

MINAS en MILIEU

Balans en Verkenning

MINAS en MILIEU

Balans en Verkenning

Milieu- en Natuurplanbureau RIVM

met medewerking van:

Alterra

Centraal Bureau voor de Statistiek

Landbouw Economisch Instituut

Plant Research International

Praktijkonderzoek Plant en Omgeving

Praktijkonderzoek Veehouderij

Rijksinstituut voor Kust en Zee

Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer
en Afvalwaterbehandeling

The logo for RIVM, consisting of the lowercase letters 'rivm' in a bold, yellow, sans-serif font.

Rijksinstituut
voor Volksgezondheid
en Milieu

Vormgeving lay - out en productie : Studio RIVM

Druk en afwerking : Wilco bv, Amersfoort

CIP-gegevens

ISBN 90 6960 097-8

NUGI 825

RIVM-rapportnr. 718201005

© RIVM Bilthoven, 2002

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen of enige andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever.

Voor zover het maken van kopieën uit deze uitgave is toegestaan op grond van artikel 16b Auteurswet 1912j het Besluit van 20 juni 1974, Stb 351, zoals gewijzigd bij Besluit van 23 augustus 1985, Stb 471 en artikel 17 Auteurswet 1912, dient men de daarvoor wettelijk verschuldigde vergoedingen te voldoen aan de Stichting Reprorrecht (postbus 882, 1180 AW Amstelveen). Voor het overnemen van gedeelten uit deze uitgave in bloemlezingen, readers en andere compilatiewerken dient u zich te richten tot: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Postbus 1, 3720 BA Bilthoven.

Voorwoord

In de Meststoffenwet is vastgelegd dat de Minister van LNV tweejaarlijks verslag doet van de werking van de wet. De Minister van LNV heeft mede namens zijn collega's van VROM en V&W aan het Milieu- en Natuurplanbureau-RIVM gevraagd een onafhankelijke fact-finding uit te voeren voor een aantal onderdelen van de Evaluatie van de Meststoffenwet 2002: de verliesnormen (de relatie landbouw-milieu) en het MINAS-instrumentarium.

Het Milieu- en Natuurplanbureau-RIVM heeft deze opdracht samen met een groot aantal partners uitgevoerd, in het bijzonder:

Alterra;

Landbouw Economisch Instituut (LEI);

Plant Research International (PRI);

Praktijkonderzoek Plant en Omgeving (PPO);

Praktijkonderzoek Veehouderij (PV);

Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA);

Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ).

Verder zijn er bijdragen geleverd door het Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS) en het Centraal Planbureau (CPB).

De uitgevoerde studie had tot doel de landbouwkundige, sociaal-economische en milieukundige gevolgen van het gevoerde mineralenbeleid in kaart te brengen. Daartoe is een diagnose uitgevoerd voor de recente periode (1995-2000), vooral gebaseerd op monitoringgegevens en zijn vervolgens de verschillende opties voor verliesnormen verkend, met nadruk op de aanscherping per januari 2003.

De studie is begeleid door een *Klankbordgroep* van overheden en maatschappelijke groeperingen om de vraagstelling nader te articuleren en de relevantie van de te presenteren resultaten te vergroten. In een tweetal bijeenkomsten is over opzet en resultaten van gedachten gewisseld.

Tevens is door mij een *Commissie van Deskundigen* ingesteld die ik om een wetenschappelijk oordeel over de uitgevoerde studie heb gevraagd. De bevindingen van de commissie zijn opgenomen in een bijlage bij dit rapport.

Bij de afronding van de studie is dankbaar gebruik gemaakt van vele suggesties van de Klankbordgroep en de Commissie van Deskundigen. Ik ben beide groepen daarvoor veel dank verschuldigd.

De directeur Milieu- en Natuurplanbureau – RIVM



prof. ir. N.D. van Egmond

Inhoudsopgave

Voorwoord	5
Samenvatting op hoofdlijnen	9
Samenvatting	11
1	INLEIDING 21
1.1	Aanleiding en doel van deze studie 21
1.2	Context en doelstelling Nederlandse mest- en mineralenbeleid 23
2	HET MINERALENAANGIFTESYSTEEM (MINAS) 27
2.1	Beschrijving MINAS 27
2.2	Controle en handhaving 28
2.3	Aan- en afvoerposten MINAS 29
2.4	Relatie met Nitraatrichtlijn 30
3	MINERALEN IN DE LANDBOUW 1986-2000 33
3.1	Melkveehouderij 33
3.2	Intensieve veehouderij 37
3.3	Open teelten 39
3.4	Landelijk niveau 43
4	RESULTATEN MINERALENAANGIFTEN 45
4.1	Resultaten op hoofdlijnen 45
4.2	Achtergrondinformatie 45
4.3	Totaal betaalde heffing 46
4.4	Intensieve melkveebedrijven, verfijnde aangiften 46
4.5	Varkenshouderij-, legkippen- en slachtpluimveebedrijven, verfijnde aangiften 48
4.6	Overige bedrijfstypen 49
4.7	Forfaitaire aangiften en intermediairen 49
4.8	Meststromen 50
5	MILIEUDOELSTELLINGEN EN MILIEUKWALITEIT 1985-HEDEN 53
5.1	Inleiding 53
5.2	Milieudoelstellingen 53
5.3	Nitraat in grondwater 60
5.4	Fosfaat in bodem en grondwater 72
5.5	Oppervlaktewater 76
6	VERKENNING EVALUATIE VAN VERLIESNORMEN 93
6.1	De varianten 93

7	VARIANTEN SOCIAAL-ECONOMISCH VERKEND	97
7.1	Melkveehouderij	97
7.2	Intensieve veehouderij	103
7.3	Open teelten	105
7.4	Systeem van mestafzetovereenkomsten	111
7.5	Gevolgen voor mestoverschot en het agro-complex	114
8	VARIANTEN MILIEUKUNDIG VERKEND	117
8.1	Beschrijving aanpak verkenning	117
8.2	Belasting van de bodem met stikstof en fosfaat	120
8.3	Nitraatconcentraties in het bovenste grondwater	123
8.4	Fosfaatverzadigingsgraad van de bodem	134
8.5	Belasting van oppervlaktewater met stikstof en fosfaat	136
8.6	Concentraties van stikstof en fosfor in oppervlaktewater	143
8.7	Emissies van ammoniak en lachgas	147
8.8	Consequenties voor mens en natuur	149
9	SYNTHESE	153
9.1	Inleiding	153
9.2	Globale kosten-batenanalyse	153
9.3	Mineralen en landbouw	154
9.4	Milieu-effecten	154
9.5	Instrument MINAS	157
9.6	Aanscherping verliesnormen 1998-2002 en 2002-2003	158
9.7	Lange termijnperspectief: op weg naar duurzaamheid	160
10	CONCLUSIES	165
10.1	Conclusies op hoofdlijnen	165
10.2	Diagnose landbouwkundige en sociaal-economische effecten	168
10.3	Diagnose milieukundige effecten	170
10.4	Ex ante evaluatie landbouwkundige en sociaal-economische effecten	172
10.5	Ex ante evaluatie milieukundige effecten	175
Bijlage I	Lijst met begrippen en afkortingen	179
Bijlage II	Landbouw in Nederland	185
Bijlage III	Stikstofbeleid in Europese context	189
Bijlage IV	Advies van de Commissie van Deskundigen	195
Literatuur		203

SAMENVATTING OP HOOFDLIJNEN

In de Meststoffenwet is per 1 januari 2003 aanscherping voorzien van de landbouwkundige verliesnormen voor stikstof (N) en fosfaat (P). Op verzoek van de Ministers van LNV, VROM en VenW is door het Milieu- en Natuurplanbureau-RIVM in samenwerking met de instituten Alterra, LEI, PRI, PPO, PV, RIZA en RIKZ, nagegaan wat daarvan de milieukundige voordelen en de sociaal-economische nadelen zullen zijn. Ook zijn de effecten van het Mineralenaangiftesysteem (MINAS) over de periode 1998-2000 geëvalueerd.

MINAS

Vanuit milieukundig en landbouwkundig oogpunt is de MINAS-systematiek conceptueel een goed systeem. De verliezen vanuit het landbouwsysteem naar het milieu worden zichtbaar gemaakt. MINAS geeft ondernemers een prikkel om de mineralenoverschotten te verlagen. Bovendien biedt MINAS de ondernemers een doel en laat het de keus van de middelen aan de ondernemer zelf over.

Op basis van eerste indicaties blijkt het Mineralenaangiftesysteem (MINAS) een goed instrument te zijn om stikstof- en fosfaatverliezen in de landbouw te verlagen. Met name in de melkveehouderij zijn de overschotten gedaald. Door een scherper management hebben de meeste bedrijven deze stap gemaakt zonder veel kosten.

Veel akkerbouwers (50-60%) voldeden in 1999/2000 al aan de verliesnormen 2003. Voor de varkens- en pluimveehouders zijn sinds de start van MINAS de kosten van mestafzet sterk gestegen. Uit de beschikbare monitoringsgegevens en de resultaten van modellen blijkt dat de kosten van mestafzet en mestafzetcontracten in de intensieve veehouderij een aanzienlijk deel van het gezinsinkomen uitmaken, mede waardoor de perspectieven voor deze sector op dit moment somber zijn.

Milieukwaliteit

De nitraatconcentraties in het bovenste grondwater onder landbouw op zand zijn gedaald, maar liggen gemiddeld nog ruim een factor twee boven de norm. De concentraties in klei- en veengebieden liggen net op of onder de norm. Op grotere diepte worden in het algemeen lagere concentraties gevonden, zij het dat in bepaalde gebieden de concentraties op die diepten vergelijkbaar zijn met die in het bovenste grondwater; in deze gebieden treedt geen of weinig denitrificatie op. Door op grotere diepte te gaan toetsen, zullen de waargenomen concentraties dus representatiever zijn voor de kwaliteit van het diepere grond- en drinkwater.

In het oppervlaktewater zijn de afgelopen 10-15 jaar de stikstof- en fosfaatconcentraties gedaald, maar deze liggen gemiddeld nog een factor twee boven de norm. De emissies vanuit de landbouw zijn in de afgelopen jaren nagenoeg constant gebleven. De bijdrage van de landbouw aan de nationale stikstof- en fosfaatemissie naar het oppervlaktewater ligt in de orde van 50%. De landbouw heeft weinig bijgedragen aan realisatie van de reductiedoelstelling van het Rijn- en NoordzeeActiePlan.

Invoering verliesnormen 2003

Technisch zijn er nog voldoende mogelijkheden om de gewenste verlagingen van de overschotten te realiseren. Wel is gebleken dat deze verlaging in snelheid beperkt is: de afgelopen jaren bleek in mineralenprojecten een jaarlijkse reductie van het stikstofoverschot met 30 à 50 kg per ha mogelijk.

De kosten om de verliesnormen van 2003 te realiseren, bedragen voor akkerbouwers en melkveehouders gemiddeld circa 1.000 euro.

Aanscherping van de fosfaatverliesnormen van 2002 naar 2003 heeft vooral economische gevolgen voor de intensieve veehouderij. Er ontstaat door de aanscherping in 2003 een landelijk mestoverschot van 4 miljoen kg fosfaat (bandbreedte 0-12 miljoen kg). Dit zou als gevolg van de toegenomen druk op de mestmarkt een krimp in de intensieve veestapel van 5% betekenen.

Milieu doelstellingen en verliesnormen op lange termijn

Aanscherping van de fosfaatverliesnormen ten opzichte van het voorziene niveau van 2003 is in het licht van de ecologische doelstellingen voor het oppervlaktewater noodzakelijk. Er is sprake van een grote voorraad fosfaat in de landbouwgronden en dit leidt tot een te hoge fosfaatbelasting van het oppervlaktewater. Om een ecologisch herstel te bereiken zouden de verliesnormen tot 0-1 kg fosfaat per ha aangescherpt moeten worden. Door de grote fosfaatvoorraad in de bodem is het effect op de waterkwaliteit van een snelle verlaging van de fosfaatverliesnormen zeer beperkt.

Bij verdergaande aanscherpingen na 2003 zullen de kosten voor de landbouw bij de huidige stand van kennis en techniek meer dan proportioneel stijgen. Verdere aanscherping van de fosfaatverliesnorm naar 0-1 kg per ha zal volledig voor rekening van de intensieve veehouderij komen en daar uiteindelijk leiden tot een krimp van ca. 30%, overeenkomend met een verlies van 1 miljard euro toegevoegde waarde in het agrocomplex en een mogelijk verlies van globaal 20.000 arbeidsplaatsen.

Aanscherping van de stikstofverliesnormen ten opzichte van de verliesnormen 2003 is noodzakelijk op de droge gronden, waar ook in de diepere lagen geen denitrificatie optreedt. Voor het ecologisch herstel in oppervlaktewater is generieke aanscherping nodig, maar de resultaten hiervan worden vooralsnog gemaskeerd door de hoge fosfaatbelasting.

Tenslotte

Het verdient aanbeveling om bij de beleidsmatige afweging de sociaal-economische kosten en de ecologische baten te beoordelen met het oog op de langere termijn. De puur landbouw-economische mogelijkheden staan onder druk van het toekomstige EU-landbouwbeleid, inclusief de uitbreiding met Oost-Europese lidstaten. Ook de milieudoelstellingen beperken de economische (uitbreidings)mogelijkheden, maar vergemakkelijken de inpassing en rol van de landbouw binnen natuur en groene ruimte.

SAMENVATTING

De Nederlandse landbouw kenmerkt zich door een hoge dierlijke en plantaardige productie per eenheid oppervlak. Het gevolg hiervan is dat Nederland vergeleken met andere landen een hoog gebruik kent van dierlijke mest en kunstmest per eenheid oppervlak. Het stikstof- en fosfaatoverschot (aanvoer minus afvoer) dat hierdoor ontstaat, leidt tot vermessing van bodem en water. In het oppervlaktewater leidt met name fosfaat tot eutrofiëring met verschijnselen als kroosgroei, algenbloei en vermindering van de biodiversiteit. In het zoute water (Noordzee, Waddenzee) verhoogt stikstof de kans op algenbloei. Stikstofuitspoeling in de vorm van nitraat naar het grondwater kan leiden tot te hoge nitraatconcentraties in het drinkwater. Tenslotte veroorzaakt de emissie en de daarop volgende depositie van stikstof in de vorm van ammoniak vermindering van de biodiversiteit in met name droge natuurgebieden (bossen, heiden, schraallanden etc.).

Om deze problemen te verminderen, voert de Nederlandse overheid sinds 1984 beleid om de uitstoot van mineralen (stikstof en fosfaat) te beperken. Dit beleid was in eerste instantie sterk gericht op het reguleren van het gebruik van dierlijke mest. In 1998 is het mineralenaangiftesysteem (MINAS) ingevoerd, waardoor ook de aanvoer van stikstof-kunstmest wordt gereguleerd. In het kader van MINAS moeten landbouwbedrijven elk jaar aangifte doen van de aan- en afvoer van mineralen op hun bedrijf (aanvoer zoals veevoer, kunstmest; afvoer in de vorm van gewassen, melk, vlees, dierlijke mest). Hieruit wordt elk jaar per bedrijf het stikstof- en fosfaatoverschot berekend. Als dit hoger is dan de verliesnorm, moeten bedrijven een heffing betalen. Het doel van MINAS is echter dat bedrijven worden gestimuleerd om hun management te verbeteren, zodat de overschotten dalen en er geen heffing hoeft te worden betaald. De verliesnormen zijn sinds 1998 stapsgewijs verlaagd en voor 2003 is reeds een aanscherping van de verliesnormen in de Meststoffenwet vastgelegd (*tabel 1*). Verder heeft de overheid sinds 1998 middels de opkoop van mestproductierechten de omvang van de veestapel verkleind.

