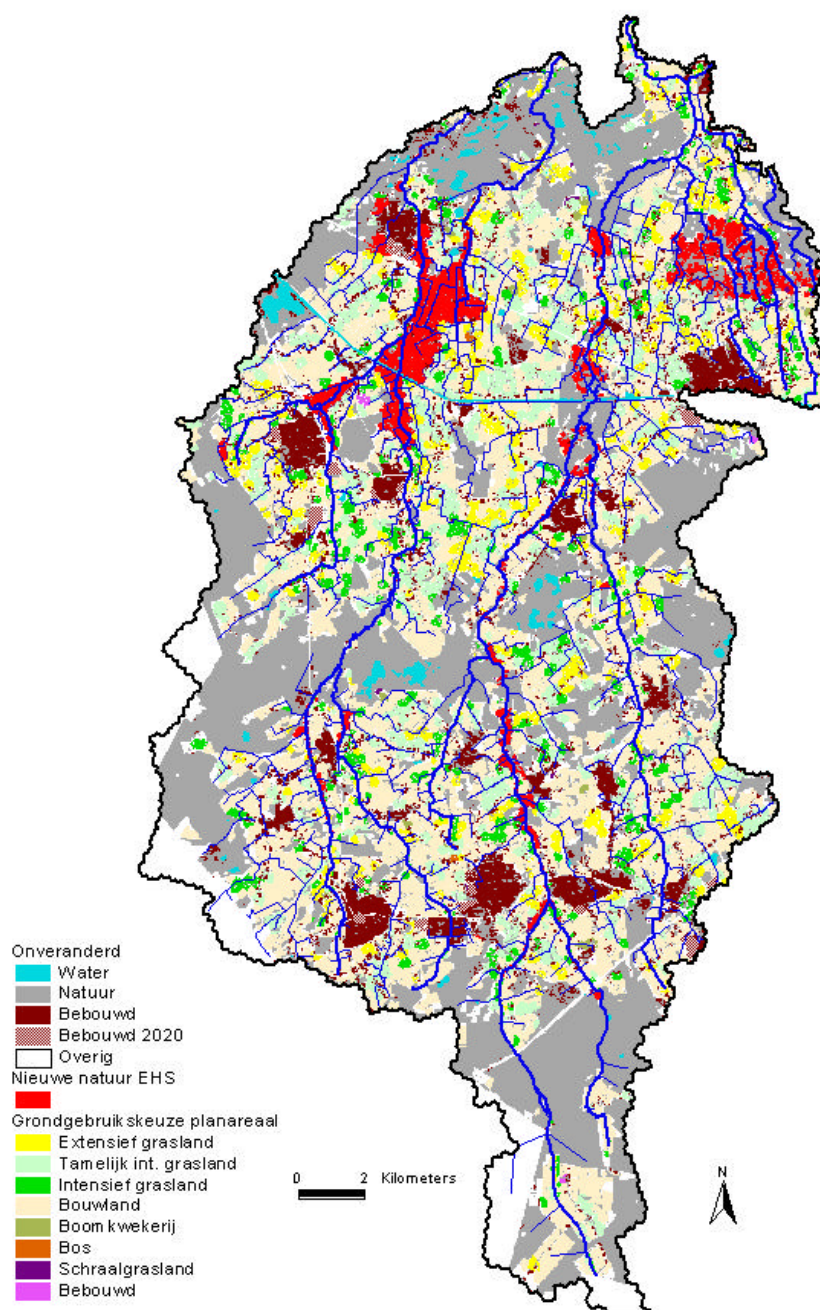
In Tabel 22 is een overzicht gegeven van de ontwikkeling van het landgebruik in het Nulscenario. Het totaal van de tabel voor 2020 valt 642 ha lager uit dan het areaal in de Situatie Nu wegens het in 2020 niet meer meetellen van 'grasland hobbyboer' en het deels overlappen van dat areaal met de locaties die in de autonome ontwikkeling worden omgezet naar woongebieden. In Tabel 22 zijn de daling van het areaal ruwvoedergewassen (grasland en maïsland) en de stijging van het areaal akkerbouw, vol-legrondsgronthe en bloembollen opvallend. Deze ontwikkelingen worden veroorzaakt door de verminderde vraag naar ruwvoedergewassen als gevolg van de inkrimping van de veestapel wegens de invoering van de Nitraatrichtlijn.

Tabel 22 Ontwikkeling van het landgebruik in het Nulscenario voor 2020. De opgegeven oppervlakten hebben betrekking op het zogenaamde planareaal (gronden die in de Situatie Nu in gebruik zijn door de landbouw, plus het areaal stedelijk gebied)

Landgebruik		Situatie Nu (ha)	Nulscenario 2020 (ha)	Index (1993/94-1995/96 =100)
Landbouw	Grasland met hoge stikstofbemesting ten behoeve van melkvee	3580	1711	48
	Grasland met gematigde stikstofbemesting ten behoeve van melkvee	4207	3780	90
	Grasland met lage stikstofbemesting ten behoeve van melkvee	2957	2029	69
	Grasland met lage stikstofbemesting ten behoeve van vleesvee	2236	0	0
	Maïsland ten behoeve van ruwvoer voor melkvee en vleesvee	7117	9125	128
	Graan	297	489	165
	Consumptie-aardappelen	1521	1468	97
	Pootaardappelen	16	19	119
	Fabrieksaardappelen	5	4	80
	Suikerbieten	1003	812	81
	Voederbieten	471	1207	256
	Handelsgewassen	12	34	283
	Peulvruchten	20	45	225
	Uien	3	4	133
	Extensieve groentegewassen	455	553	122
	Intensieve groentegewassen	137	166	121
	Bloembollen	2	3	150
	Overige groentegewassen	231	383	166
	Non-food	38	80	211
	Subtotaal Landbouw	24308	21912	90
Nieuwe natuur	Vochtig loofbos	0	2	-
	Donker naaldbos	0	2	-
	Nat bos	0	2	-
	Schraalgrasland en heide	0	1548	-
	Subtotaal Nieuwe natuur	0	1554	-
Multifuncti- oneel landge- bruik	Landschappelijk waardevol grasland (pakket B10), gras voor melkvee	0	0	-
	Weidevogelgrasland met rustperiode, gras voor melkvee (pakket B13)	0	0	-
	Kruidenrijk grasland (pakket B02), gras voor melkvee	0	0	-
	Landschappelijk waardevol grasland (pakket B10), gras voor vleesvee	0	0	-
	Weidevogelgrasland met rustperiode (pakket B13), gras voor vleesvee	0	0	-
	Kruidenrijk grasland (pakket B02), gras vleesvee	0	0	-
	Subtotaal Multifunctioneel l.g.	0	0	-
Overig	Boomkwekerij	230	230	100
	Wonen	3070	3290	107
	Subtotaal Overig	3300	3520	107
Totaal		27608	26986	98

Bron landbouwwarealen: DRAM, zie Aanhangsel 3.

In Figuur 36 is het ruimtelijk beeld weergegeven van het door het model voor het Nulscenario gegenereerde patroon van landgebruik. Vergelijking met het patroon voor de Situatie Nu in Figuur 29 (pagina 80) laat zien dat in het Nulscenario de gekozen locaties voor gras- en bouwland vrijwel overeenkomen. Dat komt doordat er bij het genereren van het patroon een kostenpost van €450,-/ha in rekening is gebracht indien het landgebruik anders wordt dan de legenda-eenheid die voor de Situatie Nu is gevonden. Kennelijk is deze kostenpost de dominante sturende factor, en niet de lokale verschillen van droogte- en natschade.



Figuur 36 Gegeneerd patroon van landgebruik voor het Nulscenario in 2020

De resultaten van DRAM met betrekking tot de mogelijke ontwikkeling van de vee­stapel in Beerze en Reusel tot 2020¹⁵ zijn weergegeven in Tabel 23. Het aantal melk­koeien neemt sterk af, met name door de daling van de melkkoeien met een lage melkproductie per koe. De vleesveestapel blijft vrijwel onveranderd. Deze ontwik­keling is opvallend, gezien de sterke daling van de rundvleesprijzen. De oorzaak is waarschijnlijk de toegenomen inkomenscompensatie, in combinatie met een ver­wachte sterk toenemende efficiëntie van de rundvleesproductie: hogere volumeop­brengst per dier per jaar en lager verbruik per kilogram product. In de intensieve veehouderij vindt een sterke inkrimping van het aantal dieren plaats. De sterkste da­ling vindt plaats in de varkenshouderij en in de leghennenhoudersrij.

Tabel 23 Ontwikkeling veestapel in Beerze en Reusel

Landbouwactiviteit	1993/94- 1995/96 (×1000 stuks)	2020 (×1000 stuks)	Index (1993/94- 1995/96=100)
Melk en kalfkoeien	34,3	16,2	47
- lage melkproductie	17,2	5,9	34
- gematigde melkproductie	12,2	6,9	57
- hoge melkproductie	4,9	3,4	69
Mannelijk vleesvee	8,7	9,5	109
Vrouwelijk vleesvee	2,2	1,4	67
Vleeskalveren	4,5	3,1	69
Fokzeugen (gedekte zeugen plus zeugen bij de biggen)	74,7	36,6	49
Vleesvarkens (20 tot 50 kg en 50 kg en meer)	408,6	246,4	60
Leghennen (18 weken tot 20 maanden en 20 maanden en ouder)	806,0	278,4	35
Vleeskuikenmoeder-dieren (jonger dan 18 weken en 18 weken of ouder)	275,3	169,6	62
Vleeskuikens	1081,4	745,9	69

Bron: Berekeningen met DRAM (zie ook Aanhangsel 3)

Effecten van veranderingen in bedrijvigheid in de primaire agrarische sector op de waterkwaliteit worden afgeleid uit de berekende stikstofoverschotten per hectare, per landbouwgewas. Alle akkerbouwgewassen laten in 2020 een kleiner stikstofoverschot zien dan in de basisperiode (Tabel 24). Dit komt met name omdat per kilogram pro­duct meer mineralen worden opgenomen. Het stikstofoverschot per hectare grasland en maïsland neemt echter het sterkste af. De activiteit *grasland met lage stikstofbemesting* wordt toegekend aan biologische melkveebedrijven. Deze omschakeling van gangba­re melkveehouderij naar biologische melkveehouderij leidt ertoe dat het stikstofover­schot per hectare grasland met een lage stikstofbemesting aanzienlijk vermindert. Daarnaast wordt verondersteld dat de ‘minimale’ aanwending van mineralen per hectare grasland nog aanzienlijk kan worden gereduceerd, zonder dat dit ten koste gaat van de opbrengst. In tegenstelling tot de gangbare praktijk in de Situatie Nu kan in 2020 op maïsland geen sprake meer zijn van overbemesting.

¹⁵ Zie ook Aanhangsel 3 voor de uitgangspunten die ten grondslag liggen aan het Nulscenario voor de landbouw.

Ook de fosforoverschotten in zullen de toekomst naar verwachting sterk dalen: van gemiddeld 32 kg P/ha in de Situatie Nu naar 9 kg P/ha in 2020, een afname van ruim 70%. De afname van het P-overschot is dus nog groter dan die van het N-overschot (afname van ruim 60%).

Tabel 24 Ontwikkeling van het stikstofoverschot in Beerze en Reusel, tot 2020

Landbouwactiviteit	1993/94- 1995/96 (kg N/ha)	Nulscenario 2020 (kg N/ha)	Index (1993/94- 1995/96=100)
Graan	119	103	87
Consumptie-aardappelen	157	117	74
Pootaardappelen	63	37	58
Fabrieksaardappelen	122	83	68
Suikerbieten	210	194	92
Voederbieten	113	90	80
Handelsgewassen	173	168	97
Peulvruchten	94	70	74
Uien	146	135	92
Extensieve groentegewassen	182	178	97
Intensieve groentegewassen	188	181	96
Bloembollen	194	185	95
Maisland	346	155	45
Grasland	620	288	46
- lage stikstofbemesting	314	56	18
- gematigde stikstofbemesting	685	332	48
- hoge stikstofbemesting	987	464	47
Non-food	43	25	59
Overige groentegewassen	99	56	57
Totaal	460	193	42

Bron: Berekeningen met DRAM (zie ook Aanhangsel 3)

Tabel 25 geeft effecten van de verwachte veranderingen op de landbouwsaldi in 2020. In alle primaire landbouwsectoren die in het model worden onderscheiden is sprake van een sterke daling. De daling is het minst sterk in de sectoren akkerbouw, vollegrondsgroente en bloembollen; een feit dat ten dele kan worden verklaard door de verschuiving van ruwvoergewassen naar akkerbouwgewassen. De inkomensmogelijkheden in de intensieve veehouderij en de rundveehouderij nemen sterk af.

Om het saldo op bedrijfsniveau op peil te houden zal het aantal bedrijven en de hoeveelheid arbeid in de verschillende sectoren sterk af moeten nemen. In het model DRAM speelt de mogelijke structuurontwikkeling op bedrijfsniveau geen rol. Toch kan hier wel iets over gezegd worden. De mestproblematiek die voortvloeit uit de toepassing van de nitraatrichtlijn zal er toe leiden dat de interactie of samenwerking tussen bedrijven toeneemt. De drijvende kracht hierachter is de mogelijk sterk oplopende mestafzetkosten. Deze samenwerking kan de vorm aannemen dat intensieve veehouderijbedrijven grond aankopen van andere bedrijven en zo meer gaan lijken op een gemengd bedrijfstype. Gezien de slechte positie van de akkerbouwsector op de grondmarkt, ligt het tegenovergestelde minder voor de hand. Samenwerking tus-

Tabel 25 Ontwikkeling regionaal landbouwsaldo in het studiegebied Beerze en Reusel

Landbouwactiviteit	1993/94-1995/96 (M€)	Nulscenario 2020 (M€)	Index (1993/94-1995/96=100)
Rundveehouderij	70,5	45,1	64
Intensieve veehouderij	64,5	44,1	68
Akkerbouw, vollegrondsgroenten en bloembollen	8,4	6,4	76
Totaal	143,4	95,6	67

Bron: Berekeningen met DRAM (zie ook Aanhangel 3)

sen zelfstandige bedrijven biedt overigens wel perspectief wanneer elk individueel bedrijf zich concentreert op zijn eigen specialisatie.

In Tabel 26 is voor de bestaande natuur en de EHS-uitbreidingsgebieden een overzicht gegeven van de ecologische evaluatie voor de verschillende stappen tussen de Situatie Nu en het uiteindelijke Nulscenario. Het gaat om de volgende stappen die in de serie berekeningen 'gestapeld' zijn toegepast:

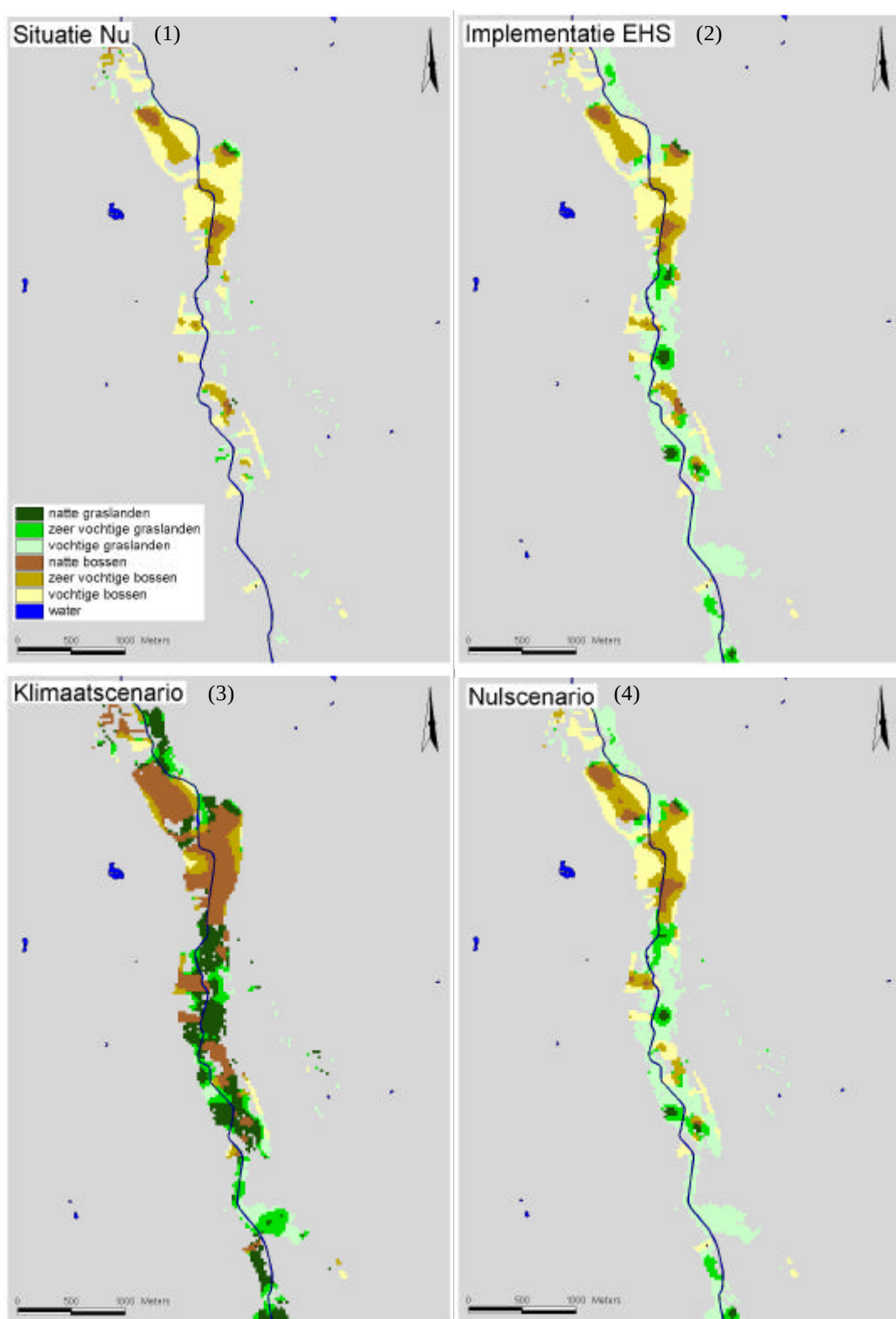
- implementatie van de EHS binnen het 'netto streefbeeld van de EHS';
- toepassing van het gekozen klimaatscenario *HadPi* (Van Walsum et al., 2001);
- implementatie van de autonome ontwikkelingen in de landbouw en bijbehorend waterbeheer (Nulscenario).

Tabel 26 Overzicht van de ecologische evaluaties, uitgevoerd tijdens de stappen van de Situatie Nu naar het Nulscenario. De evaluaties zijn uitgevoerd in termen van de verdrogingsindicator

	Zone																				totaal	beekdal
	1	2	3	4	5	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20				
opp. (ha)	833	519	82	152	136	22	192	150	61	51	1546	221	354	694	64	89	33	1451	6682	1417		
	Verdrogingsindicator (%)																					
Situatie Nu	76	96	67	98	100	100	92	93	91	100	90	100	70	100	60	58	76	65	85	73		
Implementatie EHS	67	95	66	93	100	100	79	88	89	100	88	100	42	100	55	50	53	61	79	68		
Klimaat-scenario	38	92	23	93	100	100	76	80	82	100	72	97	49	100	41	28	54	44	64	51		
Nulscenario 2020	46	87	41	80	100	100	71	85	82	100	75	100	51	100	48	53	35	51	70	57		

In Figuur 37 zijn voor zone 18 (zie voor de locatie Figuur 24, pagina 55) de ecologische evaluaties gegeven voor bovengenoemde stappen. Daaruit blijkt hoe gevoelig in dit geval de natte ecotoopgroepen zijn voor het klimaatscenario en voor de het land- en watergebruik: als gevolg van uitbreiding van drainage en beregning in het Nulscenario wordt het gunstige effect van het klimaatscenario geheel teniet gedaan. Overigens blijkt de verhouding tussen het effect van de implementatie van de EHS en dat van het klimaatscenario per zone sterk te verschillen; zie Tabel 26.

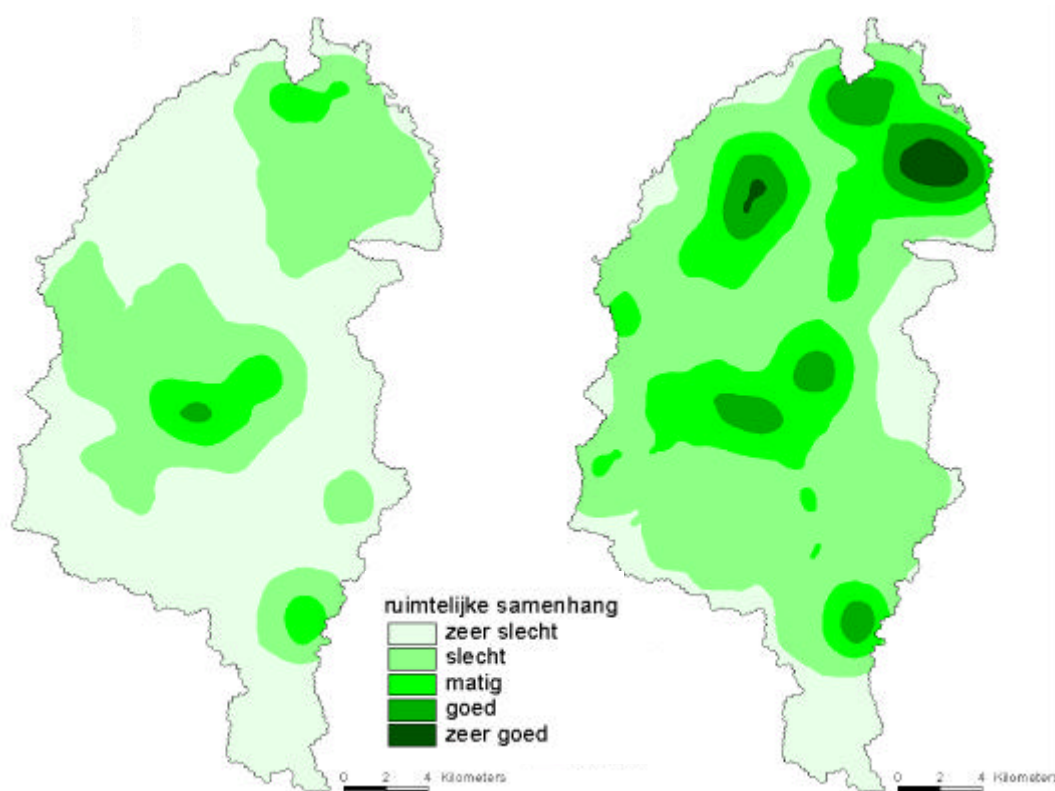
Naast de ecologische evaluatie met behulp van NATLES, waarbij het voorkomen van ecotooptypen wordt bepaald, is ook geëvalueerd op ruimtelijke samenhang van deze ecotooptypen (habitats) met behulp van LARCH-SCAN (zie ook §1.3.7 op pagina 40 en verder, en Aanhangel 5 op pagina 249 en verder).



Figuur 37 Ecologische evaluaties voor stappen tussen Situatie Nu en het Nulscenario, voor zone 18 (zie Figuur 24, pagina 55)

De van NATLES afkomstige ecotooptypenkaart wordt voor LARCH-SCAN gebruikt als habitatkaart, waarbij aan de verschillende ecotooptypen per diersoort draagkrachten zijn toegekend. Het concept van LARCH-SCAN is gebaseerd op de uitwisseling van dieren tussen geschikte habitats. Iedere diersoort heeft zijn eigen uitwisselings- of dispersiecapaciteit. Hoe groter deze dispersiecapaciteit, des te groter is de kans dat een soort een geschikt habitat kan bereiken dat ver verwijderd is van de plek van vertrek. Met LARCH-SCAN wordt een schatting gemaakt van de te verwachte uitwisseling in het tussenliggende landschap. Deze schatting is gebaseerd op de aanwezige habitatplekken voor een soort en niet op (de inrichting van) het tussenliggende landschap zelf en kan daarom alleen gebruikt worden als indicatie. Wel mag worden aangenomen dat er veel uitwisseling is tussen de verschillende populaties in een gebied waar de ruimtelijke samenhang goed is. Daardoor is ook de continuïteit in de ruimtelijke samenhang van belang.

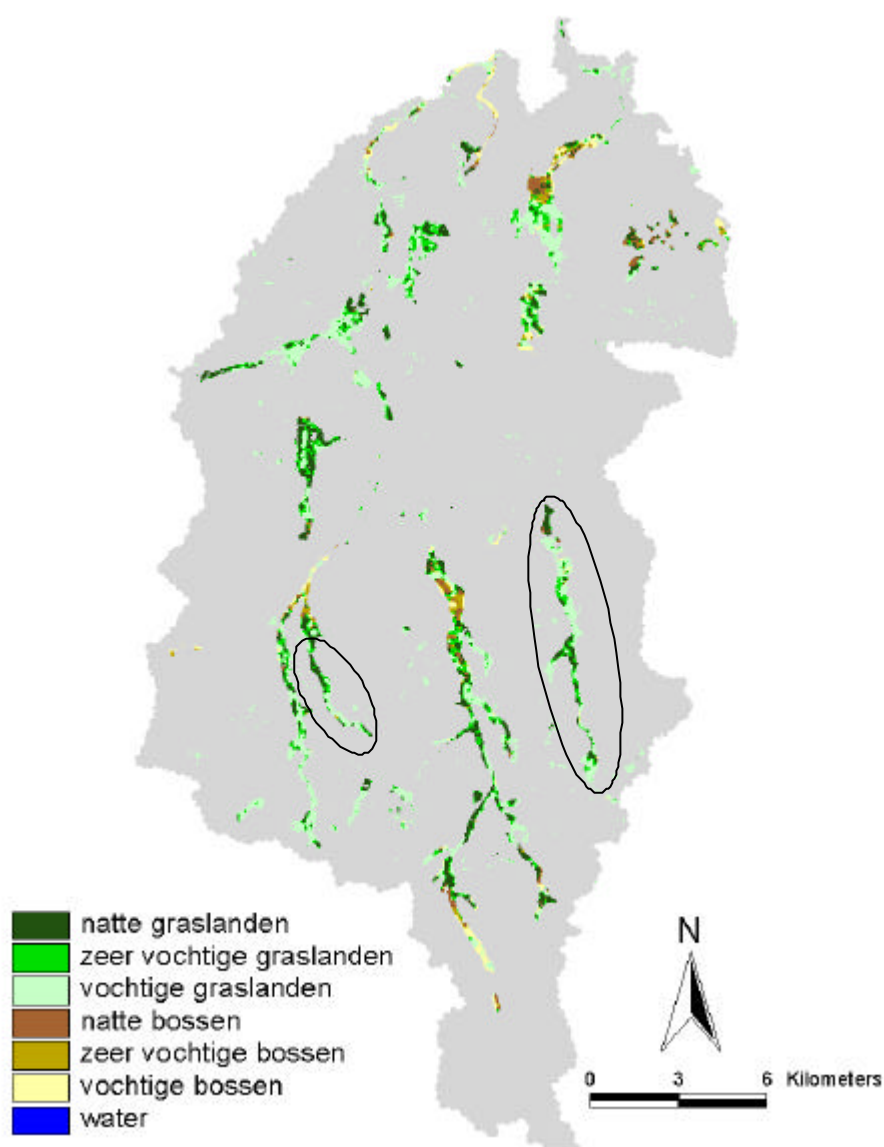
In Figuur 38 wordt de ruimtelijke samenhang gegeven voor de habitat van de vlindersoort Zilveren Maan voor de 'Situatie Nu' en bij het klimaatscenario. Zilveren Maan is een soort die als indicatief kan worden beschouwd voor natte schrale graslanden. In de huidige situatie is de ruimtelijke samenhang over het algemeen slecht tot zeer slecht.



Figuur 38 Ruimtelijke samenhang van het habitat van de Zilveren maan voor de Situatie Nu (links) en na implementatie van de EHS in combinatie met het (aangenomen) klimaatscenario (rechts)

In het klimaatscenario is een duidelijke verbetering van de ruimtelijke samenhang te zien als gevolg van de inrichting van de EHS en de toename van de natte ecotootypen (en daarmee een toename van habitat voor de Zilveren maan).

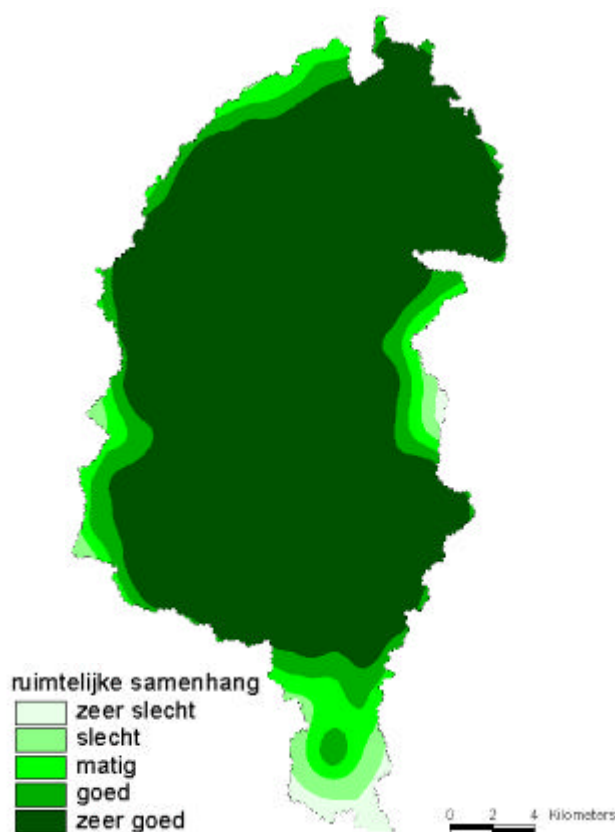
Voorts is het interessant om te zien in hoeverre in het 'nettostreefbeeld voor de EHS' gebruik wordt gemaakt van de potenties die een gebied heeft voor de ontwikkeling van natuurwaarden. In Figuur 39 worden de resultaten getoond van een modelsimulatie waarbij het hele landbouwgebied is omgezet naar schraalgrasland. Dit betekent dat het voor de natuur maximaal haalbare resultaat wordt gerealiseerd, gegeven de bestaande waterwinningen en stedelijke gebieden.



Figuur 39 Potenties voor beekbegeleidende natuur in het stroomgebied van de Beerze en Reusel; de kaart is verkregen door in het hele landbouwgebied het grondgebruik om te zetten naar schraalgrasland. De met cirkels aangegeven gebieden vallen buiten de bestaande natuur en EHS-uitbreidingsgebieden

Deze kaart is vergeleken met de kaart voor de natuurzones (Figuur 24 op pagina 55), die de bestaande natuurgebieden en de EHS-uitbreidingsgebieden omvatten. Uit de vergelijking blijkt dat de keuze van de nieuwe EHS-gebieden weliswaar de meeste potentieel interessante gebieden afdekt. Het weglaten van het dal van de Kleine Beerze (ellips rechts in de kaart) is echter een opmerkelijke omissie.

De ruimtelijke samenhang van het habitat van de Zilveren maan voor de 'maximum' natuurvariant is weergegeven in Figuur 40. Daaruit blijkt dat het in principe mogelijk is om vrijwel overal in het gebied een zeer goede ruimtelijke samenhang te bereiken voor deze soort.



Figuur 40 Ruimtelijke samenhang van het habitat Zilveren maan voor de 'maximum'-natuurvariant waarin alle landbouwgrond is omgezet naar schraalgrasland

Water

Een essentieel aspect van het Nulscenario is de aanname die wordt gedaan ten aanzien van het toekomstige klimaat. Als jaartal voor het Nulscenario wordt het jaar 2020 gehanteerd; in termen van klimaatverandering dichtbij. Voor het klimaatscenario is daarom gekozen voor de verder weg liggende periode 2070-2100 die ook gehanteerd is de studie van Van Walsum et al. (2001). Gekozen is voor het scenario *HadPi* (*Had* = Hadley: het onderzoekscentrum dat het scenario heeft berekend; *Pi* = PrecipitationIncrease), met een gemiddeld 2,8°C hogere temperatuur, 17% hogere winterneerslag en 3% hogere zomerneerslag dan in de huidige situatie. Op jaarbasis neemt de neerslag met 10% toe. Als gevolg van minder vochttekort door de

extra neerslag, de temperatuursverhoging en (geringe verhoging van de netto straling) neemt de actuele evapotranspiratie eveneens met 10% toe. Het neerslagoverschot neemt met 30 mm toe van 315 mm/jaar naar 345 mm/jaar. Een deel van dit extra overschot verlaat het gebied via de ondergrond; de gebiedsafvoer via het oppervlaktewater neemt netto toe met 24 mm van 263 mm/jaar naar 287 mm/jaar.

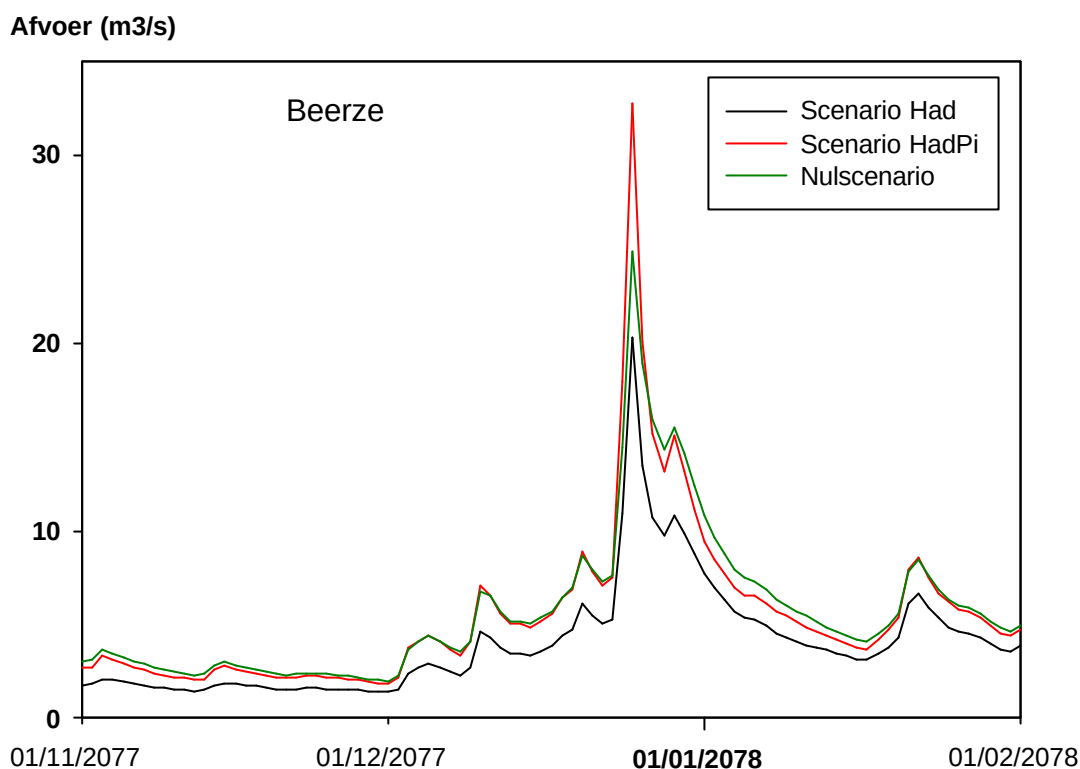
Het klimaatscenario is gebruikt voor de evaluatie van piekafvoeren, effecten op de natuur en de uitspoeling van nutriënten. In principe is het mogelijk om voor elk aspect andere klimaatscenario te kiezen, bijvoorbeeld vanuit de invalshoek van een *worst case* benadering. Want voor de effecten op terrestrische natuur is een scenario met verhoogde neerslag immers niet bepaald een *worst case*; eerder het tegenovergestelde.

Wat betreft het waterbeheer mag worden verwacht dat de landbouw in de autonome ontwikkeling – indien er geen beperkingen vanuit het beleid worden opgelegd – zal doorgaan met het optimaliseren van de waterhuishoudkundige inrichting, en wel ten eigen bate. In de gevolgde werkwijze voor het Nulscenario wordt een voorschot genomen op de maatregelen die in §3.6 (pagina 109 en verder) worden gepresenteerd. Het betreft namelijk niet alleen maatregelen die nodig kunnen zijn om de voor het beleid gewenste doelstellingen te bereiken, maar die tevens vanuit het oogpunt van de landbouw zelf interessant kunnen zijn. In deze studie zijn overigens voor de meeste maatregelen geen kosten opgevoerd omdat uit praktijkervaringen blijkt dat boeren niet zozeer letten op het langjarig rendement van een investering in bijvoorbeeld drainage, maar meer waarde hechten aan de continuïteit van de bedrijfsvoering in meteorologisch ongunstige jaren. Het niet opvoeren van kosten heeft wel tot gevolg dat 60% van de landbouwgronden in het Nulscenario wordt berekend, en circa 75% wordt gedraineerd. Kosten kunnen overigens wel degelijk worden meegenomen indien een opdrachtgever dit verlangt; de applicaties zijn hierop ingericht.

In Figuur 41 is uitgebeeld wat er met de bestudeerde piekafvoersituatie gebeurt:

- met het nieuwe klimaatscenario en het huidig landgebruik;
- met het nieuwe klimaatscenario en met de land- en watergebruikssituatie die gegenereerd is voor 2020.

Uit Figuur 41 blijkt dat de piekafvoer zeer sterk reageert op de toename van de neerslag in het klimaatscenario: de piekafvoer neemt toe van ruim 20 m³/s naar bijna 33 m³/sec, een toename van circa 60%. Die sterke reactie komt vooral door de toename van de snelle afvoer vanuit gronden naast de waterlopen, die als gevolg van stijgende grondwaterstanden geheel verzadigd raken. De piekafvoer blijkt nauwelijks gevoelig te zijn voor de inrichting van de EHS-gebieden (Van Walsum et al., 2001).



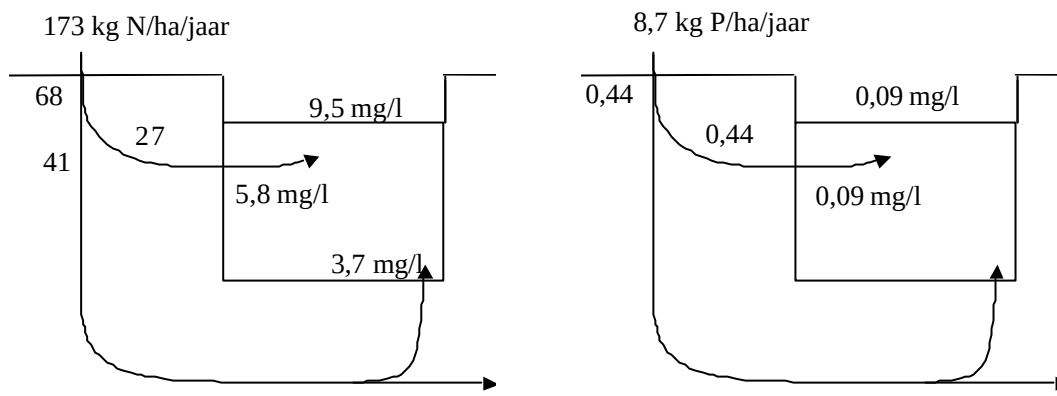
Figuur 41 Piekafvoer ('dubbele maatgevende afvoer') in de Situatie Nu ('Scenario Had' uit Van Walsum et al. 2001) in de (verwachte) klimaatverandering ('Scenario HadPi') en in het Nulscenario

De daling van de piekafvoer naar 25 m³/s in het Nulscenario is opmerkelijk. Deze daling is terug te voeren op een zeer sterke uitbreiding van het gedraineerde areaal van 3050 hectare in de huidige situatie naar 16 000 ha in het Nulscenario. Deze uitbreiding van drainage heeft negatieve effecten voor de natuur maar werkt positief uit voor de piekafvoer: als gevolg van de drainage is er meer ruimte in de grond voor de berging van de extreme neerslag in de periode direct voorafgaand aan de piekafvoer. (Dit effect van drainage is overigens afhankelijk van de herhalingstijd van de beschouwde piekafvoer, en van de lokale situatie. Voor de afvoer die 10 keer jaar voorkomt – de 'halve maatgevende afvoer' – neemt de waarde als gevolg van drainage juist toe.)

In Tabel 27 is een overzicht gegeven van de nutriëntenbalansen in het Nulscenario; de balansen worden in Figuur 42 gevisualiseerd. Wat fosfaat (P) betreft, blijven de verliezen naar het oppervlaktewater verrassenderwijs nagenoeg gelijk aan die in de Situatie Nu, ondanks de sterke daling van het P-overschot op landbouwgronden (zie Tabel 24). Dit kan ten dele worden verklaard door het feit dat de afspoeling niet zo gevoelig is voor het overschot, maar wel voor de voorraad P in de bodem en de GHG (Mol-Dijkstra et al., 1999). Dat de verliezen zelfs gelijk blijven wordt ook veroorzaakt door de toename van de neerslag in het gekozen klimaatscenario.

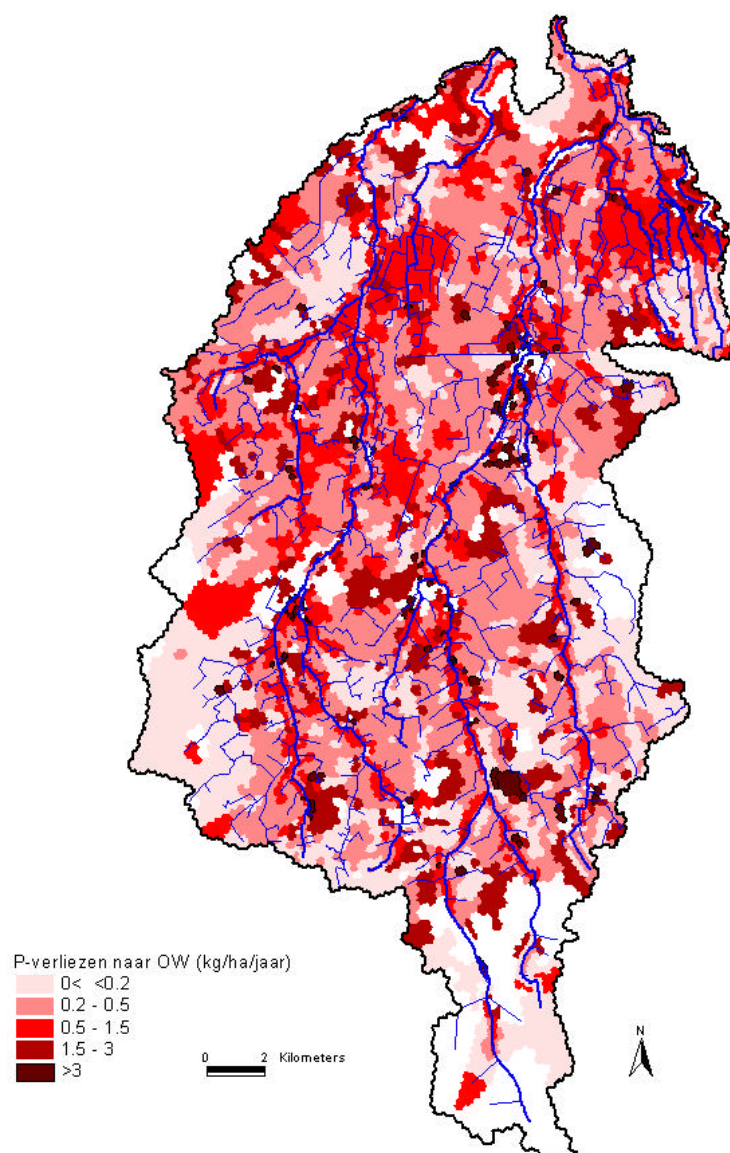
Tabel 27 Overzicht van nutriëntenverliezen naar grond- en oppervlaktewater in het Nulscenario in het gebied Beerze en Reusel. De waarden per ha hebben betrekking op cultuurgrond, waarbij voor de vergelijkbaarheid van tabellen (Tabel 21) het areaal cultuurgrond van de huidige situatie is genomen.

	N		P	
	kg N / ha	mg N/l OW	kg P / ha	mg P/l OW
Nutriëntenoverschot	173	-	8,7	-
Verliezen naar OW	27	5,8	0,44	0,09
Verliezen naar GW	41	3,7	-	-
Totale verliezen	68	9,5	0,44	0,09



Figuur 42 Nutriëntenverliezen naar grond- en oppervlaktewater in het Nulscenario

Door de extra neerslag wordt de GHG ondieper, en dus neemt de oppervlakkige afvoer toe, en dat veroorzaakt extra afspoeling van fosfaat. Dit fysische proces compenseert in de berekeningen het effect, veroorzaakt door de afname van het P-overschot. Dat de *concentratie* van het berekende stroomgebiedgemiddelde vervolgens afneemt wordt veroorzaakt door het verdunningseffect van de toegenomen neerslag (10% hogere gebiedsafvoer). Uit het in Figuur 43 gegeven ruimtelijk beeld van de P-verliezen naar het oppervlaktewater blijkt overigens dat in vergelijking met de Situatie Nu (Figuur 34, pagina 88) de *mediane* waarde wel degelijk gedaald is, maar dat het *gemiddelde* toch gelijk blijft als gevolg van ‘exploderende fosfaatbommen’: Op een aanzienlijk aantal locaties worden de gronden door de extra neerslag in het klimaat-scenario zodanig vernat dat de afspoeling van fosfaat uit de hand loopt, ook al is het fosforoverschot veel lager dan in de Situatie Nu.

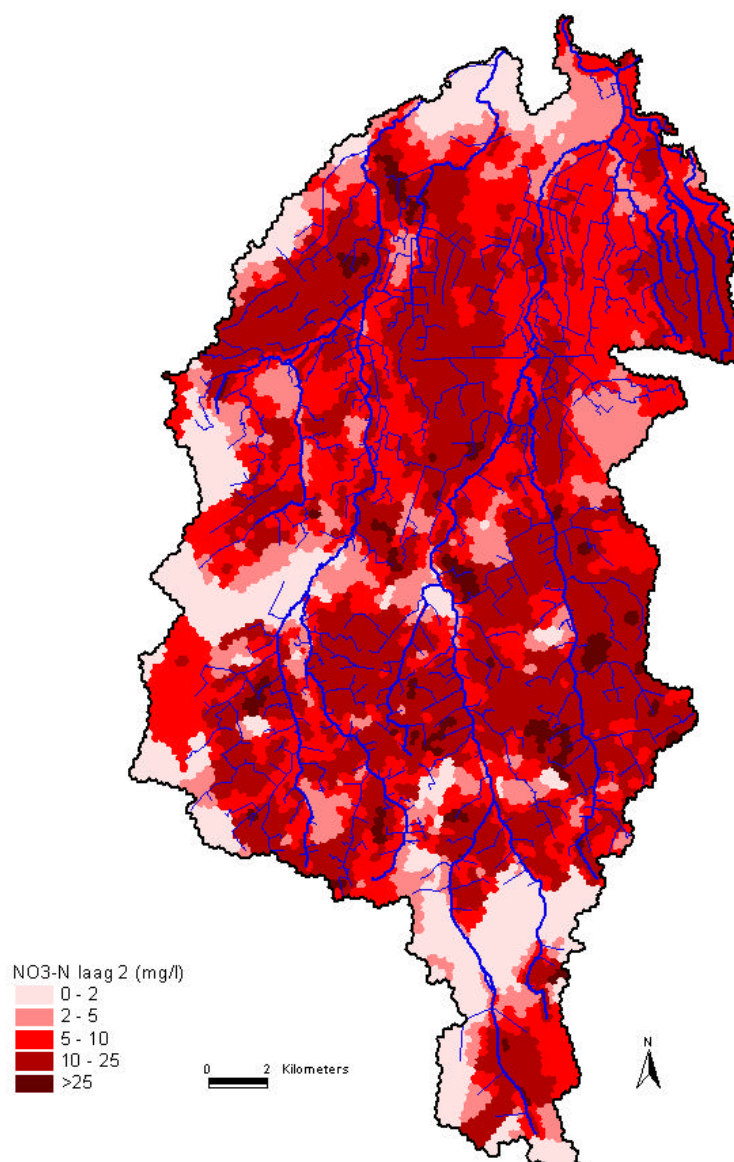


Figuur 43 P-verliezen vanuit landbouwgronden naar het oppervlaktewater in het Nulscenario. De waarden zijn per hectare (ex-)landbouwgrond (indien landbouwgrond >0 binnen een planningseenheid, anders wit gelaten)

Het feit dat de P-concentratie in het oppervlaktewater voor dit gebied relatief laag uitvalt komt door de relatief kleine voorraad fosfor in de bodem en door het relatief grote aandeel van natuurgebieden (bijna 50%). De natuurgebieden zorgen voor een flinke verdunning van het oppervlaktewater. In Figuur 44 is voor het Nulscenario het ruimtelijk beeld gegeven van de NO₃-N concentratie in de tweede watervoerende laag. Uit de vergelijking met Figuur 35 (pagina 89; linker kaart) voor de Situatie Nu blijkt dat de concentratie zeer sterk is afgenomen. Dit is niet alleen een gevolg van het feit dat het stikstofoverschot sterke is afgenomen, maar wordt ook veroorzaakt door de omstandigheid dat in het Nulscenario 60% via denitrificatie verdwijnt, tegenover 40% in de Situatie Nu, zoals is af te leiden uit Tabel 19 (pagina 82) en Tabel

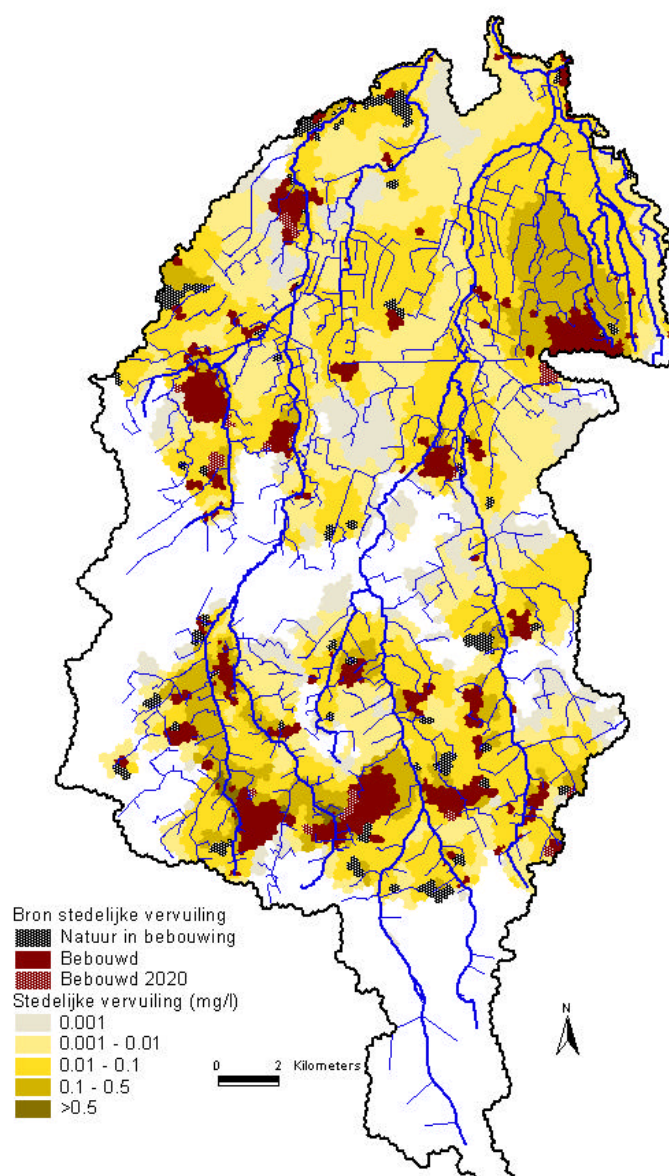
27. Dat de denitrificatie naar verhouding zo veel hoger is in het Nulscenario heeft twee oorzaken:

- bij een lager stikstofoverschot kan er een relatief groter aandeel denitrificeren;
- in het (aangenomen) Nulscenario valt er meer neerslag, waardoor de grondwaterstanden ondieper zijn, wat weer gunstig is voor de denitrificatie vanwege het vaker voorkomen van anaërobe omstandigheden.



Figuur 44 Nitraatconcentratie in de tweede watervoerende laag van de modelschematisering (Sterksel) in het Nulscenario

Stedelijke gebieden veroorzaken altijd wel enige vervuiling van de ondergrond. In het kaartbeeld van Figuur 45 is gevisualiseerd hoe de stedelijke vervuiling zich vanuit de huidige en reeds geplande stedelijke gebieden via de ondergrond in het gebied verspreidt. Overigens gaat het hier om een hypothetisch beeld, waarbij wordt uitgegaan van een eenheidsvervuiling van 1 kg/ha/jaar, en reactieve processen in de ondergrond worden uitgesloten. Het getoonde beeld is de evenwichtssituatie die in delen van het gebied pas na enige duizenden jaren wordt bereikt.



Figuur 45 Verspreiding van stedelijke vervuiling (tracer met eenheidsemissie van 1kg/ha/jaar) in de tweede laag van de modelschematisering ('Sterksel') voor de Situatie Nu, na realisatie van reeds geplande bebouwing in 2020. Uitgebeeld zijn de evenwichtconcentraties die in delen van het gebied pas na enige duizenden jaren worden bereikt

3.5 Aandachtspunten

3.5.1 Inleiding

Wat betreft de zogenaamde aandachtspunten wijkt de Waterwijsmethodiek niet af van de Ipea-methodiek (§1.1; pagina 30). De aandachtspunten betreffen zaken waarin de Situatie Nu tekortschiet, in vergelijking met de gestelde doelwaarden. De strategieën vervolgens worden geformuleerd zijn erop gericht om deze aandachtspunten door het treffen van maatregelen op te heffen.

3.5.2 Aandachtspunten landgebruik

Landbouw

Wat de landbouw betreft kan niet gesproken worden van concrete aandachtspunten, behalve dat de teruggang van het inkomen als gevolg van de gewenste verbetering van de milieukwaliteit en de uitbreiding van natuurgebieden een punt van zorg is. Bij de formulering van maatregelen en strategieën voor het gebied dient hier rekening mee te worden gehouden.

Natuur

De uitbreiding van natuurgebieden met gebieden binnen het 'netto streefbeeld voor de EHS' is in het Nulscenario reeds voorzien. De doelstelling met betrekking tot het areaal natuur geeft daarom geen aanleiding tot het formuleren van een aandachtspunt.

Multifunctioneel landgebruik

In gebieden zoals Beerze en Reusel waar de landbouw onder druk staat vanwege o.a. de gewenste verbetering van de milieukwaliteit is het instrument van de beheersbijdrage¹⁶ een van de mogelijkheden met toekomstperspectief. Aandachtspunt is het zinvol inzetten van dit instrument, zowel in lokale als in ruimtelijke zin. Met lokale effectiviteit wordt bedoeld dat de standplaatscondities voldoen aan de eisen voor de betreffende landgebruiksvorm en dat het saldo (inclusief de beheersbijdrage) positief is. Met de ruimtelijke effectiviteit wordt bedoeld dat naastliggende natuurgebieden via voortplanting van de waterdruk in de ondergrond indirect profijt hebben van de multifunctionele landbouw, als gevolg van de gematigde eisen aan de ontwatering.

Overig landgebruik

Wat betreft de woongebieden is een uitbreiding met 10% gewenst ten opzichte van de circa 3070 ha in de Situatie Nu. De geplande uitbreiding tot 2020 is 200 ha; daarvan wordt aangenomen dat die wordt gerealiseerd in het Nulscenario. Dat betekent dat een additionele 107 ha wordt gezocht. Wat de boomteelt betreft wordt gezocht naar 1000 ha extra, en naar eventuele herplaatsing van de bestaande 230 ha. Die herplaatsing kan nodig zijn indien lokaal niet aan de gestelde voorwaarden wordt vol-

¹⁶ Surf bijvoorbeeld naar <http://www.minlnv.nl/thema/groen/natuur/beheer>.

daan (Gemiddeld Hoogste Grondwaterstand van dieper dan 80 cm-mv) of wanneer de nabije ligging van natuurgebieden de bestaande locatie minder wenselijk maakt.

3.5.3 Aandachtspunten water

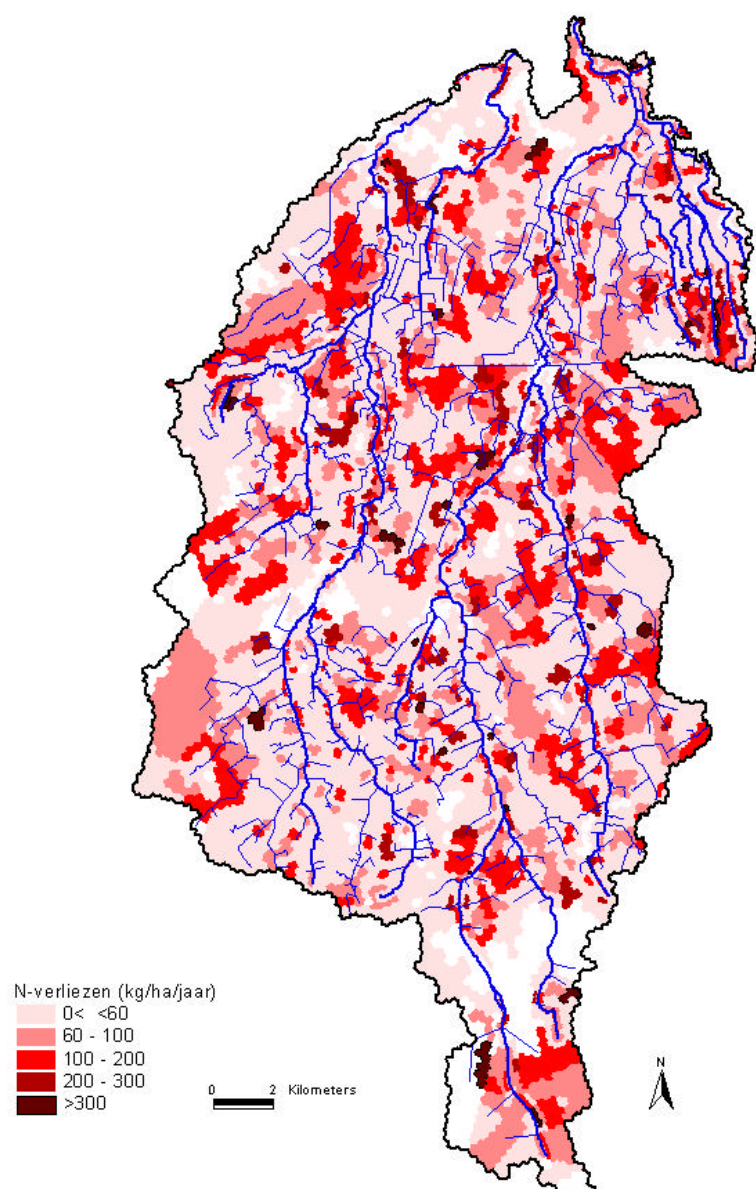
De gewenste afname van de piekafvoeren is geformuleerd met betrekking tot de afvoer met een gemiddelde herhalingstijd van 10 jaar¹⁷. In de huidige situatie bedraagt deze piekafvoer van bijvoorbeeld de Beerze ruim 20 m³/s. Bij handhaving van het huidige landgebruik en bijbehorende waterhuishoudkundige inrichting wordt in het gekozen klimaatscenario (17% extra winterneerslag) een toename verwacht naar circa 33 m³/s. Voor het Nulscenario geven de berekeningen aan dat de piekafvoer ten opzichte van die waarde zal dalen naar 25 m³/s als gevolg van uitbreiding van buisdrainage. Om de gewenste reductie met 20% te verkrijgen moet deze afvoer echter nog verder worden gereduceerd, en wel tot circa 16 m³/s voor de Beerze. Voor de drie hoofdbeken in het gebied zijn de piekafvoeren voor de Situatie Nu, de Situatie Nu met ander klimaat, het Nulscenario, en de doelsituatie opgesomd in Tabel 28.

Tabel 28 Hoogwaterpiekafvoeren van de drie hoofdbeken in het Beerze en Reusel gebied, met de doelwaarden in de laatste kolom. De parameters hebben betrekking op een piekafvoer met een gemiddelde herhalingstijd van 10 jaar. Het gekozen klimaatscenario heeft een 17% hogere winterneerslag dan het huidige klimaat

Beek	Situatie Nu (m ³ /s)	Situatie Nu met ander klimaat (m ³ /s)	Nulscenario (m ³ /s)	Doelwaarde (m ³ /s)
Beerze	20	33	25	16
Reusel	16	26	21	12,5
Rosep	2,3	3,7	3,5	1,8

Voor de doelstellingen ten aanzien van de uit- en afspoeling van nutriënten naar grond- en oppervlaktewater zijn diverse doelwaarden geformuleerd (Tabel 15 op pagina 76). Bij de beschrijving van deze waarden is al aangegeven dat het niet in alle gevallen echte doelwaarden zijn, maar veeleer een soort maatregelen. Het betreft met name de beperking van de verliezen op perceelsschaal die in de Rijks Uitgangspuntennota (RUN, 1998) zijn geformuleerd. In Tabel 27 (pagina 102) is aangegeven dat het berekende gebiedsgemiddelde van de N-verliezen 68 kg/ha/jaar bedraagt; deze waarde overschrijdt de door de RUN aangegeven bovengrens van 60 kg/ha/jaar. Deze bovengrens is overigens voor de *perceelsschaal* gedefinieerd, en geldt dan ook op gebiedsschaal (alleen de landbouwgronden meegerekend). Als de gebiedswaarde de maximaal toegestane gebiedswaarde overschrijdt moet de perceelsnorm op veel plaatsen worden overschreden, hetgeen ook blijkt uit het ruimtelijk overzicht in Figuur 46. De RUN-norm wordt dus massaal overschreden, ondanks het generieke mestbeleid dat in het Nulscenario is geïmplementeerd (EU nitraatrichtlijn).

¹⁷ Zie Tabel 15 en de op pagina 76 gegeven toelichting waarom niet een herhalingstijd van 50 jaar kon worden aangehouden, zoals door de opdrachtgever werd gewenst.



Figuur 46 Totale N-verliezen naar grond- en oppervlaktewater, per hectare landbouwgrond, in het Nulscenario voor 2020

Wat fosfaat betreft, worden de maximaal toegestane verliezen van 8,74 kg/ha/jaar (equivalent aan 20 kg P_2O_5 /ha/jaar) daarentegen nergens overschreden: de maximaal op perceelsschaal berekende waarde bedraagt 5,6 kg/ha/jaar. Bij deze berekening is overigens wel de P-voorraad in de bodem als vaststaand gegeven aangenomen; voor uitspraken met betrekking tot een termijn van enkele tientallen jaren is dat wel verantwoord. Voor de 'echt' lange termijn moet echter rekening worden gehouden met een verdere accumulatie van fosfaat, ondanks de implementatie van diverse mestbeperkende maatregelen (zie Aanhangel 3). Deze accumulatie zal uiteindelijk leiden tot een stijging van de P-verliezen, en daar is in deze studie geen rekening mee gehouden.

Met betrekking tot de stroomgebiedstotalen van de N- en P-vrachten zijn bij de doelstellingen doelwaarden geformuleerd die gerelateerd zijn aan de situatie in 1985. Aangezien voor dit gebied voor de genoemde ijkdatum geen waarden beschikbaar waren is besloten de aandachtspunten te koppelen aan de algemene milieunormen die voor P en N gangbaar zijn. Voor P is dit een norm van 0,15 mg/l; zie bijvoorbeeld de Vierde Nota Waterhuishouding (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1998). In het Nulscenario wordt deze norm al gehaald. Maar zoals boven is gesteld, is aangenomen dat de P-voorraad niet verder zal toenemen. Gezien het nog steeds bestaande fosfaatoverschot is het te verwachten dat er nog een verdere accumulatie van fosfaat zal plaatsvinden. Dit zal uiteindelijk leiden tot overschrijding van de norm van 0,15 mg/l. Wat betreft de N-concentratie van uit- en afgespoeld water is de norm van 2,2 mg N/l (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1998) aangehouden. Uit Tabel 27 blijkt dat die norm massaal wordt overschreden, zeker als ook de bijdrage van uittrekkend diep grondwater wordt meegenomen.

Uit het ruimtelijk beeld van de nitraatconcentratie in de ondergrond (Figuur 44; pagina 104) blijkt dat de doelwaarde van 5,6 mg NO₃-N /l op de meest plaatsen in de tweede modellaag wordt overschreden. Aangezien de drinkwateronttrekking in Vesssem deze laag aanspreekt is er op termijn sprake van een structureel probleem.

3.6 Maatregelen

3.6.1 Inleiding

Maatregelen zijn gericht op het doen verkleinen of verdwijnen van aandachtspunten. Hoe beter de doelstellingen worden gerealiseerd, des te minder aandachtspunten zullen resteren. In deze stap van de methodiek worden maatregelen geformuleerd en wordt besproken hoe deze maatregelen in Waterwijs worden geïmplementeerd.

De modelopzet van het BEM van Waterwijs is gebaseerd op een directe koppeling tussen land- en watergebruiksopties. Bij deze koppeling wordt onderscheid gemaakt tussen lokale maatregelen die op perceelsschaal worden getroffen, en ‘nevenmaatregelen’ op het niveau van de beheerseenheid (hier de afwateringseenheid).

Het optimaliseren van locaties van diepe onttrekkingen valt vooralsnog buiten de mogelijkheden van het model. Eventuele wijzigingen van deze onttrekkingen moeten via randvoorwaarden worden ingebracht bij het definiëren van het Nulscenario.

3.6.2 Standaardmaatregelpakketten

Tabel 29 geeft een overzicht van de zogenaamde *standaardmaatregelpakketten*. In deze pakketten worden ontwerpcriteria voor sloten en drains gespecificeerd, naast informatie over de beregeningspraktijk. De standaardmaatregelpakketten specificeren dus de waterbeheersing op perceelsniveau (inrichting en beheer). Of voor een bepaald type landgebruik de ‘intensieve’ optie dan wel de ‘extensieve’ optie op een bepaalde

locatie het meest geschikt is hangt af van de lokale omstandigheden (kwel of wegzijging, bodemtype, enz.) maar ook van de wisselwerking met de omgeving en de randvoorwaarden die daaraan worden gesteld. Met dat laatste wordt met name bedoeld op natuurgebieden. Welke keuze het meest geschikt is hangt dus van meerdere dingen tegelijkertijd af. Gegeven de door de gebruiker opgelegde randvoorwaarden, maakt het BEM de meest optimale keuze.

Tabel 29 Standaardmaatregelpakketten voor het Beerze en Reusel gebied, i.c. beschrijvingen van de gewenste waterbeheersing; van maatregelen is pas sprake als deze (nog) niet bestaat maar wel wordt gewenst

combinatie landgebruik + waterbeheersing		Specificatie standaardmaatregelpakket						
		slootafstand (m)	slootdiepte (m)	buisdrainage	draindiepte (m)	drainage- weerstand (d)	beregening uit grondwater	beregening uit oppervlaktewater
1	intensief grasland, intensieve waterbeheersing	≥200	1,3	ja	1,0	70	ja	nee
2	intensief grasland, extensieve waterbeheersing	≥100	1,1	nee	--	--	nee	nee
3	tamelijk intensief grasland, intensieve waterbeheersing	≥200	1,3	ja	1,0	70	nee	nee
4	tamelijk intensief grasland, extensieve waterbeheersing	≥100	1,1	nee	--	--	nee	nee
5	extensief grasland, intensieve waterbeheersing	≥100	1,3	nee	--	--	nee	nee
6	extensief grasland, extensieve waterbeheersing	≥100	0,9	nee	--	--	nee	nee
7	akkerbouw, intensieve waterbeheersing	≥300	1,4	ja	1,2	70	ja	nee
8	akkerbouw, extensieve waterbeheersing	≥200	1,2	nee	--	--	nee	nee
9	intensieve teelten	≥200	1,3	ja	1,1	50	ja	
10	vochtig loofbos	≥100	1,2	nee	--	--	nee	nee
11	donker naaldbos	≥500	1,4	nee	--	--	nee	nee
12	nat bos	≥100	0,6	nee	--	--	nee	nee
13	schraalgrasland, intensieve waterbeheersing	≥100	0,6	nee	--	--	nee	nee
14	schraalgraslanden, extensieve waterbeheersing	geen sloten	--	--	--	--	nee	nee
15	stedelijk gebied (duurzaam bouwen)	≥200	1,4	ja	1,2	100	nee	nee

Slootafstanden worden in de maatregelpakketten niet dwingend opgelegd; er worden slechts minimumafstanden gespecificeerd. Dit betekent in dat geen van deze maatregelen het graven van nieuwe sloten oplegt. Een gewenste verbetering van de ontwatering wordt altijd bewerkstelligd door de aanleg van buisdrainage.

Bij toepassing van berekening wordt altijd uitgegaan van berekening uit grondwater en onttrekking uit de *freatische* laag. Deze keuze is mede ingegeven door een beperking van technische aard: het model kan vooralsnog niet omgaan met maatregelen die in het diepere grondwater ingrijpen (dit is wel mogelijk met het hydrologische model SIMGRO, zodat eventueel gewenste evaluaties wel kunnen worden uitgevoerd). Maar er is ook een beleidsmatige overweging. In de huidige praktijk wordt vrijwel uitsluitend uit de 'Sterksel'-laag onttrokken. Dat is een voor natuurgebieden nadelige praktijk wegens de grote ruimtelijke uitstraling van de effecten. Daarom wordt er door 'het beleid' nu al druk uitgeoefend om het beregeningswater uit het ondiepe grondwater te halen, desnoods door aanleg van bronbemalingen.

Wat betreft nieuwe stedelijke gebieden wordt uitgegaan van 'duurzaam bouwen' waarbij alle afvoer van verhard oppervlak wordt opgevangen in wadi's en vervolgens geïnfiltreerd. Er is dus sprake van volledige 'afkoppeling' van het rioleringstelsel.

3.6.3 Maatregelen op beheerseenheidniveau

Wat betreft maatregelen op het niveau van beheerseenheden zijn vooralsnog alleen maatregelen gericht op reductie van hoogwateroverlast als opties aan het model meegegeven. De geïmplementeerde opties vormen samen een 'tweetrapsraket' voor het aan de bron reduceren van de wateroverlast:

- maatregelen in de afwateringsleiding, door het profiel te versmallen;
- maatregelen op perceelsniveau, door maatregelen in kleine sloten en greppels te nemen ter beperking van de piekafvoer.

Maatregelen ter *reductie van hoogwater in de afwateringsleiding* wordt gerealiseerd door een afvoerrelatie met de volgende kenmerken:

- bij een openwaterstand van 50 cm-mv een afvoer van 0,6 maal de maatgevende afvoer;
- bij een openwaterstand gelijk aan maaiveld een afvoer van 1,2 maal de maatgevende afvoer;
- bij een openwaterstand van 50 cm+mv (inundatie) een afvoer van 2 maal de maatgevende afvoer.

Wat betreft 'lokale' maatregelen ter *reductie van hoogwater in sloten* wordt onderscheid gemaakt tussen landbouw en bos/natuur:

- als het landbouwgrond betreft wordt de afvoer van de sloten beperkt tot maximaal 8,64 mm/dag (1,0 l/s/ha);
- als het bos of natuur betreft wordt de afvoer beperkt tot 5,0 mm/d; tevens wordt de berging in tertiaire sloten verdrievoudigd.

Implementatie van nevenopties op het niveau van beheerseenheden is aan zekere beperkingen onderhevig¹⁸:

¹⁸ Hier wordt voor de volledigheid ook ingegaan op waterconservering en winning van oppervlaktewater, ook al zijn deze opties in de voorbeeldstudie modelmatig nog niet gerealiseerd.

- *waterconservering* is bijna altijd mogelijk omdat het nadelige effect doorgaans binnen de perken blijft, behalve bij intensieve vollegrondstuinbouw en stedelijk gebied. Zelfs een beperkte mate van conservering heeft bij deze vormen van landgebruik immers ingrijpende gevolgen;
- *hoogwaterreductie* impliceert een toenemende kans op inundatie. Voor intensief grasland, bouwland, vollegrondstuinbouw en stedelijk gebied (ook de bestaande) is dit ongewenst; in de voorbeeldstudie is er van uitgegaan dat berging in natuurgebieden wel mogelijk is, ondanks het mogelijke waterkwaliteitsbezwaar;
- *winning van oppervlaktewater* is mogelijk bij alle vormen van landgebruik behalve akkerbouw en vollegrondstuinbouw, vanwege het gebruik van bestrijdingsmiddelen.

Wat betreft de kosten van maatregelen zijn alleen kosten voor de lokale maatregelen in sloten ter beperking van de wateroverlast opgevoerd, en voor een bedrag van €115/ha/jaar. Wel zijn indirecte kosten opgevoerd als gevolg van eventueel opbrengstverlies door natschade. In veel gevallen betreft dat echter ook juist een (lichte) opbrengstvermeerdering wegens vermindering van de droogteschade.

3.6.4 Maatregelen ter beperking van de nutriëntenbelasting

Bij het zoeken naar maatregelen gericht op vermindering van de nutriëntenbelasting kan het model een landgebruikconfiguratie kiezen die afwijkt van die in het Nulscenario, maar waarbij de nutriëntenoverschotten (in kg/ha/jaar) in eerste instantie *hetzelfde* blijven als in het Nulscenario. De nutriëntenbelasting kan in zulke gevallen toch worden teruggedrongen omdat het BEM kan kiezen voor minder nutriënt-intensieve landgebruiksvormen, bijvoorbeeld grasland met lage stikstofbemesting in plaats van grasland met hoge stikstofbemesting. Uiteraard is zo'n keuze van invloed op de vraag naar mest. Het model heeft daarom ook de vrijheid om het totale aantal dieren dat in de intensieve veehouderij wordt gehouden te wijzigen en het totale aantal koeien met bijbehorende melkveehouderijtechnieken aan te passen (zie o.a. Tabel 23 op pagina 93).

3.7 Strategieën

3.7.1 Inleiding

In de Waterwijsmethodiek wordt in de stap Strategieën getracht een oplossing te vinden voor de geconstateerde aandachtspunten. Het doel is in alle gevallen het vinden van een gebiedsinrichting die perspectief biedt voor de toekomst. Al naar gelang de visie op de toekomst kan het accent worden gelegd op:

- landbouw;
- natuur;
- water.

Het reeds gepresenteerde Nulscenario is eigenlijk een landbouwstrategie, omdat er geen acht wordt geslagen op de natuur, met uitzondering van de inrichting van de EHS. Wel wordt generiek landbouwbeleid geïmplementeerd (o.a. de EU nitraatrichtlijn), en wordt met allerlei (voor de landbouw meestal ongunstige) ontwikkelingen rekening gehouden. De 'landbouwstrategie' houdt daardoor een achteruitgang van het gebiedssaldo in, ook al is de landbouw vrij om de waterbeheersing te optimaliseren. Door het uitblijven van enig (water)beleid betreffende de landbouwgronden die dichtbij de nieuwe EHS-gebieden liggen zijn de gerealiseerde natuurwaarden relatief gering (zie Tabel 26 op pagina 95).

Bij een strategie gericht op natuur hangt het af van de verregaandheid van een alternatief of het nodig is om met Waterwijs op zoek te laten gaan naar een geschikte inrichting. Als men alle landbouwgronden wil omzetten naar natuur, dan hoeft er natuurlijk niet verder te worden gezocht. Interessant is in dat geval wel wat voor natuurwaarden er worden gerealiseerd (Figuur 39, pagina 98). Maar indien uitgegaan wordt van invulling van de nieuwe natuur volgens het 'streefbeeld van de netto EHS' (Aanhangsel 10) dan is het voor de beleidsvorming relevant om te weten welke maatregelen genomen moeten worden en hoe het gebiedssaldo wordt beïnvloed om de gewenste vermindering van het verdroogde areaal met 25% te realiseren (zie ook §3.3.3, pagina 73).

Voor multifunctioneel landgebruik zijn geen concrete doelstellingen geformuleerd. Het gaat hier om het effectief inzetten van deze mogelijkheid voor het realiseren van een levensvatbare landbouw in combinatie met 'ruimtelijke ondersteuning' van naastliggende natuurgebieden (via het waterdruk-mechanisme van het grondwater). Wat betreft het 'overig landgebruik' is als aandachtspunt meegegeven dat het areaal stedelijke gebied met 107 ha wordt uitgebreid, bovenop de al geplande uitbreiding van circa 200 ha tot 2020. Voor boomteelt ligt er de wens om met 1000 ha uit te breiden.

Wat betreft de hoogwaterafvoer is vanuit het beleid de wens geuit om de 'dubbele maatgevende afvoer' met 20% te verminderen ten opzichte van de Situatie Nu.

Het probleem bij de waterkwaliteitsdoelstellingen (§3.3.6, pagina 75) is dat ze zijn gebaseerd op gemeten waarden van concentraties in waterlopen en de ondergrond. Met name de omzettingsprocessen in het oppervlaktewater zitten niet in het BEM van Waterwijs, en het is dus onduidelijk welke omvang de aandachtspunten met betrekking tot de nutriëntenbelasting van oppervlaktewater in feite hebben.

Bij het presenteren en analyseren van strategieën wordt in het onderstaande een opbouw gevolgd waarbij eerst de aandachtspunten voor natuur, hoogwaterafvoer en nutriëntenbelastingen apart worden bekeken. Vervolgens wordt nagegaan of er 'synergie' is tussen het opheffen van de verschillende aandachtspunten, of dat er sprake is van belangenconflicten. Met 'synergie' wordt bedoeld het *tegelijkertijd* bereiken van twee of meer doelen met dezelfde maatregelen, wat leidt tot een kostenbesparing voor het gebied, met navenant gunstig effect op het saldo. In Tabel 30 wordt een overzicht gegeven van de doorgerekende strategieën.