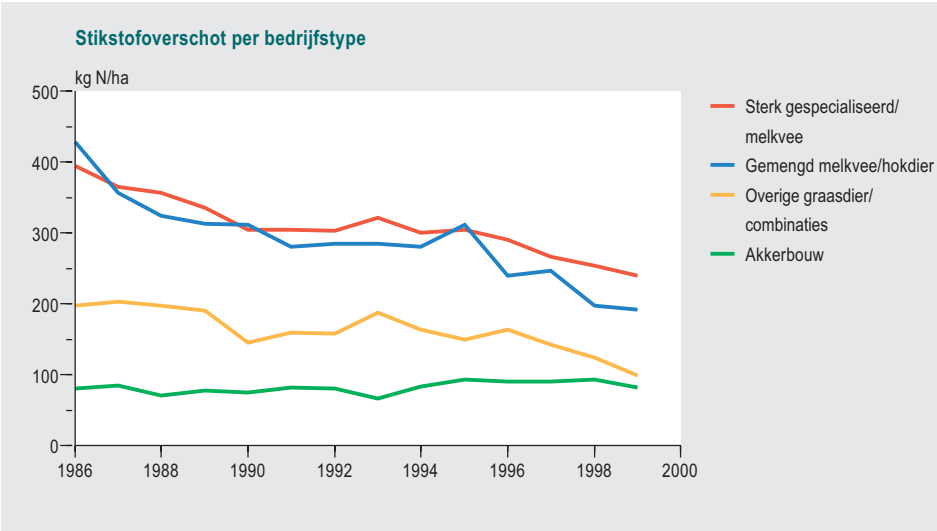
In 2002 vindt een evaluatie van MINAS van plaats. Tevens moet een keuze worden gemaakt voor de verliesnormen zoals deze zullen gaan gelden voor 2003 en verder. In dit rapport wordt een analyse gemaakt van de effecten van MINAS over de periode 1998-2000. Bovendien levert het rapport de technisch-inhoudelijke bouwstenen voor de beslissing over de verliesnormen voor 2003 en verder. Het rapport is gebaseerd op onderzoek van een aantal deelstudies, uitgevoerd in nauwe samenwerking met een groep onderzoeksinstituten (Alterra, LEI, PV, RIZA, Plant Research International, PPO en RIKZ) en met medewerking van CBS en CPB. Voor de beperking van de ammoniakemissie uit de landbouw is apart beleid ontwikkeld, met name gericht op het treffen van technische maatregelen, zoals het onderwerken van mest, het afdekken van mestopslagen en het toepassen van emissiearme stallen. Dit beleid is geen onderwerp van dit rapport. Wel zullen de consequenties van keuzes ten aanzien van MINAS op de ammoniakemissies worden aangegeven. Hetzelfde geldt voor de emissie van lachgas (N_2O), dat een veel sterker broeikaseffect heeft dan CO_2 .

Tabel 1 Wettelijke verliesnormen in het kader van MINAS, per 1-9-2001.

	Fosfaatnormen		Stikstofnormen				
	Gras	Bouw- land	Gras		Bouwland		
			overige gronden	uitsp. gevoelig	klei, veen	overige gronden	uitsp. gevoelig
1-1-1998 tot 1-1-2000	40	40	300	300	175	175	175
1-1-2000 tot 1-1-2001	35	35	275	275	150	150	150
1-1-2001 tot 1-1-2002	35	35	250	250	150	125	125
1-1-2002 tot 1-1-2003	25	30	220	190	150	100	110
1-1-2003 en verder	20	20	180	140	100	60	100

Balans Landbouw 1998-2000

Het stikstofoverschot van de melkvee- en gemengde veehouderijbedrijven is de afgelopen 15 jaar gestaag gedaald (figuur 1). De daling van het stikstofoverschot op de melkveehouderijbedrijven in 1998 en 1999 is waarschijnlijk grotendeels toe te schrijven aan MINAS. Dit blijkt onder andere uit een vergelijking tussen melkveebedrijven die in 1998 wel en niet verplicht waren om aan MINAS deel te nemen. Hieruit bleek ook dat het beperken van het mineralenoverschot voor deze bedrijven geen kosten veroorzaakte. Uit de cijfers van Bureau Heffingen en CBS blijkt dat maximaal 30% van deze bedrijven heffing betaalt, waarbij de hoogte van heffing meestal lager is dan 1.000 euro. Ook uit projecten gericht op de verbetering van mineralenmanagement blijkt dat het instrument MINAS een zeer geschikt instrument is om bedrijven te stimuleren om de stikstof- en fosfaatoverschotten te verminderen. MINAS biedt bedrijven de vrijheid om een optimale combinatie van maatregelen te kiezen. Uit de resultaten blijkt wel dat veel



Figuur 1 Ontwikkeling van het stikstofoverschot naar bedrijfstype (kg N per ha).

bedrijven nog een grote stap moeten maken om aan de voorgenomen verliesnormen voor het jaar 2003 te voldoen. In 1999/2000 voldeed nog maar 10% van de melkveebedrijven aan de stikstofverliesnormen 2003. Ook uit praktijkprojecten gericht op voorlopers blijkt dat er nog veel mogelijkheden zijn, maar dat de aanpassing van het management tijd kost. De gemiddelde daling van het stikstofoverschot blijkt op deze voorloperbedrijven circa 30-50 kg N per ha per jaar te bedragen. Voor bedrijven is het belangrijk om de vermindering van de mineralenoverschotten vanuit een integraal bedrijfsplan, dat breder is dan alleen mineralenmanagement, aan te pakken. De kosten kunnen hierdoor lager uitvallen.

Varkens- en pluimveebedrijven hebben meestal weinig grond. Voor hen betekent MINAS dat vrijwel alle mest van het bedrijf moet worden afgevoerd. Voor deze intensieve veehouderijbedrijven heeft MINAS geleid tot aanzienlijk hogere mestafzetkosten, veroorzaakt door een hogere druk op de mestmarkt. Daarnaast blijkt dat enige tientallen procenten van deze bedrijven heffing moeten betalen, waarvan een aanzienlijk deel meer dan 4.000 euro per bedrijf. Het is nog niet duidelijk in welke mate deze bedrijven de heffing kunnen verrekenen met een opgebouwd saldo of met een onderschrijving in een volgend jaar. De hoge mestafzetkosten hebben geleid tot een daling van de arbeidsopbrengst. In combinatie met de opbrengstprijzen voor vlees en eieren heeft dit geleid tot zeer lage en soms zelfs negatieve arbeidsopbrengsten, hetgeen de continuïteit van veel bedrijven in gevaar brengt. Er zijn op deze bedrijven nog mogelijkheden tot het reduceren van de excretie per dier. MINAS blijkt deze reductie niet te stimuleren, omdat bij mestafvoer nog vaak in volume of gewicht wordt gerekend en niet in mineralengehalte.

Akker- en tuinbouwbedrijven hoefden in 1998-2000 geen MINAS-aangifte te doen. De mineralenoverschotten van deze bedrijven vertoonden in die periode ook geen duidelijke tendens. Veel akkerbouwers verdienden aan de aanvoer van dierlijke mest, gemiddeld bedroeg dit 1.500 euro per bedrijf. Wel voldeed in 1999/2000 reeds 50-60% van de akkerbouwbedrijven aan de MINAS-normen 2003. Ook hier zijn er aanzienlijke verschillen tussen de bedrijven, wat er mogelijk op duidt dat op een aantal bedrijven het management nog verbeterd kan worden. Ook in de “mestketen” tussen veehouderijbedrijf en akkerbouwbedrijf is nog verdere optimalisatie mogelijk (samenstelling mest, homogeniteit, timing etc.).

Balans milieu

Doelstellingen

De belangrijkste milieukwaliteitsdoelstellingen ten aanzien van vermisting zijn: de MTR-waarde¹ voor nitraat in grondwater en drinkwater (50 mg nitraat per liter), MTR-waarden voor zoet oppervlaktewater (2,2 mg N per liter en 0,15 mg P per liter) en de nor-

¹ Maximaal Toelaatbaar Risico. Deze waarde geeft de waarde voor een stof aan bij welke concentratie er geen negatief effect te verwachten is. Het is een risiconiveau dat door de overheid als maximaal toelaatbaar wordt gezien.

men voor zout oppervlaktewater (50% boven achtergrondswaarde). Daarnaast zijn in internationaal verband reducties van de emissie afgesproken (in kader van Rijn- en Noordzeeactieprogramma 50% reductie in 1995 ten opzichte van 1985). Verder is in 1991 de EU-Nitraatrichtlijn van kracht geworden. Deze richtlijn heeft als primair doel “de waterverontreiniging die wordt veroorzaakt of teweeggebracht door nitraten uit agrarische bronnen te verminderen, en verdere verontreiniging van dien aard te voorkomen”.

Voor nitraat in grondwater is beleidsmatig de keuze gemaakt om de drinkwaternorm maatgevend te laten zijn voor al het grondwater; daarmee is een maximale invulling gegeven aan het voorzorgprincipe. Door afbraak van nitraat in diepere bodemlagen en door verdunning met schoner water zullen de nitraatconcentraties in het drinkwater (aanzienlijk) lager zijn dan dat van het bovenste grondwater. Daar staat echter tegenover dat de drinkwatermaatschappijen water willen leveren dat aan de streefwaarde voldoet (25 mg nitraat per liter). Bovendien ontstaan door de afbraak van nitraat andere schadelijke stoffen (sulfaat, zware metalen, stijging hardheid water).

Resultaten

De netto-bodembelasting (aanvoer minus afvoer) is voor stikstof gedaald van 536 mln kg in 1995 via 512 mln kg in 1998 tot 412 mln kg in 2000. De daling van 1998 naar 2000 is minstens ten dele toe te schrijven aan het effect van MINAS. Voor fosfaat was deze daling van 149 mln kg tot 112 mln kg P_2O_5 .

De weergecorrigeerde nitraatconcentraties in het bovenste grondwater (bovenste meter van het grondwater) onder landbouw op zandgrond zijn in de periode 1995-2000 gemiddeld lager dan in de periode 1992-1995. De gemiddelde concentratie daalde van circa 150 naar circa 125 mg/l nitraat, dus nog ruim boven de grondwaternorm (50 mg/l). Deze daling is het gevolg van dalende stikstofoverschotten bij de melkveebedrijven, met name na 1995. De bijdrage van MINAS hieraan is niet exact aan te geven omdat de verlaging van het stikstofoverschot al voor 1998 is ingezet. Bij een hogere grondwaterstand worden lagere nitraatconcentraties gemeten. Dit is o.a. het gevolg van een grotere afbraak (denitrificatie). Op melkveebedrijven die al een lager stikstofoverschot weten te realiseren, worden lagere concentraties waargenomen. De gegevens van dit type bedrijven zijn echter nog te beperkt en de tijd nog te kort om goede conclusies te kunnen trekken. Uit de metingen kan nog niet duidelijk geconcludeerd worden of de verliesnormen 2003 al dan niet voldoende zijn.

In het diepere grondwater worden lagere concentraties nitraat gemeten. De gemiddelde nitraatconcentratie op een diepte van 5-15 m bedroeg in 2000 45 mg/l en op 15-30 m 10 mg/l. De lagere concentraties zijn een gevolg van grondwaterstroming en van nitraatafbraak. Ook de reistijd van het water in de bodem is van belang. Aangevoerd is dat de effecten van de piekbelasting (periode 1980-1990) de putten op 5-15 m bereikt heeft, maar dit is nog niet zo voor de putten op 15-30 m. Het kan niet uitgesloten worden dat in de nabije toekomst de concentraties op deze diepte verder gaan stijgen. De gebieden waar de meeste overschrijdingen in het diepere grondwater voorkomen, zijn de Achterhoek, Twente, de Peelhorst, de Kempen en delen van Limburg.

In het diepere grondwater dat als drinkwater wordt gewonnen, worden in enkele gevallen nitraatconcentraties boven de norm aangetroffen. In die gevallen worden maatregelen genomen (variërend van aanvullende zuivering, menging met schoner water tot het sluiten van de winplaats).

Op kleigronden zijn de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater (het drainwater) circa 60% lager dan in het zandgebied, maar liggen deze ruim boven de MTR voor stikstof in het oppervlaktewater. In het grondwater van veengronden zijn de concentraties het laagst (gemiddeld 6 mg/l). In klei en veengrond zijn ook andere stikstofverbindingen van belang (ammonium en organisch gebonden stikstof).

Fosfaat in de bodem

Fosfaat is in de bodem weinig mobiel en de ophoping is de afgelopen jaren doorgegaan. De fosfaattoestand op 30% van de Nederlandse landbouwgronden is zo hoog dat vanuit oogpunt van gewasopbrengst geen bemesting nodig is, terwijl op 50% van de gronden de fosfaatgift hooguit gelijk hoeft te zijn aan de onttrekking. De omvang van het areaal fosfaatverzadigde gronden van het areaal landbouw op zand wordt geschat op ongeveer 85%, waarvan 30% sterk verzadigd is. Van de overige gronden wordt de verzadiging geraamd op circa 75% (klei en veen). Deze waarde moet als indicatief beschouwd worden omdat een definitie voor deze gronden niet is vastgesteld.

Oppervlaktewater

De fosfaatbelasting van het oppervlaktewater is sneller gedaald dan die met stikstof. Deze afname is vooral veroorzaakt door een vermindering van lozingen door rioolwaterzuiveringsinstallaties en industrie. De bijdrage van af- en uitspoeling uit landbouwgronden is niet afgenomen. Voor fosfaat is hiermee de doelstelling van RAP/NAP voor 1995 gehaald, voor stikstof niet. De concentraties van stikstof en fosfor in de verschillende typen oppervlaktewateren (landbouw-beïnvloede kleine wateren, regionaal zoet, Rijkswateren en Noordzee) zijn wel gedaald, maar liggen nog een factor twee tot drie boven de norm. De relatie tussen landbouwkundig handelen en de kwaliteit van het oppervlaktewater blijkt op basis van de thans aanwezige meetgegevens lastig te leggen. Globaal wordt 50% van de mineralenbelasting van de kleinere oppervlaktewateren veroorzaakt door de landbouw.

Verkenning

De vraag wordt gesteld of de voorgenomen aanscherping van de verliesnormen (*tabel 1*) vanuit milieuperspectief gezien noodzakelijk is en wat hiervan de gevolgen voor de landbouw zijn. Om deze vraag te kunnen beantwoorden is een aantal varianten van verliesnormen onderzocht op zowel sociaal-economische aspecten als op milieukundige gevolgen.

Aanscherping verliesnormen van 2002 naar 2003

De effecten van aanscherping van de verliesnormen van 2002 naar 2003 zijn het grootst

voor de intensieve veehouderij. Dit komt met name door de aanscherping van de fosfaatverliesnormen, waardoor een landelijk mestoverschot van circa 4 mln kg ontstaat. Hierdoor blijven de mestafzetprijzen hoog, waardoor de perspectieven van de intensieve veehouderijbedrijven somber blijven. Dit is nog versterkt door de introductie van het systeem van mestafzetovereenkomsten, wat de intensieve veehouderijbedrijven ook nog eens gemiddeld circa 10.000 euro kost.

Voor melkveebedrijven zijn de kosten van aanscherping voor bedrijven die niet op droge zand- en lössgronden liggen gemiddeld 700 euro per bedrijf, waarbij de verschillen tussen de bedrijven groot zijn. Voor bedrijven op droge zand- en lössgronden bedragen de kosten gemiddeld circa 1.000 euro per bedrijf. Met name het verlagen van de stikstofverliesnorm vergt een forse aanpassing van het management van het bedrijf op strategisch, tactisch en operationeel niveau. Uit mineralenprojecten is gebleken dat bedrijven hier enige jaren tijd voor nodig hebben. De gemiddelde daling van het stikstofoverschot op deze voorloperbedrijven bedroeg circa 30-50 kg N per ha per jaar. Anderzijds is ook duidelijk dat bedrijven een prikkel tot verandering nodig hebben, omdat de overschotten anders onvoldoende dalen. Een te snelle aanscherping van de stikstofverliesnorm brengt het risico met zich mee dat bedrijven hogere kosten moeten maken om aan de verliesnorm te voldoen dan eigenlijk nodig is, of dat zij heffing moeten betalen.

De akkerbouwbedrijven profiteren juist van het sluiten van mestafzetovereenkomsten en van de hoge mestafzetprijzen. De meeste akkerbouwbedrijven hebben daarom in 2002 en in 2003 een gunstiger resultaat dan bij de normen van 1998.

Door de verlaging van de stikstofverliesnorm van 2002 naar 2003 daalt het areaal met overschrijding van de nitraatnorm voor de aangewezen droge en matige droge zandgronden van 262.000 naar 216.000 ha. De gemiddelde nitraatconcentratie voor deze gronden daalt van 82 naar 64 mg/l. De aanscherping van de norm voor de overige zandgronden betekent dat het areaal met overschrijding afneemt van 146.000 naar 114.000 ha en dat de gemiddelde nitraatconcentratie afneemt van 45 naar 39 mg/l.

Door de aanscherping van de verliesnormen van 2002 naar 2003 neemt de stikstofemissie naar het oppervlaktewater met maximaal 8% af.

In Nederland wordt in veel gebieden nitraat omgezet in de bodem (denitrificatie). Dit betekent dat nitraat in dieper grondwater niet meer of in lagere concentraties (onder de nitraatnorm) voorkomt. Dit kan reden zijn om uit oogpunt van bescherming van het droge grondwater niet te toetsen op de concentraties in het bovenste grondwater, maar wat lager in het profiel. Overigens kunnen als gevolg van omzetting van nitraat andere ongewenste stoffen (sulfaat, zware metalen, "totale hardheid") in het water voorkomen. In een aantal gebieden is dit omzettingsproces afwezig en zijn de nitraatconcentraties in het diepe grondwater vergelijkbaar met die in het bovenste grondwater. Voor deze gebieden, die op de droge zandgronden liggen, is aanscherping zoals voorgesteld voor 2003 voor de droge gronden gerechtvaardigd. Mogelijk moet zelfs sprake zijn van ver-

dere aanscherping. Daar is immers bij een belasting van 140 kg N per ha de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater hoger dan de nitraatnorm van 50 mg per liter. Door een gebrek aan denitrificatie geldt dit dus ook in het diepe grondwater.

Vanwege de grote fosfaatbuffer in de grond, daalt de belasting van het oppervlaktewater nauwelijks (circa 3%) door aanscherping van de fosfaatnorm. Het gemiddelde fosfaatoverschot daalt met circa 8 kg fosfaat per ha. Door het gebruik van kunstmestfosfaat is de fosfaatbelasting aanmerkelijk hoger. De gemiddelde gift via kunstmestfosfaat blijft circa 30 kg per ha. Als kunstmestfosfaat wel onder MINAS zou vallen, dan zou de fosfaatverliesnorm iets ruimer kunnen zijn, met een gelijkblijvend milieueffect. De spanning op de mestmarkt zou dan verminderen, waardoor de vooruitzichten voor intensieve veehouderijbedrijven zouden verbeteren.

Tevens is een variant onderzocht, waarbij generieke stikstofverliesnormen gelden van 180 kg per ha voor grasland en 100 kg per ha voor bouwland, in combinatie met specifieke maatregelen om de nitraatuitspoeling te verminderen (eerder opstallen van vee en het toepassen van vanggewassen). Uit de berekeningen blijkt dat deze maatregelen een positief effect hebben op zowel het stikstofoverschot als de nitraatconcentratie van het grondwater. De verlaging van het stikstofoverschot biedt echter ruimte voor iets meer bemesting, waardoor het positieve effect op de reductie van de nitraatconcentratie grotendeels verloren gaat. De kosten van de aanvullende maatregelen (met name het eerder opstallen) zullen voor sommige bedrijven hoog uitvallen. Voor veel bedrijven zal het verlagen van stikstofoverschot (op een wijze die past bij het bedrijf), een goedkopere manier zijn om aan de norm te voldoen, dan het nemen van specifieke maatregelen.

Verdere aanscherping stikstofverliesnormen

Alleen vanuit oogpunt van bescherming van het diepe grondwater van de droge gronden (en zoals aangegeven bepaalde gebieden daarin) is het van belang om de verliesnormen voor stikstof verder aan te scherpen. Daarbij is het wel nodig om de aanwijzing van de droge gronden te herzien, waarbij zowel met de actualisatie van de grondwatertrappen als met de denitrificatiecapaciteit van de gronden rekening moet worden gehouden.

Als de stikstofverliesnormen ten opzichte van 2003 verder worden aangescherpt tot de meest vergaande variant, dalen de arbeidsopbrengsten voor zowel melkveebedrijven en als akker- en tuinbouwbedrijven met gemiddeld circa 1.500 euro. Ook daalt de acceptatie van dierlijke mest fors, wat een aanvullende krimp van circa 12% van de intensieve veehouderij noodzakelijk maakt. Het areaal waarop de nitraatnorm in het bovenste grondwater wordt overschreden daalt voor alle aangewezen droge zandgronden naar 166.000 ha en voor alle droge gronden tezamen tot 225.000 ha. De gemiddelde nitraatconcentratie daalt tot net onder de nitraatnorm (49 mg/l).

Verdere aanscherping fosfaatverliesnormen

Voor een duurzaam herstel van de ecologische kwaliteit van het zoete oppervlaktewater is het noodzakelijk dat de fosfaatconcentraties fors omlaag gaan. Dit betekent dat de fosfaatuitspoeling uit landbouwgronden sterk verminderd moet worden en dus dat de

ophoping in de landbouwgronden omlaag moet. Om verdere ophoping te voorkomen, zal het fosfaatoverschot tot 0-1 kg per ha moeten dalen (inclusief kunstmestfosfaat). Een dergelijke aanscherping van de verliesnorm heeft met name voor de intensieve veehouderij drastische gevolgen. Er ontstaat een mestoverschot dat circa 30 mln kg hoger is dan bij de verliesnormen 2003. Dit zou voor de intensieve veehouderij ten opzichte van 2003 een krimp betekenen in de orde van grootte van 30%. Het effect hangt onder andere af van technische ontwikkelingen en ontwikkelingen in mestafzetkosten. Door deze krimp zouden in de primaire sector en bij de toeleverende en afnemende bedrijven ruim 20.000 arbeidsplaatsen verloren gaan.

De drastische vermindering van fosfaatoverschotten naar de bodem komt pas na decennia tot uiting in de uitspoeling naar het oppervlaktewater. Ecologisch herstel is dus een zaak van de lange adem. Hoewel de urgentie voor aanscherping groot is, kan deze gerealiseerd worden. Een grote voorraad fosfaat is al opgebouwd (door de hoge historische belasting) en de nieuwe belasting levert een relatief kleine bijdrage. Er is sprake van een lange nalevering naar het oppervlaktewater vanuit deze bodemvoorraad. Anderzijds kan door het nemen van gerichte beheers- en inrichtingsmaatregelen een sneller herstel bereikt worden.

Systeem van mestafzetovereenkomsten (MAO)

Het systeem van mestafzetovereenkomsten leidt voor met name intensieve veehouderijbedrijven tot forse additionele kosten. Deze bedragen in 2003 gemiddeld circa 10.000 euro per bedrijf. De verwachting is dat melkveebedrijven, uitgaande van 95% forfaits voor de stikstofexcretenormen en stikstofnormen van 250 kg per ha grasland en 170 kg per ha bouwland, gemiddeld circa 1.100 euro moeten betalen voor deze overeenkomsten. Er vanuitgaande dat fosfaat de sturende factor is voor mestafzet bestaan deze contracten voor circa 75% uit loze contracten. In totaal gaat het om circa 34 mln kg stikstof loze contractruimte. Daarnaast blijkt dat met name pluimveebedrijven te weinig mestafzetruimte hoeven vast te leggen. De problematiek van de loze contracten en van de ondercontractering zou verminderd kunnen worden door betere afstemming van het systeem van mestafzetcontracten op MINAS.

Conclusies balans

De netto stikstof- en fosfaatbelasting van de bodem door de landbouw zijn in de periode 1998-2000 met circa 15-20% gedaald. Er zijn indicaties dat een deel van dit effect is toe te schrijven aan MINAS. De belasting is echter nog te hoog om aan de verschillende milieukwaliteitsnormen te kunnen voldoen. De mestafzetkosten zijn sterk gestegen, waardoor in combinatie met de lage vlees- en eierprijzen de vooruitzichten voor de intensieve veehouderij somber zijn. In de landbouw zijn er nog mogelijkheden om door aanpassing van het management de stikstof- en fosfaatoverschotten te reduceren.

Omdat in veel gebieden in Nederland in de eerste meters nog veel denitrificatie kan optreden, is het voor de bescherming van het diepere grondwater niet noodzakelijk dat

het bovenste grondwater op alle locaties aan de norm van 50 mg/l nitraat voldoet. Wel dient de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater, vanwege de belasting van het oppervlaktewater en vanwege het vrijkomen van ongewenste stoffen bij denitrificatie (sulfaat, lachgas, zware metalen) beperkt te worden.

Conclusies verkenning

Stikstof niet-droge gronden

Op de niet-droge zandgronden betekent aanscherping van verliesnormen 2002 naar 2003 dat nitraat in het grondwater geen probleem meer vormt. Op een beperkt areaal vindt nog enige overschrijding van de norm plaats in het bovenste grondwater, maar door afbraak van nitraat nemen de gehalten op enige diepte af. Voor het oppervlaktewater (vooral bij de niet-droge gronden) geldt dat de emissies vanuit de landbouw bij aanscherping van de verliesnormen tot de niveaus van 2002 en 2003 t.o.v. 1985 (toetsing internationale RAP-NAP-doelstelling) een verlaging van circa 25% resp. 30% betekenen. In termen van de ecologische kwaliteit van het zoete oppervlaktewater hebben deze reducties nog geen effect omdat dit wordt gemaskeerd door de hoge concentraties fosfaat. De extra kosten van aanscherping voor zowel een melkveebedrijf als een akkerbouwbedrijf zijn 500 euro per gemiddeld bedrijf.

Stikstof droge gronden

Voor de groep van 140.000 ha droge zandgronden (met Gt VII en VII* volgens de bodemkaart) betekent de aanscherping van de norm van 2002 naar 2003 dat nog op 84% van het areaal de nitraatnorm in het bovenste grondwater wordt overschreden. De gemiddelde nitraatconcentratie daalt van 94 naar 75 mg/l. Voor de groep van 220.000 ha droge zandgronden leidt de aanscherping van 2002 naar 2003 tot een daling van de gemiddelde nitraatconcentratie van 75 naar 58 mg/l. Op 64% van het areaal wordt de norm in het bovenste grondwater nog overschreden. In alle gevallen geldt dat de mate van overschrijding van de norm steeds verder afneemt.

In een deel van de gebieden treedt in de diepere bodemlagen omzetting van nitraat op, zodat in het diepere grondwater de concentraties lager dan de nitraatnorm zullen zijn. Echter, in een aantal gebieden (o.a. gelegen in de Achterhoek, Twente, de Peelhorst, Midden Brabant en Limburg) blijkt dat er in de diepere ondergrond weinig of geen denitrificatie optreedt. Dit betekent dat om de gezondheids-grenswaarde voor het diepere grondwater te bereiken, aanscherping tot 140 kg N/ha in die gebieden gerechtvaardigd is.

Aanbevolen wordt de aanwijzing van de droge gronden te herzien, waarbij zowel met de actualisatie van de grondwatertrappen als met de denitrificatiecapaciteit van de gronden rekening wordt gehouden.

De kosten van de aanscherping van de stikstofverliesnormen voor de droge gronden bedragen voor melkveebedrijven gemiddeld circa 1.000 euro en voor akkerbouwbedrij-

ven gemiddeld 500 euro. Voor enkele typen tuinbouwbedrijven en voor bedrijven op humusarme gronden kunnen de kosten hoger zijn. Voor de intensieve veehouderij leidt deze aanscherping waarschijnlijk niet tot extra kosten ten opzichte van de situatie 2002 (waarin de kosten overigens al hoog waren), tenzij de kosten voor mestafzet nog gaan stijgen.

Fosfaat

Bij de aanscherping van de verliesnormen 2002 naar 2003 ontstaat in 2003 een landelijk mestoverschot van circa 4 mln kg (0-12 mln kg). Dit zou tot een krimp in de omvang van de veestapel van de intensieve veehouderij van 5% kunnen noodzaken. Door de aanscherping van de verliesnorm zal de druk op de mestmarkt toenemen, waardoor de mestafzetkosten hoog zullen blijven. De economische levensvatbaarheid van een groot aantal bedrijven komt hierdoor in gevaar, waardoor de krimp hoger uit zou kunnen vallen. De economische gevolgen hiervan reiken verder dan de landbouw alleen.

Om de ecologische kwaliteit in de regionale wateren te herstellen zou de fosfaat-verliesnorm aangescherpt moeten worden tot 0-1 kg per ha. Het herstel van de ecologische kwaliteit zal echter meer dan tientallen jaren vergen, gezien de in de afgelopen decennia opgebouwde voorraad fosfaat in landbouwgronden en waterbodems. Het nemen van beheers- en inrichtingsmaatregelen kan dit herstel versnellen. De benodigde aanscherping leidt tot hoge kosten in alle sectoren, maar leidt als gevolg van de noodzakelijke krimp in de veestapel tot grote sociaal-economische gevolgen in de intensieve veehouderij (en in toeleverende en verwerkende bedrijven). De urgentie voor verdere aanscherping van de fosfaatverliesnormen wordt in zekere mate gerelativeerd in het licht van de hoge historische belasting. Geleidelijke aanscherping, gecombineerd met opkoop van dierrechten, zal tot minder negatieve sociale en economische gevolgen leiden.

Tenslotte

Het verdient aanbeveling om bij de beleidsmatige afweging de sociaal-economische kosten en de ecologische baten in de samenhang te zien van de perspectieven op langere termijn. De puur landbouw-economische mogelijkheden staan onder druk van het toekomstige EU-landbouwbeleid inclusief de uitbreiding met Oost-Europese lidstaten. Ook de milieudoelstellingen beperken de economische (uitbreidings-)mogelijkheden, maar vergemakkelijken de inpassing en rol van de landbouw binnen natuur en groene ruimte.

1 INLEIDING

1.1 Aanleiding en doel van deze studie

In 1998 is het Mineralenaangiftesysteem (MINAS) door de overheid ingevoerd. Doel van dit systeem is om emissies van stikstof en fosfaat vanuit de landbouw naar het milieu te beperken. De Meststoffenwet vormt de wettelijke basis van MINAS. In de Meststoffenwet is vastgelegd dat de Minister van LNV verplicht is om tweejaarlijks verslag te doen van de werking van de wet. Dit rapport levert de informatie over de effecten van de wet, inclusief een analyse hiervan. De tweede aanleiding voor dit rapport is dat in de Meststoffenwet een aanscherping van de verliesnormen per 1 januari 2003 is voorzien. In de Tweede Kamer is de vraag nadrukkelijk aan de orde geweest, of deze aanscherping milieukundig gezien noodzakelijk is, mede gezien de kosten voor de landbouwsector die deze aanscherping met zich meebrengt. Deze studie levert feitelijke informatie over de verwachte sociaal-economische en milieukundige effecten van deze aanscherping. Er zal in dit rapport geen eindafweging worden gemaakt over het al dan niet aanscherpen van de verliesnormen. Dat is een politiek-beleidsmatige keuze.

In deze studie wordt geen aandacht besteed aan het ammoniakbeleid, in de zin dat de mogelijkheden en effecten van dat beleid worden onderzocht. Het beleid wordt als een gegeven gezien en deze studie beperkt zich verder tot het vaststellen van de bijdrage die als gevolg van de verschillende varianten van de verliesnormen voor stikstof en fosfaat aan de emissiereductie van ammoniak wordt geleverd.

Het doel van dit rapport is tweeledig. Enerzijds zullen de resultaten en effecten van de Meststoffenwet en bijbehorende instrumenten worden onderzocht in een diagnose-deel. Dit deel is vooral op monitoringsgegevens gebaseerd. Deze gegevens betreffen zowel economische en technische resultaten van de landbouw en landbouwbedrijven als metingen aan milieukwaliteit van bodem, grond- en oppervlaktewater (hoofdstukken 2 tot en met 5). In het verkenningsdeel wordt onderzocht wat de milieukundige en sociaal-economische effecten zijn van verschillende combinaties van verliesnormen (hoofdstukken 6 tot en met 8). Deze combinaties zijn in overleg met de ministeries en LTO tot stand gekomen. De combinaties zijn zo gekozen, dat ze informatie opleveren over de hoofdvraag (is aanpassing van de verliesnormen noodzakelijk?). Om de effecten van de verschillende verliesnormen beter te kunnen interpreteren zijn echter ook de effecten van hogere en lagere verliesnormen bepaald. Dit deel is zowel gebaseerd op een extrapolatie van monitoringsgegevens als op resultaten van modellen. Hoofdstuk 9 geeft een beschouwing over de afweging tussen ecologie en economie in relatie tot de verliesnormen.