Tabel 30 Overzicht van de doorgerekende en geanalyseerde strategieën

Omschrijving van strategie	Korte omschrijving
Nul ⁺ scenario (pagina 114)	Nul ⁺
Verbetering van beekbegeleidende natuur (pagina 118)	Natuur
Reductie van hoogwateroverlast (pagina 126)	Hoogwaterreductie
Beperking van nutriëntenbelasting (pagina 131)	N-beperking
Verbetering van beekbegeleidende natuur en reductie van hoogwateroverlast (pagina 141)	Natuur en hoogwaterreductie
Verbetering van beekbegeleidende natuur en beperking van de nutriëntenbelasting (pagina 145)	Natuur en N-beperking
Reductie van hoogwateroverlast en beperking van nutriëntenbelasting (pagina 145)	Hoogwaterreductie en N-beperking
Verbetering van beekbegeleidende natuur, reductie van hoogwateroverlast en beperking van nutriëntenbelasting (pagina 146)	'Integrale'

3.7.2 Het Nul⁺scenario

In alle strategieën is uitgegaan van de landgebruiksclaims vanuit de functies 'wonen' (107 ha extra) en 'boomteelt' (1000 ha extra). Deze eisen zijn in feite als 'minimum-doelstellingen' gehanteerd (zie het stappenplan van Ipea op pagina 30). Wat betreft 'wonen' is het gevraagde extra areaal verdubbeld tot 215 ha om de arealen goed zichtbaar te maken op de gegenereerde plankaarten. In het Nul⁺-scenario zijn alleen deze uitbreidingen gerealiseerd. Daarnaast gaat het Nul⁺scenario uit van vrije optimalisatie van landgebruik en veehouderij-activiteiten. Dat wil zeggen dat deze variabelen niet meer zijn vastgeklonken aan de waarden die worden berekend door het nationale DRAM-model, zoals in het Nulscenario. In het Nul⁺scenario worden de arealen en de veehouderij-activiteiten vrijgelaten. Dit betekent dat het BEM nog slechts gekoppeld is aan DRAM via de opbrengstrelaties zoals bijvoorbeeld gegeven in Figuur 23 (pagina 54), door restricties ten aanzien van mestexport naar andere regio's in Nederland en naar het buitenland, en uiteraard doordat gebruik wordt gemaakt van dezelfde gegevens ten aanzien van exogene¹⁹ technisch-economische parameters per eenheid activiteit, bijvoorbeeld de opbrengst van landbouwactiviteiten per eenheid, het verbruik van inputs landbouwactiviteit per eenheid en de prijzen van eindproducten per eenheid.

In Tabel 31 zijn de gevolgen van het Nul⁺scenario voor het landgebruik in het studiegebied zichtbaar gemaakt. Het areaal grasland neemt iets toe (hoge en gematigde stikstofbemesting), ondanks het kleinere areaal dat voor de landbouw beschikbaar is²⁰. Veruit de meeste gewassen nemen in areaal af. Dat betreft met name de gewas-

¹⁹ Zie pagina's 61 en 82.

²⁰ Dit wordt verklaard doordat de vergelijkingen in DRAM niet precies één op één zijn vertaald naar Waterwijs. Door het gebruik van 4000 planningseenheden in Waterwijs bleek dit technisch niet mogelijk. Als gevolg hiervan wijken de ruwvoerbalansen in Waterwijs iets af van de ruwvoerbalansen in DRAM. In DRAM wordt op regionaal niveau, voor elke type melkkoe een bepaald type grasland opgenomen. Extrapolatie van deze regionale balans per type melkkoe naar een balans per type melkkoe per planningseenheid in Waterwijs zou betekenen dat het aantal grasland activiteiten in Waterwijs aanzienlijk toe zou nemen. Hierdoor zou de rekentijd van het model aanzienlijk toe kunnen nemen. Dit zou de toepassing van het model zeker bemoeilijken.

sen met een laag saldo (grasland met lage stikstofbemesting, sommige vormen van maïsland, granen en overig bouwland).

Tabel 31 Vergelijking van landbouwarealen in het Nulscenario met het Nul⁺scenario (Nulscenario plus extra areaal stedelijke gebieden (+215 ha) en extra areaal boomteelt (+1000 ha).)

Landgebruik	Nulscenario 2020 (ha)	Nul ⁺ 2020 (ha)	Index (Nulscenario=100)
Grasland met hoge stikstofbemesting	1711	1775	104
Grasland met gematigde stikstofbemesting	3780	3843	102
Grasland met lage stikstofbemesting	2028	1990	98
Maïsland	9126	8212	90
Totaal grasland en maïsland	16645	15820	95
Graan	489	359	73
Consumptieaardappelen	1468	1508	103
Suikerbieten	812	812	100
Overig bouwland	1377	1175	85
Uien, vollegrondsgroente en bloembollen	1121	1024	92
Totaal akkerbouw, uien, vollegrondsgroente en bloembollen	5267	4878	93
Subtotaal Landbouw	21912	20697	94
Subtotaal Nieuwe natuur	1554	1554	100
Subtotaal Multifunctioneel landgebruik	0	0	--
Boomkwekerij	230	1230	535
Wonen	3290	3505	107
Subtotaal Overig	3520	4735	135
Totaal	26986	26986	100

In Tabel 32 is de ontwikkeling van de veestapel weergegeven. Ook hier is sprake van veranderingen die worden beïnvloed door niet meer ‘vastklinken’ van de activiteiten aan de uitkomsten van DRAM. De toename van het aantal melkkoeien heeft gevolgen voor de varkensstapel in het studiegebied. Dit komt met name door de sterke concurrentie tussen de varkenshouderij en de melkveehouderij om de mestafzetruimte op grasland en maïsland. Door de toename van het aantal melkkoeien neemt de plaatsingsruimte²¹ van mest afkomstig van fokzeugen en vleesvarkens af.

Ondanks de afname van het landbouwareaal daalt het landbouwsaldo in het studiegebied in het Nul⁺scenario in vergelijking tot het Nulscenario nauwelijks. Dit komt omdat de afname van het landbouwareaal vooral ten koste gaat van gewassen met een laag saldo; deze gewassen hebben maar een gering aandeel in het totale landbouwsaldo in het gebied.

Doordat de ruwvoerbalansen in Waterwijs meer geaggregeerd zijn weergegeven, zijn er in Waterwijs combinaties van melkkoeien en grasland mogelijk die in DRAM niet mogelijk zijn. Als de koppeling tussen DRAM en Waterwijs dus losser wordt gemaakt, speelt dit verschil tussen beide modellen een belangrijkere rol, in het voordeel van graslandactiviteiten en de activiteit melk- en kalffkoeien (zie Tabel 32).

²¹De mestafzetmogelijkheid in het gebied zelf, via opbrengen op het land.

Tabel 32 Ontwikkeling van de veestapel onder het Nulscenario en het Nul⁺scenario

Landbouwactiviteit	Nulscenario 2020 (× 1000 stuks)	Nul ⁺ 2020 (× 1000 stuks)	Index (Nulscenario=100)
Melk en kalfkoeien	16,2	16,9	104
- lage melkproductie	5,9	6,2	106
- gematigde melkproductie	6,9	7,1	103
- hoge melkproductie	3,4	3,6	105
Mannelijk vleesvee (gve) ¹	9,5	9,1	95
Vrouwelijk vleesvee(gve) ¹	1,4	1,5	105
Vleeskalveren	3,1	3,2	105
Fokzeugen (gedekte zeugen plus zeugen bij de biggen)	36,6	32,9	90
Vleesvarkens (20 tot 50 kg en 50 kg en meer)	246,4	216,8	88
Leghennen (18 weken tot 20 maanden en 20 maanden en ouder)	278,4	284,1	102
Vleeskuikenmoeder-dieren (jonger dan 18 weken en 18 weken of ouder)	169,6	174,7	103
Vleeskuikens	745,9	764,3	102

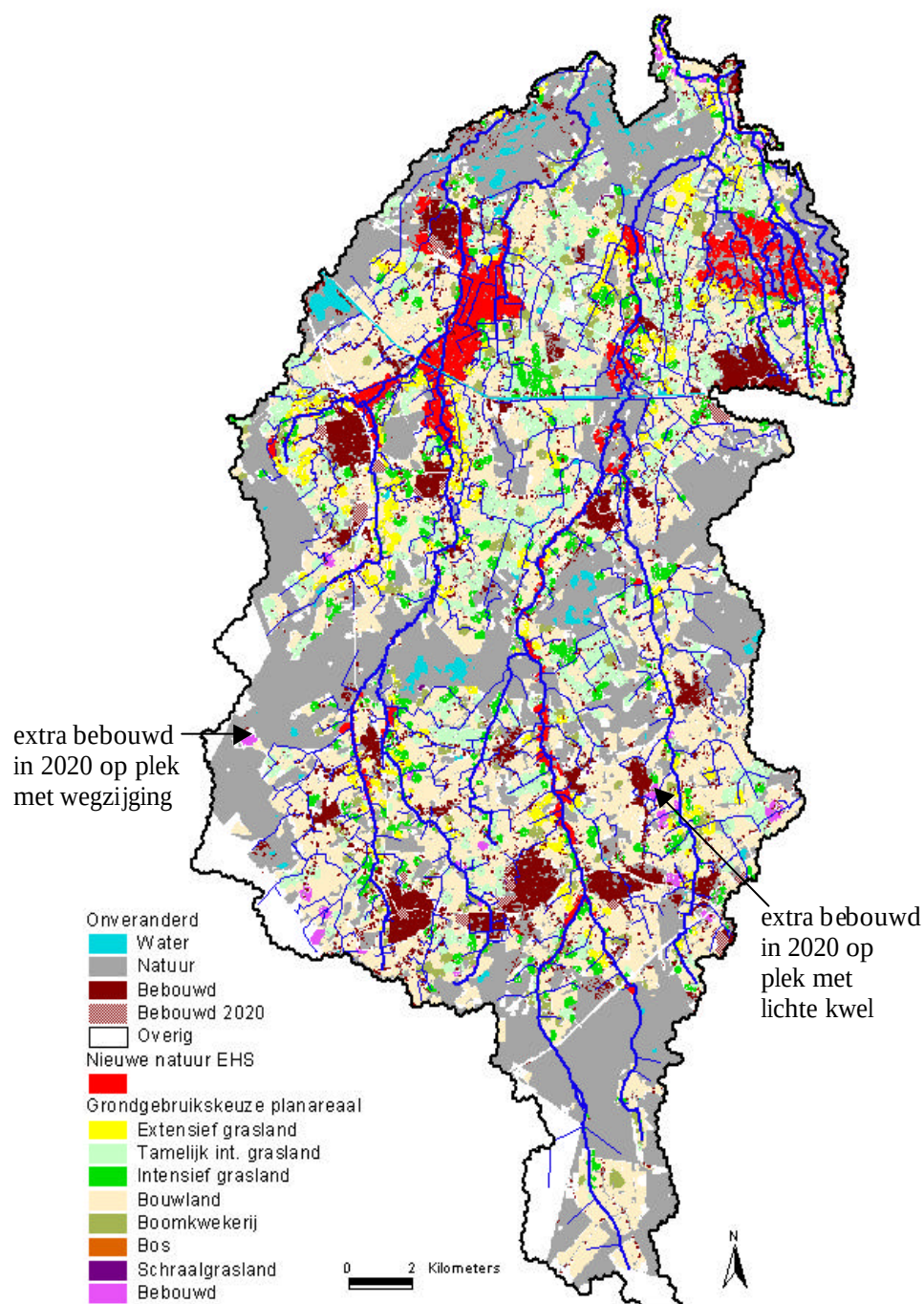
¹grootvee-eenheden

Tabel 33 Ontwikkeling regionaal landbouwsaldo in Beerze en Reusel (prijzen van 1993/94-1995/96)

Landbouwactiviteit	Nulscenario 2020	Nul ⁺ 2020	Index (Nulscenario=100)
Landbouwsaldo (M€)	95,6	94,7	99

Het in Figuur 47 gevisualiseerde ruimtelijke patroon van landgebruik is maar één van de vele vrijwel gelijkwaardige alternatieven die voor het Nul⁺scenario gegeven kunnen worden. Zolang er weinig randvoorwaarden (natuur, hoogwater, nutriënten) aan het model worden opgelegd heeft het systeem namelijk een grote mate van vrijheid om een keuze te maken uit gelijkwaardige mogelijkheden. De omzettingkosten¹ die gepaard gaan met de overgang van landbouwgrond naar 'wonen' en 'boomkwekerij' zijn namelijk voor alle locaties dezelfde; met landgebruiksvormen kan dus flink worden geschoven.

De nieuwe locaties met boomteelt komen terecht op de beekflanken en de hogere gronden. Deels is dat een gevolg van de eis dat de GHG dieper moet zijn dan 80 cm-mv, deels komt dat door het feit dat de hogere gronden meer droogteschade hebben (die grotendeels maar niet geheel door berekening kan worden gecorrigeerd), waardoor die gronden voor de reguliere landbouw minder aantrekkelijk zijn.



Figuur 47 Ruimtelijk patroon van landgebruik in het Nul+scenario: het Nulscenario plus een extra areaal stedelijke gebied (215 ha) en een extra areaal boomteelt (1000 ha)

De nieuwe stedelijke gebieden worden vooral in het zuidelijke deel van het studiegebied geplaatst. Daar zijn kennelijk de meeste mogelijkheden om locaties te vinden waar geen sprake is van wegzijging van water dat uiteindelijk in natuurgebieden elders in de vorm van kwel terecht komt. Het niet verder belasten van zulke gebieden met eventuele stedelijke vervuiling is namelijk als eis gesteld aan het model. Aan die eis

wordt vanzelf voldaan als de nieuwe stedelijke gebieden geplaatst worden op locaties met kwel: de kwel voorkomt het in het grondwatersysteem opnemen van de stedelijke vervuiling. Maar als eis wordt tevens gesteld dat in de nieuwe stedelijke gebieden de GHG (na implementatie van buisdrainage) dieper dan 100 cm-mv moet liggen. Dat kan alleen als het gaat om locaties met heel lichte kwel²². Nieuwe stedelijke gebieden kunnen ook geplaatst worden op locaties met wegzijging, zolang vaststaat dat dit water nooit in natuurgebieden als kwelwater terecht komt. Van beide typen locaties is in Figuur 47 een voorbeeld gegeven.

3.7.3 De strategie voor verbetering van beekbegeleidende natuur

Voor terrestrische natuur is de doelstelling geformuleerd in termen van het verdroogde areaal. Er is gevraagd om het verdroogde areaal met 25% terug te brengen. Het is echter (nog) niet mogelijk om het model een randvoorwaarde op te leggen voor deze gebiedsevaluatie-parameter. Daarom is in het onderstaande een andere ingang gekozen, en wordt achteraf gekeken in welke mate dat heeft geleid tot het realiseren van de gewenste doelwaarde van de verdrogingsindicator. Een sleutelrol in de gevolgde werkwijze speelt het areaal 'waardevolle beekbegeleidende natuur', waar het totale areaal 'nat' en 'zeer vochtig schraalgrasland' mee wordt bedoeld. ('Nat' en 'zeer vochtig grasland' zijn ecotoopgroepen binnen de landgebruiksvorm 'schraalgrasland', zie §1.3.6, pagina 39, en Aanhangsel 4 op pagina 239 en verder) Dat zijn overigens niet dezelfde ecotoopgroepen waarmee de verdrogingsindicator wordt gedefinieerd (§2.3.3). Bij de berekening van de verdrogingsindicator wordt een groter aantal ecotoopgroepen betrokken.

In het Nul⁺ scenario is volgens de NATLES-evaluatie sprake van circa 110 ha waardevolle beekbegeleidende natuur. Deze 110 ha worden gevonden in gebieden met bestaande natuur en in de uitbreidingsgebieden die bij realisatie van het 'netto streefbeeld van de EHS' zullen worden omgezet van landbouw naar natuur. Uitbreiding van het aandeel waardevolle beekbegeleidende natuur binnen deze zones vraagt om ruimtelijke 'ondersteuning' via aangepast waterbeheer in *aangrenzende* landbouwgebieden. Het aangepast waterbeheer kan een meer extensieve vorm van reguliere landbouw betreffen, of een van de vormen van multifunctioneel landgebruik die als opties voor dit studiegebied zijn genoemd (§2.3.4, pagina 57), of om nieuwe natuur.

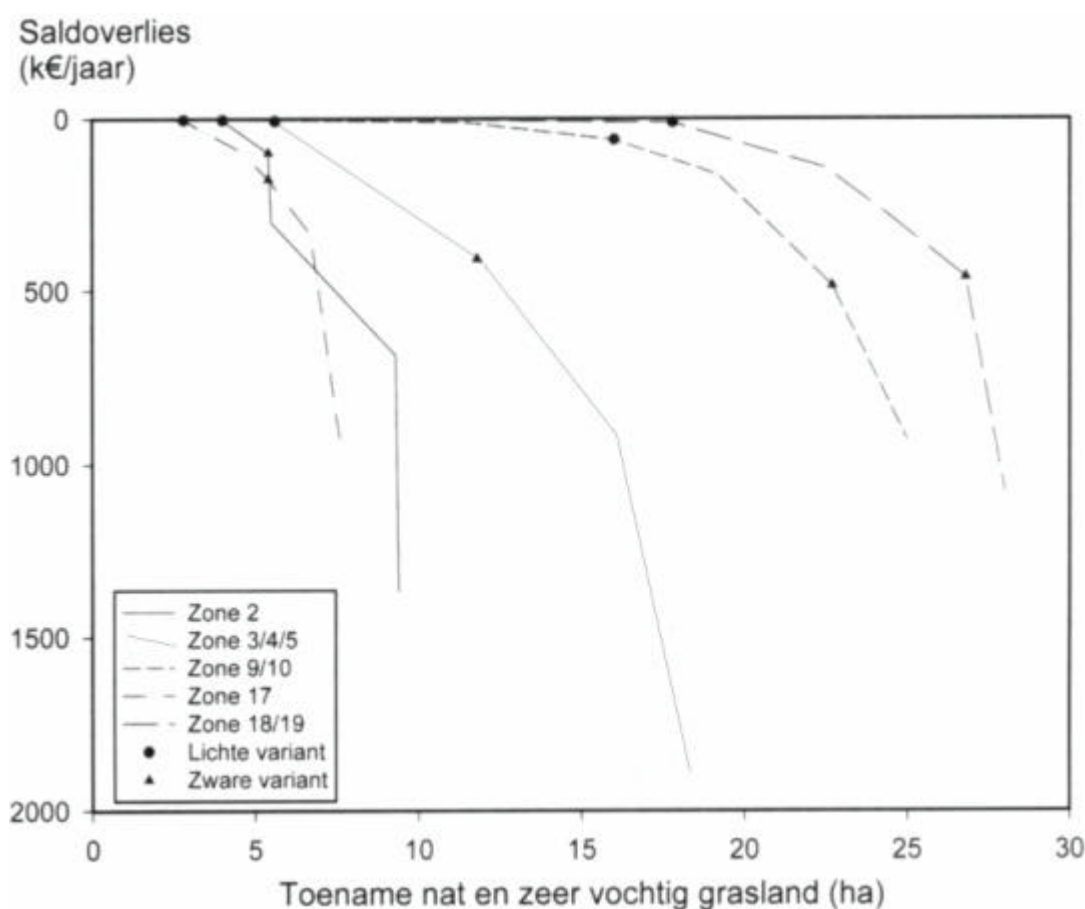
Het aangepaste waterbeheer blijkt hoe dan ook tot gevolg te hebben dat het saldo daalt, ook bij inzet van beheersbijdragen aan multifunctioneel landgebruik. Dat laatste blijkt namelijk uit een extra berekening die is uitgevoerd voor het Nul⁺ scenario met als extra eis dat wordt voldaan aan 'ecodoeloptie 1'²³. Tijdens deze berekening is het model tevens vrij gelaten om multifunctioneel landgebruik in te zetten. Het blijkt dan dat daar op geen enkele plaats voor wordt gekozen, ondanks de (heel lichte) randvoorwaarde (ecodoeloptie 1) voor terrestrische natuur. Hieruit kan worden geconcludeerd dat het inzetten van multifunctioneel landgebruik niet leidt tot een zo-

²² De gebruikte kwel/wegzijgingskaart voor de fluxen in de ondergrond is gegeven in Figuur 30 op pagina 84.

²³ Zie §2.3.3 op pagina 54 voor de definitie van natuurrandvoorwaarden in termen van ecodoelopties.

genaamde win-win-situatie voor het gebied, althans voor de hier bestudeerde vormen van multifunctioneel grasland.

Bij het implementeren van ondersteunend beleid voor terrestrische natuur is het een belangrijke overweging om met inzet van een bepaalde hoeveelheid geldelijke middelen (in de vorm van een te accepteren saldoeverlies) een optimum resultaat te bereiken. Behalve deze 'monetaire efficiëntie' speelt ook de bestuurlijke haalbaarheid een belangrijke rol, maar die blijft hier buiten beschouwing. Om te onderzoeken waar met een bepaald saldoeverlies het meest voor de beekbegeleidende natuur kan worden bereikt, zijn voor een aantal (groepen van) natuurzones (zie Figuur 24 op pagina 55) een serie berekeningen met het model gemaakt, met oplopende eisen aan de te bereiken doelwaarden, door successievelijk steeds hogere 'ecodoelopties' als randvoorwaarden te kiezen.



Figuur 48 Saldoeverlies als gevolg van ruimtelijke ondersteuning van groepen van natuurzones met behulp van aangepast waterbeheer in het omringende landbouwgebied. Met (rode) stippen zijn aangegeven de gekozen ecodoelopties voor de 'lichte' natuurvariant, en met (groene) driehoeken voor de 'zware' variant

Als referentierun is in dit geval genomen het Nul⁺scenario met tevens voor alle natuurzones minimaal de randvoorwaarden die horen bij 'ecodoeloptie 1'. Per (groep van) zones geeft dit een afwegingscurve tussen het saldoeverlies in het landbouwgebied

en het gewonnen areaal van waardevolle beekbegeleidende natuur *binnen de natuurzones*.

Uit de figuur blijkt dat er grote verschillen zijn in monetaire efficiëntie tussen de ene groep van natuurzones en de andere. De groep met zone 9/10 en die met zone 18/19 springen er in gunstige zin uit: bij een bepaald saldooverlies (bijvoorbeeld k€ 500) geven die groepen van zones de grootste ‘winst’ in termen van hectares waardevolle beekbegeleidende natuur (hectares nat en zeer vochtig grasland).

Een manier om de informatie in Figuur 48 te gebruiken is door een variant samen te stellen waarbij geldt dat de monetaire efficiëntie voor alle groepen van natuurzones gelijk is. In die methode wordt gebruik gemaakt van de *marginale kosten*, die als volgt zijn gedefinieerd:

$$mk_{z,n} = \frac{(SV_{z,n} - SV_{z,n-1})}{(ANZV_{z,n} - ANZV_{z,n-1})}$$

waarin:

$mk_{z,n}$	marginale kosten (€ /ha/jaar)
$SV_{z,n}$	saldooverlies als gevolg van ecodoeloptie n in groep van natuurzones z (€ /jaar)
$ANZV_{z,n}$	areaal nat en zeer vochtig grasland (‘waardevolle beekbegeleidende natuur’) na implementatie van ecodoeloptie n in groep van natuurzones z (ha)

In Figuur 48 komen de marginale kosten overeen met de helling van de lijn in het traject ter linkerzijde van een punt in de grafiek. Door een maximum te stellen aan de marginale kosten en per groep van zones na te gaan welk ecodoeloptie nog net aan dat maximum voldoet kan een set randvoorwaarden worden samengesteld voor de verschillende zones die wat betreft de monetaire efficiëntie consistent zijn. Op die manier wordt een beschikbaar budget optimaal verdeeld over de verschillende natuurzones in het gebied.

In Tabel 34 zijn op basis van twee grenswaarden van de marginale kosten twee samengestelde varianten gedefinieerd, een ‘lichte’ en een ‘zware’ natuurvariant. Voor de lichte variant is als grenswaarde van de marginale kosten k€ 10/ha/jaar genomen en voor de zware variant k€ 90/ha/jaar. De ecodoelopties van maatregelen zijn in Figuur 48 aangegeven met stippen voor de lichte variant en driehoeken voor de zware variant.

Uit de in Tabel 34 ondergebrachte vergelijkende analyse van de kosten van de deelanalyses per groep van zones en de resultaten voor de samengestelde varianten blijkt dat er nauwelijks ‘voordeel’ is te behalen door de implementatie van samengestelde varianten: Als de randvoorwaarden voor de verschillende natuurzones *simultaan* worden opgelegd zoals in de lichte en zware (samengestelde) natuurvarianten, is de afname van het landbouwsaldo nauwelijks kleiner dan de opgetelde afnames bij *afzon-*

derlijke implementatie van de deelvarianten waarin steeds per groep deelvariant een randvoorwaarde wordt opgelegd. Dit (verwaarloosbare) synergie-effect ontstaat doordat het ondersteunende beleid voor de ene zone ook een gunstig effect heeft op de andere zones.

Tabel 34 Resultaten van berekeningen voor een 'lichte' en een 'zware' natuurvariant, waarbij de marginale kosten voor natuur voor de 'lichte' variant niet meer dan k€10/ha/jaar mogen bedragen, en voor de 'zware' variant niet meer dan k€90/ha/jaar. De hectares betreffen de extra te realiseren waardevolle beekbegeleidende natuur binnen de natuurzones die dankzij externe beïnvloeding van het watersysteem kunnen worden gerealiseerd. De kosten worden gemaakt in het kader van ondersteunend beleid in de omgeving van de natuurzones, in de vorm van extensivering en het uit productie nemen van grond.

Variant	verdrogingsindicator (%)		gerealiseerd areaal waardevolle beekbegeleidende natuur (ha)		afname totale gebiedssaldo ten opzichte van Nul+scenario (k€ /jaar)	
	totaal	beekdal	zoek-machine	SIMGRO-NATLES	randvoorwaarden	
					apart	simultaan
Situatie Nu	85	73	-	31	-	-
EHS	79	68	-	78	-	-
Klimaatscenario	64	51	-	158	-	-
Nul+scenario	70	57	-	110	-	-
lichte natuurvariant.	62	49	159	174	90	90
zware natuurvariant	59	43	184	191	2284	2126

Uit de verificatie met SIMGRO-NATLES (zie Tabel 34) blijkt dat in de evaluatie meer hectares waardevolle beekbegeleidende natuur worden gevonden dan was geëist van het model. Deze 'meevaller' is een gevolg van het 'meeliften' van een aantal natuurzones op ondersteunende maatregelen ten behoeve van andere. In Tabel 35 is te zien dat voor de zones met hoge ecodoelopties vrijwel precies aan de randvoorwaarde wordt voldaan, en dat bij zones met lagere doelen de evaluatie vaak gunstiger uitpakt dan volgens de randvoorwaarde nodig was geweest. Het in het model gebruikte metamodel is een nauwkeurige 'vervanger' van de 'volledige modellen', die bij de evaluatie worden gebruikt.

Tabel 35 Vergelijking tussen waarden van de verdrogingsindicator volgens de opgelegde randvoorwaarde in het model en volgens de evaluatie met SIMGRO-NATLES, voor de 'zware' natuurvariant

zone	1	2	3	4	9	10	11	13	15	17	18	19	20
ecodoeloptie	1	6	7	7	9	9	1	1	1	7	9	9	1
% verdroogd	51	85	26	75	52	71	88	79	55	32	9	5	44
% verdroogd (SIMGRO-NATLES)	40	85	23	75	52	69	80	76	38	31	9	7	47

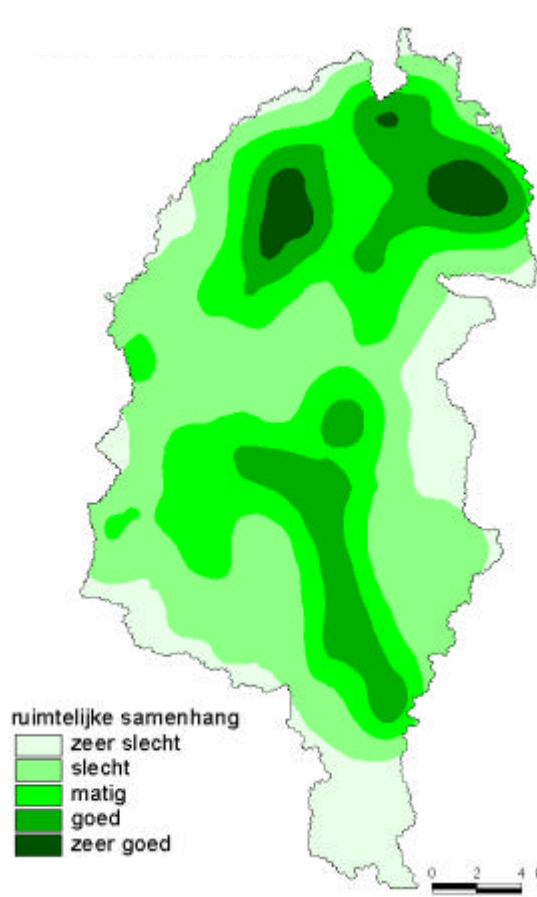
De in Tabel 34 opgesomde waarden van de verdrogingsindicator voor de 'zware' natuurvariant geven aan dat ten opzichte van de Situatie Nu het percentage verdroogd areaal in alle natuurgebieden het gebied met 31%²⁴ afneemt, en in de beekdalen zelfs met 41%²⁵. Dit is in beide gevallen ruimschoots boven de gevraagde 25% van het aandachtspunt. De genoemde effecten zijn inclusief die van het (aangeno-

²⁴ i.c. $(1-59/85) \times 100\%$.

²⁵ i.c. $(1-43/73) \times 100\%$.

men) nattere klimaat. Uit de cijfers is niet direct af te leiden wat het effect is voor het huidige klimaat. Maar de gevraagde 25% reductie voor de beekdalen zal vermoedelijk wel gehaald worden.

Evaluatie van de 'zware' natuurvariant met LARCH-SCAN voor het habitat van de Zilveren maan levert het kaartbeeld op van Figuur 49. In de figuur is duidelijk het effect van deze natuurvariant terug te zien ten opzichte van het klimaatscenario zonder additionele maatregelen (Figuur 38, rechts). Er blijkt echter nog geen noord-zuid continuïteit te zijn van gebieden met een goede tot zeer goede samenhang. Daardoor komen de potenties van de beoogde Ecologische Hoofdstructuur niet geheel tot hun recht, terwijl daar volgens het kaartbeeld van de 'maximum'-natuurvariant (Figuur 40) wel mogelijkheden toe zijn.



Figuur 49 Ruimtelijke samenhang van het habitat van de Zilveren maan voor de 'zware' natuurvariant

In Tabel 36 zijn de effecten van de lichte en zware natuurvariant op het landgebruik in het studiegebied zichtbaar gemaakt. De lichte natuurvariant heeft nauwelijks invloed op het landgebruik, maar onder de zware natuurvariant neemt het landbouwareaal wel sterk af. Ook hier geldt weer (net als bij het Nul⁺scenario) dat met name het areaal gewassen met een laag saldo afneemt. Een uitzondering is het areaal grasland met een lage stikstofbemesting; dat zich goed weet te handhaven.

Tabel 36 Arealen (ha) van landgebruiksvormen in het Nul⁺scenario en de 'lichte' en 'zware' natuurvariant.

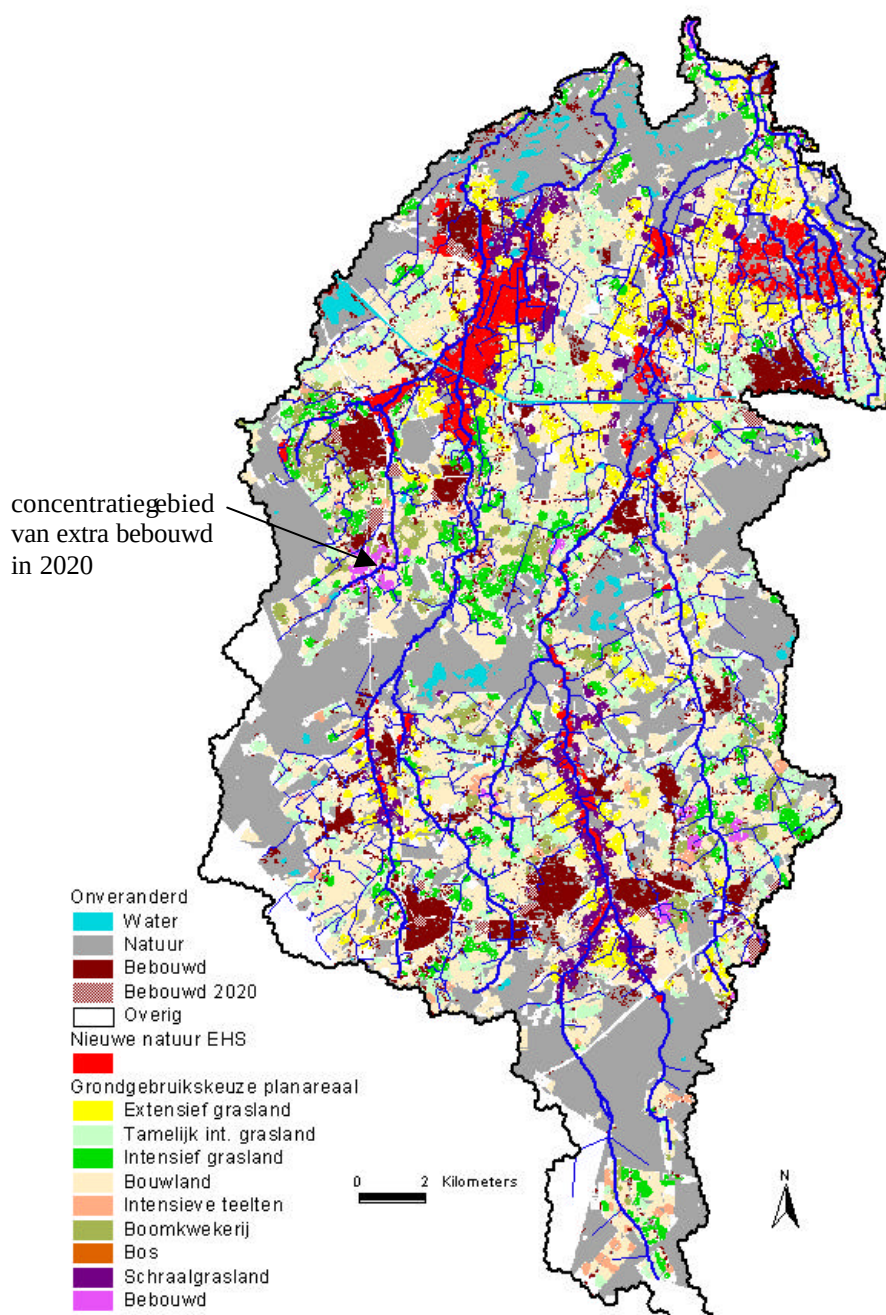
Landgebruik	Nul ⁺ scenario (1)	lichte natuur- variant (2)	zware natuur- variant (3)	index (2) t.o.v (1)	index (3) t.o.v. (1)
Grasland met hoge stikstofbe- mesting	1775	1815	1729	102	97
Grasland met gematigde stikstof- bemesting	3843	3836	3587	100	93
Grasland met lage stikstofbemes- ting	1990	1986	1977	100	99
Maisland	8212	8212	7756	100	94
Totaal grasland en maisland	15820	15849	15049	100	95
Graan	359	342	300	95	83
Consumptie-aardappelen	1508	1486	1424	99	94
Suikerbieten	812	812	812	100	100
Overig bouwland	1175	1174	1046	100	89
Uien, open-grond groentegewas- sen en bloembollen	1024	1024	1005	100	98
Totaal akkerbouw, uien, volle- grondsgroente en bloembollen	4878	4838	4586	99	94
Subtotaal Landbouw	20697	20687	19634	100	95
Subtotaal Nieuwe natuur	1554	1564	2532	101	163
Subtotaal Multifunctioneel l.g.	0	0	85	.	.
Boomkwekerij	1230	1230	1230	100	100
Wonen	3505	3505	3505	100	100
Subtotaal Overig	4735	4735	4735	100	100
Totaal	26986	26986	26986	100	100

Bron: LEI; berekening met DRAM en het BEM

Tabel 37 Ontwikkeling melkveestapel in Beerze en Reusel in het Nul⁺scenario en de 'lichte' en 'zware' natuurvariant ($\times 1000$)

Landbouwactiviteit	Nul ⁺ - scenario (1)	lichte natuur- variant (2)	zware natuur- variant (3)	index (2) t.o.v. (1)	index (3) t.o.v. (1)
Melk en kalfkoeien	16,9	16,8	16,0	99	94
- lage melkproductie	6,2	6,2	5,9	100	95
- gematigde melkproductie	7,1	7,1	6,7	100	95
- hoge melkproductie	3,6	3,5	3,4	98	94

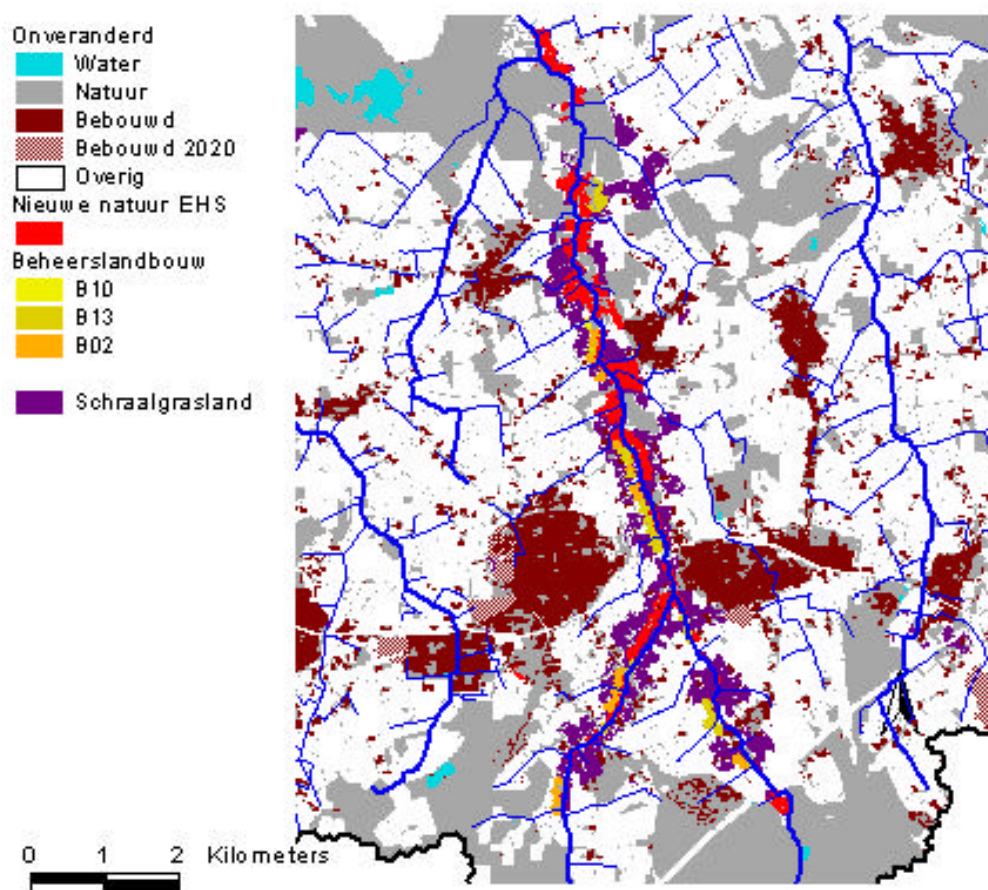
In Tabel 37 is de ontwikkeling van de veestapel in het studiegebied weergegeven in het Nul⁺scenario, de lichte en de zware natuurvariant. Tabel 37 geeft alleen de ontwikkeling van het aantal melkkoeien en gaat niet in op de ontwikkeling in de intensieve veehouderij. De lichte en zware natuurvarianten hebben nauwelijks invloed op de intensieve veehouderij, omdat deze sector in het Nulscenario (en het Nul⁺scenario) al sterk gekrompen is in vergelijking tot de huidige situatie. Wat resulteert is ook nauwelijks meer grondgebonden omdat de meeste mest naar buiten het gebied wordt getransporteerd. Tabel 37 laat zien dat het aantal melkkoeien onder de zware natuurvariant sterk afneemt. Uiteraard hangt dit samen met de daling van het areaal ruwvoergerassen (Tabel 36)



Figuur 50 Landgebruik in de samengestelde 'zware' natuurvariant met natuurrandvoorwaarde voor zones 1,2,3,4,5,9,10,17,18 en 19 (zie Figuur 24, pagina 55, voor de kaart van de zones.)

In Figuur 50 is onder andere te zien dat de locatie van de nieuwe stedelijke gebieden in de 'zware' natuurvariant anders is dan in het Nul⁺scenario (Figuur 47 op pagina 117). Kennelijk was de plaatsing van de nieuwe stedelijke gebieden in het Nul⁺scenario niet te verenigen met de hier opgelegde randvoorwaarden ten behoeve van de natuur. Opvallend is de in het mid-westen van het stroomgebied geprojecteerde concentratie nieuwe bebouwing (zie tekst met pijl in Figuur 50).

Interessant in het patroon van landgebruik van Figuur 50 is dat de bufferzones in de bovenloopgebieden 'smal en krachtig' zijn: er wordt naar verhouding veel gewerkt met schraalgrasland (paarse inkleuring) als buffer. In het noorden wordt relatief meer gebruik gemaakt van extensief grasland (gele inkleuring) en hebben de bufferzones een wat meer diffuus karakter. De hydrologische achtergrond daarvan is dat de doorlatendheid van de ondergrond in het zuiden lager is; maar minstens even belangrijk is dat de beekdalen hier diep ingesneden en V-vormig zijn (Figuur 28, pagina 65). Het is daarom in het zuiden belangrijk om op korte afstand krachtige maatregelen te nemen, want op grotere afstand hebben maatregelen weinig effect vanwege de relatief grote maaiveldhoogteverschillen. In het veel vlakkere noorden is het reliëf veel subtieler en de doorlatendheid van de ondergrond veel groter; daardoor kan er ook op grotere afstand worden gebufferd, met maatregelen die relatief minder kosten dan het uit productie nemen van landbouwgrond. Toch wordt ook hier schraalgrasland als buffermaatregel ingezet.



Figuur 51 Plaatsing van beheerslandbouw en schraalgrasland in de buurt van zone 18/19 in de 'zwarte' natuur-variant.

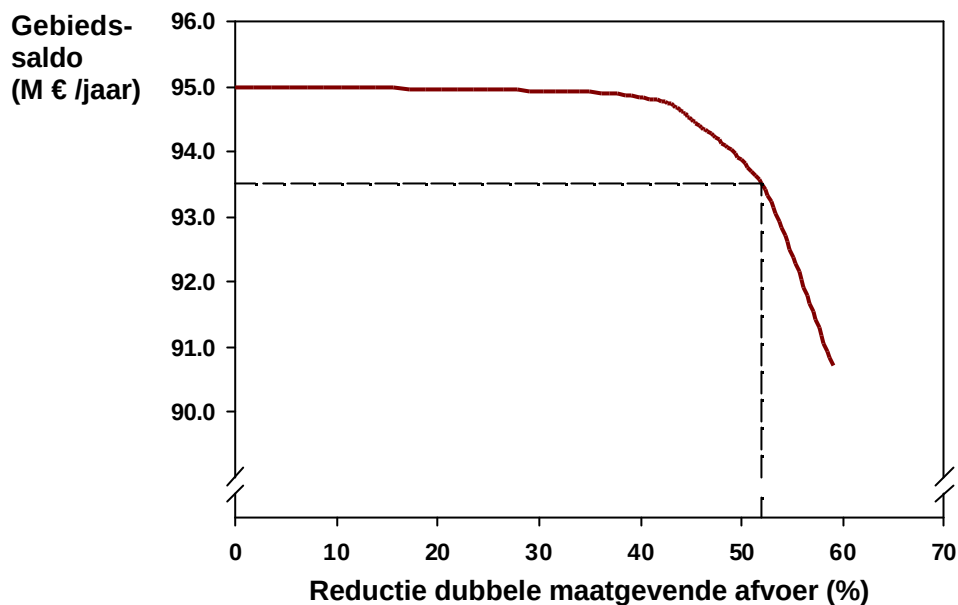
Interessant is ook om te zien hoe het model multifunctioneel landgebruik heeft ingezet om de natuurrandvoorwaarden te realiseren. Uit Tabel 36 blijkt dat in de lichte variant nog geen gebruik wordt gemaakt van deze mogelijkheid, en dat in de zware

variant 85 ha wordt ingezet. In Figuur 51 is te zien hoe beheerslandbouw en schraalgrasland als opties zijn gebruikt om de natuurrandvoorwaarde voor zones 18 en 19 te realiseren. Uit het beeld blijkt dat de multifunctionele landbouw dicht tegen de nieuwe EHS-gebieden wordt gepositioneerd en dat het extra schraalgrasland juist wat verder van het beekdal wordt gepland – op locaties die voor natuurontwikkeling minder gunstig zijn dan de locaties die in gebruik gaan worden genomen door beheerslandbouw. Dat het model dit zo uitkiest komt doordat (in de huidige versie van het model) de extra natuur in het landbouwgebied louter als ondersteunend wordt gezien voor de natuur binnen de EHS-gebieden (plus de bestaande natuur). Voor de realisatie van de natuurrandvoorwaarde zelf telt het areaal schraalgrasland in het ‘planaareaal’ buiten de nieuwe EHS dus alleen *indirect* mee, via het waterdrukmechanisme van het grondwater.

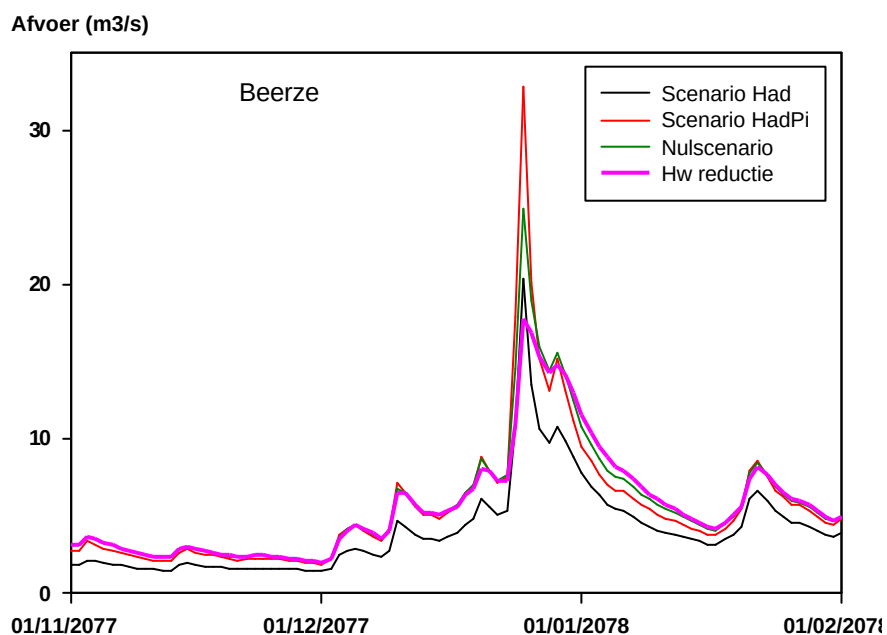
3.7.4 De strategie voor reductie van de hoogwateroverlast

Het aandachtspunt wat betreft wateroverlast vraagt om een reductie van de piekafvoer (in feite de ‘dubbele maatgevende afvoer’ met een gemiddelde herhalingsdijktijd van 10 jaar) met 20% ten opzichte van de Situatie Nu. Dit komt overeen met een reductie van ruim 50% ten opzichte van de ‘Situatie Nu met ander klimaat’ (Tabel 28 op pagina 107). Voor het overzicht is in de berekende afwegingscurve voor het gebiedssaldo versus de reductie van de piekafvoer gegeven; deze curve is verkregen door de randvoorwaarde voor de piekafvoer een aantal keren te variëren, waarbij de reductie per *deelstroomgebied* is opgelegd. Dit aandachtspunt wat betreft de overlast van hoogwater blijkt (indien geen additionele eisen worden gesteld met betrekking tot andere punten, behalve die van ‘wonen’ en ‘boomteelt’) een saldoverlies op te leveren van M€ 1,5/jaar op een totaal van M€ 94,7/jaar (Figuur 52) oftewel een verlies van slechts 1,6 %²⁶. Hierbij dient wel te worden aangetekend dat de maatregelen ook overstromingen in natuurgebieden veroorzaken, wat bezwaarlijk is uit het oogpunt van waterkwaliteit als niet tegelijkertijd maatregelen ter beperking van de nutriëntenbelasting worden genomen. De helft van het saldoverlies wordt veroorzaakt door de directe kosten van maatregelen in de kleinere waterlopen – begroot op € 115/ha/jaar – en de andere helft door ruimtelijke herschikking van het landgebruik.

²⁶ Het saldoverlies van 1,6 % is gebaseerd op de veronderstelling dat het meta-model in het model een voldoende nauwkeurige benadering levert van de piekafvoer. Om dit te toetsen worden in Figuur 53 de resultaten getoond van verificatie met SIMGRO voor de Beerze. Daaruit blijkt dat de aan het meta-model opgegeven doelwaarde van 16 m³/s in de verificatierun met slechts 10% wordt overschreden. Dit is binnen het onzekerheidsinterval van het simulatiemodel zelf, en daarom een acceptabel resultaat. Voor de Reusel geven verificaties van de afvoerrekeningen in veel gevallen aan dat het meta-model de voorspelde piekafvoer met 10-25% onderschat. Door bij de randvoorwaarden steeds 10% onder de doelwaarde te gaan zitten kan op de onnauwkeurigheid van het meta-model worden geanticipeerd, gebaseerd op de ervaring die inmiddels is opgebouwd.

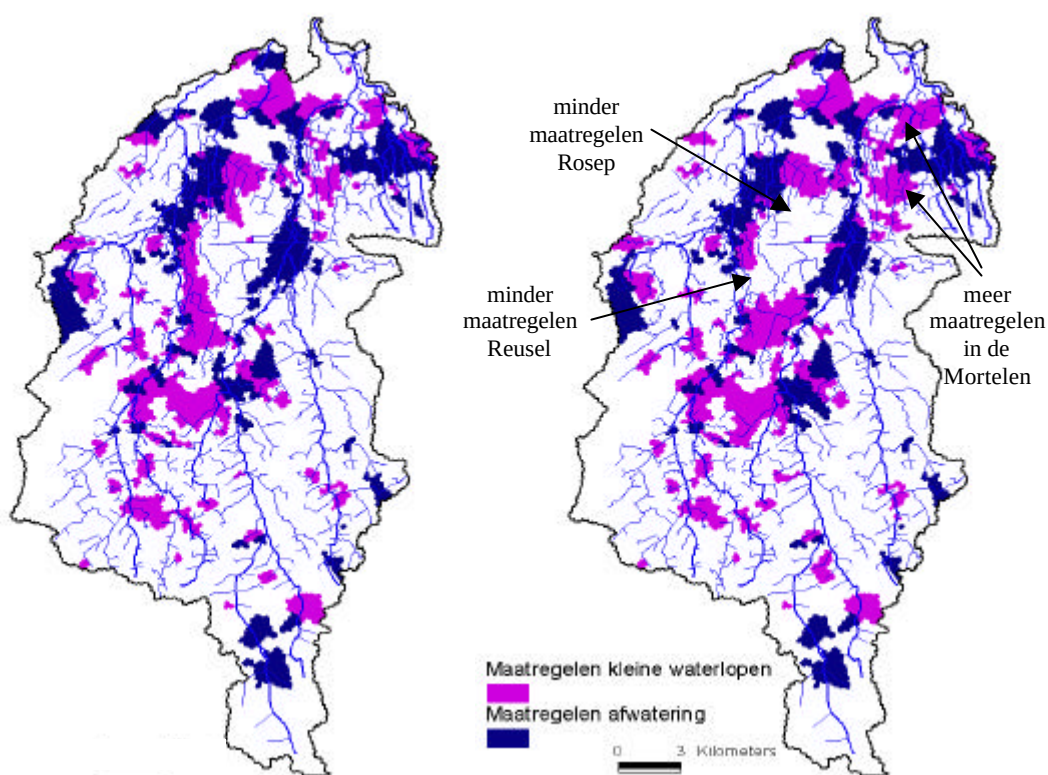


Figuur 52 Afwegingscurve tussen de reductie van de dubbele maatgevende afvoer en het gebiedssaldo (landbouwsaldo minus kosten van waterbeheersmaatregelen). De afvoerreductie is berekend ten opzichte van de 'Situatie Nu met ander klimaat' (Tabel 28). De gevraagde reductie voor het oplossen van het aandachtspunt 20% reductie ten opzichte van de Situatie Nu is ruim 50% ten opzichte van de Situatie Nu met een ander klimaat (streepjeslijn; zie tekst).



Figuur 53 Resultaten van de verificatierun met SIMGRO voor de variant gegenereerd door het model met als randvoorwaarden de doelwaarden behorende bij het hoogwater-aandachtspunt (Tabel 28 op pagina 107)

In bovenstaande berekeningen is de gewenste reductie van de hoogwaterafvoer opgelegd per *deelstroomgebied*. Indien het model wordt toegestaan om de gevraagde hoogwaterreductie voor het stroomgebied *als geheel* te realiseren blijkt als gevolg van de extra vrijheidsgraad een lager saldoverlies te worden gevonden, namelijk M€ 1,2/jaar in plaats van M€ 1,5/jaar. In Figuur 54 is een vergelijking gemaakt tussen de hoogwaterreductiemaatregelen bij toepassing van het aandachtspunt (20% reductie van de piekafvoer ten opzichte van Situatie Nu) op elk deelstroomgebied apart (links) en op het stroomgebied als geheel (rechts). In beide gevallen wordt ruim gebruik gemaakt van de mogelijkheid om maatregelen te treffen in de afwateringsleiding (blauw en paars) – het versmallen van het profiel, en daardoor vertragen van de afvoergolf – en ook maatregelen in de kleine waterlopen (alleen paars). In Figuur 54 (rechts) is te zien dat bij toepassing van het aandachtspunt op het gebied als geheel de maatregelen voor een deel worden verlegd naar het deelstroomgebied van de



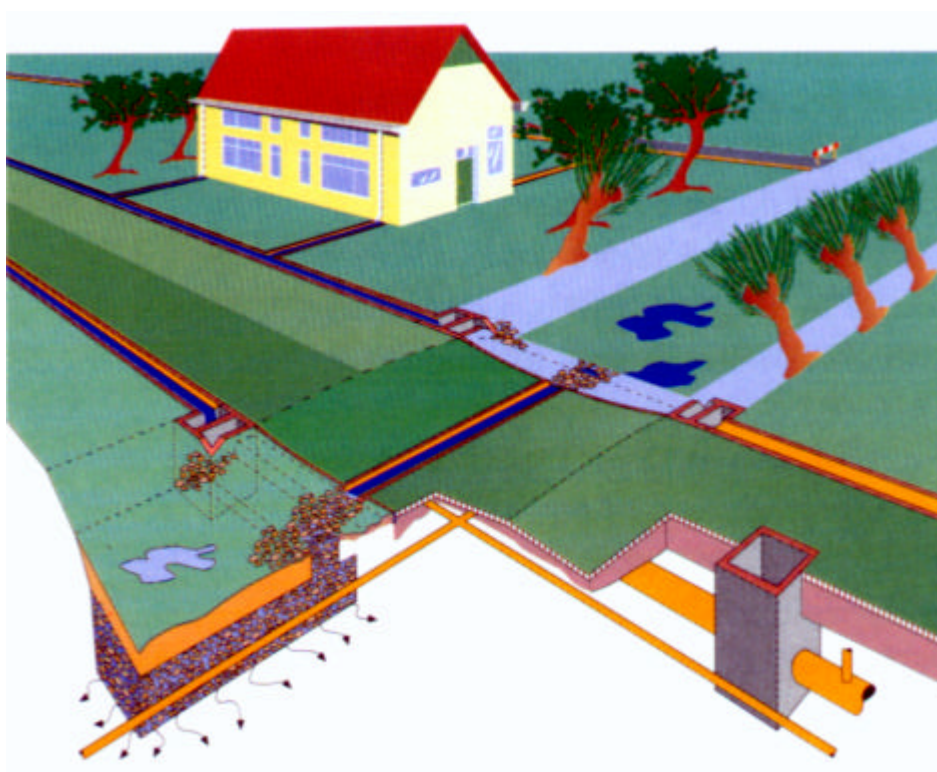
Figuur 54 Locaties waar maatregelen noodzakelijk zijn om de dubbele maatgevende afvoer ten opzichte van de Situatie Nu met 20% terug te dringen. Links als deze reductie wordt opgelegd aan elke deelstroomgebiedafvoer afzonderlijk; rechts als deze wordt opgelegd op de totale stroomgebiedafvoer. Op plaatsen waar maatregelen in kleine waterlopen worden genomen worden ook maatregelen in de afwatering doorgevoerd

Beerze (naar het natuurgebied de Mortelen, in de noordoosthoek van het stroomgebied), en dat de maatregelen in de Reusel en de Rosep iets worden versoepeld. In de variant waarin de restrictie is toegepast op het stroomgebied als geheel komt de piekafvoer van de Beerze $0,8 \text{ m}^3/\text{s}$ lager uit, die van de Reusel $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ hoger en die van de Rosep $0,3 \text{ m}^3/\text{s}$ hoger.

De gevolgen van de maatregelen voor hoogwaterreductie voor het landgebruik zijn gerubriceerd in Tabel 38. Het effect op het landgebruik van de twee belangrijkste categorieën (ruwvoedergewassen en overig) is relatief gering, en dat geldt ook voor de effecten op de afzonderlijke arealen met specifieke gewassen.

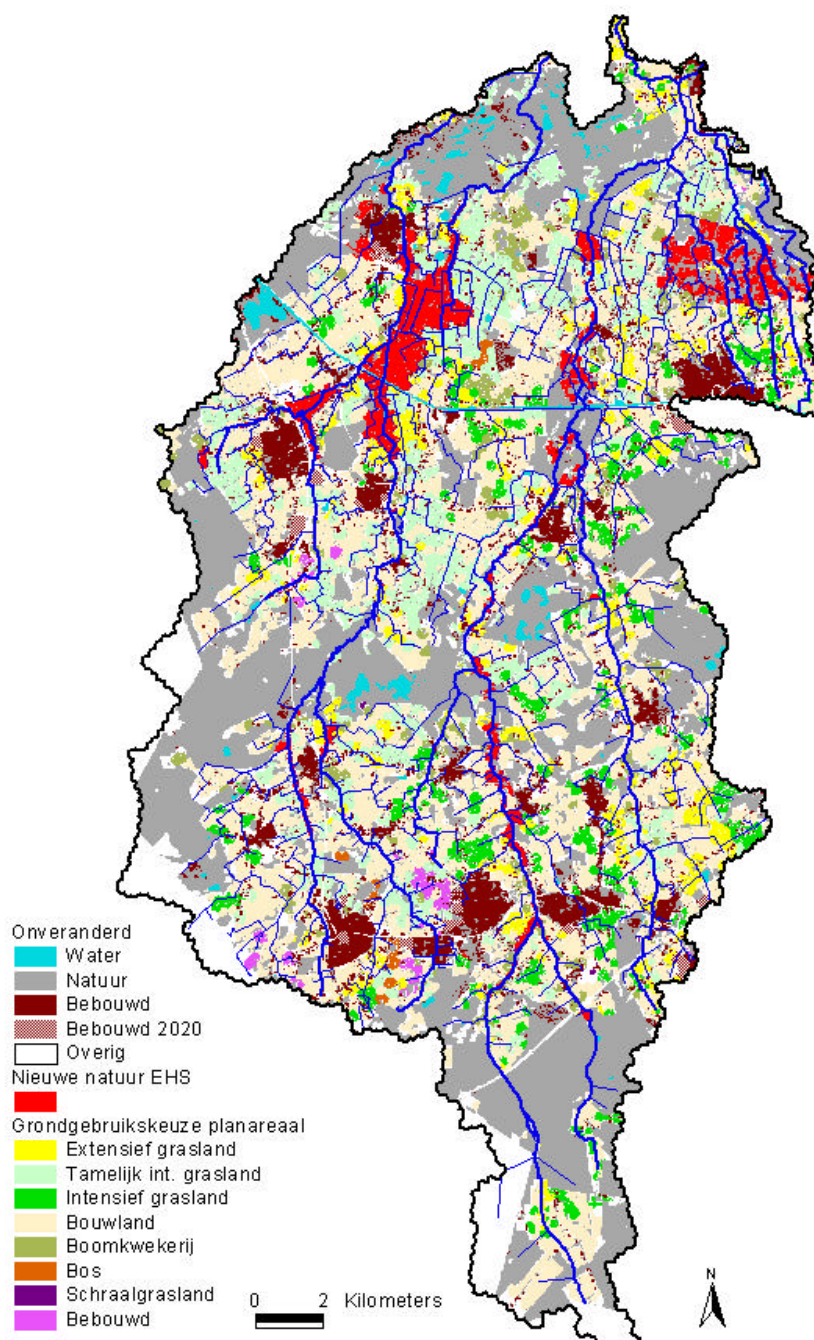
Tabel 38 Ontwikkeling van het landgebruik in het Nul+scenario en het scenario voor hoogwaterreductie

Landgebruik	Nul+ scenario (ha)	hoogwater-reductie (ha)	index (2) t.o.v (1)
Grasland met hoge stikstofbemesting	1775	1707	96
Grasland met gematigde stikstofbemesting	3843	4032	105
Grasland met lage stikstofbemesting	1990	1934	97
Maisland	8212	8212	100
<i>Totaal grasland en maisland</i>	<i>15820</i>	<i>15886</i>	<i>100</i>
Graan	359	342	95
Consumptie-aardappelen	1508	1394	92
Suikerbieten	812	812	100
Overig bouwland	1175	1210	103
Uien, vollegrondsgroente en bloembollen	1024	1013	99
<i>Totaal akkerbouw, uien, vollegrondsgroente en bloembollen</i>	<i>4878</i>	<i>4771</i>	<i>98</i>
Subtotaal landbouw	20697	20656	100
Subtotaal natuur	+1554	+1595	103
Subtotaal multifunctioneel landgebruik	0	0	--
Boomkwekerij	1230	1230	100
Wonen	3505	3505	100
Subtotaal Overig	4735	4735	100
Totaal	26986	26986	100



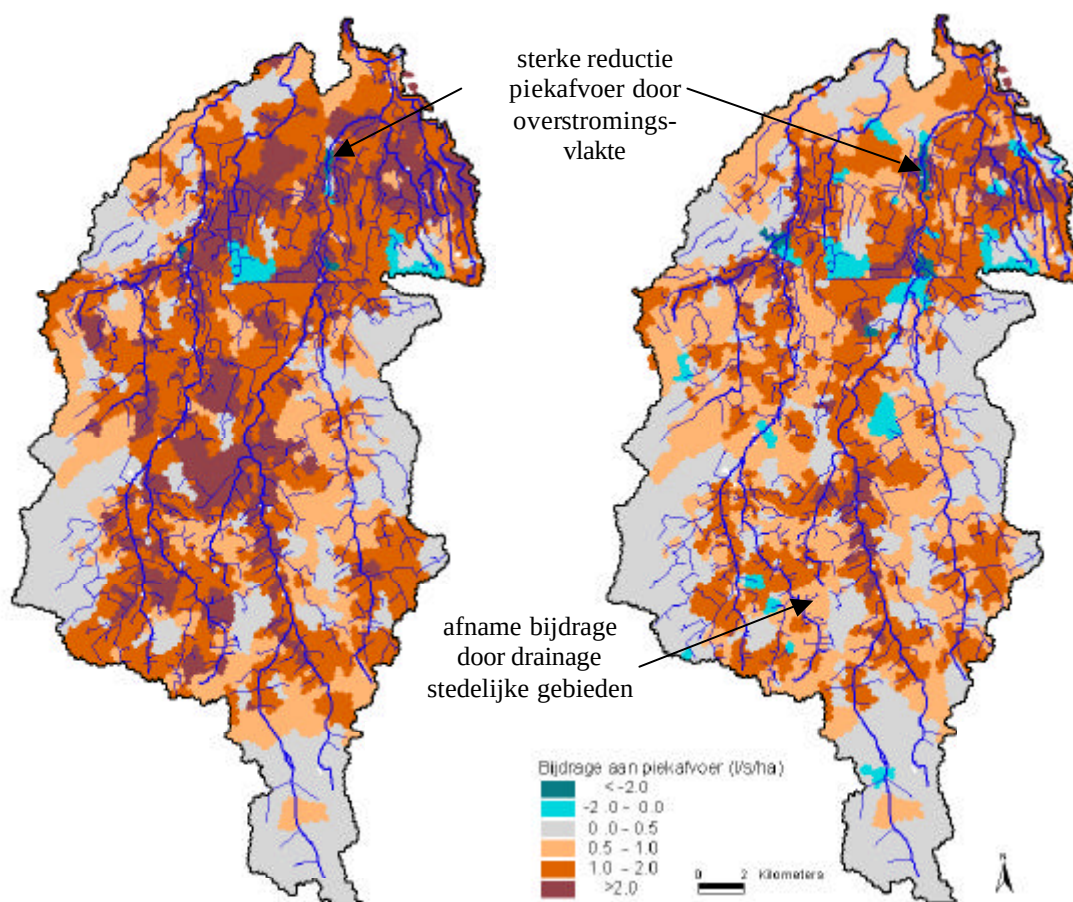
Figuur 55 De 'wadi' in stedelijke agglomeraties, voor infiltratie van neerslagwater naar het grondwater

In Figuur 56 valt op dat de locaties van nieuwe stedelijke gebieden in vergelijking met Figuur 47 (pagina 117) wederom zijn veranderd. Zoals bij de annotatie van Figuur 47 is gezegd heeft het systeem een grote mate van vrijheid om de nieuwe stedelijke gebieden op alternatieve locaties te plaatsen zo lang nog weinig additionele randvoorwaarden worden opgelegd.



Figuur 56 Landgebruik in de strategie met maatregelen tegen hoogwateroverlast

De reden waarom als gevolg van de randvoorwaarde voor hoogwater de nieuwe stedelijke gebieden zijn verplaatst is dat de diepe buisdrainage in die stedelijke gebieden een matigend effect heeft op de (extreme) piekafvoeren – door de drainage wordt in de ondergrond bergingscapaciteit gecreëerd die beschikbaar is voor het bergen van een deel van de piekneerslag. Dit effect wordt zichtbaar gemaakt in Figuur 57, waarin een ruimtelijke vergelijking wordt gemaakt van de bijdragen van afwateringseenheden aan de hoogwaterpiek. Dat de afstroming van verhard oppervlak niet leidt tot verhoging van de piekafvoer is een gevolg van het feit dat bij de analyse is uitgegaan van ‘duurzaam bouwen’. Hierbij wordt alle oppervlakteafvoer via wadi's en andere systemen geïnfiltreerd; zie Figuur 55, en §3.6.2 op pagina 109).



Figuur 57 Bijdrage aan de piekafvoer in het Nul+scenario (links) en in de strategie met hoogwaterreductie (rechts). Bij negatieve waarden van de bijdrage aan de piekafvoer wordt de afvoergolf ter plekke gedeeltelijk (tijdelijk) geborgen

3.7.5 De strategie voor beperking van de nutriëntenbelasting

Realisatie van de plafondwaarden van de N- en P-verliezen volgens de RUN-normen (maximale verliezen 60 kg N/ha/jaar en 8,74 kg P/ha/jaar, op *perceelsschaal*) is één van de manieren om de milieubelasting met nutriënten terug te dringen. Tabel 39

geeft inzicht in de gevolgen van implementatie van deze normen voor het landgebruik. Volgens het model is grasland met hoge stikstofbemesting helemaal niet meer mogelijk en is grasland met gematigde stikstofbemesting dat nog maar in zeer beperkte mate. Daarentegen neemt het areaal grasland met een lage stikstofbemesting in vergelijking tot het Nul⁺scenario sterk toe. Ook wordt bijna 300 ha multifunctioneel grasland ingezet. Het areaal graan en overig bouwland neemt sterk af, terwijl het areaal consumptieaardappelen toeneemt.

Tabel 39 Vergelijking van landbouwarealen in het Nulscenario, na implementatie van de RUN-normen, en na vrije optimalisatie met dezelfde stroomgebiedsdoelwaarden voor nutriënten in het oppervlaktewater als worden bereikt in de RUN-variant. ($[N_{ow}]$ = concentratie van N in het oppervlaktewater (mg/l))

Landgebruik	Nul+- scenario 2020 (ha) (1)	RUN- variant (ha) (2)	vrije optimalisatie $[N_{ow}] \leq 4,5$ mg/l (ha) (3)	Index (2)/(1) × 100	Index (3)/(1) × 100
Grasland met hoge stikstofbemesting	1775	0	843	0	47
Grasland met gematigde stikstofbemesting	3843	1267	2649	33	69
Grasland met lage stikstofbemesting	1990	5176	3930	260	197
Maïsland	8212	9581	7066	117	86
Totaal grasland en maïsland	15820	16024	14487	101	92
Graan	359	428	342	119	95
Consumptieaardappelen	1508	1727	1247	115	83
Suikerbieten	812	812	406	100	50
Overig bouwland	1175	183	1520	16	129
Uien, vollegrondsgroente en bloembollen	1024	1054	979	103	96
Totaal akkerbouw, uien, vollegrondsgroente en bloembollen	4878	4204	4495	86	92
Subtotaal Landbouw	20697	20227	18982	98	92
Subtotaal Nieuwe Natuur	1554	1737	3238	112	208
Subtotaal Multifunctioneel l.g.	0	287	32		
Boomkwekerij	1230	1230	1230	100	100
Wonen	3505	3505	3505	100	100
Subtotaal Overig	4735	4735	4735	100	100
Totaal	26986	26986	26986	100	100

Tabel 40 laat zien wat de gevolgen zijn voor de melkveestapel. Het aantal melkkoeien neemt in de RUN-variant in vergelijking tot het Nul⁺scenario met de helft af. Dit komt met name door de relatief zeer sterke daling van het aantal melkkoeien met een lage melkproductie per koe. Daarnaast is opvallend dat ook het aantal melkkoeien met een hoge melkproductie per koe sterk afneemt. Dit wordt verklaard door het feit dat een hoge melkproductie per koe samengaat met een relatief hoge stikstofbemesting per hectare grasland.

Tabel 40 Ontwikkeling melkkoeien ($\times 1000$) in het Nulscenario, de RUN-variant en in de vrije optimalisatie ($[N_{ow}]$ = concentratie van N in het oppervlaktewater (mg/l))

Landbouwactiviteit	Nul+- scenario 2020 (ha) (1)	RUN- variant (ha) (2)	vrije optimalisatie $[N_{ow}] \leq 4,5$ mg/l (ha) (3)	Index (2)/(1) $\times 100$	Index (3)/(1) $\times 100$
Melk- en kalfkoeien	16,2	8	12,9	49	80
- lage melkproductie	5,9	0	3,5	0	60
- gematigde melkproductie	6,9	6,5	6,4	94	93
- hoge melkproductie	3,4	1,5	3,0	45	88

Het landbouwsaldo daalt van M€ 94,7/jaar in het Nul⁺scenario naar M€ 76,7/jaar in de RUN-norm-variant, een daling van 19%. De daling van het aantal melkkoeien zal betekenen dat de melkveehouderij zwaar wordt getroffen.

Tabel 41 Ontwikkeling regionaal landbouwsaldo in Beerze en Reusel (prijzen van 1993/94-1995/96)

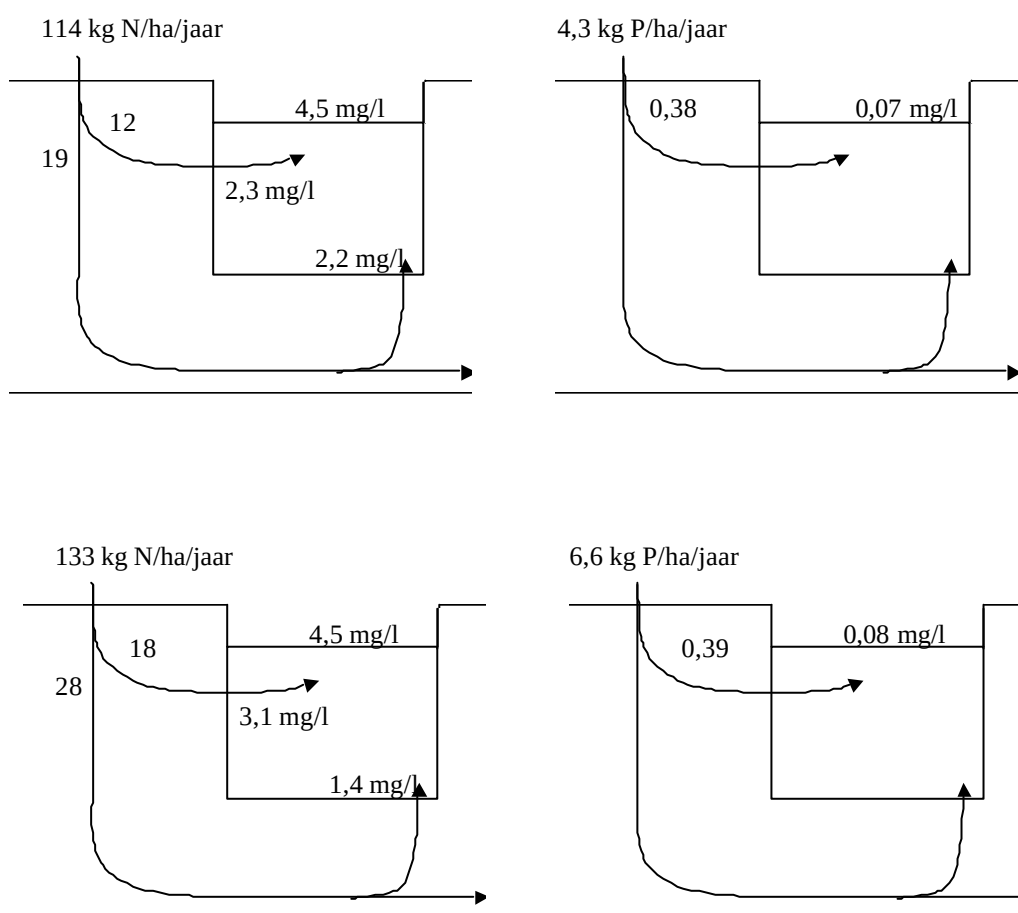
	Nul+- scenario 2020 (ha) (1)	RUN- variant (ha) (2)	vrije optimalisatie $[N_{ow}] \leq 4,5$ mg/l (ha) (3)	Index (2)/(1) $\times 100$	Index (3)/(1) $\times 100$
Landbouwsaldo (M€ /jaar)	94,7	76,7	84,4	81	89

De RUN-normen zijn een keurslijf voor de landbouw. De vraag is aan de orde of de gestelde bereikte milieudoelwaarden niet op een efficiëntere manier kunnen worden gerealiseerd. Om dat te onderzoeken is de via de RUN-normen bereikte daling van de stroomgebiedsgemiddelde-concentratie van N in oppervlaktewater naar 4,5 mg/l als *randvoorwaarde* opgelegd aan het model. De resultaten voor het landgebruik zijn weergegeven in Tabel 39. Het areaal grasland met gematigde stikstof bemesting is veel groter dan in de RUN-variant. Daarnaast is er ook nog 843 ha met hoge stikstofbemesting mogelijk. In vergelijking tot het Nul⁺scenario neemt het totale areaal ruwvoedergewassen wel af. Het areaal akkerbouw, uien, vollegrondsgroente en bloembollen neemt in totaal met ongeveer 14% af in vergelijking tot het Nul⁺scenario. Tabel 40 laat een daling zien van het aantal melkkoeien in vergelijking tot het Nul⁺scenario. Echter, in vergelijking tot de RUN variant neemt het aantal melk- en kalfkoeien slechts beperkt af. De daling van het aantal melk- en kalfkoeien is meer gelijk verdeeld over de verschillende categorieën melk- en kalfkoeien ingedeeld naar melkproductie per koe. Uit Tabel 41 blijkt dat dezelfde waarde voor de N-concentratie van (drainage en afspoeling naar) het oppervlaktewater als in de RUN variant kan worden bereikt met een geringere daling van het landbouwsaldo, namelijk een daling van 11% naar M€ 84,5. Ook wordt ten opzichte van de RUN-variant door de landbouw 1200 ha *minder* grond gebruikt.

De gevonden verschillen tussen de RUN-variant en die met vrije optimalisering (met N in oppervlaktewater $\leq 4,5$ mg/l) vragen om een nadere analyse van het achterliggende functioneren van het watersysteem. Daartoe is in Tabel 42 en Figuur 58 het overzicht gegeven van de in de RUN-variant berekende N- en P-verliezen op gebiedsniveau en in Figuur 59 het overzicht voor de variant met vrije optimalisering. De waarden per ha zijn gerelateerd aan het areaal in de Situatie Nu, met het oog op de vergelijkbaarheid van alle tabellen.

Tabel 42 Overzicht van nutriëntenverliezen naar grond- en oppervlaktewater na implementatie van de RUN-normen voor N- en P-verliezen: maximaal 60 kg N/ha/jaar en 8,74 kg P/ha/jaar op perceelsschaal. Tussen haakjes zijn de waarden voor het Nulscenario gegeven. De waarden per ha zijn berekend per hectare cultuurgrond, waarbij voor de onderlinge vergelijkbaarheid van tabellen het areaal cultuurgrond van de huidige situatie is genomen.