Bij het lezen van dit rapport een paar belangrijke opmerkingen vooraf:

- veel van de in dit rapport gepresenteerde resultaten betreffen gemiddelden. Dit betekent dat er ook nog extremen kunnen voorkomen en dus zowel naar de positieve als de negatieve kant. Dit geldt zowel voor de milieukundige als de sociaal-economische effecten;

- ❑ de resultaten in dit rapport komen deels uit voorloperprojecten. Dat betekent niet dat dit persé in alle opzichten modelbedrijven zijn, maar wel dat dit bedrijven zijn met een positieve attitude. In de praktijk kan het dus weerbarstiger zijn om te realiseren wat op de voorloperbedrijven bereikt is. Een belangrijk punt uit deze projecten is ook dat er impulsen uitgaan om te leren van elkaar (tussen bedrijven);
- ❑ de bedragen in euro's die bij de sociaal-economische effecten worden genoemd, geven ogenschijnlijk een grote hardheid en zekerheid mee. Euro's zijn optelbaar en zichtbaar. De milieueffecten daarentegen zijn niet optelbaar, kunnen niet of moeilijk in geld worden uitgedrukt en zijn ook niet zichtbaar, zeker niet als het om verbetering gaat;
- ❑ alle berekeningen gaan uit van een volledige controle en handhaving. Indien hier geen sprake van is, heeft dit consequenties voor de mogelijkheden om zowel verliesnormen te realiseren als voor het gegeven economische resultaat;
- ❑ de meeste berekeningen gaan uit van directe uitvoering in het jaar van invoering. Dit kan en zal niet altijd worden gerealiseerd, met gevolgen voor de gegeven resultaten;
- ❑ in het rapport is de gemelde derogatie (250 kg N/ha op grasland) als uitgangspunt genomen.

Dit rapport is een samenvatting van de resultaten van een zestal deelstudies. De details en de achtergronden van de in dit rapport gegeven resultaten worden uitgebreider gerapporteerd in een aantal clusterrapporten:

- Hoofdstuk 3 Effecten van beleid op mineralenmanagement en economie in de landbouw
(De Hoop et al., 2002) (cluster 3).
- Hoofdstuk 4 Monitor Mineralen en Mestwetgeving
(Van Eerdt et al., 2002) (cluster 6).
- Hoofdstuk 5 Nutriënten in bodem en grondwater: kwaliteitsdoelstellingen en kwaliteit 1984-2000
(Willems et al., 2002) (cluster 1).
- Hoofdstuk 5 Nutriëntenconcentraties en –trends in kleine landbouwbeïnvloede wateren, 1985-2000
(Portielje et al., 2002) (cluster 2).
- Hoofdstuk 7 Verkenning gevolgen van verliesnormen: Technisch, economisch en maatschappelijk
(Van der Kamp, 2002) (cluster 5).
- Hoofdstuk 8 Nutriëntenemissie vanuit landbouwgronden naar het grondwater en oppervlaktewater bij varianten van verliesnormen. Modelberekeningen met STONE 2.0
(Schoumans et al., 2002) (cluster 4).
Effecten van varianten van verliesnormen op de kwaliteit van het oppervlaktewater in Nederland
(Oenema et al., 2002) (cluster 4).

Parallel aan dit rapport is het landelijk mestoverschot opnieuw berekend: “Actualisering landelijk mestoverschot 2003” (Van Staalduinen et al., 2002).

1.2 Context en doelstelling Nederlandse mest- en mineralenbeleid

1.2.1 Achtergrond mineralenproblematiek

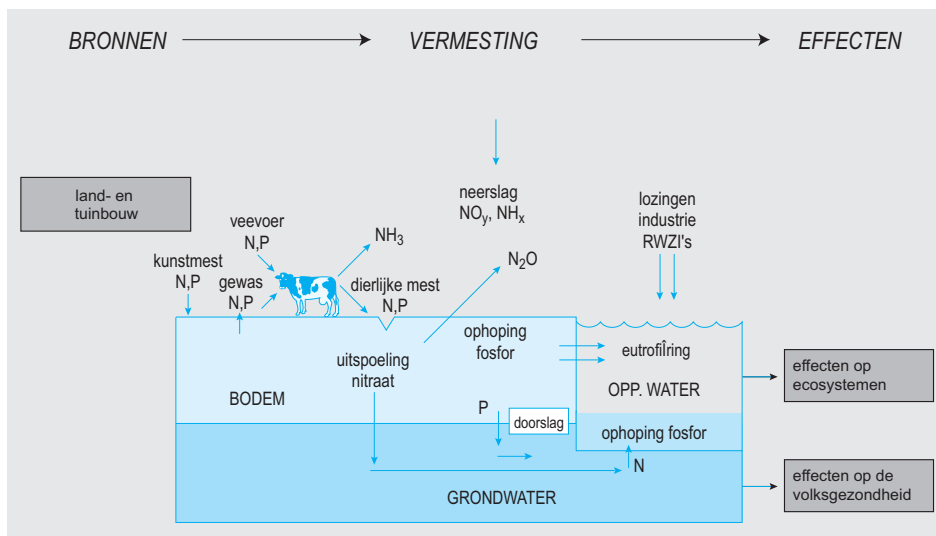
In alle landbouwsystemen treden verliezen van mineralen (nutriënten) op door uitspoeling, bodemerosie of vervluchtiging. Ook in de landbouw voor 1900 was dit het geval. Omdat mest een schaars goed was, leidde dit echter niet grootschalige problemen. Alleen indien ergens lokaal mineralen werden geconcentreerd (bijvoorbeeld op de oude esgronden), trad een verhoogde uitspoeling op. Door de uitvinding van kunstmest en de mogelijkheid om veevoer over grote afstanden te transporteren, veranderde deze situatie. Dankzij de ligging van Nederland, kon de Nederlandse landbouw optimaal profiteren van deze nieuwe ontwikkeling. Dit uitte zich in een sterke stijging van zowel de vee-stapel als van het gebruik van kunstmest.

De groei van de intensieve veehouderij concentreerde zich vooral op de zuidelijke en oostelijke zandgebieden. Juist deze gebieden zijn gevoelig voor nitraatuitspoeling en fosfaatophoping. Eén van de redenen van deze concentratie was dat in die gebieden veel kleine, gemengde bedrijven voorkwamen. Deze bedrijven waren in de jaren 1950-1970 niet langer rendabel, zeker niet als een aantal kinderen in de landbouw verder wilde. Als alternatief zijn in die periode veel intensieve veehouderijbedrijven gesticht. De groei van de melkveestapel veroorzaakte een grotere behoefte aan ruwvoer. Met name op grasland leidde dit tot een sterke stijging van het gebruik van kunstmeststikstof, dat een relatief goedkope grondstof is. In de jaren tachtig waren giften van 300-400 kg kunstmeststikstof per ha gebruikelijk.

Eind jaren zestig en vooral in de jaren zeventig kwamen er steeds meer geluiden dat er grenzen zijn aan de groei in de landbouw. Vanuit de wetenschap werd geschreven over het verband tussen aanvoer van stikstof en fosfaat via mest en kunstmest en de verliezen van stikstof en fosfaat naar grond- en oppervlaktewater. Ook de natuur- en milieuorganisaties hebben vanaf begin jaren zeventig op de gevolgen van de intensieve veehouderij gewezen. Het heeft tot halverwege de jaren tachtig geduurd voordat die inzichten werden vertaald in beleidsmaatregelen voor het gebruik van mest en meststoffen in de landbouw.

1.2.2 Gevolgen van emissies van mineralen

Figuur 1.2.1 geeft een vereenvoudigd overzicht van de transportroutes van mineralen door het landbouwsysteem en de routes waar langs mineralen in het milieu terecht kunnen komen. Fosfaat kan uitspoelen naar het grond- en oppervlaktewater. Deze uitspoeling leidt in het oppervlaktewater tot eutrofiëring. Op de meeste bodemtypen duurt het



Figuur 1.2.1 Routes van stikstof (N) en fosfor (P) door landbouw en ecosystemen.

echter vrij lang voordat fosfaat uitspoelt, omdat de bodem een zekere hoeveelheid fosfaat kan binden. Zodra de bodem verzadigd is met fosfaat, zal deze fosfaat gaan lekken naar het grond- en oppervlaktewater. Als het eenmaal zover is, dan is dit proces niet of slechts tegen hoge kosten te stoppen. Stikstof kan op meerdere manieren en in verschillende vormen vanuit de landbouw in het milieu terecht komen:

- ❑ in de vorm van nitraat in het grondwater en daarmee in het drinkwater. Voor drinkwater geldt een grenswaarde van 50 mg per l. De waterleidingbedrijven hanteren als streefwaarde 25 mg per l;
- ❑ in de vorm van nitraat, ammonium of organisch gebonden stikstof in het zoete en zoute oppervlaktewater. Daar kan het tot eutrofiëring leiden;
- ❑ in de vorm van ammoniak (NH_3) kan stikstof uit mest vervluchtigen. Deze ammoniak slaat elders neer. Met name in natuurgebieden vormt deze ammoniakdepositie een groot probleem, omdat ook hier de aangevoerde stikstof tot vermestingsverschijnselen leidt. Het meest bekende gevolg hiervan is de vergrassing van de heide;
- ❑ in de vorm van stikstofgas (N_2) en lachgas (N_2O). De gassen komen vrij bij de afbraak van nitraat in de bodem (denitrificatie). Stikstofgas is onschadelijk, maar lachgas is een zeer sterk broeikasgas. Het “Global Warming Potential” van lachgas is 310 maal zo hoog als dat van kooldioxide.

1.2.3 Beperking omvang veestapel

In 1984 werd de Interimwet aangekondigd, die –met enige vertraging– leidde tot een stabilisering van de veestapel. De in 1984 ingevoerde melkquotering versterkte de werking hiervan. In 1987 werd een nieuwe Meststoffenwet van kracht en trad ook de Wet

Bodembescherming in werking, waarmee eisen konden worden gesteld aan de fosfaatgift via dierlijke mest en kunstmest. Door middel van het Besluit Gebruik Dierlijke Mest (BGDM) werden fosfaatgebruiksnormen geïntroduceerd, die een maximum stelden aan het gebruik van dierlijke mest. Tevens werd een mestboekhouding van kracht, op grond waarvan veehouders moesten berekenen hoeveel mest zij op grond van de fosfaatgebruiksnormen op eigen land konden toedienen. Het overschot moest van het bedrijf worden afgevoerd. De mestboekhouding leidde tot het ontstaan van mesttransporten van de mestoverschotgebieden naar gebieden waar plaatsingsruimte was voor dierlijke mest (met name de akkerbouwgebieden op kleigrond). Ook begon men met de export van dierlijke mest naar Duitsland, België en Frankrijk. Om het gebruik van fosfaatarm veevoer te stimuleren, werd het systeem van de mestboekhouding verfijnd met de Mineralenaanvoerregistratie (MiAR). Hierdoor daalde de fosfaatexcretie van de intensieve veehouderij van 1986 tot 1998 met circa 25% (CBS&RIVM, 2001). In dezelfde periode startte men met experimenten om in grootschalige installaties dierlijke mest te verwerken tot mestkorrels. Vanwege technische, economische en institutionele problemen is de grootschalige mestverwerking echter nooit van de grond gekomen.

Een tweede aspect van de Meststoffenwet was de introductie van mestproductierechten. Deze hadden tot doel om uitbreiding van de veestapel te voorkomen. Later (in 1998 en in 2000) zijn deze mestproductierechten omgezet in respectievelijk varkensrechten en pluimveerechten. Voor de overige diersoorten (rundvee, geiten, nertsen, eenden en konijnen) bestaan deze mestproductierechten nog steeds. Voor de zogeheten grondgebonden mestproductie (tot een niveau van 125 kg fosfaat per ha) zijn geen mestproductierechten noodzakelijk.

In de loop van de jaren negentig werd duidelijk dat het systeem van de mestboekhouding wel zinvol was om een eerste stap te zetten in de verlaging van de milieubelasting, maar dat het niet geschikt was als instrument voor verdere verlaging. De belangrijkste tekortkomingen waren het ontbreken van sturing op stikstof uit dierlijke mest, het ontbreken van kunstmest in het systeem en de onnauwkeurigheid ervan (Kamerstukken II 1995/1996). Met name de onnauwkeurigheid leidde tot handhavingproblemen, die groter zouden worden bij verdere aanscherping van de normen. Bovendien leefde bij zowel het landbouwbedrijfsleven als de overheid de wens om over te stappen op een systeem dat meer recht doet aan verschillen tussen bedrijven en dat bedrijven de ruimte laat in de keuze van maatregelen om mineralenverliezen te beperken. Om die redenen is in 1998 het mineralenaangiftesysteem (MINAS) van kracht geworden. Het systeem van MINAS wordt verder beschreven in hoofdstuk 2.

Ammoniakbeleid

Ter vermindering van de ammoniakemissie is een apart beleidsspoor ingezet, dat tot en met 2001 grotendeels op de Wet Milieubeheer en op de Interimwet Ammoniak en Veehouderij was gebaseerd. Het ammoniakbeleid is met name gericht op middelvoorschriften om de emissie van ammoniak uit stallen, mestopslagen en bij mesttoediening te voorkomen. Het ammoniakbeleid als zodanig vormt geen onderwerp van deze studie. Omdat MINAS naar verwachting zal leiden tot een beter stikstofmanagement, kan

MINAS wellicht ook een bijdrage leveren aan de vermindering van de ammoniakemissie. Daarom zal waar relevant ook ingegaan worden mogelijke effecten van het mineralenbeleid op de ammoniakemissie.

Klimaatbeleid en de emissie van lachgas

Er is nog geen beleid ontwikkeld om de emissie van lachgas te reduceren. De verwachting is echter dat de emissie van lachgas afneemt indien de toevoer van stikstof naar de bodem daalt. Indien van toepassing zal in deze studie ook het effect van het mineralenbeleid op de emissie van lachgas worden aangegeven.

2 HET MINERALENAANGIFTESYSTEEM (MINAS)

2.1 Beschrijving MINAS

MINAS is per 1 januari 1998 van kracht geworden. Het uiteindelijke doel van het mineralenbeleid is om de emissies van stikstof en fosfaat vanuit de landbouw tot een dusdanig niveau te beperken, dat de milieukwaliteitsdoelstellingen voor grond- en oppervlaktewater kunnen worden gerealiseerd en er geen verdere ophoping in de bodem meer plaatsvindt. Om dit doel te bereiken, is gekozen voor een faseerde aanpak, waarbij aangegeven is dat begonnen wordt met een flinke stap voorwaarts in het verminderen van de milieubelasting (Meststoffenwet, 1996). Als instrument voor het bereiken van deze reductie is gekozen voor een systeem van regulerende mineralenheffing, in de praktijk het mineralenaangiftesysteem (MINAS) geheten. Het doel (het maximaal toegestane verlies) is vastgelegd in dit systeem; de wijze waarop een bedrijf dit doel realiseert, is vrijgelaten. De verwachting was dat dit systeem efficiënter en rechtvaardiger zal zijn dan het oude systeem van de mestboekhouding. Het doel van MINAS is om een beroep te doen op technologische vernieuwing en goed ondernemerschap van de individuele agrariër (Kamerstukken II, 1995/1996). In de tekstbox wordt de werking van MINAS nader toegelicht. Cruciaal binnen MINAS zijn de verliesnormen. Deze zijn de afgelopen jaren stapsgewijs aangescherpt (*tabel 2.1.1*). Deze aanscherpingen waren ten dele voorzien in de oorspronkelijk opzet van MINAS, maar zijn ook ten dele versneld ingevoerd (per 2001 en per 2002). De eerste maal om invulling te geven aan het beleid voor de “droge zandgronden” en de tweede maal als gevolg van de ingebrekestelling door de Europese Commissie in het kader van de EU-Nitraatrichtlijn.