	N		P	
	kg N/ha	mg N/l oppervlaktewater	kg P/ha	mg P/l oppervlaktewater
nutriëntenoverschot	114 (173)	-	4,3 (8,7)	-
verliezen naar het oppervlaktewater	12 (27)	2,3 (5,8)	0,38 (0,44)	0,07 (0,09)
verliezen naar het grondwater	19 (41)	2,2 (3,7)	-	-
totale verliezen	31 (68)	4,5 (9,5)	0,38 (0,44)	0,07 (0,09)



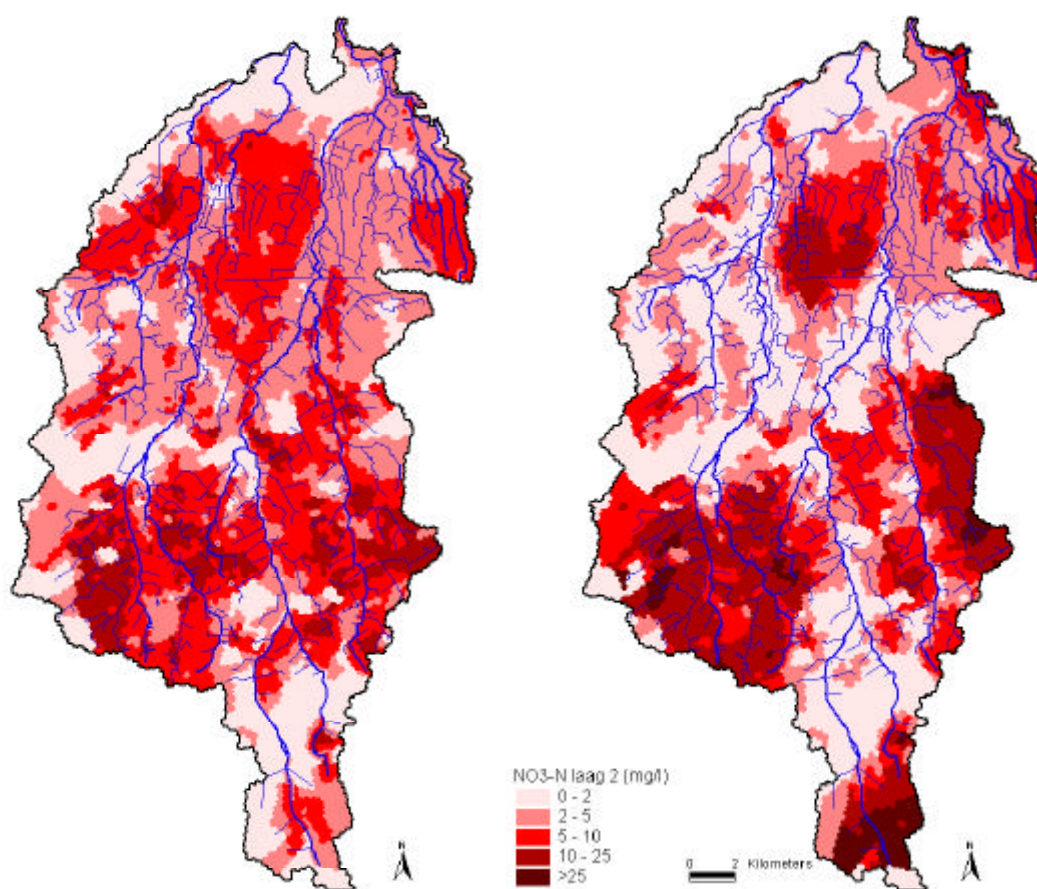
Figuur 58 Overzicht van nutriëntenverliezen in de RUN-variant (boven)

Figuur 59 Overzicht van nutriëntenverliezen in de variant met vrije optimalisering waarin vrijwel dezelfde milieu-doelwaarden worden bereikt als in de RUN-variant (onder)

Als de N-verliezen worden gerelateerd aan het (kleinere) landbouwareaal in de RUN-variant dan bedragen de verliezen 37 kg N/ha/jaar (in plaats van de 31 kg/ha/jaar in Tabel 42), wat ruim onder de RUN-norm van 60 kg N/ha/jaar ligt. Dat het model niet tegen de grenswaarde van 60 kg N/ha/jaar aan gaat zitten komt door het feit dat

de RUN-norm op *perceelsschaal* wordt gehanteerd. Daardoor is er niet de mogelijkheid om plaatselijke lagere verliezen te ‘compenseren’ door elders hogere verliezen te hebben.

Uit het overzicht in Figuur 59 blijkt dat bij vrije optimalisatie dezelfde doelwaarden voor het oppervlaktewater worden bereikt bij een (gebiedsgemiddeld) 17% hoger nutriëntenoverschot (en bijbehorend hoger gebiedssaldo) dan in de RUN-variant. Dit is mogelijk omdat het model de grootste N-verliezen plaatst in delen van het gebied die niet op het bekenstelsel afwateren en/of zo ver mogelijk weg zijn van de plekken waar het diepe grondwater weer exfiltreert naar het oppervlaktewater. Daardoor moet dit stikstofhoudende grondwater een lange weg afleggen. Tegen de tijd dat het als kwel exfiltreert is een groot deel van de stikstof via denitrificatie in de ondergrond verdwenen.

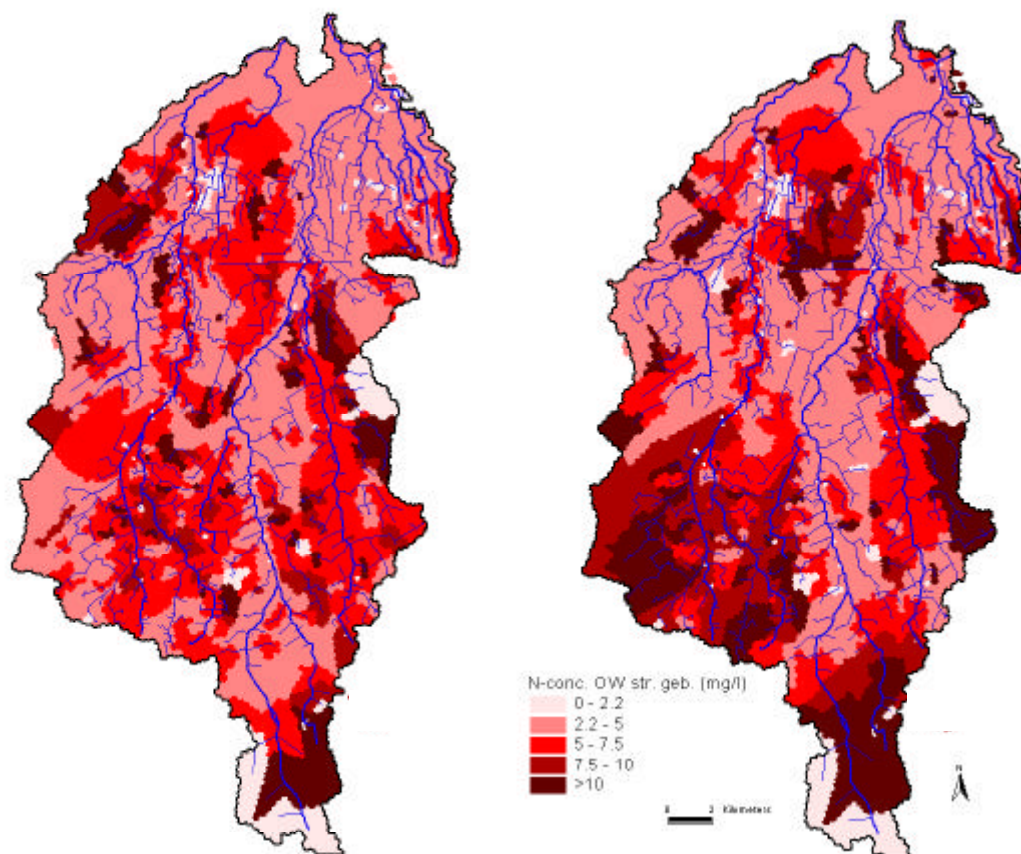


Figuur 60 Door het BEM berekende NO₃-N-concentraties in de Formatie van Sterksel (tweede watervoerende laag in het model) bij implementatie van de RUN-normen voor nutriëntenverliezen (links) en bij vrije optimalisering binnen dezelfde doelwaarden voor de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater als in de RUN-variant (rechts)

Dit verklaart voor een deel de sterk afwijkende patronen in Figuur 60 van de NO₃-N-concentratie in respectievelijk de RUN-variant en in de variant met vrije optimalisering. Maar er is meer aan de hand, namelijk dat er in bepaalde delen van het gebied

sprake is van wegzijging is naar de diepere ondergrond (i.c. de 'derde' watervoerende laag in het model). Dit is extra 'gunstig' omdat het grondwater nòg veel langer onderweg is, en daardoor nog sterker denitrificeert²⁷.

De kwel/wegzijgingskaart voor de uitwisseling tussen de tweede en derde watervoerende laag is weergegeven in Figuur 63. Vergelijking van deze kaart met de kaart van NO₃-concentraties bij vrije optimalisering (rechter kaart van Figuur 60) laat zien dat het model ervoor zorgt dat de concentraties vooral boven de wegzijgingsgebieden het hoogst oplopen.



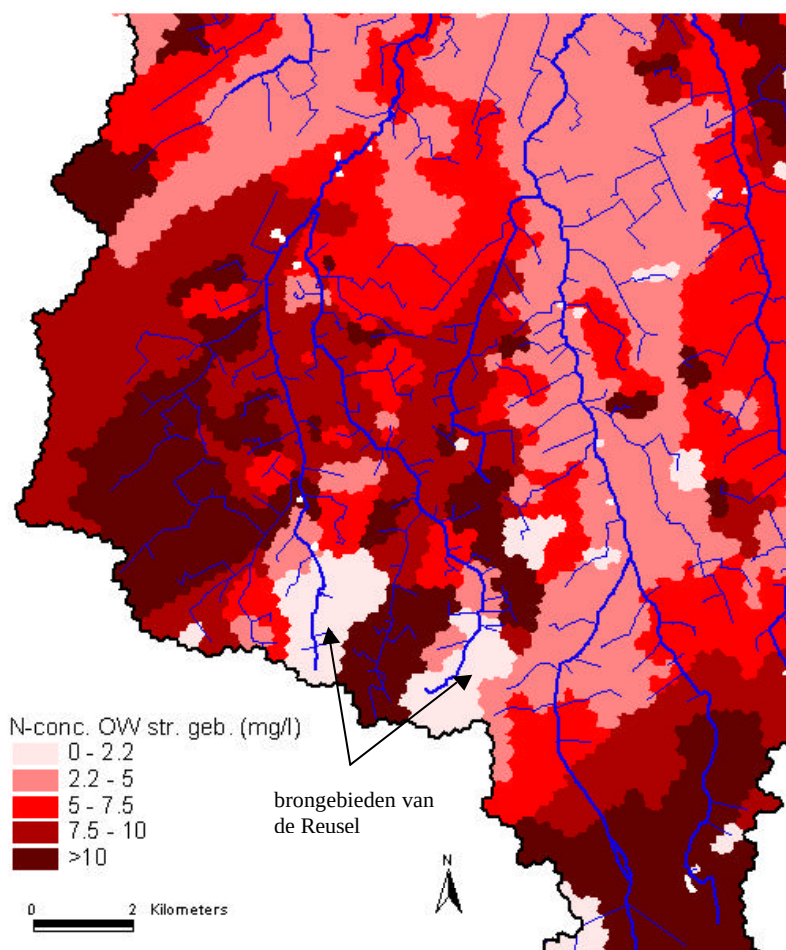
Figuur 61 Door het BEM berekende N-belastingen van het oppervlaktewater voor de RUN-variant (links) en bij vrije optimalisering (rechts) binnen de doelwaarde van 4,5 mg/l voor de N-belasting bij de uitstroompunten van de hoofdbeken van het stroomgebied. De belasting van 4,5 mg/l wordt ook (tegen grotere kosten) bereikt in de RUN-variant. De uitgebeelde waarden hebben betrekking op de oppervlaktewatertrajecten. Ingekleurd is steeds het bijbehorende vlak van de aan een waterloop gekoppelde afwateringseenheid

Op die plekken (of precies gezegd: iets naar het zuiden van het wegzijgingsgebied in de noordelijke helft van het studiegebied, in verband met de globaal noordwaarts gerichte regionale grondwaterstroming) worden in het landgebruikpatroon (Figuur 64) grondgebruiksvormen met hoge nutriëntenverliezen gepositioneerd, zoals het opvallende aaneengesloten stuk grasland met hoge stikstofbemesting dat centraal

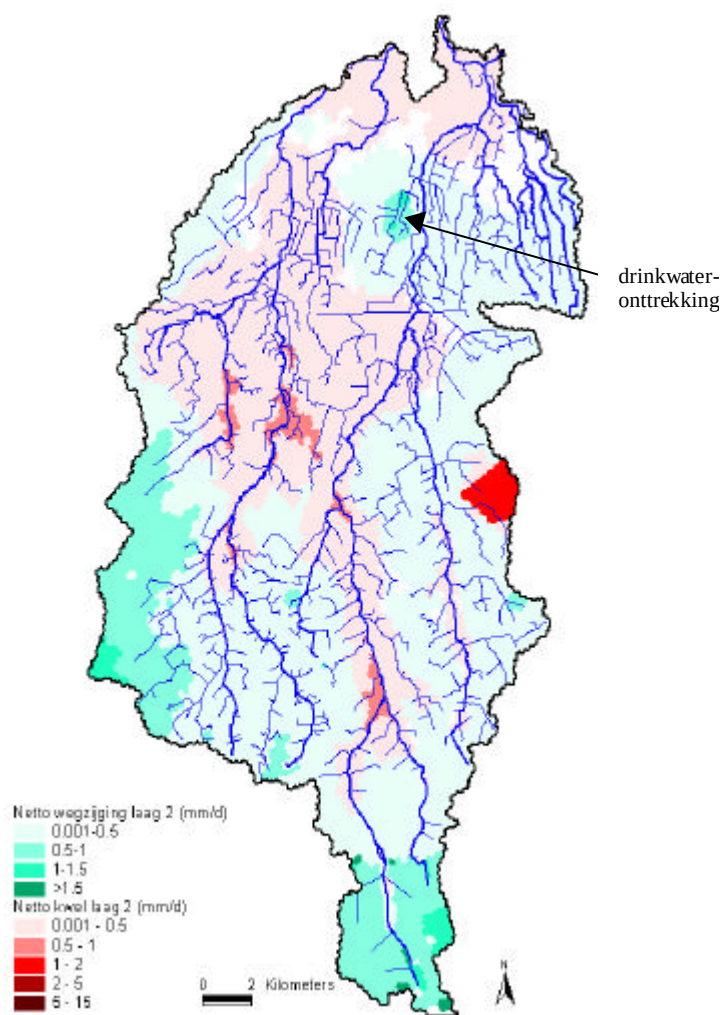
²⁷ Er is een denitrificatieconstante aangenomen van 1/200 jr⁻¹.

gelegen is in het noorden van het stroomgebied. Het opvallende wegzijgingsgebied in de noordelijke helft van het studiegebied (Figuur 63) waar de nitraat naar toe stroomt herbergt een drinkwateronttrekking in de diepere ondergrond. Het blijkt dat de afgelegde weg en de verblijftijd voldoende is om met de nitraatconcentratie ruim onder de richtwaarde van 5,6 mg NO₃-N/l te blijven. Dat is geverifieerd met de 'geavanceerde' versie van het model MENGVAT waarbij de mengvaten op knooppuntniveau worden gemodelleerd voor alle 15 lagen van het grondwatermodel.

De gekozen locatie van dit hoogproductieve grasland is volgens het model niet alleen geschikt in verband met het patroon van de grondwaterstroming, maar ook doordat het afwatert op het Wilhelminakanaal. De nutriëntenverliezen die via afspoeling en via drainage van het ondiepe grondwater naar het oppervlaktewater worden afgevoerd komen hierdoor niet in het bekenstelsel terecht.



Figuur 62 Bescherming van brongebieden van de Reusel tegen vervuiling van de waterloop, als voorbeeld van een 'maatpak' van maatregelen voor een stroomgebied

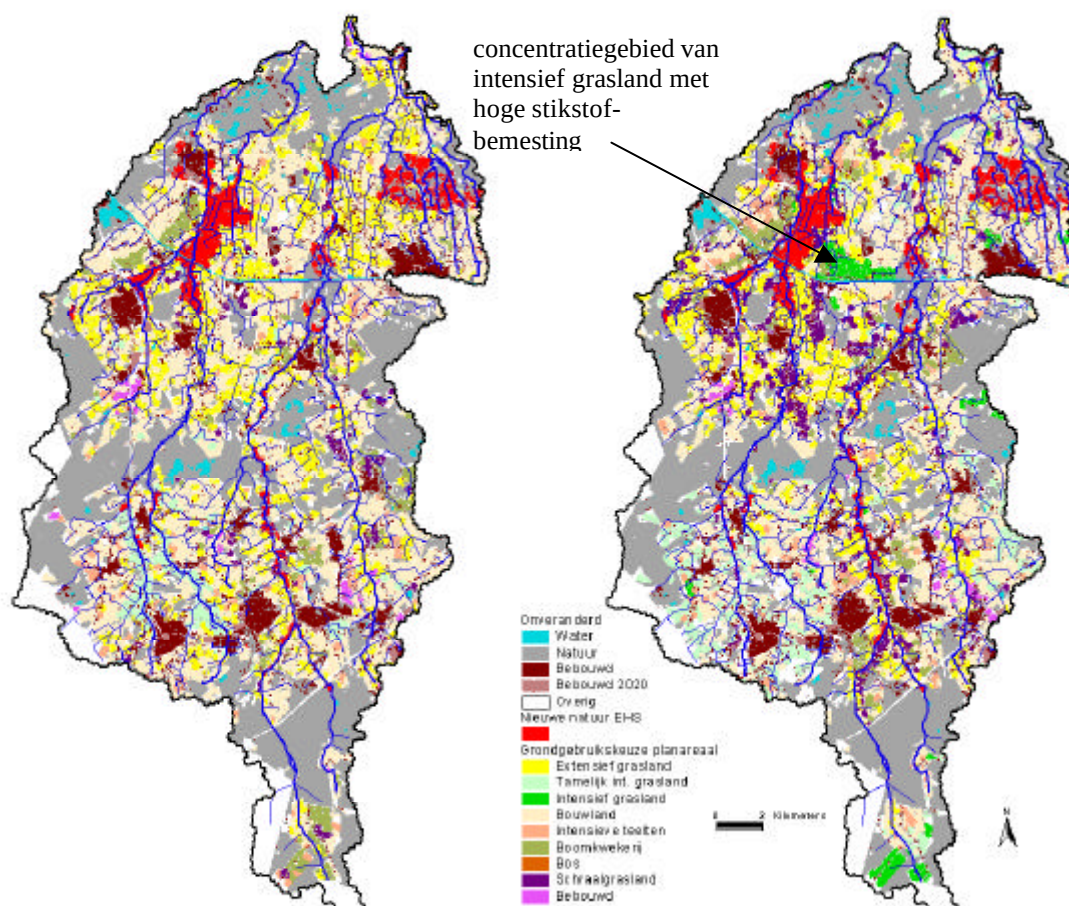


Figuur 63 Kwel-/wegzijging van en naar de tweede watervoerende laag van de modelschematisering. Het ronde wegzijgingsgebied in het noorden van het gebied wordt veroorzaakt door een diepe drinkwateronttrekking

Figuur 61 geeft de vergelijking tussen de N-belasting van het oppervlaktewater in de RUN-variant en de variant met vrije optimalisatie binnen de doelwaarde van 4,5 mg N/l bij de uitstroompunten van de hoofdbeken. In beide figuren is zichtbaar dat de hoge concentraties in de bovenloopgebieden in de variant met vrije optimalisatie gaandeweg worden verdund door water met lagere concentraties dat door de zijbeken wordt toegevoerd. In de rechter figuur is ook zichtbaar dat het eerder geconstateerde voordeel van de vrije optimalisatie een prijs heeft in termen van hogere concentraties in een groot deel van de bovenloopgebieden. Het is bekend dat de (in potentie) hoogste aquatisch-ecologische waarden zich in de brongebieden van beken bevinden (Van Walsum et al., 2001). In dat opzicht is de variant met vrije optimalisatie duidelijk in het nadeel ten opzichte van de RUN-variant, doordat de brongebieden worden vervuild. Maar dit nadeel kan grotendeels worden weggenomen door in de optimalisatievariant extra randvoorwaarden op te nemen voor de brongebieden die interessant worden gevonden. Wellicht zal hierdoor een deel van het saldo voordeel van de optimalisatie variant verloren gaan. Door middel van het gericht aanbrengen

van extra randvoorwaarden kan een *maatpak* van maatregelen worden gevonden waarin een optimale balans wordt gevonden tussen landbouwopbrengsten enerzijds en natuur anderzijds. Bij wijze van voorbeeld is een extra variant geanalyseerd waarin de brongebieden van de twee bovenlopen van de Reusel 'schoon' zijn gehouden. De in Figuur 62 getoonde effecten kunnen worden gerealiseerd ten koste van een daling van het landbouwsaldo met circa €200 000 per jaar.

De resultaten van vrije optimalisering binnen de randvoorwaarde voor de gemiddelde N-concentratie van het oppervlaktewater in het stroomgebied maken deel uit van een serie berekeningen waarbij deze randvoorwaarde is gevarieerd. De afwegingscurve tussen de N-concentratie en het gebiedssaldo van de landbouw is weergegeven in Figuur 65. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen de totale concentratie (blauw) en de concentratie die wordt veroorzaakt door lokale drainage en afspoeling (bruin). De stippellijn geeft de waarde van het aandachtspunt aan.

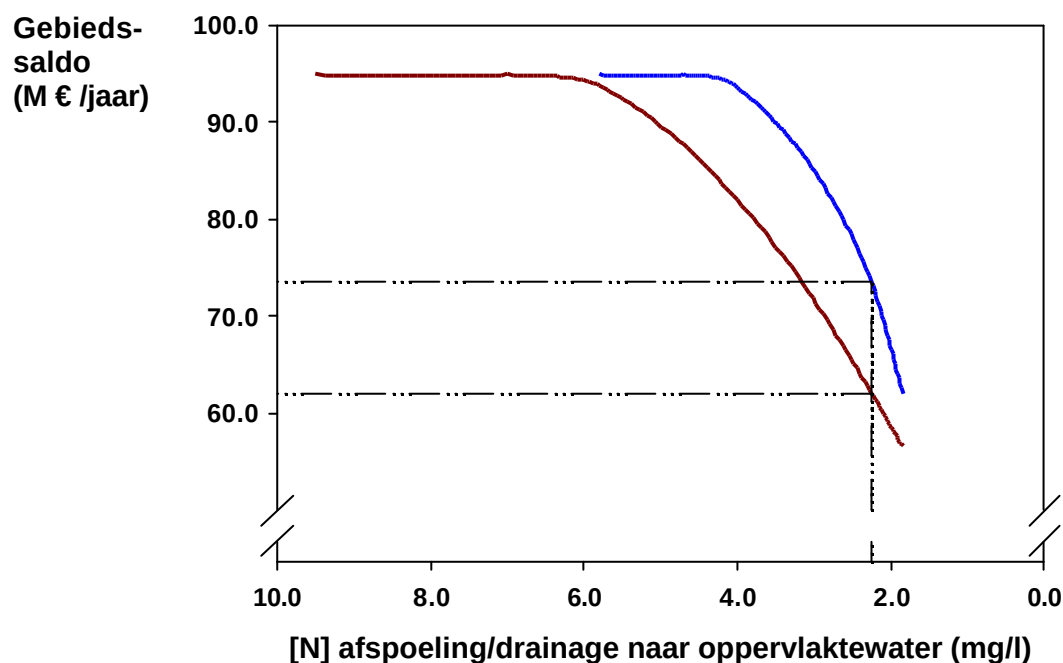


Figuur 64 Door het BEM gegenereerd patroon van landgebruik bij implementatie van de RUN-normen voor nutriëntenverliezen (links) en bij vrije optimalisering binnen dezelfde doelwaarden voor de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater als in de RUN-variant (rechts).

Nogmaals wordt benadrukt dat de berekende waarden geen echte concentraties zijn, want de processen in het oppervlaktewater zelf worden niet gemodelleerd. Als gevolg van die processen zullen de werkelijke concentraties lager zijn, en zal er dus minder gebiedssaldo verloren gaan om het aandachtspunt weg te nemen dan door de grafiek wordt gesuggereerd.

Overigens is de infiltratie van nitraathoudend grondwater naar diepere lagen – om daarmee via denitrificatie van het nitraat af te komen – in beleidskringen controversieel. De vraag is dus of het hier gaat om een voor het beleid acceptabele werkwijze.

Een ander punt van relativering is het feit dat in dit studiegebied gebruik is gemaakt van de ‘gelegenheidsoplossing’ om intensieve melkveehouderij te plaatsen in het gebiedsdeel dat afgekoppeld is van de hoofdbeken en dat afwatert op het Wilhelminakanaal. Indien niet van deze optie gebruik wordt gemaakt, dan is het bereikbare landbouwsaldo niet M€ 84,4/jaar maar 82,5 M€ 84,4/jaar. Dat is nog altijd M€ 5,8/jaar meer dan in de RUN-variant. En tegenover de ‘verslechtering’ van het resultaat staat dat er 1600 ha minder landbouwgrond nodig is dan in de RUN-variant in plaats van 1200 ha minder.



Figuur 65 Afwegingscurves tussen het gebiedssaldo en de gebiedsgemiddelde N-concentratie van drainage naar het oppervlaktewater: de bruine lijn (links) voor de totale belasting inclusief die van uittredend diep grondwater en de blauwe (rechts) voor alleen de belasting via afspoeling en ondiepe drainage. De stippellijn geeft de concentratie (2,25 mg/l) die volgens het ‘aandachtspunt’ moet worden bereikt

3.7.6 De combinatiestrategie ‘Natuur en Hoogwaterreductie’

In het voorgaande zijn per thema een aantal varianten getoond die oplossingen kunnen bieden voor de bijbehorende aandachtspunten. Deze oplossingen zijn uitgebreid besproken om de mogelijkheden van Waterwijs te illustreren. Voor de praktijk is het wellicht interessanter om te weten hoe meerdere – liefst alle – aandachtspunten tegelijkertijd kunnen worden aangepakt. In het onderstaande worden eerst de resultaten gepresenteerd van de combinatiestrategie waarin voldaan wordt aan het aandachtspunt hoogwaterreductie (20% reductie van de piekafvoer ten opzichte van de Situatie Nu) en de ‘zware’ natuurvariant.

In de combinatievarianten met hoogwaterreductie is de betreffende randvoorwaarde opgelegd in de vorm van een optelsom voor het hele gebied, nadat duidelijk was geworden dat de combinatie van de ‘zware’ natuurvariant met hoogwaterreductie per deelstroomgebied niet mogelijk is, oftewel er is geen oplossing die aan de gestelde randvoorwaarden voldoet.

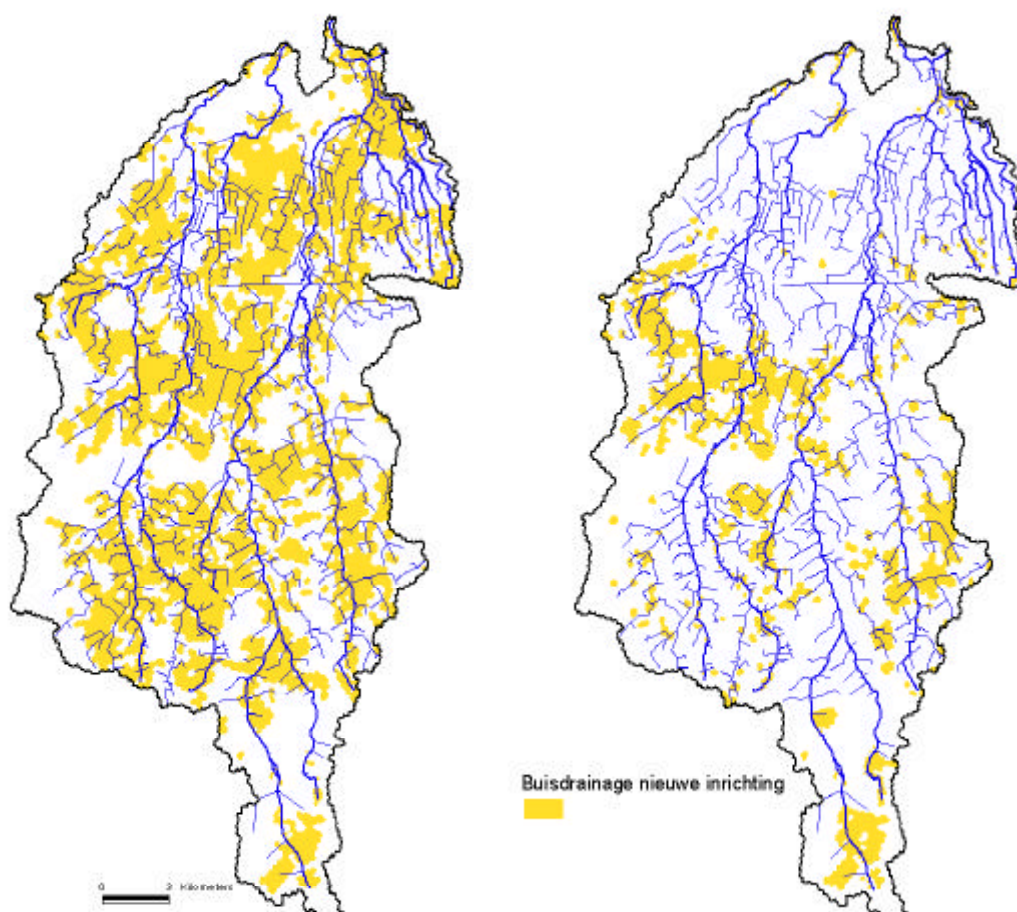
In Tabel 43 is een overzicht gegeven van de effecten op het gebiedssaldo van afzonderlijke en van gecombineerde maatregelen tegen hoogwateroverlast en ten behoeve van de ‘zware’ natuurvariant. Uit deze tabel blijkt dat de daling van het gebiedssaldo als gevolg van de gecombineerde aanpak van aandachtspunten voor hoogwater en natuur veel groter is dan de optelsom van de dalingen voor de enkelvoudige aanpak van de respectievelijke aandachtspunten. Er is als het ware sprake van een negatieve ‘synergie’. De achtergrond van dit belangenconflict is dat de oplossingen voor de deelaspecten totaal verschillend zijn: bij de deelaanpak van hoogwateroverlast wordt ruim gebruik gemaakt van de piekafvoerverlagende werking van de aanleg van buisdrainage: als gevolg van de buisdrainage dalen de grondwaterstanden, en daardoor is er meer ruimte in de ondergrond om de piekneerslag te bergen. Drainage heeft echter negatieve gevolgen voor natuur, en wordt daarom in de ‘zware’ natuurvariant sterk teruggedrongen.

Tabel 43 Overzicht van effecten op het gebiedssaldo ten gevolge van hoogwaterreductie (afname van piekafvoeren met 20% ten opzichte van de Situatie Nu) en de ‘zware’ natuurvariant

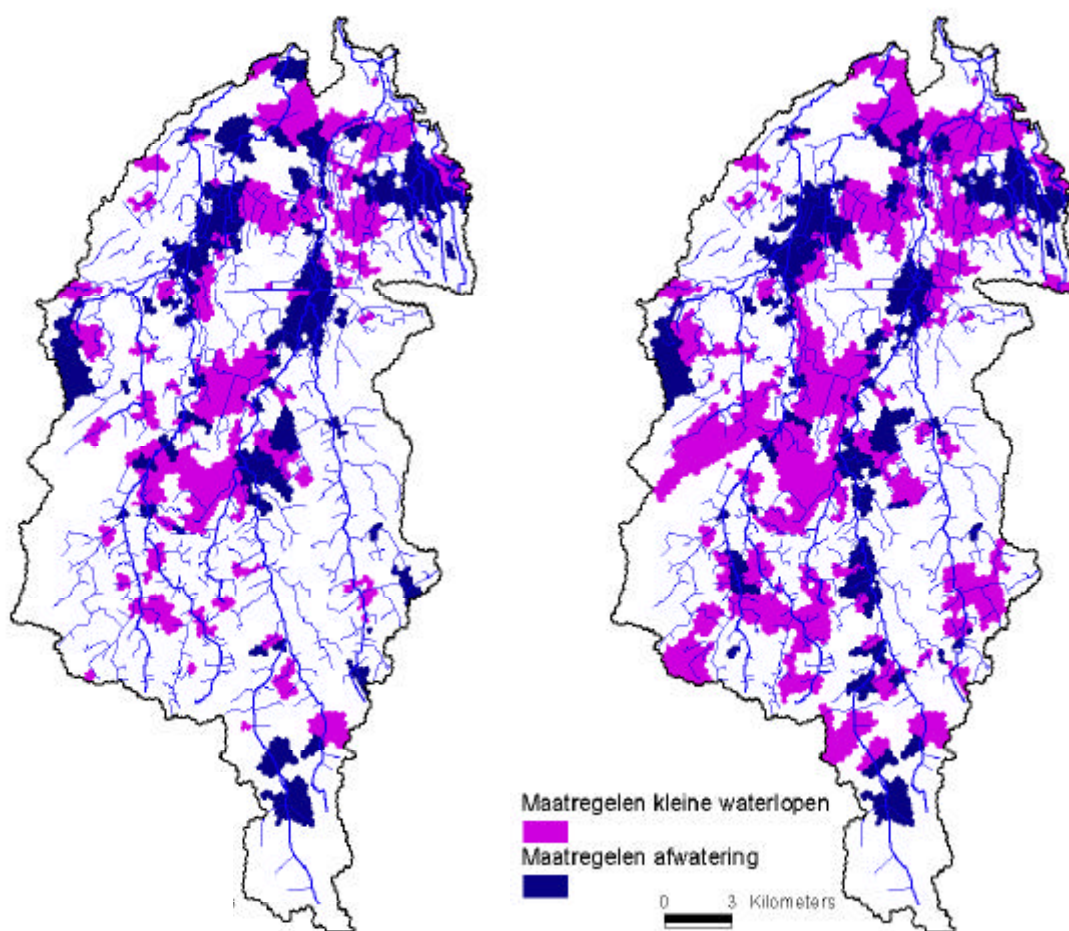
maatregel	derving gebiedssaldo (M€ /jaar)
Hoogwaterreductie 20%	1,2
‘Zware’ natuurvariant	2,1
<i>Totaal</i>	<i>3,3</i>
<i>Combinatievariant</i>	<i>9,7</i>
Synergievoordeel deelaanpak-varianten	-6,4

In Figuur 66 is een vergelijkend overzicht gemaakt van de drainage in de deelaanpak-varianten: in de deelaanpak voor hoogwaterreductie wordt ruim 19 000 ha gedraïneerd, in de ‘zware’ natuurvariant slechts 6 500 ha. Om in de combinatievariant te compenseren voor het vrijwel wegvallen van de mogelijkheid om piekafvoeren via extra buisdrainage te reduceren wordt het areaal met maatregelen tegen wateroverlast sterk uitgebreid, zoals blijkt uit de in Figuur 67 gegeven vergelijking tussen de deel-

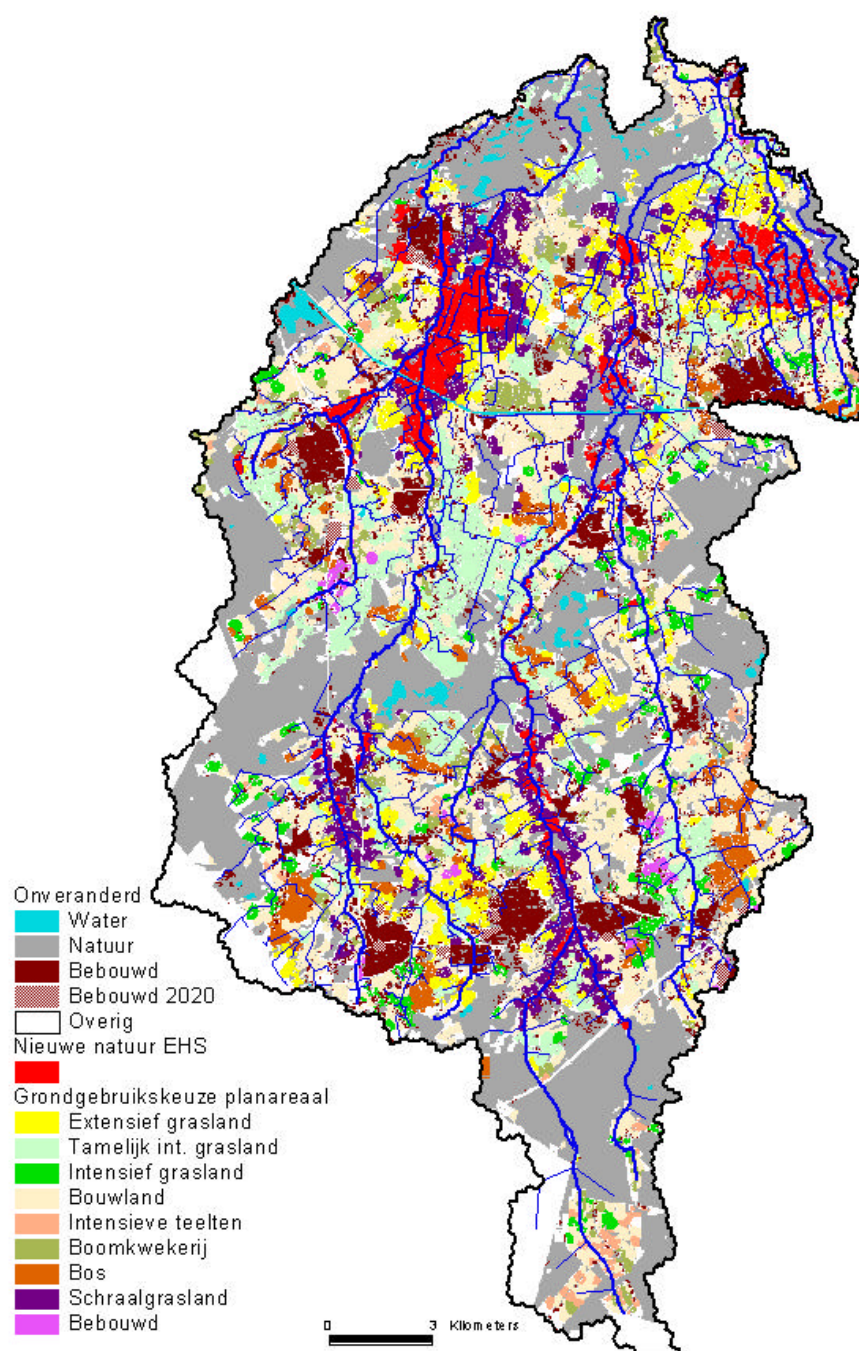
aanpak voor hoogwaterreductie en de combinatie-aanpak. Ook het landgebruik is in de combinatievariant anders dan in de deelaanpak-varianten; er waren sowieso verschillen tussen die patronen. In de combinatievariant (Figuur 68) blijkt dat er een flink areaal (1000 ha) donker naaldbos wordt voorzien, terwijl dit in de deelaanpak-varianten niet voorkomt. *Aanplant van bos biedt kennelijk op veel plaatsen een redelijk compromis tussen de eisen van hoogwaterreductie en die van natuur.* De hoogwaterreductie komt in dit geval voor een deel tot stand door de relatief hoge verdamping die ervoor zorgt dat er veel ruimte is voor berging van de piekneerslag in de onverzadigde zone. En wat betreft de ontwatering zijn de eisen gematigd, en dus is het effect op naastliggende terrestrische natuur niet ongunstig. In totaal wordt er in de combinatievariant, vergeleken met het Nul⁺ scenario, 3000 ha landbouwgrond uit productie genomen, in de deelaanpak voor hoogwaterreductie minder dan 100 ha en in de 'zware' natuurvariant circa 1000 ha is. De 'extra' 1900 ha die in de combinatie-variant moeten verdwijnen verklaart het negatieve synergievoordeel van M€ 6,4/jaar tussen de deelaanpak-varianten (Tabel 43).



Figuur 66 Buisdrainage in de deelaanpak voor hoogwaterreductie (links; ruim 19 000 ha) en de 'zware' natuurvariant (rechts; 6500 ha)



Figuur 67 Maatregelen tegen hoogwateroverlast in de situatie met uitsluitend aandacht voor het hoogwater-aandachtspunt (links), en in de combinatiestrategie waarin ook de 'zware' natuurvariant wordt gerealiseerd (rechts)



Figuur 68 Landgebruik in de combinatievariant met hoogwater-reductie en 'zware' natuur. Opvallend is het grote areaal donker naaldbos (1000 ha) dat in de combinatie-variant wordt aangeplant

3.7.7 De combinatiestrategie ‘Natuur en N-beperking’

De combinatie van de ‘zware’ natuurvariant met vermindering van de N-belasting op het oppervlaktewater laat zien dat er tussen de twee afzonderlijke maatregelpakketten een grote mate van synergie bestaat. De kosten van de natuurbuffering bedragen in de combinatiestrategie slechts éénderde van de kosten die gemaakt zouden moeten worden als de maatregelen ter beperking van de nutriëntenverliezen niet al zouden worden genomen (Tabel 44). Dit komt omdat grond die ten behoeve van de verlaging van de N-belasting van het oppervlaktewater uit productie moet worden genomen rond natuurgebieden kan worden aangewend voor buffering van natuurgebieden door middel van vernatting. Hierdoor wordt in de combinatievariant een kostenbesparing bereikt. Als gevolg van de vernatting voor de buffering van natuurgebieden en de hierdoor toenemende denitrificatie lopen de N-concentraties van het freatische grondwater terug; bij ondiepe grondwaterstanden is er immers vaker sprake van anaërobie. Anderzijds leidt vernatting ook tot verhoging van de directe afspoeling van N. Al dit soort effecten en fysische terugkoppelingen zijn impliciet aanwezig in het uiteindelijke synergievoordeel, zijnde M€ 1,3/jaar.

Tabel 44 Overzicht van deeleffecten en totale effecten op het gebiedssaldo van de ‘zware’ natuurvariant en de variant met beperking van de N-belasting op oppervlaktewater tot 4,5 mg/l

maatregel	derving gebiedssaldo (M€ /jaar)
‘Zware’ natuurvariant	2,1
N-belasting opp. water 4,5 mg/l	10,4
Totaal	12,5
Combinatiestrategie	11,2
Synergievoordeel van deelaanpak-varianten	1,3

3.7.8 Combinatiestrategie ‘Hoogwaterreductie en N-beperking’

De volgende combinatiestrategie die is onderzocht betreft de combinatie van hoogwaterreductie met het terugbrengen van de N-belasting op het oppervlaktewater. In Tabel 45 is een overzicht gegeven van de dervingen in saldo van de deelaanpakvarianten, in vergelijking met die van de combinatievariant. Uit dat overzicht blijkt dat er sprake is van een licht belangenconflict tussen de betreffende aandachtspunten. Dit conflict wordt veroorzaakt door het effect van hoogwaterreductie maatregelen op de Gemiddelde Hoogste Grondwaterstand (GHG). Als gevolg van de maatregelen om de afvoer te vertragen wordt de GHG ondieper en ontstaan er meer situaties met N-afspoeling naar het oppervlaktewater. Om dit te compenseren moet het areaal met mest-intensieve landgebruiksvormen worden teruggebracht, met een extra verlies aan saldo als gevolg (Tabel 45).

Tabel 45 Overzicht van effecten op het gebiedssaldo van hoogwaterreductie (afname piekafvoer met 20% ten opzichte van de Situatie Nu) en de variant met beperkte N-belasting op oppervlaktewater (4,5 mg/l)

maatregel	derving gebiedssaldo (M€ /jaar)
Hoogwaterreductie 20%	1,2
N-belasting opp. water 4,5 mg/l	10,4
<i>Totaal</i>	<i>11,6</i>
<i>Combinatiestrategie</i>	<i>12,1</i>
Synergievoordeel van deelaanpak-varianten	-0,5

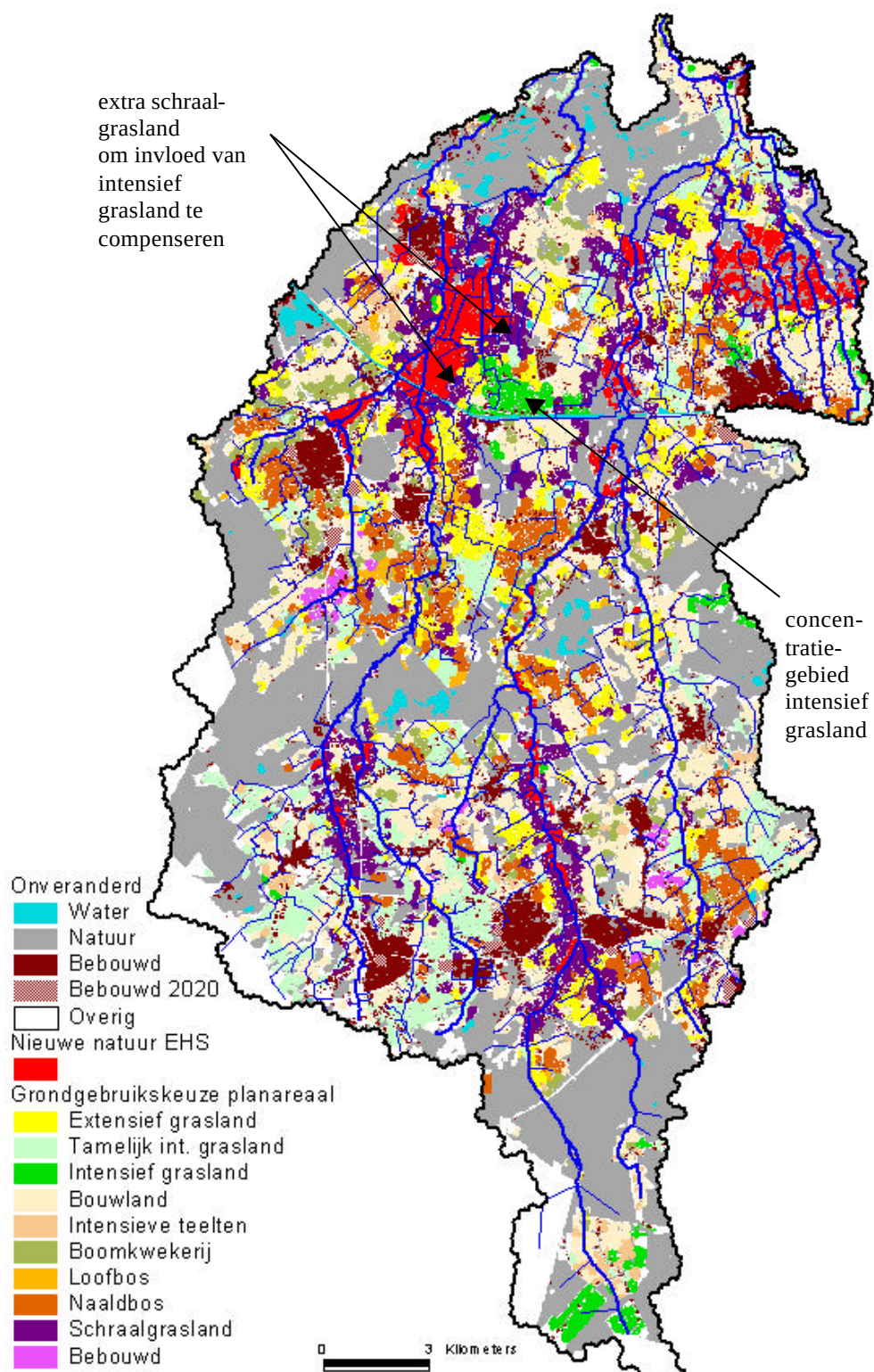
3.7.9 De 'Integrale' strategie

Een strategie waarin de aandachtspunten met betrekking tot natuur, hoogwater en nutriënten simultaan worden aangepakt lijkt het meest aantrekkelijk. In Tabel 46 is een overzicht gegeven van de optelsom en het synergievoordeel van de gelijktijdige aanpak van de drie verschillende aandachtspunten. Vergelijking van het synergievoordeel van de Integrale strategie, M€ -3,5/jaar, met de optelsom van de synergievoordelen van de drie combinatievarianten, zijnde M€ -5,6/jaar (zie Tabel 43, Tabel 44 en Tabel 45), laat zien dat het model in de Integrale strategie dankzij de optimalisatie kennelijk een additioneel voordeel van M€ 2,1/jaar weet te realiseren.

Tabel 46 Overzicht van deeleffecten en totale effecten op het gebiedssaldo van de hoogwaterreductie, de 'zware' natuurvariant en de variant met beperking van de N-belasting op oppervlaktewater tot 4,5 mg/l.

maatregel	derving gebiedssaldo (M€ /jaar)
'Zware' natuurvariant	2,1
Hoogwaterreductie 20%	1,2
N-belasting opp. water 4,5 mg/l	10,4
<i>Totaal</i>	<i>13,7</i>
<i>Integrale strategie</i>	<i>17,2</i>
Synergievoordeel van de Integrale strategie	-3,5

Analyse van het landgebruik in de Integrale strategie (Figuur 69) laat zien dat de in de combinatiestrategie 'Natuur en hoogwaterreductie' ingezette lijn van extra bosaanplant wordt doorgetrokken. Het gaat om 1200 ha donker naaldbos extra ten opzichte van de 1000 ha die in de combinatiestrategie 'Natuur en hoogwaterreductie' al werd gepland. Tevens wordt er 450 ha loofbos aangeplant, wat in geen van de andere strategieën het geval is. In totaal wordt er 2650 ha bos aangeplant. Het bos heeft als gevolg van de hoge verdamping een matigend effect op de piekafvoer, waardoor in de waterlopen minder maatregelen tegen hoogwateroverlast genomen hoeven te worden. Vanwege de gematigde ontwateringseisen in bossen is er ook een 'voordeel' ten opzichte van landbouwgronden. Voor de buffering van natuurgebieden is echter nog steeds een grootschalige introductie van 2600 ha extra schraalgrasland nodig (exclusief de 1550 ha voor de nieuwe EHS-gebieden zelf). Als maatregel in het bufferbeleid is bos een 'generalist', terwijl schraalgrasland in deze terminologie een 'specialist' is met een hoge effectiviteit.



Figuur 69 Patroon van landgebruik voor de Integrale strategie waarin alle drie de aandachtspunten betreffende 'zware' natuur, hoogwateroverlast, en belasting van N op het oppervlaktewater simultaan worden opgelost

Het patroon van landgebruik in de Integrale strategie (Figuur 69) blijkt een hybride te zijn van het patroon, behorende bij de combinatievariant *Hoogwaterreductie en 'zware' natuur* (Figuur 68 op pagina 144), en het patroon dat voor de deelaanpak *Reductie van de N-belasting op het oppervlaktewater* gegenereerd is; zie de rechter kaart in Figuur 64 op pagina 139. De 'inbreng' van de laatstgenoemde variant kan gemakkelijk worden herkend aan de karakteristieke positionering van intensief grasland op locaties waar sprake is van infiltratie ('wegzijging') naar de diepe ondergrond, met name in het noordelijk gedeelte van het stroomgebied, zie ook Figuur 63 op pagina 138). Deze introductie van intensief grasland vlakbij de natuurzones 9/10 waar een zware randvoorwaarde is opgelegd wordt door het systeem gecompenseerd door extra schraalgrasland te introduceren langs de rand van deze natuurzones (zie pijlen in Figuur 69). Op die manier wordt het pakket van maatregelen in evenwicht gebracht.

Aanhangsel 1 Het bio-economisch model (BEM) van Waterwijs

1.1 Inleiding

Een algemene overweging bij het opzetten van het bio-economisch model (BEM) van Waterwijs is geweest dat de kennis die gecodeerd is in bestaande modellen als DRAM, SIMGRO en NATLES zoveel mogelijk in *onveranderde vorm* moest worden overgenomen. Er wordt in feite een soort ‘raamwerk’-methode toegepast. De meeste modellen worden in hun originele vorm gebruikt voor rekenexperimenten. De uitkomsten worden via *postprocessing* programma's samengevat in tabellen en vervolgens het systeem binnengesluisd. Wat betreft de modellen waar rekenexperimenten mee worden gedaan is er dus sprake van een *open systeem*: het is mogelijk om voor die rekenexperimenten ook andere modellen te gebruiken, zolang de uitkomsten maar worden weggeschreven in de vorm die het BEM kan lezen. Deze opzet komt de onderhoudbaarheid ten goede: als er een nieuwe versie van een simulatiemodel komt, dan hoeven hooguit een aantal aanpassingen in de nabewerkingprogramma's te worden aangebracht.

Het model is een geïntegreerd stelsel van modellen van componenten van het watersysteem en de hiermee te associëren functies. Het is geïmplementeerd binnen een raamwerk voor wiskundige optimalisering, waardoor het mogelijk is geautomatiseerd te zoeken naar land- en watergebruiksconfiguraties die aan de – door de opdrachtgever gestelde – eisen voldoen. In het BEM van Waterwijs worden de volgende componenten onderscheiden:

- doelstellingen en bijbehorende doelfuncties;
- beslissingsvariabelen;
- systeemvergelijkingen;
- randvoorwaarden.

Doelstellingen en doelfuncties

Een *doelfunctie* is een rekenkundige maat waarmee kan worden getoetst in welke mate wordt voldaan aan doelstellingen die voor een gebied zijn gesteld. Deze doelstellingen kunnen zijn vastgesteld door één beleidsbepalende instantie, maar kunnen ook het resultaat zijn van een bereikte overeenkomst tussen meerdere instanties. Doelfuncties kunnen van het type ‘*max*’ of ‘*min*’ zijn. Een doelfunctie is van het type ‘*max*’ als de aanverwante belangengroepen de waarde van de doelfunctie liefst zo hoog mogelijk willen hebben; de functie is van het type ‘*min*’ als ze de waarde liefst zo laag mogelijk willen hebben. Voorbeelden van doelfuncties zijn:

- het totale saldo van opbrengsten en kosten dat door agrarische activiteiten wordt gegenereerd (*max*);
- de belasting van stikstof en fosfor op oppervlaktewater (*min*).

Bij de ruimtelijke ordening zijn in principe veel belangen in het spel. Bij het behartigen van deze belangen is gewoonlijk sprake van competitie, die het gevolg is van belangentegengestellingen. Zulke tegenstellingen hebben tot gevolg dat bijvoorbeeld maximalisatie van het landbouwsaldo wordt tegengehouden door doelstellingen die aan de nitraatconcentraties van grondwater zijn gegeven.

Beslissingsvariabelen

De *beslissingsvariabelen* zijn de wiskundige equivalenten van de mogelijke deelontwikkelingen in een gebied, zoals het areaal extensief grasland met lage stikstofbemesting. Voor elke variabele is een minimum- en maximumwaarde gedefinieerd waarbinnen de mogelijke opties voor de betreffende deelontwikkeling mogen liggen. Veel variabelen hebben als traject het interval tussen 0 en 1, overeenkomend met respectievelijk het helemaal niet en helemaal wel kiezen van een bepaalde deelontwikkeling. In dat laatste geval (waarde = 1) wordt bijvoorbeeld alle landbouwgrond omgezet naar 'extensief grasland'.

Systeemvergelijkingen en randvoorwaarden

Beslissingsvariabelen zijn niet noodzakelijkerwijs gekoppeld aan voor het beleid relevante beslissingen. In veel gevallen dient een 'beslissingsvariable' als een soort hulpvariabele om in de *systeemvergelijkingen en randvoorwaarden* tot een gebiedsbeschrijving te komen. Systeemvergelijkingen beschrijven de kenmerken en het gedrag van het regionale systeem, zoals de ruimtelijke wisselwerking tussen waterbeheersmaatregelen in een landbouwgebied en de grondwaterpotentialaal onder een hieraan via het watersysteem gekoppeld natuurgebied.

Randvoorwaarden zijn er in twee soorten: beïnvloedbare en niet-beïnvloedbare. Beïnvloedbare randvoorwaarden hebben betrekking op bepaalde wensen ten aanzien van het gebied, bijvoorbeeld de wens dat in een bepaald deel het huidige landgebruik wordt gehandhaafd. Maar ook niet-beïnvloedbare randvoorwaarden kunnen de 'oplossingsruimte' voor een regio soms in aanzienlijke mate dicteren. Voorbeelden van dergelijke randvoorwaarden zijn autonome ontwikkelingen als geleidelijke klimaatveranderingen, het landbouwbeleid dat 'in Brussel' wordt geformuleerd en de globalisering met de hieraan gekoppelde effecten op prijzen van producten en diensten.

De ruimtelijke resolutie

Beslissingsvariabelen hebben meestal niet betrekking op het gebied als geheel maar op een of meerdere van de *ruimtelijke planningseenheden* waaruit het gebied is opgebouwd. In het voorbeeldgebied Beerze en Reusel zijn er ruim 4000 van deze eenheden (zie Figuur 104, Aanhangsel 10, pagina 291) Deze ruimtelijke eenheden zijn tot stand gekomen op grond van de volgende kenmerken:

- administratieve eenheid, bijvoorbeeld een gemeente;
- afwateringseenheid van het hydrologische model;
- bodemtype;
- landgebruik;
- ligging ten opzichte van beken.

Het laatstgenoemde kenmerk is van belang om bij het genereren van ruimtelijke patronen een zo efficiënt mogelijke oplossing te vinden. Dat kan alleen als in de buurt van de beken de ruimtelijke eenheden smal en bandvormig zijn en de vorm van een soort bufferstroken hebben. Bij het samenstellen van de eenheden wordt als kleinste eenheid een cel van het hydrologische model genomen: een planningseenheid bestaat uit een of meer van zulke cellen. De reden voor het kiezen van deze basiseenheid is dat het niet mogelijk is om maatregelen te evalueren als deze op een fijnere schaal

zouden zijn gespecificeerd. Deze cellen worden in de tekst 'knooppunten' genoemd (zie ook Figuur 88, Aanhangsel 6, pagina 255, voor meer informatie).

De 'basiseenheid' van de ruimtelijke resolutie van het model moet overigens niet worden verward met die van de evaluatie, te weten de resolutie van de uitkomsten van de gekoppelde simulatiemodellen (beschreven in Aanhangsel 2 en verder; zie ook de beschrijving van het toetsingsinstrumentarium vanaf pagina 34). Deze modellen leveren uitkomsten op het niveau van een regelmatig rooster bestaande uit *pixels*, d.w.z. vierkantjes van 25×25 m. Bij de hydrologische modellering worden daartoe de uitkomsten voor de modelcellen via een neerschalingprocedure tevens omgezet naar dit fijnere schaalniveau.

Lineaire programmering

Bij het watergestuurd inrichten en beheren van de groene ruimte speelt een groot aantal processen en aspecten een rol. Daarnaast spelen inrichtingsvraagstukken zich af op het ruimtelijke niveau van afzonderlijke percelen, of groepen van percelen. Om daar rekening mee te houden en toch binnen acceptabele rekentijd met antwoorden op vragen te komen, moet worden gekozen voor een zo eenvoudig mogelijke wiskundige basisvorm van de modelvergelijkingen. Bij het zoeken naar geschikte ruimtelijke inrichtingspatronen wordt daarom gebruik gemaakt van de techniek Lineaire Programmering (LP), waarbij een lineair stelsel vergelijkingen wordt opgelost. In het recente verleden zijn de mogelijkheden om de LP-methode toe te passen sterk toegenomen. Dit betreft niet alleen de beschikbare hardware, maar vooral ook de wiskundige algoritmen en de beschikbare software:

- het zogenaamde Newton Barrier-algoritme (DASH, 2001) 'loopt' niet meer zoals een conventionele LP-methode langs de 'buitenkant' van het oplossingsgebied, maar stapt er dwars doorheen, op weg naar het optimum;
- de gebruikte algoritmes vereisen voor een efficiënte werking veel RAM-geheugen; de kosten voor zeer grote geheugens (0,5 – 2 Gb) zijn echter dramatisch gedaald.

Het feit dat er met lineaire vergelijkingen wordt gewerkt betekent overigens niet dat het model als geheel lineair reageert op veranderingen.

In de beschrijvingen van de deelmodellen wordt telkens de hierboven gehanteerde indeling in doelfunctie, beslissingsvariabelen, systeemvergelijkingen en randvoorwaarden gebruikt. Voor een goed begrip worden de beslissingsvariabelen steeds als eerste behandeld, dan de doelfunctie(s) en tenslotte de systeemvergelijkingen en randvoorwaarden.

Leeswijzer

In het navolgende wordt een beschrijving gegeven van alle belangrijke vergelijkingen in het model, en in veel gevallen ook de manier waarop de data worden verkregen. Onvermijdelijk is dat een aantal gegeven voorbeelddata specifiek zijn voor het voorbeeldgebied Beerze en Reusel.

1.2 Modellerings van landgebruiksopties

Voor de inventarisatie van het huidige landgebruik maakt het BEM van Waterwijs gebruik van het zogenaamde LGN3-bestand (Thunnissen et. al, 1992). Het LGN3-bestand is een landelijk bestand met een resolutie van 25×25m. Tabel 47 bevat een opsomming van de gehanteerde categorieën (1 tot met 29). Het LGN3-bestand maakt echter onvoldoende onderscheid tussen landbouwkundig grasland en gras aanwezig in bermen en andere kleinere oppervlaktes. In hoofdstuk 3.4.2 (hoofdstuk, pagina 77) wordt beschreven hoe het bestand wordt aangepast voordat het als invoer wordt gebruikt.

Het *planareaal* omvat alle gronden die een andere bestemming kunnen krijgen. Sommige vormen van landgebruik zullen bij het 'plannen met water' echter als vaststaand worden beschouwd. Dit geldt ten eerste voor de meeste vormen van bebouwing. Maar ook bepaalde vormen van natuur zijn in principe buitengesloten van de planvorming. Vooralsnog is alle bestaande natuur als vaststaand genomen. Niettemin kunnen gronden die in gebruik zijn als natuur ook aan het planareaal worden toegevoegd. Overigens betekent het opnemen van gronden met een bepaald type landgebruik in het planareaal niet automatisch dat deze gronden een andere bestemming zullen krijgen. De gebruiker kan het selectieproces op allerlei manieren beïnvloeden.

In Waterwijs kunnen de gronden in het planareaal één van de bestemmingen krijgen die zijn opgenomen in de landgebruikset die is opgesomd in Tabel 48. Deze uitgebreide landgebruikset kan worden gezien als de ruggengraat van de integrale modellering. De landgebruikset herbergt behalve vormen van landbouw ook 'multifunctioneel landgebruik', te weten een drietal speciale soorten grasland. Gras, afkomstig van dit multifunctionele grasland wordt ook gebruikt voor het voeren van vee. In het DRAM model worden aparte ruwvoerbalansen gemaakt voor het melkvee en het vleesvee. Vandaar dat er ook een onderscheid is gemaakt tussen het gebruik van multifunctioneel grasland voor melkvee en voor vleesvee. In de beschrijvingen van de deelmodellen voor landbouw, natuur, multifunctioneel landgebruik en water zal telkens een deel van de set worden toegelicht. Bij de beschrijving van 'water' zal blijken dat er nog een extra dimensie is gekoppeld aan de set, namelijk die van mogelijke waterbeheersmaatregelen. Bij iedere vorm van landgebruik is een subset van waterbeheersmaatregelen mogelijk, bijvoorbeeld grasland met of zonder buisdrainage. De hier gedefinieerde landgebruikset kan gemakkelijk worden uitgebreid. In Tabel 48 is gespecificeerd met welke categorie van de LGN3-legenda een bepaald landgebruik correspondeert.

De landgebruikset van het BEM is meer onderscheidend dan die van het LGN3-bestand. Om een goed ruimtelijk beeld te hebben van het huidige landgebruik worden de LGN3-categorieën daarom uitgesplitst op grond van gegevens afkomstig uit de

Tabel 47 Landgebruikcategoríeën in het LGN3-bestand. Bij 'Landgebruik' worden onderscheiden: L - landbouw; N - natuur; W - water; B - bebouwd; O - overig. In de kolom 'Planareaal' is aangegeven of het landgebruik deel uitmaakt van het planareaal en dus een andere bestemming kan krijgen ('ja') of dat het landgebruik hierbuiten ligt en vaststaat.

N o.	Landgebruikcategoríe	Landgebruik (L/N/B/W/O)	Planareaal
1	Gras	L	ja
2	Maïs	L	ja
3	Aardappelen	L	ja
4	Bieten	L	ja
5	Granen	L	ja
6	Overige landbouwgewassen	L	ja
7	Braak	L	ja
8	Glastuinbouw	L	
9	Boomgaard	O	
10	Bollen	L	ja
11	Loofbos	N	
12	Naaldbos	N	
13	Droge heide	N	
14	Overig open begroeid natuurgebied	N	
15	kale grond in natuurgebied	N	
16	zoet water	W	
17	zout water	W	
18	Stedelijk bebouwd gebied	S	
19	Bebouwing in buitengebied	S	
20	Loofbos in bebouwd gebied	S	
21	Naaldbos in bebouwd gebied	S	
22	bos met dichte bebouwing	S	
23	gras in bebouwd gebied	S	
24	Kale grond in bebouwd buitengebied	S	
25	Hoofdwegen en spoorwegen	S	
26	Bebouwing in agrarisch gebied	S	
27	nieuw bollenland	L	
28	Inundatie	W	
29	Boomkwekerij	O	ja

Landbouwtelling en van gegevens afkomstig uit DRAM voor de huidige situatie (zie ook Aanhangel 2). De gegevens van de Landbouwtelling worden gebruikt voor nadere uitsplitsing van de bouwland- en de tuinbouwteelten (de categorie 'overige landbouwgewassen' in LGN). De gegevens van DRAM voor de huidige situatie worden gebruikt voor nadere uitsplitsing van grasland (naar niveaus van stikstofbemesting, verbruik als ruwvoer voor melkvee of vleesvee) en maïs (naar verbruik als ruwvoer voor melkvee of vleesvee).

Hierna wordt symbool $a_{r,l}$ gebruikt voor het huidig areaal landgebruik van LGN3-categorie l in planningseenheid r . Met $a_{r,g}$ wordt bedoeld het huidig areaal van landgebruiksvorm g uit de landgebruikset G van het BEM.

Tabel 48 Landgebruikset G in het BEM van Waterwijs

Landgebruik	Landgebruikset G	Categorie uit LGN3-bestand I
Landbouw	grasland met hoge stikstofbemesting ten behoeve van melkvee	gras
	grasland met gematigde stikstofbemesting ten behoeve van melkvee	gras
	grasland met lage stikstofbemesting ten behoeve van melkvee	gras
	grasland met lage stikstofbemesting ten behoeve van vleesvee	gras
	maïsland ten behoeve van ruwvoer voor melkvee	maïs
	maïsland ten behoeve van ruwvoer voor vleesvee	maïs
	graan	granen
	consumptieaardappelen	aardappelen
	pootaardappelen	aardappelen
	fabrieksaardappelen	aardappelen
	suikerbieten	bieten
	voederbieten	overige landbouwgewassen
	handelsgewassen	overige landbouwgewassen
	peulvruchten	overige landbouwgewassen
	uien	overige landbouwgewassen
	extensieve groentegewassen	overige landbouwgewassen
	intensieve groentegewassen	overige landbouwgewassen
	bloembollen	bollen
	braak	braak
	overige groentegewassen	overige landbouwgewassen
Natuur	vochtig loofbos	loofbos
	donker naaldbos	naaldbos
	nat bos	loofbos
	schraalgrasland en heide	overig open begroeid natuurgebied en droge heide
Multifunctioneel landgebruik	landschappelijk waardevol grasland (pakket B10), gras te gebruiken als ruwvoer voor melkvee	-
	weidevogelgrasland met rustperiode, gras te gebruiken als ruwvoer voor melkvee (pakket B13)	-
	kruidenrijk grasland (pakket B02), gras te gebruiken als ruwvoer voor melkvee	-
	landschappelijk waardevol grasland (pakket B10), gras te gebruiken als ruwvoer voor vleesvee	-
	weidevogelgrasland met rustperiode (pakket B13), gras te gebruiken als ruwvoer voor vleesvee	-
	kruidenrijk grasland (pakket B02), gras te gebruiken als ruwvoer voor vleesvee	-
Overig	boomkwekerij	boomkwekerij
	wonen	

In elke ruimtelijke eenheid wordt door het BEM een optelsom gemaakt van gronden die in de planvorming zijn betrokken; dit levert het planareaal ap_r op:

$$ap_r = \sum_{l \in L_p} a_{r,l} \quad (1)$$

voor alle r , met:

ap_r	planareaal in ruimtelijke planningseenheid r (ha)
l	Landgebruikcategorïe van het LGN3-landgebruiksbestand
r	Planningseenheid
L_p	deelset (l -waarden) van LGN3-landgebruikscategorieën die horen bij het planareaal
$a_{r,l}$	areaal LGN3-landgebruikscategorie l in ruimtelijke planningseenheid r (ha)

Zoals hierboven al is opgemerkt betekent het ‘toevoegen van een landgebruikcategorïe’ aan het planareaal nog niet direct dat de betreffende gronden een andere bestemming door het BEM krijgen toebedeeld.

De beslissingsvariabelen XH_r en $X_{r,g,w}$ worden gebruikt voor modellering van de keuze van het land- en watergebruik in een planningseenheid r . Beide soorten variabelen zijn dimensieloos en mogen variëren op het interval $[0,1]$. De variabele XH_r geeft aan in welke mate de *huidige situatie* voor *alle landgebruiksvormen* in een bepaalde planningseenheid wordt gehandhaafd, en daaraan gekoppeld het *waterbeheer*. Een waarde 0 betekent dat in ieder geval het waterbeheer anders wordt, en eventueel ook het landgebruik, maar dat laatste niet noodzakelijkerwijs. Een waarde 1 betekent dat alles bij het oude blijft. Dus via randvoorwaarden van het type $XH_r = 1$ kan de gebruiker opleggen dat in een bepaalde planningseenheid zowel het landgebruik als het waterbeheer gelijk blijft aan de huidige situatie.

De keuze voor een *nieuwe* situatie wat betreft waterbeheer en/of landgebruik wordt in het model aangegeven met de beslissingsvariabelen $X_{r,g,w}$. Terwijl het bij XH_r om één enkele variabele per planningseenheid gaat, gaat het bij $X_{r,g,w}$ om een hele set, namelijk om alle relevante combinaties van het landgebruik g en de waterbeheersopties w . De waterbeheersopties komen aan bod in §1.7.2 (dit Aanhangsel, pagina 184). Hier volstaat het om aan te geven dat per ruimtelijke planningseenheid de optelsom van de $X_{r,g,w}$ en van XH_r gelijk moet zijn aan 1 (zie ook *Box 1*):

$$\sum_{g,w} X_{r,g,w} + XH_r = 1 \quad (2)$$

voor alle planningseenheden r , met

$X_{r,g,w}$	Beslissingsvariabele voor landgebruik g , waterbeheersoptie w in planningseenheid r (-)
XH_r	Beslissingsvariabele voor mate van handhaven van de huidige situatie (landgebruik en waterbeheer) in planningseenheid r (-)

Box 1: betekenis en gebruik van de variabelen $X_{r,g,w}$ en van XH_r

Stel een ruimtelijke eenheid heeft een planareaal van 10 ha. In de huidige situatie is het landgebruik als volgt verdeeld:

- 3 ha grasland met lage stikstofbemesting ten behoeve van melkvee;
- 1 ha maïs ten behoeve van melkvee;
- 6 ha tarwe.

Stel dat het model in plaats van deze vormen van landgebruik gedeeltelijk de voorkeur geeft aan uien. Een waarde van bijvoorbeeld $X_{uien} = 0,3$ en $XH = 0,7$ voldoet aan vergelijking (2)22 ($0,3+0,7 = 1$). Deze combinatie van beslissingsvariabelen houdt in dat het areaal uien met 'nieuw waterbeheer' gelijk wordt aan $0,3 \cdot 10 \text{ ha} = 3 \text{ ha}$. Het areaal grasland neemt af van 3 ha naar $0,7 \cdot 3 \text{ ha} = 2,1 \text{ ha}$, het areaal maïs neemt af van 1 ha naar $0,7 \cdot 1 \text{ ha} = 0,7 \text{ ha}$, en het areaal tarwe neemt af van 6 ha naar $0,7 \cdot 6 \text{ ha} = 4,2 \text{ ha}$. De nieuwe arealen tellen op tot het planareaal: $3 + 2,1 + 0,7 + 4,2 = 10 \text{ ha}$.

Bij de planvorming is het van belang om te weten in welke mate wordt afgeweken van de huidige landgebruikssituatie. Daarover geeft de variabele XH_r nog geen uitsluit. Het kan bijvoorbeeld gewenst zijn om geen landgebruikverandering toe te staan, maar alleen het waterbeheer te laten vernieuwen. Het kan ook zijn dat bepaalde kosten in rekening moeten worden gebracht, om bijvoorbeeld rekening te houden met zaken als kapitaalvernietiging enz. Om op deze aspecten greep te krijgen zijn de volgende vergelijkingen in het model opgenomen:

$$\sum_{w,g \in G_l} X_{r,g,w} \cdot ap_r + XH_r \cdot a_{r,l} - a_{r,l} = (XL_{r,l}^+ - XL_{r,l}^-) \cdot ap_r \quad (3)$$

voor alle planningseenheden r en voor alle LGN3-landgebruikscategorieën l , met:

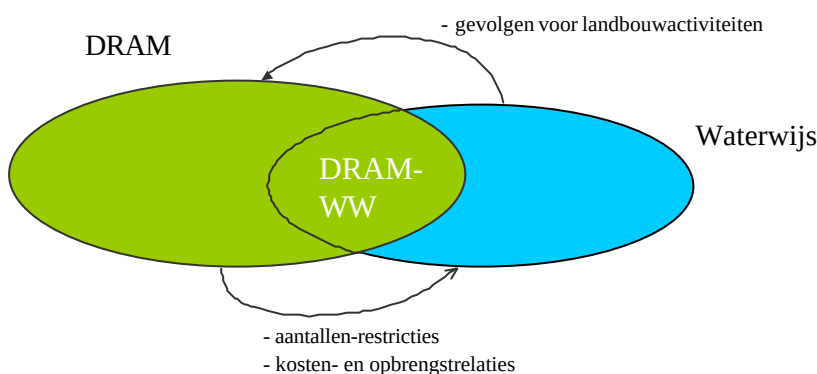
- $X_{r,g,w}$ Beslissingsvariabele voor landgebruik g , waterbeheersoptie w in planningsseenheid r (-)
- XH_r Beslissingsvariabele voor mate van handhaven van de huidige situatie in planningseenheid r (-)
- $XL_{r,l}^+$ toename van landgebruikscategorie l in planningseenheid r (-)
- $XL_{r,l}^-$ afname van landgebruikscategorie l in planningseenheid r (-)
- G_l deelset van landgebruik G (Tabel 48) die vallen binnen een LGN3-landgebruikscategorie l (Tabel 48)
- ap_r planareaal in een planningseenheid r (ha)
- $a_{r,l}$ areaal van landgebruikscategorie l in het LGN3-bestand (ha)

Indien de gebruiker wil opleggen dat in een bepaalde planningseenheid er geen verandering van landgebruik mag optreden, maar het waterbeheer wel mag worden vernieuwd, dan worden in het model voor de betreffende planningseenheid de waarden van $XL_{r,l}^+$ en $XL_{r,l}^-$ op nul gesteld. Voor het in rekening brengen van kosten als gevolg van verandering van landgebruik wordt de variabele $XL_{r,l}^+$ voorzien van een kostencoëfficiënt in het gebiedssaldo (zie vergelijking. (17), pagina 166, dit Aanhangsel).

1.3 Landbouw

1.3.1 Inleiding

Landbouw wordt in DRAM gedefinieerd als regionale primaire agrarische activiteiten in de sectoren akkerbouw, melkveehouderij en de overige veehouderij. De originele versie van DRAM beschrijft de Nederlandse landbouw in termen van 14 regio's (zie Aanhangsel 2). Bij de integratie in met BEM is als 15^e regio het gebied met de water-gestuurde planning meegenomen. In Figuur 70 wordt de relatie tussen DRAM en het BEM schematisch weergegeven: de DRAM-modellering van het studiegebied is voor een deel in het BEM geïntegreerd; het deelmodel DRAM-WW maakt deel uit van zowel het nationale DRAM-model als van het model. De relatie tussen DRAM en het BEM kan – in modelleringstermen – worden gezien als een hiërarchische, waarbij het BEM een lokale verfijning is van DRAM.



Figuur 70 DRAM in het BEM van Waterwijs. Het deelmodel DRAM-WW bevat de berekening van het saldo van opbrengsten en kosten, de ruwvoerbalansen, en de mest- en nutriëntenbalansen.

Het BEM is echter veel meer dan een lokale verfijning van DRAM – er worden ook andere aspecten meegenomen die te maken hebben met de koppeling tussen economie en het fysieke milieu, te weten bodem en water. Milieubeperkingen die voortvloeien uit regionale doelstellingen kunnen aanleiding geven tot aanpassingen in het landgebruik die in principe met DRAM moeten worden teruggekoppeld. Na extrapolatie naar andere regio's kunnen vervolgens (in principe) nationaal-economische effecten van regionale waterdoelstellingen worden berekend.

De inbedding van een deel van DRAM in het BEM – DRAM-WW – is technisch mogelijk omdat de betreffende vergelijkingen reeds in een lineaire vorm zijn. Het ingebouwde deel betreft de berekening van het saldo van opbrengsten en kosten, de ruwvoerbalansen en het zogenaamde 'milieublok' met de mest- en nutriëntenbalansen. In de volledige versie van DRAM hangen de uitkomsten voor een deelregio, bijvoorbeeld het gebied van de Beerze en Reusel, samen met de landbouwkundige productie en mestafzetmogelijkheden in andere, vaak nabijgelegen, regio's. In het BEM is dat niet het geval. Om toch rekening te houden met 'de omgeving' wordt behalve van het ingebouwde deel van DRAM ook op andere wijzen gebruik gemaakt van informatie afkomstig uit DRAM. Dit eerste extra element betreft het gedeelte

van de saldoberekening dat bepaald wordt door marktevenwichten op nationale en internationale schaal, zoals de verdeling van het nationale melkquotum over verschillende regio's, de mestafzetmogelijkheden buiten het gebied en de jongveekosten. Deze berekeningen worden via speciale relaties 'buitenom' aan het BEM geleverd (zie pijlen onderlangs in Figuur 70).

Het tweede extra element betreft de interne koppeling tussen de ingebouwde deelversie van DRAM en de rest van het model. De relaties in de ingebouwde deelversie van DRAM zijn namelijk geformuleerd op het niveau van het gebied als geheel, en niet op het niveau van de planningseenheden. Dit is het gevolg van een keuze die samenhangt met de verwachting dat het configureren van DRAM-berekeningen tot op het niveau van de planningseenheden zou leiden tot een onhandelbaar model. Er zouden ook gegevens voor nodig zijn waar moeilijk aan te komen is in verband met privacy van boeren en dergelijke. Daarom is ervoor gekozen om mest- en nutriëntenbalansen van landgebruik op *gebiedsniveau* te formuleren. Door middel van aggregatie-/disaggregatievergelijkingen wordt het verband gelegd met arealen op het niveau van de planningseenheden. Berekeningen van afspoelingen en dergelijke worden vervolgens op het niveau van die planningseenheden verricht, omdat rekening moet worden gehouden met lokale verschillen van de bodemkundige en hydrologische omstandigheden.

Het derde extra element betreft de berekening van landbouwkundige productie. In DRAM wordt deze productie berekend op basis van het bodemtype dat in het studiegebied dominant aanwezig is. In het BEM wordt de productie echter berekend op het niveau van de planningseenheden, waarbij rekening wordt gehouden met de invloed van de lokale bodemkundige en hydrologische omstandigheden.