Heffingen

Bij overschrijding van de verliesnormen moet een heffing worden betaald. Het doel van MINAS is echter niet het innen van heffingen, maar het verminderen van de milieubelasting. Er is gekozen voor heffingen om een bestuurlijk lik-op-stuk beleid te kunnen voeren. Bedrijven worden zo direct geconfronteerd met de gevolgen van een overschrijding. Bovendien worden strafrechtelijke procedures bij eventuele overschrijding van de verliesnormen voorkomen. Het is niet de bedoeling dat de verliesnormen structureel worden overschreden en dat bedrijven de ontstane extra milieubelasting “afkopen” door het betalen van heffingen. De bedoeling van de heffing is juist dat bedrijven maatregelen treffen om de verliezen te beperken. Met name de hoogte van de fosfaatheffing wordt prohibitief geacht; in 2002 bedraagt deze € 9,00 per kg. Bij aanvang van het systeem was de fosfaatheffing circa € 4,50 per kg, terwijl voor de eerste 10 kg overschrijding een lager tarief gold (circa € 1,15 per kg). De gedachte achter deze lage fosfaatheffing was dat veehouders die nog goedkope maatregelen (bijvoorbeeld via veevoer) konden treffen, op deze wijze gestimuleerd zouden worden. De wetgever ging ervan uit dat het tarief van de lage fosfaatheffing niet voldoende zou zijn om lange-afstandtransport van dierlijke mest af te dwingen (Meststoffenwet, 1996). Men accepteerde dus een overschrijding van de fosfaatverliesnorm in het traject van de lage heffing.

Tabel 2.1.1.1 Wettelijke normen voor het gebruik van meststoffen, per 1-9-2001 (Bron: Meststoffenwet).

	Fosfaatnormen			Stikstofnormen				
	Gras	Snijmaïs	Overige akker- en tuinbouw- gewassen	Gras		Snijmaïs, overige akker- en tuin- bouwgewassen en braakland		
				I	II	III	IV	V
	kg P ₂ O ₅ /ha/jaar			kg N/ha/jaar				
Gebruiksnorm van dierlijke mest (niet-MINAS-plichtige bedrijven)								
1-1-1998 tot 1-1-2000	120	100	100					
1-1-2000 tot 1-1-2002	85	85	85					
1-1-2002 en verder	80	80	80					
Verliesnorm (volgens MINAS) (MINAS-plichtige bedrijven)								
1-1-1998 tot 1-1-2000	40	40	40	300	300	175	175	175
1-1-2000 tot 1-1-2001	35	35	35	275	275	150	150	150
1-1-2001 tot 1-1-2002	35	35	35	250	250	150	125	125
1-1-2002 tot 1-1-2003	25	30	30	220	190	150	100	110
1-1-2003 en verder	20	20	20	180	140	100	60	100

I= grasland, II= grasland droog zand/löss, III= bouw-/braakland klei of veen, IV= bouw-/braakland droog zand/löss, V= bouw-/braakland overige grond.

De stikstofheffing was van 1998 tot 2001 relatief laag, namelijk circa € 0,70 per kg. Deze had voornamelijk tot doel het tegengaan van “excessieve stikstofverliezen” (Meststoffenwet, 1996). Met ingang van 2002 is de stikstofheffing verhoogd tot € 2,30 per kg stikstof, waarbij in het jaar 2002 nog een heffing geldt van € 1,15 per kg stikstof voor de eerste 40 kg overschrijding.

2.2 Controle en handhaving

Niet alle landbouwers hebben het idee, dat een goed mineralenmanagement vanuit milieu-oogpunt noodzakelijk is, volledig geaccepteerd. Bovendien kost het respecteren van de verliesnormen op sommige bedrijven veel geld, met name wanneer er veel dierlijke mest moet worden afgevoerd. Dit betekent dat er een flinke druk staat op het systeem, omdat sommige bedrijven geneigd zullen zijn om op papier de zaken goed geregeld te hebben, terwijl in de praktijk grote verliezen optreden. Bij de opzet van MINAS is het aspect van controle en handhaving nadrukkelijk aan de orde geweest. Zo is er door de toenmalige Inspectie voor Rechtshandhaving een ex-ante evaluatie van de sturingskracht gemaakt en is er een Plan van aanpak naar de Tweede Kamer gestuurd. In deze studie MINAS en Milieu komt het aspect mogelijke ontduiking van de regels niet aan de orde, onder andere omdat het Expertisecentrum Rechtshandhaving hier een apart onderzoek naar verricht in het kader van de evaluatie.

2.3 Aan- en afvoerposten MINAS

Naast het “hoofdsysteem” van MINAS is er een aantal regelingen en normen binnen MINAS die, zeker voor bepaalde bedrijfstypen, een grote invloed hebben op de feitelijke werking van MINAS. In deze paragraaf worden de belangrijkste besproken.

2.3.1 Aanvoerposten

Een aantal aanvoerposten is niet opgenomen in de MINAS-systematiek. Dit betreft met name de aanvoer van stikstof via depositie en via de netto-mineralisatie (vooral van belang op veengronden). De aanvoer van fosfaat en stikstof in de vorm van dierlijke mest, kunstmest (niet voor fosfaat), compost, zuiveringsslib, ruwvoer, krachtvoer en vee (dieren), tellen als aanvoerposten binnen MINAS. Voor de meeste posten gaat dit op basis van gemeten gewicht maal gemeten gehalte. Tot 2001 was ook de aanvoer via vlinderbloemige gewassen niet in MINAS opgenomen. Sinds 2001 telt voor akkerbouwmatig geteelde vlinderbloemigen wel een aanvoerpost (met behulp van forfaits). Voor klavers in grasland telt deze aanvoerpost niet. Tevens is de aanvoer van mineralen via ‘zwarte grond’ geen aanvoerpost. Ook de aanvoer van fosfaat via kunstmest telt voorlopig niet mee voor het belastbaar overschot.

2.3.2 Afvoerposten

De belangrijkste afvoerposten binnen MINAS zijn: dieren, melk, eieren, ruwvoer, mest, akkerbouwproducten en gasvormige verliezen. De meeste afvoerposten worden bepaald op basis van gewogen gewicht maal gemeten gehalte. Hieronder worden twee uitzonderingen besproken.

Afvoerforfaits akker- en tuinbouwgewassen

De vaststelling van de omvang van de afvoer van mineralen via akker- en tuinbouwgewassen (met uitzondering van maïs) gebeurt op basis van vaste forfaits. Deze bedragen in het forfaitaire systeem sinds de start van MINAS 165 kg N per ha en 65 kg P_2O_5 per ha. Deze forfaits zijn vastgelegd in de wet. De reden dat men in 1998 gestart is met forfaits, is omwille van de eenvoud (Meststoffenwet, 1996). Bij de start van MINAS in 1998 was het systeem vooral ontworpen voor veehouderijbedrijven en vond men akker- en tuinbouwproducten minder belangrijk. Bij het onder MINAS brengen van de akker- en tuinbouwbedrijven is wederom vanwege de eenvoud besloten om het systeem van één forfait te handhaven.

Correctie voor gasvormige verliezen

In MINAS is één aftrekpost voor gasvormige verliezen uit stal, opslag en beweiding opgenomen, om te voorkomen dat over deze verliezen heffing moet worden betaald. De achtergrond hiervan is dat voor de beperking van ammoniakemissie al een ander beleidsspoor bestaat. Gezien de onzekerheden van de omvang van de gasvormige ver-

liezen, is gekozen voor relatief ruime forfaits (Nota van Toelichting Besluit Stikstofcorrectie Meststoffenwet, Staatsblad 1997, 658).

Opzet en werking van MINAS

MINAS staat voor MINeralen AangifteSysteem. MINAS is vanaf 1 januari 1998 geïmplementeerd op intensieve veehouderijbedrijven (>2,5 gve per ha) en in de jaren daarna op alle andere landbouwbedrijven. Met MINAS wordt voor elk landbouwbedrijf jaarlijks het gemiddelde fosfaat- en stikstofverlies bepaald als het verschil tussen de aan- en afvoer van het bedrijf. Het gebruik van fosfaatkunstmest telt voorlopig niet mee bij de vaststelling van het fosfaatverlies. Agrariërs betalen een heffing wanneer het verlies hoger is dan de verliesnorm. De verliesnormen voor stikstof en fosfaat geven aan hoeveel stikstof en fosfaat meer mag worden aangevoerd dan afgevoerd. De verliesnormen zijn in de periode 1998-2002 stapsgewijs verlaagd (zie tabel 2.1.1). Per 1 januari 2003 is een verdere aanscherping voorzien.

Er kan op twee manieren aangifte worden gedaan voor MINAS; verijnd of forfaitair. Bij verijnde aangifte wordt uitgegaan van werkelijke hoeveelheden, bij forfaitaire aangifte van van tevoren vastgestelde normen (forfaits). Om te voorkomen dat teveel bedrijven voor de (eenvoudigere) forfaitaire aangifte kiezen, wordt deze, door ongunstig gekozen forfaits, financieel minder aantrekkelijk gemaakt. Bedrijven, die bepaalde regels overtreden of die bepaalde informatie niet kunnen leveren, moeten in het vervolg forfaitaire aangifte doen.

Het doen van aangifte gaat met een soort belastingformulier. Dit formulier moet voor 1 september van het daaropvolgende jaar zijn ingeleverd bij Bureau Heffingen. Verplichte aanvoerposten (bij verijnde aangifte) zijn onder andere dierlijke mest, zuiveringsslib, compost, zwarte grond, kunstmest, mengvoer, ruwvoer, dieren en vlinderbloemigen. Afvoerposten die in de aangifte opgenomen moeten worden zijn dierlijke mest, ruwvoer, dieren, dierlijke producten en akker- en tuinbouwproducten. Verder moeten agrariërs met behulp van het formulier berekenen of ze heffing moeten betalen en, zo ja, hoeveel. Dit bedrag moet ook voor 1 september worden overgemaakt. Vervolgens wordt de aangifte door Bureau heffingen gecontroleerd. Naast de aangiften zelf registreert Bureau Heffingen gedurende het jaar ook de mesttransporten en de veevoerleveranties. Andere aan- en afvoerposten moeten traceerbaar zijn in de onderliggende (financiële) boekhouding van het bedrijf.

Ook intermediaire ondernemingen (mesttransporteurs, mesthandelaren, mestverwerkers, mestopslaghouders en loonwerkers) moeten aangifte doen, indien zij dierlijke mest aan- of afvoeren. Zij hoeven echter alleen maar rekening te houden met de aan- en afvoer van fosfaat.

2.4 Relatie met Nitraatrichtlijn

Sinds eind 1991 is de Nitraatrichtlijn van kracht. Deze richtlijn heeft als doel het verminderen van de nitraatuitspoeling naar grond- en oppervlaktewater. Om dit doel te bereiken moeten de EU-lidstaten een Code van goede landbouwpraktijk opstellen. Daarnaast moeten de lidstaten voor nitraatuitspoeling kwetsbare gebieden aanwijzen en moeten voor deze kwetsbare gebieden Actieprogramma's worden opgesteld. De richtlijn biedt ook de mogelijkheid om het Actieprogramma op het gehele land van toepassing te verklaren. Er hoeven dan geen kwetsbare gebieden te worden aangewezen. De Nederlandse regering heeft voor deze invulling gekozen. Eén van de verplichte onderdelen van het Actieprogramma is een beperking van de hoeveelheid stikstof in de vorm van dierlijke mestgift (gebruiksnorm) tot 170 kg per ha. In tegenstelling tot wat vaak wordt gesteld, schrijft de richtlijn ook voor dat de hoeveelheid stikstof uit kunstmest gelimiteerd dient te worden. In de richtlijn is hiervoor echter geen maximum vastgesteld.

Implementatie in Nederland

De richtlijn verplichtte Nederland om in 1995 te starten met een Actieprogramma. Ruim nadat de Nitraatrichtlijn was vastgesteld, is in Nederland de conclusie getrokken dat een systeem met verliesnormen (zoals MINAS) effectiever was dan een systeem met gebruiksnormen voor alleen dierlijke mest (zie ook *paragraaf 1.2.3*). Nadat Nederland in eerste instantie aan de Europese Commissie had aangegeven dat het actieprogramma ingevuld werd met MINAS, is in 1999 voorgesteld om in aanvulling op MINAS via het systeem van mestafzetcontracten toch een, zij het indirecte, invulling te geven aan de gebruiksnormen. Dit systeem is in 2001 wettelijk verankerd en is per 1 januari 2002 van start gegaan (Kamerstukken II, 1999/2000). In dit systeem is voor grasland een hogere gebruiksnorm opgenomen (250 kg per ha) dan het maximum uit de Nitraatrichtlijn (170 kg per ha). Uit onderzoek was namelijk gebleken dat voor grasland de gebruiksnorm verruimd zou kunnen worden tot 290 à 360 kg per ha, waarbij het nog steeds mogelijk was om de norm van 50 mg nitraat per l grondwater te realiseren (Willems et al, 2000). Dit geldt alleen indien de totale stikstofgift wordt beperkt, hetgeen gebeurt bij toepassing van de voorgestelde verliesnormen voor 2003. Op grond van bovengenoemd rapport heeft de Nederlandse overheid melding gedaan aan de Europese Commissie dat Nederland een ruimere gebruiksnorm (250 kg per ha) voor grasland gaat hanteren (de zogeheten derogatie). Over deze derogatie is in Brussel nog geen besluit genomen. In deze studie zijn de effecten (bijvoorbeeld op het landelijk mestoverschot) van andere normen dan die van de derogatie voor grasland niet onderzocht.

3 MINERALEN IN DE LANDBOUW 1986-2000

In dit hoofdstuk staat de vraag centraal wat het effect is geweest van het mineralenbeleid op enerzijds de stikstof- en fosfaatoverschotten en anderzijds de economische prestaties. Hierbij ligt de nadruk op de periode 1998-2000. Belangrijke deelvragen hierbij zijn:

- ❑ Wat zijn kansen voor (verdere) reductie van mineralenoverschotten en, met name voor de intensieve veehouderij, de mineralenexcreties per dier?
- ❑ Wat zijn mogelijkheden om ondernemers te bewegen tot aanpassing van hun mineralenmanagement op basis van ervaringen van de diverse mineralenprojecten, waarin ondernemers ondersteund werden bij aanpassing van hun mineralenmanagement?
- ❑ Heeft de MINAS-systematiek geleid tot een effectieve en efficiënte sturing?
- ❑ Wat waren de economische gevolgen van reductie van mineralenoverschotten of extra mestafvoer?

Voor gedetailleerde informatie betreffende de uitkomsten wordt verwezen naar het deelrapport van cluster 3 (De Hoop et al., 2002).

3.1 Melkveehouderij

3.1.1 Resultaten op hoofdlijnen

Het stikstofoverschot op melkveebedrijven is de afgelopen 15 jaar gestaag gedaald, van circa 400 kg per ha in 1986 tot gemiddeld circa 225 kg in 1999/2000. In 1999/2000 voldeed ongeveer 30% van de bedrijven aan de stikstofverliesnormen van 2002 en 10% aan die van 2003. De daling tot 1990 is vooral toe te schrijven aan de melkquotering, gevolgd door de fosfaatgebruiksnormen voor dierlijke mest. De daling vanaf 1996 is waarschijnlijk het effect van bewust sturen op mineralen; na 1998 is deze waarschijnlijk vooral het gevolg van MINAS. De invloed van MINAS is overigens beperkt meetbaar: het gaat om slechts twee boekjaren, waarin nog lang niet alle melkveehouderijbedrijven aangifteplichtig waren. Met name hoge overschotten blijken bij intensieve bedrijven als gevolg van MINAS minder voor te komen. MINAS blijkt dus effect te hebben. Ook blijkt dat op bedrijven die niet de prikkel van MINAS hadden, het stikstofoverschot veel minder daalde. Verlaging van de kunstmestaanvoer, grondaankoop en verlaging van de veebezetting zijn de belangrijkste maatregelen die de MINAS-plichtige bedrijven hebben genomen. Vooralsnog blijkt MINAS voor melkveebedrijven dus aan het doel te beantwoorden: de mineralenverliezen worden beperkt, op een wijze die de bedrijven geen of weinig geld kost.

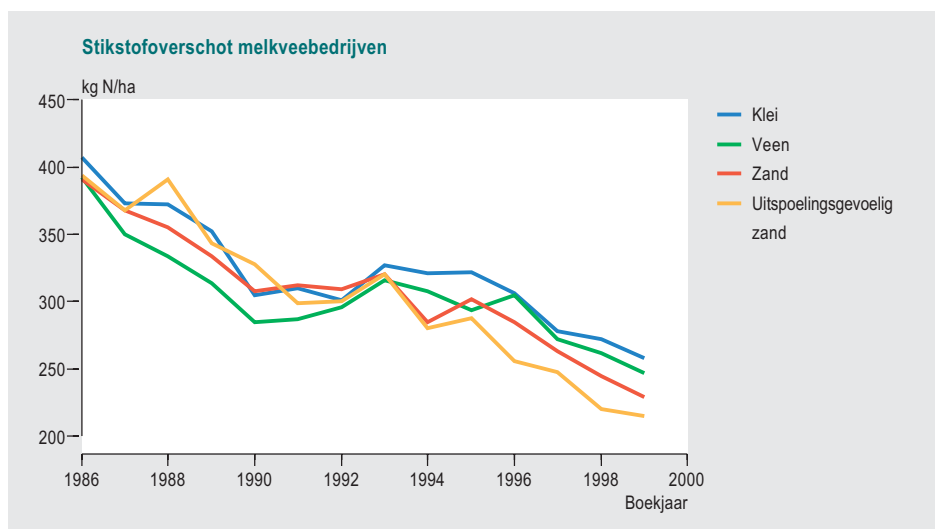
De grote spreiding in stikstofoverschot tussen de bedrijven geeft aan dat er nog kansen zijn voor verdere reductie. Dit blijkt ook uit de resultaten van mineralenprojecten als Praktijkcijfers 2 en Koeien & Kansen. Die bedrijven realiseren stikstofoverschotten die

50 – 100 kg per ha lager liggen dan gemiddeld. In 1999/2000 realiseerde de helft van de 17 Koeien & Kansen-bedrijven de stikstofverliesnormen van 2003. De meeste Koeien & Kansen-bedrijven doen het economisch gezien beter dan vergelijkbare bedrijven. Het goede management op deze bedrijven leidt blijkbaar zowel tot lagere stikstofoverschotten als tot betere economische prestaties. De keuze van een bedrijfsstrategie waarbij zowel rekening wordt gehouden met economie als met randvoorwaarden vanuit maatschappij en overheid is hierin een kritische factor. Voor het ontwikkelen en daadwerkelijk uitvoeren van deze strategie is echter enerzijds een prikkel (zoals MINAS) en anderzijds tijd nodig.

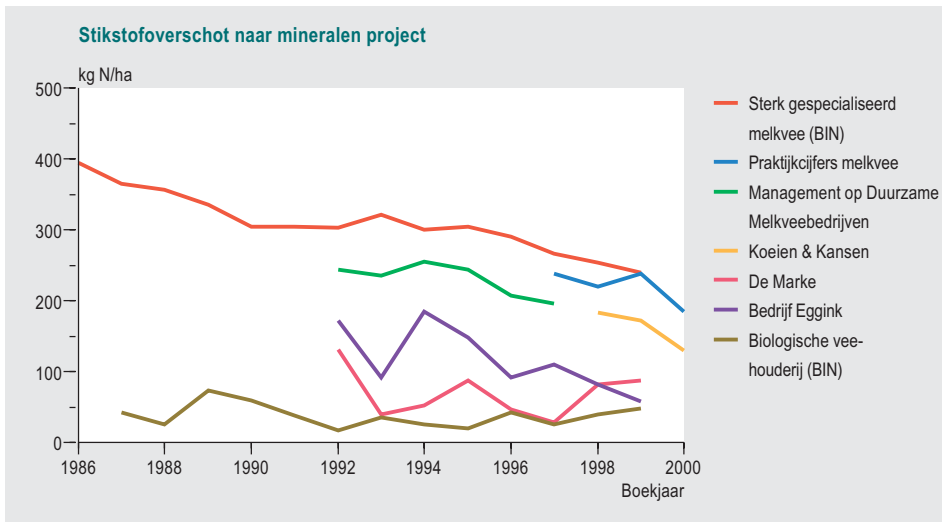
3.1.2 Resultaten in detail

De stikstofoverschotten zijn vanaf het midden van de jaren tachtig sterk gedaald (*figuur 3.1.1*). De belangrijkste oorzaken hiervan zijn de invoering van het melkquoteringssysteem, de invoering van de fosfaatgebruiksnormen, de verplichting tot emissiearme mesttoediening, het uitrijverbod in de winter, invloed van mineralenmanagementprojecten en de invoering van MINAS in 1998. De verschillen in stikstofoverschot tussen de grondsoorten zijn relatief gering. Uit de BIN-cijfers voor 1999/2000 blijkt verder dat 30% van de bedrijven al voldeed aan de stikstofverliesnormen voor 2002 en 10% aan die voor 2003.

Uit de resultaten van verschillende mineralenprojecten blijkt dat de groep “Biologische melkveebedrijven” de laagste stikstofoverschotten realiseert, gevolgd door het proefbedrijf “De Marke” en het bedrijf Eggink (*figuur 3.1.2*). Het betreft hier het MINAS-N-overschot, zodat de aanvoer van stikstof via klavers niet is meegenomen. Bedrijven in



Figuur 3.1.1 Ontwikkeling van het stikstofoverschot op sterk gespecialiseerde melkveebedrijven naar grondsoort (kg N/ha) (Bron: Representatieve steekproef LEI-Bedrijven-Informatienet).



Figuur 3.1.2 Ontwikkeling van het stikstofoverschot naar mineralenproject (kg N/ha) (Bron: Representatieve steekproef LEI-Bedrijven-Informatienet).

het inmiddels gestopte project “Management op Duurzame Melkveehouderijbedrijven” verlaagden het stikstofoverschot met 50 kg per ha in 5 jaar tijd. De stikstofoverschotten van “Praktijkcijfers Melkvee” waren in 1999 nog hetzelfde als van het gemiddelde melkveebedrijf. In 2000 waren de overschotten met 50 kg N per ha fors gedaald.

Uit een vergelijking van de resultaten tussen niet-MINAS-plichtige en MINAS-plichtige bedrijven blijkt dat op de MINAS-plichtige bedrijven de kunstmeststikstofgift sterker is gedaald en daarmee het stikstofoverschot ook (tabel 3.1.1). Er is een sterkere daling van toegerekende kosten (zoals veevoer, kunstmest, dierkosten) op MINAS-plichtige bedrijven. Ook stijgt de gemiddelde kostprijs van melk op de MINAS-plichtige bedrijven meer.

Verder is gebleken dat binnen de groep MINAS-plichtige bedrijven de groep met het hoogste stikstofoverschot in de uitgangssituatie (1997/1998) in staat is geweest om dit overschot het sterkste te laten dalen. In deze groep moesten in 1999 dan ook minder bedrijven een MINAS-heffing betalen (19%) dan in de groep met een gemiddeld overschot (38%). De mestafzetkosten op melkveebedrijven zijn in het algemeen vrij laag, met uitzondering van de gemengd-melkvee/hokdierbedrijven. Deze bedrijven betaalden de laatste twee jaar gemiddeld ruim € 1.000 per bedrijf voor de afvoer van mest. Het betreft hier waarschijnlijk vooral de mest van de hokdiersector.

Maatregelen voor de toekomst

De vraag is hoe bedrijven reageren op een aanscherping van de verliesnormen tot het voorziene niveau voor 2003. Dit is deels af te meten aan informatie van het Project Praktijkcijfers, omdat de deelnemers hieraan proberen om hun management zo snel mogelijk aan te passen. Uit de resultaten van een spelsimulatie blijkt dat de bedrijven er

Tabel 3.1.1 Gevolgen van MINAS voor niet-MINAS-plichtige en MINAS-plichtige gespecialiseerde melkveebedrijven (BIN) (Bron: LEI-Bedrijven-Informatienet)¹⁾.

		Niet-MINAS-plichtige melkveebedrijven		MINAS-plichtige melkveebedrijven	
		1999/00 (voorl.)	Mutatie t.o.v.	1999/00 (voorl.)	Mutatie t.o.v.
				1997/98	1997/98
Fosfaat-gve per bedrijf	Stuks	75	1	88	-2
Fosfaat-gve per hectare	Stuks	1,96	0,00	2,93	-0,21
Cultuurgrond	Ha	38,3	0,7	30,1	1,5
Melkkoeien	Stuks	56,4	2,9	51,7	1,5
Melkproductie per koe	Kg	7.512	75	7.665	340
Krachtvoer rundvee per melkkoe	Kg	2.117	-123	2.188	-60
Melkquotum per ha voederoppervlakte	Kg/ha	10.790	69	13.007	-364
Jongveebezetting	Stuks/10 mk	8,2	-0,9	8,2	-0,6
Kunstmeststikstof op grasland	Kg/ha	260	-29	261	-46
N-overschot (mineralenboekhouding)	Kg/ha	276	-22	274	-49
Bedrijven met echte mest- /MINASheffing	%	0	0	30	30
Kostprijs per 100 kg melk					
- toegerekende kosten	€	8.79	-1.01	9.53	-1.49
- kostprijs melk	€	43.13	0.42	43.17	0.85

1) Selectie van bedrijven die drie jaar in de steekproef zijn opgenomen

gemiddeld in slaagden om beneden de stikstofverliesnorm 2003 te komen, terwijl de overschrijding bij de start 71 kg per ha bedroeg. De meest gekozen maatregelen zijn verlagen stikstofniveau van grasland, uitbreiding melkquotum, verbetering benutting dierlijke mest en verbetering graslandbenutting. Het inkomenseffect is uiteindelijk gering. Het inkomenseffect is een combinatie van een productiviteitsstijging, verbeterde efficiency en kosten voor het voldoen aan de MINAS-normen.

Bovendien bleek uit de spelsimulatie dat bedrijven niet meteen de goedkoopste maatregelen namen om de mineralenoverschotten te beperken. Er is duidelijk sprake van een leereffect. Dit leereffect blijkt ook uit het project Koeien en Kansen. De ‘Koeien & Kansen’-bedrijven overschreden de stikstofeindnorm in 1998 en 1999 respectievelijk met gemiddeld 39 en 29 kg per hectare en de fosfaateindnorm met 15 en 4 kg. In 2000 zaten de ‘Koeien & Kansen’-bedrijven gemiddeld 17 kilogram stikstof en 8 kg fosfaat onder de eindnorm. Tien bedrijven haalden in 2000 de eindnorm voor stikstof, voor 2 van de 7 bedrijven die het niet haalden, was 2000 het eerste jaar van deelname aan het project. Twaalf bedrijven haalden de fosfaateindnorm.

Fosfaatoverschot

Het fosfaatoverschot (exclusief kunstmest) op gespecialiseerde melkveebedrijven is in de periode 1986 – 2000 gedaald van circa 40 tot 20 kg per ha. Op gemengd-melkvee/hokdierbedrijven daalde het fosfaatoverschot van ruim 80 tot circa 25 kg per ha. Het grootste deel van deze daling vond plaats tussen 1986 en 1990. Een tweede daling vond plaats tussen 1996 en 2000. Het overschot inclusief fosfaatkunstmest was in 1999/2000 circa 20 kg per ha hoger.

3.2 Intensieve veehouderij

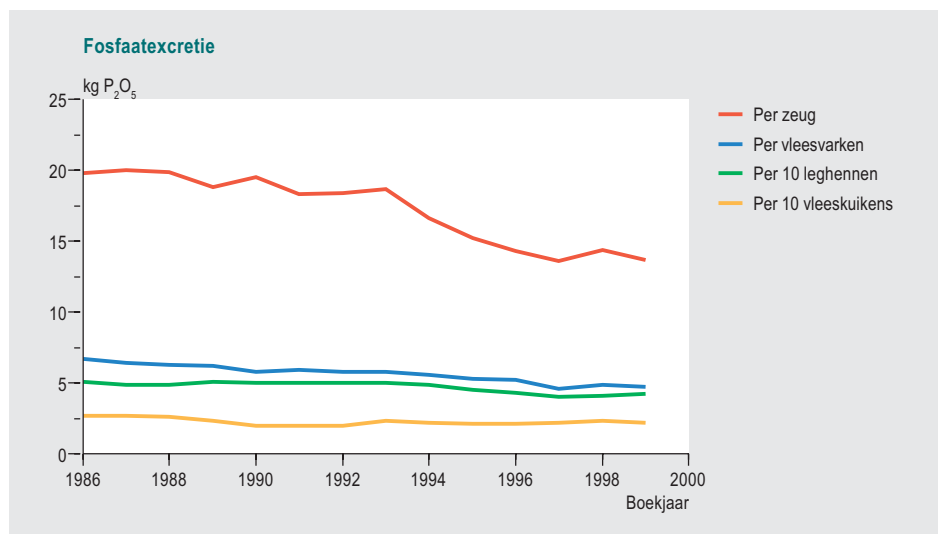
3.2.1 Resultaten op hoofdlijnen

Veel intensieve veehouderijbedrijven hebben weinig of geen grond. Door MINAS zijn ze daardoor gedwongen om (bijna) alle geproduceerde mest af te voeren. De economische gevolgen van MINAS hangen daarom sterk af van de hoogte van de mestafzetprijs. Deze mestafzetprijs is de laatste jaren sterk gestegen. Eén van de oorzaken hiervan was het zeer natte najaar van 1998, waardoor weinig mest kon worden toegediend. Een deel van de mest moest daardoor nog in 1999 worden uitgereden. De kosten van mestafzet bedroegen in 1999/2000 circa € 20.000 voor gesloten varkensbedrijven, circa € 17.000 voor leghennenbedrijven en voor de overige bedrijfstypen gemiddeld tussen € 10.000 en € 14.000 per jaar.

3.2.2 Resultaten in detail

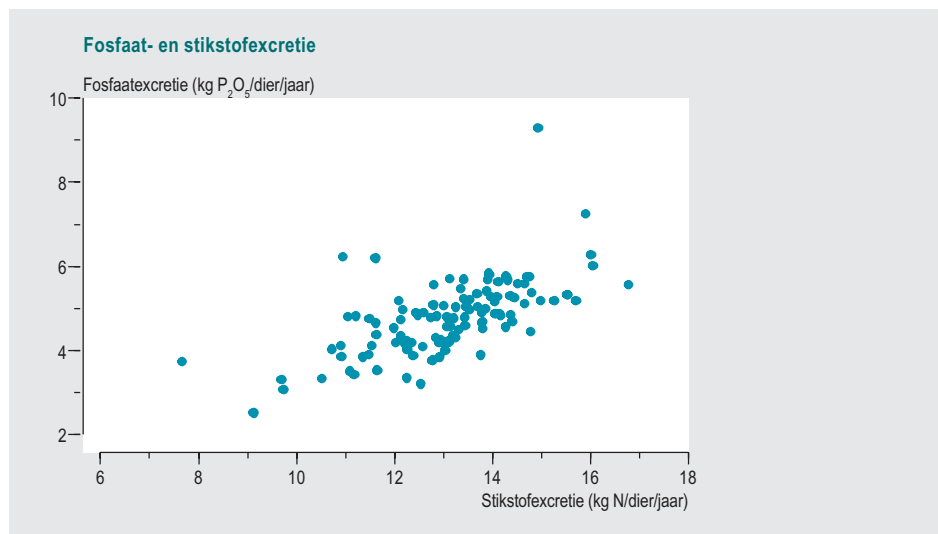
Op intensieve veehouderijbedrijven is beoordeling van mineralenoverschotten per ha niet zinvol, omdat deze bedrijven veelal geen of weinig grond hebben. Als indicator van het mineralenmanagement kan wel worden gekeken naar de uitscheiding per dier. Het blijkt dat de sterke sturing op fosfaat uit de periode van de mestboekhouding heeft geresulteerd in een aanzienlijke daling van de fosfaatexcretie per dier in de eerste helft van de jaren negentig (*figuur 3.2.1*).

De fosfaatexcretie van vleesvarkens en leghennen is meer teruggelopen (10-20%) dan de excretie van zeugen en vleeskuikens (0-10%). De stikstofexcretie is in dezelfde periode zowel voor varkens als voor pluimvee niet zoveel veranderd. Wel zijn er aanzienlijke verschillen tussen bedrijven (*figuur 3.2.2*). Zo loopt voor vleesvarkens de stikstofexcretie uiteen van ongeveer 10 tot ruim 15 kg per dier per jaar. De fosfaatexcretie ligt meestal tussen 3 en 6 kg per dier per jaar. Gezien de spreiding tussen de bedrijven is er voor een deel van de bedrijven mogelijkheden tot verlaging van de excreties. Een lagere excretie biedt op bedrijfsniveau enig voordeel, omdat de mestafzetkosten wellicht iets kunnen worden beperkt. Als veel bedrijven de excretie zouden verlagen, dan zou de druk op de mestmarkt kunnen worden beperkt. Blijkbaar stuurt MINAS nu slechts beperkt op de omvang van de excretie. Bij de afvoer van mest wordt blijkbaar nog sterk in kubieke meters gerekend en nog weinig in fosfaat of stikstof.