1.3.2 Landbouwactiviteiten

Het landbouwkundig landgebruik wordt in het BEM beschreven aan de hand van de in Tabel 48 opgesomde landgebruiksvormen van het type 'landbouw' en 'multifunctioneel landgebruik'. Voor een meer gedetailleerde opsomming van de landbouwkundige landgebruiksvormen wordt verwezen naar Tabel 60 (pagina 206) bij de beschrijving van DRAM in Aanhangsel 2. DRAM bevat ook een aantal categorieën grondgebonden en niet-grondgebonden veehouderij; zie hiervoor Tabel 61 (pagina 207) in Aanhangsel 2. Naast deze productieactiviteiten wordt ook een aantal 'hulpactiviteiten' beschreven die nodig zijn voor het functioneren van het landbouwsysteem:

- het transporteren van overtollige mest naar een ander gebied, overigens binnen de daarvoor beschikbare mogelijkheden;
- het toedienen van dierlijke mest op het land;
- het toedienen van kunstmest-stikstof en kunstmest-fosfor op het land.

Zoals in de inleiding is gesteld worden de grondgebonden activiteiten beschreven op het niveau van de planningseenheden. Om een verband te leggen tussen deze beslissingsvariabelen (XH_r en $X_{r,g,w}$) en het ingebouwde deel van DRAM zijn in het BEM

zogenaamde aggregatie-/disaggregatievergelijkingen opgenomen. Voor akkerbouw-landgebruiksvormen ziet deze vergelijking er als volgt uit:

$$HLAND_g = [\sum_{r,w} ap_r \cdot X_{r,g,w} + \sum_r a_{r,g} \cdot XH_r] / 1000 \quad (4)$$

voor alle $g \in G_{ak}$ met:

G_{ak}	Landgebruik-deelset betreffende de akkerbouw-landgebruiksvormen (zie Tabel 48 voor de gehele landgebruikset G)
$HLAND_g$	totale areaal van landgebruiksvorm g (1000 ha)
ap_r	Planareaal in een planningseenheid r (ha)
$X_{r,g,w}$	Beslissingsvariabele [0-1] voor landgebruiksvorm g , waterbeheersoptie w in planningseenheid r (-)
$a_{r,g}$	areaal van landgebruiksvorm g in de huidige situatie in planningseenheid r (ha)
XH_r	Beslissingsvariabele [0-1] voor mate van handhaven van de huidige situatie (landgebruik en waterbeheer) in planningseenheid r (-)

Voor grasland gelden, voor verschillende niveaus van stikstofbemesting, aparte vergelijkingen; zie ook Aanhangel 2 met de gedetailleerde beschrijving van DRAM. Dit geldt ook voor de wijze waarop gras wordt gebruikt als ruwvoer. Voor bijvoorbeeld lage stikstofbemesting en ruwvoergebruik door melkvee luidt de aggregatie-/disaggregatievergelijking:

$$HGRASMEK_{tnl} = [\sum_{r,g \in G_{tnl},w} ap_r \cdot X_{r,g,w} + \sum_r a_{r,tnl} \cdot XH_r] / 1000 \quad (5)$$

met:

$HGRASMEK_{tnl}$	Totale areaal van grasland met lage stikstofbemesting ten behoeve van melkveehouderij (1000 ha)
G_{tnl}	Deelset van G betreffende grasland met lage stikstofbemesting en multifunctionele grasland-landgebruiksvormen (eveneens met lage stikstofbemesting) met gebruik als ruwvoer ten behoeve van melkveehouderij (zie Tabel 48)
ap_r	Planareaal in een planningseenheid r (ha)
$X_{r,g,w}$	Beslissingsvariabele [0-1] voor landgebruiksvorm g , waterbeheersoptie w in planningseenheid r (-)
$a_{r,tnl}$	Areaal van grasland met lage stikstofbemesting in de huidige situatie in planningseenheid r (ha)
XH_r	Beslissingsvariabele [0-1] voor mate van handhaven van de huidige situatie in planningseenheid r (-)

Uit vergelijking (5) kan worden afgeleid dat een deel van het gras afkomstig van multifunctioneel grasland wordt gevoerd aan melkkoeien (zie bovenstaande omschrijving van deelset G_{tnl} .)

De aggregatievergelijkingen voor grasland met een gematigde en hoge stikstofbemesting, bestemd voor het melkvee (respectievelijk $HGRASMELK_{tnm}$ en $HGRASMELK_{tnh}$), het areaal grasland met lage stikstofbemesting bestemd voor het vleesvee ($HGRASEXT$) en het areaal snijmaïs voor melkvee ($HMAMELK$) en vleesvee ($HMAISST$) zijn vergelijkbaar en worden hier niet behandeld.

De koppeling met de ingebouwde vergelijkingen van DRAM voor grasland met lage stikstofbemesting is als volgt gerealiseerd:

$$HGRAS_TN_{tnl} = HGRASMELK_{tnl} + HGRASEXT \quad (6)$$

met:

$HGRAS_TN_{tnl}$	Totale areaal van grasland met lage stikstofbemesting (1000 ha)
$HGRASMELK_{tnl}$	Totale areaal van grasland met lage stikstofbemesting ten behoeve van melkvee (1000 ha)
$HGRASEXT$	totale areaal van grasland met lage stikstofbemesting ten behoeve van vleesvee (1000 ha)

De waarden van $HGRASMELK_{tnm}$ (grasland voor melkkoeien met gematigde stikstofbemesting) en $HGRASMELK_{tnh}$ (idem met hoge stikstofbemesting) komen overeen met respectievelijk de waarden van de DRAM-variabelen $HGRAS_TN_{tnm}$ en $HGRAS_TN_{tnh}$. De koppeling met de variabele voor het totale areaal grasland is identiek aan die in DRAM zelf:

$$HLAND('HGRAS') = \sum_{tn} HGRAS_TN_{tn} \quad (7)$$

met:

$HLAND('HGRAS')$	totale areaal aan grasland (1000 ha)
$HGRAS_TN_{tn}$	totale areaal aan grasland met niveau tn van stikstofbemesting (1000 ha)

De koppeling met de DRAM-variabele voor het totale areaal snijmaïs luidt:

$$HLAND('HMAIS') = HMAMELK + HMAISST \quad (8)$$

met:

$HLAND('HMAIS')$	totale areaal aan snijmaïs (1000 ha)
$HMAMELK$	totale areaal snijmaïs ten behoeve van melkvee (1000 ha)
$HMAISST$	totale areaal snijmaïs ten behoeve van vleesvee (1000 ha)

Behalve bovenbeschreven 'definitievergelijkingen' die het verband leggen tussen de beslissingsvariabelen voor de planningseenheden en de gebiedstotalen van het ingebouwde DRAM-model, zijn er in het BEM vergelijkingen die een rechtstreeks

verband leggen tussen deze gebiedstotalen en de uitkomsten van het *nationale* DRAM-model. Bij de berekening van de Situatie Nu en het zogenaamde Nulscenario (§3.4 van de hoofdtekst) worden de gebiedstotalen gelijk gesteld aan de waarden uit het nationale DRAM-model. Voor het landgebruik betekent dit:

$$HLAND_g = hland_g \quad (9)$$

voor alle landgebruiksvormen $g \in G_{DRAM}$ die deel uitmaken van de landgebruikset van DRAM-, met:

$HLAND_g$ totale areaal van landgebruiksvorm g (1000 ha)

$hland_g$ totale areaal van landgebruiksvorm g berekend door het nationale DRAM-model voor het studiegebied voor de Situatie Nu of voor het Nulscenario (al naar gelang het type run dat wordt gemaakt met het BEM) (1000 ha)

Ook bij het doen van berekeningen voor allerlei strategieën worden de beslissingsvariabelen niet geheel vrijgelaten. Omdat maar een deel van het nationale DRAM-model in het BEM is ingebouwd kan het namelijk voorkomen dat het model aan beslissingsvariabelen waarden gaat toekennen die wat betreft marktevenwichten en economische haalbaarheid weinig realistisch zijn. Om dat te voorkomen worden, bijvoorbeeld voor het landgebruik, de volgende beperkingen ingevoerd:

$$HLAND_g \leq 2 \cdot hlandns_g \quad (10)$$

voor alle landgebruiksvormen g die deel uitmaken van de DRAM-landgebruikset G_{DRAM} , met:

$HLAND_g$ totale areaal aan landgebruiksvorm g (1000 ha)

$hlandns_g$ totale areaal aan landgebruiksvorm g berekend door het nationale DRAM-model voor het studiegebied in het Nulscenario (1000 ha)

De waarde '2' is in zekere zin arbitrair. Hogere waarden zijn in ieder geval niet gewenst, omdat de aangeleverde DRAM-informatie daar niet voor geldig is. Het nadeel van lagere waarden is dat het model dan weinig bewegingsvrijheid heeft om aan de meer extreme randvoorwaarden (hoogwater, natuur, milieu) te voldoen.

Voor de beslissingsvariabelen worden behalve bovengrenzen ook ondergrenzen gehanteerd. Deze ondergrenzen zijn dezelfde als in het nationale DRAM-model, en zijn gedefinieerd in termen van de huidige situatie. Door te werken met deze ondergrenzen wordt voorkómen dat het model op een onrealistische manier gaat afwijken van wat er nu in het gebied aan landbouwactiviteiten plaatsvindt:

$$HLAND_g \geq 0,2 \cdot hlandhs_g \quad (11)$$

voor alle landgebruiksvormen g die deel uitmaken van de DRAM-landgebruikset G_{DRAM} , met:

$HLAND_g$ totale areaal aan landgebruiksvorm g (1000 ha)

$hlandhs_g$ totale areaal aan landgebruiksvorm g in de Situatie Nu in het studiegebied (1000 ha)

Deze systematiek met opgelegde waarden in het Nulscenario, en boven- en ondergrenzen in de strategieën wordt in het BEM ook gehanteerd voor de intensieve veehouderij en de melkveehouderij. Bij sommige andere beslissingsvariabelen wordt echter nog een stapje verder gegaan. Wat betreft de aan- en verkoop van ruwvoer en de export van mest wordt namelijk zowel in het Nulscenario als in de strategieën gewerkt met opgelegde waarden, omdat in het BEM informatie met betrekking tot de nationale markten, die wel in het nationale DRAM-model zit, ontbreekt. Voor bijvoorbeeld de export van mest afkomstig van de intensieve veehouderij luiden deze beperkingen:

$$ISTRA_d = istra_d \quad (12)$$

voor alle vormen van intensieve veehouderij en vleesveehouderij d , met:

$ISTRA_d$ transport van mest afkomstig van intensieve veehouderij en vleesveehouderij d van het studiegebied naar elders (1000 m³/jaar)

$istra_d$ door DRAM berekende transport van mest afkomstig van intensieve veehouderij en vleesveehouderij naar elders (1000 m³/jaar)

Voor de export van mest afkomstig van melkveehouderij wordt een minder strikte gelijkstelling aan uitkomsten van het nationale DRAM model opgelegd, door deze beperking te formuleren in termen van het totaal aan *nutriënten* die in de mest wordt geëxporteerd:

$$\sum_{ts} stikmesk_{ts,s} \cdot KSTRA_{ts} \leq \sum_{ts} stikmesk_{ts,s} \cdot kstra_{ts} \quad (13)$$

voor alle s (stikstof en fosfor), met:

$KSTRA_{ts}$ transport van mest afkomstig van melkveehouderijtechniek ts naar elders (1000 m³/jaar)

$kstra_{ts}$ door DRAM berekende transport van melkveehouderijmest naar elders (1000 m³/jaar)

$stikmesk_{ts,s}$ gehalte van nutriënt s van mest geproduceerd door melkveehouderijtechniek ts (kg/m³)

1.3.3 Doelfunctie voor landbouw

De doelfunctie voor de landbouw bevat een opbrengsten- en een kostencomponent:

$$SALDO = OAK + OOV + OMV + ORV + OBL - KKM - KMT - KEV - KKK - KVL - KWB \quad (14)$$

met:

SALDO	saldo van opbrengsten en kosten
OAK	opbrengsten van akkerbouwproducten
OOV	opbrengsten van overige veehouderij
OMV	opbrengsten van melkveehouderij
ORV	opbrengsten van handel in ruwvoer
OBL	beheersbijdragen multifunctioneel landgebruik
KKM	kosten van kunstmest
KMT	kosten van mesttoediening en mestverwerking
KEV	kosten van mestverwerking en export van dierlijke mest
KKK	kwadratische kostenterm
KVL	kosten van verandering landgebruik
KWB	kosten van waterbeheer

De opbrengsten- en kostenfunctie in het BEM is voor een groot deel vergelijkbaar met die in het nationale DRAM-model, maar er zijn belangrijke verschillen. De deeltermen van het saldo in het BEM die verschillen van die in DRAM zijn in bovenstaande opsomming vet gedrukt. Alle posten worden uitgedrukt in 1000 €/jaar.

Hierna worden alleen de afwijkende deeltermen behandeld. Voor de overige termen wordt verwezen naar de beschrijving van DRAM in Aanhangsel 2. Bij de berekening van de opbrengsten van grondgebonden landbouwactiviteiten wordt in het BEM rekening gehouden met opbrengstdepressies als gevolg van niet-optimale waterhuishoudkundige omstandigheden:

$$OAK = \sum_{r,g \in G_{ak,e}} coprak_{g,e} \cdot alreg_e \cdot \left[\sum_w (1 - dn_{r,g,w}) \cdot (1 - dd_{r,g,w}) \cdot ap_r \cdot X_{r,g,w} + (1 - dnref_{r,g}) \cdot (1 - ddref_{r,g}) \cdot a_{r,g} \cdot XH_r \right] \quad (15)$$

met:

OAK	totale opbrengst uit akkerbouw-landgebruiksvormen (1000 €/jaar)
G_{ak}	landgebruik-deelset van akkerbouw-landgebruiksvormen
$coprak_{g,e}$	opbrengst van eindproduct e op landgebruik g (kg/ha/jaar)
$alreg_e$	prijs van eindproduct e (1000 €/kg)
$dn_{r,g,w}$	opbrengstdepressie als gevolg van natschade van landgebruiksvorm g met waterbeheersoptie w in planningseenheid r (-)

$dnref_{r,g}$	opbrengstdepressie als gevolg van natschade van landgebruiksvorm g met huidige waterbeheer in planningseenheid r (-)
$dd_{r,g,w}$	opbrengstdepressie als gevolg van droogteschade van landgebruiksvorm g met waterbeheersoptie w in planningseenheid r (-)
$ddref_{r,g}$	opbrengstdepressie als gevolg van droogteschade van landgebruiksvorm g met huidige waterbeheer in planningseenheid r (-)
ap_r	planareaal in planningseenheid r (ha)
$a_{r,g}$	areaal van landgebruiksvorm g in de huidige situatie in planningseenheid r (ha)
$X_{r,g,w}$	beslissingsvariabele voor landgebruiksvorm g , waterbeheersoptie w in planningseenheid r (-)
XH_r	beslissingsvariabele voor mate van handhaven van de huidige situatie in planningseenheid r (-)

Zoals uit de opbrengstfunctie voor akkerbouwgewassen (vergelijking (15)) blijkt, wordt in Het BEM rekening gehouden met opbrengstdepressies per gewas per planningseenheid. Deze schades worden als volgt bepaald:

- de natschade wordt bepaald via de HELP-tabel aan de hand van de GHG en GLG waarden, via het programma BODEP (Landinrichtingdienst, 1987);
- de droogteschade wordt bepaald aan de hand van de verhouding tussen de actuele verdamping en de potentiële verdamping.

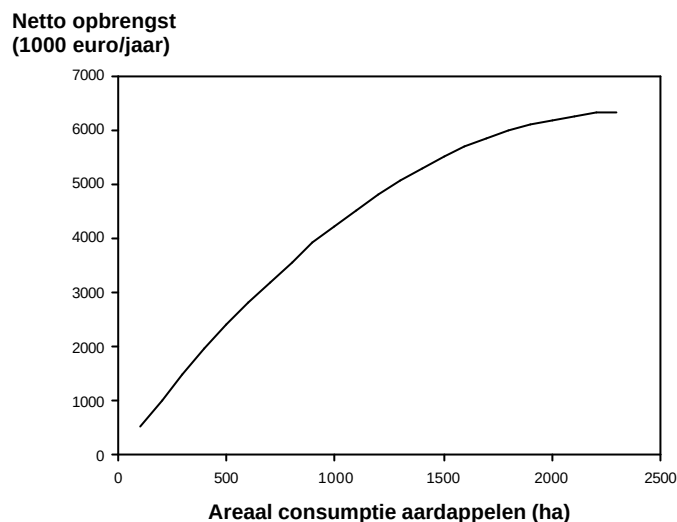
De reden dat voor de droogteschade geen gebruik van HELP wordt gemaakt is dat HELP alleen geldig is voor niet beregende gronden in het huidige klimaat. Als er beregend wordt of als er een klimaatscenario wordt gebruikt dan is er namelijk geen verband meer met de GLG zoals in HELP wordt verondersteld. Overigens verandert er bij een ander klimaat nog meer dan alleen de berekening van de opbrengstdepressie, zoals wordt aangegeven in bijvoorbeeld Haasnoot et al. (1999). Met deze veranderingen (van de optimale productie) wordt in het model vooralsnog geen rekening gehouden.

Voor multifunctionele landgebruiksvormen krijgen boeren beheersbijdragen uitbetaald. Deze wordt uitgedrukt in de volgende extra term in de doelfunctie voor de landbouw:

$$OBL = \sum_{r,g \in G_{BL}, w} bb_g \cdot ap_r \cdot X_{r,g,w} \quad (16)$$

met:

OBL	totaal van uitgekeerde beheersbijdragen voor multifunctioneel landgebruik (1000 €/jaar)
G_{BL}	landgebruik-deelset van multifunctioneel landgebruik (zie Tabel 48)
bb_g	beheersbijdrage voor multifunctionele landgebruiksvorm g (1000 €/ha/jaar)
ap_r	planareaal in planningseenheid r (ha)
$X_{r,g,w}$	beslissingsvariabele voor landgebruiksvorm g , waterbeheersoptie w in planningseenheid r (-)



Figuur 71 Netto opbrengst van consumptie-aardappelen in het studiegebied, met verrekening van kwadratisch oplopende kosten bij uitbreiding van de productie

Het deel van de doelfunctie dat de kosten in de landbouwsector weergeeft wordt de kostenfunctie genoemd. Net als de opbrengstenfunctie is de kostenfunctie in het BEM van Waterwijs voor een groot deel vergelijkbaar met de kostenfunctie in DRAM. De identieke componenten zijn:

- het saldo van de aan- en verkoop van ruwvoer;
- de kosten van kunstmest;
- de kosten van mesttoediening en export.

Verschillen zijn er met betrekking tot:

- het gebruik van kwadratische kostenfuncties in het BEM van Waterwijs voor de verrekening van diverse kostenposten die expliciet in DRAM zijn opgenomen;
- het in rekening brengen van kosten voor het veranderen van landgebruik ten opzichte van de huidige situatie;
- het in rekening brengen van kosten van waterbeheersmaatregelen.

In het lineaire deel van de kwadratische kostenfuncties voor de veehouderij worden bijvoorbeeld de kosten en opbrengsten van jongvee meegenomen. In het kwadratische deel van de functies wordt gemodelleerd dat de marginale kosten toenemen bij uitbreiding van de productie met een bepaalde eenheid. In Figuur 71 is bijvoorbeeld de [opbrengsten – kosten] functie gegeven voor de teelt van consumptieaardappelen. Binnen het raamwerk van Lineaire Programmering dat in het BEM van Waterwijs wordt gebruikt kunnen de kwadratische functies niet in hun oorspronkelijke wiskundige vorm worden opgenomen. Gebruik wordt gemaakt van het feit dat ten opzichte van de ‘richting’ van de doelfunctie – de streefrichting van het netto inkomen is van het type *max* (zie §1.1) – kostenfuncties een concaaf (hol) verloop hebben, en netto opbrengstenfuncties een convex (bol) verloop; zie Figuur 71. Het is dan mogelijk om kwadratische functies te benaderen met trajectgewijze lineaire functies (*piece-wise linear functions*). Ook de voorbeeldfiguur is een dergelijke benadering, die vrijwel exact gelijk is aan de wiskundige vorm.

De trajectgewijze functies worden geïmplementeerd door gebruik te maken van hulpvariabelen voor de aparte trajecten (areaal landgebruik in stapjes van 1/20 van de waarde in het zogenaamde Nulscenario):

- per traject wordt de gemiddelde richtingscoëfficiënt van de curve bepaald (netto opbrengst per ha);
- in het model wordt opgelegd dat de som van de trajecten gelijk is aan de variabele voor het gebiedstotaal (bijvoorbeeld $HLAND_g$ voor een vorm van landgebruik);
- de totale netto opbrengst wordt berekend als de som van de trajecten maal de richtingscoëfficiënten.

In de praktijk volgt het landgebruik vaak een cyclisch patroon: bouwland wordt grasland en na een aantal jaren wordt het grasland weer gescheurd om als bouwland te dienen. De gegevens van het 'huidig' landgebruik zijn dus eigenlijk slechts een momentopname. Maar dit betekent niet dat met structurele veranderingen van landgebruik geen kosten zijn gemoeid; daarom is in het BEM de mogelijkheid opgenomen om zulke kosten in rekening te brengen. Zij zijn gekoppeld aan de toenames van landgebruik die berekend worden met:

$$KVL = \sum_{r,l} kvl_{r,l} \cdot ap_r \cdot XL_{r,l}^+ \quad (17)$$

met:

KVL	totale kosten van verandering van landgebruik (1000 €/jaar)
$kvl_{r,l}$	kosten van verandering naar LGN3-landgebruikscategorie l in planningsseenheid r (1000 €/ha/jaar)
$XL_{r,l}^+$	toename van landgebruikscategorie l in planningseenheid r (-)
ap_r	planareaal in een planningseenheid r (ha)

Deze kosten worden berekend aan de hand van de landgebruikscategorieën uit het LGN3-bestand omdat de ruimtelijke informatie over de huidige situatie ook op dat niveau beschikbaar is (zie vergelijking (3), pagina 156).

Waterbeheer kan met aanzienlijke kosten gepaard gaan. De aanleg van buisdrainages, bijvoorbeeld, moet worden terugbetaald. Bij berekening zijn het behalve de kosten van de apparatuur ook de variabele arbeids- en energiekosten die flink op kunnen lopen. Bij de maatregelen tegen hoogwater zijn het vooral de aangerichte schade en de kosten voor het lokaal vasthouden van water op het land die aanzienlijk kunnen zijn. De kosten van dit soort maatregelen worden niet expliciet in het nationale DRAM-model meegenomen. In het BEM is er de volgende extra kostenterm:

$$KWB = \sum_{r,g,w} knwb_{g,w} \cdot ap_r \cdot X_{r,g,w} + \sum_{r,g} kbwb_{r,g} \cdot a_{r,g} \cdot XH_r \quad (18)$$

met:

KWB	totale kosten van het waterbeheer (1000 €/jaar)
$Knwb_{g,w}$	kosten van nieuw waterbeheer voor landgebruik g met waterbeheersoptie w (1000 €/ha/jaar)
$Kbwb_{r,g}$	kosten van bestaand waterbeheer voor landgebruiksvorm g in plannings-eenheid r (1000 €/ha/jaar)
Ap_r	planareaal in planningseenheid r (ha)
$A_{r,g}$	areaal van landgebruiksvorm g in de huidige situatie in planningseenheid r (ha)
$X_{r,g,w}$	beslissingsvariabele [0-1] voor landgebruiksvorm g , waterbeheersoptie w in planningseenheid r (-)
XH_r	beslissingsvariabele [0-1] voor mate van handhaven van de huidige situatie in planningseenheid r (-)

1.3.4 Systeemvergelijkingen en randvoorwaarden van het landbouw-systeem

1.3.4.1 De ruwvoerbalansen

Per techniek van melkveehouderij wordt er in DRAM een bepaalde verhouding opgelegd tussen het deel van het ruwvoerareaal dat uit grasland en het deel dat uit snijmaïs bestaat. In het BEM wordt deze randvoorwaarde op het meer geaggregeerde niveau van groepen technieken met gelijk stikstofbemestingsniveau gehanteerd. Voor grasland met gematigd stikstofbemestingsniveau is er bijvoorbeeld de restrictie:

$$HGRASMEK_{tnm} = \sum_{ts \in TTNM} (1 - maisaan_{ts}) \cdot HGR_T_{ts} \quad (19)$$

met:

$HGRASMEK_{tnm}$	areaal grasland gekoppeld aan melkveehouderij met gematigd stikstofbemestingsniveau (1000 ha)
$TTNM$	set van technieken ts die horen bij melkveehouderij gekoppeld aan grasland met gematigde stikstofbemesting
$maisaan_{ts}$	maïsaandeel van ruwvoerareaal ten behoeve van melkveehouderijtechniek ts (-)
HGR_T_{ts}	ruwvoerareaal gekoppeld aan melkveehouderijtechniek ts (1000 ha)

De ruwvoerbalansen in het BEM zijn analoog aan de ruwvoerbalansen in DRAM (zie Aanhangsel 2). Ook in het BEM wordt onderscheid gemaakt tussen ruwvoerbalansen voor de melkkoeien en die voor het overig vee. In het BEM worden de balansen echter meer geaggregeerd gehanteerd; dit heeft overigens nauwelijks gevolgen voor de uitkomsten van het model, omdat uiteindelijk de balans tussen de totale productie en de totale consumptie van ruwvoer van belang is. Het belangrijkste verschil met DRAM is dat er in het BEM rekening wordt gehouden met de lokale hydrologische

omstandigheden en de daarmee gepaard gaande verschillen in productiviteit. Voorts wordt in het BEM aangenomen dat melkkoeien die ‘gekoppeld zijn’ aan grasland met lage stikstofbemesting niet bijgevoerd worden met snijmaïs. Als voorbeeld van een ruwvoerbalans wordt hier de balans gegeven voor melkveehouderijtechnieken gekoppeld aan gematigde en hoge stikstofbemesting van grasland:

$$\sum_{t \in TTNM, t \in TTNH} ruwvoerv_{ts} \cdot KOE_{-T_{ts}} \leq frv \cdot \sum_{r, g = tnm, tnh} opbrgrmt_g \cdot \left[\sum_w (1 - dn_{r,g,w}) \cdot (1 - dd_{r,g,w}) \cdot ap_r \cdot X_{r,g,w} \right. \\ \left. + (1 - dnref_{r,g}) \cdot (1 - ddref_{r,g}) \cdot a_{r,g} \cdot XH_r \right] \\ + frv \cdot \sum_{r, g = ma} opbrmaiv_g \cdot \left[\sum_w (1 - dn_{r,g,w}) \cdot (1 - dd_{r,g,w}) \cdot ap_r \cdot X_{r,g,w} \right. \\ \left. + (1 - dnref_{r,g}) \cdot (1 - ddref_{r,g}) \cdot a_{r,g} \cdot XH_r \right] \quad (20)$$

met:

$ruwvoerv_{ts}$	ruwvoerbehoefte van melkveehouderij techniek ts (kg/1000 dier/jaar)
$KOE_{-T_{ts}}$	melkveehouderijtechniek ts (1000 dier)
frv	ophoogfactor om te verrekenen dat in DRAM impliciet rekening wordt gehouden met een gemiddelde opbrengstdepressie (-)
$opbrgrmt_g$	maximale ruwvoeropbrengst van grasland met gematigde stikstof bemesting ($g=tnm$) of hoge stikstof bemesting ($g=tnh$) (kg/ha/jaar)
$opbrmaiv_g$	maximale ruwvoeropbrengst van snijmaïs ($g=ma$) ten behoeve van melkveehouderij (kg/ha/jaar)
$dn_{r,g,w}$	opbrengstdepressie als gevolg van natschade van landgebruiksvorm g met waterbeheersoptie w in planningseenheid r (-)
$dnref_{r,g}$	opbrengstdepressie als gevolg van natschade van landgebruiksvorm g met huidige waterbeheer in planningseenheid r (-)
$dd_{r,g,w}$	opbrengstdepressie als gevolg van droogteschade van landgebruiksvorm g met waterbeheersoptie w in planningseenheid r (-)
$ddref_{r,g}$	opbrengstdepressie als gevolg van droogteschade van landgebruiksvorm g met huidige waterbeheer in planningseenheid r (-)
ap_r	planareaal in planningseenheid r (ha)
$a_{r,g}$	areaal van landgebruiksvorm g in de huidige situatie in planningseenheid r (ha)
$X_{r,g,w}$	beslissingsvariabele [0-1] voor landgebruiksvorm g , waterbeheersoptie w in planningseenheid r (-)
XH_r	beslissingsvariabele [0-1] voor mate van handhaven van de huidige situatie in planningseenheid r (-)

De ruwvoerbalans voor melkveehouderij die is gekoppeld aan grasland met lage stikstofbemesting is identiek, zij het dat in die vergelijking de term voor de ruwvoerproductie van snijmaïs ontbreekt. Er is namelijk in het BEM aangenomen dat de bijbehorende melkkoeien geen maïs verbruiken.

De ruwvoerbalans voor intensieve veehouderij bevat dezelfde termen als die voor de melkveehouderij, maar wijken in de volgende opzichten af:

- er wordt aangenomen dat een bepaalde fractie van de ruwvoerproductie wordt geëxporteerd, en dat er ook een deel wordt aangekocht;

- er worden aparte balansen bijgehouden voor maïs-ruwvoer en gras-ruwvoer in verband met afwijkende aan- en verkoopacties;
- een deel van het gras dat door de beheerslandbouw wordt geproduceerd wordt in de balans meegenomen (zie ook Tabel 48 voor de landgebruiksvormen waar het om gaat)

1.3.4.2 De mestbalansen

Een mestbalans definieert het evenwicht tussen vraag en aanbod van dierlijke mest. Het aanbod van dierlijke mest op jaarbasis wordt bepaald door de omvang en samenstelling van de veestapel en de productie van mest per diersoort per eenheid per jaar. De vraag naar mest wordt bepaald door de afzetmogelijkheden in de eigen regio, de transportmogelijkheden naar andere regio's en de exportmogelijkheden. In het nationale DRAM-model worden de transportmogelijkheden naar andere gebieden als endogene variabelen van het model berekend. In de mestbalansen van het BEM gelden deze transportmogelijkheden feitelijk als externe randvoorwaarden, omdat ze gelijkgesteld worden aan de door DRAM aangeleverde waarden. Voor mest afkomstig uit de melkveehouderij luiden de balansen:

$$\sum_g SKOELAND_{ts,g} + KSTRA_{ts} + KSFABR_{ts} = koemstal_{ts} \cdot KOE_T_{ts} \quad (21)$$

voor alle melkveehouderijtechnieken ts , met:

$SKOELAND_{ts,g}$	aanwending van mest afkomstig van melkveehouderij met techniek ts voor landgebruiksvorm g (1000 m ³ /jaar)
$KSTRA_{ts}$	transport van mest afkomstig van melkveehouderij met techniek ts van het studiegebied naar elders (1000 m ³ /jaar)
$KSFABR_{ts}$	mestfabriekverwerking van mest afkomstig van melkveehouderij met techniek ts (1000 m ³ /jaar)
$koemstal_{ts}$	excretie van melkkoeien met techniek ts in de stal (m ³ /dier/jaar)
KOE_T_{ts}	melkveehouderijtechniek ts (1000 dier)

Voor mest afkomstig uit de vleesveehouderij en intensieve veehouderij luiden de balansen:

$$\sum_g SINTLAND_{d,g} + ISTR_{d} + ISFABR_{d} = mestintv_d \cdot INTVEE_d \quad (22)$$

voor alle dieractiviteiten d , met:

$SINTLAND_{d,g}$	aanwending van mest afkomstig van activiteit d (vleesveehouderij en intensieve veehouderij) voor landgebruiksvorm g (1000 m ³ /jaar)
$ISTRA_d$	transport van mest afkomstig van activiteit d van het studiegebied naar elders (1000 m ³ /jaar)
$ISFABR_d$	mestfabriekverwerking van mest afkomstig van activiteit d (1000 m ³ /jaar)
$mestintv_d$	mestexcretie van activiteit d in de stal (m ³ /dier/jaar)
$INTVEE_d$	vleesveehouderij en intensieve veehouderij d (1000 dier)

1.3.4.3 De nutriëntenbalansen

De nutriëntenbalansen in het BEM zijn identiek aan de balansen in DRAM. Zoals gesteld in §1.3.1 (pagina 157) worden deze balansen in het BEM niet geformuleerd op het niveau van de planningseenheden maar op het gebiedsniveau. Daardoor is bijvoorbeeld de balans voor maïs hetzelfde voor alle ruimtelijke planningseenheden waar maïs voorkomt (of wordt gepland). Verschillen tussen nutriëntenbalansen van planningseenheden ontstaan dus uitsluitend door verschillen in de landgebruikkeuze, en niet door verschillen tussen de manier waarop een bepaalde vorm van landgebruik wordt bemest. In de modelformulering is aangenomen dat – per landgebruiksvorm – overall binnen het studiegebied de mesttoediening op dezelfde wijze geschiedt, met dezelfde combinatie van soorten dierlijke mest en kunstmest.

Nutriëntenbalansen worden vanuit meerdere invalshoeken opgesteld, in verband met de verschillende aspecten van het landbouwsysteem die ermee worden beschreven. Het gaat met name om het onderscheid tussen de bemestingswaarde van dierlijke mest en het nutriëntenoverschot. Het eerste is gerelateerd aan de behoefte ten behoeve van de landbouwkundige productie. Het tweede is (mede) bepalend voor de uit- en afspoeling van nutriënten naar grond- en oppervlaktewater.

De bemestingsbalansen voor de akkerbouw-landgebruiksvormen luiden:

$$\begin{aligned}
KUNST_{g,s} + \sum_d stikmesi_{d,s} \cdot intwerkn_{d,g,s} \cdot SINTLAND_{d,g} \\
+ \sum_{ts} stikmesk_{ts,s} \cdot koewerkn_{g,s} \cdot SKOELAND_{ts,g} \geq caanwen_{g,s} \cdot HLAND_g
\end{aligned} \quad (23)$$

voor alle akkerbouw-landgebruiksvormen $g \in G_{ak}$ en nutriënten s (stikstof en fosfor), met:

$KUNST_{g,s}$	gebruik van kunstmest s door landgebruiksvorm g (1000 kg/jaar)
$Stikmesi_{d,s}$	gehalte van nutriënt s in mest van diertype d (kg/m ³)
$intwerkn_{d,g,s}$	werkingsfractie van nutriënt s van mest van diertype d op landgebruik g (-)
$SINTLAND_{d,g}$	aanwending van mest afkomstig van diertype d (intensieve veehouderij en vleesveehouderij) op landgebruik g (1000 m ³ /jaar)
$stikmesk_{ts,s}$	gehalte van nutriënt s in mest afkomstig van melkkoeien met techniek ts (kg/m ³)

$Koewerkn_{g,s}$	werkingsfractie van nutriënt s van mest afkomstig van melkkoeien (-)
$SKOELAND_{ts,g}$	aanwending van mest afkomstig van melkveehouderij met techniek ts op landgebruiksvorm g (1000 m ³ /jaar)
$caanwen_{ak,s}$	minimale nutriëntenbemesting s op landgebruiksvorm g (kg/ha/jaar)
$HLAND_g$	totale areaal van landgebruiksvorm g (1000 ha)

Voor andere gewassen en technieken worden op het niveau van het studiegebied soortgelijke balansen opgesteld. Net als in DRAM worden er in het BEM restricties gelegd op het gebruik van dierlijke mest op akkerbouwgewassen, de aanwending van vaste mest op grasland, de minimale aanwending van mineralen uit kunstmest op akkerbouwgewassen, enz.

De berekeningen van de nutriëntenoverschotten bevatten dezelfde beslissingsvariabelen als de bovenstaande bemestingsbalansen, maar de coëfficiënten zijn anders en er wordt rekening gehouden met afvoer via het product en met aanvoer via beweiding en atmosferische depositie. Voor bijvoorbeeld de akkerbouw-landgebruiksvormen $g \in G_{ak}$ en nutriënten s (stikstof en fosfor) worden de overschotten berekend met:

$$\begin{aligned}
KUNST_{g,s} &+ \sum_d stikmesi_{d,s} \cdot SINTLAND_{d,g} \\
&+ \sum_{ts} stikmesk_{ts,s} \cdot SKOELAND_{ts,g} \\
&+ deposit_s \cdot HLAND_g \\
&- \sum_e cbehoef_{g,s} \cdot coprak_{g,e} \cdot HLAND_g \\
&= ovsak_{g,s} \cdot HLAND_g
\end{aligned} \tag{24}$$

met:

$KUNST_{g,s}$	gebruik van kunstmest s door landgebruiksvorm g (1000 kg/jaar)
$stikmesi_{d,s}$	gehalte van nutriënt s in mest van diertype d (kg/m ³)
$SINTLAND_{d,g}$	aanwending van mest afkomstig van diertype d (vleesveehouderij en intensieve veehouderij) op landgebruik g (1000 m ³ /jaar)
$stikmesk_{ts,s}$	gehalte van nutriënt s in mest afkomstig van melkveehouderij met techniek ts (kg/m ³)
$SKOELAND_{ts,g}$	aanwending van mest afkomstig van melkveehouderij met techniek ts op landgebruiksvorm g (1000 m ³ /jaar)
$deposit_s$	atmosferische depositie van nutriënt s (kg/ha/jaar)
$cbehoef_{g,s}$	gehalte van nutriënt s van producten afkomstig van landgebruiksvorm g (kg nutriënt/kg product)
$coprak_{g,e}$	opbrengst van landgebruiksvorm g van eindproduct e (kg/ha/jaar)
$HLAND_g$	totale areaal van landgebruiksvorm g (1000 ha)
$ovsak_{g,s}$	nutriëntenoverschot van nutriënt s op landgebruiksvorm g (kg/ha/jaar)

In de bovenstaande vergelijking is het nutriëntenoverschot als *exogene* variabele gehanteerd, dat wil zeggen als vaste coëfficiënt. Deze coëfficiënt wordt door DRAM aangeleverd, als uitkomst van een berekening waarbij DRAM het overschot juist als *endogene* variabele hanteert.

1.4 Natuur

1.4.1 Inleiding

In het model speelt terrestrische natuur een belangrijke rol; aquatische natuur is vooralsnog buiten beschouwing gebleven. Onder terrestrische ‘natuur’ wordt hier verstaan de gronden die begroeid zijn met een min of meer natuurlijk vegetatie en die niet gebruikt worden voor het voortbrengen van een landbouwkundig product. Bos dat oorspronkelijk is aangelegd voor de houtproductie, maar nu vooral wordt aangehouden vanwege de natuur en/of recreatiewaarde, wordt ook onder ‘natuur’ gerangschikt. De mogelijkheden om op bepaalde locaties terrestrische natuur te realiseren wordt geëvalueerd met behulp van het model NATLES (zie pagina 174 en Aankhangsel 2, pagina 205 en verder).

Anders dan bij de inbedding van DRAM in het model het geval is, wordt NATLES *indirect* gebruikt: uitkomsten van gevoeligheidsanalyses van het hydrologische model SIMGRO worden door NATLES ‘geloodst’. De resultaten van NATLES (ecotooptypen) worden vertaald in doelstellingen en randvoorwaarden die gewenste combinaties van abiotische en biotische kenmerken op een bepaalde ruimtelijke schaal faciliteren, en waar het model rekening mee moet houden.

De huidige versie van het model kan nieuwe natuur inplannen als dat vanwege de opgelegde randvoorwaarden zo uitkomt. Maar die nieuwe natuur dient alleen om via het waterdrukmechanisme van het grondwater de reeds bestaande natuur of de natuur binnen de EHS-uitbreidingsgebieden te ondersteunen. Er kunnen dus geen eisen worden gesteld aan de *nieuwe* natuurgebieden die via het *geautomatiseerde zoekproces* worden aangewezen.

Na het genereren van een inrichtingspatroon met het model worden de effecten van maatregelen in het landbouwgebied (planareaal) nogmaals met NATLES geëvalueerd aan de hand van de verificatie-uitkomsten van het hydrologische model.

1.4.2 Landgebruik door ‘natuur’

De categorieën van landgebruik die in het BEM worden gebruikt zijn weergegeven in Tabel 48 (pagina 154). Zoals op pagina 152 is opgemerkt wordt de bestaande natuur die binnen deze categorieën van landgebruik valt in eerste instantie niet aan het planareaal toegevoegd. De modelformulering biedt hier echter wel ruimte voor, zodat in principe ook de uitruil van natuurgebieden kan worden gemodelleerd.

In alle provincies zijn plannen geformuleerd voor aankoop van gronden in het kader van de te vormen Ecologische Hoofdstructuur, de EHS. De EHS is een samenhangend netwerk van in (inter)nationaal opzicht belangrijke, duurzaam te behouden ecosystemen (Bal et al., 1995), dat in principe in 2018 landelijk gerealiseerd moet zijn.

Vooralsnog is in de modellering er van uitgegaan dat de plannen met betrekking tot de EHS daadwerkelijk zullen worden gerealiseerd, en dat de enige relevante vraag in dit verband is: welke type natuur kan uiteindelijk worden gerealiseerd en tegen welke prijs, gegeven de eisen die de natuur aan de omgeving stelt? Voorts wordt aangenomen dat alle *nieuwe* natuur als schraalgrasland zal worden beheerd, en dus gekenmerkt wordt door de beheersmaatregelen maaien en afvoeren. In de modellering is deze aanname van EHS-realisatie geïmplementeerd in de volgende vergelijking:

$$\sum_{g=\text{schraalgrasland}, w \in W_E} X_{r,g,w} = 1 \quad (25)$$

voor alle planningseenheden binnen de toekomstige EHS, waarin $X_{r,g,w}$ de fractie van het planareaal r is dat ingenomen wordt door een bepaalde vorm van landgebruik g en waterbeheersoptie w die element is van de toegestane set W_E (alleen extensieve waterbeheersing en hoogwaterreductiemaatregelen in de afwateringsleiding).

1.4.3 Doelfunctie

Natuurdoeltypen en ecotoopgroepen

Bij het maken van gebiedsplannen voor natuur wordt door beleidsmakers veelal gewerkt met zogenaamde natuurdoeltypen. Een natuurdoeltype is hierbij een nagestreefde combinatie van abiotische en biotische (vegetatiesamenstelling) kenmerken op een bepaalde ruimtelijke schaal. Een natuurdoeltype beschrijft dus een bepaalde natuurkwaliteit en kan gebruikt worden als een toetsbare doelstelling voor natuurterreinen (Bal et al. 1995). Om na te gaan of in een gebied bepaalde natuurdoeltypen al dan niet gerealiseerd kunnen worden, wordt gebruik gemaakt van NATLES.

NATLES geeft als uitkomst ecotooptypen. Een ecotooptype is een ruimtelijke eenheid die homogeen is ten aanzien van vegetatiestructuur, successiestadium en abiotische factoren die voor de plantengroei bepalend zijn (Stevens et al. 1987). Het ecotoopstelsel is een op Nederland toegesneden indeling van ecosystemen, en bestaat onder meer uit de classificatie van een aantal ecotooptypen. Ecotooptypen worden gedefinieerd als combinaties van kenmerkklassen, bijvoorbeeld 'graslanden op natte, voedselarme, zwak zure bodem' of 'bos op zeer voedselrijke natte bodem' (Runhaar et al. 1999; zie ook Aanhangel 2). Door ecotooptypen te koppelen aan natuurdoeltypen is het mogelijk na te gaan in hoeverre een bepaald natuurdoeltype in een gebied gerealiseerd zou kunnen worden. Aangezien er in totaal meer dan 100 ecotooptypen worden onderscheiden is het niet zinvol (overzichtelijk) om deze voor de evaluatie weer te geven. De ecotooptypen worden daarom samengenomen tot zogenaamde *ecotoopgroepen*. De uiteindelijke evaluatie vindt plaats in termen van zulke ecotoopgroepen.

Natuur wordt in het BEM geëvalueerd in termen van arealen van de volgende ecotoopgroepen: nat grasland; zeer vochtig grasland; vochtig grasland; nat bos; zeer vochtig bos en vochtig bos. Dit zijn ecotoopgroepen die belangrijk zijn in beekdal-

systemen, zoals bijvoorbeeld in het Beerze en Reusel gebied. In Tabel 49 wordt een overzicht gegeven van de natuurdoeltypen, de bijbehorende ecotooptypen en ecotoopgroepen, zoals die in de huidige studie gebruikt zijn. De hier gekozen natuurdoeltypen richten zich met name op de natte tot zeer vochtige ecotooptypen, die kenmerkend zijn voor kwelafhankelijke en beekbegeleidende natuur. Het betreft hierbij natuurdoeltypen die wat betreft basenrijkdom variëren van zwak zuur tot basenrijk en voor wat betreft voedselrijkdom variëren van voedselarm tot matig voedselrijk. Het spreekt voor zich dat de evaluatie kan plaatsvinden voor elk willekeurig natuurdoeltype in termen van bijbehorende ecotoopgroepen.

Tabel 49 Ecotoopgroepen op basis waarvan de natuur in het model wordt geëvalueerd in relatie tot de door NATLES gegenereerde ecotooptypen en de voor in de doelstellingen gegeven natuurdoeltypen.

Ecotooptype (NATLES)	Ecotoopgroep	Natuurdoeltype
G22 Natte voedselarme, zwak zure graslanden G23 Natte voedselarme, basische graslanden G26 Natte, matig voedselrijke basische graslanden G27 Natte, matig voedselrijke graslanden	nat grasland	vochtig schraal-grasland
G32 Zeer vochtige, zwak zure graslanden G33 Zeer vochtige, basische graslanden G36 Zeer vochtige, matig voedselrijke basische graslanden G37 Zeer vochtige, matig voedselrijke graslanden	zeer vochtig grasland	
G42 Vochtige, zwak zure graslanden G43 Vochtige, basische graslanden G46 Vochtige, matig voedselrijke basische graslanden G47 Vochtige, matig voedselrijke graslanden	vochtig grasland	
B22 Natte voedselarme, zwak zure bossen B23 Natte voedselarme, basische bossen B26 Natte matig voedselrijke basische bossen B27 Natte matig voedselrijke bossen	nat bos	bosgemeenschappen van bron en beek
B32 Zeer vochtige, zwak zure bossen B33 Zeer vochtige, basische bossen B36 Zeer vochtige, matig voedselrijke basische bossen B37 Zeer vochtige, matig voedselrijke bos	zeer vochtig bos	
B42 Vochtige, voedselarme zwak zure bossen B43 Vochtige, voedselarme basische bossen B46 Vochtige, matig voedselrijke basische bossen B47 Vochtige, matig voedselrijke bossen	vochtig bos	
Overige	Rest	

Verdrogingsindicator

Voor de evaluatie van de natuur wordt tevens gebruik gemaakt van een zogenaamde verdrogingsindicator. De verdrogingsindicator is gedefinieerd als het aandeel (percentage) van de vochtige tot natte ecotoopgroepen, zoals in Tabel 49 opgesomd, ten opzichte van een referentiesituatie. Zo'n referentiesituatie wordt bepaald door het draaien van een zogenaamde referentierun. In een referentierun wordt zo goed mogelijk vastgesteld hoe een (hydrologische) situatie op een bepaald moment in het verleden geweest moet zijn; in dit geval een referentie-grondwaterstand zoals die is bepaald in de studie naar de Gewenste Grondwatersituatie Noord-Brabant (Van Ek et al. 1997). De referentie-grondwaterstand is hierbij een aan een bodemtype gekoppelde grondwaterstand of grondwaterstandsverloop. In de meeste gevallen heeft dit betrekking op de 'natuurlijke' grondwaterstand, waarbij het bodemprofiel een afspie-

geling is van de tijdens de bodemvorming heersende hydrologische omstandigheden. In een aantal gevallen is echter niet of nauwelijks uit het bodemprofiel op te maken welke grondwaterstand(en) ten tijde van de bodemvorming hebben geheerst. In deze gevallen is op basis van literatuur en deskundigenoordeel een schatting gemaakt van deze grondwaterstanden in een situatie zonder verdroging. Door deze informatie te combineren met het reliëf is een referentie-grondwaterstandenkaart gemaakt. Voor deze referentiesituatie is met behulp van NATLES de bijbehorende verdeling van ecotooptypen bepaald. Vervolgens kan worden nagegaan hoe het vóórkomen van ecotooptypen binnen de diverse scenario's zich verhoudt ten opzichte van deze referentiesituatie en conclusies worden getrokken over de mate van verdroging.

1.4.4 Systeemvergelijkingen en randvoorwaarden

Nieuwe natuur buiten bestaande natuurgebieden en EHS-uitbreiding

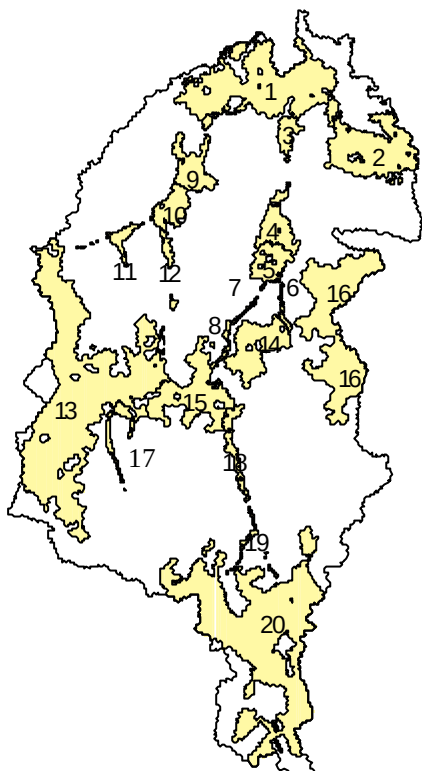
Het landgebruik door 'natuur' in het planareaal (waar het in de plaats komt van landbouw) wordt in het model afwijkend behandeld ten opzichte van natuur binnen de bestaande grenzen van natuurgebieden en binnen de EHS-uitbreidingsgebieden. Om modeltechnische redenen is het namelijk niet mogelijk om strikte 'kwaliteitseisen' aan die nieuwe natuur te koppelen zoals wel mogelijk is voor de bestaande natuur en uitbreiding EHS. Wel wordt er voor bosvegetaties in benaderende zin gekeken of een locatie wel geschikt is. Het gaat om de kenmerken van grondwatertrappen die in Tabel 50 worden opgesomd. De randvoorwaarden voor deze landgebruiksvormen komen voort uit definities die in NATLES worden gegeven (zie Aanhangel 2). De benadering bestaat hieruit dat er wat betreft de omgeving van nieuw bos in hydrologische zin wordt aangenomen dat er overal elders in het planareaal ook bos wordt geplant. Aangezien dit (= met in de omgeving van de standplaats hetzelfde maatregelenpakket als op de standplaats zelf) in een concrete strategie maar in bepaalde mate het geval zal zijn, kan het bij de verificatie blijken dat de door het model aangewezen locatie bij nader inzien toch niet geschikt is. Die verificatie geschiedt overigens aan de hand van een uitgebreidere set criteria dan die in Tabel 50.

Tabel 50 Hydrologische randvoorwaarden (i.c. grondwatertrappen) voor typen van landgebruik die uit bosvegetatie bestaan

Type landgebruik	Landgebruik	Randvoorwaarde
Natuur	vochtig loofbos	$Gt \geq III$
	donker naaldbos	$Gt > VI$
	nat bos	$Gt \leq I$

Bestaande natuur en uitbreiding EHS

Voor de randvoorwaarden waar aan moet worden voldoen om (in potentie) verschillende gradaties van beekdalgraslandvegetaties te realiseren wordt verwezen naar Aanhangel 2. Deze randvoorwaarden worden niet op een directe manier in het model opgenomen. Ten eerste is de technische vorm van die randvoorwaarden daar niet voor geschikt: ze zitten 'verstopt' in een serie kennistabellen waar NATLES mee werkt onder ArcView. Ten tweede zijn ze geformuleerd op het niveau van het freatische grondwater. In het model worden om technische redenen de randvoorwaarden dieper in het grondwatersysteem opgelegd.



Figuur 72 Ligging van de verschillende natuurzones in het studiegebied (voorbeeldgebied Beerze en Reusel met 20 zones).

In plaats van het direct opnemen van die randvoorwaarden wordt een werkwijze gevolgd die gebaseerd is op het doen van systematische gevoeligheidsanalyses met de gekoppelde modellen SIMGRO-NATLES. Om die werkwijze te beschrijven moet voor een deel vooruit worden gelopen op datgene wat in §1.7.2 (pagina 184, dit ahangsel) wordt gezegd over de hydrologische maatregelen.

In de serie systematische gevoeligheidsanalyses worden de set van hydrologische maatregelen één voor één in het hele landbouwgebied op uniforme wijze geïmplementeerd en met SIMGRO-NATLES doorgerekend. Vervolgens worden de resultaten (of eigenlijk een relevante selectie daaruit) aan de hand van waarden van de verdrogingsindicator gerangschikt, beginnend bij 'sterk verdroogd', tot aan 'sterk vernat'. De run met overal schraalgrasland (en extensieve waterbeheersing, zie Tabel 57, dit ahangsel, pagina 185) geeft de sterkste vernatting, omdat overal beregening, sloten en buisdrainage worden verwijderd. Deze run geeft het maximaal haalbare voor de natuur, gegeven een aantal niet veranderbare zaken zoals bestaande bebouwing en bestaande waterwinningen. (Het is natuurlijk ook mogelijk om aan te nemen dat de winningen anders worden in de toekomst; maar in de huidige versie van het model kan waterwinning alleen als exogeen opgelegde randvoorwaarde worden gehanteerd.)

Tabel 51 Opties voor te realiseren aspiratieniveaus met betrekking tot de verdrogingsindicator, in 20 zones in het voorbeeldgebied Beerze en Reusel. Deze mogelijke opties zijn ontleend aan een serie gevoeligheidsanalyses met SIMGRO. Ecodoeloptie 11 is qua bestrijding van de verdroging het maximaal haalbare scenario, en komt overeen met conversie van het gehele landbouwgebied tot schraalgrasland met extensieve waterbeheersing **Waarden in % verdroogd**

	Zones																			
	1	2	3	4	5	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	totaal	beek dal
Opp. (ha)	833	519	82	152	136	22	192	150	61	51	1546	221	354	694	64	89	33	1451	6682	1417
Situatie Nu	76	96	67	98	100	100	92	93	91	100	90	100	70	100	60	58	76	65	85	73
Implementatie EHS	67	95	66	93	100	100	79	88	89	100	88	100	42	100	55	50	53	61	79	68
Klimaat-scenario	38	92	23	93	100	100	76	80	82	100	72	97	49	100	41	28	54	44	64	51
Nulscenario	46	87	41	80	100	100	71	85	82	100	75	100	51	100	48	53	35	51	70	57
Ecodoeloptie																				
1	53	91	52	83	100	100	76	87	88	100	80	100	55	100	56	60	50	50	75	63
2	49	87	48	82	100	100	74	86	86	100	78	100	51	100	51	51	44	48	72	60
3	45	87	44	82	100	100	69	82	83	100	76	100	48	100	46	41	35	45	69	57
4	44	87	41	82	100	100	66	82	82	100	76	100	47	100	44	35	31	44	68	55
5	38	86	37	79	100	100	62	78	77	100	74	97	38	100	39	24	22	42	64	51
6	35	85	31	77	100	100	58	76	71	100	72	94	31	100	34	16	13	40	61	47
7	33	85	26	75	100	100	55	73	68	99	70	93	26	100	32	12	10	40	59	45
8	30	82	21	74	100	100	52	71	66	99	68	93	21	100	29	10	7	39	56	42
9	29	82	19	73	100	100	52	71	65	97	68	93	20	100	28	9	5	39	55	42
10	27	82	16	72	100	100	49	70	65	97	67	91	18	100	26	7	4	38	54	40
11	26	82	14	72	100	100	48	70	65	97	67	91	18	100	24	5	3	38	54	39
keuze ecodoeloptie	1	5	5	5	5	1	6	6	1	1	1	1	1	1	5	5	5	1		
%verdroogd	53	86	37	79	100	100	58	76	88	100	80	100	55	100	39	24	22	50	62	49

De resultaten worden vervolgens samengevat in tabellen aan de hand van een aantal zones in het studiegebied; in het voorbeeldgebied Beerze en Reusel zijn er 20 zones (Figuur 72, pagina 177) en worden er 11 mogelijke waarden van de verdrogingsindicator opgesomd. Deze resultaten worden vervolgens aan de gebruiker als mogelijke opties voor de te bereiken ecodoelopties voorgelegd, evenals de achterliggende oppervlaktes van ecotoopgroepen; een deel van de tabel met arealen is gegeven in Tabel 52.

Tabel 52 Opties voor te realiseren aspiratieniveaus met betrekking tot de ecotoopgroeparealen in 20 zones in het voorbeeldgebied Beerze en Reusel. Bij wijze van voorbeeld zijn alleen het 'laagst' (ecodoeloptie 1) en 'hoogst' (ecodoeloptie 11) bereikbare gegeven. Ecodoeloptie 11 is qua bestrijding van de verdroging het maximaal haalbare scenario, en komt overeen met conversie van het gehele landbouwgebied tot schraalgrasland met extensieve waterbeheersing. **Arealen in %.**

		Zones																				
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	totaal
	Oppervlakte (ha)	833	519	82	152	136	20	12	22	192	150	61	51	1546	221	354	694	64	89	33	1451	6682
Nulsce- nario	ecotoop- groep																					
	nat grasland	0	2	4	2	0	0	0	0	3	3	2	0	0	0	0	0	7	3	16	1	1
	zeer vochtig grasland	0	1	9	7	0	0	0	0	6	4	5	0	0	0	0	0	11	12	12	0	1
	vochtig grasland	0	1	30	13	0	0	0	0	22	16	57	14	0	1	3	0	35	37	43	1	4
	nat bos	1	2	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	5	4	1	1	1
	zeer vochtig bos	1	1	17	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	10	8	0	0	1
	vochtig bos	5	2	15	9	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	4	0	8	7	1	2	2
	overige natuur	88	92	13	67	99	94	96	98	59	53	35	48	95	94	88	98	24	29	26	84	70
	rest	4	0	0	1	1	6	4	1	9	23	0	38	4	3	1	2	0	0	0	11	5
ecodoel- optie																						
1	ecotoop- groep																					
	nat grasland	0	1	2	1	0	0	0	0	2	2	1	0	0	0	0	0	6	2	11	1	1
	zeer vochtig grasland	0	1	7	6	0	0	0	0	6	5	4	0	0	0	0	0	9	11	11	0	1
	vochtig grasland	0	1	34	14	0	0	0	0	26	22	60	23	0	1	3	0	38	40	50	1	4
	nat bos	0	1	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	4	2	0	1	1
	zeer vochtig bos	1	1	15	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3	0	9	7	0	0	1
	vochtig bos	6	2	19	10	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	4	0	9	8	1	2	2
	overige natuur	88	93	13	67	99	96	97	98	55	39	35	13	95	94	88	98	24	29	26	82	69
	rest	4	0	0	0	1	4	3	2	10	30	0	64	4	3	1	2	0	0	0	12	6
....																						
11	ecotoop- groep																					
	nat grasland	0	3	8	4	0	0	0	0	6	7	5	0	0	0	1	0	14	15	28	1	1
	zeer vochtig grasland	0	1	17	7	0	0	0	0	11	7	11	1	0	0	1	0	17	22	15	0	2
	vochtig grasland	0	1	18	10	0	0	0	0	14	12	49	14	0	1	1	0	22	15	29	1	3
	nat bos	1	2	20	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	7	10	1	1	1
	zeer vochtig bos	1	1	15	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	10	7	1	0	1
	vochtig bos	5	1	9	8	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	2	0	6	2	0	2	2
	overige natuur	88	91	13	67	99	96	96	98	59	54	35	52	95	94	88	98	25	29	26	84	70
	rest	4	0	0	0	1	4	4	2	9	20	0	33	4	3	1	2	0	0	0	10	5

De gebruiker moet dus per zone aangeven wat het gewenste aspiratieniveau is. Dit aspiratieniveau wordt vervolgens vertaald naar randvoorwaarden aan de hydrologische omstandigheden. Met de huidige modelformulering is het dus niet mogelijk om bijvoorbeeld het areaal dat voldoet aan de eisen 'nat grasland' te optimaliseren en daarbij het systeem uit te laten zoeken in welke zone(s) dat het beste kan..

In het meta-model zijn deze randvoorwaarden niet direct gekoppeld aan de freatische omstandigheden en de ecologisch relevante kwel zoals in het toetsingsinstrumentarium. De randvoorwaarden worden dieper in het hydrologische systeem gelegd, namelijk op het niveau van de eerstvolgende watervoerende laag in de ondergrond. Daar wordt bij de beschrijving van de 'Hydrologische randvoorwaarden voor terrestrische natuur' in §1.7.4.1 (dit aanhangsel, pagina 196 en verder) op ingegaan.

1.5 Multifunctioneel landgebruik

1.5.1 Inleiding

Multifunctioneel landgebruik is een vorm van landgebruik die het voortbrengen van een landbouwproduct combineert met het produceren van andere 'waarden' zoals een waardevol landschap en/of een vorm van agrarische natuur. Vanwege de toegevoegde waarden is het dan in veel gevallen mogelijk om subsidie te krijgen.

1.5.2 Activiteiten

Het gebruik van land voor meerdere doelen tegelijkertijd is bij de inrichting van de groene ruimte een nieuwe trend. De gedachten hierover zijn nog lang niet uitgekristalliseerd. De activiteiten die nu in het model zijn opgenomen dienen derhalve alleen ter illustratie van de mogelijkheden die het model biedt voor deze relatief nieuwe vorm van landgebruik. In het overzicht van Tabel 53, wordt buiten beschouwing gelaten waar het gras voor wordt gebruikt, omdat het hier niet relevant is (melkvee dan wel vleesvee, zie Tabel 48). Van belang is daarentegen het beheerspakket dat eraan gekoppeld is, verwijzend naar Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer c.q. Natuurbeheer 2000 (Laser, 2001).

Tabel 53 Vormen van multifunctioneel landgebruik en bijbehorende beheersbijdrage

Landgebruik	Beheerspakket	Beheersbijdrage (€ /ha/jaar)	Natheids- aanduiding	Opmerkingen
Landschappelijk waardevol grasland	B10	380	Nat (+)	Maaien en weiden niet toegestaan tot 1 juni
Weidevogelgrasland met rustperiode	B13	600	Nat (++)	Rustperiode van 1 april tot 22 juni
Kruidenrijk grasland	B02	965	Zeer nat (+++)	Beweiding vanaf 1 augustus

1.5.3 Doelfuncties

Een essentieel aspect van multifunctioneel landgebruik is, dat het tegelijkertijd bijdraagt aan meerdere doelfuncties, die gekoppeld zijn aan één locatie (planningseenheid):

- het areaal waardevol landschap en/of areaal agrarische natuur, dat zich via de subsidieregeling laat vertalen naar een bijdrage aan het saldo van het gebied;
- de productie van een deel van het ruwvoer voor het vee;
- de ondersteuning van vegetaties binnen zones met bestaande natuur en uitbreidingsgebieden van de EHS.

De eerste twee punten betreffen de 'lokale' baten van multifunctioneel grasland. Het derde punt betreft de baten van de gematigde ontwateringseisen die dit type grasland stelt. De ruimtelijke wisselwerking met de natuurzones verloopt via het waterdrukmechanisme van het grondwater.

Tabel 54 Kentallen voor het berekenen van de actuele ruwvoerproductie van drie soorten multifunctioneel grasland. De relatieve verdampingsreductie is gedefinieerd als $(1 - E_{act}/E_{pot})$, waarbij E_{act} : actuele verdamping, E_{pot} : potentiële verdamping

Landgebruik	Potentiële opbrengst (ton/ha/jr)	Actuele opbrengst (ton/ha/jr)	GLG eis voor het kunnen beweiden en/of hooien	Droogteschade
Landschappelijk waardevol grasland (B10)	8	20 cm-mv < GVG < 30 cm-mv : 7 ton/ha/jaar 30 cm-mv < GVG < 40 cm-mv : 6 ton/ha/jaar 40 cm-mv < GVG: n.v.t want geen beheersbijdrage	GLG > 60 cm-mv	uit relatieve verdampingsreductie
Weidevogelgrasland met rustperiode (B13)	6	10 cm-mv < GVG < 20 cm-mv : 5 ton/ha/jaar 20 cm-mv < GVG < 30 cm-mv : 4 ton/ha/jaar 30 cm-mv < GVG: n.v.t want geen beheersbijdrage	GLG > 50 cm-mv	uit relatieve verdampingsreductie
Kruidenrijk grasland (B02)	4	0 cm-mv < GVG < 10 cm-mv : 3 ton/ha/jaar 10 cm-mv < GVG < 20 cm-mv : 2 ton/ha/jaar 20 cm-mv < GVG: n.v.t want geen beheersbijdrage	GLG > 40 cm-mv	uit relatieve verdampingsreductie

De beheersbijdragen zijn opgenomen in Tabel 53. De berekening van de productie van ruwvoer (zie Tabel 54) wijkt sterk af van de HELP-berekening, omdat de HELP-tabel is afgeleid ten behoeve van de reguliere landbouw (Landinrichtingdienst, 1987). Wat een nadeel is voor de reguliere landbouw, namelijk natte omstandigheden in het voorjaar, is juist een voordeel voor de beheerslandbouw. Aan een vroeg groeiend gewas zijn immers nadelen verbonden, omdat voor 1 juni niet gemaaid mag worden. Om rekening te houden met de specifieke omstandigheden van beheerslandbouw wordt het begrip '1e snede schade' gehanteerd. Die schade wordt niet zoals bij de natschade van de HELP gerelateerd aan de GHG maar aan de GVG, want laatstgenoemde treedt in de tijd minimaal een maand later op dan de GHG.

1.5.4 Randvoorwaarden

Net als bij de nieuwe natuur buiten de geplande uitbreiding van de EHS is het niet mogelijk om aan het model exacte randvoorwaarden op te leggen voor het multifunctioneel landgebruik. Wel kan gebruik worden gemaakt van informatie over de hydrologische omstandigheden die zich zouden voordoen als in het gehele planareaal één en dezelfde maatregel zou worden genomen. Hierdoor kan men in ieder geval een indruk krijgen van de maximaal haalbare omstandigheden. Indien blijkt dat het model te optimistisch is bij het inplannen van multifunctioneel landgebruik, dan kunnen altijd nog de hydrologische eisen worden aangescherpt. In Tabel 55 worden de hydrologische eisen opgesomd waaraan moet zijn voldaan voor de betreffende vormen van multifunctioneel landgebruik (Van Bakel, pers. med.) In afwijking van de eisen die aan de terrestrische natuur worden gesteld wordt onder kwel niet de 'ecologisch relevante kwel' verstaan maar de *netto flux naar de freatische laag via het grondwatersysteem*. De zo gedefinieerde kwel heeft altijd een hogere waarde dan de meer strikt gedefinieerde ecologisch relevante kwel.

Tabel 55 Hydrologische eisen bij multifunctioneel gebruik van drie soorten grasland. Onder kwel wordt verstaan de netto flux naar de freatische laag via het grondwatersysteem.

Landgebruik	Minimale kwel (mm/d)	GVG (cm-mv)	GLG (cm -mv)
Landschappelijk waardevol grasland	> 0	< 40	> 60
Weidevogelgrasland met rustperiode	> 0.5	< 30	> 50
Kruidenrijk grasland	> 1.0	< 20	> 40

1.6 Overig landgebruik

Behalve landbouw en natuur dingt ook een groot aantal andere functies mee naar het gebruik van de groene ruimte. De belangrijkste hiervan – in economische zin – is de uitbreiding van stedelijke gebieden en industrieterreinen. Een meer tegen de landbouw aan liggende vorm van landgebruik is de sierboomteelt, die de laatste jaren sterk in opkomst is. De doelfuncties voor deze landgebruiksvormen zijn de totale arealen die ermee worden belegd. Genoemde vormen van landgebruik vereisen allebei een goede drooglegging, hetgeen tot uiting komt in de eisen aan de GHG die zijn opgesomd in Tabel 56.

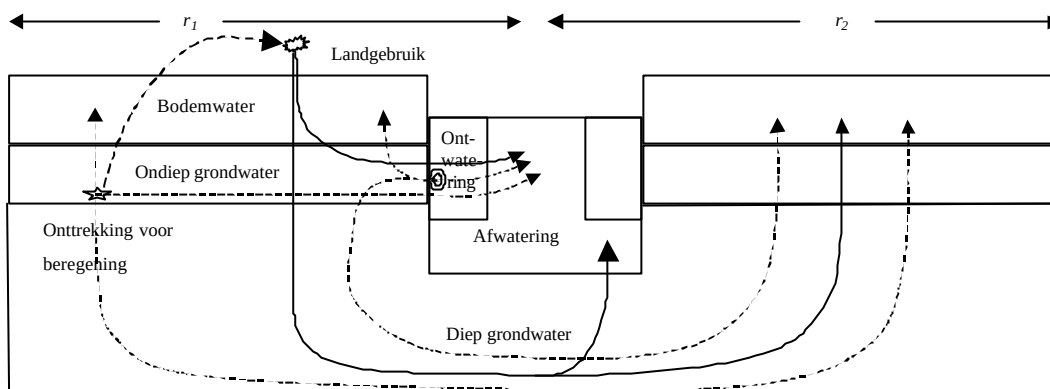
Tabel 56 Hydrologische eisen van nieuwe bebouwde gebieden en sierboomteelt.

Landgebruik	GHG (cm-mv)
Bebouwd gebied	> 100
Sierboomteelt	> 80

1.7 Water

1.7.1 Inleiding

Water als integrerend medium is in Waterwijs de spil waar alles om draait. Bij de beïnvloeding via het diepe grondwater is de transmissie van effecten voor waterkwantiteit anders dan voor kwaliteit. Bij kwantiteit wordt de invloed uitgeoefend via voortplanting van drukverschillen – hier genoemd het *waterdrukeffect*. Bij kwaliteit gaat het om feitelijk transport – hier genoemd het *waterdruppeleffect*.



Figuur 73 Beïnvloeding van omstandigheden in planningseenheid 2 door ingrepen in planningseenheid 1. De symbolen verwijzen naar de ingrepen: onttrekking voor beregning (ster links, in ondiep grondwater), verandering van landgebruik en ingrepen in de ontwatering. Gestreepte stroomlijnen markeren beïnvloeding die alleen de waterkwantiteit betreft; bij doorgetrokken stroomlijnen beïnvloeding via waterkwantiteit en -kwaliteit.

Voorbeelden van manieren waarop de hydrologische omstandigheden op een specifieke locatie beïnvloed kunnen worden door ingrepen die elders worden gepleegd, zijn schematisch uitgebeeld in Figuur 21. Verandering van het landgebruik in planningseenheid r_1 beïnvloedt de waterkwantiteitssituatie onder andere via effecten op de evapotranspiratie. Hierdoor verandert het ondiepe grondwaterpeil, wat weer effecten heeft op:

- de kwel/wegzijgingsflux van/naar het diepe grondwater en ook de potentiaal van dat diepe grondwater;
- de ontwateringsflux naar het oppervlaktewater, en daarmee op het afvoerregime.

Het landgebruik heeft zowel direct als indirect gevolgen voor de waterkwaliteit. De *directe* gevolgen vloeien voort uit het gebruik van nutriënten in organische mest en kunstmest. Met name het nutriëntenoverschot is van belang: hoe groter dit overschot, hoe hoger de uitspoeling van nutriënten naar het ondiepe grondwater en hoe hoger de uit- en afspoeling naar het oppervlaktewater. Een *indirect* gevolg van een verandering van het landgebruik op de waterkwaliteit voltrekt zich via effecten, veroorzaakt door veranderingen in de diepte van de freatische grondwaterstand. Deze is in sterke mate bepalend voor het al dan niet optreden van anaërobie in de wortelzone, en heeft daarmee grote invloed op de mate van denitrificatie.

Uiteraard bestaan er koppelingen tussen het type landgebruik en de bijbehorende waterbeheersing zoals het al dan niet beregenen, en de intensiteit van de ontwatering (diepte en afstand van sloten, buisdrainage). Ook deze activiteiten hebben, via het diepe grondwater, invloed op andere planningseenheden. Daarnaast hebben zij invloed op het afvoerregime. Niet afgebeeld zijn de indirecte gevolgen die deze ingrepen hebben voor de waterkwaliteit: net als bij verandering van het landgebruik is er via invloeden op de freatische grondwaterstand sprake van effecten op de uit- en afspoeling van nutriënten.

De waterhuishouding wordt ook beïnvloed door ingrepen in de afwatering. De vorm van dwarsprofielen van waterlopen en het al of niet toepassen van een stuwpeilbeheer hebben grote gevolgen voor de bovenstroomse situatie in de toevoergebieden via terugstuwing van het oppervlaktewater, en de benedenstroomse situatie via het afvoerregime van het ‘doorgelaten’ water.

Als gevolg van de bovenbeschreven ketens van effecten bestaat er tussen de ruimtelijke eenheden een kluwen van relationele verbanden die via de waterhuishouding lopen. Het in model brengen van deze verbanden binnen de mogelijkheden van Lineaire Programmering (LP) is alleen mogelijk indien gewerkt wordt met vereenvoudigde modelconcepten. Daarbij zijn er twee principiële verschillende werkwijzen mogelijk:

- inbedding van systeemvergelijkingen in een Lineair Programmeringsmodel;
- gebruik van resultaten van gevoeligheidsanalyses van simulatiemodellen als parameters van beslissingsvariabelen.

Zoals uit de volgende beschrijving zal blijken wordt er een combinatie van deze twee werkwijzen gebruikt.

1.7.2 Maatregelpakketten

Standaardmaatregelpakketten

Vanwege de aanwezige kluwen van verbanden en terugkoppelingen in het regionale systeem is er voor gekozen om effecten op de hydrologie die samenhangen met veranderingen in het landgebruik, zoals verdamping, beregening en ontwatering, niet als aparte maatregelen te modelleren. In plaats daarvan is een beperkt aantal *combinaties van maatregelen* in de vorm van *standaardmaatregelpakketten*, met bijbehorende opties, in het model opgenomen. Per groep van landgebruiksvormen is een beperkt aantal opties geformuleerd. In deze studie – d.w.z. de voorbeeldstudie – waren dat er, afhankelijk van de groep van landgebruiksvormen, een of twee: in het laatste geval een met ‘intensieve’ waterbeheersing en een met ‘extensieve’ waterbeheersing. Bij de eerste optie wordt er dieper ontwaterd en eventueel ook beregend; bij de ‘extensieve’ optie is het waterbeheer minder stringent. Overigens kunnen desgewenst meer dan twee van dit soort opties in het model worden opgenomen. Welke van de geboden opties voor welke omstandigheden het meest geschikt is wordt echter door het model zelf uitgezocht. Bij wijze van voorbeeld zijn standaardmaatregelpakketten die in de voorbeeldstudie zijn toegepast, weergegeven in Tabel 57.

Tabel 57 Voorbeelden van standaardmaatregelpakketten voor een bepaalde vorm van landgebruik

Combinatie landgebruik / waterbeheersing		slootafstand (m)	slootdiepte (m)	buisdrainage aanwezig?	Buisdraindiepte (m)	Buisdrainage-weerstand (d)	beregening uit grondwater	beregening uit oppervlaktewater
1	Intensief grasland, intensieve waterbeheersing	≥200	1,3	ja	1,0	70	ja	nee
2	Intensief grasland, extensieve waterbeheersing	≥100	1,1	nee			nee	nee
3	Tamelijk intensief grasland, intensieve waterbeheersing	≥200	1,3	ja	1,0	70	nee	nee
4	Tamelijk intensief grasland, extensieve waterbeheersing	≥100	1,1	nee	--	--	nee	nee
5	Extensief grasland, intensieve waterbeheersing	≥100	1,3	nee	--	--	nee	nee
6	Extensief grasland, extensieve waterbeheersing	≥100	0,9	nee	--	--	nee	nee
7	Akkerbouw, intensieve waterbeheersing	≥300	1,4	ja	1,2	70	ja	nee
8	Akkerbouw, extensieve waterbeheersing	≥200	1,2	nee	--	--	nee	nee
9	Intensieve teelten	≥200	1,3	ja	1,1	50	ja	
10	Vochtig loofbos	≥100	1,2	nee	--	--	nee	nee
11	Donker naaldbos	≥500	1,4	nee	--	--	nee	nee
12	Nat bos	≥100	0,6	nee	--	--	nee	nee
13	Schraalgrasland, intensieve waterbeheersing	≥100	0,6	nee	--	--	nee	nee
14	Schraalgraslanden, Extensieve waterbeheersing	.n.v.t.	--	--	--	--	nee	nee
15	Stedelijk gebied (duurzaam bouwen)	≥200	1,4	ja	1,2	100	nee	nee

De in Tabel 57 genoemde combinaties van landgebruik plus waterbeheersing komen overeen met vormen van landgebruik, gedefinieerd in Tabel 48. Deze verbanden zijn gegeven in Tabel 58.

Tabel 58 Koppeling van landgebruik + waterbeheersing uit Tabel 57 aan landgebruikscategorieën uit Tabel 48 (de koppeling van de natuur-landgebruiksvormen is één-op-één)

Landgebruik + waterbeheersing uit Tabel 57	landgebruik uit set G (bron:Tabel 48)
intensief grasland	grasland met hoge stikstofbemesting
tamelijk intensief grasland	grasland met gematigde stikstofbemesting
extensief grasland	- grasland met lage stikstofbemesting - multifunctionele vormen van graslandgebruik
Akkerbouw	maïsland ten behoeve van melkvee en vleesvee, graan, consumptie-aardappelen, pootaardappelen, fabrieksaardappelen, suikerbieten, voederbieten, handelsgewassen, peulvruchten, non-food en braak
Intensieve teelten	uien, groentegewassen, bloembollen en boomkwekerij

Maatregelen op beheerseenheidniveau

De in Tabel 57 opgenomen maatregelpakketten zijn 'standaardpakketten' waarmee conventionele inrichtingsvarianten worden gerealiseerd. Naast deze standaardpakketten is het mogelijk om *aanvullende maatregelen* te nemen. Het betreft de 'nevenopties' *waterconservering*, *hoogwaterreductie* en *winning van oppervlaktewater*. Voorlopig zijn in de voorbeeldstudie alleen de nevenopties voor hoogwaterreductie uitgewerkt.

De geïmplementeerde opties voor hoogwaterreductie vormen samen een tweetraps-raket voor het aan de bron reduceren van de wateroverlast:

- maatregelen in de afwateringsleiding, door het profiel te versmallen;
- maatregelen op lokaal niveau, door maatregelen in kleine sloten en greppels te nemen ter beperking van de piekafvoer.

Deze aanvullende maatregelen – ook die in de kleine waterlopen – worden alleen praktisch uitvoerbaar geacht als ze overal binnen een bepaalde beheerseenheid worden genomen. Als beheerseenheden zijn in de voorbeeldstudie de afwateringseenheden van het SIMGRO-model genomen.

Wat betreft de hoogwaterreductie-maatregelen in de afwateringsleiding wordt ervoor gezorgd dat de afvoerrelatie de volgende vorm heeft:

- bij een openwaterstand van 50 cm-mv een afvoer van 0,6 maal de maatgevende afvoer;
- bij een openwaterstand gelijk aan maaiveld een afvoer van 1,2 maal de maatgevende afvoer;
- bij een openwaterstand van 50 cm+mv (inundatie) een afvoer van 2 maal de maatgevende afvoer.

Wat betreft de lokale hoogwaterreductie-maatregelen in sloten en greppels wordt onderscheid gemaakt tussen landbouw en bos/natuur:

- als het landbouwgrond betreft wordt de afvoer van de sloten beperkt tot maximaal 8,64 mm/dag (1,0 l/s/ha);
- als het bos of natuur betreft wordt de afvoer beperkt tot 5,0 mm/d; tevens wordt de berging in tertiaire sloten verdrievoudigd.

Deze lokale maatregelen in de kleine waterlopen worden altijd in combinatie met die in de afwateringsleiding genomen.

De mogelijkheid om standaardmaatregelpakketten al dan niet met nevenmaatregelen te combineren dient voor een studiegebied vastgelegd te zijn zoals in Tabel 59. Implementatie van nevenopties op het niveau van de beheerseenheid is aan zekere beperkingen onderhevig (hier wordt voor de volledigheid ook ingegaan op waterconservering en winning van oppervlaktewater, ook al zijn deze opties in de voorbeeldstudie niet modelmatige gerealiseerd):

- *waterconservering* is bijna altijd mogelijk omdat het nadelige effect doorgaans binnen de perken blijft, behalve bij intensieve vollegrondstuinbouw en stedelijk gebied. Zelfs een beperkte mate van conservering heeft bij deze vormen van landgebruik immers ingrijpende gevolgen;
- *hoogwaterreductie* impliceert een toenemende kans op inundatie. Voor intensief grasland, bouwland, vollegrondstuinbouw en stedelijk gebied (ook de bestaande)

is dit ongewenst; in de voorbeeldstudie is er van uitgegaan dat berging in natuurgebieden wel mogelijk is, ondanks het mogelijke waterkwaliteitsbezwaar

- *winning van oppervlaktewater* is mogelijk bij alle vormen van landgebruik behalve akkerbouw en vollegrondstuinbouw, vanwege het gebruik van bestrijdingsmiddelen.

De combinaties die ‘niet kunnen’ zijn herkenbaar aan het ontbreken van een nummer in de kruistabel.

Tabel 59 Mogelijke combinaties van ‘standaard’ maatregelpakketten met nevenopties, respectievelijk te realiseren op het niveau van de planningseenheid en van de beheerseenheid (afwateringseenheid van het SIMGRO-model). Alleen de van een nummer voorziene combinaties zijn toegestaan.

Hoofdoptie op niveau planningseenheid	nevenopties op niveau beheerseenheid					
	afwatering			kleine waterlopen		
Standaard maatregelpakket (zie Tabel 57)	waterconservering	hoogwaterreductie	winning oppervlaktewater	waterconservering	hoogwaterreductie	winning oppervlaktewater
1	16		38	50		
2	17		39			
3	18	29	40	51	59	67
4	19	30	41		60	68
5	20	31	42	52	61	69
6	21	32	43		62	70
7	22			53		
8	23					
9						
10	24	33	44	54	63	71
11	25	34	45	55	64	72
12	26	35	46	56	65	73
13	27	36	47	57	66	74
14	28	37	48	58		75
15			49			

In de modelcode wordt gewerkt met een *characterstring*-codering van de waterbeheers-optie *w*. In de codering komt tot uitdrukking om welke combinatie van standaard-maatregelpakket en maatregel op het niveau van de beheerseenheid het gaat. In de voorbeeldstudie zijn de volgende waarden van *w* operationeel: INT, EXT, INTHWGEB, EXTHWGEB, INTHWLOK, EXTHWLOK. De substring INT/EXT staat voor intensieve dan wel extensieve waterbeheersing; de substring HW staat voor hoogwaterreductie; de substring GEB/LOK staat voor maatregelen in de afwateringsleiding in kleine waterlopen. In het vervolg worden de combinatie-opties ‘maatregelpakketten’ genoemd, aangeduid met index *m*.

Voor iedere vorm van landgebruik g (Tabel 48, dit aanhangsel) is er een verband met een of meerdere van de maatregelpakketten in Tabel 59. Bij intensief grasland gaat het om de combinatie-opties 16, 17, 38, 39, en 50: zowel standaardmaatregelpakket 1 als 2 heeft namelijk betrekking op dit type landgebruik (zie ook Tabel 57). Deze optie-set per landgebruiksvorm g wordt in de modelinvoer aangegeven met een lijst van mogelijke maatregelpakketten $m(g,w)$, waarin m een nummer is uit Tabel 59, en w staat voor waterbeheersoptie. Er zijn vaak meerdere vormen van landgebruik g die refereren aan dezelfde m in Tabel 59, omdat de standaardpakketten zijn doorgerekend voor een beperkt aantal (15) combinaties van landgebruik en waterbeheersing (ter beperking van de rekenlast).

Maatregelen ter beperking van de nutriëntenbelasting

Wat betreft de maatregelen gericht op vermindering van de nutriëntenbelasting kan het model een landgebruiksmix kiezen die afwijkt van het Nulscenario, waarbij echter de nutriëntenoverschotten (in kg/ha/jaar) van de onderscheiden landgebruiksvormen *hetzelfde* blijven als in het Nulscenario. De nutriëntenbelasting kan toch worden verminderd doordat het BEM kiest voor minder nutriënt-intensieve landgebruiksvormen, met name grasland met lage stikstofbemesting. Tegelijkertijd heeft het model de vrijheid om het totale aantal dieren dat gehouden wordt in de intensieve veehouderij te wijzigen, en ook het totale aantal koeien met bijbehorende melkveehouderijtechnieken te veranderen (zie o.a. Tabel 23 op pagina 93).

Gevoeligheidsanalyses met toetsingsinstrumentarium

Ten behoeve van de invoer van gegevens van de metamodellering in het model worden de maatregelpakketten die zijn opgesomd in Tabel 59 met de simulatiemodellen doorgerekend (SIMGRO, NATLES, metamodel van ANIMO). Daarbij wordt steeds de betreffende combinatieoptie geïmplementeerd gedacht in het hele planareaal. Voor de deelgebieden die niet onder het planareaal vallen wordt (indien van toepassing) alleen de maatregel die hoort bij het niveau van de beheerseenheid geïmplementeerd.

Bij het doorrekenen van de combinatie-opties met het simulatiemodel bij het uitvoeren van de systematische gevoeligheidsanalyses is in de voorbeeldstudie niet de volledige reeks van 30 jaar (2077-2100) van het klimaatscenario gebruikt. In plaats daarvan is de deelreeks 2076-2081 gebruikt, om de rekenlast te beperken. De periode van de deelreeks is gekozen op basis van de overeenstemming met de totale reeks, wat betreft de GVG (Gemiddelde Voorjaarsgrondwaterstand) en de GLG (Gemiddeld Laagste Grondwaterstand).

1.7.3 Doelfuncties, gekoppeld aan water

Alle doelfuncties in het BEM van Waterwijs zijn op een of andere manier gekoppeld aan taakstellingen met betrekking tot water. Het kan gaan om een directe of indirecte koppeling. De volgende doelfuncties zijn direct gekoppeld aan water:

- hoogwaterafvoer;
- 'productie' van drinkwater (nog niet in het model);
- concentratie van nutriënten in grondwater; en
- belasting van nutriënten op oppervlaktewater.

Indirect gekoppeld zijn:

- de gewasproductie, en daarmee het landbouwkundig inkomen; en
- de omstandigheden in natuurgebieden, en daarmee de doelfunctie voor natuur.

De koppeling met de randvoorwaarden voor natuur en het meta-model voor de regionale hydrologie wordt hieronder nader uitgewerkt. Maar eerst wordt ingegaan op de meta-modellering van de regionale hydrologie zelf, om te beginnen met de modellering van hoogwaterafvoer.

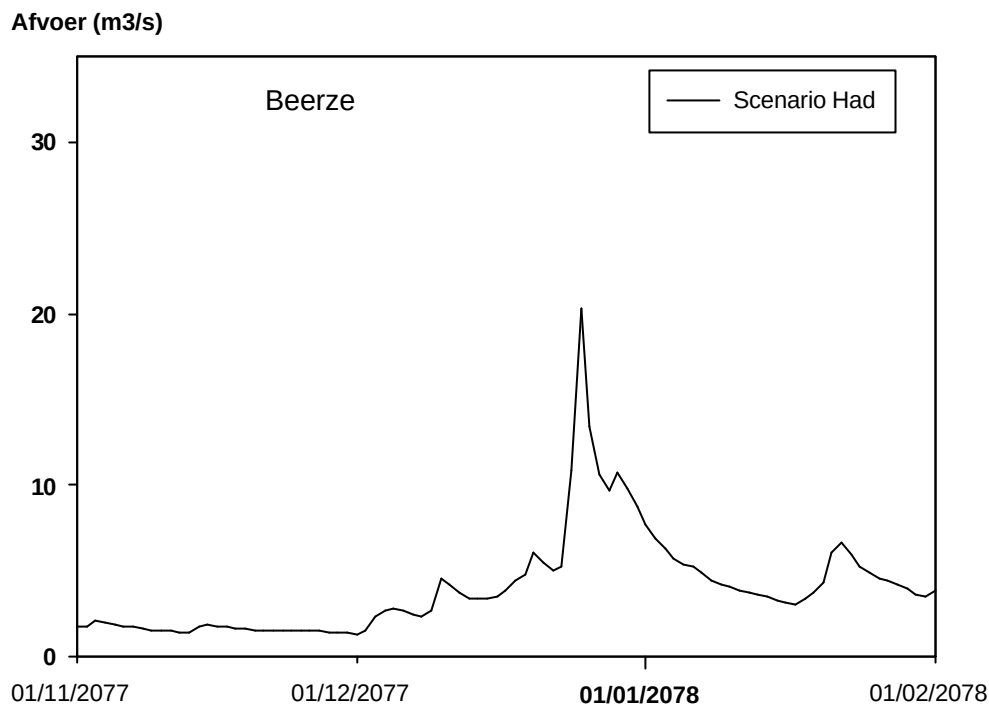
1.7.4 Systeemvergelijkingen en randvoorwaarden

1.7.4.1 Waterkwantiteit

Hoogwaterafvoer

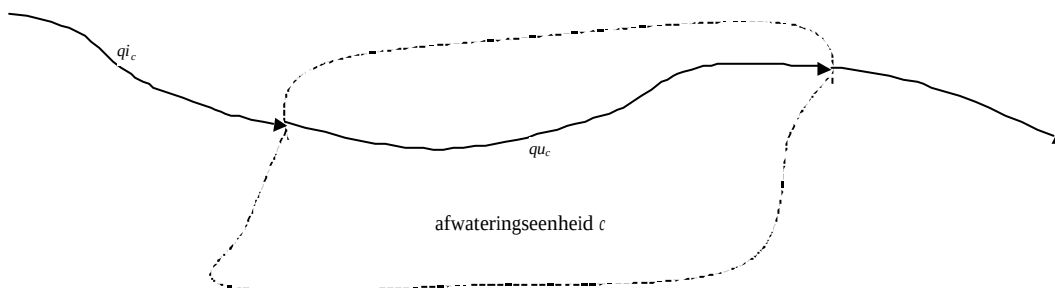
Het deelmodel voor hoogwaterafvoer vereist het doen van een aannames ten aanzien van een toekomstig klimaatscenario²⁸. Uit de afvoerreeks die voor het toekomstig klimaatscenario wordt gesimuleerd moet vervolgens een piek worden gekozen waar men zich op richt bij de beperking van hoogwater. Maatregelen om die gekozen piek te verlagen hebben natuurlijk ook gevolgen voor andere pieken. Het verschil bestaat hier uit dat voor de gekozen piek exacte randvoorwaarden kunnen worden opgegeven. De afvoerreeks van de Beerze uit de voorbeeldstudie (periode 2070-2100) is weergegeven in Figuur 31. In de voorbeeldstudie is ervoor gekozen om de op één na hoogste piek te gebruiken, d.w.z. de piek van ruim 20 m³/s aan het einde van het simulatiejaar 2077 die is weergegeven in Figuur 74. De reden dat niet gekozen is voor de hoogste afvoer is dat die piek niet viel binnen de periode van de deel-klimaatreeks (2076-81) waar de gevoeligheidsanalyses voor zijn gedaan.

²⁸ Deze aanname hoeft overigens niet dezelfde te zijn als die voor de verdroging van terrestrische natuur.



Figuur 74 Afvoerpiek van de Beerze, berekend voor het klimaatscenario *Had* uit de studie 'Klimaat en Beken' (Van Walsum et al., 2001). Voor de volledige 30-jarige afvoerreeks zie Figuur 31, pagina 85

Eventuele maatregelen tegen hoogwaterafvoer worden in de voorbeeldstudie alleen genomen in trajecten waaraan een afwateringseenheid gekoppeld is. Er bestaan immers ook trajecten die uitsluitend een 'doorvoerfunctie' hebben, waar geen kleinere waterlopen direct op uitmonden. Dat betekent dat de doorvoertrajecten niet worden gewijzigd. In de praktijk kunnen die trajecten ook worden aangepakt, zodat het huidige model de mogelijkheden voor hoogwaterreductie iets onderschat. Maar aangezien de grootste hoogwaterreducties zijn te verwachten als gevolg van bergingseffecten in de gekoppelde afwateringseenheden zal de onderschatting van het model beperkt zijn.



Figuur 75 Definitieschets voor berekening van de bijdrage van een oppervlaktewatertraject aan een hoogwatergolf. Verklaring van symbolen: q_{i_c} - instroomdebiët van een traject gekoppeld aan afwateringseenheid c ; q_{u_c} - uitstroomdebiët van een traject gekoppeld aan afwateringseenheid c

In het licht van bovenstaande keuze (d.w.z. het ongewijzigd laten van de doorvoertrajecten), worden alleen oppervlaktewatertrajecten op hoogwatereffecten geanalyseerd waar afwateringseenheden aan zijn gekoppeld. Die analyse houdt in dat er een berekening wordt gemaakt van de bijdrage aan de hoogwatergolf die op de gekozen datum passeert; zie Figuur 75.

$$\Delta q_{c,m} = qu_{c,m} - qi_{c,m} \quad (26)$$

met:

- $qi_{c,m}$ instroomdebiet van een traject gekoppeld aan afwateringseenheid c , bij maatregelpakket m in het hele planareaal (m^3/s)
- $qu_{c,m}$ uitstroomdebiet van een traject gekoppeld aan afwateringseenheid c bij maatregelpakket m in het hele planareaal (m^3/s)
- $Dq_{c,m}$ bijdrage van afwateringseenheid c aan de hoogwatergolf (m^3/s)

De analyse is gedaan op basis van etmaalgemiddelden. De modeluitkomsten van gevoeligheidsanalyses laat zien dat de dag waarop de maximale afvoer als gevolg van de maatregelen plaatsheeft kan verschuiven. Daarom wordt bij toepassing van bovenstaande balans de afvoerintensiteit onmiddellijk vóór en na de piekdatum, zoals deze zich in de referentierun voordoet, meegenomen. De berekende bijdrage op de dag dat (lokaal) de piek wordt bereikt wordt in de tabel met $Dq_{c,m}$ opgeslagen. In het meta-model wordt de bijdrage van een bepaald traject, behorend bij een afwateringseenheid, aan de hoogwatergolf vervolgens berekend als:

$$\Delta Q_c = \sum_{r \in R_c, g, w} X_{r,g,w} \cdot \Delta qmr_{c,m(g,w)} \cdot ar_r / ac_c + \sum_{r \in R_c} XH_r \cdot \Delta qref_c \cdot ar_r / ac_c \quad (27)$$

met:

- DQ_c bijdrage van afwateringseenheid c aan de hoogwatergolf (m^3/s)
- $X_{r,g,w}$ beslissingsvariabele voor landgebruik g , waterbeheersoptie w in planningsseenheid r (-)
- XH_r beslissingsvariabele voor mate van handhaven van de huidige situatie in planningseenheid r (-)
- $Dqmr_{c,m}$ bijdrage van afwateringseenheid c aan de hoogwatergolf, bij implementatie van maatregelpakket m (m^3/s)
- R_c groep van planningseenheden binnen een afwateringseenheid c
- $m(g,w)$ hydrologisch maatregelpakket van landgebruik g , waterbeheersoptie w
- $Dqref_c$ bijdrage van afwateringseenheid c aan de hoogwatergolf, in de referentierun (m^3/s)
- ar_r oppervlakte van een planningseenheid r (ha)
- ac_c oppervlakte van een afwateringseenheid c (ha)

In de rekenpraktijk van het model blijkt dat het zonder meer toepassen van bovenstaande analysemethode en meta-model tot te optimistische reducties van de hoog-

waterafvoer leidt. Dat komt doordat de berekende effecten in de gevoeligheidsanalyses voor een belangrijk deel worden bepaald door een ‘meer dan de som der deeleffecten’ mechanisme. In sommige trajecten is er bijvoorbeeld boven een bepaalde waterstand een grote demping van de afvoer als gevolg van het onder water lopen van een groot landoppervlak. Deze dempende werking treedt niet op als er al bovenstrooms maatregelen zijn genomen waardoor de waterstand in het genoemde traject beneden de drempelwaarde blijft. Het correct in model brengen van dit drempel-effect in het model vereist het inbouwen van een speciale voorwaarde gekoppeld aan het al of niet doorvoeren van de bovenstroomse maatregelen.

Vooralsnog kon dit modelmatig niet worden gerealiseerd en is voorlopig een op heuristieken²⁹ gebaseerd alternatief gebruikt. Deze alternatieve methode houdt in dat voor alle runs met als nevenoptie hoogwaterreductie wordt berekend wat het effect is ten opzichte van de run *zonder* die nevenoptie. De aldus berekende verschillen worden langs twee sporen gebruikt:

- ze worden gemiddeld, en dit gemiddelde wordt vervolgens opgeteld bij de waarden voor de standaard-maatregelpakketten;
- er wordt ook onderzocht voor welke standaardmaatregel het extra effect van hoogwaterreductie het kleinst is.

Tenslotte wordt via een kalibratieprocedure een weging gemaakt van de twee uitkomsten. In de voorbeeldstudie is uiteindelijk 0,75 maal het gemiddelde effect opgeteld bij 0,25 maal het kleinste effect. Bij de verificatie van het model bleek dit bevredigende uitkomsten te geven (hoofdstuk §3.7.4, pagina 127).

De effecten op de bijdragen van de individuele afwateringseenheden aan de hoogwatergolf worden geaccumuleerd volgens het stroomgebiedsprincipe, om in het meta-model voor ieder gewenst punt in het systeem de (geschatte) hoogwaterafvoer te berekenen:

$$Q_c = \sum_{i \in U_c} \Delta Q_i \quad (28)$$

met:

ΔQ_i bijdrage van afwateringseenheid i aan de hoogwatergolf (m^3/s)

Q_c hoogwaterafvoer ter hoogte van afwateringseenheid c (m^3/s)

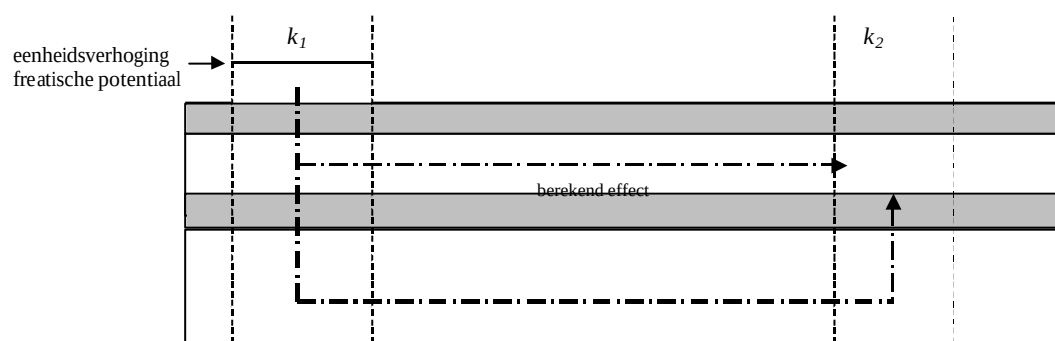
U_c set van afwateringseenheden bovenstrooms van afwateringseenheid c (met inbegrip van c)

²⁹ Heuristiek: methode om te zoeken naar de oplossing van een probleem. Voor sommige problemen is er een algoritme waarmee het mogelijk is om een oplossing te vinden. Als er echter geen algoritme is, laten sommige regels toe met een zekere kans op succes naar oplossingen te zoeken. Dergelijke regels noemt men *heuristische regels* of *heuristieken*. Bij *creatieve* probleemoplossingen moet men heuristieken zoeken om het gestelde probleem te kunnen oplossen.

Regionale grondwaterhydrologie

Om de ruimtelijke wisselwerking tussen maatregelen in het plangebied en de omstandigheden in natuurgebieden te modelleren wordt (onder meer) gebruik gemaakt van een analytische oplossing van grondwaterstroming in een meerlagensysteem. De theorie wordt behandeld in Aanhangsel 7, pagina 261). Deze analytische oplossing is gebaseerd op het zogenaamde quasi-3D schema. In die schematisering wordt uitgegaan van een opeenvolging van lagen met overwegend verticale stroming en lagen met overwegend horizontale stroming, respectievelijk *c*- en *KD*-lagen, beginnend met een *c*-laag bovenin.

De analytische oplossing berekent de gevolgen van een eenheidsverhoging van de freatische potentiaal in locatie k_1 op de potentiaal in de eerste watervoerende laag van de ontvangende locatie k_2 (Figuur 76). De gehanteerde formules gaan uit van stationaire stroming in een radiaal stromingssysteem, d.w.z. dat het effect van de eenheidsverhoging in een vlakje k_1 naar alle kanten uitwaaiert in de omgeving, en dat er geen verandering is in de tijd. Het systeem is lineair; resultaten van aparte berekeningen van effecten van eenheidsverhogingen kunnen daarom worden gebruikt voor de voorspelling van effecten van *meervoudige* ingrepen, door gebruik te maken van het principe van superpositie via vermenigvuldiging met de *beïnvloedingsmatrix*:



Figuur 76 Schematisering van het dwarsprofiel van het ondergrondse hydrologische systeem bij de analytische berekening van effecten van maatregelen via de ondergrond, met een afwisseling van zogenaamde *c*- en *KD*-lagen. De bovenste grijze laag is een *c*-laag met overwegend verticale stroming. Tussen de *c*-lagen bevinden zich de (witte) watervoerende lagen, de *KD*-lagen, met overwegend horizontale stroming. Op de 'agerende' locatie k_1 wordt een eenheidsverhoging van de potentiaal opgelegd; de analytische methode berekent het effect van deze ingreep op de potentiaal in de eerste watervoerende laag van de 'ontvangende' locatie k_2 . Dit effect komt tot stand door transmissie van potentiaalveranderingen via verschillende *c*- en *KD*-lagen.

$$\Delta H A_{k_2} = \sum_{k_1} im_{k_2, k_1} \cdot \Delta H_{k_1} \quad (29)$$

met:

$\Delta H A_{k_2}$ verandering van de potentiaal in de eerste watervoerende laag op locatie k_2 (m)

ΔH_{k_1} verandering van de potentiaal in de freatische laag op locatie k_1 (m)

im_{k_1, k_2} element van de beïnvloedingsmatrix *IM*, berekend met de analytische oplossing, die de invloed van de freatische potentiaal van k_1 op de potentiaal in de eerste (echte) watervoerende laag van k_2 aangeeft (m/m)

De beïnvloedingsmatrix IM wordt verkregen door voor alle combinaties van k_1 en k_2 de invloed van een eenheidsverhoging van de freatische potentiaal op de potentiaal van de eerste watervoerende laag met de analytische oplossing te berekenen. Als locaties van de elementen van deze matrix zijn de knooppunten (de zogenaamde invloedsoppervlakken) van het hydrologische model SIMGRO genomen. Vervolgens wordt via een aggregatieprocedure de ruimtelijke resolutie van de matrix opgeschaald naar de ruimtelijke planningseenheden van het BEM.

Bij de berekening van de effecten in k_2 (DHA_{k_2}) wordt aangenomen dat de freatische potentiaal aldaar een autonome waarde heeft. Dit betekent dat zij onafhankelijk is van potentiaalschommelingen in het diepere grondwater. In modeltechnische termen wordt aangenomen dat er een 'Dirichlet' randvoorwaarde is in het freatisch grondwater. Deze aanname is redelijk plausibel als er sprake is van watervoerende ont- en afwateringsmiddelen, zodat het freatische grondwater als het ware 'aan het oppervlaktewater is opgehangen'. Het niveau van het freatische grondwater is in zulke gevallen immers gekoppeld aan de peilen van het oppervlaktewater, die zo goed mogelijk worden gehandhaafd.

Maar indien de locatie k_2 geen zichtbare afvoer heeft is van zo'n stabiele 'bovenrandvoorwaarde' geen sprake, omdat de ontwateringsmiddelen (grotendeels) niet watervoerend zijn. Deze situatie treedt op bij diepere grondwaterstanden; men spreekt dan ook wel van locaties met 'niet-beheersbare waterlopen'. Op zulke locaties zal de methode een aanzienlijke onderschatting geven van de werkelijke effecten omdat er geen sprake is van een onafhankelijke, min of meer stabiele freatische potentiaal. Deze wordt in de methode wel voorondersteld te bestaan.

Maar ook voor de situatie met afvoer naar het oppervlaktewater zal er niet volledig aan de aanname van freatische onafhankelijkheid zijn voldaan in k_2 : als de potentiaal in de ondergrond van k_2 wordt verlaagd door een freatische verlaging in k_1 , dan zal ook de freatische potentiaal in k_2 in een bepaalde mate worden meegetrokken. Omdat in de analytische oplossing wordt aangenomen dat dit meetrekken niet gebeurt, neigt de analytische oplossing structureel naar een onderschatting van effecten: de analytische berekening vooronderstelt namelijk een mate van tegenkoppeling vanuit de freatische laag die er in werkelijkheid niet is. Er speelt echter nog een factor mee, en dat is dat de *stationaire* situatie die in de analytische oplossing wordt voorondersteld, in werkelijkheid niet bestaat. Ook zal in de praktijk de doorlatendheid van de ondergrond variëren van plek tot plek, terwijl die in de analytische oplossing wordt voorondersteld overal hetzelfde te zijn. Om toch gebruik te kunnen maken van de analytische oplossing wordt deze gecombineerd met resultaten van SIMGRO, zoals hierna wordt toegelicht.

In het meta-model worden de effecten op de potentiaal in de eerste watervoerende laag gekwantificeerd in termen van:

- de gemiddelde voorjaarspotentiaal van de eerste watervoerende laag, afgekort GVGA;
- de gemiddeld laagste potentiaal van de eerste watervoerende laag, afgekort GLGA.

Deze parameters worden verkregen op dezelfde manier als de GVG en de GLG van de freatische laag (namelijk door een analyse van de potentialen op de 14^e en 28^e dag van de maand). Voor de voorspelling van de GVGA wordt in het meta-model gebruik gemaakt van de resultaten van gevoeligheidsanalyses met SIMGRO voor zowel de GHG als GVG: de effecten op de GVGA zullen namelijk niet alleen door de situatie ten tijde van de GVG zelf worden bepaald, maar ook door de situatie in de tijd daarvoor. De effecten op de potentiaal in de ondergrond ijlen namelijk altijd na ten opzichte van wat in de bovengrond gebeurt. Tevens dient rekening te worden gehouden met systematische verschillen tussen de stationaire analytische oplossing en de niet-stationaire realiteit. Deze aspecten worden ondervangen door in het meta-model te werken met de volgende regressievergelijking:

$$\Delta GVGA_r = f_{vv_r} \cdot \Delta GVGAM_r + f_{vh_r} \cdot \Delta GHGAM_r \quad (30)$$

met:

$DGVGA_r$	door het meta-model voorspelde verandering van de gemiddelde voorjaarspotentiaal in de eerste watervoerende laag van plannings-eenheid r (m)
$DGVGAM_r$	door de analytische oplossing voorspelde verandering van de gemiddelde voorjaarspotentiaal in de eerste watervoerende laag van planningseenheid r (m)
$DGHGAM_r$	door de analytische oplossing voorspelde verandering van de gemiddeld hoogste voorjaarspotentiaal in de eerste watervoerende laag van planningseenheid r (m)
f_{vv_r}	regressieparameter van $DGVGAM_r$ (-)
f_{vh_r}	regressieparameter van $DGHGAM_r$ (-)

De waarde van $DGVGAM_r$ wordt berekend door in vergelijking (29) in DH_{k1} de effecten van maatregelen op de freatische GVG te substitueren. Deze effecten zijn berekend tijdens de met SIMGRO uitgevoerde gevoeligheidsanalyses. Analoog wordt de waarde van $DGHGAM_r$ berekend door in deze vergelijking als waarden DH_{k1} de effecten van maatregelen op de freatische GHG te nemen.

Voor de voorspelling van effecten op de gemiddeld laagste voorjaarspotentiaal $DGLGA_r$ wordt een soortgelijk verband gebruikt; hierbij wordt gebruik gemaakt van $DGLGAM_r$, in combinatie met de $DGVGAM_r$. Ook bij de effecten op de $GLGA$ spelen naijlingseffecten immers een rol. Vandaar dat ook de freatische situatie in het voorjaar wordt gebruikt voor het voorspellen van de gemiddeld laagste potentiaal in de eerste watervoerende laag.

De regressieparameters f_{vv_r} en f_{vh_r} voor de voorspelling van de $DGVGA$ en de parameters f_{ll_r} en f_{lv_r} voor de voorspelling van de $DGLGA$ worden afgeleid door een regressie uit te voeren met gebruikmaking van SIMGRO-resultaten voor de effecten op de potentiaal in de watervoerende laag. Bij deze regressie worden de resultaten van alle doorgerekende maatregelpakketten tegelijkertijd meegewogen. Met deze regressie

worden ook andere beperkingen van de analytische oplossing opgevangen, zoals de niet-homogene geohydrologie en het feit dat in de voorbeeldstudie de eerste laag niet een *c*-laag is maar een *KD*-laag, waarvan de transmissibiliteit wordt opgeteld bij die van de tweede watervoerende laag; de tweede watervoerende laag wordt vervolgens behandeld als ware het de eerste. Dat dit niet leidt tot een majeure technische beperking van het systeem is omdat de *KD*-waarde van de freatische watervoerende laag relatief klein is. Dat er in de analytische berekening geschematiseerd is alsof de eerste laag een *c*-laag betreft heeft eenvoudigweg te maken met het niet voorhanden zijn van een wiskundige oplossing voor de situatie dat de eerste laag een *KD*-laag is. Resultaten van de ijking en verificatie van het meta-model worden gegeven in Aanhangsel 7, §7.7, pagina 265.

Doordat (in de huidige versie van het model) effecten van maatregelen via veranderingen van de freatische potentiaal worden ingebracht is het niet mogelijk om de onttrekkingen voor beregening uit diepere lagen te laten plaatsvinden. In het voorbeeldgebied wordt het meeste beregeningswater in de praktijk uit de 'Sterksel'-laag onttrokken, zodat de genoemde beperking van het model ingrijpend is. Die tekortkoming leidt er toe dat de ruimtelijke effecten van beregening uit grondwater worden onderschat. Aan de andere kant is het ook mogelijk om te stellen dat in de toekomst eigenlijk al het beregeningswater uit het freatisch pakket zou moeten worden gehaald, om juist die genoemde grote ruimtelijke effecten te vermijden. In die zin is de beperking van het model een voorschot op eventueel toekomstig beleid.

Hydrologische randvoorwaarden terrestrische natuur

Bij de modelimplementatie van de randvoorwaarden voor terrestrische natuur is er het probleem dat het meta-model van de regionale hydrologie per ruimtelijke eenheid alleen uitkomsten levert voor de GVG en GLG van de potentiaal in de *eerste watervoerende laag* van de ondergrond. De vraag is nu hoe de verbinding kan worden gelegd tussen het hydrologische meta-model enerzijds en de randvoorwaarden van de terrestrische natuur anderzijds (zie Aanhangsel 2). Die randvoorwaarden hebben betrekking op de *freatische* grondwatersituatie in het voorjaar (de GVG) en in het najaar (de GLG), en de hoeveelheid ecologisch relevante kwel.

Die verbinding is bij benadering te leggen als men aanneemt dat er alleen verticale interacties zijn tussen de ondergrond en het freatische water, en dus dat de horizontale interacties in de freatische laag ondergeschikt zijn. Er is dan een goed verband tussen de GVG en GLG van de potentiaal in de *eerste watervoerende laag* enerzijds en de GVG en GLG van het *freatische water* anderzijds. De lokale hydrologie wordt als het ware 'gedragen' door de situatie in de ondergrond ten tijde van het voorjaar (GVG), in combinatie met die ten tijde van het najaar (GLG). Ook is er dan een eenduidig verband met de kweldruk.

Deze verbanden gaan natuurlijk alleen op indien de omstandigheden in de bovengrond zich niet wijzigen, d.w.z. dat er *daar* geen maatregelen worden genomen. Als er in het model tegelijkertijd ook *binnen* een natuurgebied maatregelen zouden worden genomen, dan zou dat leiden tot een andere waterdruk van bovenaf, en daardoor tot wijziging van de kwel. Dit is een van de achtergronden van de beperking van de hui-

dige modelformulering dat exacte natuurdoelen alleen kunnen worden geformuleerd voor die planningseenheden die vallen binnen de bestaande natuur of geplande EHS. Samengevat, luiden de randvoorwaarden die in het meta-model worden opgelegd als volgt:

$$\Delta GVGA_r \geq gvga_{r,m(n)} \quad \text{en} \quad \Delta GLGA_r \geq glga_{r,m(n)} \quad (31)$$

voor alle r binnen een zone z , waarbij $m(n)$ het maatregelpakket is dat hoort bij het gekozen ecodoeloptie n uit Tabel 51 (pagina 178), met:

$DGVGA_r$	stijging gemiddelde voorjaarspotential in de eerste watervoerende laag, in planningseenheid r (m)
$DGLGA_r$	stijging gemiddelde laagste potential in de eerste watervoerende laag, in planningseenheid r (m)
$Dgvga_{r,m(n)}$	gewenste stijging (of toegestane daling, als het aspiratieniveau beneden dat van de referentierun ligt) van de gemiddelde voorjaarspotential in de eerste watervoerende laag, in planningseenheid r , dat overeenkomt met de stijging die wordt veroorzaakt door het volzetten van het hele planareaal met maatregelpakket m (m)
$Dglga_{r,m(n)}$	gewenste stijging gemiddelde laagste potential in de eerste watervoerende laag, in planningseenheid r , dat overeenkomt met de stijging die wordt veroorzaakt door het volzetten van het hele planareaal met maatregelpakket m (m)

Het impliciet aanwezige verband tussen de hydrologische condities in de eerste watervoerende laag en de situatie in de freatische laag is voor iedere planningseenheid (bestaand natuurgebied of geplande EHS) anders, namelijk afhankelijk van de relatieve maaiveldligging (hoe scherp is het dal), de diepte van waterlopen, enzovoorts. Daarom heeft het geen zin dit in termen van wiskundige functies te modelleren: de gevolgde werkwijze houdt in dat de verbanden in de vorm van gekoppelde tabellen worden opgeslagen en modelmatig operationeel gemaakt.

Tenslotte dient te worden opgemerkt dat de aanname dat er alleen verticale interacties zijn uiteraard een benadering is, maar dat geldt ook voor het meta-model voor de regionale hydrologie zelf. Bij de verificatie van resultaten van het model, die naderhand met SIMGRO-NATLES wordt uitgevoerd worden de uitkomsten vergeleken met de opgelegde randvoorwaarden. Als dan blijkt dat het gestelde doel niet wordt bereikt kunnen de randvoorwaarden worden aangescherpt (of juist losser worden gemaakt als het doel voorbij wordt geschoten).

1.7.4.2 Waterkwaliteit

Inleiding

De modellering van waterkwaliteit is behept met een aanzienlijk grotere mate van onzekerheid dan die van waterkwantiteit. Dat is een gevolg van het optreden van allerlei sterk niet-lineaire processen in bodem, grond- en oppervlaktewater. Bij de

modellering van oppervlaktewaterkwaliteit is er daarom (vooralsnog) voor gekozen om alleen de *belasting* te berekenen, dat wil zeggen de hoeveelheden stoffen die in het water terechtkomen. Het delen van die belasting door de bijbehorende afgevoerde hoeveelheid water geeft de gemiddelde concentratie in dit afgevoerde water. Wat er verder tijdens het transport in het oppervlaktewater gebeurt blijft in het model buiten beschouwing. Ook in het toetsingsinstrumentarium (zie pagina 34) is dat het geval.

Wat betreft de in het water opgeloste stoffen beperken de vergelijkingen zich tot de nutriënten stikstof en fosfor. De gebruikte vergelijkingen voor het cumuleren van belastingen in het bovenstroomse gebied (zie onder) kunnen echter net zo goed worden gebruikt voor zogenaamde *tracers*. Als bijvoorbeeld bovenstrooms van een natuurgebied geen intensieve groententeelten worden gewenst, dan zou dat met gebruikmaking van onderstaande vergelijkingen gemakkelijk aan het model kunnen worden toegevoegd. Vooralsnog is dit echter voor bestrijdingsmiddelen niet gedaan, maar wel voor emissies van vervuiling uit stedelijke gebieden en het verspreiden daarvan via het grondwater. Uit stedelijke gebieden lekken namelijk altijd wel bepaalde vervuilende stoffen naar de ondergrond, als gevolg van autowassen, lekkende rioeringen, enz.

De nutriëntenbelasting op grond- en oppervlaktewater hangt af van de wijze van bemesten (hoeveelheid, tijdstip, methode), het bodemtype, en de hydrologische omstandigheden. Voor het berekenen van deze belasting wordt gebruik gemaakt van resultaten van het model ANIMO; zie Aanhangsel 8 op pagina 269. Om snel te kunnen werken is voorlopig afgezien van het draaien van ANIMO zelf, en is in plaats daarvan gebruik gemaakt van de meta-modellen ontwikkeld door Mol-Dijkstra et al. (1999). Deze meta-modellen zijn gebaseerd op een lange reeks experimenten met ANIMO bij verschillende bemestingsregimes, op verschillende bodems en onder diverse hydrologische omstandigheden.

Er zijn meta-modellen gebruikt voor:

- de uitspoeling van nitraat naar het grondwater in mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$, als functie van het landgebruik, de bodem, het N-overschot, de kwel/-wegzijging en de GHG (Gemiddeld Hoogste Grondwaterstand);
- de N-afvoer naar het oppervlaktewater, als functie van het landgebruik, de bodem, het N-overschot, de kwel/-wegzijging en de GHG;
- de P-afvoer naar het oppervlaktewater, als functie van het landgebruik, de bodem, de P-voorraad in de bodem, het P-overschot, de kwel/-wegzijging en de GHG.

Het gebruik van de term 'meta-modellen' refereert overigens in dit geval niet aan de modellen die in het model zijn opgenomen. Daarvoor is de vorm (o.a. met allerlei producttermen en logaritmen) nog steeds veel te complex. Daarom worden deze meta-modellen in een voorbereidingsfase losgelaten op de resultaten van de systematische gevoeligheidsanalyses met SIMGRO in combinatie met de N- en P-overschotten die voor iedere vorm van landgebruik door DRAM zijn berekend. Vervolgens worden de resultaten in de vorm van coëfficiënten gebruikt in de vergelijkingen van het model. In het model zit dus een soort 'meta-meta-model'.

Bij deze toepassing van de resultaten van de meta-modelberekeningen in het model wordt – net als bij de landbouwproductie – geen rekening gehouden met hydrologische ‘buurman’-effecten in het landbouwgebied. Wel wordt rekening gehouden met eventuele vernatting vanuit de geplande EHS, want de SIMGRO-gevoeligheidsanalyses worden gedaan voor landgebruikconfiguraties waarbij de geplande EHS is gerealiseerd. Wat betreft het N- en P-overschot wordt ervoor gezorgd dat de door DRAM berekende N- en P-overschotten in (kg/ha) voor de planningshorizon worden gehandhaafd. Als aan het model extra milieुरandvoorwaarden worden opgelegd, dan wordt de machine de vrijheid geboden om af te wijken van de door DRAM berekende arealen. Door bijvoorbeeld het areaal grasland met hoge stikstofbemesting te laten krimpen en het areaal met gematigde stikstofbemesting te laten uitbreiden gaat de nutriëntenbelasting omlaag, zonder dat er iets verandert aan de N- en P-overschotten (kg/ha) van de landgebruiksvormen zelf. Maar het totale N- en P-overschot gerekend in *kg* neemt natuurlijk wel af. Deze werkwijze waarbij de N- en P-overschotten per eenheid van landgebruik constant worden gehouden is overigens noodzakelijk om te vermijden dat de vergelijkingen in het model *producttermen* van beslissingsvariabelen gaan bevatten (wat in de gebruikte optimaliseringsmethode niet kan worden ingepast). Het model heeft nog steeds voldoende speelruimte om varianten met hoge en met lage nutriëntenbelastingen van grond- en oppervlaktewater te genereren.

Uitspoeling naar grondwater

De nitraatconcentratie van het freatisch grondwater wordt als volgt berekend:

$$GNC_{r,1} = \sum_{g,w} ncmr_{r,g,w} \cdot (ap_r / ar_r) \cdot X_{r,g,w} + \sum_g ncref_{r,g} \cdot (a_{r,g} / ar_r) \cdot XH_r \quad (32)$$

met:

$GNC_{r,1}$	gemiddelde nitraatconcentratie in het freatisch grondwater (laag 1) van planningseenheid <i>r</i> (mg NO ₃ -N/l)
$X_{r,g,w}$	beslissingsvariabele voor landgebruik <i>g</i> , waterbeheersoptie <i>w</i> in planningseenheid <i>r</i> (-)
XH_r	beslissingsvariabele voor mate van handhaven van de huidige situatie in planningseenheid <i>r</i> (-)
ar_r	totale areaal van een planningseenheid <i>r</i> (ha)
ap_r	planareaal in een planningseenheid <i>r</i> (ha)
$a_{r,g}$	areaal van landgebruik <i>g</i> in de huidige situatie in planningseenheid <i>r</i> (ha)
$ncmr_{r,g,w}$	nitraatconcentratie onder landgebruik <i>g</i> met waterbeheersoptie <i>w</i> (mg NO ₃ -N/l)
$ncref_{r,g}$	nitraatconcentratie onder landgebruik <i>g</i> bij huidig waterbeheer in de referentierun (mg NO ₃ -N/l)

Vanuit de stedelijke gebieden wordt in het model een inerte (d.w.z. niet met de ondergrond reagerende) *tracer* losgelaten in de vorm van een eenheidemissie per ha. Het product van de te berekenen freatische concentratie en de wegzijging vanuit laag 1

naar laag 2 moet derhalve gelijk zijn aan de totale emissie binnen een planningseenheid:

$$GTC_{r,1} \cdot fti_{r,2} = \sum_{g \in G_{SG}, w} 1.0 \cdot ap_r \cdot X_{r,g,w} + \sum_{g \in G_{SG}} 1.0 \cdot a_{r,g} \quad (33)$$

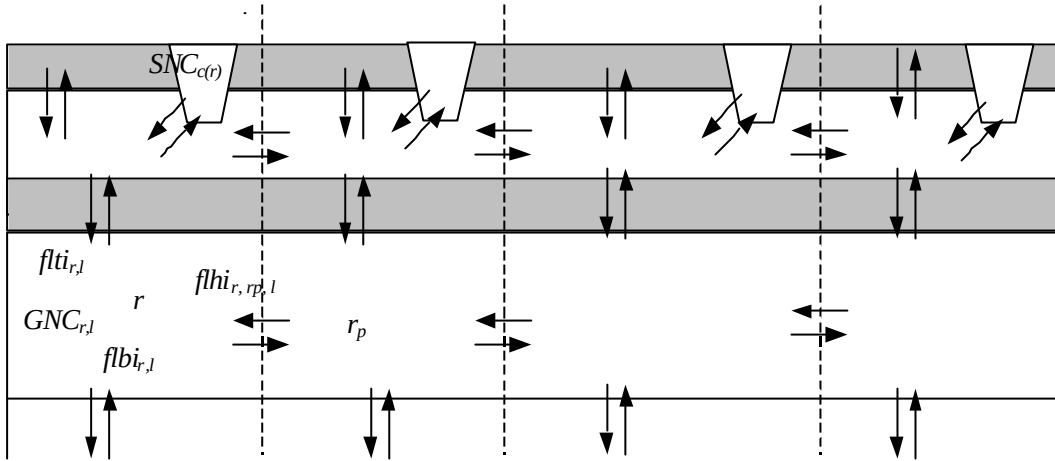
$GTC_{r,1}$	concentratie van tracer in de eerste ondergrondlaag, voor vervuiling vanuit stedelijke gebieden (mg/l)
$fti_{r,2}$	instroom aan de bovenkant van de cel van de tweede ondergrondlaag onder planningseenheid r (1000 m ³ /jaar)
G_{SG}	deelset van landgebruiksvormen met stedelijk gebied
ap_r	planareaal in een planningseenheid r (ha)
$X_{r,g,w}$	beslissingsvariabele voor landgebruik g , waterbeheersoptie w in planningsseenheid r (-)
$a_{r,g}$	areaal van landgebruiksvorm g in de huidige situatie (het gaat hier om stedelijk gebied gelegen buiten het planareaal) (ha)
1.0	eenheidemissie tracer stedelijke vervuiling (kg/ha)

Transport in de ondergrond

Wat betreft grondwaterkwaliteit is gekozen voor een methodiek waarbij concentraties (i.c. van nitraat) in de ondergrond worden berekend aan de hand van een eenvoudig mengvatenmodel. Daarbij wordt uitgegaan van volledige menging van al het inkomende grondwater van een cel onder een planningseenheid (zie Figuur 77). Er is bewust voor deze relatief eenvoudige methode gekozen en niet voor gebruik van een hydrologische systeemanalyse van het grondwater met berekening van stromingsstelsels in termen van stroomlijnen of stroombanen. De reden is dat de stroomlijn-methode als te beperkt wordt gezien; bij gebruik van dit concept is een bovenstroomse activiteit òf uit den boze, òf geoorloofd; tussenwegen zijn er niet. Bij de hier gevolgde werkwijze, waarbij concentraties worden berekend, kan er onderling worden gecompenseerd, door bijvoorbeeld een activiteit met hoge milieubelasting te plaatsen naast een activiteit met een lage. Tijdens het transport via het grondwater vermengen de stromen zich via de menging in de 'vaten', en kan de benedenstroomse concentratie alsnog acceptabel zijn. Daarmee wordt nog een tweede bezwaar tegen de stroomlijn-methode ondervangen: in werkelijkheid zullen waterdruppels nooit dezelfde baan volgen, omdat er toevalsprocessen in het spel zijn. Dit heeft het zijdelings uitwaaiëren van de meegevoerde stoffen tot gevolg. Zulke processen worden bij de modellering van grondwaterkwaliteit doorgaans met dispersiecoëfficiënten opgevangen. Voor gebruik in het model is de daarbij gebruikte wiskundige formulering echter veel te complex. En gezien de onzekerheden in de te gebruiken coëfficiënten is het ook de vraag wat de meerwaarde zou zijn.

De nitraatconcentraties in de watervoerende lagen worden berekend voor de evenwichtssituatie die uiteindelijk ontstaat na *jaar in jaar uit* herhalen van dezelfde bemesting. Deze evenwichtsconcentraties worden bereikt als de nitraatuitstroom plus de eventuele afbraak in balans is met de instroom. Nitraat wordt onder de heersende

anaërobe omstandigheden afgebroken indien er in de ondergrond ook organische stof aanwezig is. In het model wordt aangenomen dat er geen reactief pyriet aanwezig is. Een cel in de ondergrond bestaat uit het volume dat zich onder een planningseenheid bevindt in een bepaalde watervoerende laag. Er wordt volledige menging in de cellen voorondersteld (Figuur 77). In de navolgende schrijfwijze van de balans wordt er van uitgegaan dat er evenveel water een cel verlaat (term $sfl_{r,l}$) als dat er binnenkomt (naar Groenendijk en Van der Bolt, 1996):



Figuur 77 Schematisering van berekening van nitraatconcentraties in de ondergrond. Binnen de cellen wordt volledige menging voorondersteld

$$\begin{aligned}
 GNC_{r,l} \cdot sfl_{r,l} = & GNC_{r,l-1} \cdot flti_{r,l} + GNC_{r,l+1} \cdot flbi_{r,l} \\
 & + \sum_p GNC_{r_p,l} \cdot flhi_{r,rp,l} \\
 & + SNC_{c(r)} \cdot infil_{l,r} - k \cdot v_{r,l} \cdot GNC_{r,l}
 \end{aligned} \quad (34)$$

met:

- $GNC_{r,l}$ gemiddelde nitraatconcentratie in het grondwater van laag l in planningseenheid r (mg NO₃-N/l)
- $SNC_{c(r)}$ concentratie N in oppervlaktewater, in de waterloop door afwateringseenheid $c(r)$ (mg N/l)
- $sfl_{r,l}$ totale uitstroomflux van grondwater vanuit de cel onder planningseenheid r in laag l (1000 m³/jaar)
- $flti_{r,l}$ instroom aan de bovenkant van de cel onder planningseenheid r in laag l (1000 m³/jaar)
- $flbi_{r,l}$ instroom aan de onderkant van de cel onder planningseenheid r in laag l (1000 m³/jaar)
- $flhi_{r,rp,l}$ horizontale instroom van de cel onder planningseenheid r in laag l , vanuit de aangrenzende planningseenheid r_p (1000 m³/jaar)
- $infil_{l,r}$ infiltratie van oppervlaktewater naar de ondergrond-cel in planningseenheid r , laag l (1000 m³/jaar)
- $v_{r,l}$ volume van water aanwezig in laag l onder planningseenheid r (1000 m³)
- k afbraakcoëfficiënt van nitraat in de ondergrond (jaar⁻¹)

In de vergelijking komt tot uitdrukking dat alle instromende water – ongeacht de concentratie – na het proces van volledige menging de cel verlaat met de evenwichtsconcentratie $GNC_{r,l}$. Bij de berekening van de totale uitstroomflux $sfl_{r,l}$ worden alleen de fluxtermen naar/van ruimtelijke eenheden *binnen* het studiegebied meegenomen, en niet de fluxtermen met eenheden daarbuiten (het modelgebied is vrijwel altijd groter dan het studiegebied). Deze formulering houdt in dat een flux over de rand van het modelgebied de berekende concentratie niet beïnvloedt; dit betekent dat de evenwichtsconcentratie net buiten het studiegebied dezelfde is als die in de tegenoverliggende planningseenheid net erbinnen. Voor gebieden met geen plotselinge overgangen in termen van landgebruik en bemesting is dat een redelijke aanname. Na hergroepering van termen betreffende $GNC_{r,l}$ geeft dit:

$$GNC_{r,l} = \frac{1}{sfl_{r,l}(1+k \cdot v_{r,l}/sfl_{r,l})} [GNC_{r,l-1} \cdot flti_{r,l} + GNC_{r,l+1} \cdot flbi_{r,l} + \sum_p GNC_{r_p,l} \cdot flhi_{r,r_p,l} + SNC_{c(r)} \cdot infil_{l,r}] \quad (35)$$

met:

$GNC_{r,l}$	gemiddelde nitraatconcentratie in het grondwater van laag l in plannings-eenheid r (mg NO ₃ -N/l)
$SNC_{c(r)}$	concentratie N in oppervlaktewater, in de waterloop door afwateringseenheid $c(r)$ (mg NO ₃ -N/l)
$sfl_{r,l}$	totale instroom van grondwater door de cel onder planningseenheid r in laag l (1000 m ³ /jaar)
$flti_{r,l}$	instroom aan de bovenkant van de cel onder planningseenheid r in laag l (1000 m ³ /jaar)
$flbi_{r,l}$	instroom aan de onderkant van de cel onder planningseenheid r in laag l (1000 m ³ /jaar)
$flhi_{r,r_p,l}$	horizontale instroom van de cel onder planningseenheid r in laag l , vanuit de aangrenzende planningseenheid r_p (1000 m ³ /jaar)
$infil_{l,r}$	infiltratie van oppervlaktewater naar de ondergrond-cel in planningseenheid r , laag l (1000 m ³ /jaar)
$v_{r,l}$	volume van water aanwezig in laag l onder planningseenheid r (1000 m ³)
k	afbraakcoëfficiënt van nitraat in de ondergrond (jaar ⁻¹)

In de noemer komt voorts het quotiënt $v_{r,l}/sfl_{r,l}$ voor; dit komt overeen met de gemiddelde verblijftijd in een cel.

Het nitraat afbraakproces ‘verbruikt’ de aanwezige organische stof, zodat ook kan worden beargumenteerd dat bij het uiteindelijk bereikte evenwicht alle organische stof geheel zal zijn verdwenen (zeker op de termijn dat de evenwichtsconcentraties worden bereikt, d.w.z. na enkele duizenden jaren), en dat er dus geen afbraak meer is. In het model kan het al of niet gebruiken van de afbraakterm door middel van een optieparameter worden beïnvloed.

In het model worden in plaats van de acht watervoerende lagen van het SIMGRO-model slechts twee watervoerende lagen meegenomen. Voor de onderste laag wor-

den alle horizontale fluxtermen van de tweede tot en met de achtste laag gesommeerd. Bij de toetsing met de dynamische versie van MENGVAT (§1.3.4, hoofdstuk, pagina 36) wordt vervolgens weer wel met acht lagen gewerkt. Het blijkt dan dat de verschillen met de uitkomsten van het model meevallen.

Belasting van het oppervlaktewater

De nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater wordt berekend voor ieder traject in het oppervlaktewaternetwerk dat direct gekoppeld is met een afwateringseenheid. Het betreft de totale belasting die in de bovenloopgebieden in termen van kg wordt afgevoerd, gedeeld door de totale doorstroom van water in termen van 1000 m³/jaar (kg/1000 m³ = mg/l):

$$SNC_c \cdot qd_c = \sum_{r \in R_c, g, w} X_{r,g,w} \cdot namr_{r,g,w} \cdot ap_r + \sum_{r \in R_c, g} XH_r \cdot naref_{r,g} \cdot a_{r,g} \\ + \sum_{r \in R_c} naref_{r,schraalgrasland} \cdot (ar_r - ap_r) + \sum_{r \in R_c, l \geq 2} drain_{r,l} \cdot GNC_{r,l} \quad (36)$$

met:

R_c	set van planningseenheden bovenstrooms van afwateringseenheid c , met inbegrip van c
$X_{r,g,w}$	beslissingsvariabele voor landgebruik g , waterbeheersoptie w in planningseenheid r (-)
XH_r	beslissingsvariabele voor de mate van handhaven van de huidige situatie in planningseenheid r (-)
ar_r	totale areaal van een planningseenheid r (ha)
ap_r	planareaal in een planningseenheid r (ha)
$a_{r,g}$	areaal van landgebruik g in planningseenheid r in de huidige situatie (ha)
$namr_{r,g,w}$	N-afvoer naar oppervlaktewater van landgebruik g met waterbeheersoptie w (kg N/ha/jaar)
$naref_{r,g}$	N-afvoer naar oppervlaktewater van landgebruik g bij huidig waterbeheer (kg N/ha/jaar)
$drain_{r,l}$	drainageflux vanuit laag l in planningseenheid r naar het oppervlaktewater (1000 m ³ /jaar)
qd_c	afvoer die passeert langs het traject waar afwateringseenheid c aan is gekoppeld (1000 m ³ /jaar)
SNC_c	N-belasting van oppervlaktewater ter hoogte van afwateringseenheid c in het oppervlaktewaternetwerk (mg N/l)
$GNC_{r,l}$	gemiddelde nitraatconcentratie in het freatisch grondwater van planningseenheid r (mg NO ₃ -N/l)

De laatste term in deze vergelijking betreft de belasting vanuit het diepe grondwater. Het gaat hierbij om een deel van het diepe grondwater, namelijk water dat direct de afwateringsleidingen instroomt zonder eerst naar de freatische laag te stromen. Drainagefluxen vanuit de freatische laag worden in het meta-model van ANIMO namelijk al verdisconteerd. Het al dan niet meenemen van de belasting vanuit het diepe grondwater wordt door middel van een optieparameter geregeld. Het blijkt namelijk

dat deze vorm van N-belasting circa de helft van de totale belasting omvat. Het kan tientallen tot duizenden jaren duren voordat de eindconcentraties van nitraat in het grondwater worden bereikt, afhankelijk van de plaats in het driedimensionale grondwatersysteem. Het is dan voor het beleid een optie om deze belasting weg te laten, vooral wanneer randvoorwaarden worden gehanteerd die met de genoemde belasting geen rekening houden. Dat er met deze vorm van belasting in de praktijk geen rekening wordt gehouden komt omdat het genoemde evenwicht op de meeste plaatsen nog niet is bereikt.

Voor fosfor is er een analoge vergelijking met de belasting van het oppervlaktewater. In die vergelijking is met name ook interessant de term voor de nieuwe natuur ('schraalgrasland') in verband met de mobilisering van het aanwezige fosfaat bij vernatting. In de vergelijking voor fosfor ontbreekt de term vanuit het diepe grondwater omdat in het model wordt verondersteld dat fosfor in het diepe grondwater niet mobiel is.

Aanhangsel 2 DRAM

2.1 Algemene beschrijving

DRAM is een geregionaliseerd mathematisch, lineair programmeringsmodel van de landbouwsector in Nederland. Het doel van een sectormodel is het analyseren en verduidelijken van relaties en ontwikkelingen op het niveau van de landbouwsector. Meer specifiek geformuleerd is het doel van DRAM om meer inzicht te geven in effecten van technologische veranderingen of beleidsveranderingen op de Nederlandse landbouwsector, rekening houdend met interacties tussen activiteiten via markten voor interne leveringen (jongvee, ruwvoer en mest) en via markten voor grond en quota. DRAM beschrijft de Nederlandse landbouwsector in 14 deelregio's op het niveau van landbouwactiviteiten. Deze activiteiten produceren producten die buiten de landbouw verder worden verwerkt, maar ook producten die binnen de landbouw verder worden verwerkt. Deze laatste groep wordt hier verder aangeduid als interne leveringen. Interne leveringen die in DRAM worden meegenomen zijn jongvee, ruwvoer en mest. Door middel van regionale balansen van vraag en aanbod van deze interne leveringen zijn niet alleen activiteiten binnen een regio aan elkaar gekoppeld, maar door de transportmogelijkheden in DRAM, zijn ook activiteiten tussen regio's aan elkaar gekoppeld.

De database achter DRAM geeft de samenstelling, de productiewijze en de allocatie van de activiteiten in elk van de 14 regio's. Het model omvat de volgende vergelijkingen:

- de doelfunctie (optimalisatie van het Nationale landbouwsaldo);
- regionale grondbalansen;
- regionale balansen voor interne leveringen (ruwvoer, jongvee en mest);
- technische restricties, onder andere ten aanzien van bemestingseisen voor de gewassen;
- beleidsmatige restricties, met name ten aanzien van mineralenbalansen en aanwending van dierlijke mest.

Het doel van DRAM is om op regionaal en sectorniveau inzicht te geven in vragen als:

- wat wordt er geproduceerd?
- in welke regio vindt deze productie plaats?
- op welke wijze vindt de productie plaats?

DRAM geeft een beschrijving van activiteiten behorende tot de sectoren grondgebonden veehouderij, niet-grondgebonden veehouderij en plantaardige productie. Deze algemene sectoren kunnen worden onderverdeeld in sub-sectoren, respectievelijk melkveehouderij en vleesveehouderij, pluimveehouderij, varkenshouderij, vleeskalverenhouderij, akkerbouw, vollegrondsgroente- en bloembollenteelt. De glastuinbouw wordt buiten beschouwing gelaten omdat deze sector niet of nauwelijks met bovengenoemde sectoren concurreert om de beperkte hoeveelheid grond. Daarnaast zijn er geen (interne) leveringen over en weer.

Hetzelfde geldt voor fruitteelt en boomkwekerij.

Tabel 60 Landbouwactiviteiten en gewasgroepen in de plantaardige productiesector in DRAM

Landbouwactiviteit	Gewasgroep
graan	zomertarwe, wintertarwe, wintergerst, zomergerst, rogge, haver, korrelmaïs, triticale
consumptieaardappelen	consumptieaardappelen
pootaardappelen	pootaardappelen
fabrieksaardappelen	fabrieksaardappelen
suikerbieten	suikerbieten
voederbieten	voederbieten, voeraardappelen, voedergranen, andere voedergewassen
handelsgewassen	koolzaad, karwijzaad, blauwmaanzaad, vlas, graszaad
peulvruchten	groene erwten, kapucijners, veldbonen
uien	poot- en plantuien, zaaiuien, zilveruien, andere uien
extensieve groentegewassen	spinazie, knolselderij, witlofwortel, winterpeen, overig extensief
intensieve groentegewassen	prei, spruitkool, aardbeien, asperges, kool, overig intensief
bloembollen	bloembollen
maïsland	snijmaïs
grasland	grasland en kunstweide
non-food	groenbemesting, braakland, braakland EU-regeling, snelgroeïend hout, productiebos, overige ruwvoergewassen
overige groentegewassen	erwten groen te oogsten, stamsperziebonen, tuinbonen

De sectoren in het model worden beschreven aan de hand van landbouwactiviteiten, te onderscheiden naar diersoorten en gewassoorten. Een gedetailleerde beschrijving van de landbouwsector aan de hand van activiteiten is belangrijk omdat de bijdrage aan het landbouwinkomen - de doelfunctie in het model - per diersoort en gewassoort sterk kan verschillen. Daarnaast is een zo gedetailleerd mogelijke beschrijving van landbouwactiviteiten van belang omdat de bijdrage aan milieuthema's als vermeting, verzuring of het gebruik van bestrijdingsmiddelen in sterke mate activiteitsafhankelijk is.

De landbouwactiviteiten in DRAM worden weergegeven in Tabel 60 en Tabel 61. Tabel 60 geeft de activiteiten behorende tot de plantaardige productiesector. Een activiteit in deze sector vertegenwoordigt veelal een groep van gelijksoortige gewassen. In de plantaardige productiesector wordt er per activiteit doorgaans slechts één eindproduct voortgebracht. De landbouwactiviteit 'graan' in DRAM vertegenwoordigt dus de totale groep van graangewassen en brengt één eindproduct voort. De prijs van dat ene eindproduct in DRAM is dus de berekende prijs van eindproducten van gewassen behorende tot die ene groep. In DRAM zijn alle prijzen van eindproducten in de plantaardige productiesector exogeen, behalve de prijzen voor de ruwvoerproducten gras en maïs.

Tabel 61 geeft een overzicht van de diergroepen behorende tot de sector veehouderij in DRAM. Het aantal diergroepen, bijvoorbeeld volgens de Landbouwtelling van het Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS), is in de werkelijkheid veel groter. Ook hier vertegenwoordigen de landbouwactiviteiten een grotere groep van dieren, bijvoorbeeld als het gaat om de totale mestproductie of de totale kosten per activiteit.

Tabel 61 Landbouwactiviteiten en producten behorende tot de sectoren grondgebonden en niet-grondgebonden veehouderij in DRAM

Landbouwactiviteit	Producten
melk en kalfkoeien	melk, rundvlees, kalveren en mest
mannelijk vleesvee	rundvlees en mest
vrouwelijk vleesvee	rundvlees, kalveren en mest
vleeskalveren	kalfsvlees en mest
fokzeugen (gedekte zeugen plus zeugen bij de biggen)	biggen, vlees en mest
vleesvarkens (20 tot 50 kg en 50 kg en meer)	vlees en mest
leghennen (18 weken tot 20 maanden en 20 maanden en ouder)	eieren en mest
vleeskuikenmoederdieren (jonger dan 18 weken en 18 weken of ouder)	kuikens, vlees en mest
vleeskuikens	vlees en mest

Regionale boerderijen

DRAM beschrijft, simpel gezegd, de regionale boerderij. De regio's waaruit het modelgebied van DRAM is opgebouwd zijn de 'oude' 14 landbouwgebieden van het CBS, die samen de Nederlandse cultuurgrond omvatten; zie Figuur 78. Deze indeling in 14 regionale 'boerderijen' is gekozen om te komen tot een werkbaar model waarin de prijsvorming van interne leveringen op regionale landbouwmarkten centraal staat.



Figuur 78 De 14 CBS landbouwgebieden in DRAM

Voor dit project is dit aantal van 14 regionale boerderijen uitgebreid met één extra regio, namelijk het stroomgebied van de Beerze en Reusel.

Omdat aanzienlijke regio's worden opgevat als regionale boerderijen moet rekening worden gehouden met aggregatiefouten. Deze fouten zijn gerelateerd aan verschillen in technische mogelijkheden en doelstellingen tussen bedrijven en transactiekosten van verplaatsingen van productiemiddelen van het ene bedrijf naar het andere, bijvoorbeeld als gevolg van bedrijfsbeëindiging of bedrijfsuitbreiding. Hoe kleiner de verschillen in technische mogelijkheden en doelstellingen tussen bedrijven en hoe lager de transactiekosten, hoe kleiner de aggregatiefout. Uitbreiding van het aantal regionale boerderijen door classificatie in een groter aantal regio's of bijvoorbeeld meerdere bedrijfstypen zou het aantal mogelijke oplossingen van het model sterk doen toenemen. De rekentijd zou echter ook sterk toenemen, en daarmee zou deze uitbreiding negatief bijdragen aan de flexibiliteit en overzichtelijkheid van het model.

De keuze voor 'regionale boerderijen' is ingegeven door de volgende overwegingen.

1. Specificatie op regionaal niveau is belangrijk omdat de opbrengstmogelijkheden per hectare regionaal gebonden zijn. Dit heeft vooral te maken met verschillen in grondsoort.
2. De milieuschade die door de landbouw wordt veroorzaakt is niet evenredig over het land verdeeld. Dit heeft te maken met verschillen in grondsoort, maar ook met de concentratie van de productie. Zo is de mestoverschotproblematiek op de zandgebieden groter dan elders wegens de sterke concentratie van veehouderij-bedrijven in deze gebieden. De intensieve teelt van aardappelen in akkerbouwgebieden leidt tot problemen met het gebruik van bestrijdingsmiddelen.
3. Er bestaan regionale verschillen in afzet- en verwerkingsmogelijkheden van de producten af boerderij, bijvoorbeeld van mest. Door uit te gaan van regionale vraag- en aanbod kan dit aspect expliciet worden meegenomen.

Berekeningen in DRAM

Activiteiten in DRAM maken gebruik van vaste input-outputverhoudingen. De gebruikte inputs in het model zijn grond, interne leveringen, kunstmest en overige aangekochte variabele inputs (krachtvoer, bestrijdingsmiddelen, enz.). Input-outputverhoudingen in het model geven aan hoeveel input nodig is voor een bepaalde hoeveelheid output. Voor grasland en melkkoeien worden meerdere technologieën onderscheiden in het model: iedere technologie heeft andere input-outputcoëfficiënten per eenheid product. Voor de voortbrenging van gras kan bijvoorbeeld meer of minder kunstmest worden aangewend, afhankelijk van de gekozen technologie. DRAM onderscheidt drie stikstofbemestingsniveaus ten aanzien van grasland, met bijbehorende droge stofopbrengsten per hectare. Er worden negen categorieën melk- en kalfkoeien onderscheiden. Elke categorie of technologie heeft zijn eigen unieke set modelvariabelen met betrekking tot (onder andere) de melkproductie per koe en het stikstofbemestingsniveau van het aan de melkkoeien gekoppelde grasland.

De landbouwactiviteiten in het model zijn onderling gerelateerd via de interne leveringen, die bestaan uit ruwvoer, jongvee en mest. De productie van ruwvoer bestaat uit gras en snijmaïs. Bij het jongvee onderscheiden we kalveren voor de melkveehou-

derij en de vleeskalverenhouderij; voorts biggen en eendagskuikens voor de vleesveehouderij. Elke diersoort in het model brengt een aparte mestsoort voort, gekarakteriseerd door verschillen in mineraleninhoud. De gewasgroepen in het model maken gebruik van deze mest én kunstmest om te kunnen voldoen aan de bemestingseisen. Ten aanzien van de aanwending van dierlijke mest is op het gebied van werkingspercentages en acceptatiegraden een groot aantal restricties opgenomen. Interne leveringen worden in het model niet alleen in het binnenland voortgebracht en verder verwerkt, maar kunnen ook uit het buitenland worden geïmporteerd of hier naar worden geëxporteerd.

Landbouwactiviteiten

In deze paragraaf wordt nader ingegaan op de landbouwactiviteiten die in DRAM worden meegenomen en op de modelvergelijkingen. Zulke modelvergelijkingen worden toegepast op verzamelingen van activiteiten of *sets* die in DRAM zijn gedefinieerd. Een set koppelt modelvergelijkingen aan gelijksoortige landbouwactiviteiten. Sets worden bijvoorbeeld gebruikt voor de berekening van vraag en aanbod van mest per regio, of van het nutriëntenoverschot per gewas en per regio. Tabel 62, Tabel 63 en Tabel 64 laten zien hoe gelijksoortige activiteiten in sets zijn ingedeeld. Zo bevat de set *ak* alle activiteiten behorende bij de plantaardige productiesector, inclusief snijmaïs en grasland (Tabel 62). De eerste kolom van onderstaande activiteitentabellen geeft de naam van de DRAM-activiteit of -variabele. Sets kunnen worden onderverdeeld in sub-sets. Voor grasland en snijmaïs wordt gebruik gemaakt van sub-sets.

Tabel 62 Activiteitenset in de plantaardige productiesector in DRAM

DRAM variabele landgebruik <i>ak</i>	Omschrijving DRAM variabele
HTARWE	gewasgroep granen
HERWTEN	gewasgroep peulvruchten
HGRASZAA	gewasgroep handelsgewassen
HP_AARD	pootaardappelen
HC_AARD	consumptie-aardappelen
HF_AARD	fabrieksaardappelen
HS_BIET	suikerbieten
HUIEN	uien
HBLOEM	gewasgroep bloembollen
HSPREIT	gewasgroep intensieve groentegewassen
HWPEEN	gewasgroep extensieve groentegewassen
HS_BIETV	voederbieten
HBRAAK	braak, non-food
HTUINAK	gewasgroep overige groentegewassen
HMAIS, $ma \in ak$	snijmaïs
HGRAS, $gr \in ak$	grasland

Tabel 63 Activiteitsset in de sector melkveehouderij in DRAM

DRAM-variabele melkveehouderij <i>ts</i>	Omschrijving DRAM-variabele, in casu bedrijfsgroep / techniek
LMLN	lage melkproductie per koe en laag stikstofniveau per hectare grasland
MMLN	gematigde melkproductie per koe en laag stikstofniveau per hectare grasland
HMLN	hoge melkproductie per koe en laag stikstofniveau per hectare grasland
LMMN	lage melkproductie per koe en gematigd stikstofniveau per hectare grasland
MMM	gematigde melkproductie per koe en gematigd stikstofniveau per hectare grasland
HMMN	hoge melkproductie per koe en gematigd stikstofniveau per hectare grasland
LMHN	lage melkproductie per koe en hoog stikstofniveau per hectare grasland
MMHN	gematigde melkproductie per koe en hoog stikstofniveau per hectare grasland
HMHN	hoge melkproductie per koe en hoog stikstofniveau per hectare grasland

Tabel 64 Activiteitsset in de sector overige veehouderij in DRAM

DRAM variabele overige veehouderij <i>d</i>	Omschrijving DRAM-variabele
STIER	mannelijke runderen, vleesveehouderij
VLVAARSG	vrouwelijke runderen, vleesveehouderij
MESTKALF	vleeskalveren
ZEUG	fokzeugen (gedekte zeugen plus zeugen bij de biggen)
VLVARK	vleesvarkens (20 tot 50 kg en 50 kg en meer)
LEGHEN	leghennen (18 weken tot 20 maanden en 20 maanden en ouder)
SLMOED	vleeskuikenmoederdieren (jonger dan 18 weken en 18 weken of ouder)
SLKUIK	vleeskuikens

Daarnaast wordt de activiteit grasland verder uitgesplitst in grasland voor melkvee en grasland voor overige veehouderij, voornamelijk vleesvee. Ook de activiteit snijmaïs is uitgesplitst, en wel in een activiteit snijmaïs voor melkvee, en een activiteit snijmaïs voor het overige vee. Bij grasland voor melkvee wordt vervolgens onderscheid gemaakt in drie soorten van graslandgebruik, namelijk laag, gematigd en hoog stikstofniveau per hectare grasland. De hierbij behorende sets en activiteiten zijn weergegeven in Tabel 65.

Tabel 65 Activiteitsset graslandgebruik in DRAM

DRAM variabele graslandgebruik <i>tn</i>	Omschrijving DRAM-variabele
LAAGSTIK <i>tnl</i> $\in$ <i>tn</i>	grasland met laag stikstofniveau per hectare grasland
MIDSTIK <i>tnm</i> $\in$ <i>tn</i>	grasland met gematigd stikstofniveau per hectare grasland
HOOGSTIK <i>tnh</i> $\in$ <i>tn</i>	grasland met hoog stikstofniveau per hectare grasland

DRAM koppelt technieken in de melkveehouderij met technieken in graslandgebruik. Hiertoe worden de verschillende technieken in de melkveehouderij (Tabel 63) geclassificeerd conform het bijbehorende graslandgebruik:

- *ttnl* $\in$ *ts*: activiteiten met laag stikstofniveau: (LMLN, MMLN, HMLN)
- *ttnm* $\in$ *ts*: activiteiten met gematigd stikstofniveau: (LMMN, MMMN, HMMN)
- *ttnh* $\in$ *ts*: activiteiten met hoog stikstofniveau: (LMHN, MMHN, HMHN)

2.2 Vergelijkingen

De doelfunctie

De landbouwsector in Nederland bestaat uit een groot aantal landbouwbedrijven. Elk bedrijf wordt gekarakteriseerd door een bepaalde omvang en samenstelling van productie en productiefactoren. Daarnaast verschillen de bedrijven ten aanzien van managementkwaliteit en gedrag van de ondernemer. In DRAM worden ten aanzien van bovenstaande gegevens een aantal vereenvoudigingen toegepast om te komen tot een werkbaar model op sectorniveau. De belangrijkste vereenvoudiging is dat in het model wordt aangenomen dat alle bedrijven streven naar een zo hoog mogelijk landbouwinkomen op de korte termijn. Een tweede belangrijke veronderstelling is dat het productieproces of de toegepaste technologie achter een bepaalde activiteit voor elk bedrijf of bedrijfstype hetzelfde is. Zo wordt er per regio uitgegaan van één kostenfunctie per activiteit.

Op basis van bovenstaande veronderstellingen worden winstfuncties van individuele bedrijven geaggregeerd tot één nationale winstfunctie. Deze nationale winstfunctie wordt binnen DRAM geoptimaliseerd, gegeven het evenwicht op de regionale balansen voor interne leveringen en overige technische en beleidsmatige restricties. De opbrengsten in de doelfunctie van DRAM zijn opbrengsten uit de verkoop van landbouwproducten en export van interne leveringen. De kosten zijn kosten voor de aankoop kunstmest en overige variabele inputs, import van interne leveringen, regionale transportkosten van interne leveringen en aanwendingskosten van dierlijke mest. Deze laatste zijn als variabele kosten opgenomen in de doelfunctie omdat verondersteld wordt dat het aanwenden van dierlijke mest veelal door loonwerkers wordt verricht.

In deeltermen kan de doelfunctie als volgt worden geschreven:

$$\begin{aligned} \text{SALDO} = & \text{OAK} + \text{OOV} + \text{OMV} + \text{ORV} + \text{OJV} \\ & - \text{KTR} - \text{KTO} - \text{KKM} - \text{KMT} - \text{KEV} \end{aligned} \quad (37)$$

met:

<i>SALDO</i>	saldo van opbrengsten en kosten
<i>OAK</i>	opbrengst van akkerbouwproducten
<i>OOV</i>	opbrengst van overige veehouderij
<i>OMV</i>	opbrengst van melkveehouderij
<i>ORV</i>	opbrengst van handel in ruwvoerproducten
<i>OJV</i>	opbrengst van handel in jongvee
<i>KTR</i>	kosten van transporten van interne producten binnen regio's
<i>KTO</i>	kosten van overige inputs
<i>KKM</i>	kosten van kunstmest
<i>KMT</i>	kosten van mesttoediening
<i>KEV</i>	kosten van mestverwerking en export van dierlijke mest

Alle posten worden uitgedrukt in 1000 €/jaar.

Hieronder worden de verschillende elementen van de doelfunctie afzonderlijk behandeld. Daarbij worden endogene variabelen weergegeven met hoofdletters en exogene variabelen met kleine letters. De aan bovenstaande variabelen gekoppelde indices worden sets genoemd. Sets worden gedefinieerd in termen van verzamelingen indexwaarden die als activiteiten kunnen worden gezien. Zo bevat de set ak onder andere de indexwaarde/activiteit 'htarwe' (i.c. het areaal graangewassen in 1000 ha) (zie Tabel 62).