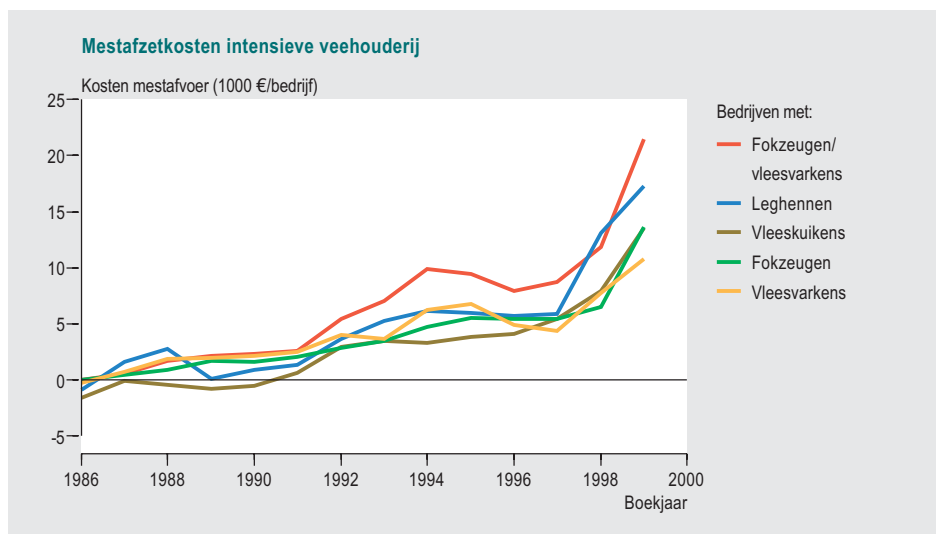


Figuur 3.2.1 Ontwikkeling van de excretie van fosfaat naar diersoort (kg fosfaat/dier/jaar) per gemiddeld aanwezig dier (Bron: CBS).

Door de regelgeving t.a.v. vermindering van dierlijk mestgebruik per ha is er in de loop van de tijd een toenemende druk op de mestmarkt geweest met vrij fors stijgende prijzen. In 1998 en 1999 werd deze druk nog versterkt door slechte weersomstandigheden, waardoor de toediening van de mest soms niet mogelijk was. Hierdoor zijn in alle intensieve veehouderijsectoren de kosten van mestafzet zeer sterk gestegen. Tot 1990 waren de afzetkosten nog bijna te verwaarlozen (figuur 3.2.3). Op de fokzeugen/vleesvarkens-



Figuur 3.2.2 Spreiding van de gemiddelde stikstof- en fosfaatexcretie tussen varkensbedrijven (Bron: Representatieve steekproef LEI-Bedrijven-Informatienet).



Figuur 3.2.3 Ontwikkeling van de mestafzetkosten op bedrijven met intensieve veehouderij naar bedrijfstype (€/bedrijf/jaar) (Bron: Representatieve steekproef LEI-Bedrijven-Informatienet).

bedrijven zijn de kosten in 1999/2000 opgelopen tot gemiddeld € 21.000 per bedrijf. Op leghennenbedrijven beliepen de kosten voor mestafzet € 17.000. Op de andere bedrijfstypen kostte de mestafzet gemiddeld tussen € 10.000 en € 14.000 per bedrijf per jaar. Bovengenoemde bedragen zijn exclusief de kosten voor opslag, veevoerheffingen en dergelijke.

3.3 Open teelten

3.3.1 Resultaten op hoofdlijnen

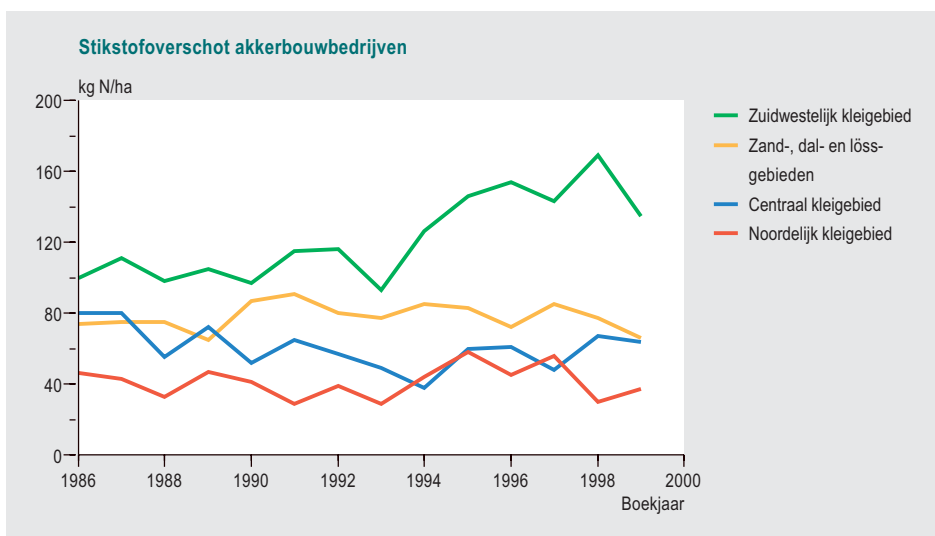
Het stikstofoverschot op akkerbouwbedrijven is de afgelopen jaren nauwelijks veranderd en lag gemiddeld op een niveau van 40-80 kg per ha. Een uitzondering vormt het zuidwestelijk kleigebied, waar het stikstofoverschot de laatste acht jaar sterk gestegen is tot gemiddeld circa 140 kg per ha in 1999/2000. De belangrijkste oorzaak hiervan is het toegenomen gebruik van dierlijke mest. De meeste akkerbouwbedrijven waren in de betreffende periode nog niet MINAS-plichtig. In 1999/2000 voldeed ongeveer 70-75% van de bedrijven aan de verliesnormen van 2001 en circa 50-60% van de bedrijven aan de normen van 2003. Ook in de akkerbouw is er een flinke spreiding in mineralenoverschotten tussen de verschillende bedrijven. Dit biedt nog mogelijkheden voor verbetering. Het gemiddelde fosfaatoverschot bedroeg de laatste jaren circa 0 kg per ha exclusief kunstmest en circa 40 kg per ha inclusief kunstmest. Met name in het laatste jaar hebben akkerbouwbedrijven verdiend aan de aanvoer van dierlijke mest (gemiddeld circa € 1.500 per bedrijf).

Uit het project Praktijkcijfers blijkt dat circa 75% van de akkerbouwbedrijven reeds voldoet aan de stikstofverliesnormen voor 2003. De rest van de bedrijven zit niet meer dan 50 kg boven de norm. Projecten in de vollegrondsgroenteteelt geven aan dat het daar moeilijker is om de normen van 2003 te halen, al zijn de verschillen tussen bedrijven groot. Met name gespecialiseerde bedrijven met teelten die veel stikstof nodig hebben, hebben moeite de norm te halen. In het project Telen met Toekomst haalt de meerderheid de norm niet.

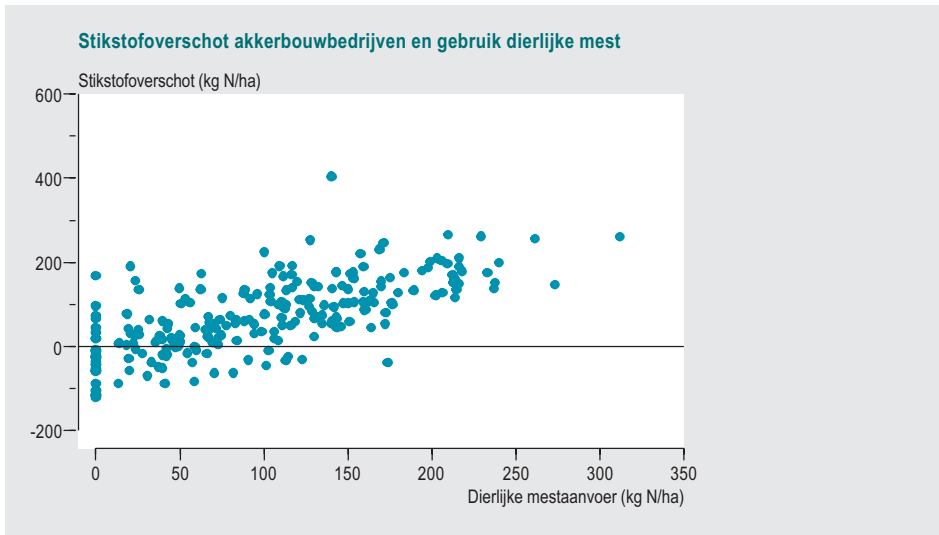
In de bollenteelt bestaat er een groot verschil in mineralenoverschot tussen teelt op zand en klei. Een deel van de bedrijven op zand, ook in proefprojecten, hebben er moeite mee om de stikstofverliesnorm te realiseren. Een mogelijkheid om het stikstofverlies in zowel de bloembollenteelt als de vollegrondsgroenteteelt te beperken, is het gebruik van dierlijke mest te beperken. Als de toevoer van organische stof hierdoor te laag wordt, dan zouden mineraalarme organische producten moeten worden gebruikt.

3.3.2 Resultaten in detail

Het stikstofoverschot is in het zuidwestelijk kleigebied hoger dan in de andere regio's en is in de jaren negentig toegenomen (*figuur 3.3.1*). Dit is een gevolg van het toenemende gebruik van dierlijke mest. In de andere regio's bleef het stikstofoverschot nagenoeg gelijk. Bedrijven met een hoger gebruik dierlijke mest hebben gemiddeld een hoger overschot (*figuur 3.3.2*). Er zijn bedrijven die ondanks een hoog gebruik aan dierlijke mest toch een laag overschot realiseren. Bedrijven met een hoog overschot gebruiken én veel dierlijke mest én veel kunstmest.

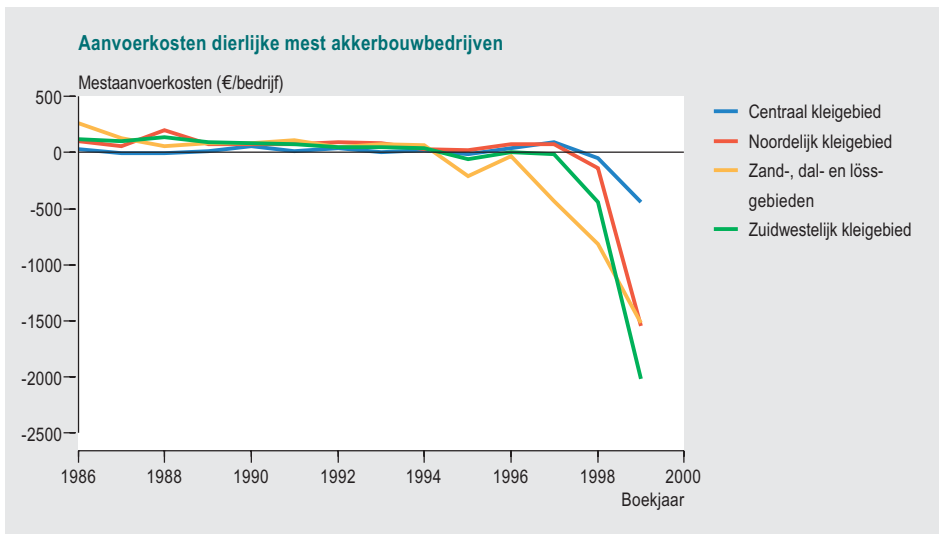


Figuur 3.3.1. Ontwikkeling van het stikstofoverschot op akkerbouwbedrijven naar regio (kg N/ha) (Bron: Representatieve steekproef LEI-Bedrijven-Informatienet).



Figuur 3.3.2 Spreiding van het stikstofoverschot op akkerbouwbedrijven in relatie tot het gebruik van dierlijke mest (kg N/ha) 1999/2000 (Bron: Representatieve steekproef LEI-Bedrijven-Informatienet).

Door de druk op de mestmarkt en de daarmee gepaard gaande gunstige prijs voor de akkerbouwer en een (daardoor uitgelokt) toenemend gebruik van dierlijke mest, is gebruik van mest omgeslagen van een kostenpost naar een inkomstenbron (figuur 3.3.3). Naast de aanscherping van de mestaanvoernormen ontstond in het extreem natte



Figuur 3.3.3 Ontwikkeling van de aanvoerkosten van dierlijke mest op akkerbouwbedrijven (€/ha) (Bron: Representatieve steekproef LEI-Bedrijven-Informatienet).

Tabel 3.3.1 Gemiddeld N-overshot in kg/ha in projecten gangbare akkerbouw; gegevens van diverse mineralenprojecten, uitgesplitst naar teeltgebied.

Project	Periode	NL	NON Zand	ZON Zand	Z.Limb. Löss	NZK Klei	CZK Klei	ZWK Klei
Geïntegreerde akkerbouw	1992-1993		-9	29		40	11	51
Akkerbouw 2000	1993-1995		31	40		24	38	102
Praktijkcijfers1	1997-1999	71						
Telen met toekomst	2000		15	23				117
Bedrijfssystemenonderzoek	var.		38	56			8	
Mergellandproject W'rade	1999-2000				71			

NL= Nederland, NON= Noordoost Nederland, ZON= Zuidoost Nederland, NZK=Noordelijk zeekleigebied, CZK = Centraal zeekleigebied, ZWK=Zuidwestelijk zeekleigebied

najaar van 1998 een extra voorraad dierlijke mest, die in 1999 op de markt kwam. Dit veroorzaakte in 1999 extra gunstige mestprijzen voor bedrijven die mest aanvoeren. Uit gegevens van diverse mineralenprojecten blijkt dat het mogelijk is om het stikstof-overshot sterk te beperken (tabel 3.3.1).

Uit de gegevens van mineralenprojecten in de vollegrondsgroenteteelt blijkt dat de gerealiseerde stikstofoverschotten sterk uiteenlopen (tabel 3.3.2). In het recent gestarte project Telen met Toekomst zijn de overschotten nog hoog. Dit wordt enerzijds veroorzaakt doordat met name de bedrijven in Brabant en Limburg vrij intensief zijn (sterk gespecialiseerd). Anderzijds is het project pas gestart en zijn er nog verbeteringen mogelijk.

Tabel 3.3.2 N-overshot als projectgemiddelde in kg/ha in projecten vollegrondsgroenten gangbare teelt, uitgesplitst naar provincie.

Project	Periode	NH	ZH	NBr	L
Verbreding BSO-vgg	1996-1998	-5	120	95	39
Telen met Toekomst	2000			132	50
Bedrijfssystemenonderzoek	div.	-101	49	-40	9

Tabel 3.3.3 N-overshot als projectgemiddelde in kg/ha in projecten bloembollen en boomteelt.

Project		Jaar	N-overshot
BSO-zand (De Noord+De Zuid)	Bollen	92-99	16
BSO-zand De Noord biologisch	Bollen	97-99	-10
Bollenteelt 2000 zand	Bollen	98-00	124
Bollenteelt 2000 klei	Bollen	98-00	11
Praktijkcijfers 2 zand	Bollen	00	138
Telen met Toekomst zand	Bollen	00	139
Telen met Toekomst zand	Boomteelt	00	6

Ook in de bollenteelt blijken de resultaten op zand divers. In het algemeen lijkt het wel mogelijk om aan de stikstofverliesnorm te voldoen. Anderzijds zijn, gezien de hoge gel- delijke opbrengsten, bollentelers niet geneigd om veel risico te nemen. In de boomteelt worden een laag overschot gerealiseerd, onder andere als gevolg van het voor de betreffende teelt- hoge afvoerforfait.