De opbrengst van akkerbouwproducten, bestaande uit de som van opbrengsten van eindproducten en door de Europese Unie verstrekte inkomenscompensaties, wordt in de doelfunctie als volgt meegenomen:

$$OAK = \sum_{ak,e,r} alreg_{e,r} \cdot coprak_{ak,e,r} \cdot HLAND_{ak,r} + \sum_{ak,r} incsupak_{ak,r} \cdot HLAND_{ak,r} \quad (38)$$

met:

$alreg_{e,r}$	prijzen van eindproducten e in regio r (€ / kg)
$coprak_{ak,e,r}$	opbrengst van activiteit ak met eindproduct e in regio r (kg / ha / jaar)
$incsupak_{ak,r}$	inkomenscompensatie per hectare ak in regio r (€ / ha / jaar)
$HLAND_{ak,r}$	gewas ak in regio r (1000 ha)

Bij iedere activiteit in de akkerbouw is één eindproduct gedefinieerd. De opbrengsten in de overige veehouderij worden, analoog aan de berekening van de opbrengst van akkerbouwproducten, berekend als:

$$OOV = \sum_{d,e,r} alreg_{e,r} \cdot eindprdi_{d,e} \cdot INTVEE_{d,r} + \sum_{d,r} incsupvv_{d,r} \cdot INTVEE_{d,r} \quad (39)$$

met:

$eindprdi_{d,r}$	opbrengsten overige veehouderijactiviteiten d in regio r (kg / dier / jaar)
$INTVEE_{d,r}$	activiteiten overige veehouderij d in regio r (1000 dieren / jaar)
$incsupvv_{d,r}$	inkomenscompensatie overige veehouderij d in regio r (€ / dier / jaar)

Net als in de akkerbouw wordt in de overige veehouderij uitgegaan van een één op één relatie tussen activiteiten en eindproducten. Opbrengsten in de melkveehouderij worden als volgt berekend:

$$OMV = \sum_{ts,e,r} alreg_{e,r} \cdot koemelk_{ts,e,r} \cdot KOE_{ts,r} + \sum_{ts,e,r} alreg_{e,r} \cdot eindprdi_{ts,e} \cdot KOE_{ts,r} \quad (40)$$

met:

$koemelk_{ts,e,r}$	melkopbrengst e per koe per techniek ts in regio r (kg/dier/jaar)
$KOE_T_{ts,r}$	aantal melkkoeien met techniek ts in regio r (1000 dieren/jaar)
$eindprdi_{ts,e}$	opbrengst rundvlees e per koe per techniek ts (kg/dier/jaar)

Uit deze vergelijking blijkt dat opbrengsten van eindproducten in de melkveehouderij worden gesplitst naar opbrengsten voor melk en rundvlees. Opbrengsten en kosten die verband houden met de aankoop en verkoop van ruwvoerproducten worden als volgt in de doelfunctie meegenomen:

$$\begin{aligned}
ORV = & \sum_{gr,r} (1 - nettost_{gr}) \cdot grasext_{gr,r} \cdot ruwvpr_r \cdot HGRASEXT_r \\
& + \sum_{ma,r} (1 - nettost_{ma}) \cdot opbrmait_{ma,r} \cdot maispr_r \cdot HMAISST_r \\
& + \sum_{ma,r} (maispr_r + trankstn) \cdot AANKOOPV_{ma,r} \\
& + \sum_{gr,r} (ruwvpr_r + trankstn) \cdot AANKOOPV_{gr,r}
\end{aligned} \tag{41}$$

met:

$nettost_{gr}$	aandeel in graslandopbrengst gr voor eigen gebruik (-)
$nettost_{ma}$	aandeel in maïsopbrengst ma voor eigen gebruik (-)
$grasext_{gr,r}$	graslandopbrengst in regio r (kg ds/ha/jaar)
$ruwvpr_r$	prijs van graslandproducten (€ /kg ds)
$HGRASEXT_r$	areaal grasland in regio r (1000 ha/jaar)
$opbrmait_{ma,r}$	maïsopbrengst in regio r (kg ds/ha/jaar)
$maispr_r$	prijs van snijmaïs (€ /kg ds)
$HMAISST_r$	areaal snijmaïs met techniek sta in regio r (1000 ha/jaar)
$trankstn$	transactiekosten bij import van ruwvoerproducten (€ /kg ds)
$AANKOOPV_{gr,r}$	import van grasproducten gr per regio r (1000 kg ds/jaar)
$AANKOOPV_{ma,r}$	import van maïsproducten ma per regio r (1000 kg ds/jaar)

De transactiekosten boven de importprijs zorgen ervoor dat de importprijs van ruwvoerproducten hoger is dan de exportprijs van ruwvoerproducten. Prijsverschillen tussen import en export van één en hetzelfde product worden verklaard door verschillen in kwaliteit.

De waarde van de importen en exporten van jongvee is als volgt meegenomen in de doelfunctie:

$$OJV = - \sum_{jv,r} jveepri_{jv} \cdot IMPORTJV_{jv,r} + \sum_{jv,r} jveepre_{jv} \cdot EXPORTJV_{jv,r} \tag{42}$$

met:

$jveepri_{jv}$	importprijs van jongvee jv (€ /dier)
$IMPORTJV_{jv,r}$	import van jongvee jv in regio r (1000 dieren/jaar)
$jveepre_{jv}$	exportprijs van jongvee (€ /dier)
$EXPORTJV_{jv}$	export van jongvee (1000 dieren/jaar)

Het jongvee dat wordt voortgebracht en verbruikt in de melkveehouderij en overige veehouderij wordt gezien als een interne levering. Import van jongvee betekent dat er nationaal gezien meer verbruikt wordt dan wordt voortgebracht. In bovenstaande vergelijking zijn de kosten van het importeren per dier hoger dan de opbrengsten van het exporten van een gelijksoortig dier. Ook dit wordt verklaard door verschillen in kwaliteit.

De totale regionale transportkosten van dierlijke mest en jongvee binnen Nederland worden als volgt berekend:

$$\begin{aligned}
KTI = & - \sum_{ts,r,re} (afstand_{r,re} \cdot kstnmstt + kstnfixm) \cdot KSTRA_{ts,r,re} \\
& - \sum_{d,r,re} (afstand_{r,re} \cdot kstnmsti_d + kstnfixi_d) \cdot ISTRA_{d,r,re} \\
& - \sum_{d1,r,re} afstand_{r,re} \cdot kstnjvar_{jv} \cdot JVINV_{jv,r,re}
\end{aligned} \quad (43)$$

met:

$afstand_{r,re}$	afstand van regio r naar re (km)
$kstnmstt$	variabele kosten van transport rundveemest (€ /m ³ /km)
$kstnfixm$	vaste kosten van transport rundveemest (€ /m ³)
$KSTRA_{ts,r,re}$	transport van rundveemest ts van regio r naar re (1000 m ³ /jaar)
$kstnmsti_d$	variabele kosten van transport van mest afkomstig van diertype d (€ /m ³ /km)
$kstnfixi_d$	vaste kosten van transport van mest afkomstig van diertype d (€ /m ³)
$ISTRA_{d,r,re}$	transport van mest afkomstig van diertype d van regio r naar re (1000 m ³ /jaar)
$kstnjvar_{jv}$	transportkosten jongvee jv (€ /km/dier)
$JVINV_{jv,r,re}$	regionaal transport van jongvee jv van regio r naar re (1000 dieren/jaar)

De kosten van de overige inputs, KTO , zijn:

$$\begin{aligned}
KTO = & - \sum_{i,r} krvpri_{i,r} \cdot KRACHTVR_{i,r} - \sum_{ak,sta,r} ovkstnl_{ak,r} \cdot HLAND_{ak,r} \\
& - \sum_{d,r} ovkstni_{d,r} \cdot INTVEE_{d,r} - \sum_{ts,r} ovkstnt_{ts,r} \cdot KOE_T_{ts,r}
\end{aligned} \quad (44)$$

met:

$krvprysm_{i,r}$	prijs van krachtvoer i in regio r (€ / kg)
$KRACHTVR_{i,r}$	gebruik van krachtvoer i in regio r (1000 kg/jaar)
$kunstprs_s$	prijs van kunstmest s in regio r (€ / kg)
$ovkstnl_{ak,r}$	overige variabele kosten van activiteit ak in regio r (€ / ha/jaar)
$ovkstni_{d,r}$	overige variabele kosten van activiteit d in regio r (€ / dier/jaar)
$ovkstnt_{ts,r}$	overige variabele kosten van activiteit ts in regio r (€ / dier/jaar)

Het krachtvoerverbruik in de doelfunctie wordt bepaald uit de krachtvoerbalans in het model. Op deze balans staan aan de vraagkant het verbruik per dier per jaar, vermenigvuldigd met de omvang van de verschillende activiteiten per jaar. Aan de aanbodkant wordt verondersteld dat krachtvoer onbeperkt beschikbaar is. De kosten van overige inputs zijn uniek voor een bepaalde activiteit en het daarbij behorende eindproduct. Bij de meest eindproducten wordt dus uitgegaan van vaste input-output coëfficiënten. Dit geldt echter niet voor de eindproducten melk, rundvlees en mest in de melkveehouderij. De input-output coëfficiënten voor de voortbrenging van melk, rundvlees en mest in de melkveehouderij verschilt per melkkoe en per techniek. Hetzelfde geldt voor de productie van grasland: input-output coëfficiënten voor de graslandproductie verschillen per type graslandgebruik. De optimale manier van produceren wordt door het model bepaald.

Kunstmestkosten worden als volgt berekend.

$$KKM = - \sum_s kunstprs_s \cdot \left(\sum_{ak,r} KUNST_{ak,s,r} + \sum_{tn,r} KUNSTGR_{tn,s,r} \right) \quad (45)$$

met:

$kunstprs_s$	prijs van kunstmest s in regio r (€ / kg)
$KUNST_{ak,s,r}$	gebruik van kunstmest s door activiteit ak in regio r (1000 kg/jaar)
$KUNSTGR_{tn,s,r}$	aanwending van mineraal s uit kunstmest op grasland met bemestingsniveau tn in regio r (1000 kg/jaar)

Het gebruik van kunstmest wordt bepaald in de bemestingsbalans in het model. De bemestingsbalans komt hierna nog uitvoerig aan de orde. In DRAM wordt voor grasland ten behoeve van melkvee onderscheid gemaakt in drie stikstofbemestingsniveau's.

De kosten van mesttoediening worden in de doelfunctie als volgt meegenomen:

$$KMT = - \sum_{ts,ak,r} ksankoem_{ak,r} \cdot SKOELAND_{ts,ak,r} - \sum_{d,ak,r} ksanintm_{d,ak,r} \cdot SINTLAND_{d,ak,r} \quad (46)$$

met:

$ksankoem_{ak,r}$	aanwendingskosten dierlijke mest op gewas ak in regio r (€ / m ³)
$SKOELAND_{ts,ak,r}$	aanwending van rundveemest ts op gewas ak in regio r (1000 m ³ / jaar)
$ksanint_{d,ak,r}$	aanwendingskosten dierlijke mest van type d op gewas ak in regio r (€ / m ³)
$SINTLAND_{d,ak,r}$	aanwending van dierlijke mest van type d op gewas ak in regio r (1000 m ³ / jaar)

Het laatste element van de doelfunctie betreft de fabrieksmatige verwerkingskosten van dierlijke mest, en de netto opbrengsten van de export van dierlijke mest:

$$KMT = - \sum_{ts,r} ksmvkoem \cdot KSFABR_{ts,r} - \sum_{d,r} ksmvint_{m_d} \cdot ISFABR_{d,r} + \sum_{ts,r} exkoem \cdot KSEXP_{ts,r} + \sum_{d,r} exint_{m_d} \cdot ISEXP_{d,r} \quad (47)$$

$ISFABR_{ts,r}$	mestfabriekverwerking van mest afkomstig van overige veehouderij d (1000 m ³ / dier / jaar)
$ISEXP_{ts,r}$	export van mest afkomstig van overige veehouderij d (1000 m ³ / dier / jaar)
$KSFABR_{ts,r}$	mestfabriekverwerking van mest afkomstig van melkkoeien met techniek ts (1000 m ³ / dier / jaar)
$KSEXP_{ts,r}$	export van mest afkomstig van melkkoeien met techniek ts (1000 m ³ / dier / jaar)
$ksmvkoem$	kosten van fabrieksmatige verwerking van mest van melkkoeien (€ / m ³)
$ksmvint_{m_d}$	kosten van fabrieksmatige verwerking van mest uit de overige veehouderij d (€ / m ³)
$exkoem$	opbrengsten van export van mest van melkkoeien (€ / m ³)
$exint_{m_d}$	opbrengsten van export van mest uit de overige veehouderij d (€ / m ³)

De ruwvoerbalans

De activiteiten grasland en snijmaïs in DRAM produceren ruwvoerders die door de melkkoeien en het vleesvee in het model worden geconsumeerd. Het model gaat er vanuit dat ruwvoer niet regionaal wordt getransporteerd. Wel kan een overschot of een tekort uit het buitenland worden geïmporteerd of geëxporteerd. Een andere karakteristiek van de ruwvoerbalans is dat er per type grasland en melkkoe, een vast verband is gedefinieerd tussen de opbrengst van ruwvoer per type grasland en het verbruik ervan per type melkkoe.

De ruwvoerbalans bestaat uit twee gedeelten. Het eerste deel beschrijft de relatie tussen het type melkkoeien en het type ruwvoer:

$$ruwvoerv_{ts,r} \cdot KOE_T_{ts,r} \leq ruwoptot_{ts,r} \cdot HGR_T_{ts,r} \quad (48)$$

voor alle ts en r , met:

$ruwvoerv_{ts,r}$	ruwvoerconsumptie per melkkoe per techniek ts in regio r , inclusief ruwvoerbehoefte voor het jongvee (kg ds/dier/jaar)
$KOE_T_{ts,r}$	melkkoe per techniek ts in regio r (1000 dieren/jaar)
$ruwoptot_{ts,r}$	opbrengst per hectare ruwvoedergewas per techniek ts (grasland en snijmaïs) (kg ds/ha/jaar)
$HGR_T_{ts,r}$	ruwvoedergewas per techniek ts in regio r (1000 ha/jaar)

De variabele $HGR_T_{ts,r}$ is een hulpvariabele met het totale areaal grasland plus snijmaïs dat nodig is om de melkkoeien van ruwvoer te voorzien. Deze variabele is dus samengesteld uit een deel grasland en een deel snijmaïs. De aandelen grasland en snijmaïs liggen voor iedere techniek ts vast. Dit betekent dat ook de opbrengst per hectare ruwvoedergewas ($ruwoptot_{ts,r}$) wordt berekend op grond van de aandelen grasland en snijmaïs, en de opbrengsten van deze gewassen, beiden voor iedere techniek ts .

Naast een ruwvoerbilans voor het voeren van de melkkoeien, bevat DRAM een ruwvoerbilans voor de overige activiteiten die ruwvoer verbruiken. Deze bilans ziet er als volgt uit:

$$\sum_d voerintv_{d,ak,r} \cdot INTVEE_{d,r} \leq opbrmait_{ak,r} \cdot nettost_{hmais'} \cdot HMAISST_r + grasext_{ak,r} \cdot nettost_{hgras'} \cdot HGRASEXT_r + AANKOOPV_{ak,r} \quad (49)$$

voor alle ak en r , waarin:

$voerintv_{d,ak,r}$	voerverbruik ak door activiteit d in regio r (kg ds/dier/jaar)
$INTVEE_{d,r}$	aantal activiteiten d in regio r (1000 dieren/jaar)
$opbrmait_{ak,r}$	opbrengst per hectare snijmaïs in regio r (kg ds/ha/jaar)
$HMAISST_r$	areaal snijmaïs in regio r (1000 hectare/jaar)
$grasext_{ak,r}$	opbrengst per hectare grasland in regio r (kg ds/ha/jaar)
$HGRASEXT_r$	areaal grasland per regio r (1000 hectare/jaar)
$AANKOOPV_{ak,r}$	import van veevoeder ak in regio r (1000 kg ds/jaar)
$nettost_{hgras'}$	aandeel in graslandopbrengst ' $hgras$ ' voor eigen gebruik (-)
$nettost_{hmais'}$	aandeel in maïsopbrengst ' $hmais$ ' voor eigen gebruik (-)

Bovenstaande ruwvoerbilans is enigszins omslachtig geformuleerd om een eenduidig verband te kunnen leggen tussen het ruwvoermanagement en het management van de melkkoeien per techniek ts . Dit is belangrijk omdat het ruwvoermanagement, waaronder de aanwending van mineralen per hectare grasland en snijmaïs, mede bepalend is voor het krachtvoerconsumptie en de excretie per melkkoe.

Het totale areaal grasland in een bepaalde regio is nu gelijk aan $HGRASEXT_r$ vermeerderd met het aandeel grasland in $HGR_T_{ts,r}$, gesommeerd over ts . Het totale

areaal snijmaïs in een regio wordt berekend als $HMAISST_r$, plus het aandeel snijmaïs in $HGR_{ts,r}$, gesommeerd over ts . De koppeling van variabelen wordt in DRAM overigens geregeld via de definitievergelijkingen.

De mestbalans

In de mestbalans wordt het evenwicht berekend tussen vraag en aanbod van dierlijke mest. Het aanbod van dierlijke mest op jaarbasis wordt bepaald door de omvang en de samenstelling van de veestapel en de productie van mest per diersoort. De vraag naar mest wordt bepaald door de afzetmogelijkheden in de eigen regio, de transportmogelijkheden naar andere regio's en de exportmogelijkheden. Vraag en aanbod op de regionale mestbalans moeten met elkaar in evenwicht zijn. Net als bij de ruwvoerbalans wordt weer onderscheid gemaakt tussen regionale mestbalansen voor melkkoeien enerzijds en voor de overige veehouderij anderzijds:

$$\begin{aligned} koemstal_{ts,r} \cdot KOE_{ts,r} - T_{ts,r} = & \sum_{ak} SKOELAND_{ts,ak,r} + KSFABR_{ts,r} \\ & + KSEXP_{ts,r} + \sum_{re} KSTRA_{ts,r,re} - \sum_{re} KSTRA_{ts,re,r} \end{aligned} \quad (50)$$

voor alle ts en r , met:

$SKOELAND_{ts,ak,r}$	aanwending van mest afkomstig van melkkoeien met techniek ts op gewas ak in regio r (1000 m ³ /jaar)
$KSTRA_{ts,r,re}$	transport van mest afkomstig van melkkoeien met techniek ts van regio re naar regio r (1000 m ³ /jaar)
$koemstal_{ts,r}$	excretie van melkkoeien met techniek ts in de stal in regio r (m ³ /dier/jaar)
$KSFABR_{ts,r}$	mestfabriekverwerking van mest afkomstig van melkkoeien met techniek ts (1000 m ³ /dier/jaar)
$KSEXP_{ts,r}$	export van mest afkomstig van melkkoeien met techniek ts (1000 m ³ /dier/jaar)

$$\begin{aligned} mestintv_{d,r} \cdot INTVEE_{d,r} = & \sum_{ak} SINTLAND_{d,ak,r} + ISFABR_{d,r} + ISEXP_{d,r} \\ & + \sum_{re} ISTR_{d,r,re} - \sum_{re} ISTR_{d,re,r} \end{aligned} \quad (51)$$

voor alle d en r , met

$SINTLAND_{d,ak,r}$	aanwending van mest afkomstig van activiteit d op gewas ak in regio r (1000 m ³ /jaar)
$ISTR_{d,r,re}$	transport van mest afkomstig van activiteit d van regio r naar regio re (1000 m ³ /jaar)
$ISTR_{d,re,r}$	transport van mest afkomstig van activiteit d van regio re naar regio r (1000 m ³ /jaar)
$mestintv_{d,r}$	excretie van activiteit d in de stal in regio r (m ³ /dier/jaar)
$ISFABR_{d,r}$	mestfabriekverwerking van mest afkomstig van overige veehouderij d (1000 m ³ /dier/jaar)

$ISEXP_{d,r}$ export van mest afkomstig van overige veehouderij d (1000 m³/dier/jaar)

Bovenstaande vergelijkingen zijn vrijwel identiek; ze zijn ontstaan omdat er aparte sets gedefinieerd zijn voor de activiteiten in de melkveehouderij en in de overige veehouderij.

De jongveebalans

De jongveebalans lijkt wat betreft de formulering van de vergelijkingen sterk op de mestbalans. De jongveebalans beschrijft vraag en aanbod op de regionale jongveemarkt. Het aanbod is afkomstig van melkkoeien, vrouwelijk vleesvee, fokzeugen en vleeskuikenmoederdieren en importen van jongvee uit andere regio's of uit het buitenland. De voortgebrachte kalveren, biggen en kuikens worden verbruikt voor de vervanging van veehouderij activiteiten. Voor de leghennen wordt een vaste prijs en hoeveelheid in rekening gebracht voor de aanschaf van kuikens voor vervanging van oude leghennen. De kalveren die in de melkveehouderij en in de vleesveehouderij worden geproduceerd worden volgens een vast percentage verdeeld over de verschillende afzetmogelijkheden: melkveehouderij, vleesveehouderij (mannelijk en vrouwelijk vleesvee) en vleeskalverenhouders. De jongveebalans wordt als volgt geformuleerd:

$$\begin{aligned} & \sum_{ts} geboren_{ts} \cdot kopja_{ts,jv} \cdot KOE_{ts,r} + \sum_d geboren_d \cdot kopja_{d,jv} \cdot INTVEE_{d,r} = \\ & \sum_{ts} omloop_{ts} \cdot kopjv_{ts,jv} \cdot KOE_{ts,r} + \sum_d omloop_d \cdot kopjv_{d,jv} \cdot INTVEE_{d,r} \\ & - \sum_{re} JVIN V_{jv,re,r} + \sum_{re} JVIN V_{jv,r,re} \end{aligned} \quad (52)$$

voor alle jv en r , met:

$geboren_{ts}$	aantal stuks jongvee per tier in de melkveehouderij (dier/dier/jaar)
$geboren_d$	aantal stuks jongvee per tier in de overige veehouderij (dier/dier/jaar)
$kopja_{ts,jv}$	verdeling van jongvee afkomstig van melkkoeien over de verschillende types jongvee jv (fractie)
$kopja_{d,jv}$	verdeling van jongvee afkomstig van de overige veehouderij over de verschillende types jongvee jv (fractie)
$omloop_{ts}$	omloopsnelheid per melkkoe per jaar (dier/dier/jaar)
$omloop_d$	omloopsnelheid per tier in de overige veehouderij (dier/dier/jaar)
$kopjv_{ts,jv}$	koppeling jongvee jv aan melkkoeien (fractie)
$kopjv_{d,jv}$	koppeling jongvee jv aan overige veehouderij (fractie)
$INTVEE_{d,r}$	activiteiten overige veehouderij d in regio r (1000 dieren/jaar)
$KOE_{ts,r}$	aantal melkkoeien met techniek ts in regio r (1000 dieren/jaar)
$JVIN V_{jv,r,re}$	regionaal transport van jongvee jv van regio r naar regio re (1000 dieren/jaar)

De bemestingsbalans

De organische mest die in de veehouderij wordt geproduceerd wordt gebruikt voor de bemesting van grasland en bouwland (inclusief snijmaïs). De in een regio g-

bruikte organische mest kan afkomstig zijn uit de eigen regio, uit andere regio's of uit het buitenland (zie pagina 218). Kunstmest wordt gebruikt om het gat tussen de beschikbare mineralen uit dierlijke mest en de minimaal benodigde hoeveelheid mineralen op te vullen. Voor alle gewassen inclusief akkerbouwgewassen en snijmaïs, exclusief grasland worden de volgende balansvergelijkingen gehanteerd:

$$\begin{aligned}
 & caanwen_{ak,s,r} \cdot HLAND_{ak,r} \leq KUNST_{ak,s,r} \\
 & + \sum_d stikmesi_{d,s,r} \cdot intwerkn_{d,ak,s,r} \cdot SINTLAND_{d,ak,r} \\
 & + \sum_{ts} stikmesk_{ts,s,r} \cdot koewerkn_{ak,s,r} \cdot SKOELAND_{ts,ak,r}
 \end{aligned} \tag{53}$$

voor alle ak, s, r , waarin:

$caanwen_{ak,s,r}$	mineralenbemesting s op gewas ak in regio r (kg/ha/jaar)
$HLAND_{ak,r}$	gewas ak in regio r (1000 hectare/jaar)
$KUNST_{ak,s,r}$	gebruik van kunstmest s op gewas ak in regio r (1000 kg/jaar)
$SINTLAND_{d,ak,r}$	aanwending van mest afkomstig van overige veehouderij d op gewas ak in regio r (1000 m ³ /jaar)
$stikmesi_{d,s,r}$	inhoud van mineraal s in de overige veehouderij d in regio r (kg/m ³ /jaar)
$intwerkn_{d,ak,s,r}$	werkingspercentage van mineraal s per diertype d op gewas ak (fractie)
$SKOELAND_{ts,ak,r}$	aanwending van mest afkomstig van melkkoeien ts op gewas ak in regio r (1000 m ³ /jaar)
$stikmesk_{ts,s,r}$	inhoud van mineraal s in de melkveehouderij ts in regio r (kg/m ³)
$koewerkn_{ak,s,r}$	werkingspercentage van mineraal s per melkkoe op gewas ak in regio r (fractie)

De mineralen die in de set s worden meegenomen zijn stikstof en fosfor. Het eerste element in bovenstaande bemestingsbalans geeft aan hoeveel mineralen er minimaal nodig zijn om te voldoen aan de bemestingsbehoefte van een bepaald gewas, bij een bepaalde omvang van dat gewas in hectare. Het tweede element berekent de aanwending van kunstmest. Het derde element geeft aan hoeveel mineralen er door de aanwending van dierlijke mest beschikbaar komen. Voor elke soort mest wordt berekend hoeveel mineralen er per m³ mest beschikbaar zijn. Daarbij is rekening gehouden met verliezen van stikstof als ammoniak gedurende de tijd dat de mest in de stal of elders is opgeslagen. Vervolgens worden de beschikbare mineralen uit dierlijke mest vermenigvuldigd met het zogenaamde werkingspercentage. Het werkingspercentage van organische mest geeft aan hoeveel procent van de mineralen in de mest daadwerkelijk door het gewas kan worden opgenomen. Ook hierbij wordt rekening gehouden met stikstofverliezen tijdens aanwenden, in de vorm van ammoniak.

De balans moet kleiner of gelijk zijn aan nul. In het model zal de balans voor akkerbouwgewassen echter altijd precies nul zijn. Dit komt doordat er technische restricties in het model zijn meegenomen die de aanwending van dierlijke mest beperken.

Het verschil met de minimale bemestingseis wordt opgevuld met kunstmest. Deze technische restrictie geldt echter niet voor snijmaïs. De overbemesting van snijmaïs wordt in DRAM tegengegaan door de regelgeving omtrent de aanwending van dierlijke mest in 1993/94-1995/96: de basisperiode van het model.

Bemesting van grasland wordt in bovenstaande bemestingsbalans niet beschreven. De bemestingsbalans voor grasland met het laagste stikstofniveau wordt geformuleerd als:

$$\begin{aligned}
 \text{aanwengr}_{tnl,s,r} \cdot HGRAS_TN_{tnl,r} &= KUNSTGR_{tnl,s,r} \\
 + \sum_{d,gr} SINTLAGL_{d,gr,r} \cdot stikmesi_{d,s,r} \cdot intwerkn_{d,gr,s,r} & \\
 + \sum_{ttnl,gr} SKOELAND_{ttnl,gr,r} \cdot stikmesk_{ttnl,s,r} \cdot koewerkn_{gr,s,r} &
 \end{aligned} \tag{54}$$

voor alle tnl , s en r , met:

$HGRAS_TN_{tnl,r}$	areaal grasland met bemestingsniveau tnl in regio r (1000 ha/jaar)
$KUNSTGR_{tnl,s,r}$	aanwending van mineraal s uit kunstmest op grasland met bemestingsniveau tnl in regio r (1000 kg/jaar)
$SINTLAGL_{d,gr,r}$	aanwending van mineraal s uit overige veehouderij d grasland gr met laagstikstofbemestingsniveau in regio r (1000 m ³ /jaar)
$stikmesi_{d,s,r}$	inhoud van mineraal s in de overige veehouderij d in regio r (kg/m ³ /jaar)
$intwerkn_{d,gr,s,r}$	werkingspercentage van mineraal s per diertype d op grasland gr (fractie)
$SKOELAND_{ttnl,gr,r}$	aanwending van mest afkomstig van melkkoeien $ttnl$ op grasland gr in regio r (1000 m ³ /jaar)
$stikmesk_{ttnl,s,r}$	Inhoud van mineraal s in de melkveehouderij $ttnl$ in regio r (kg/m ³)
$koewerkn_{gr,s,r}$	Werkingspercentage van mineraal s per melkkoe op grasland gr in regio r (fractie)

Het eerste element berekent de totale aanwending van mineralen op het areaal grasland met een laag stikstofniveau, het tweede de aanwending van mineralen uit kunstmest op grasland met een laag stikstofniveau en het derde de aanwending van werkzame mineralen uit dierlijke mest afkomstig uit de overige veehouderij op grasland met een laag stikstofniveau. Voor grasland met een gematigd en hoog stikstofniveau worden respectievelijk de variabelen $SINTLAGM_{d,gr,r}$ en $SINTLAGH_{d,gr,r}$ opgenomen. Het vierde element berekent de aanwending van werkzame mineralen uit dierlijke mest afkomstig uit de melkveehouderij. Het gelijkteken in de betrekking impliceert dat de aanwending van werkzame mineralen uit kunstmest en dierlijke mest niet groter mag zijn dan de totale behoefte aan mineralen op grasland met een bepaald stikstofniveau.

De mineralenbalans

In de mineralenbalans, die grote overeenkomst vertoont met op de bemestingsbalans, wordt berekend hoeveel mineralen uit dierlijke mest en kunstmest er worden aangewend, inclusief de productie van mineralen door rundvee in de weide. Het verbruik omvat de hoeveelheid mineralen die door het gewas (hoofdproducten en bijproduct) worden opgenomen en afgevoerd, inclusief de stikstofverliezen in de vorm van ammoniak tijdens aanwenden. Daarnaast wordt rekening gehouden met de depositie van stikstof.

Het verschil met de bemestingsbalans is dat in de mineralenbalans wordt uitgegaan van de totale hoeveelheid mineralen die wordt aangewend, en niet alleen van het werkzame deel hiervan. Daarnaast wordt de afvoer mede bepaald door opname van mineralen door de gewassen. In de bemestingsbalans wordt daarentegen uitgegaan van bemestingseisen, gekoppeld een bepaald opbrengstniveau van een gewas.

De mineralenbalans voor akkerbouwgewassen ziet er als volgt uit:

$$\begin{aligned} \sum_e cbehoef_{ak,s,r} \cdot coprak_{ak,e,r} \cdot HLAND_{ak,r} &= KUNST_{ak,s,r} \\ &+ \sum_d SINTLAND_{d,ak,r} \cdot stikmesi_{d,s,r} \\ &+ \sum_{ts} SKOELAND_{ts,ak,r} \cdot stikmesk_{ts,s,r} \\ &+ depo_s \cdot HLAND_{ak,r} + OVSAK_{ak,s,r} \end{aligned} \quad (55)$$

Voor alle ak , s en r , met:

$OVSAK_{ak,s,r}$ overschot stikstof en fosfaat per gewas ak en regio (1000 kg/jaar)
 $depo_s$ exogene depositie van mineraal s per hectare (kg/ha/jaar)
 $cbehoef_{ak,s,r}$ opname van mineralen per kilogram eindproduct (kg/kg)

In de mineralenbalansen voor grasland wordt daarnaast rekening gehouden met de excretie van mineralen in de weide. De balans voor grasland met een laagstikstofniveau ziet er als volgt uit:

$$\begin{aligned} behoeft_{gr,tnl,s} \cdot HGRAS_TN_{tnl,r} &= KUNSTGR_{tnl,s,r} \\ &+ \sum_{d,gr} SINTLAGL_{d,gr,r} \cdot stikmesi_{d,s,r} \\ &+ \sum_{ttnl,gr} SKOELAND_{ttnl,gr,r} \cdot stikmesk_{ttnl,s,r} \\ &+ depo_s \cdot HGRAS_TN_{tnl,r} \\ &+ \sum_{ttnl} sweikoe_{ttnl,s,r} \cdot KOE_T_{ttnl,r} + OVSGRL_{ttnl,s,r} \end{aligned} \quad (56)$$

voor alle tnl , s en r , met:

$OVSGRL_{s,r}$	overschot stikstof en fosfaat per hectare grasland voor melkvee met lage stikstofbemesting per regio (1000 kg/jaar)
$behoefgr_{tnl,s}$	opname van mineralen per hectare grasland voor melkvee met lage stikstofbemesting per regio (kg/ha/jaar)
$sweikoe_{ttnl,s,r}$	excretie van stikstof en fosfaat in de weide per melkkoe per techniek $ttnl$ per regio (kg/dier/jaar)

Uit vergelijking (56) blijkt dat de excretie van mineralen in de weide niet voor gewasgroei gebruikt kan worden. De formulering van de mineralenbalansen voor grasland met gematigd stikstofniveau ($OVSGRM_{s,r}$) en met hoog stikstofniveau ($OVSGRH_{s,r}$) is identiek aan die voor grasland met laag stikstofniveau ($OVSGRL_{s,r}$).

Overige vergelijkingen

Aan een aantal vergelijkingen is hierboven al gerefereerd. Het gaat om de beperkte aanwendingsmogelijkheden van dierlijke mest op akkerbouwgewassen, de aanwendingsnormen van dierlijke mest in het kader van het mestbeleid en het gebruik van vaste inputs en definitievergelijkingen om variabelen aan elkaar te koppelen. Beperkingen ten aanzien van de aanwending van dierlijke mest vloeien voort uit voorkeuren van afnemers van dierlijke mest en uit de wettelijke regelgeving in de basisperiode van het model (1993/94-1995/96). Deze beperking is als volgt in het model geformuleerd:

$$\sum_d stikmesi_{d,s,r} \cdot SINTLAND_{d,ak,r} + \sum_{ts} stikmesk_{ts,s,r} \cdot SKOELAND_{ts,ak,r} \leq mindmma_{ak,s,r} \cdot HLAND_{ak,r} \quad (57)$$

voor alle ak , s en r , met:

$mindmma_{ak,s,r}$ maximale aanwending van stikstof en fosfaat uit dierlijke mest per gewas (kg/ha/jaar)

Het model kent restricties op de totale output van suikerbieten, fabrieksaardappelen en melk als gevolg van bestaande regionale en nationale quoteringen. De regionale grondrestrictie wordt als volgt meegenomen:

$$\sum_{ak} HLAND_{ak,r} \leq arreg_r \quad (58)$$

voor alle r , met:

$arreg_r$ beschikbaar areaal landbouwgrond per regio (1000 hectare)

Bij de modellering van de melkveehouderij wordt gebruik gemaakt van een aantal hulpvariabelen. Het model bevat een aantal definitievergelijkingen om deze hulpvariabelen onderling te koppelen. Zo wordt in onderstaande vergelijking het areaal grasland voor melkvee met lage stikstofbemesting per hectare, plus het areaal grasland voor vleesvee gekoppeld aan het totale areaal grasland met lage stikstofbemesting:

$$\sum_{ttnl} (1 - maisaan_{ttnl,r}) \cdot HGR_T_{ttnl,r} + HGRASEXT_r = HGRAS_TN_{ttnl,r} \quad (59)$$

met:

$maisaan_{ttnl,r}$ aandeel snijmaïs in het totaal areaal voedergewassen op melkveebedrijven met lage stikstofbemesting per hectare (fractie)

De koppeling van het areaal grasland voor melkvee met gematigde stikstofbemesting per hectare aan het totale areaal grasland met gematigde stikstofbemesting per hectare is geformuleerd als:

$$\sum_{ttnm} (1 - maisaan_{ttnm,r}) \cdot HGR_T_{ttnm,r} = HGRAS_TN_{ttnm,r} \quad (60)$$

en die van het areaal grasland voor melkvee met hoge stikstofbemesting per hectare aan het totale areaal grasland met hoge stikstofbemesting per hectare als:

$$\sum_{ttnh} (1 - maisaan_{ttnh,r}) \cdot HGR_T_{ttnh,r} = HGRAS_TN_{ttnh,r} \quad (61)$$

Daarnaast is het areaal grasland voor melkvee en het areaal grasland voor vleesvee worden gekoppeld aan het totale areaal grasland:

$$\sum_{ts} (1 - maisaan_{ts,r}) \cdot HGR_T_{ts,r} + HGRASEXT_r = HLAND_{gr,r} \quad (62)$$

Tenslotte moet het areaal snijmaïs voor melkvee en het areaal snijmaïs voor vleesvee worden gekoppeld aan het totale areaal snijmaïs:

$$\sum_{ts} maisaan_{ts,r} \cdot HGR_T_{ts,r} + HMAISST_r = HLAND_{ma,r} \quad (63)$$

Kalibratie

Het model DRAM is gekalibreerd om te bereiken dat de basisoplossing van het model ten aanzien van omvang en samenstelling van de landbouwactiviteiten overeenkomt met de waargenomen situatie in de landbouwsector. De basisoplossing van het model beschrijft een meerjarig gemiddelde, namelijk de periode 1993/94-1995/96. Er is voor een meerjarig gemiddelde gekozen om ongewenste effecten, veroorzaakt door toevallige omstandigheden als weersinvloeden zo goed mogelijk te elimineren.

Positive Mathematical Programming

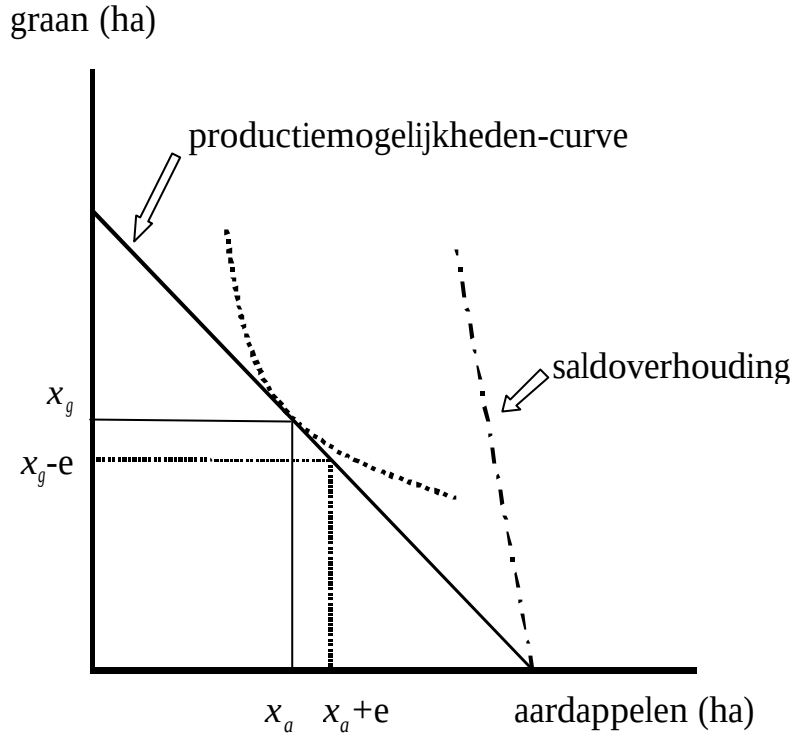
Het Lineaire Programmeringsmodel zoals hierboven beschreven heeft de neiging tot overspecialisatie. Dit wil zeggen dat vaste productiefactoren als grond en mestplaat-singscapaciteit - zonder toepassing van zogenaamde 'flexibility constraints' - worden

aangewend voor de meest winstgevende activiteiten. In het lineaire programmeringsmodel wordt er immers van uitgegaan dat de activiteiten die in het model zijn geprogrammeerd gepaard gaan met constante marginale kosten.

Het concept van constante marginale kosten betekent dat activiteiten kunnen uitbreiden of inkrimpen, zonder dat de gemiddelde kosten toe- of afnemen. Als de stand van de techniek niet meegroeit met de bedrijvigheid (i.c. geen nieuwe machines, stallen en dergelijke), komt deze aanname echter niet overeen met de werkelijkheid. Als het aantal dieren op een bedrijf toeneemt terwijl er geen sprake is van verandering in de techniek, zullen de kosten immers toenemen, bijvoorbeeld in de vorm van lagere groei of toename van het aantal uitgevallen dieren bij meer dieren in één hok. Bij inkrimping van het aantal dieren bij dezelfde stand van de techniek nemen de kosten juist af, bijvoorbeeld dankzij meer aandacht voor het dier waardoor minder sprake is van uitval, of omdat alleen het deel van de stal gebruikt wordt dat voor het dier het meest geschikt is. Bij gewassen is de relatie tussen marginale kosten en omvang van het areaal zo mogelijk nog duidelijker. Bij een gegeven stand van de techniek wordt er in DRAM van uitgegaan dat gewassen op locaties worden geteeld die hiervoor bij uitstek geschikt zijn. Uitbreiding van het areaal van gewas leidt tot gemiddeld hogere kosten als grond in gebruik moet worden genomen die voor de teelt van zo'n gewas minder geschikt is. Ook andersoortige veranderingen in kostenpos-ten, zoals toegenomen ziektedruk, zijn denkbaar.

De techniek van Positive Mathematical Programming (PMP) is gebaseerd op het concept van veranderende marginale kosten bij veranderingen in de omvang van een activiteit, in vergelijking tot een basisperiode (Howitt, 1995). In PMP worden, in drie stappen, de parameters van een niet-lineaire kostenfunctie berekend. Deze niet-lineaire kostenfunctie komt in de plaats van de eerder besproken lineaire kostenfunctie voor krachtvoer en overige inputs (KTO); zie vergelijking (37) op pagina 211. Het resultaat is een niet-lineaire doelfunctie en een NLP-model (Niet-Lineair Programmeringsmodel) dat de uitgangssituatie exact weergeeft.

Het concept van het NLP-model is in Figuur 79 grafisch voorgesteld. In Figuur 79 kan de beschikbare grond gebruikt worden voor aardappelen of voor granen. Als de totale hoeveelheid grond gebruikt wordt voor aardappelen dan is het beschikbare areaal voor granen gelijk aan nul en andersom. Deze relatie wordt *productiemogelijkheden-curve* genoemd. Het optimale bouwplan wordt bepaald door het raakpunt van productiemogelijkheden-curve met de lijn die de saldooverhouding weergeeft. In een LP-model is de saldooverhouding tussen aardappelen en granen lineair en is deze curve versimpeld tot een rechte lijn. Het LP-model komt, zonder enige andere restrictie dan de beschikbare hoeveelheid grond, in dit geval uit op een bouwplan met 100% aardappelen (Figuur 79). Door de keuze van de parameters van een niet-lineaire saldooverhouding curve, kalibreert het model vrijwel exact naar de waargenomen hoeveelheden (x_a en x_g). De manier waarop de parameters worden berekend wordt hieronder toegelicht.



Figuur 79 Kalibratie van het model DRAM (zie tekst)

Stap 1

De kalibratie van het model gebeurt in drie stappen. In stap 1 worden in het Lineaire Programmering model zogenaamde 'activiteiten-restricties' opgelegd aan de activiteiten in het model:

$$\begin{array}{ll}
 KOE_{ts,r} \leq ko_{ts,r} + e & [l_{ts,r}] \\
 INTVEE_{d,r} \leq intvee_{d,r} & [l_{d,r}] \\
 HLAND_{ak,r} \leq hland_{ak,r} + e & [l_{ak,r}]
 \end{array} \quad (64)$$

met:

$ko_{ts,r}$	melkkoeien met techniek ts in regio r in de basisperiode (1000 dieren/jaar)
$intvee_{d,r}$	overige veehouderij d in regio r in de basisperiode (1000 dieren/jaar)
$hland_{ak,r}$	gewas ak in regio r (1000 ha/jaar)
e	perturbatiecoëfficiënt
$l_{ts,r}$	schaduwprijs melkkoeien met techniek ts in regio r (€ /dier/jaar)
$l_{d,r}$	schaduwprijs overige veehouderij d in regio r (€ /dier/jaar)
$l_{ak,r}$	schaduwprijs gewas ak in regio r (€ /ha/jaar)

Als het saldo per activiteit in de lineaire doelfunctie groter is dan nul, dan berekent het model een schaduwprijs voor alle activiteiten in bovenstaande activiteiten-restricties. In dit geval geeft de schaduwprijs informatie over de bijdrage aan de doel-

functie van het model als de activiteit met één eenheid zou toenemen. Deze schaduwprijs, hierna weergegeven als π , speelt een cruciale rol in het kalibratieproces.

In de praktijk zien we in het nationale bouwplan een scala aan gewassen. Gewassen met een hoog saldo worden geteeld naast gewassen met een laag saldo. Gegeven de relaties in het LP-model zou het inkomen veel hoger zijn als alle grond gebruikt werd voor aardappelen. Blijkbaar worden in het LP-model niet alle kosten meegenomen. Uitgaande van evenwicht in het bouwplan mag worden aangenomen dat de post niet-meegenomen kosten gelijk is aan de bijdrage van één extra eenheid van een bepaald gewas aan de doelfunctie, de hierboven bedoelde schaduwprijs π . Als de niet-meegenomen kosten van één extra eenheid immers kleiner zijn dan de bijdrage aan de doelfunctie van één extra eenheid, dan zal deze activiteit immers toenemen.

Er zijn activiteiten waarvan de schaduwprijs π in de activiteiten-restricties (vergelijking (64)) gelijk is aan nul. Dit zijn zogenaamde marginale activiteiten. Dat bovengenoemde schaduwprijs voor deze activiteiten gelijk is aan nul wordt veroorzaakt door de perturbatiecoëfficiënt ϵ . Dit is een klein getal dat er voor zorgt dat restricties op activiteiten losgekoppeld worden van andere balansen in het model, zoals de grondbalans en het melkquotum. Een effect van de perturbatiecoëfficiënt is dat de meest winstgevende activiteiten in het LP-model iets groter zijn dan het waargenomen niveau; dit geldt niet voor marginale activiteiten. Omdat de meest winstgevende activiteiten ten opzichte van het waargenomen niveau enigszins zijn toegenomen wordt de marginale activiteit bij verdere uitbreiding geremd door de grondbalans of het melkquotum. De omvang van de marginale activiteit zal daarom iets kleiner zijn dan de waargenomen omvang. De activiteitenrestrictie is voor de marginale activiteit dus niet beperkend. Hierdoor krijgt de marginale activiteit een schaduwprijs van nul terwijl de schaduwprijs op de grondbalans en voor het melkquotum gelijk is aan het saldo van de marginale activiteit.

Stap 2

In de tweede stap van de kalibratie wordt voor elke activiteit een lineaire marginale kostenfunctie gespecificeerd:

$$\begin{aligned} mckoe_{ts,r} &= \alpha_{ts,r} + \beta_{ts,r} \cdot KOE_{ts,r} \\ mcintvee_{d,r} &= \alpha_{d,r} + \beta_{d,r} \cdot INTVEE_{d,r} \\ mchland_{ak,r} &= \alpha_{ak,r} + \beta_{ak,r} \cdot HLAND_{ak,r} \end{aligned} \quad (65)$$

met:

$mckoe_{ts,r}$ marginale kosten melkkoeien (€ /dier.jaar)
 $mcintvee_{d,r}$ marginale kosten overige veehouderij (€ /dier.jaar)
 $mchland_{x1,r}$ marginale kosten gewassen (€ /ha.jaar)

$\alpha_{ts,r}$, $\beta_{ts,r}$, $\alpha_{d,r}$, $\beta_{d,r}$, $\alpha_{ak,r}$ en $\beta_{ak,r}$ zijn de parameters van de lineaire marginale kostenfuncties die berekend moeten worden. De marginale kostenfunctie

berekent de kosten van één extra eenheid activiteit, bijvoorbeeld van melkkoeien. De marginale kostenfunctie is de eerste afgeleide van de totale kostenfunctie.

Om de parameters van de marginale kostenfunctie te berekenen nemen we melkkoeien als voorbeeld. DRAM gaat uit van winstmaximalisatie. Dit betekent dat in het observatie- of waargenomen punt, de marginale kosten van melkkoeien gelijk zijn aan de waargenomen kosten plus de niet-waargenomen kosten. De niet-waargenomen kosten worden gelijk verondersteld aan de schaduwprijs op de eerder beschreven activiteitenrestrictie. De marginale kosten voor melkkoeien kunnen nu ook worden geschreven als:

$$mckoe_t_{ts,r} = ac_{ts,r} + l_{ts,r} \quad (66)$$

met:

$ac_{ts,r}$ waargenomen kosten per melkkoe per techniek ts en zgw in regio r (€/dier.jaar)

De variabele $ac_{ts,r}$ wordt als volgt berekend:

$$ac_{ts,r} = krvkoe_{ts,r} + ovkstnt_{ts,r} \quad (67)$$

met:

$krvkoe_{ts,r}$ krachtvoerkosten per melkkoe ts in regio r (€/dier.jaar)

In de waargenomen kosten per melkkoe worden de ruwvoerkosten, mestafzetkosten, jongveekosten en de kunstmestkosten dus niet meegenomen. Dit is gedaan omdat bovengenoemde kosten per melkkoe binnen het model worden bepaald, aan de hand van de endogene prijzen voor ruwvoer, mest en jongvee in het model.

De wijze waarop het aanbod reageert op een verandering in de marginale kosten wordt in de economie weergegeven door de zogenaamde aanbodelasticiteit. De aanbodelasticiteit voor melkkoeien is gedefinieerd als:

$$h_{ts,r} = \frac{\partial KOE_T_{ts,r}}{\partial mckoe_t_{ts,r}} \cdot \frac{mckoe_t_{ts,r}}{KOE_T_{ts,r}} = \frac{1}{betak_{ts,r}} \cdot \frac{ac_{ts,r} + l_{ts,r}}{KOE_T_{ts,r}} \quad (68)$$

De parameter $betak_{ts,r}$ uit deze vergelijking kan als volgt worden geschreven:

$$betak_{ts,r} = (ac_{ts,r} + l_{ts,r}) / (h_{ts,r} \cdot KOE_T_{ts,r}) \quad (69)$$

De parameter $alphak_{ts,r}$ kan nu worden berekend door bovenstaande vergelijking in te vullen in de marginale kostenvergelijking voor melkkoeien (vergelijkingen (65) en (66)):

$$alphak_{ts,r} = \frac{(ac_{ts,r} + l_{ts,r})(h_{ts,r} - 1)}{h_{ts,r}} \quad (70)$$

De lineaire marginale kostenfunctie leidt tot de volgende kwadratische kostenfunctie voor de totale kosten van melkkoeien in DRAM:

$$TC_{ts,r} = kk_{ts,r} + alphak_{ts,r} \cdot KOE_T_{ts,r} + 0,5 \cdot betak_{ts,r} \cdot KOE_T_{ts,r}^2 \quad (71)$$

met:

$TC_{ts,r}$ totale kosten melkkoeien ts in regio r (€ / dier / jaar)

$kk_{ts,r}$ constante (1000 € / jaar)

Bovenstaande kostenfunctie heeft als eerste afgeleide naar het aantal melkkoeien een lineaire marginale kostenfunctie per melkkoe. Er kan nu een keuze worden gemaakt ten aanzien van het wel of niet meenemen van de post niet-meegenomen kosten ($?_{ts,r}$) in de doelfunctie van DRAM. In DRAM wordt verondersteld dat de niet-waargenomen kosten voor het grootste deel vaste kosten zijn. Vaste kosten worden echter niet in het model meegenomen, omdat het model kan worden gezien als een korte- tot middellange termijn-model, waarin investeringen en dergelijke niet zijn verdisconteerd. De niet-waargenomen kosten kunnen nu buiten beschouwing worden gelaten door te veronderstellen dat de totale kosten gelijk zijn aan de waargenomen kosten ($ac_{ts,r} \cdot KOE_T_{ts,r}$). In dat geval kan de constante parameter $kk_{ts,r}$ als volgt worden berekend:

$$kk_{ts,r} = (ac_{ts,r} - alphak_{ts,r} - 0,5 \cdot betak_{ts,r} \cdot KOE_T_{ts,r}) \cdot KOE_T_{ts,r} \quad (72)$$

Stap 3

In de derde stap worden de kostenfuncties voor melkkoeien (vergelijking 71) en gelijksoortige kostenfuncties voor de overige veehouderij en gewassen in de doelfunctie opgenomen. De kwadratische kostenfuncties vervangen de lineaire kostenvergelijkingen voor krachtvoer en overige inputs (KTO). De kosten voor overige inputs worden nu als volgt berekend:

$$\begin{aligned}
KTO = & - (k_{ts,r} + \alpha_{ts,r} \cdot KOE_{ts,r} + 0,5 \cdot \beta_{ts,r} \cdot KOE_{ts,r}^2) \\
& - (k_{d,r} + \alpha_{d,r} \cdot INTVEE_{d,r} + 0,5 \cdot \beta_{d,r} \cdot INTVEE_{d,r}^2) \\
& - (k_{ak,r} + \alpha_{ak,r} \cdot HLAND_{ak,r} + 0,5 \cdot \beta_{ak,r} \cdot HLAND_{ak,r}^2)
\end{aligned} \quad (73)$$

met:

$k_{d,r}$ constante kostenfunctie overige veehouderij (1000 €/jaar)

$k_{ak,r}$ constante kostenfunctie gewassen (1000 €/jaar)

De PMP-methode (Positive Mathematical Programming) heeft een aantal voordelen. Aanbodreacties worden niet bepaald door zogenaamde flexibiliteitsrestricties. In vergelijking met het LP-model worden hoekoplossingen en overspecialisatie voorkomen. In plaats daarvan vinden aanpassingen plaats langs continue, stijgende aanbodvergelijkingen.

2.3 Sterke en zwakke punten van DRAM

Sterke punten van DRAM

In DRAM staat centraal: de trade-off tussen milieu en economie op het niveau van de landbouwsector. De gebruikte mathematische programmeringsmethodiek biedt de mogelijkheid diverse input-outputrelaties tegelijkertijd in de optimalisatie mee te nemen. De input-outputrelaties die worden meegenomen, beslaan een breed spectrum van mogelijkheden die de producent heeft om zich - op de korte tot middellange termijn - aan te passen aan veranderende externe omstandigheden. Zeker wanneer de situatie in de toekomst sterk kan gaan afwijken van de huidige situatie is dit een belangrijk voordeel van het programmeringsmodel boven het econometrische model. In het econometrische model worden relaties vanuit het verleden doorgetrokken naar de toekomst. Echter, de op het verleden gebaseerde parameters verliezen hun geldigheid wanneer de externe omstandigheden veranderen. Hoe verder de tijdshorizon, hoe meer de relaties uit het verleden hun geldigheid verliezen.

Het model verdisconteert de effecten die de belangrijkste milieuthema's op de bedrijvigheid in de landbouwsector (kunnen) hebben. Hiertoe wordt gebruik gemaakt van mineralenbalansen, balansen met betrekking tot de emissie van ammoniak en het gebruik van bestrijdingsmiddelen. De verwevenheid van milieuthema's kan op een consistente wijze worden onderzocht. Berghs en Van den Ham (1994) merken op dat de effecten van een enkele milieumaatregel nog wel zijn te overzien, maar dat het gehele scala aan regelgeving op het gebied van landbouw en milieu de gevolgen onoverzichtelijk maken, en verrassende en/of dramatische gevolgen kunnen hebben.

DRAM omvat een belangrijk deel van de landbouwsector en is gebaseerd op principes, ontleend aan de standaard neoklassieke economische theorie. Het voordeel van dit theoretisch kader is dat het de interpretatie van de uitkomsten vergemakkelijkt. Marktwerving wordt meegenomen aan de hand van regionale balansen voor interne leveringen. Door middel van regionale balansen voor interne leveringen wordt in

DRAM immers rekening gehouden met het evenwicht tussen vraag en aanbod van interne leveringen in de landbouwsector. De schaduw prijzen op bovengenoemde balansen geven inzicht in de prijs waartegen vraag en aanbod van interne leveringen met elkaar in evenwicht zijn. In hun streven naar zoveel mogelijk winst maken producenten en consumenten door middel van interregionale transporten gebruik van bestaande verschillen in evenwicht, in casu verschillen in regionale prijzen.

Een belangrijk voordeel van DRAM is dat op een relatief eenvoudige manier snel een verkenning kan worden gedaan naar de mogelijke effecten van veranderingen in exogenen op de landbouwsector in Nederland, gedesaggregeerd naar regio. Dit is met name van belang als het gaat om verkenning van de toekomst op basis van scenario's, waarbij het verkrijgen van een goed inzicht in het effect van sommige uitgangspunten voorop staat. Vooral als het gaat om scenario's met een lange tijdshorizon, bijvoorbeeld 2020, is het een voordeel dat DRAM niet 'vastzit' aan een bepaalde bedrijfsstructuur. Het is immers moeilijk te voorspellen hoe de bedrijfsstructuur er in 2020 uit zal zien.

Zwakke punten van DRAM

DRAM is een comparatief statisch evenwichtsmodel van de Nederlandse landbouw. Het statische karakter van het model impliceert dat het tijdpad van de oude evenwichtssituatie naar de nieuwe evenwichtssituatie onbekend is. De uitkomsten van het model moeten worden gezien als nieuwe evenwichten op de korte tot middellange termijn. Of deze uitkomsten ook werkelijk gerealiseerd worden hangt mede af van de vraag of de gehanteerde uitgangspunten in de loop van de tijd constant zijn. Omdat dat vaak niet het geval is, is validatie van het model niet eenvoudig.

DRAM is gebaseerd op de 'regionale boerderij'. Dit betekent niet alleen dat transportkosten binnen regio's niet worden meegenomen, maar er wordt ook beperkt rekening gehouden met de verscheidenheid tussen de bedrijven binnen een regio. Alleen ten aanzien van de melkproductie wordt uitgegaan van verschillende activiteiten melkkoeien die kunnen worden gezien als verschillende type melkveebedrijven. In feite wordt verondersteld dat het grootste deel van de regionale productie wordt voortgebracht op bedrijven die met betrekking tot hun technische en economische mogelijkheden en gedrag homogeen zijn. Het model zegt niets over de problematiek op individuele bedrijven en de bedrijfsstructuur binnen de landbouwsector; het aantal bedrijven en de omvang van de factorinputs per bedrijf. Beleid gericht op een bepaald bedrijfstype, moet worden vertaald naar activiteiten. Daarbij wordt de bedrijfsstructuur veelal constant verondersteld. Dit lijkt een realistische veronderstelling omdat DRAM moet worden gezien als een model dat uitkomsten geeft voor de korte tot middellange termijn (drie à vier jaar).

De bedrijfsstructuur speelt bijvoorbeeld een belangrijke rol wanneer er sprake is van veel nevenbedrijven waarop bedrijfshoofden werkzaam zijn die een belangrijk deel van hun inkomen buiten hun bedrijf realiseren. Ze zijn relatief onafhankelijk van het inkomen van het bedrijf en het is de vraag of er 'op het scherpst van de snede' wordt geproduceerd zoals verondersteld in DRAM.

De technologie van een bedrijf wordt benaderd via lineaire productiefuncties. Dat wil zeggen dat voor alle activiteiten wordt uitgegaan van vaste input-outputrelaties. Dit uitgangspunt is mede de oorzaak van aggregatiefouten die ontstaan zodra de uitkomsten van activiteitsniveau worden opgetrokken tot sectorniveau. In een sectormodel kunnen nooit alle substitutiemogelijkheden en technische restricties die in de sector op activiteitsniveau aanwezig zijn, worden meegenomen. Volgens Hazell en Norton (1986) zijn aggregatiefouten onvermijdelijk. DRAM probeert de omvang van de aggregatiefouten binnen de perken te houden door een beschrijving te geven van de meest relevante productiemogelijkheden en technische restricties die representatief zijn voor een groot deel van de regionale en nationale landbouwsector.

Tenslotte wordt aangenomen dat producenten streven naar een maximale winst, uitgaande van markten met volledige mededinging, en met een goede en laagdrempelige informatievoorziening. Dit streven is vooral op de lange termijn van belang om de continuïteit van het bedrijf te waarborgen. Op de korte termijn zijn meerdere soorten van producentengedrag mogelijk die in DRAM wellicht onvoldoende aan bod komen.

Aanhangsel 3 Uitgangspunten Nulscenario van de landbouw in 2020

3.1 Beschikbaar areaal landbouwgrond

Het areaal landbouwgrond neemt af door niet-agrarische grondclaims door de functies wonen (o.a. VINEX locaties) en bedrijvigheid (industrieterreinen), Randstad-groenstructuur (RGS), Strategische Groenprojecten (SGP) en voor natuur (de Ecologische Hoofd Structuur). Voor Nederland als totaal wordt uitgegaan van ongeveer 10 % minder landbouwareaal in de periode 1998 tot 2018. Dit percentage kan van regio tot regio verschillen. De afname van het areaal landbouwgrond in het gebied Beerze en Reusel is iets groter dan gemiddeld in Nederland.

3.2 Ontwikkeling prijzen en productiviteit

Belangrijke uitgangspunten in DRAM hebben betrekking op de mogelijke ontwikkeling van belangrijke technisch-economische parameters zoals prijzen van inputs en outputs, productiviteit en efficiency ontwikkeling. Tabel 66 gaat in op ontwikkeling van parameters in de veehouderij.

Tabel 66 Volume- en prijsindices (op basis van reële prijsontwikkelingen) in de veehouderijsector in 2020 (1993/94-1995/96=1)

	Melk	Rund- vlees	Kalfs- vlees	Varkens- vlees	Eieren	Pluimvee -vlees
Eigen prijs	0,66	0,53	0,58	0,78	0,72	0,75
Prijzen van aangekochte inputs	0,88	0,88	0,88	0,88	0,88	0,88
Verbruik aangekochte inputs per eenheid product (volume) ¹	0,74	0,74	0,90	0,90	0,90	0,90
Opbrengst per dier per jaar (volume)	1,49	1,22	1,22	1,22	1,16	1,22

¹ Exclusief bemesting.

Met betrekking tot de melkprijs *af boerderij* wordt bijvoorbeeld eerst uitgegaan van 2,25 procent reële prijsdaling per jaar in de periode 1995-2003, vervolgens wordt in de periode 2003 tot 2010 uitgegaan van 3 procent reële prijsdaling per jaar. In de periode 2010 tot 2020 tenslotte wordt uitgegaan van een zeer beperkte reële prijsdaling van 0,3 procent per jaar. De percentages zijn afgeleid van Agenda 2000 voorstellen van de Europese Commissie om het Gemeenschappelijk Landbouwbeleid te hervormen en van uitkomsten van het Global Competition (GC) scenario van het Centraal Planbureau (CPB). Veel uitgangspunten zijn al eerder gebruikt in onderzoek met DRAM (de Bont e.a. 2001, van Everdingen e.a., 1999). Veranderingen in import- en exportprijzen van jongvee zijn gelijk aan de bijbehorende prijsveranderingen van eindproducten (verandering van import en exportprijs biggen is gelijk aan de verandering van de prijs van varkensvlees). Een uitzondering is de im- en exportprijs van kalveren. Deze volgt de prijs van het eindproduct kalfsvlees voor 80 procent. Het

verbruik van aangekochte inputs per eenheid product in de rundveehouderij neemt sterk af als gevolg van extensivering van de productie en efficiëntiewinst. De toename van de productiviteit in bijvoorbeeld de varkenshouderij moet worden gelezen als een toename van het aantal rondes per jaar.

Tabel 67 geeft vergelijkbare informatie over de technisch-economische parameters in de akkerbouw. Opvallend is de lage productiviteitontwikkeling bij consumptieaard-appelen. Dit uitgangspunt is gekozen vanwege de hoge aardappelopbrengst in de basisperiode.

Tabel 67 Volume - en prijsindices (op basis van reële prijsontwikkelingen) in de akkerbouwsector in 2020 (1993/94-1995/96=1)

	Granen	Consumptieaard.	Poot-aard.	Fabrieks-aard.	Suiker-bieten
Eigen prijs	0,57	0,64	0,64	0,64	0,71
Prijzen van aangekochte inputs ¹	0,88	0,88	0,88	0,88	0,88
Verbruik aangekochte inputs per eenheid product (volume) ¹	0,84	0,84	0,84	0,84	0,84
Opbrengst per hectare per jaar (volume)	1,49	1,01	1,36	1,03	1,24

¹Exclusief bemesting

De inkomenscompensaties die de EU verstrekt na hervorming van het Gemeenschappelijk Landbouwbeleid (GLB) (Agenda 2000) bedragen in de veehouderij, na omrekening naar de in DRAM gebruikte definities voor melkvee, vleesvee en vleeskalveren, respectievelijk (nominaal):

Melkvee: €7 per gem. aanwezig dier per jaar

Mannelijk vleesvee: €210 per gve per jaar

Vrouwelijk vleesvee: €284 per gve per jaar

Vleeskalveren: €100 per gem. aanwezig dier per jaar

Voor melkproductie wordt daarnaast een compensatie betaald van 24 euro per ton melk (nominaal).

De inkomenscompensaties in de akkerbouw zijn regionaal verschillend. Dit hangt samen met het zogenaamde graanrendement in een regio, respectievelijk 7,1 ton per hectare in de akkerbouwgebieden en 5 ton per hectare in de zandgebieden. Uitgaande van het hoge graanrendement van 7,1 ton per hectare zijn de inkomenscompensaties te berekenen als (euro per hectare per jaar, nominaal):

Graan: 447

Eiwithoudende gewassen: 515

Oliehoudende gewassen: 447

Braak: 447

Snijmaïs: 447

Uiteraard zijn bovengenoemde compensaties in de zandgebieden lager als gevolg van het lagere graanrendement. De compensaties worden over de hele periode nominaal constant verondersteld.

3.3 Ontwikkelingen in de melkveehouderij

Ruwvoerproductie en ruwvoerverbruik

Van belang voor ontwikkelingsmogelijkheden van de melkveehouderij is de ontwikkeling in de ruwvoersector. Met betrekking tot grasland wordt uitgegaan van een stijging van de productiviteit van 1,4 % per jaar (ongeveer de trend vanuit het verleden). Deskundigen verwachten dat een eventuele daling van de droge stof (ds) opbrengst door een lager bemestingsniveau, gecompenseerd kan worden door technische vooruitgang op het gebied van benutting van dierlijke mest en een betere toediening van kunstmest (meer afstemmen op behoefte, preciezer strooien, enz) (van Everdingen, e.a., 1999). Een eventuele 'dip' in de graslandproductie rond 2003 als gevolg van aanpassingen in de bemesting van grasland, kan worden gevolgd door een stijging van de productie daarna. Daar zou nog aan toegevoegd kunnen worden dat nieuwe bedrijfssystemen, zoals bijvoorbeeld het zero-grazing systeem, een positieve invloed hebben op de opbrengst van grasland. Met betrekking tot snijmaïs wordt uitgegaan van een stijging van de productie met 0,9 % per jaar en een belangrijke toename van het aandeel snijmaïs in het totaal areaal ruwvoergewassen op het melkveebedrijf. Dit geldt niet zozeer voor de zandgebieden als wel voor de overige gebieden in Nederland. Bij gelijkblijvend areaal ruwvoergewassen, kan de productie en het aanbod van ruwvoerders in de toekomst dus toenemen. Wat betreft de ruwvoeropname wordt uitgegaan van een beperkte daling van het ruwvoerverbruik per kilogram melk van 0,5 % per jaar. Het totale ruwvoerverbruik per melkkoe neemt echter toe, door de sterke stijging van de melkproductie per koe.

Melkquotering

Ten aanzien van de melkquotering wordt verondersteld dat deze in 2020 is afgeschaft.

Milieubeleid

Het is mogelijk dat de melkveehouderij groeit, wanneer de melkquotering wordt afgeschaft. Uiteraard is dat afhankelijk van de veronderstelde marktprijs voor melk en andere technisch-economische veronderstellingen. Een mogelijke rem op deze groei is verdere aanscherping van het milieubeleid, met name het mestbeleid.

Recente ontwikkelingen in het mest- en ammoniakbeleid worden onder andere beschreven in van Staaldin e.a. (2001). De belangrijkste ontwikkeling is dat de overheid voorstellen heeft gedaan om al in 2003 te voldoen aan de EU-Nitraatrichtlijn. Daartoe wordt een stelsel van Mestafzetcontracten (MAC) ingevoerd en worden de Minas-verliesnormen versneld aangescherpt. Omdat het doel is om te voldoen aan de nitraatrichtlijn hebben we in dit onderzoek aangenomen dat op gebiedsniveau uiteindelijk moet worden voldaan aan de nitraatrichtlijn. Dat wil zeggen dat voor 2020 de volgende vergelijking is opgenomen:

$$\begin{aligned}
& \sum_{d,ak} SINTLAND_{d,ak,r} \cdot stikmesi_{d,s,r} \\
& + \sum_{ts,ak} SKOELAND_{ts,ak,r} \cdot stikmesk_{ts,s,r} \\
& + \sum_{ts} sweikoe_{ts,s,r} \cdot KOE - T_{ts,r} \\
& \leq \sum_{ak} nitraat_s \cdot HLAND_{ak,r}
\end{aligned}$$

voor alle mineralen s en planningseenheden r , waarin
nitraat maximale aanwending van mineraal s (kg/ha/jaar)

De eerste twee regels berekenen het gebruik van mineralen uit dierlijke mest zoals in een mineralenbalans. Daarnaast wordt in regel 3 als in de mineralenbalans, de productie van mineralen uit dierlijke mest in de weide meegenomen. De totale aanwending van dierlijke mest mag niet groter zijn dan 170 kilogram stikstof uit dierlijke mest per hectare vermenigvuldigd met het totale areaal ruwvoedergewassen plus akkerbouwgewassen.

Behalve door bovenstaande nitraatrichtlijn op regionaal niveau wordt de aanwending van dierlijke mest verder beperkt door aanscherping van de bemestingsbalans in 2020. Dit geldt met name voor grasland. Tabel 68 gaat in op de minimale mineralenbemesting per ha grasland in de basisperiode 1993/94-1995/96 in vergelijking tot 2020 in het gebied Beerze en Reusel. Uit Tabel 68 blijkt dat uitgegaan wordt van een daling van de mineralenbemesting. Deze daling is het sterkst op activiteiten grasland met gematigde en hoge stikstofbemestingsniveaus in de uitgangssituatie. Een andere aanscherping is dat de bemestingsbalans nu ook voor maïsland moet sluiten.

Tabel 68 Minimale mineralenaanwending uit dierlijke mest en kunstmest op ruwvoergewassen in Beerze en Reusel in de basisperiode 1993/94-1995/96 en in 2020.

	1993/94- 1995/96	2020	Index 1993/94- 1995/96=1 00	1993/94- 1995/96	2020	Index 1993/94- 1995/96=1 00
	N (kg/ha)	N (kg/ha)		P (kg/ha)	P (kg/ha)	
Grasland						
- laag	343	299	87	39	31	79
- midden	562	413	73	51	45	88
- hoog	815	620	76	58	48	83
Maïsland	239	211	88	19	19	100

Biologische melkveehouderij

De technieken in de melkveehouderij die worden gekarakteriseerd door een lage stikstofbemesting per hectare grasland worden verondersteld om te schakelen naar biologische melkveehouderij. De procedure die gevolgd wordt is beschreven in Brouwer en Helming (1999). Tegenover een hogere prijs voor de biologische melk staan hogere kosten, met name voortvloeiend uit hogere kosten voor grond.

Aanhangsel 4 NATLES

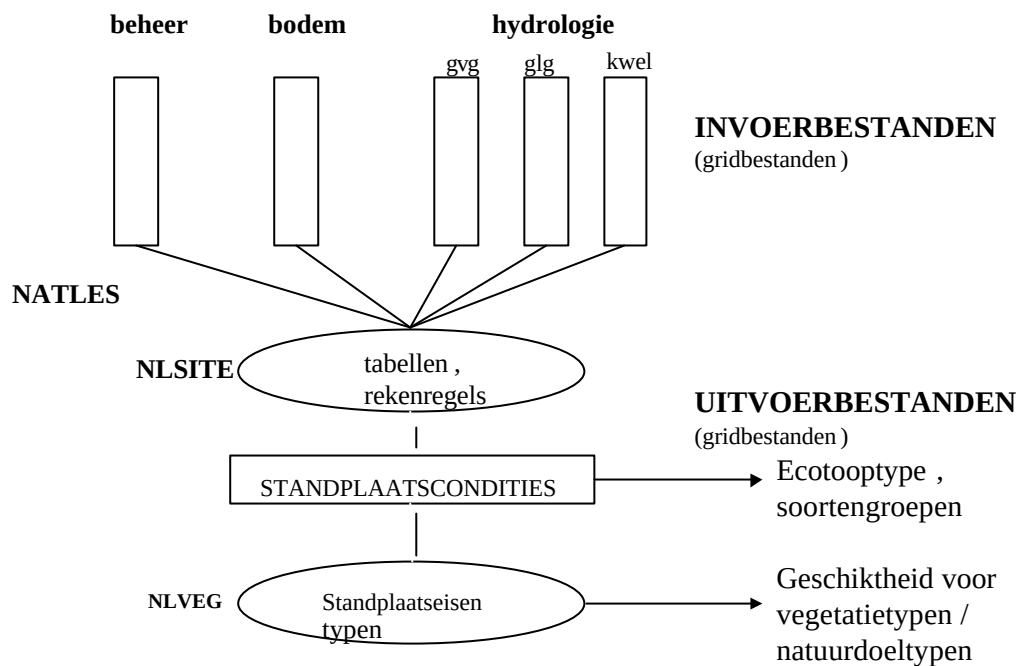
4.1 Beschrijving van het systeem NATLES

In Waterwijs wordt voor de bepaling van ecotootypen het programma NATLES (=NATuurgericht Land Evaluatie Systeem; Runhaar et. al, 1999) gebruikt. Een ecotootype is een ruimtelijke eenheid die homogeen is ten aanzien van vegetatiestructuur, successiestadium en abiotische factoren die voor de plantengroei bepalend zijn (Stevens et al. 1987). Het ecotopensysteem is een op Nederland toegesneden indeling van ecosystemen, en bestaat onder meer uit de classificatie van een aantal ecotootypen. Bij deze classificatie worden vegetatiestructuur, successiestadium en abiotische factoren gebruikt als indelingskenmerken, waarbij binnen ieder kenmerk een aantal klassen wordt onderscheiden. Ecotootypen worden gedefinieerd als combinaties van kenmerkklassen, bijvoorbeeld 'graslanden op natte, voedselarme, zwak zure bodem' of 'bos op zeer voedselrijke natte bodem (Runhaar et al. 1999). Aangezien er in totaal meer dan 100 ecotootypen worden onderscheiden is het zinvol om de ecotootypen samen te voegen tot zogenaamde ecotoopgroepen. De uiteindelijke evaluatie vindt plaats in termen van deze ecotoopgroepen.

Bij het maken van gebiedsplannen voor natuur wordt door beleidsmakers veel gewerkt met zogenaamde natuurdoeltypen. Een natuurdoeltype is een gewenste combinatie van biotische³⁰ en abiotische kenmerken op een bepaalde ruimtelijke schaal. Een natuurdoeltype beschrijft een bepaalde natuurkwaliteit, en kan gebruikt worden als een toetsbare doelstelling voor natuurterreinen (Bal et al. 1995)). Door ecotootypen (of ecotoopgroepen) aan natuurdoeltypen te koppelen is het mogelijk om na te gaan in hoeverre een bepaald natuurdoeltype in een gebied gerealiseerd kan worden.

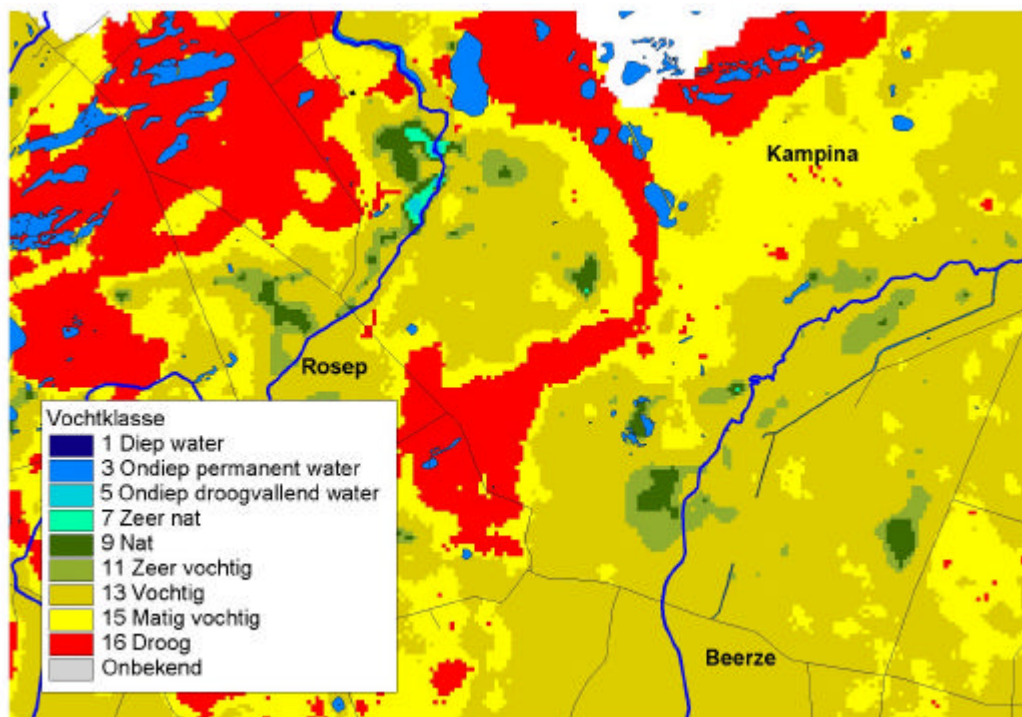
NATLES is opgezet als een ArcView-applicatie. De invoer bestaat uit geografische bestanden met gegevens over de conditionerende factoren die sturend zijn voor de vegetatie-ontwikkeling: bodem, beheer en hydrologie; zie *Figuur 80*. De gegevens kunnen afkomstig zijn van karteringen (bijvoorbeeld van de bodem en van grondwatertrappen), worden direct door de gebruiker ingevoerd, zoals een kaartje met het geplande beheer, of zijn het resultaat van modelberekeningen, zoals de huidige of toekomstige grondwaterstanden, berekend met een hydrologisch model; zie *Figuur 81*. In het BEM krijgt NATLES de volgende invoer uit het model SIMGRO: de GVG (Gemiddelde VoorjaarsGrondwaterstand), de GLG (Gemiddeld Laagste Grondwaterstand), de ecologisch belangrijke kwel (mm/d), droogtestress (= het aantal dagen dat de zuigspanning van het bodemwater in de wortelzone de waarde 12.000 cm (pF=4) overschrijdt) en de waterkwaliteit. De ligging van toekomstige natuurgebieden (beheersgebieden) worden aangeleverd via DRAM/BEM, nadat berekend is welke landbouwgebieden een natuurfunctie zullen krijgen. Bovengenoemde gegevens worden in verrasterde vorm (25×25m) aan NATLES geleverd.

³⁰ D.w.z. qua samenstelling van de vegetatie.

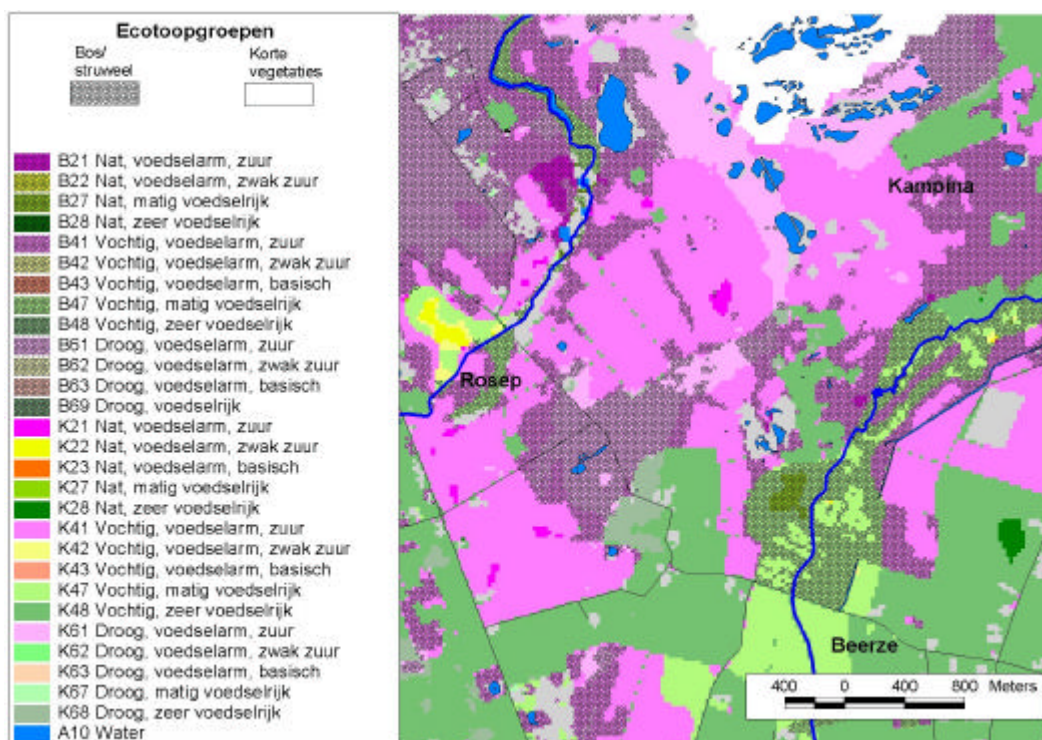


Figuur 80 De structuur van NATLES, sterk vereenvoudigd weergegeven

Als uitvoer levert NATLES onder meer standplaatscondities en vegetatiestructuur; deze worden gebruikt om standplaatsen in te delen in ecotooptypen/ecotoopgroepen; zie Figuur 82. Voor de bepaling van de standplaatscondities wordt gebruik gemaakt van kennistabellen, bijvoorbeeld een kennistabel die voor alle mogelijke combinaties van bodemtype en voorjaarsgrondwaterstand de vochttoestand weergeeft, of een kennistabel die afhankelijk van de kwelflux, het bodemtype, de grondwaterstand en de grondwaterkwaliteit aangeeft wat de resulterende zuurgraad is. Kennistabellen zijn gebaseerd op modelberekeningen (o.a. SIMGRO, SMART2), op empirisch vastgestelde relaties of op deskundigenoordeel; zie Figuur 83.



Figuur 81 Voorbeeld van een vochtclassenkaart met vochtclassen berekend door het hydrologische model SIM-GRO

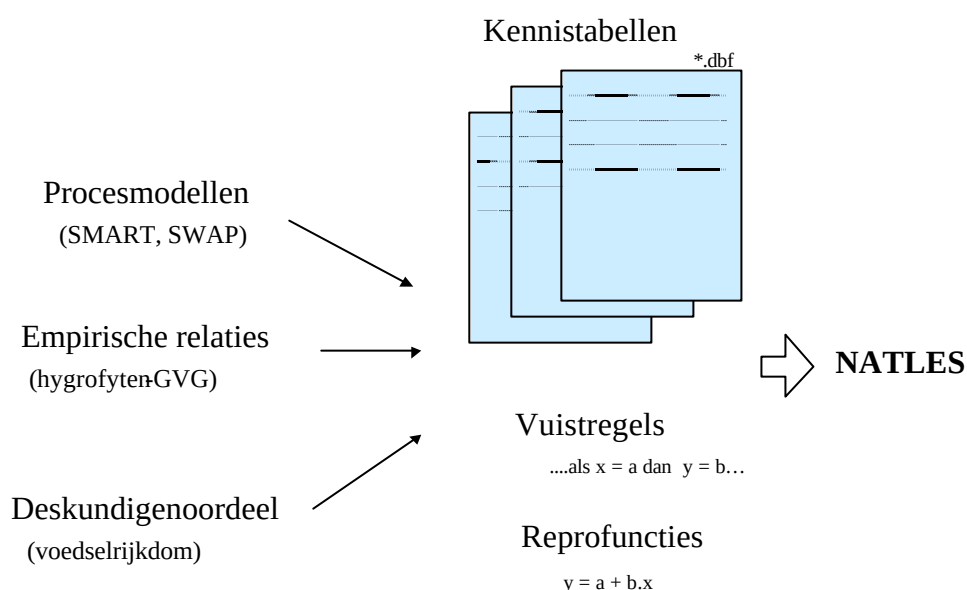


Figuur 82 Ecotooptypen geaggregeerd naar ecotoopgroepen

Klassenindelingen

Voor de bepaling van de standplaatscondities binnen NATLES (Runhaar et al., 1999) wordt gebruik gemaakt van kennistabellen, bijvoorbeeld een kennistabel die voor alle mogelijke combinaties van bodemtype en voorjaarsgrondwaterstand de vochttoestand weergeeft, of een kennistabel die afhankelijk van de kwelflux, bodemtype, grondwaterstand en grondwaterkwaliteit aangeeft wat de resulterende zuurgraad is. De kennistabellen zijn gebaseerd op modelberekeningen (o.a. SIMGRO, SMART2), maar ook op empirisch vastgestelde relaties of deskundigenoordeel.

De standplaatscondities vormen samen met de vegetatiestructuur de ecotooptypen. Aan de ecotooptypen zijn rechtsreeks potentiële natuurwaarden gekoppeld. Tevens worden de ecotooptypen gebruikt als habitatkaart voor LARCH-SCAN, waarbij aan de verschillende ecotooptypen per diersoort draagkrachten zijn toegekend (zie A 3.2).



Figuur 83 Proceskennis wordt ingebracht in de vorm van kennistabellen, vuistregels en reprofuncties

Ecotooptypen

Ecotooptypen en ecologische soortengroepen worden aangeduid met een maximaal vijfdelige code. Elke code bestaat uit een prefix voor de chloriniteit (optioneel), een hoofdletter voor de vegetatiestructuur en het successiestadium, een getal voor de vochttoestand, een tweede getal voor de voedselrijkdom en de zuurgraad en een suffix voor subtype-indelingen naar dynamiek, vegetatiestructuur en dergelijke (optioneel). In Tabel 69 is aangegeven hoe de verschillende ecotooptypen met behulp van dit coderingssysteem zijn opgebouwd.

Tabel 69 De codering van ecotooptypen; bijvoorbeeld G26= nat matig voedselrijk, basisch grasland.

1 Chloriniteit (prefix)	4 Voedselrijkdom en zuurgraad
- zoet	1 voedselarm, zuur
b brak	2 voedselarm, zwak zuur
z zilt	3 voedselarm, basisch
2 Vegetatiestructuur en successiestadium	4 voedselarm
G grasland s.l.	6 matig voedselrijk, basisch
H bos en struweel	7 matig voedselrijk
B bos	8 zeer voedselrijk
S struweel	9 voedselrijk
P pioniervegetatie	5 Additionele kenmerken (suffix)
R ruigte	<i>Binnen pioniervegetaties:</i>
V verlandingsvegetatie/helofyten	st stuivend
W watervegetatie	ro geroerd
3 Vochttoestand	tr betreden
1 aquatisch	mu stenig substraat (muurvegetaties)
2 nat	<i>Binnen graslanden s.l.:</i>
3 zeer vochtig	mo mosvlakte
4 vochtig	dw dwergstruweel
5 matig vochtig	<i>Binnen aquatische groepen:</i>
6 droog	sa sterk organisch belast
	dv droogvallend
	<i>Binnen bossen en struwelen</i>
	la laag struweel
	pi pionierstruweel
	na naaldbos

4.2 Bepaling van het ecotooptype en/of de ecotoopgroep

Omdat de in NATLES gebruikte klassenindeling zo goed mogelijk is afgestemd op de ecotopenindeling van het Centrum voor Milieukunde Leiden (CML) (Stevens et al., 1987) kan het ecotooptype direct worden afgeleid uit de in NATLES berekende vegetatiestructuur en standplaatscondities. Wel is het aantal kenmerkklassen in NATLES vaak wat groter dan in de ecotopenindeling volgens CML, zodat bij deze vertaling soms NATLES-klassen moeten worden samengenomen.

4.3 Klassenindeling voor het afleiden van ecotootypen, potentiële natuurwaarden en ruimtelijke samenhang

Vochtklasse

De vochttoestand wordt in het model bepaald als een functie van de bodemtextuur (incl. organisch stofgehalte), de GVG (gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand) en de GLG (gemiddelde laagste grondwaterstand). Elke combinatie van functioneel bodemtype, GVG, GLG en droogtestress resulteert in een vochtklasse (zie Runhaar et al. 1999). In Tabel 70 is aangegeven hoe de vochttoestand in NATLES wordt geclassificeerd in vochtklassen (i.c. randvoorwaarden).

Tabel 70 In NATLES gehanteerde vochtklassen

vochtklasse	GVG	GLG	droogtestress
diep water	> 50 cm	-	-
ondiep permanent water	20 - 50 cm + mv.	> 0	-
ondiep droogvallend water	20 - 50 cm + mv.	= 0	-
zeer nat	0 - 20 cm + mv.	-	-
nat	0 - 25 cm -mv.	-	-
zeer vochtig	25 - 40 cm -mv.	-	-
vochtig	> 40 cm -mv.	-	<13 dagen
matig vochtig	> 40 cm -mv.	-	13-32 dagen
droog	> 40 cm -mv.	-	>32 dagen

De indeling in *zeer vochtig*, *nat*, *zeer nat* en *periodiek* en *permanent open water* is alleen afhankelijk van de GVG en GLG. Er wordt uitgegaan van de binnen het CML-ecotopen-systeem aangehouden grenzen, die zijn gebaseerd op het onderzoek naar de relatie tussen het voorkomen van hygrofyten en de voorjaarsgrondwaterstand (Runhaar et al., 1997).

Voor de bepaling van het onderscheid tussen vochtige, matig vochtige en droge standplaatsen is rekening gehouden met het vochtleverend vermogen van de bodem. Voor de berekening van het vochtleverend vermogen is gebruik gemaakt van de methode die ook gebruikt wordt bij bodemgeografisch onderzoek ten behoeve van landinrichtingsprojecten (Ten Cate et al., 1995). Daarbij is de hoeveelheid vocht die een bodem in een 10% droog jaar kan leveren als uitgangspunt genomen, afhankelijk van het grondwaterstandsverloop (GVG en GLG) en een geschematiseerde profielopbouw. Het bodemprofiel is opgebouwd uit zogenaamde bouwstenen uit de Staringreeks (Wösten et al., 1994).

In NATLES wordt voor de beoordeling van de vochttoestand uitgegaan van het vochttekort in een gemiddeld jaar, waarbij de interpretatie iets is aangepast. Voor het uitvoeren van de berekeningen wordt gebruik gemaakt van computermodel HYDRO (Stolp en Vroon, 1990). De in het onderzoeksgebied voorkomende bodemeenheden worden hiertoe eerst vertaald naar een beperkt aantal functionele bodemeenheden (7) die in bodemfysisch opzicht een vergelijkbare profielopbouw hebben.

Zuurgraad

In Tabel 71 is de indeling naar zuurgraadklassen in NATLES weergegeven. In het pH-traject tot 5,5 is de indeling van het KIWA/SBB (Aggenbach et al., 1998) overgenomen. Boven pH 6,5 is geen verdere onderverdeling naar zuurgraad gemaakt. Alleen op brakke en zoute standplaatsen waar sprake is van buffering door natriumbicarbonaat zijn basische condities met pH's boven 7,5 te verwachten.

De zuurgraad (pH) wordt in NATLES bepaald als functie van de kalkrijkdom van het substraat, de kwelintensiteit en de kalkrijkdom van het grondwater. Om technische redenen vindt de berekening plaats in drie stappen:

- 1 de zuurgraad wordt bepaald op basis van de kalkrijkdom van het substraat en het beheer; daarbij wordt er van uitgegaan dat landbouwkundig gebruikte percelen door bekalken altijd een pH van minimaal 4,5 (matig zuur) zullen hebben;
- 2 de zuurgraad wordt bepaald op grond van het bodemtype, de kwelflux, de voorjaarsgrondwaterstand en het grondwatertype;
- 3 van de onder 1) en 2) berekende zuurgraad wordt de hoogste genomen.

De schatting van de zuurgraad onder infiltratieomstandigheden, per combinatie van bodemtype en beheer (stap 1) is gebaseerd op deskundigenoordeel. De bepaling van de zuurgraad onder kwelomstandigheden (stap 2) geschiedt met behulp van het model SMART (Kros et al., 1995). Deze berekeningen hebben plaatsgevonden voor vijf bodemtypen (Tabel 72) en drie grondwatertypen, te weten hard, matig hard en zacht grondwater (Tabel 73). Deze watertypen zijn kunstmatig samengesteld door denkbeeldig atmotroof water en lithotroof grondwater (Li-Du) met een referentiesamenstelling zoals gegeven door Van Wirdum (1991) in verschillende verhoudingen te mengen. De resultaten van SMART zijn samengevat in 15 tabellen (3 grondwatertypen met elk 5 bodemtypen) waarin elke tabel voor verschillende kwelfluxen en voorjaarsgrondwaterstanden een berekende zuurgraad geeft (zie Runhaar et al. 1999).

Tabel 71 Gehanteerde indelingen in zuurgraadklassen

pH-H ₂ O	Zuurgraadklasse		
	NATLES	Ecotopensysteem	KIWA/SBB
< 4,5	zuur	zuur	zuur
4,5-5,5	matig zuur	zwak zuur	matig zuur
5,5-6,5	zwak zuur tot neutraal		zwak zuur
6,5-7,5	basisch	basisch	neutraal
> 7,5			basisch

Tabel 72 Indeling naar functionele bodemeenheden bij de bepaling van de zuurgraad onder kwelomstandigheden

Nr	Omschrijving
1	arme zandgronden
2	rijke zandgronden
3	klei(dekken)
4	veen
5	leem

Tabel 73 Chemische samenstelling van de watertypen, gebruikt bij de berekening van de zuurgraad onder kwelomstandigheden

watertype	K mg.l ⁻¹	Na mg.l ⁻¹	Ca mg.l ⁻¹	Mg mg.l ⁻¹	Cl mg.l ⁻¹	SO ₄ mg.l ⁻¹	HCO ₃ mg.l ⁻¹
hard	1,2	14	40	5	14	13	146
matig hard	0,6	6	15	2	7	8	55
zacht	0,2	4	7,5	1	5	7	27

Voedselrijkdom

In NATLES wordt de classificatie in voedselrijkdom volgens de Landelijke Ecotopen-indeling aangehouden (Stevens et al., 1987). De klassen in deze indeling zijn echter alleen voor graslanden kwantitatief in termen van biomassa-productie gedefinieerd (Tabel 74). Voor pioniervegetaties, bossen en struwelen zijn de hierbij gehanteerde grenzen daarom niet bruikbaar. Deze structuurtypen zijn weliswaar ingedeeld in voedselarm, matig voedselrijk en zeer voedselrijk, maar deze indeling is gebaseerd op de indicatie van voedselrijkdom van de soorten die er in voorkomen, en niet op abiotische kenmerken.

Tabel 74 Grenzen tussen voedselrijkdomklassen uit de ecotopenindeling in termen van gemeten productiviteit en N-mineralisatie (Runhaar, 1989)

kenmerkklass	productie bij graslandbeheer (ton droge stof ha ⁻¹ .jr ⁻¹)	mineralisatie bij graslandbeheer (kg N ha ⁻¹ .jr ⁻¹)	productie onder bos	N-mineralisatie onder bos (kg N ha ⁻¹ .jr ⁻¹)
voedselarm	< 3	< 50 ?	?	< 150 ?
matig voedselrijk	3-6	50-150 ?	?	?
zeer voedselrijk	> 6	> 150 ?	?	?

In NATLES wordt aangenomen dat alle standplaatsen, waar sprake is van intensief landbouwkundig gebruik, wegens structurele bemesting zeer voedselrijk zijn. Op de overige standplaatsen wordt de voedselrijkdom geacht gekoppeld te zijn aan de factoren: *beheer* (i.c. extensief bemest, beheer zonder afvoer, beheer met afvoer (maaien en/of plaggen)), *bodemtype*; *GLG* en *zuurgraad*. Hierbij zijn de bodems gegroepeerd naar organisch stofgehalte, aard van het organisch materiaal en mineralenrijkdom van de bodem. Voor iedere beheersvorm, zuurgraadklasse, bodemgroep en GLG-klasse is ingeschat welke voedselrijkdomklasse op basis van de mineralisatie van organisch materiaal en het vegetatiebeheer mag worden verwacht. Bij extensief natuurbeheer, waarbij nutriënten via het maaisel worden afgevoerd, zullen matig voedselrijke en voedselrijke standplaatsen vooral voorkomen op mineraalrijke kleigronden en op plaatsen waar mineralisatie van organisch materiaal plaatsvindt. Dit betreft eutrofe veengronden en andere gronden rijk aan organisch materiaal met een lage C/N verhouding, waar de grondwaterstand en de zuurgraad gunstig zijn voor de afbraak van organisch materiaal. Op de overige standplaatsen overheersen voedselarme condities.

Bij afwezigheid van beheer (bossen, struwelen) is de afvoer van nutriënten gering, en wordt aangenomen dat voedselarme omstandigheden alleen voorkomen op plaatsen waar de zuurgraad zeer laag is, en nauwelijks mineralisatie van organisch materiaal optreedt, of op droge mineraalarme zandgronden, waar de hoeveelheden P en K beperkt zijn en uitspoeling van nutriënten relatief groot is.

Een meer formele benadering, waarbij eerst de hoeveelheid stikstof wordt berekend die bij een gegeven bodemtype, GLG, beheersvorm en zuurgraad vrijkomt, en op grond daarvan de resulterende voedselrijkdomklasse wordt bepaald, is vooralsnog achterwege gelaten. Het model dat het meest in aanmerking komt voor berekening van de stikstofmineralisatie is het bij Alterra ontwikkelde model SMART2 (Kros et al., 1995).

Grondwaterstandfluctuatie

De grondwaterstandfluctuatie is binnen NATLES gedefinieerd als het verschil tussen de GVG en de GLG. Voor de typering van de grondwaterstandfluctuaties wordt de volgende klassenindeling gebruikt:

Tabel 75 In NATLES gehanteerde klassenindeling naar grondwaterstandfluctuatie

	klasse	verschil tussen GVG en GLG (cm)
1	zeer klein	0-20
2	klein	20-50
3	matig	50-80
4	groot	80-120
5	zeer groot	>120

Vegetatiestructuur

In tegenstelling tot de in de vorige paragrafen beschreven standplaatscondities is de vegetatiestructuur geen onafhankelijk op de vegetatie inwerkende abiotische factor, maar een eigenschap van de vegetatie zelf. De vegetatiestructuur wordt voornamelijk bepaald door de tijd (i.c. de successie) en het beheer. Omdat NATLES een statisch model is wordt de vegetatiestructuur alleen bepaald als functie van het beheer. Het beheer in de bestaande situatie wordt afgeleid uit het LGN3-bestand in combinatie met gegevens over de ligging van natuurgebieden. Het beheer in de toekomstige situaties moet worden gespecificeerd. In Tabel 76 wordt aangegeven welke typen vegetatiestructuur worden onderscheiden.

Tabel 76 Indeling in vegetatiestructuurtypen

Nr	Code	Omschrijving
10	G	grasland
15	Gdw	heide
20	H	bos en struweel
21	B	bos
25	S	struweel
30	P	pioniervegetatie
40	R	ruigte
50	V	verlanding
60	W	water
70	M	mozaïek G+R+S+B
99	Bb	bebouwd

Kansrijkdom van vegetatietypen/natuurdoeltypen

Met NATLES kan de geschiktheid van standplaatsen voor vegetatietypen of natuurdoeltypen worden bepaald. NATLES maakt hierbij gebruik van kennistabellen waarin voor elk type wordt aangegeven welke standplaatscondities al dan niet geschikt zijn. Deze voorspellingen hebben een statisch karakter; dit betekent dat zij worden gedaan voor veronderstelde evenwichtssituaties. Er wordt uitgegaan van een deterministische benadering, waarbij per ruimtelijke eenheid (in het BEM een gridcel van 25×25 m) slechts één standplaatstype wordt voorspeld. Waarbij een standplaatstype overigens voor meerdere vegetatie-eenheden geschikt kan zijn.

NATLES wordt beheerd door Alterra.

Aanhangsel 5 LARCH-SCAN

5.1 Inleiding

LARCH-SCAN (=Landscape Analysis and Rules for Configuration of Habitat-Spatial Cohesion Analysis of Networks) is een analyse-instrument, ontwikkeld om een indicatief inzicht te krijgen in de ruimtelijke samenhang van leefgebieden van dieren (Hanski, 1994; Foppen en Reijnen, 1998; Pouwels, 2000). LARCH-SCAN wordt in dit project gebruikt voor de evaluatie van de ruimtelijke samenhang van gedefinieerde habitatplekken, en om de toekenning van natuurgebieden door het BEM van Waterwijs te optimaliseren. Het concept van LARCH-SCAN is gebaseerd op de uitwisseling van dieren tussen geschikte leefgebieden (Foppen en Chardon, 1998; Foppen et al., 1999). Iedere diersoort heeft zijn eigen uitwisselings- of dispersiecapaciteit. Hoe groter deze dispersiecapaciteit, des te groter is de kans dat een soort een geschikt habitat kan bereiken dat ver verwijderd is van de plek van vertrek. Er mag worden aangenomen dat, in een gebied waar de ruimtelijke samenhang (erg) goed is, de uitwisseling tussen verschillende populaties ook goed zal zijn. In Waterwijs zijn voor de analyse doelsoorten gekozen die gezien kunnen worden als indicatorsoorten voor beekbegeleidende natuur.

Met LARCH-SCAN wordt een schatting gemaakt van de te verwachte uitwisseling in het tussenliggende landschap. Deze schatting is gebaseerd op de aanwezige habitatplekken voor een soort en niet op (de inrichting van) het tussenliggende landschap; de schattingen zijn dan ook indicatief.

5.2 Bepaling van geschikte leefgebieden

De eerste stap van LARCH-SCAN is de bepaling van geschikte leefgebieden. Het uitgangsmateriaal voor een analyse bestaat uit vegetatiekaarten. Uit de vegetatiekaarten kunnen per soort habitatplekken worden afgeleid; dit is synoniem aan leefgebieden. Hoe gedetailleerder de vegetatiekaarten zijn, hoe beter het habitat van een soort kan worden aangegeven. Dit geldt zowel voor het schaalniveau als voor het aantal onderscheiden vegetatietypen. Aan de habitat wordt een potentiële draagkracht van de soort toegekend. Dit is een maat voor het maximaal te verwachten aantal reproductieve eenheden (RE) per oppervlakte eenheid. Een reproductieve eenheid hoeft niet beperkt te zijn tot één mannelijk en één vrouwelijk dier. Voor edelherten geldt bijvoorbeeld dat 20 RE, overeenkomt met ongeveer 60 dieren. Dit zijn 20 geslachtsrijpe mannetjes, 20 geslachtsrijpe vrouwtjes en 20 overigen, zoals niet geslachtsrijpe en oude dieren (Groot Bruinderink et al., 2000). In deze stap kunnen actuele dichtheden worden gebruikt, die volgens een vaste procedure worden omgezet naar potentiële draagkrachten per vegetatietype (Reijnen et al., in prep.). Het resultaat is een kaart met het habitat van de soort.

Voor de bepaling van leefgebieden worden de volgende aannames gedaan:

- potentieel habitat: de selectie van habitat is niet gebaseerd op de huidige verspreiding van de soort, maar op de verspreiding van potentieel habitat. Hierdoor

zullen geschikte habitatplekken ook bijdragen aan de ruimtelijke samenhang van de soort ook al zijn deze niet bezet.

- optimale ontwikkeling: elk vegetatietype wordt verondersteld optimaal ontwikkeld te zijn. Hierdoor geven de resultaten de potentiële ruimtelijke samenhang van habitat weer. Deze ruimtelijke samenhang wordt bereikt als de vegetaties optimaal ontwikkeld zijn.

5.3 Bepaling van de ruimtelijke samenhang

De mate waarin habitat samenhangt is afhankelijk van een soortspecifieke uitwisselingscapaciteit, die is af te leiden uit dispersiecurves (Siefke, 1984). In LARCH-SCAN wordt per gridcel bepaald wat de ruimtelijke samenhang is door te alleen gridcellen mee te rekenen die geschikt zijn als leefgebieden; zie vergelijking (74.). Gridcellen die niet geschikt zijn als leefgebied hebben een waarde '0' voor het aantal reproductieve eenheden (RE). Voor een analyse van LARCH-SCAN geldt dat de ruimtelijke samenhang groter wordt naarmate er meer 'geschikte' gridcellen in de omgeving liggen, de 'geschikte' gridcellen dichtbij liggen en /of de 'geschikte' gridcellen een hoge kwaliteit als leefgebied hebben. Tevens zal een soort met een grote uitwisselingscapaciteit een grotere ruimtelijke samenhang vertonen dan een soort met een kleinere uitwisselingscapaciteit binnen hetzelfde habitat; zie Figuur 84 en Figuur 85.

$$RS_i = \sum RE_j \cdot e^{-a \cdot d_{ij}} \quad (74)$$

met:

RS_i maat van ruimtelijke samenhang van plek i

RE_j aantal reproductieve eenheden van plek j

a connectiviteitsmaat (km^{-1}), per diersoort verschillend (> 0)

d_{ij} afstand (km)

Tabel 77 Gebruikte waarden van de parameter a voor de drie gebruikte soorten bij de berekening van de ruimtelijke samenhang met LARCH-SCAN

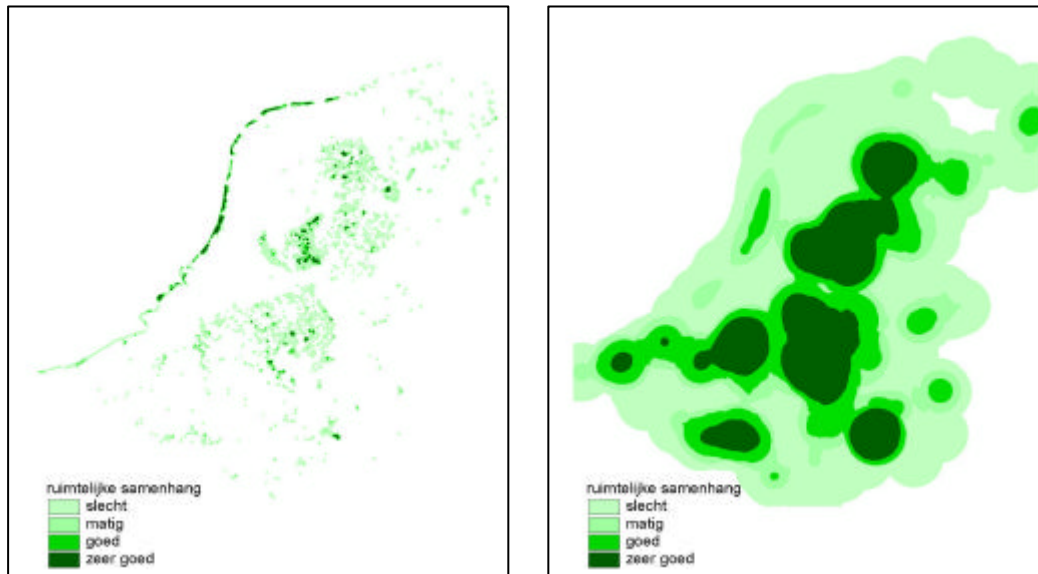
Soort	$a \text{ (km}^{-1}\text{)}$
Rosse woelmuis	2,3
Zilveren maan	1,15
Waterspitsmuis	1,15

De resultaten van LARCH-SCAN worden gestandaardiseerd naar de resultaten van een LARCH-SCAN-analyse voor een sleutelgebied³¹. Een ruimtelijke samenhang die groter is dan de ruimtelijke samenhang binnen sleutelgebieden wordt geclassificeerd als goed. De verschillende klassen zijn (voor elke soort) als volgt geclassificeerd:

³¹ Leefgebieden die dankzij een beperkte uitwisseling met andere leefgebieden levensvatbaar worden, zijn als 'sleutelgebieden' gedefinieerd (Verboom et al., 1997; Verboom et al., in prep.). Sleutelgebieden kunnen gezien worden als stabiele kernen in een landschap.

- 0 – 0,1 : zeer slecht;
- 0,1 – 0,5 : slecht,
- 0,5 – 1 : matig;
- 1 – 2 : goed,
- >2 : zeer goed.

Elke gridcel wordt ingedeeld in een van deze klassen.



Figuur 84 (links). Ruimtelijke samenhang van het habitat van een zandhagedis; kleine dispersiecapaciteit en last van barrières.

Figuur 85 (rechts). Ruimtelijke samenhang van het habitat van een boomleeuwrik; grote dispersiecapaciteit en geen last van barrières (hoofdwegen en provinciale wegen).

5.4 LARCH-SCAN als onderdeel van het BEM van Waterwijs

De analyses met LARCH-SCAN kunnen enkele minuten tot enkele uren duren. Aan gezien het aantal gridcellen in de basisbestanden van het onderzoeksgebied zeer groot is, kunnen LARCH-SCAN-analyses niet uitgevoerd worden binnen het verkennende onderzoek. Het is echter mogelijk om een vooranalyse uit te voeren, waarbij bepaald wordt wat de potentiële bijdrage van verschillende planningseenheden aan zichzelf en aan elkaar is. Zodoende wordt een relatief file verkregen tussen al de planningseenheden. Met deze relatief file is het mogelijk om het verkennende onderzoek uit te voeren.

De planningseenheden zijn voor de analyse omgezet in roosters van 25×25 meter. De basis van een LARCH-SCAN-analyse is een kaart met geschikte habitats. Voor het verkrijgen van de relatief file zijn al de gridcellen gevuld met één reproductieve eenheid (RE); elke gridcel is hiermee een potentieel geschikt leefgebied. Per gridcel is bepaald tot welke planningseenheid hij behoort. Voor elke gridcel is bepaald wat de bijdrage vanuit andere gridcellen met eenzelfde planningseenheid is. Vervolgens zijn deze bijdragen voor gridcellen van eenzelfde planningseenheid gesommeerd. Zo wordt een matrix verkregen met daarin de bijdragen van de gridcellen van plannings-

eenheid x aan die van planningseenheid y . Deze matrix is in de vorm van een relatiebestand beschikbaar. De waarden in deze relatiefile is afhankelijk van de dispersiecapaciteit van een soort. Omdat twee van de drie soorten eenzelfde capaciteit hebben zijn twee relatiebestanden gemaakt.

Met het relatiebestand is het mogelijk om snel inzicht te krijgen in de ruimtelijke samenhang van de verschillende planningseenheden in een gebied. Per scenario wordt aangegeven wat de vegetatietypen zijn in de planningseenheden. Met deze typen is het mogelijk om aan te geven waar het habitat van een soort is en kunnen draagkrachten (dichtheden) per planningseenheid gegeven worden. Met behulp van vergelijking (75) is het vervolgens mogelijk om de ruimtelijke samenhang in de verschillende planningseenheden te bepalen. De relatietabel wordt eerst vermenigvuldigd met de draagkracht in de verschillende planningseenheden (de relaties worden met de draagkrachten vermenigvuldigd). Dit getal wordt door 1600 gedeeld omdat dit het oorspronkelijke getal was waarop het relatiebestand is gebaseerd (1 RE / 25×25 meter = 1600/100 ha). De ruimtelijke samenhang wordt bepaald door vanuit het relatiebestand voor elke planningseenheid al de relaties die vanuit andere planningseenheden komen, te sommeren. Vervolgens wordt deze waarde gedeeld door de soortafhankelijke norm om de ruimtelijke samenhang te kunnen classificeren, en daarna door het aantal cellen per planningseenheid om een gemiddelde te geven voor deze planningseenheid:

$$RS_i = \sum \frac{RS_{ji}}{norm_s} \cdot \frac{RE_j}{1600} \cdot \frac{1}{cells_i} \quad (75)$$

met:

- RS_i is de ruimtelijke samenhang in planningseenheid i
- RS_{ji} is de ruimtelijke samenhang uit de relatiefile van plek j naar plek i
- $norm_s$ is de norm voor een goede ruimtelijke samenhang per soort (zie Tabel 78)
- RE_j is de draagkracht van soort s in planningseenheid j
- $cells_i$ is het aantal cellen waaruit planningseenheid i is opgebouwd

Tabel 78 De voor Waterwijs afgeleide norm voor een goede ruimtelijke samenhang (gelijk aan sleutelgebieden) voor de enkele soorten

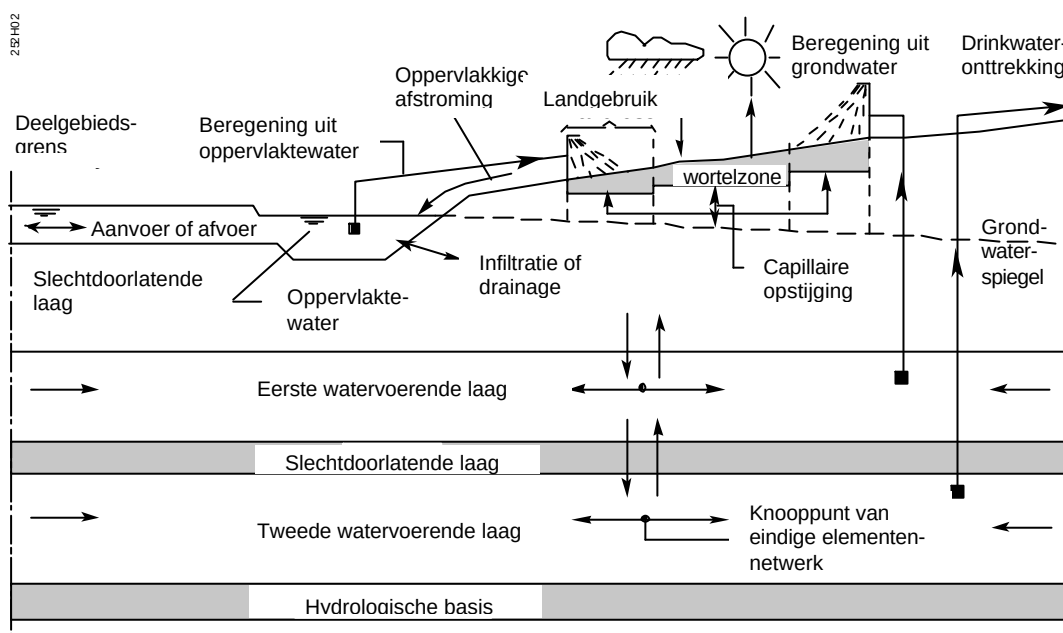
Soort	$norm_s$
Rosse woelmuis	44.10
Zilveren maan	220.40
Watespitsmuis	88.28

LARCH-SCAN is ontwikkeld door Alterra.

Aanhangsel 6 Regionaal hydrologisch model SIMGRO

6.1 Inleiding

SIMGRO (Querner en Van Bakel, 1989; Veldhuizen et al., 1998) is een geïntegreerd hydrologisch model voor grond-, bodem- en oppervlaktewater. Het model geeft antwoord op vragen die centraal staan bij het ontwikkelen en voeren van een doelmatig waterbeheer, zoals: welke peilen moet ik instellen in het groeiseizoen en tijdens de afvoerperiode? Moet ik wel of geen oppervlaktewater aanvoeren? Hoe kan ik zoveel mogelijk gebruik maken van gebiedseigen water? Het BEM van Waterwijs gebruikt eerder berekende uitkomsten van SIMGRO om meta-modellen te vullen met gegevens, en om relaties voor hydrologische wisselwerkingen via de ondergrond te kalibreren. Daarnaast wordt SIMGRO gebruikt om de met behulp van het model gegenereerde strategieën te evalueren.

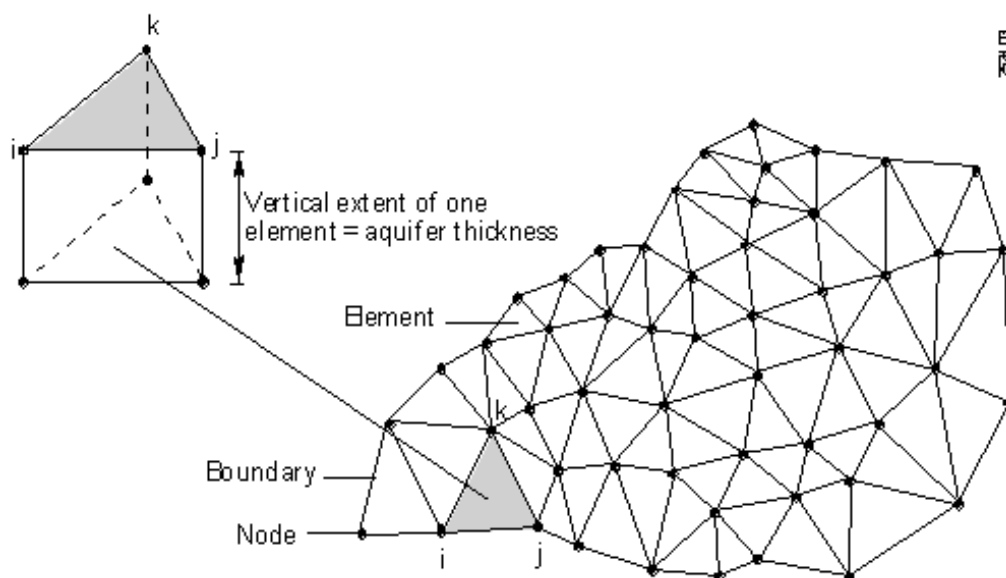


Figuur 86 Schema van processen in het regionaal hydrologisch model SIMGRO

In Figuur 86 is een schematisch beeld gegeven van het model. Het niet-stationaire karakter van dit model, waarbij de interactie tussen de hydrologische processen in grond- en oppervlaktewater van belang zijn, maakt het mogelijk de variaties binnen het hydrologisch systeem door veranderende randvoorwaarden, zoals de weersomstandigheden, te beschrijven.

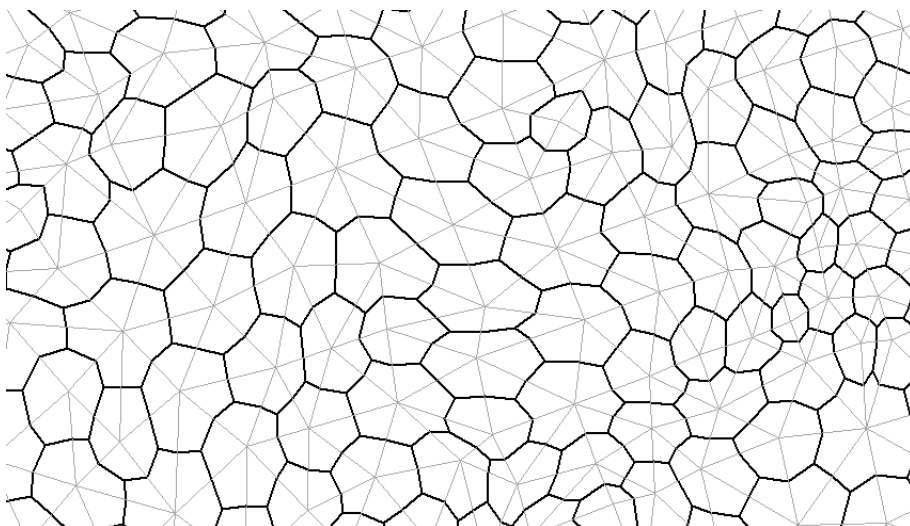
6.2 Grondwaterstroming

De stroming in het grondwatersysteem wordt berekend volgens de eindige elementen methode. Deze methode beschrijft de stijghoogte en/of flux in ieder knooppunt met behulp van lineaire interpolatiefuncties. Daartoe wordt het gebied verdeeld in een aantal driehoekige elementen waarvan de hoekpunten knooppunten vormen. Dit netwerk is voor elke laag in het verticale vlak (zie ook verticale schematisatie) gelijk; zie Figuur 87. De driehoeken hoeven niet aan elkaar gelijk te zijn. Daardoor is het netwerk flexibel en kan het aan de vraagstelling worden aangepast. Voor onze toepassingen betekent dit dat het netwerk kan worden verdicht rond bijvoorbeeld ontstekingen of beekdalen (Van der Bolt et al., 1996a; Van der Bolt en Veldhuizen, 1998a, 1998b), dat de grenzen van afwateringseenheden en/of beleidsgrenzen in het netwerk kunnen worden gevolgd (Van der Bolt en Hollanders, 1996; Van der Bolt en Veldhuizen, 1998a en 1998b) en dat de afstand van de knooppunten naar de rand kan toenemen, waardoor een efficiënt netwerk kan worden gegenereerd (Van der Bolt et al., 1996; Van der Bolt en Veldhuizen, 1998a; 1998b). Om een oplossing te kunnen berekenen moeten langs de randen van het modelgebied zgn. randvoorwaarden bekend zijn.



Figuur 87 Eindige elementen-netwerk voor berekening van horizontale grondwaterstroming

Ten behoeve van de koppeling met andere modellen is het in verband met de uitwisseling van gegevens (grondwaterstanden, waterstromingen) echter praktischer om te werken met zogenaamde *invloedsoppervlakken* rond de knooppunten. Een invloedsoppervlak is het gebiedje rondom een knooppunt waarmee waterbalansen worden opgesteld en die de basis vormen van het simulatiemodel. Zij vormen tezamen een honingraatachtig mozaïek. Op basis van het netwerk van driehoeken wordt daarom via meetkundige interpolatie een honingraatachtige structuur van zulke invloedsoppervlakken of modelcellen gevormd; zie Figuur 88.



Figuur 88 Meetkundige relatie tussen 'invloedsoppervlakken' (een honingraatstructuur met dikke lijnen) en het eindige elementennetwerk van driehoeken (dunne lijnen)

Deze invloedsoppervlakken worden ook wel knooppunten genoemd. In het navolgende wordt voor het gemak de term 'knooppunten' gebruikt in plaats van het technisch meer correcte 'invloedsoppervlakken'.

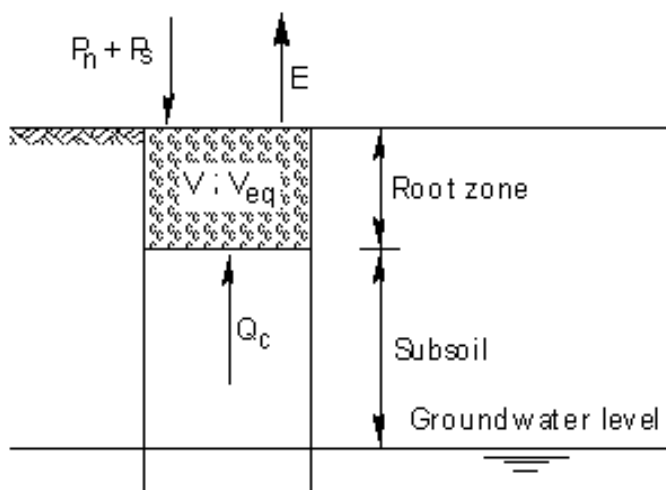
De stroming van grondwater wordt in SIMGRO beschreven door de ondergrond te beschouwen als een opeenvolging van watervoerende en scheidende lagen. Daarbij wordt verondersteld dat de stroming in de watervoerende lagen tweedimensionaal in het horizontale vlak plaatsvindt, en dat de stroming in de scheidende lagen ééndimensionaal in het verticale vlak verloopt. Door deze aanname wordt de oplossing van de transportprocessen een stuk eenvoudiger waardoor een forse besparing op de benodigde rekentijd wordt gerealiseerd ten opzichte van een volledige 3-D-simulatie. Mits de schematisering in watervoerende en scheidende lagen op een verantwoorde manier gebeurt is het effect van deze aanname op de berekende potentialen (en grondwaterstand) te verwaarlozen.

Bodemwater

SIMGRO is ontwikkeld vanuit het besef dat in bijna heel Nederland de waterhuishouding een samenhangend geheel is van grond-, bodem- en oppervlaktewater. Tussen alle compartimenten van het hydrologische systeem is er een tweezijdige wisselwerking. Dit heeft bijvoorbeeld tot gevolg dat een door ingrepen veroorzaakte grondwaterstandstijging wordt tegengewerkt door een tegelijkertijd optredende toename van de capillaire opstijging, vooral op de droogtegevoelige zandgronden. Door de afgenomen afstand tussen grondwaterspiegel en wortelzone stijgt namelijk het bodemwater sneller op via de capillaire haarvaten in de bodem. Zou deze tegenkoppeling bij de modellering worden veronachtzaamd, dan zou de voorspelde grondwaterstijging een overschatting zijn van de in werkelijkheid optredende stijging.

Bakmodel

Het in detail modelleren van het bodemwater als onderdeel van een regionaal model zou een buitensporige rekeninspanning vereisen, die niet zinvol zou zijn. Om toch de belangrijkste bodemwaterprocessen in beeld te brengen bevat SIMGRO een module met een eenvoudig bakmodel van de wortelzone. Het model maakt gebruik van tabellen die voorafgaand aan de simulatie met een numeriek bodemwatermodel, CAPSEV (Wesseling, 1991), zijn verkregen. Het gaat hierbij o.a. om het verband tussen de capillaire opstijging en de diepte van de grondwaterstand, bij een representatieve mate van uitdroging van de wortelzone. Doordat CAPSEV een numeriek model is en de bodemfysische eigenschappen per laag van 10 cm kunnen worden opgegeven, is het goed mogelijk om de invloed van storende lagen op de capillaire opstijging te simuleren. De rekenefficiency van het bak-model staat een simulatie toe met een tijdstap van een dag, voor ieder knooppunt van het regionale model en voor iedere bodemgebruiksvorm.

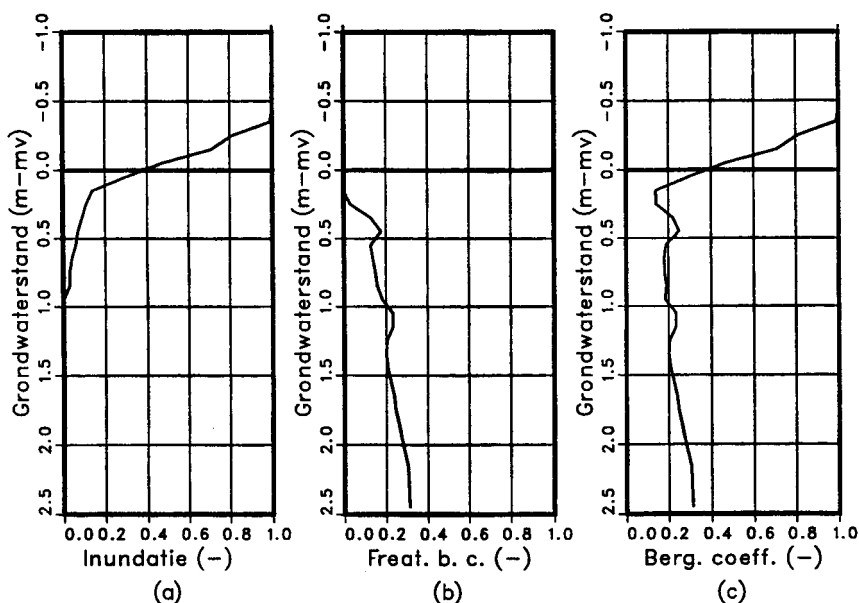


Figuur 89 Schema van model voor bodemwater

6.3 De bergingscoëfficiënt van grondwater

De uitkomsten van bijvoorbeeld vernattingsscenario's worden in hoge mate beïnvloed door de manier waarop de berging in het freatische pakket wordt berekend. De freatische bergingscoëfficiënt wordt in de meeste quasi 3-D modellen van het verzadigde grondwater constant verondersteld. Deze aanname is vaak onterecht, zeker bij ondiepe grondwaterstanden, zoals in natte natuurgebieden. Door rekening te houden met het vochtprofiel in de bodem en eventuele berging op het maaiveld, berekent SIMGRO een realistische bergingscoëfficiënt.

In Figuur 90 is het verloop van de bergingscoëfficiënt van een zandgrond te zien ten opzichte van maaiveld (b), zoals berekend met het stationaire onverzadigde-zone-model CAPSEV (Wesseling, 1991).



Figuur 90 Opbouw van niet-lineaire functie voor berekening van de freatische bergingscoëfficiënt: c (totale coëfficiënt) = a (berging op het maaiveld) + b (berging in de onverzadigde zone tussen grondwaterstand en onderkant wortelzone)

Tevens is de inundatiecurve weergegeven (a), die is berekend uit het lokale maaiveldverloop. Beide worden binnen SIMGRO verenigd tot de sterk niet-lineaire, maar realistische bergingscurve (c). De berekening ervan is in het oplossingsalgoritme van de grondwatermodule van SIMGRO verwerkt.

6.4 Oppervlaktewater

Bij het modelleren van oppervlaktewater is het van belang om de aspecten ontwatering en afwatering afzonderlijk te behandelen.

Ontwatering

Binnen een afwateringseenheid wordt onderscheid gemaakt tussen vijf categorieën van waterlopen:

- primaire waterlopen (beken, kanalen, rivieren);
- secundaire waterlopen (beekjes, sloten in beheer bij het waterschap);
- tertiaire waterlopen (sloten);
- drains;
- greppels.

Een (of meerdere) van deze ontwateringsmiddelen is in een knooppunt van het model actief als aan één van de volgende voorwaarden is voldaan:

- het hoogste grondwaterpeil bevindt zich boven de bodem van het ontwateringsmiddel;
- het oppervlaktewater bevindt zich boven de bodem van het ontwateringsmiddel.

Afhankelijk van de omstandigheden (grondwater hoger dan oppervlaktewater, of omgekeerd) is er sprake van drainage of infiltratie.

De ontwatering kan via een speciale modeloptie gedeeltelijk worden geblokkeerd als de totale drainageflux boven een bepaald maximum uit dreigt te komen. Deze optie komt overeen met de 'maatregelen in kleine waterlopen' die in de voorbeeldstudie worden genomen ter bestrijding van hoogwateroverlast. In deze optie wordt verondersteld dat er door de boeren lokale maatregelen worden genomen zoals het blokkeren van sloten om binnen de maximum drainageflux te blijven.

Afwatering

De waterbalans van een afwateringseenheid wordt gesimuleerd met één reservoir voor het geheel van grotere en kleinere waterlopen. Voor ieder reservoir wordt een relatie afgeleid tussen berging en peil, de zogenaamde bergingsrelatie, en tussen afvoer en peil, de afvoerrelatie. Tevens wordt voor periodes met automatische peilregeling het streefpeil ingevoerd. Afhankelijk van inrichting, type beheer en de tijdsperiode in het jaar (zomer/winter) wordt bij de peilsimulatie òf van een afvoerrelatie, òf van een streefpeil gebruikt gemaakt. Bij gebruik van de afvoerrelatie wordt een natuurlijke situatie gesimuleerd (waterloop met een bepaalde bodemhoogte) of een stuw met een vaste klepstand (vaste stuw). Bij gebruik van een streefpeil wordt een automatische stuw gesimuleerd; de klepstand wordt automatisch bijgesteld, gericht op handhaving van het ingestelde streefpeil.

De afwatering van een gebied wordt gesimuleerd met een netwerk van reservoirs, één per afwateringseenheid. De netwerkstructuur definieert de wijze waarop de reservoirs een cascade vormen. Het netwerk van reservoirs wordt gebruikt voor het simuleren van het oppervlaktewaterverloop met de korte tijdstap van 36 minuten (0,025 dag). In het model kan worden aangegeven of er terugstuwing is in bovenstroomse richting. Daarvoor zijn er twee modelopties. De eerste is dat die terugstuwing wordt berekend op basis van dreigende 'volledige verdrinking', d.w.z. dat terugstuwing plaatsvindt als het benedenstroomse peil hoger dreigt te worden dan het bovenstroomse peil in m+NAP. De tweede optie is dat die terugstuwing wordt berekend aan de hand van de afvoerrelatie in combinatie met het benedenstroomse peil. Deze situatie geldt bijvoorbeeld voor duikers en 'drijvende stuwen'. (Drijvende stuwen kunnen vooral van dienst zijn bij het vertragen van de afvoergolf, maar zijn in de voorbeeldstudie Beerze en Reusel vooralsnog niet gebruikt.)

De gesimuleerde oppervlaktewaterstand per afwateringseenheid wordt vertaald naar een oppervlaktewaterstand in de knooppunten van die afwateringseenheid. In bepaalde situaties, zoals in sterk overgedimensioneerde systemen, zal de oppervlaktewaterspiegel horizontaal lopen. In andere gebieden, zoals hellende zandgebieden zal de oppervlaktewaterspiegel ongeveer het locale maaiveld volgen. De gebruiker moet hiervoor per afwateringseenheid een optie kiezen. Door de juiste optie te kiezen wordt de interactie tussen grond- en oppervlaktewater op een realistische manier nagebootst.

6.5 De koppeling met NATLES

Het aan SIMGRO gekoppelde model NATLES heeft gegevens nodig omtrent de Gemiddelde VoorjaarsGrondwaterstand (GVG), de Gemiddeld Laagste Grondwaterstand (GLG; zie § 1.4 in de hoofdtekst en Aanhangel 2), en de bruto kwel naar de wortelzone, op het niveau van gridcellen met een afmeting van $25 \times 25 \text{ m}^2$. Na het draaien van SIMGRO worden de resultaten voor de GVG en GLG neergeschaald naar de gridcellen van $25 \times 25 \text{ m}^2$ (Van Walsum et al., 2001). Deze neerscholing maakt gebruik van maaiveldhoogte-informatie in de vorm van het Digitale Terrein Model (DTM), dat bij voorkeur wordt opgebouwd aan de hand van laserscan-gegevens van het AHN-bestand (1 punt per 16 m^2). Als het AHN-bestand niet beschikbaar is dan wordt gewerkt met het 1-punt-per-ha bestand van het TOP10-vector-bestand.

Wat betreft de bruto kwel naar de wortelzone wordt de kwel in een knooppunt van SIMGRO toegekend aan de binnen het invloedsoppervlak gelegen gridcellen. Een ruimtelijke interpolatie wordt vooralsnog achterwege gelaten.

Aanhangsel 7 Meta-model van grondwaterhydrologie

7.1 Inleiding

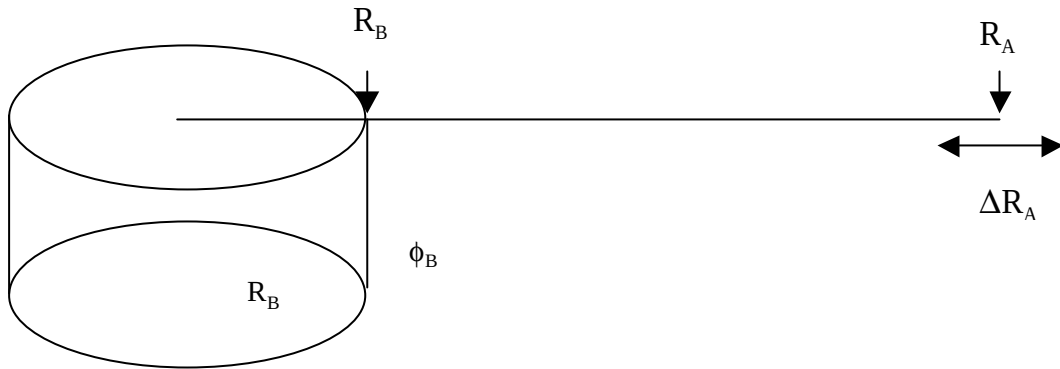
Een maatregel in de ene planningseenheid heeft invloed op de grondwaterstand en grondwaterstroming in een nabijgelegen eenheid waar de maatregel niet wordt uitgevoerd. Voor het berekenen van dergelijke effecten kan men gebruik maken van geavanceerde regionale grondwaterstromingsmodellen. Globale schattingen zijn echter ook te maken met een analytische oplossing van een radiaal stromingsprobleem dat uit meerdere lagen bestaat. Deze analytische methode heeft het voordeel snel en eenvoudig te zijn; het nadeel is echter dat de schattingen niet dezelfde precisie hebben als die van een numeriek rekenmodel, onder andere vanwege het verwaarlozen van de ruimtelijke variabiliteit van parameters van de ondergrond en het niet rekening houden met tijdsafhankelijke processen. Zoals beschreven in Aanhangsel 1 (op pagina 183 en verder) wordt het probleem van de precisie opgevangen door de uitkomsten van de analytische methode te ijken aan de hand van berekeningen met het SIMGRO model. In het onderstaande wordt eerst de analytische oplossing beschreven, gevolgd door resultaten van de ijking en verificatie met SIMGRO.

7.2 Schematisering

In de geohydrologische schematisering wordt uitgegaan van een opeenvolging van lagen met overwegend verticale en lagen met overwegend horizontale stroming, respectievelijk aquitards en aquifers, beginnend met een aquitard bovenin. Aan de bovenkant van de bovenste aquitard is er een Dirichlet randvoorwaarde van de potentiaal. Ervan uitgaande dat alleen in het gebied omgeven door de cirkel met straal R_B (Figuur 91) het peil wordt gewijzigd, zal een gebied op afstand R_A met diameter DR_A een bepaalde invloed ondergaan.

Verdere uitgangspunten bij de afleiding van het analytische model zijn:

- de stroming in N watervoerende pakketten kan zowel lineair als radiaal zijn; bij lineaire stroming wordt uitgegaan van een langwerpig 'maatregelgebied' (oneindig lang) en bij radiale stroming van een cirkelvormig 'maatregelgebied';
- tussen $r = 0$ en $r = R_B$ heerst aan de oppervlakte een ander peil dan buiten de lijn of cirkel $r = R_B$;
- de straal R_B is bij lineaire stroming te berekenen als $\sqrt{\text{Oppervlak}_B}$ en bij radiale stroming als $\sqrt{\frac{\text{Oppervlak}_B}{p}}$;
- ter plaatse van het invloedsoppervlak op afstand R_A wordt een gemiddelde verandering van de stijghoogte berekend. Hiervoor wordt het stijghoogteverloop gemiddeld tussen de grenzen $(R_A - \frac{1}{2}DR_A)$ en $(R_A + \frac{1}{2}DR_A)$. De afstand DR_A wordt berekend als $\sqrt{\text{Oppervlak}_A}$.



Figuur 91 Schematische voorstelling van een 'maatregel' gebied en een 'effect' gebied op afstand R_A

7.3 Stromingsvergelijkingen

Vanwege de radiale symmetrie van de stroming bij een cirkelvormig 'maatregelgebied' en de eendimensionaliteit van de lineaire stroming bij een oneindig lang langwerpig maatregelgebied, kunnen de stromingsvergelijkingen worden geschreven in poolcoördinaten. De vergelijkingen verschillen van elkaar afhankelijk van het feit of de locatie binnen dan wel buiten het 'maatregelgebied' is, en van welke aquifer het betreft. Een overzicht van de vergelijkingen wordt gegeven in Tabel 79.

Tabel 79 Overzicht van vergelijkingen. Verklaring van de symbolen:

- $f_{A,k}$: potentiaal in aquifer k buiten het 'maatregelgebied' (m)
- $f_{B,k}$: potentiaal in aquifer k binnen het 'maatregelgebied' (m)
- p_A : opgelegd freatisch peil buiten het 'maatregelgebied' (m)
- p_B : opgelegd freatisch peil binnen het 'maatregelgebied' (m)
- c_k : weerstand van een aquitard k (d)
- kD_k : transmissiviteit of doorlaatvermogen van een aquifer k ($m^2 d^{-1}$)
- k : 0 in het geval van lineaire stroming en 1 in het geval van radiale stroming (-)
- R_A : (extra) voeding van de eerste aquifer buiten het 'maatregel' gebied ($m d^{-1}$)
- R_B : (extra) voeding van de eerste aquifer binnen het 'maatregel' gebied ($m d^{-1}$)

Aquifer	Binnen 'maatregel' gebied	Buiten 'maatregel' gebied
1	$\frac{1}{r^k} \frac{d}{dr} \left(r^k \frac{df_{B,1}}{dr} \right) = \frac{f_{B,1} - p_B}{kD_1 c_1} + \frac{f_{B,1} - f_{B,2}}{kD_1 c_2} - \frac{R_B}{kD_1}$	$\frac{1}{r^k} \frac{d}{dr} \left(r^k \frac{df_{A,1}}{dr} \right) = \frac{f_{A,1} - p_A}{kD_1 c_1} + \frac{f_{A,1} - f_{A,2}}{kD_1 c_2} - \frac{R_A}{kD_1}$
K	$\frac{1}{r^k} \frac{d}{dr} \left(r^k \frac{df_{B,k}}{dr} \right) = \frac{f_{B,k} - f_{B,k-1}}{kD_k c_k} + \frac{f_{B,k} - f_{B,k+1}}{kD_k c_{k+1}}$	$\frac{1}{r^k} \frac{d}{dr} \left(r^k \frac{df_{A,k}}{dr} \right) = \frac{f_{A,k} - f_{A,k-1}}{c_k} + \frac{f_{A,k} - f_{A,k+1}}{c_{k+1}}$
N	$\frac{1}{r^k} \frac{d}{dr} \left(r^k \frac{df_{B,N}}{dr} \right) = \frac{f_{B,N} - f_{B,N-1}}{kD_N c_N}$	$\frac{1}{r^k} \frac{d}{dr} \left(r^k \frac{df_{A,N}}{dr} \right) = \frac{f_{A,N} - f_{A,N-1}}{c_N}$

7.4 Algemene oplossing

In het ‘maatregelgebied’ tussen $r = 0$ en $r = R_B$ is bij lineaire stroming ($\kappa = 0$) de oplossing van de differentiaalvergelijkingen te schrijven als:

$$f_{B,k} = p_B + R_B c_1 + B_1 b_{k,1} \cosh\left(\frac{r}{l_1}\right) + B_k b_{k,k} \cosh\left(\frac{r}{l_k}\right) + B_N b_{k,N} \cosh\left(\frac{r}{l_N}\right) \quad (76)$$

Buiten het ‘maatregel’ gebied voor $r > R_B$ luidt de oplossing:

$$f_{A,k} = p_A + R_A c_1 + A_1 b_{k,1} \exp\left(-\frac{r}{l_1}\right) + A_k b_{k,k} \exp\left(-\frac{r}{l_k}\right) + A_N b_{k,N} \exp\left(-\frac{r}{l_N}\right) \quad (77)$$

Hierin zijn de λ 's gelijk aan de wortels van de eigenwaarden van de systeemmatrix. De coëfficiënten $b_{k,k}$ zijn gelijk aan de elementen van de eigenvectoren. Zowel de eigenwaarden als de eigenvectoren kunnen berekend worden met de IMSL-routine EIGRF.

Bij radiale stroming ($\kappa = 1$) kan worden afgeleid dat de oplossing van de stromingsvergelijking in het maatregelgebied tussen $r = 0$ en $r = R_B$ geschreven kan worden als:

$$f_{B,k} = p_B + R_B c_1 + B_1 b_{k,1} I_0\left(\frac{r}{l_1}\right) + B_k b_{k,k} I_0\left(\frac{r}{l_k}\right) + B_N b_{k,N} I_0\left(\frac{r}{l_N}\right) \quad (78)$$

en buiten het ‘maatregelgebied’, met $r > R_B$ als:

$$f_{A,k} = p_A + R_A c_1 + A_1 b_{k,1} K_0\left(\frac{r}{l_1}\right) + A_k b_{k,k} K_0\left(\frac{r}{l_k}\right) + A_N b_{k,N} K_0\left(\frac{r}{l_N}\right) \quad (79)$$

7.5 Invullen van randvoorwaarden

Op de grens bij $r = R_B$ gelden twee condities. De potentialen $f_{A,k}$ en $f_{B,k}$ in de verschillende watervoerende pakketten zijn hier aan elkaar gelijk, en de stromingen in de verschillende aquifers zijn aan elkaar gelijk:

$$f_{B,k} = f_{A,k} \text{ en } -kD_k \frac{df_{B,k}}{dr} = -kD_k \frac{df_{A,k}}{dr} \quad (80)$$

Het toepassen van deze condities op de bovenstaande vergelijkingen levert een stelsel van $2n$ lineaire vergelijkingen met $2n$ onbekenden waaruit A_k en B_k opgelost kunnen worden:

$$\begin{pmatrix} b_{k,1} \cosh(\frac{R_B}{l_1}) & b_{k,N} \cosh(\frac{R_B}{l_N}) & -b_{k,1} \exp(-\frac{R_B}{l_1}) & -b_{k,N} \exp(-\frac{R_B}{l_N}) \\ \frac{b_{k,1}}{l_1} \sinh(\frac{R_B}{l_1}) & \frac{b_{k,N}}{l_N} \sinh(\frac{R_B}{l_N}) & \frac{b_{k,1}}{l_1} \exp(-\frac{R_B}{l_1}) & \frac{b_{k,N}}{l_N} \exp(-\frac{R_B}{l_N}) \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \end{pmatrix} \begin{pmatrix} B_1 \\ B_N \\ A_1 \\ A_N \end{pmatrix} = (p_A - p_B) \begin{pmatrix} 1 \\ 0 \\ \vdots \\ \vdots \end{pmatrix} \quad (81)$$

of:

$$\begin{pmatrix} b_{k,1} I_0(\frac{R_B}{l_1}) & b_{k,N} I_0(\frac{R_B}{l_N}) & -b_{k,1} K_0(\frac{R_B}{l_1}) & -b_{k,N} K_0(\frac{R_B}{l_N}) \\ \frac{b_{k,1}}{l_1} I_1(\frac{R_B}{l_1}) & \frac{b_{k,N}}{l_N} I_1(\frac{R_B}{l_N}) & \frac{b_{k,1}}{l_1} K_1(\frac{R_B}{l_1}) & \frac{b_{k,N}}{l_N} K_1(\frac{R_B}{l_N}) \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \end{pmatrix} \begin{pmatrix} B_1 \\ B_N \\ A_1 \\ A_N \end{pmatrix} = (p_A - p_B) \begin{pmatrix} 1 \\ 0 \\ \vdots \\ \vdots \end{pmatrix} \quad (82)$$

7.6 Het verloop van f_A

Na het uitrekenen van alle constanten is de relatieve verandering van f_A als functie van de afstand te schrijven als:

$$\frac{f_{A,k} - (p_A + R_A c_1)}{(p_B + R_B c_1) - (p_A + R_A c_1)} = A_1 b_{k,1} \exp(-\frac{r}{l_1}) + A_k b_{k,k} \exp(-\frac{r}{l_k}) + A_N b_{k,N} \exp(-\frac{r}{l_N}) \quad (83)$$

of:

$$\frac{f_{A,k} - (p_A + R_A c_1)}{(p_B + R_B c_1) - (p_A + R_A c_1)} = A_1 b_{k,1} K_0(\frac{r}{l_1}) + A_k b_{k,k} K_0(\frac{r}{l_k}) + A_N b_{k,N} K_0(\frac{r}{l_N}) \quad (84)$$

In een rekenmodel wil men vaak het gemiddelde effect binnen een bepaalde oppervlakte weten, in plaats van het effect op een bepaald punt. Het gemiddelde effect binnen een bepaalde oppervlakte bij lineaire stroming is te bepalen door de termen rechts van het $=$ -teken van vergelijking (83) te integreren over de afstand tussen $(R_A - \frac{1}{2}\Delta R_A)$ en $(R_A + \frac{1}{2}\Delta R_A)$, en het resultaat vervolgens te delen door de afstand ΔR_A . Voor elk van deze termen van vergelijking (83) geldt dan:

$$\frac{1}{\Delta R_A} \int_{R_A - \frac{1}{2}\Delta R_A}^{R_A + \frac{1}{2}\Delta R_A} \exp\left(-\frac{r}{l_k}\right) dr = \frac{2l_k}{\Delta R_A} \exp\left(-\frac{R_A}{l_k}\right) \sinh\left(\frac{\Delta R_A}{2l_k}\right) \quad (85)$$

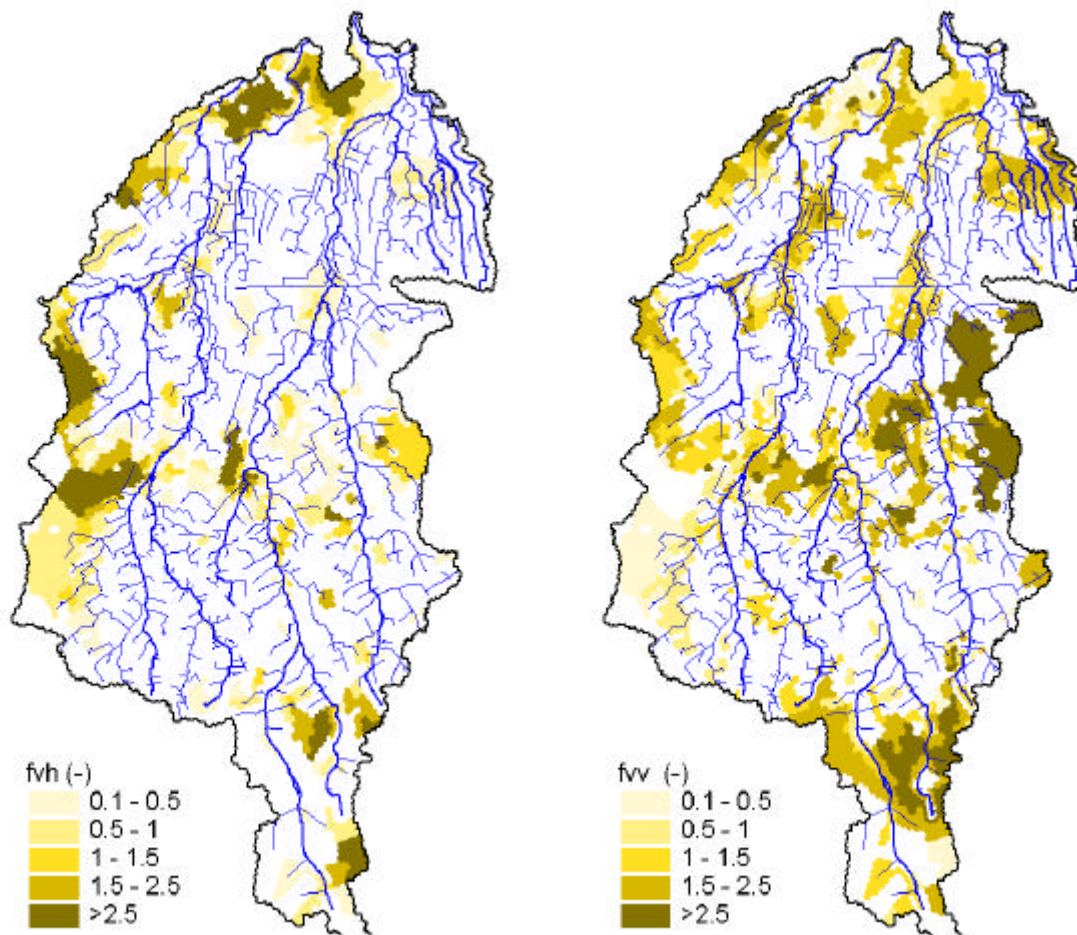
Het gemiddelde effect bij radiale stroming kan worden berekend door van de termen rechts van het =-teken van vergelijking (84) de oppervlakte-integralen te bepalen tussen $(R_A - \frac{1}{2}\Delta R_A)$ en $(R_A + \frac{1}{2}\Delta R_A)$, en vervolgens te delen door de oppervlakte tussen de cirkels op afstand $(R_A - \frac{1}{2}\Delta R_A)$ en $(R_A + \frac{1}{2}\Delta R_A)$. Voor elk van deze termen van vergelijking (84) geldt dan:

$$\begin{aligned} & \frac{1}{p(R_A + \frac{1}{2}\Delta R_A)^2 - p(R_A - \frac{1}{2}\Delta R_A)^2} \int_{R_A - \frac{1}{2}\Delta R_A}^{R_A + \frac{1}{2}\Delta R_A} 2prK_0\left(\frac{r}{l_k}\right) dr = \frac{1}{R_A \Delta R_A} \int_{R_A - \frac{1}{2}\Delta R_A}^{R_A + \frac{1}{2}\Delta R_A} rK_0\left(\frac{r}{l_k}\right) dr = \\ & \frac{l_k}{R_A \Delta R_A} \left((R_A - \frac{1}{2}\Delta R_A) K_1\left(\frac{R_A - \frac{1}{2}\Delta R_A}{l_k}\right) - (R_A + \frac{1}{2}\Delta R_A) K_1\left(\frac{R_A + \frac{1}{2}\Delta R_A}{l_k}\right) \right) \end{aligned} \quad (86)$$

7.7 Ijking en verificatie met SIMGRO

Het meta-model voor de ruimtelijke beïnvloeding via het waterdruk-mechanisme dat besproken is in Aanhangsel 1 (§1.7.4.1, vergelijking. (30) en (31), pagina 195) wordt geïkt aan de hand van runs met het SIMGRO-model. De manier waarop dat wordt gedaan is ook uiteengezet in Aanhangsel 1. In Figuur 92 zijn de resultaten van de ijking weergegeven voor de factoren f_{vh} en f_{vv} van de vergelijking (30) voor de berekening van de potentiaalverandering in de watervoerende laag $DGVGA_r$. Uit de resultaten van de ijking – met relatief kleine waarden van f_{vh} ten opzichte van f_{vv} – blijkt dat de $DGVGA_r$ vooral wordt verklaard met de veranderingen in termen van de GVG, en in veel mindere mate door die van de GHG. Dat was een te verwachten resultaat. Opmerkelijk is wel dat de waarden van de ijkfactoren zo hoog zijn. Dat ze groter dan de eenheid zijn komt doordat de analytische oplossing er van uitgaat dat er aan de bovenkant van het systeem een Dirichlet randvoorwaarde heerst, terwijl dat in werkelijkheid niet het geval is. Dit was overigens niet op te lossen door de freatische randvoorwaarde op te vatten als een peil in het oppervlaktewater, en vervolgens de drainageweerstand bij de c -waarde van de eerste laag op te tellen. Dan zou namelijk aan de *ingreep-kant* ook met veranderingen van het oppervlaktewaterpeil moeten worden gewerkt, en niet met de ingreepeffecten op de freatische GHG, GVG en GLG. Dat zou sterk ten koste zijn gegaan van de nauwkeurigheid van het hele meta-model.

Het meta-model wordt vervolgens ingezet als sub-model van het model, en dient daarbij om het zoekproces te faciliteren. Uiteraard is de effectiviteit van dat

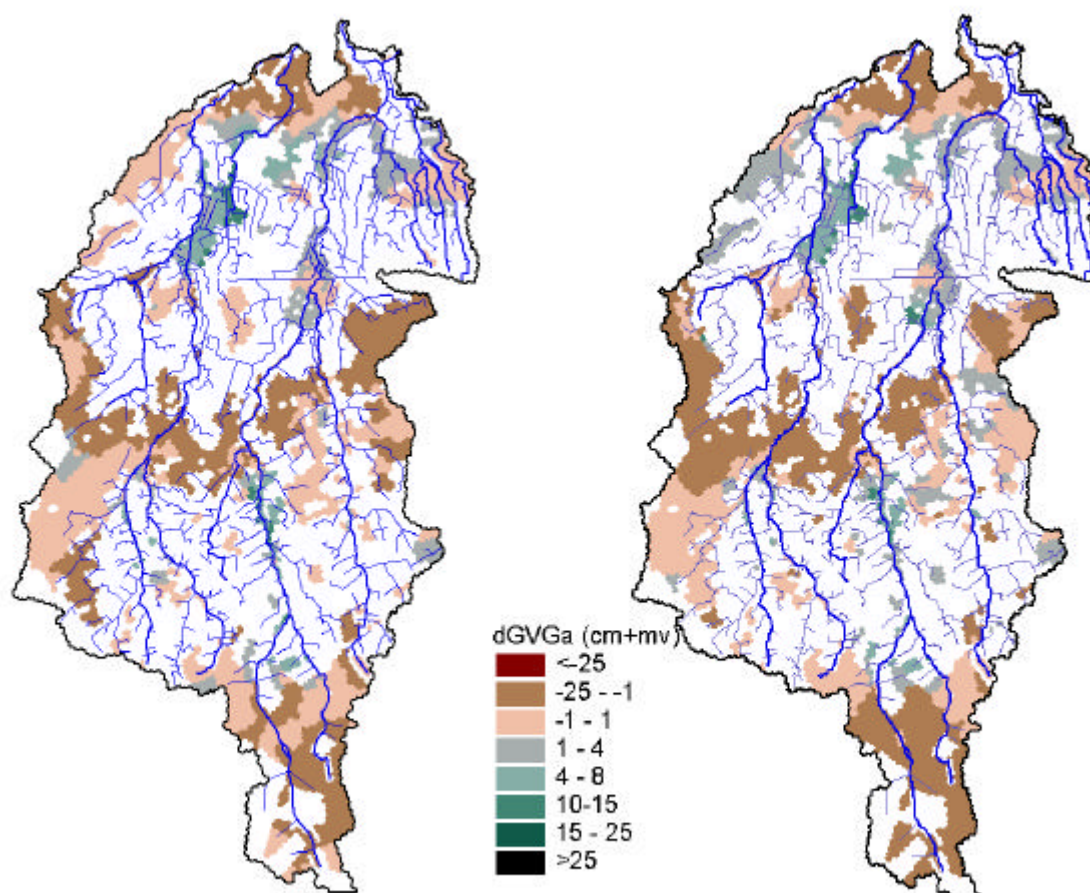


Figuur 92 IJKfactoren van het meta-model voor de ruimtelijke wisselwerking via het grondwater (zie vergelijking (30), pagina 195)

Het meta-model wordt vervolgens ingezet als sub-model van het model, en dient daarbij om het zoekproces te faciliteren. Uiteraard is de effectiviteit van dat zoekproces gebaat bij een zo nauwkeurig mogelijke overeenstemming met de resultaten van het simulatiemodel zelf. Er is weliswaar geijkt, maar die ijking is gedaan voor de runs waarbij een bepaalde maatregel in het hele landbouwgebied op uniforme wijze wordt geïmplementeerd. De varianten die vervolgens met het model worden samengesteld bestaan uit een bepaalde ruimtelijke combinatie van maatregelen. De vraag is of er dan nog steeds een goede overeenstemming is.

In Figuur 93 zijn voor de ‘zware natuurvariant’ (hoofdstekst, pagina 118, ‘De strategie voor verbetering van beekbegeleidende natuur’) de resultaten vergeleken van het meta-model en de verificatie met SIMGRO. Er is een goede overeenkomst tussen de twee, zoals blijkt uit de gegeven vergelijking tussen de voorspelde veranderingen van de GVG in de watervoerende laag (‘Sterksel’). Afwijkingen doen zich voornamelijk voor bij hogere gronden die niet voor beekbegeleidende natuur van belang zijn. De grondwaterstanden op die hoge gronden zijn zeer gevoelig voor invloeden vanuit de ruimere omgeving; dat komt doordat er geen tegenkoppeling is vanuit het opper-

vlaktewater. (Zie ook Tabel 35, op pagina 121 van de hoofdtekst voor de verificatie in termen van NATLES-uitkomsten.)



Figuur 93 Verificatie van de uitkomsten van het hydrologische meta-model voor ruimtelijke beïnvloeding via het 'waterdruk-mechanisme' (links) aan de hand van SIMGRO (rechts). Afgebeeld is de verandering van de GVG in de watervoerende laag 'Sterksel'. Afwijkingen doen zich voornamelijk voor op plekken die wat betreft de beek-begeleidende natuur niet van belang zijn.

Aanhangsel 8 ANIMO

8.1 Inleiding

ANIMO (Rijtema et al., 1996) is een dynamisch simulatiemodel voor de evaluatie van de uitspoeling van nutriënten. Het model berekent de uitspoeling van N en P naar grond- en oppervlaktewater bij verschillende bodemkundige, hydrologische en landbouwkundige landgebruikssituaties en de daarbij horende toedieningen van dierlijke meststoffen en kunstmest. Het concept is gebaseerd op de koolstof-, stikstof- en fosforcyclus binnen onverzadigde en verzadigde bodemsystemen.

In Waterwijs is niet gebruik gemaakt van het volledige ANIMO-model maar van de zogenaamde meta-modellen die ervan zijn afgeleid (Mol-Dijkstra et al., 1999). Deze meta-modellen zijn opgesteld op basis van een hele reeks experimenten met variërende omstandigheden wat betreft bodemtype, grondwaterstand en bemesting. Die experimenten zijn gedaan in het kader van WSV-vermestingsstudie die is gebruikt voor de Vierde Nota Waterhuishouding.

Het gebruik van meta-modellen geeft een grote tijdsbesparing bij het doen van gevoeligheidsanalyses ten behoeve van de waterkwaliteitsmodule in het bio-economisch model (BEM) van Waterwijs en bij het evalueren van varianten die door het model zijn gegenereerd. In de toekomst zou echter van het volledige ANIMO-model gebruik kunnen worden gemaakt. Hierna wordt eerst een beschrijving van het volledige ANIMO-model gegeven, gevolgd door een beschrijving van de meta-modellen.

8.2 Het volledige ANIMO-model

Schematisering

Het ANIMO-model is in essentie een ééndimensionale grondkolom. De bovengrens is het maaiveld, de ondergrens de diepte van de lokale grondwaterstroming; de laterale begrenzing wordt gevormd door de oppervlaktewatersystemen. De voornaamste gesimuleerde processen zijn mineralisatie en immobilisatie, gewasopname, denitrificatie als functie van (gedeeltelijke en tijdelijke) anaërobie, decompositie van organische stof, de verdeling van zuurstof en temperatuur in de bodem, nitrificatie, desorptie en adsorptie van ammonium en fosfor aan het bodemcomplex, afvoer naar verschillende oppervlaktewatersystemen en uitspoeling naar het grondwater.

Voor de toepassing van ANIMO zijn waterbalansgegevens nodig die door een extern waterkwantiteitsmodel worden berekend. Het model heeft opties voor de koppeling met (agro-) hydrologische perceelsmodellen als SWAP, DEMGEN, MOZART en regionale grondwaterstromingsmodellen zoals SIMGRO. Deze waterbalansgegevens worden per tijdstap voor het perceel of per subgebied en per landgebruiksvorm ingelezen. Gepoogd is om in het model ANIMO de belangrijkste processen die een rol spelen in de kringloop van stikstof, de fosfor en organische stof kwantitatief te beschrijven.

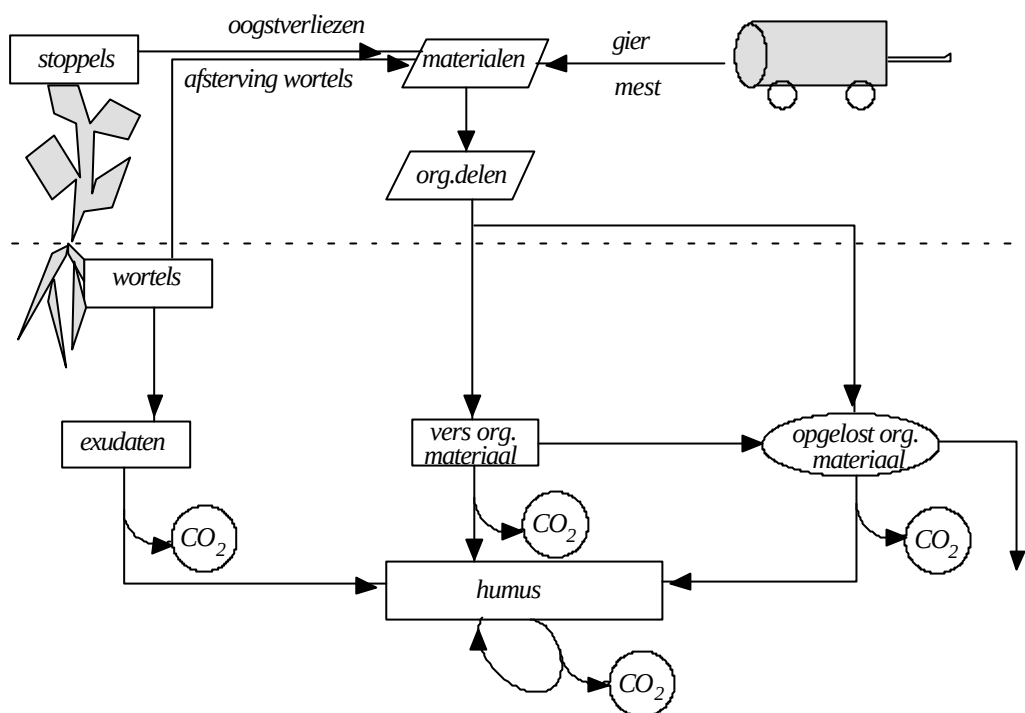
Kringloop van organische stof

In de koolstofcyclus worden de volgende processen beschreven:

- toediening van verschillende soorten organisch materiaal aan de bodem zoals vaste mest, drijfmest, plantenresten, stro, enz. Een gedeelte van de mest en de drijfmest bestaat uit DOC (=Dissolved Organic Carbon);
- de uitscheiding van wortellexudaten en afsterving van haarwortels bij 'niet-gras'-gewassen;
- de afsterving van wortels bij gras;
- de afbraak van het verse toegediende of gevormde organische materiaal. Bij de degradatie worden de kleinere moleculen mobiel en kunnen als DOC met de waterstroom door het bodemprofiel worden verplaatst;
- de omzetting van de afgescheiden wortellexudaten/haarwortels, het toegediende verse materiaal en het opgeloste organische koolstof naar humus;
- de 'turn-over' van de humus.

Om een breed scala aan landbouwkundige situaties door te kunnen rekenen zijn de verse organische materialen zo geformuleerd dat de uiteenlopende eigenschappen beschreven kunnen worden. Materialen kunnen verschillen qua gewichtsfractie aan organische delen, het gehalte aan DOC dat met het materiaal wordt toegediend, de afbraakarakteristiek en het N- en P-gehalte van het organische deel. Het heterogene karakter van het materiaal, en het verschijnsel dat de relatieve afbraaksnelheid met de tijd afneemt wordt tot uitdrukking gebracht in het definiëren van twee of meer fracties. Per fractie wordt de afbraak beschreven met een eerste orde omzettingsproces. De parametrisatie van de afbraakarakteristiek kan in principe worden afgeleid uit afbraakexperimenten van bijv. Kolenbrander (1969) of uit een eenvoudig organischestofmodel dat rekening houdt met de afname van de relatieve afbraaksnelheid.

In ANIMO wordt geen onderscheid gemaakt tussen levende biomassa en humus, maar wordt uitgegaan van een gecombineerde humus/biomassa 'pool'. Deze 'pool' is onderhevig aan een interne *turn-over* waarbij een gedeelte van de organische stof dissimileert.



Figuur 94 Schematische weergave van de organische stofkringloop in ANIMO

Opgeloste organische bestanddelen worden snel afgebroken. In situaties waarin de afbraak door een onvoldoende aëratie van het bodemprofiel bij ondiepe grondwaterspiegels wordt geremd, en sprake is van een grote toevoer van DOC met drijfmest, zoals aangenomen in bijv. *STONE* kan de afvoer van opgelost organisch materiaal naar het oppervlaktewater aanzienlijk zijn.

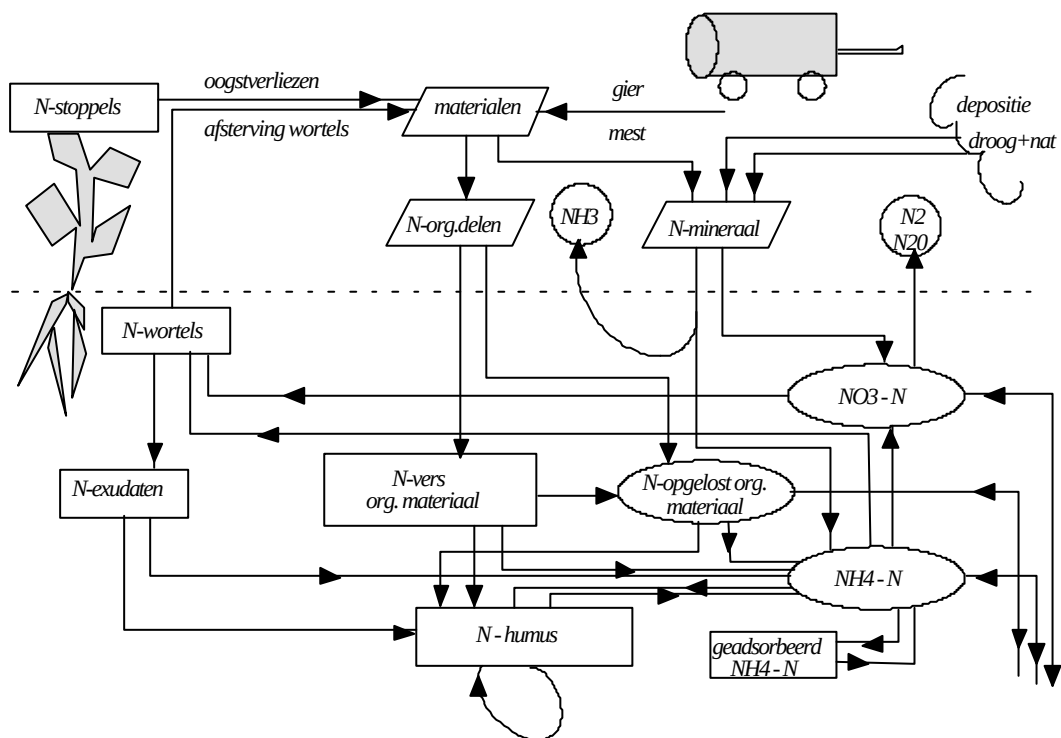
Stikstofkringloop

In de stikstofkringloop zijn de volgende processen beschreven:

- toediening van organisch stikstof met verschillende soorten organisch materiaal aan de bodem zoals vaste mest, drijfmest, plantenresten, stro, enz. Een gedeelte van de mest en drijfmest bestaat uit opgelost organisch stikstof;
- de uitscheiding van organisch stikstof in wortellexudaten en afsterving van haarwortels bij niet-gras gewassen;
- de toediening van organisch stikstof aan de bodem door afsterving van wortels bij gras;
- de mineralisatie en immobilisatie van stikstof als gevolg van de afbraak van vers organisch materiaal, wortellexudaten, haarwortels en opgelost organisch materiaal en de vorming van humus/biomassa;
- de mineralisatie van stikstof als gevolg van de dissimilatie van de humus;
- de aanvoer van mineraal stikstof bij de toediening van mest, kunstmest en andere materialen, alsmede door de droge en de natte depositie uit de atmosfeer;
- de vervluchtiging van een gedeelte van het toegediende ammonium;
- de adsorptie van ammonium aan de vaste bodemfase;

- de nitrificatie van ammonium in aanwezigheid van voldoende zuurstof;
- de denitrificatie van nitraat in gedeeltelijk en volledig anaërobe toestand;
- de opname van ammonium en nitraat door het gewas.

Het organische deel van de stikstofkringloop loopt grotendeels parallel aan de organische stof cyclus. Bij de definitie van de materialen wordt per fractie een stikstofgehalte opgegeven. De relatieve mineralisatiesnelheid hangt af van de C/N-verhouding in het verse materiaal, de C/N-verhouding in de te vormen humus/biomassa en de assimilatie/dissimilatie-verhouding. Nitrificatie is in het algemeen een snel proces. Op zandgronden bevindt het overgrote deel van mineraal stikstof zich in de nitraatvorm. In klei- en veengronden neemt ammonium een belangrijker deel in. Vervluchting is in het model bijzonder simpel gedefinieerd als een fractie van de toegediende hoeveelheid ammonium. Adsorptie van ammonium vindt plaats in evenredigheid met de concentratie. In landbouwgronden vormt de gewasopname een belangrijk deel van de totale hoeveelheid mineraalstikstof die jaarlijks in omloop is. Het model bevat een module voor de berekening van de gewasopname. Stikstof kan worden opgenomen met de transpiratiestroom. Indien de behoefte van de plant groter is dan alleen met de waterstroom zou worden opgenomen vindt actieve opname plaats. De snelheid van actieve opname is afhankelijk van de behoefte van de plant en het mineraal stikstofgehalte van de bodem. Indien het verschil tussen behoefte van de plant en gerealiseerde opname groter is dan een bepaalde drempelwaarde, ondervindt de plant schade. Deze schade kan later in het groeiseizoen niet meer worden gecompenseerd.



Figuur 95 Schematische weergave van de stikstofkringloop in ANIMO

Fosforkringloop

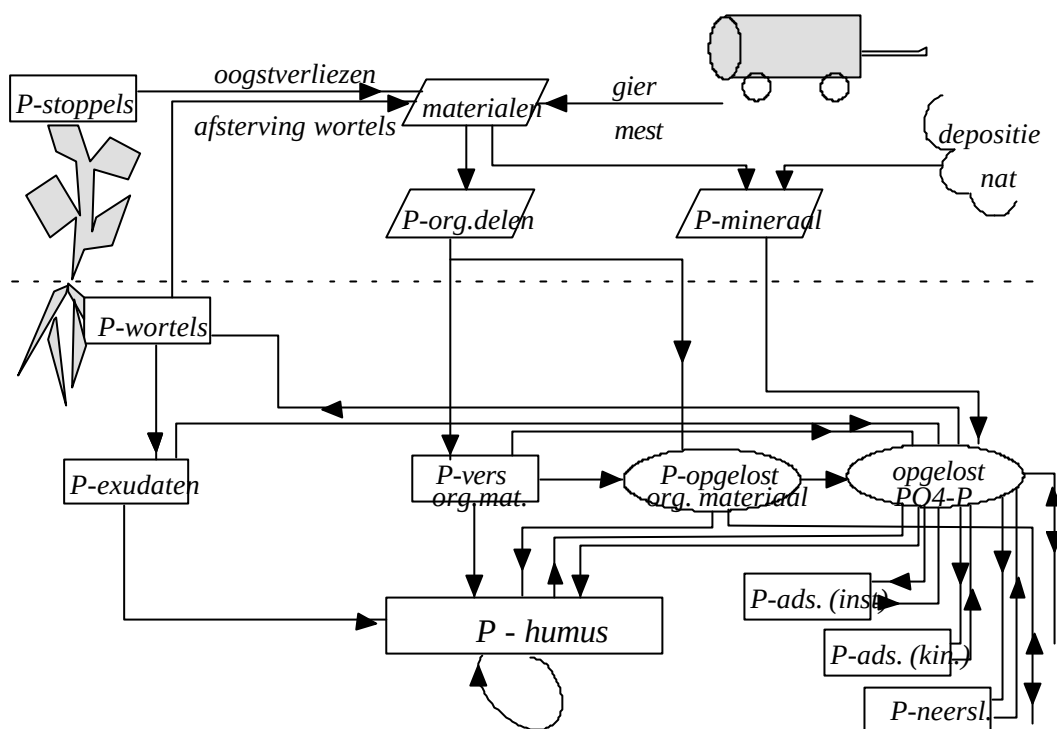
De fosforcyclus bevat de volgende onderdelen:

- toediening van organisch fosfor met verschillende soorten organisch materiaal aan de bodem zoals vaste mest, drijfmest, plantenresten, stro, enz. Een gedeelte van de mest en drijfmest bestaat uit opgelost organisch fosfor;
- de uitscheiding van organisch fosfor in wortellexudaten en afsterving van haarwortels bij niet-gras gewassen;
- de toediening van organisch fosfor aan de bodem door afsterving van wortels bij gras;
- de mineralisatie en immobilisatie van fosfor als gevolg van de afbraak van vers organisch materiaal, wortellexudaten, haarwortels en opgelost organisch materiaal en de vorming van humus/biomassa;
- de mineralisatie van fosfor als gevolg van de dissimilatie van de humus;
- de aanvoer van mineraal fosfor bij de toediening van mest, kunstmest en andere materialen, alsmede door de natte depositie uit de atmosfeer;
- de adsorptie van fosfaat aan de vaste bodemfase.

Een gedeelte van het fosfaat wordt reversibel gebonden. Bij lage fosfaatgehalten kan dit gedeelte weer gemakkelijk vrijkomen. Dit is in het model beschreven met een evenwichtsvergelijking. Een ander gedeelte wordt 'irreversibel' gebonden aan de bodem. Deze irreversibele binding is beschreven met een kinetisch proces. De adsorptie geschiedt veel sneller dan de desorptie. Echter, voor lange termijn-berekeningen met relatief hoge fosfaatgehalten in de bodem en lage mestgiften in de toekomst kan de desorptiesnelheid van belang zijn voor de hoogte van de uitspoelconcentratie.

Evenals bij stikstof loopt het organische deel van de P-kringloop grotendeels parallel aan de organische stofcyclus. Bij de definitie van de materialen wordt per fractie een stikstofgehalte opgegeven. De relatieve mineralisatiesnelheid hangt af van de C/P-verhouding in het verse materiaal, de C/P-verhouding in de te vormen humus/biomassa en de assimilatie/dissimilatie-verhouding. Reversibele sorptie van fosfaat wordt beschreven met een Langmuir-curve. Deze curve wordt gekenmerkt door een maximum niveau. Irreversibele sorptie wordt in het model doorgaans beschreven met drie parallelle 'sorptie-pools'. In de steady-state situatie zou de hoeveelheid geadsorbeerd fosfaat in elk van de pools te beschreven kunnen worden met een Freundlich-vergelijking. Iedere sorptie-pool wordt gekenmerkt door een eigen snelheidsconstante voor adsorptie en desorptie, en coëfficiënten voor de Freundlich-vergelijking.

Ook bij fosfor vormt gewasopname een belangrijk deel van de totale hoeveelheid mobiele mineraal fosfaat die jaarlijks in omloop is. Door de genoemde adsorptieprocessen is de totale voorraad mineraal fosfaat echter veel groter, en daarmee wordt de invloed van de gewasopname op de uitspoeling naar grond- en oppervlaktewater sterk gebufferd. Het model bevat een module voor de berekening van de gewasopname. Fosfaat kan worden opgenomen met de transpiratiestroom. Indien de behoefte van de plant groter is dan alleen met de waterstroom zou worden opgenomen vindt actieve opname plaats. Als door stikstofgebrek de opname bij de potentiële opname achterblijft wordt ook de opname van fosfaat gereduceerd.



Figuur 96 Schematische weergave van de fosforkringloop in ANIMO

Omgevingsfactoren

De omzettingen in de drie kringlopen zijn voornamelijk gemodelleerd als eerste orde processen. De snelheidsconstanten worden gecorrigeerd voor de omgevingsfactoren temperatuur, vocht, pH en anaërobie. De factoren voor temperatuur, vocht en pH zijn in het model onafhankelijk van de omzettingen in de genoemde kringlopen. De factor voor anaërobie hangt echter wel af van de aanwezigheid van ammonium en de organische stofomzettingen.

De invloed van de temperatuur op de processnelheid wordt beschreven met een Arrhenius-vergelijking. Met deze formule wordt een correctiefactor voor de snelheidsconstante berekend t.o.v. de referentiewaarde bij de gemiddelde jaartemperatuur.

Onder droge omstandigheden, bij pF 3,2 en hoger, wordt de processnelheid gereduceerd omdat de microbiologische populatie lijdt aan droogte-stress. Bij pF-waarde groter dan 4,2 bedraagt de reductiefactor 0,2. De correctiefactor is tussen pF 3,2 en pF 4,2 lineair gekoppeld aan de berekende drukhoogte.

De correctiefactor voor pH is geformuleerd als een sigmoïde curve, met een halfwaarde bij pH 5. Bij pH 4 bedraagt de reductiefactor 7,5% en bij pH 6 is de factor 92,5% van de optimumwaarde.

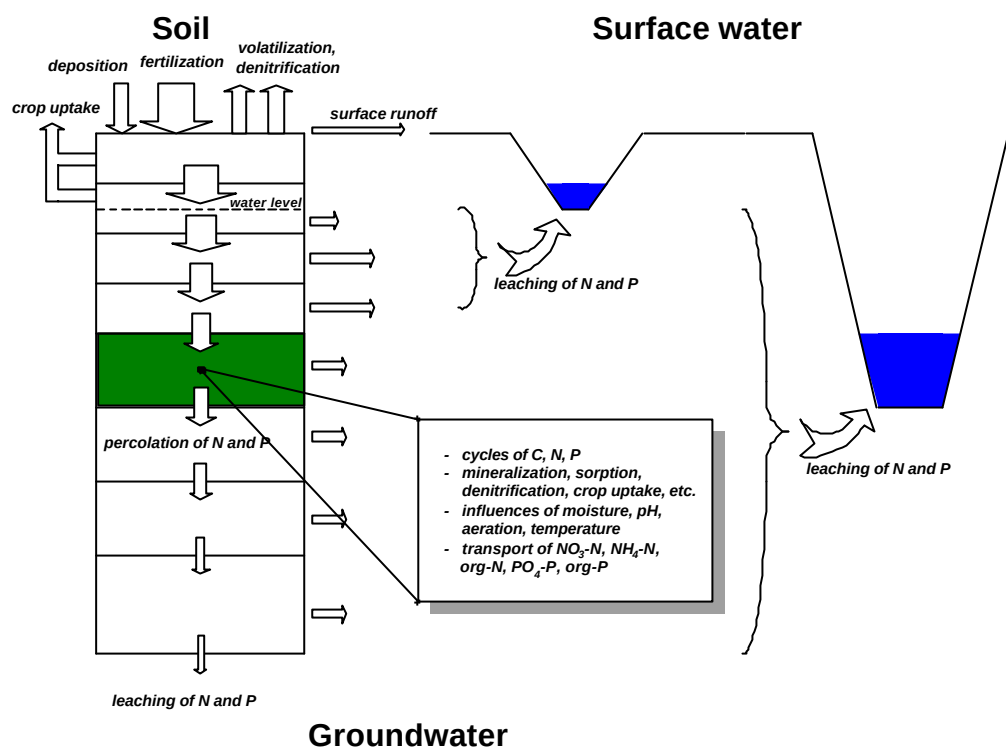
De factor voor anaërobie wordt berekend in een denitrificatiemodule. De denitrificatiesnelheid is afhankelijk van de waterverzadigingsgraad van de bodem, de beschikbaarheid van gemakkelijk afbreekbaar organische materiaal en de aanwezigheid van nitraat.

De reductiefactoren voor omgevingsinvloeden worden met elkaar vermenigvuldigd. Dit resulteert in één 'overall' reductiefactor voor de processnelheid. De vochtreductie en de reductie voor anaërobie sluiten elkaar doorgaans uit: vochtreductie treedt alleen op onder droge omstandigheden en anaërobie alleen onder natte omstandigheden.

Transportprocessen

De waterstroming in het bodemprofiel met het transport van de verschillende opgeloste stoffen wordt als een ééndimensionaal systeem gemodelleerd. Hierbij is het bodemprofiel in horizontale lagen geschematiseerd, waaruit via horizontale uitstroming de verdamping en de afvoer naar de drainagemiddelen wordt gesimuleerd. De bovenste lagen voeren overtollig water af naar greppels (vierde orde) en perceelssloten (derde orde); lager gelegen lagen naar (tweede orde) afvoerkanalen. Via de onderste laag is sprake van verticale kwel vanuit, of wegzijging naar de aquifer (eerste orde). Tevens vindt er intern verticaal transport plaats van laag tot laag. In de hydrologische schematisering wordt ervan uitgegaan dat een kanaal tevens als sloot en als greppel functioneert; een sloot functioneert ook als greppel.

De laagindeling geschiedt op grond van de bodemfysische en -chemische eigenschappen van de verschillende bodemhorizonten. De horizonten waarin de belangrijkste veranderingen in de stikstof- en fosforhuishouding plaatsvinden (meestal de bovenste horizonten) worden in meerdere en dus dunnere lagen opgesplitst. Naast afvoer naar ontwateringsmiddelen kan het model afspoeling van oppervlakkig toegevoerde meststoffen over het bodemoppervlak simuleren.



Figuur 97 Schematische weergave van het transport van opgeloste stoffen naar het grondwater en naar oppervlaktewater in ANIMO

Voor iedere laag wordt per tijdstap een volledige water- en stoffenbalans en de daarbij optredende omzettingsprocessen berekend. Organische stof in oplossing, minerale stikstof (in de vorm van ammonium en nitraat) en minerale fosfor (in de vorm van fosfaat) worden in de waterfluxen van en naar de verschillende lagen en drainagemiddelen getransporteerd.

Het model is in essentie een ééndimensionale grondkolom. De bovengrens is het maaiveld, de ondergrens de diepte van de lokale grondwaterstroming; de laterale begrenzing wordt gevormd door de oppervlaktewatersystemen. De voornaamste gesimuleerde processen zijn mineralisatie en immobilisatie, gewasopname, denitrificatie als functie van (gedeeltelijke en tijdelijke) anaërobe, decompositie van organische stof, de verdeling van zuurstof en temperatuur in de bodem, nitrificatie, desorptie en adsorptie van ammonium en fosfor aan het bodemcomplex, afvoer naar verschillende oppervlaktewatersystemen en uitspoeling naar het grondwater. De tijdstap van simulatie is 1 tot 30 dagen en de standaard-eenheid van oppervlakte 1 m^2 .

Het aantal balansvariabelen bedraagt circa 50. De voornaamste zijn zuurstofbehoefte, afbraaksnelheden van vier soorten organische stof, snelheid van nitrificatie, sorptie van ammonium en fosfor en 14 waterfluxen (neerslag, afvoer, kwel, uitspoeling, tweede- en derde orde drainage en infiltratie, drie evaporatietermen, transpiratie).

Het aantal toestandsvariabelen bedraagt circa 75, gerelateerd aan o.a. vochtgehalten, humus, organische stof, geadsorbeerd ammonium, fosfor en nitraat.

In- en uitvoer van het model

Het aantal invoervariabelen bedraagt circa 80, en is gerelateerd aan de waterbalans van de bodem, het beheer van meststoffen (hoeveelheid, soort, tijd en diepte van giften), fysische bodemparameters (pF, bulkdichtheid, vijf temperatuurparameters, diffusiecoëfficiënten voor zuurstof in de bodem), chemische eigenschappen van de bodem (pH, sorptiecoëfficiënten, sorptiesnelheden) en randvoorwaarden in ruimte en tijd.

Er worden circa 100 variabelen uitgevoerd, waaronder alle termen van volledige balansen van een bodem-water-gewassysteem voor water, nitraat-N, ammonium-N, organische-N, ortho-P en organische-P.

Aanhangsel 9 Meta-modellen van ANIMO

9.1 Meta-modellen

In het bio-economisch model (BEM) van Waterwijs wordt gebruik gemaakt van meta-modellen voor (Mol-Dijkstra, 1999):

- NO₃-N concentratie van het grondwater;
- Afvoer van N naar het oppervlaktewater;
- Afvoer van P naar het oppervlaktewater.

Een overzicht van verklaarde en verklarende variabelen wordt gegeven in Tabel 1.

Tabel 80 Overzicht van verklaarde en verklarende variabelen in de meta-modellen. Gemiddelde en standaardafwijking over de periode 2031-2045 van basisgegevens uit WSV-vermestingsstudie

	afkorting	eenheid	gemiddeld	std. afw.
Verklaarde variabelen				
Concentratie NO ₃ in grondwater	no3cgrw	mg·l ⁻¹	10.02	21.0
Afvoer N naar oppervlaktewater	N _{opp}	kg·ha ⁻¹	21.56	31.6
Afvoer P naar oppervlaktewater	P _{opp}	kg·ha ⁻¹	2.656	4.3
Verklarende variabelen				
GHG	GHG	m	0.667	0.68
GLG	GLG	m	1.495	0.61
Wegzijging op 7 m -mv	wegz7	mm	77.49	111.8
Kwel op 7 m -mv	kwel7	mm	150.8	181.7
Concentratie N in kwel op 7 m -mv	Nckwel7	mg·l ⁻¹	2.91	3.75
N-overschot	Nover	kg·ha ⁻¹	63.53	108.6
Concentratie P in kwel op 7 m -mv	Pckwel7	mg·l ⁻¹	0.32	0.64
P-overschot	Pover	kg·ha ⁻¹	8.327	17.1
Voorraad P tot 1 m -mv	somP	kg·ha ^{-1 1)}	5488	2764
Afgeleide verklarende variabelen				
netto kwel	kwwz7	mm	73.3	262.5
Kwelflux N	Nkwel	kg·ha ⁻¹	7.51	12.37
Kwelflux P	Pkwel	kg·ha ⁻¹	0.81	2.01

1) In het model voor de P-afvoer is de eenheid van somP ton^h·ha⁻¹.

Het model voor de voorspelling van nitraatconcentratie in het grondwater ziet er als volgt uit:

$$\begin{aligned}
 {}^{10} \log(\text{no3cgrw}) = & c + c_{\text{bodem}}[\text{bodem}] + c_{\text{gewas}}[\text{gewas}] + \\
 & c_{\text{bodem-gewas}}[\text{bodem, gewas}] + c_{\text{Nkwel}} \cdot \text{Nkwel} + \\
 & (c_{\text{GHG}} + c_{\text{GHG-bodem}}[\text{bodem}] + c_{\text{GHG-gewas}}[\text{gewas}]) \cdot \exp(l \cdot \text{GHG}) + \\
 & (c_{\text{kwwz7}} + c_{\text{GHG-kwwz7}} \cdot \exp(l \cdot \text{GHG}) + c_{\text{Nover-kwwz7}} \cdot \text{Nover}) \cdot \\
 & \text{kwwz7} + \\
 & (c_{\text{Nover}} + c_{\text{Nover-bodem}}[\text{bodem}] + c_{\text{Nover-gewas}}[\text{gewas}]) \cdot \text{Nover}
 \end{aligned} \tag{87}$$

Voor de afspoeling van N naar het oppervlaktewater luidt het meta-model:

$$\begin{aligned}
 {}^{10}\log(N_{opp}) = & c + c_{bodem}[bodem] + c_{gewas}[gewas] + c_{Nkwel} \cdot Nkwel + \\
 & (c_{GHG} + c_{GHGbodem}[bodem] + c_{GHG-gewas}[gewas]) \cdot \exp(l \cdot GHG) + \\
 & (c_{kwwz7} + c_{GHGkwwz7} \cdot \exp(l \cdot GHG) + c_{Nover-kwwz7} \cdot Nover) \cdot kwwz7 + \quad (88) \\
 & (c_{Nover} + c_{Noverbodem}[bodem] + c_{Nover-gewas}[gewas]) \cdot Nover
 \end{aligned}$$

En het model voor afspoeling van P naar oppervlaktewater wordt als volgt geschreven:

$$\begin{aligned}
 {}^{10}\log(P_{opp}) = & c + c_{bodem}[bodem] + c_{gewas}[gewas] + c_{bodem-gewas}[bodem, gewas] + \\
 & (c_{GHG} + c_{GHGbodem}[bodem] + c_{GHG-gewas}[gewas]) \cdot \exp(l \cdot GHG) + \\
 & (c_{Pover} + c_{somPbodem}[bodem]) \cdot somP + \quad (89) \\
 & c_{Pkwel} \cdot Pkwel^{0.47} + c_{kwel7} \cdot kwel7 + c_{wegz7} \cdot weg7 + c_{Pover} \cdot Pover
 \end{aligned}$$

Bij het toepassen van de meta-modellen moet erop worden gelet dat de gebruikte variabelen exact overeenkomen met de variabelen van de meta-modellering. Als kwel/wegzijging op 7 m is genomen: de flux door de onderkant van de eerste laag die dieper reikt dan de genoemde 7 m.

9.2 Geldigheidsintervallen van verklarende variabelen

Zeer belangrijker is het in acht nemen van de intervallen waarbinnen de verklarende variabelen tijdens de experimenten, waar de meta-modellen op zijn gebaseerd, hebben gevarieerd. Indien waarden worden gebruikt die buiten deze intervallen liggen zijn de berekende waarden zonder betekenis. In Tabel 81 is een opsomming gegeven van de intervalgrenzen van de belangrijkste verklarende variabelen. Indien een variabele buiten de grenzen van zo'n interval ligt wordt de waarde vervangen door de betreffende grenswaarde die wordt overschreden.

Tabel 81 Onder- en bovengrenzen van verklarende variabelen

Verklarende variabele	Ondergrens	Bovengrens
GHG (Gemiddeld Hoogste Grondwaterstand)	0	1,50 m-mv
kwel7 (kwel op 7 m-mv)	0	550 mm/jaar
weg7 (wegzijging op 7 m-mv)	0	365 mm/jaar
kww7 (kwel/wegzijging op 7 m-mv)	-365 mm/jaar	550 mm/jaar
Nover, gewas=maïs (N overschot)	0	570 kg/ha/jaar
Nover, gewas=akkerbouw (N overschot)	0	240 kg/ha/jaar
Nover, gewas=gras (N overschot)	0	570 kg/ha/jaar
Pover, gewas=maïs (P overschot)	0	90 kg/ha/jaar
Pover, gewas=akkerbouw (P overschot)	0	41 kg/ha/jaar
Pover, gewas=gras (P overschot)	0	73 kg/ha/jaar

9.3 Toepassing in combinatie met klimaatscenario's

Complicaties doen zich voor bij toepassing van de meta-modellen in combinatie met klimaatscenario's doordat de neerslag er niet in voorkomt als verklarende variabele. Dit probleem van de modeltoepassing betreft met name stikstof in het grondwater. Het meta-model voorspelt namelijk niet een vracht (zoals bij de uit- en afspoeling naar het oppervlaktewater) maar een *concentratie*. Doordat de neerslag niet als verklarende variabele in het model zit wordt het verdunningseffect niet verdisconteerd. Als de concentraties zouden worden vermenigvuldigd met de wegzijging van het klimaat-scenario, dan zouden N-verliezen worden voorspeld die in veel gevallen het stikstof-overschot overtreffen. Om dat te ondervangen zijn voor de wegzijging (en de fluxen in de ondergrond, de waterbalansen moeten sluitend zijn) de waarden van de Situatie Nu gebruikt. Maar voor de voorspelling van de concentraties worden dus wel de GHG-waarden gebruikt die door SIMGRO worden voorspeld voor het klimaatscenario.

Voor de berekening van de N- en P-vrachten naar het oppervlaktewater en van de stroomgebiedsgemiddelde-concentraties van uit- en afgespoeld water zijn juist wel alleen waarden van het klimaatscenario gebruikt, omdat anders het verdunningseffect niet in beeld komt, terwijl het effect van de GHG op de verhoogde afspoeling er wel in zit. Als dan de afvoeren van de huidige situatie zouden worden gebruikt, dan worden te hoge waarden van de concentraties berekend. Dat deze gekozen werkwijze anders is dan bij de N-concentratie in het grondwater komt doordat de meta-modellen afspoeling naar het oppervlaktewater niet de concentraties in het uit- en afgespoelde water voorspellen maar de *vrachten* in kg/ha/jaar.

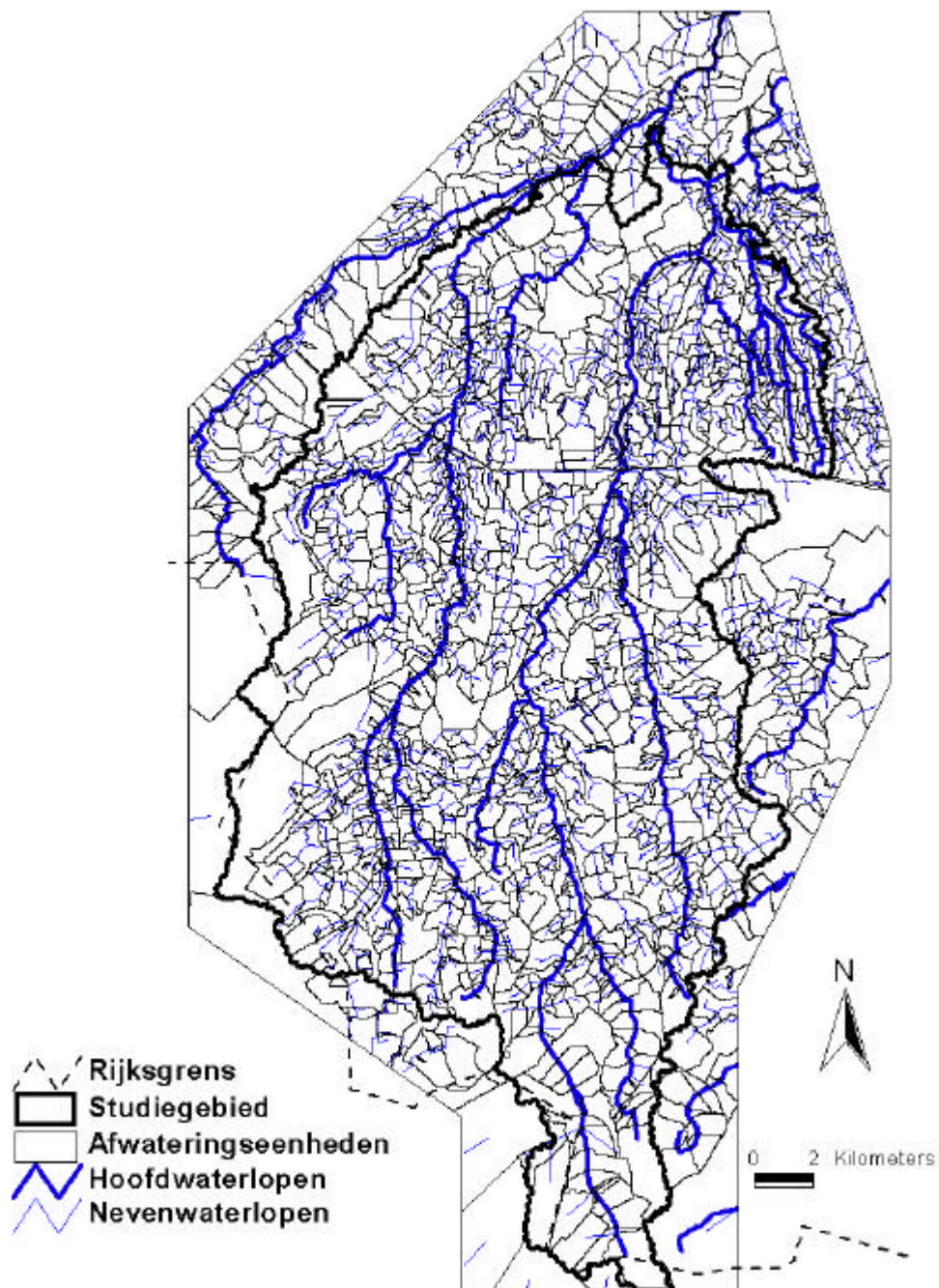
Aanhangsel 10 Vorming van ruimtelijke planningseenheden

Bij het invullen van thematische kaarten met maatregelen wordt gewerkt met zogenaamde *ruimtelijke planningseenheden*, ook wel rpe's genaamd. Bij de opdeling in ruimtelijke planningseenheden is rekening gehouden met:

- kaarten met betrekking tot water;
- de kaart met afwateringseenheden;
- bufferzones rondom de belangrijkste waterlopen;
- de kaart met het 'streefbeeld netto uitbreiding EHS³²' (p.m.);
- de bodemkaart 1:50 000, vertaald naar een kaart 'zoekgebied beekbegeleidende natuur';
- een kaart met landbouwkundige geschiktheid
- een kaart met planologische grenzen.

De kaart met de afwateringseenheden (Figuur 98) is gebruikt om rekening te kunnen houden met het 'stroomgebiedsprincipe' bij het inrichten van het gebied. De gebruikte kaart is een verfijning van de waterschapskaart, die verkregen is via een analyse van het reliëf met behulp van een zogenaamd Digitaal Terrein model. Bij de verfijning is ervoor gezorgd dat de trajecten van waterlopen nooit langer zijn dan 800 m, met een meest voorkomende lengte in de orde van 600 m.

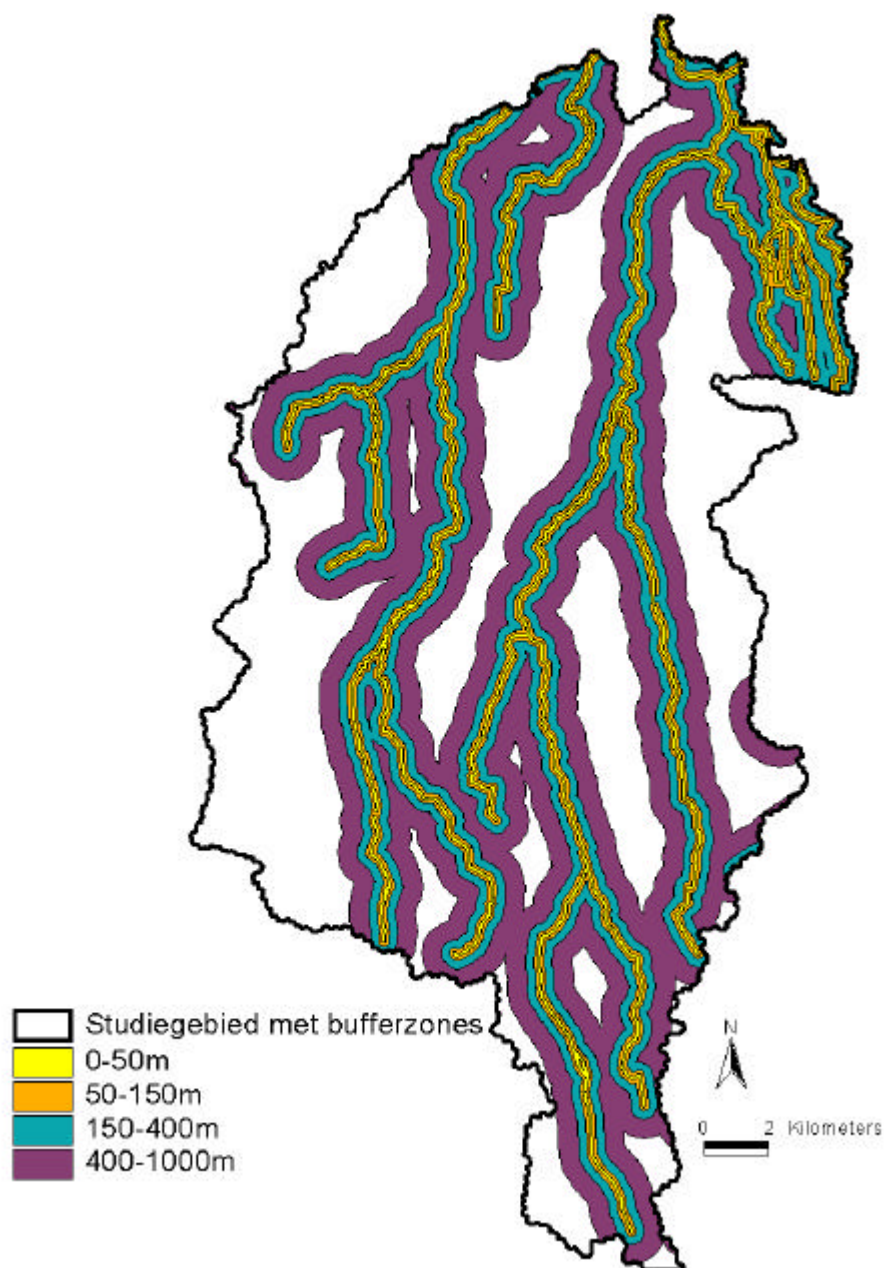
³² Voor de netto uitbreiding van de EHS is uitgegaan van uitbreiding met natuur met als natuurdoelstelling halfnatuurlijk hooiland (beekbegeleidende natuur); het gaat hier om zogenaamde 'nieuwe natuur'



Figuur 98 Afwateringseenheden van het studiegebied. De indeling is verkregen door met behulp van een Digitaal Terreinmodel (DTM) een verfijning te maken van de waterschapskaart

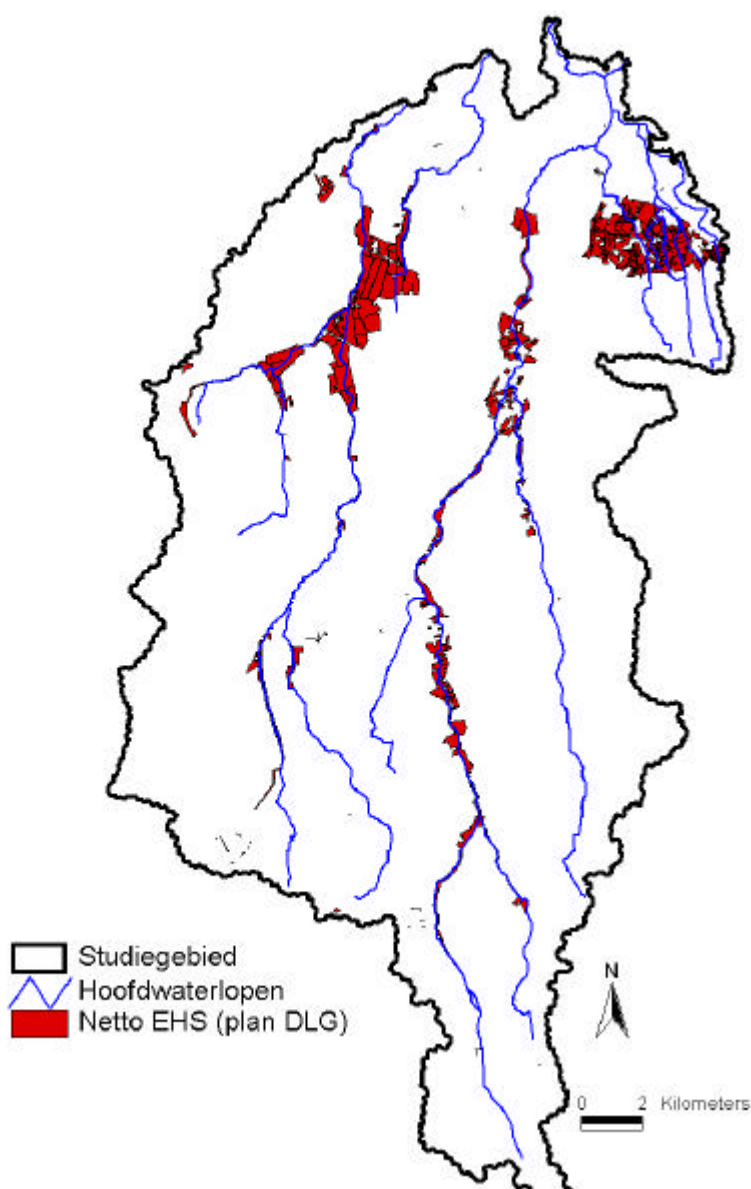
De zones van 50 m aan weerszijden van hoofdwaterlopen (de binnenste buffergebieden; zie Figuur 99) vormen een zoekruimte voor ecologische verbindingen. Deze kaart is meegenomen om ten volle de mogelijkheden te kunnen onderzoeken die het gebied voor natuurontwikkeling biedt, en wel in het bijzonder voor natuurontwikkeling gericht op verbinding zones met beekbegeleidende natuur. De breedte van deze zoekruimte is gebaseerd op de kleinst haalbare rekeningeenheid waar maat-

regelen in het hydrologische model kunnen worden ingebracht, d.w.z. een cel van 100×100 m. Dat is overigens breder dan de smalste zones die in de netto uitbreiding EHS zijn aangegeven (zie onder). Uit praktische overwegingen is dit echter een onvermijdelijk verschil tussen de minimum breedte die in werkelijkheid nodig wordt geacht en de breedte die met het planningsinstrumentarium wordt aangegeven. Overigens is het in de praktijk ook zo dat juist op de grens tussen EHS en landbouwgebied er een smalle bufferstrook nodig in verband met bescherming tegen afspoeling en inwaaien van mest. Men kan het ook zo zien dat in de 100 m zone breedte dit deel van het landbouwgebied is inbegrepen.



Figuur 99 Bufferzones langs hoofdbeken, voor gebruik bij ruimtelijke zonering

De overige (potentiële) bufferzones rondom de belangrijkste waterlopen (zie Figuur 99) zijn gebruikt om op efficiënte wijze de condities te kunnen creëren in de voor beekbegeleidende natuur meest kansrijke gebiedsdelen. 'Efficiënt' is in dit geval het niet onnodig beperken van de landbouw in het omringende gebied. Op basis van gebiedskennis en hydrologisch inzicht is gekozen voor breedtes van 100, 250 en 600 m. Dat er gewerkt wordt met zones van een toenemende breedte heeft ermee te maken dat een hydrologische beïnvloeding steeds kleiner wordt naarmate men verder weg van de beek komt. Om per zone toch een effect van vergelijkbare grootte te krijgen moet een steeds bredere strook erbij worden betrokken. Dit past binnen de 'uitgaande van doelen voor effecten naar maatregelen zoeken' werkwijze die hier is gevolgd.

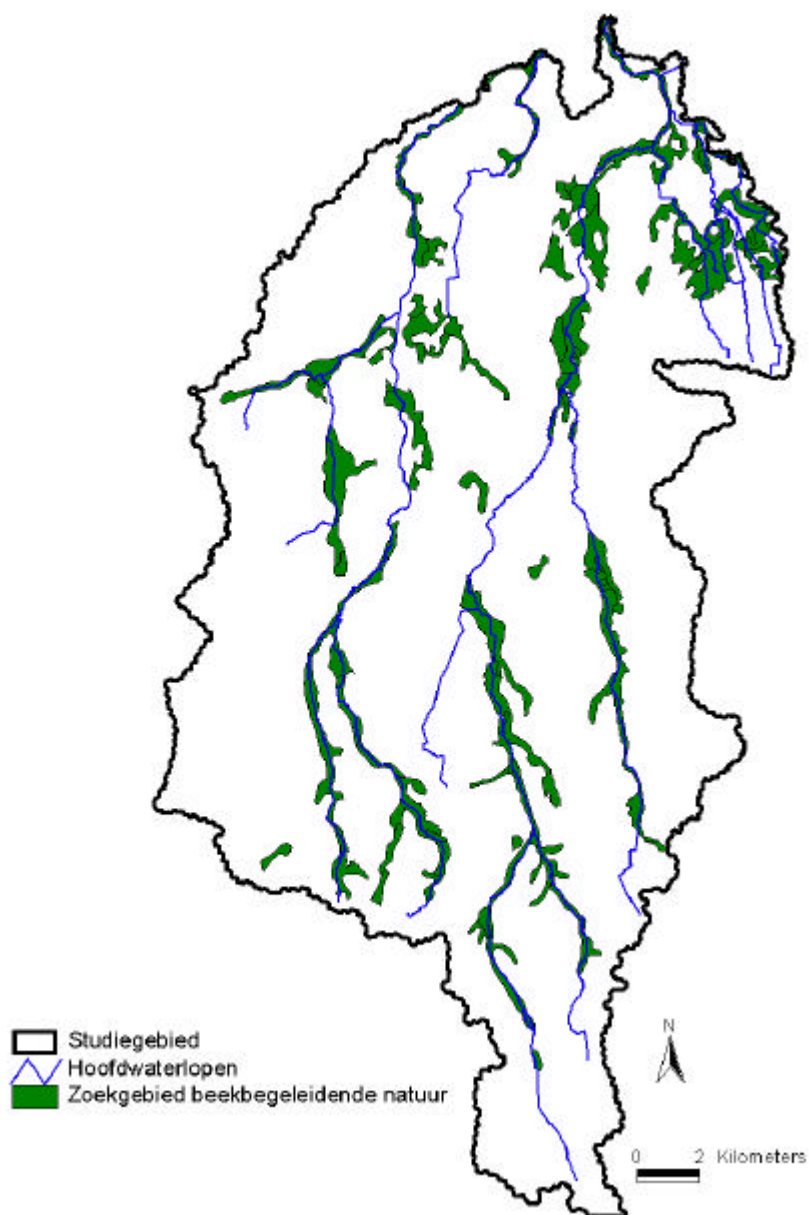


Figuur 100 Streefbeeld netto uitbreiding EHS (Voorontwerp Begrenzingsplan Beerze en Reusel; DLG,1998)

Een ommissie is dat de grenzen van bestaande natuur niet zijn meegenomen. Daardoor zijn er planningseenheden ontstaan die deels landbouw deels natuur zijn. Het gaat hier overigens niet om het voor deze studie belangrijkste type natuur, namelijk de beekbegeleidende natuur. Met die locaties is wel rekening gehouden.

Men kan zich afvragen of hier niet verkeerd om wordt geredeneerd: het is toch juist de bedoeling om de gewenste breedte van de zone te *berekenen* bij *het plannen met water*? Dat laatste wordt inderdaad met het instrumentarium nagestreefd, alleen is de keuzevrijheid van het model ingeperkt tot een aantal 'discrete' opties, te weten de bovengenoemde breedtes. Het zou ook mogelijk kunnen zijn om voor een specifieke situatie en vooraf vaststaande overige omstandigheden een gewenste buffer nauwkeurig te berekenen op een continue schaal. Maar juist bij het maken van *integrale* plannen moet tegelijkertijd met een heel aantal gerelateerde zaken rekening worden gehouden, om het totale probleem op te lossen. Zonder het inperken van de ruimtelijke keuzemogelijkheden is het niet mogelijk om deze integrale benadering te volgen. Voor alle duidelijkheid: het instrumentarium kan bij het bedenken van een bepaalde strategie ervoor kiezen om op sommige trajecten een hele smalle zone te nemen en op andere trajecten juist een hele brede. Ook kan het efficiënt zijn om bijvoorbeeld beregening uit grondwater op grotere afstand te houden dan het diep draineren. Er kan uitkomen dat beregening uit grondwater op meer dan een kilometer afstand moet komen, en dat draineren van 400 m al kan. Met nadruk wordt dus gesteld dat het gaat om *potentiële* bufferzones, waarvan het dus nog maar de vraag is in hoeverre de zones daadwerkelijk worden gebruikt voor beschermende maatregelen.

Figuur 100 met het 'streefbeeld netto uitbreiding EHS' is afkomstig van de Dienst Landelijk Gebied (Voorontwerp Begrenzingsplan Beerze en Reusel, 1998). Deze kaart geeft aan welke gebieden door DLG zijn geselecteerd om toegevoegd te worden aan de netto Ecologische Hoofdstructuur. Voor een belangrijk deel gaat het bij kaart 2 hier om zones van ca. 25 m breed langs weerszijden van interessante waterlopen. Een apart probleem vormen de maatregelen die in de praktijk worden genomen in hele smalle stroken op de overgang van de beekbegeleidende natuur naar het landbouwgebied. In het bovenstaande is reeds aangegeven dat de zones langs de beken twee keer zo breed zijn als wat op sommige plaatsen als minimaal noodzakelijk wordt gezien ten behoeve van de 'netto uitbreiding EHS' (zie ook Figuur 100). Deze discrepanties tussen model en 'werkelijkheid' kunnen voor een deel worden opgevangen met behulp van aangepaste parameters bij het berekenen van effecten. Het is alleen niet mogelijk om daarbij de *hydrologische ingreep* binnen de zones te variëren. Wel kan men bijvoorbeeld aangeven dat slechts een deel van de beekbegeleidende grond echt aangekocht moet worden voor natuur; voor een ander deel moet dan een vergoeding worden betaald voor een aangepaste vorm van landgebruik door de landbouw.



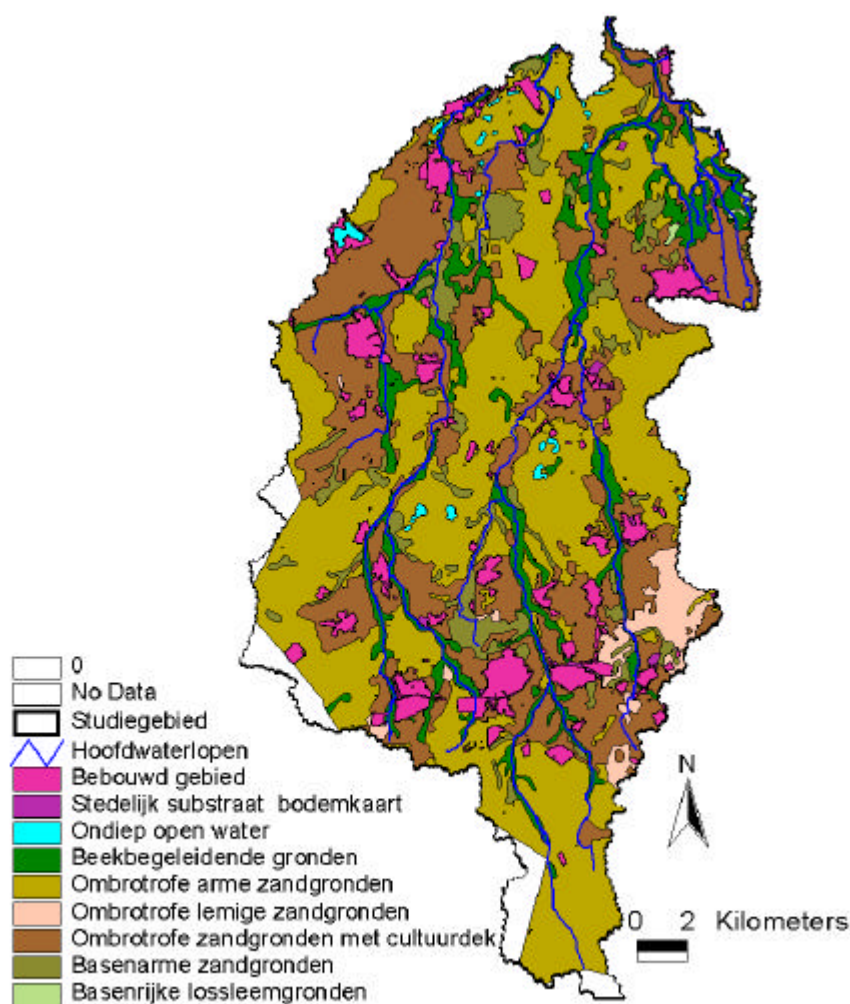
Figuur 101 Zoekgebied beekbegeleidende natuur

Figuur 101 met de vertaling van de bodemkaart 1:50 000 naar een 'zoekgebied beekbegeleidende natuur' is verkregen door de volgende categorieën van bodemeenheden te selecteren:

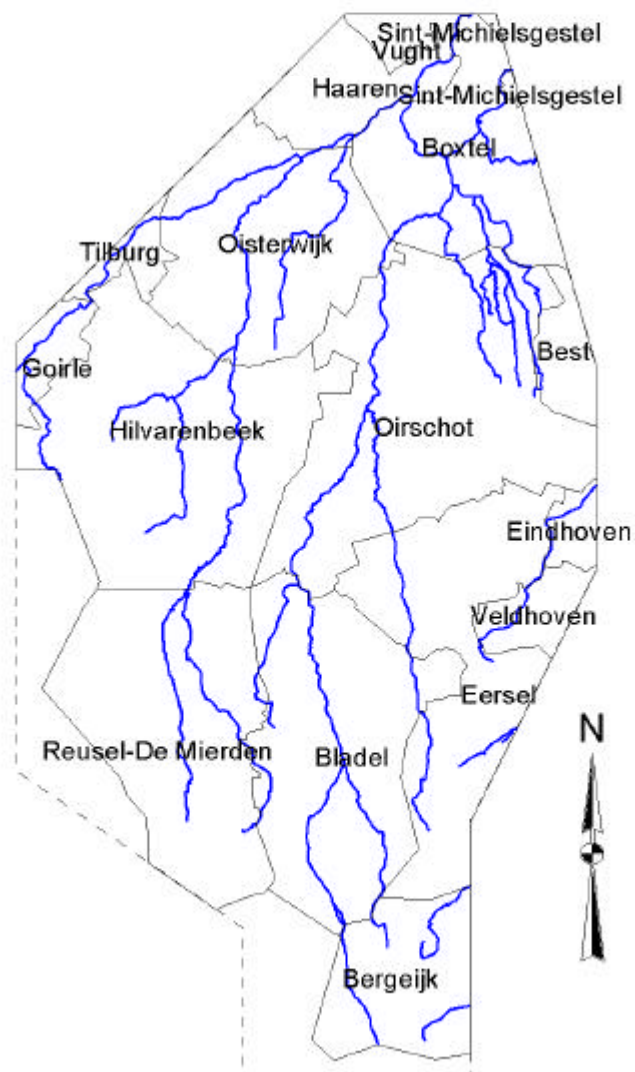
- basenarme beekbegeleidende gronden;
- basenrijke beekleemgronden;
- ombrotrofe veengronden;
- basenrijke veengronden.

Voor de bepaling van de 'landbouwkundige geschiktheid' is een vertaling genomen van de bodemkaart naar bodemtypen in termen van het moedermateriaal (zand, klei,

enz.), met uitsluiting van de eenheden die horen bij het 'zoekgebied beekbegeleidende natuur. Deze eenheden zijn in Figuur 102 aangegeven. Voor het bebouwde gebied is overigens niet uitgegaan van de bodemkaart, omdat laatstgenoemde verouderd is op dit punt. In plaats daarvan is voor bebouwd gebied uitgegaan van de zogenaamde LGN3-kartering aan de hand van *remote sensing* opnamen. Het bleek dat op sommige plekken de bodemkaart toch een grotere bebouwd areaal aangeeft. Ook die gebiedsdelen zijn als bebouwd geclassificeerd in Figuur 102 (met een aparte legenda-eenheid).

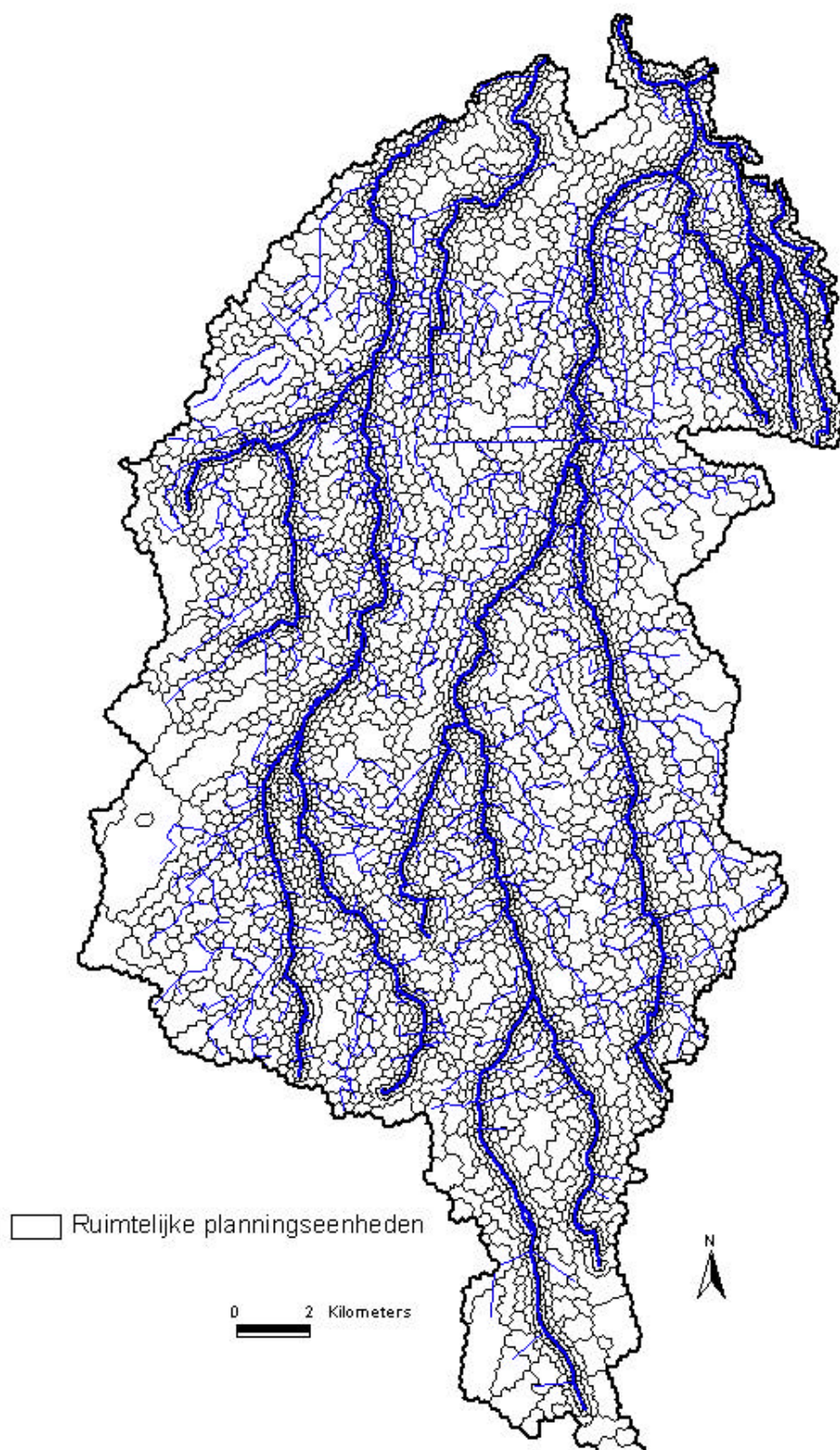


Figuur 102 Classificatie van gronden aan de hand van het moedermateriaal en belangrijkste kenmerken



Figuur 103 Gemeentelijke grenzen

Tenslotte is er wat de bestuurlijke grenzen betreft rekening gehouden met de grenzen van gemeenten (Figuur 103). De uiteindelijke kaart met ruimtelijke planningseenheden is weergegeven in Figuur 104.



Figuur 104 Ruimtelijke planningseenheden

Referenties

- Aggenbach, C.J.S., M.H. Jalink, A.J.M. Jansen en W. van Boschginga. 1998. *De gewenste grondwatersituatie voor terrestrische vegetatietypen van Pleistoceen Nederland*. NOV-rapport 3-1. Nationaal Onderzoekprogramma Verdroging, Lelystad.
- Bal, D., H.M. Beije, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Kansen en P.J. van der Reest. 1995. *Handboek natuurdoeltypen in Nederland*. IKC-Natuurbeheer, Wageningen.
- Barbier, B. en C. Carpentier. 2000. *The conditions for sustainability of tropical agriculture. Bioeconomic models applied tot five contrasting farming systems*. Paper, presented at the mini-symposium 'Integrating Approaches for Natural Resource Management and Policy Analysis – Bioeconomic Models, Multiagent Systems, and Cellular Automata. XXIV Int. Conf. Of Agricultural Economists (IAAE), Berlin, August 13-19, 2000.
- Barbier, B. en G. Bergeron. 2001. *Natural Resource Management in the Hillsides of Honduras. Bioeconomic modeling at the microwatershed level*. Research report 123, Int. Food Policy Research Institute, Washington, DC, USA.
- Boers, P.C.M. (red.), H.L. Boogaard, J. Hoogeveen, J.G. Kroes, I.G.A.M. Noij (red.), C.W.J. Roest, E.F.W. Ruijgh en J.A.P.H. Vermulst. 1997. *Watersysteemverkenningen 1996. Huidige en toekomstige belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat vanuit de landbouw*. RIZA rapport 97.013, Lelystad / Rapport 532 SC-DLO, Wageningen.
- Berghs, M.E.G. en A. Van den Ham (red.). 1994. *Verkenning veehouderij en milieu: Beelden bij eisen*. Publicatie 43, IKC, Ede.
- CBS. 2001. Landbouwtelling. Zie <http://www.cbs.nl>
- DASH. 2001. *XPRESS-MP Reference Manual*. Dash Associates, Blisworth (UK)
- Drent, J. (red.). 1989. *Optimaliseren regionaal waterbeheer in gebieden met tegengestelde belangen; hoofdrapport*. Rapport 7 SC-DLO, Wageningen.
- Foppen, R.P.B. and J.P. Chardon. 1998. *LARCH-EUROPE, a model to assess the biodiversity potential in fragmented European ecosystems. An expert system under the MIRABEL umbrella*. Report 98/4, IBN, Wageningen.
- Foppen, R.P.B. en M.J.S.M. Reijnen. 1998. *Ecological networks in riparian systems; examples for Dutch floodplain rivers*. Backhuys Publishers, Leiden.
- Foppen, R.P.B., N. Geilen and T. van der Sluis. 1999. *Towards a coherent habitat network for the Rhine. Presentation of a method for the evaluation of functional river corridors*. Report 99/1, IBN, Wageningen.
- Groenendijk, P. 2001. *Modelling solute transport and denitrification in a regional groundwater system*. Interne Notitie, Alterra, Wageningen.
- Groenendijk, P. en F.J.E. van der Bolt. 1996. *Nutriëntenbelasting van grond-en oppervlaktewater in de stroomgebieden van de Beerze, de Reusel, en de Rosep. Simulatie van de nutriëntenhuishouding*. Rapport 306.2 SC-DLO, Wageningen.
- Groenendijk, P. and J.G. Kroes, 1999. *Modelling the nitrogen and phosphorus leaching to groundwater and surface water with ANIMO 3.5*. Alterra report 144. Wageningen.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A., D.R. Lammertsma en R. Pouwels. 2000. *De geschiktheid van natuurgebieden in Noord-Brabant en Limburg als leefgebied voor edelhert en wild zwijn*. Rapport 86, Alterra, Wageningen.

- Haasnoot, M., J.A.P.H. Vermulst and H. Middelkoop. 1999. *Impacts of climate change and land subsidence on the water systems in The Netherlands; terrestrial areas*. Rapport 99.049 RIZA, Lelystad.
- Hanski, I. 1994. *A practical model of metapopulation dynamics*. J. Anim. Ecol. 63:151-162.
- Hazell, P.B.R. and R.D. Norton. 1986. *Mathematical Programming for Economic Analysis in Agriculture*. Macmillan Publishing Company.
- Helming, J.F.M. 1997. *Mogelijke ontwikkelingen van landbouw en milieu bij een strenger milieubeleid voor de Nederlandse landbouw*. Publicatie 1.30 LEI, Den Haag.
- Howitt, R. E. 1995. *Positive Mathematical Programming*. Amer. J. Agric. Econ. 77:329-342.
- Kolenbrander, G.J., 1969. *De bepaling van de waarde van verschillende soorten organische stof ten aanzien van hun effect op het humusgehalte bij bouwland*. C6988. Instituut voor Bodemvruchtbaarheid, Haren.
- Kros, J., G.J. Reinds, W. de Vries, J.B. Latour en M.J.S. Bollen. 1995. *Modelling soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology*. Report 95 SC-DLO, Wageningen.
- Landinrichtingsdienst. 1987. *De invloed van de waterhuishouding op de landbouwkundige productie; rapport van de werkgroep Help-tabel*. Mededeling 176 Landinrichtingsdienst, Utrecht.
- Leneman, H. 1999. *Het eenduidig bodemgebruiksbestand: methode en validatie voor 1997*. Rapport 2.99.15, LEI, Den Haag.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat. 1989. *Derde Nota Waterhuishouding adviezen: water voor nu en later*. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 's-Gravenhage.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat. 1998. *Vierde Nota Waterhuishouding*. 's-Gravenhage.
- Mol-Dijkstra, J.P, W. Akkermans, C.W.J. Roest en M.J.W. Jansen. 1999. *Metamodellen voor effecten van N- en P-belasting op de grond- en oppervlaktewaterkwaliteit*. Technical Document 61 SC-DLO, Wageningen.
- Natuurbalans, 2000. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. Samson BV, Alphen aan den Rijn.
- Orlovski, S., S. Kaden and P.E.V. van Walsum. 1986. *Decision support systems for the analysis of regional water policies*. WP-86-33. International Institute for Applied Systems Analysis, A-2361 Laxenburg, Oostenrijk.
- Pouwels, R. 2000. *LARCH: een toolbox voor ruimtelijke analyses van een landschap*. Rapport 43, Alterra, Wageningen.
- Querner, E.P. and P.J.T. van Bakel. 1989. *Description of the regional groundwater flow model SIMGRO*. Report 7 SC-DLO, Wageningen.
- Reijnen, R., R. Jochem, M. de Jong en M. de Heer. 2002. *LARCH Vogels Nationaal; een expertsysteem voor het beoordelen van de ruimtelijke samenhang en de duurzaamheid van broedvogelpopulaties in Nederland*. Rapport Alterra, Wageningen (in voorbereiding).
- RUN. 1998. *Rijksuitgangspunten voor het opstellen van het reconstructieplan*. Bijlage, bedoeld in Artikel 9 van de Reconstructiewet concentratiegebieden (LNV; VROM), die bekend staat als de Rijksuitgangspuntennota (RUN).
- Zie <http://www.minlnv.nl/cgi-bin/autoframe.pl?snp=/snips/framesets/autoframe.snp&frame=/thema/dier/veehoud/varkens/reconstructie/nottdvvr00.htm>

- Runhaar, J. 1989. Toetsing van het ecotopensysteem. *Deel 1: Hoofdrapport*. Meded. 48a. CML, Leiden.
- Runhaar, J., J.P.M. Witte en P.H. Verburg. 1997. *Ground-water level, moisture supply, and vegetation in The Netherlands*. Wetlands 17:528-538.
- Runhaar, J., H.L. Boogaard, S.P.J. van Delft en S. Weghorst. 1999. *Natuurgericht Landevaluatiesysteem (NATLES)*. Rapport 704 SC-DLO, Wageningen.
- Siefke, A. 1984. *Zur Dismigration der Vögel als popularem Phänomen I. Ein heuristisches Modell der Ansiedlerstreuung*. Zool. Jb. Syst. 111:307-319.
- Stevens R.A.M., J. Runhaar, H.A. Udo de Haes en C.L.G. Groen. 1987. *Het CML-ecotopensysteem: een landelijke ecosysteemindeling, gericht op de vegetatie*. Landschap 4:135-150.
- Stolp, J. en H. Vroon 1990. *Een snelle methode voor het berekenen van kritieke z-afstanden en verzadigingstekorten bij twee fluxen in gelaagde bodemprofielen tijdens de veldopname*. Interne Meded. 92 SC-DLO, Wageningen.
- Stuyt, L.C.P.M., A.G. Segeren, B. Witteveen, A.H. Lobbrecht, N. van der Windt, P.J.T. van Bakel en H.J. van Zanten. 2000. *Decision Support System Hoogwater in Regionale Watersystemen (DSS HWRW)*. Een strategisch beslissingsondersteunend systeem, gericht op selectie van inrichtingsmaatregelen ter vermindering van de hoogwaterproblematiek in beeksystemen. Rapport 106, Alterra, Wageningen.
- Ten Cate, J.A.M., A.F. van Holst, H. Kleijer en J. Stolp. 1995. *Handleiding bodemgeografisch onderzoek. Richtlijnen en voorschriften. Deel D: Interpretatie van bodemkundige gegevens voor diverse vormen van bodemgebruik*. Technisch Document 19D, SC-DLO, Wageningen.
- Thunnissen, H., R. Olthof en P. Getz. 1992. *Landgebruikdatabank van Nederland vervaardigd met behulp van Landsat Thematic Mapper opnamen*. Rapport 168, SC-DLO, Wageningen.
- Teunissen van Maanen, T.C.. 1985. *Bodemkaart van Nederland 1: 50000; Toelichting bij de kaartbladen 50 Oost Tilburg en 51 West Eindhoven*. Stiboka, Wageningen.
- Van Asperen, P. en N. Haasbroek. 1998. *Productbeschrijving en objecten catalogus TOP10-vector*. Topografische Dienst, Emmen.
- Van der Bolt, F.J.E., A.A. Veldhuizen en P.E.V. Van Walsum. 1999. *Hydrologische systeemanalyse de Hilver. Simulatie van de regionale waterhuishouding*. Rapport 683.2 SC-DLO, Wageningen.
- Van der Gaast, J.W.J, H.Th.L. Massop, J. van Os, L.C.P.M Stuyt, P.J.T. van Bakel en C. Kwakernaak. 2002. *Waterkansen in het SGR2. Potenties voor realisatie van de wateropgaven*. Rapport 558 Alterra, Wageningen
- Van Ek R., F. Klijn en H. Runhaar. 1997. *Gewenste grondwatersituatie Noord-Brabant; Methodeontwikkeling voor het bepalen van de optimale grondwatersituatie voor de sector natuur*. Rapport 98.027 RIZA, Lelystad.
- Van Rooy, P.T.J.C. 1997. *Interactieve Planvorming gericht op Effectiviteit en Acceptatie*. STOWA Boekenreeks 12, Utrecht.
- Van Walsum, P.E.V. 1991. *Optimization of water management in regions with conflicting interests; simplified models*. Report 15 SC-DLO, Wageningen.
- Van Walsum, P.E.V. 1994. *Waterbeheer rondom de Groote Peel: verkenning van scenario's met wiskundige optimalisering*. H₂O(11):314-320.
- Van Walsum, P.E.V., P.F.M. Verdonschot en J. Runhaar. 2001. *Effects of climate and land-use change on lowland stream ecosystems*. Nationaal Onderzoek Programma Mond-

- ale Luchtverontreiniging en Klimaatverandering (NOP)*. Report 523, Alterra, Wageningen (te downloaden vanaf: www.alterra.nl/english)
- Veldhuizen, A.A., A. Poelman, L.C.P.M. Stuyt and E.P. Querner. 1998. *Software documentation for SIMGRO V3.0; Regional water management simulator*. Technical Document 50. SC-DLO, Wageningen.
- Working Group on Integrated Land Use Planning. 1999. *Land use planning. Methods, Strategies and Tools*. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH, Eschborn, Duitsland.