3.4 Landelijk niveau

3.4.1 Resultaten op hoofdlijnen

De nettotoevoer van stikstof naar de bodem is met name in 2000 sterk afgenomen. Dit komt deels doordat de aanvoer via dierlijke mest in de periode 1995-2000 gestaag afnam, met in totaal 20%. Verder is met name de aanvoer van kunstmest in 2000 sterk afgenomen. Dit effect was ook al te zien op melkveebedrijven (*paragraaf 3.1*) en is waarschijnlijk grotendeels een effect van MINAS. Daar circa 70% van de stikstofkunst- mest op melkveebedrijven wordt gebruikt, heeft een vermindering op deze bedrijven een grote invloed op het nationale verbruik.

De nettotoevoer van fosfaat in de periode 1995-2000 is nauwelijks afgenomen. De aan- voer via dierlijke mest is licht gedaald (met circa 8%). Het gebruik van kunstmestfosfaat bleef constant.

3.4.2 Resultaten in detail

Tabel 3.4.1 Stikstofbalans van landbouwgrond in mln kg stikstof (Bron: CBS, 2001).

	1995	1996	1997	1998	1999	2000*
mln kg N						
Aanvoer	1171	1143	1141	1106	1071¹⁾	996
w.v. dierlijke mest	652	641	617	586	560	542
kunstmest	406	389	401	403	383	339
depositie	76	75	83	78	76	76
overig	37	38	40	39	38	39
Afvoer	635	644	660	594¹⁾	571	584
w.v. gewas	448	470	488	424	417	433
netto export mest	22	13	11	10	13	15
vervluchtiging	165	161	161	146	141	136
Netto belasting	536	499	481	512	500	412

1) Hierin is de hoeveelheid stikstof uit dierlijke mest (14 mln kg N) verrekend, die in 1998 is geproduceerd maar pas in 1999 kon worden uitgereden; dit vanwege de natte weersomstandigheden in najaar 1998.

Tabel 3.4.2 Fosfaatbalans van landbouwgrond in mln kg P₂O₅ (Bron: CBS, 2001).

	1995	1996	1997	1998	1999	2000*
<i>mln kg P₂O₅</i>						
Aanvoer	287	272	269	278	276¹⁾	263
w.v. dierlijke mest	209	192	190	193	191	185
kunstmest	62	66	65	71	65	62
depositie	5	5	5	5	5	5
overig	11	9	9	9	9	11
Afvoer	137	125	143	137¹⁾	138	151
w.v. gewas	126	119	137	126	128	137
netto export mest	11	6	6	5	10	13
Netto belasting	149	147	126	140	135	112

1) Hierin is de hoeveelheid fosfaat uit dierlijke mest (6 mln kgP₂O₅) verrekend, die in 1998 is geproduceerd maar pas in 1999 kon worden uitgereden; dit vanwege de natte weersomstandigheden in najaar 1998

Met uitzondering van het jaar 1998 laat de stikstofbalans voor landbouwgrond in de beschouwde periode een sterk dalend overschot zien. Het natte najaar van 1998 veroorzaakte namelijk een forse afname van de afvoer van gewassen (misoogsten). Hierdoor is het nutriëntenoverschot in 1998 hoger dan in 1997. De aanvoer van stikstof met dierlijke mest is in de periode 1995 – 2000 gestaag gedaald, in totaal 17%. De aanwending van kunstmest is pas in de laatste twee jaren sterk afgenomen (16%).

In combinatie met de voorlopige cijfers voor het jaar 2000 toont de fosfaatbalans voor landbouwgrond sinds 1995 een in omvang wisselend, maar globaal genomen dalend overschot. Het beeld wordt echter enigszins vertroebeld door de voorraadvorming van dierlijke mest en relatief geringe afvoer van gewassen in het natte jaar 1998. Hierdoor is het nutriëntenoverschot in 1998 hoger dan in 1997. Het relatief lage overschot in de laatste twee jaren is een combinatie van licht gedaalde aanvoer en enigszins gestegen afvoer van fosfaat.

4 RESULTATEN MINERALENAANGIFTEN

4.1 Resultaten op hoofdlijnen

Na de introductie van MINAS in 1998 nemen de stikstof- en fosfaatoverschotten van de bedrijven af. Toch worden de normen nog door tientallen procenten van de bedrijven overschreden. Over 1998 moet de bedrijven circa 55 mln euro heffing betalen. Het is mogelijk dat een deel hiervan uiteindelijk niet hoeft te worden betaald, vanwege verrekening met andere jaren. Volgens eigen berekening van boeren moeten zij over 2000 bijna 50 mln aan heffingen betalen. De melkveebedrijven die heffing moeten betalen, betalen gemiddeld € 1.500 per jaar, terwijl de varkens- en pluimveebedrijven gemiddeld € 4.500 per jaar betalen. De overschrijding (in kg fosfaat en stikstof) waarover heffing moet worden betaald, was in 2000 40% lager dan in 1999. Het heffingsbedrag per kg fosfaat is echter van 1999 naar 2000 door de overheid verdubbeld, waardoor de te betalen heffing zelf niet sterk is veranderd. De gemiddelde overschotten blijken in alle jaren voor alle bedrijfstypen onder het toegestane overschot te liggen. De enige uitzondering hierop vormen varkensbedrijven in 1998 voor fosfaat.

4.2 Achtergrondinformatie

Voor gedetailleerde informatie betreffende uitkomsten van dit hoofdstuk wordt verwezen naar het deelrapport Monitor Mineralen en Mestwetgeving van het CBS (Van Eerd et al., 2002). Verder vergt het interpreteren van de resultaten van de aangiftes van Bureau Heffingen enige achtergrondkennis van de methodiek van de aangiftes (zie aparte tekstbox). Daarnaast zijn de volgende punten van belang.

Het doel van MINAS is het beperken van mineralenverliezen. Om te voorkomen dat bedrijven de verliesnormen overschrijden, moet voor elke kg stikstof of fosfaat boven de verliesnorm een heffing worden betaald. De bedoeling is echter dat bedrijven hun mineralenmanagement zo aanpassen, dat geen heffing wordt betaald. Gedurende de eerste jaren van MINAS is echter voor de eerste 10 kg overschrijding van de fosfaatverliesnorm de fosfaatheffing laag gehouden, namelijk fl 2,50 (circa € 1,15) per kg fosfaat. Deze heffing werd hoog genoeg geacht voor het nemen van voedingsmaatregelen, maar te laag om de afvoer van dierlijke mest af te dwingen (Meststoffenwet, 1996). Ook de stikstofheffing was met fl 1,50 (€ 0,70) relatief laag, zodat deze wel een beperkende, maar geen prohibatieve werking had.

De resultaten van de mineralenaangiften, zoals ingediend bij Bureau Heffingen geven inzicht in de mate waarin de verliesnormen zijn gerespecteerd of juist zijn overschreden. De interpretatie wordt echter bemoeilijkt doordat bedrijven binnen MINAS mogen verrekenen tussen jaren. Een bedrijf dat over 1998 een heffing moet betalen, krijgt het betaalde geld weer terug als het in het volgende jaar de verliesnorm onderschrijft. Andersom is het mogelijk in 1998 een saldo op te bouwen, en daarmee een overschot in

1999 te compenseren. In de statistieken van het CBS zijn de in principe te betalen heffingen op basis van de jaarlijkse aangifte weergegeven, zonder verrekening.

De begin- en eindvoorraden (in de vorm van dieren, mest, voer, kunstmest etc.) behoeven niet te worden opgegeven in het kader van de mineralenaangifte (enkele uitzonderingen daargelaten). Dit betekent dat op het moment dat bedrijven aangifteplichtig werden veel bedrijven getracht hebben te starten met forse voorraden. Bij de melkveehouders binnen het project Praktijkcijfers 1 is dit effect voor stikstof geschat op circa 50 kg per ha. Pluimveehouders konden met een aanzienlijke voorraad in de vorm van dierlijke mest starten.

4.3 Totaal betaalde heffing

Over 1998 moeten bedrijven die een verfijnde aangifte hebben gedaan 39 mln euro heffing betalen en bedrijven met een forfaitaire aangifte 18 mln euro. Volgens eigen berekening moet over 2000 in totaal bijna 50 mln euro aan heffing worden betaald. Deze bedragen zijn exclusief verrekening met eerdere jaren. De opgelegde heffingen (vooraankondiging naheffingsaanslag) kunnen fors afwijken van de door de bedrijven zelf berekende heffingen. Zowel afwijkingen naar boven (aan- en afvoerposten niet juist opgegeven), als naar beneden (met name vrijstellingen, bijvoorbeeld vanwege de varkenspest) zijn mogelijk.

4.4 Intensieve melkveebedrijven, verfijnde aangiften

Circa 70% van de intensieve melkveebedrijven blijft binnen de MINAS-verliesnormen en bouwt saldo op; circa 10% blijft binnen de stikstofverliesnorm en betaalt de lage fosfaatheffing; circa 20% betaalt een stikstofheffing en/of een hoge fosfaatheffing. De heffingsbedragen per bedrijf liggen in de orde van € 1.000.

Het gemiddelde fosfaatoverschot op de intensieve melkveebedrijven is in de periode 1998-2000 met circa 25% gedaald (*tabel 4.4.1*). Het stikstofoverschot steeg van 1998 naar 1999, om vervolgens in 2000 te dalen tot gemiddeld 223 kg per ha. Dit is ruim beneden het niveau waarop bedrijven heffing moesten betalen (dat lag, gecorrigeerd voor gasvormige verliezen en grondgebruik, op 285 kg per ha). De waargenomen stijging in de cijfers van Bureau Heffingen voor het jaar 1999 is mogelijk het gevolg van het opbouwen en afbouwen van voorraden. Het BIN laat een gestage daling zien, tot een niveau van circa 275 kg per ha (exclusief gasvormige verliezen) in 1999/2000.

Heffingen

Van de circa 8.700 (1998) – tot 8.900 (1999) bedrijven moet circa 15% een fosfaatheffing betalen, gemiddeld circa € 850 (*tabel 4.4.2*). De overschrijding van de verliesnorm was circa 12 kg per ha. In 2000 was de heffing aanmerkelijk hoger (€ 1.640).

Tabel 4.4.1 Resultaten verfijnde aangifte 1998-2000, met per bedrijfstype het aantal aangiften en het gemiddelde fosfaat- en stikstofoverschot (in kg/ha). Voor het berekenen van de overschotten is aan ieder mestnummer 1 ha grond toegekend. De cijfers voor het jaar 2000 zijn gebaseerd op een steekproef, daarom ontbreekt het aantal aangiften. Het stikstofoverschot is inclusief gasvormige verliezen, waarvoor geen heffing hoeft te worden betaald (Bron: Bewerking door CBS van gegevens van BHf).

Type	Aantal aangiften		P-overschot			N-overschot		
	1998	1999 ¹⁾	1998	1999 ¹⁾	2000 ²⁾	1998	1999 ¹⁾	2000 ²⁾
Akkerbouw	1362	2450	10	14	3	75	94	57
Ext. gemengd	930	1422	15	16	10	112	135	105
Ext. melkvee	2272	3133	15	17	10	216	237	185
Intensief melkv.	8719	8878	22	21	16	244	277	223
Intensief vee	7707	7239	30	20	14	268	292	207
Legkippen	1151	1232	-63	-129	-89	705	604	391
Slachtpluimvee	1545	1521	-109	-44	-39	511	520	414
Varkens	11615	9958	111	32	15	523	445	425
Totaal	35399	35932						

1) voorlopige cijfers

2) op basis van een steekproef uit de aangiftes

Deze verhoging in 2000 is deels toe te schrijven aan de verdubbeling van de heffingshoogte, deels aan de scherpere fosfaatverliesnorm. Circa 60% van de bedrijven met heffing blijft binnen het lage tarief.

In 1998, 1999 en 2000 moest respectievelijk 15, 30 en 18% van de bedrijven stikstofheffing betalen. Het gemiddelde heffingsbedrag voor de bedrijven die stikstofheffing

Tabel 4.4.2 Resultaten vastgestelde, verfijnde aangiften 1998-2000, met per bedrijfstype het percentage bedrijven dat een P-heffing of een N-heffing moet betalen en de gemiddelde grootte van de P- en N-heffing per bedrijf dat een heffing dient te betalen (Bron: Bewerking door CBS van gegevens van BHf).

Jaar	Met P-heffing			Met N-heffing			Belastbaar P ₂ O ₅ overschot (€)			Belastbaar N overschot (€)		
	1998	1999 ¹⁾	2000 ²⁾	1998	1999 ¹⁾	2000 ²⁾	1998	1999 ¹⁾	2000 ²⁾	1999	1999 ¹⁾	2000 ²⁾
Akkerbouw	26	25	9	9	8	4	1.630	1.350	810	910	1.100	620
Ext. gemengd	21	21	9	7	7	5	1.580	1.210	2.480	1.230	1.820	680
Ext. melkvee	9	10	4	7	18	10	1.520	1.110	1.470	820	910	1.090
Intensief melkv.	16	16	13	15	30	18	870	810	1.630	950	1.030	840
Intensief vee	40	34	30	15	23	15	1.820	1.580	3.450	930	830	830
Legkippen	36	29	24	26	25	37	7.240	4.820	5.400	2.160	1.530	1.640
Slachtpluimvee	20	27	19	15	21	19	3.750	3.620	6.680	910	1.260	1.090
Varkens	61	44	48	37	28	22	2.830	4.100	4.630	750	1.440	1.100

1) voorlopige cijfers

2) op basis van een steekproef uit de aangiftes

moeten betalen, lag rond de € 1.000. De overschrijding van de verliesnorm was circa 50 kg N per ha. Hoewel de stikstofverliesnorm in 2000 met 25 kg per ha is aangescherpt, nam het percentage overschrijders niet toe. Dit duidt op een aanpassing van het management op de melkveebedrijven. Ook het BIN laat voor deze bedrijven een duidelijke aanpassing van het management zien (*hoofdstuk 3*).

Saldi

Circa 70% van de melkveebedrijven heeft in 1998 saldo opgebouwd, waarschijnlijk mede als gevolg van een beginvoorraad. Het saldo was gemiddeld vrij omvangrijk, namelijk circa 20 kg P₂O₅ en 95 kg N per ha.

4.5 Varkenshouderij-, legkippen- en slachtpluimveebedrijven, verfijnde aangiften

Deze bedrijfstypen kennen een hoge veebezetting (gemiddeld 17-30 gve per ha). Ze zullen dus de meeste mest die ze produceren, moeten afvoeren. Via management kan de stikstof- en fosfaatexcretie per dier worden beperkt. Verder kan het drogestofgehalte van de mest worden verhoogd, om het aantal af te voeren kubieke meters te verlagen. De forfaitaire normen voor het gasvormig verlies zijn bewust relatief ruim gesteld. Het is derhalve niet te verwachten dat er veel bedrijven zullen zijn die alleen een stikstofheffing moeten betalen.

Op de pluimveebedrijven was in alle jaren het gemiddelde fosfaatoverschot negatief (*tabel 4.4.1*), mogelijk doordat pluimveebedrijven vanwege hun stalsystemen grote voorraden hebben kunnen meenemen. Bij varkensbedrijven was het gemiddelde fosfaatoverschot in 1998 met circa 110 kg per ha uitzonderlijk hoog. Het slechte najaar van 1998 en de varkenspest zijn waarschijnlijk de belangrijkste oorzaken. In 1999 en 2000 was het fosfaatoverschot gemiddeld beneden de verliesnorm. Het stikstofoverschot is in de periode 1998-2000 fors gedaald, maar ook het toelaatbare verlies is voor sommige diercategorieën eveneens gedaald. Deze data zijn daarom lastiger te interpreteren.

In 1998 overschreden respectievelijk 27% (slachtpluimvee) en 64% (varkens) van de bedrijven de verliesnormen. In de volgende jaren betrof dit 35% en 50% van de bedrijven. Met name voor de varkensbedrijven die zowel de stikstof- als de fosfaatsnorm overschrijden (23% van het totaal), is het gemiddelde bedrag van de heffing met circa € 6.600 fors. De bedrijven met legkippen of slachtpluimvee met een gecombineerde heffing (circa 14%) betalen eveneens een forse heffing (circa € 6.000 – 9.000). De bedrijven die alleen een fosfaatheffing moeten betalen, hebben een heffing van circa € 2.000 – 3.000. Het aantal intensieve veehouderijbedrijven dat over 2000 (steekproefgegevens) heffing moet betalen is ten opzichte van de eerdere jaren niet significant veranderd. De hoogte van het fosfaatoverschot is ten opzichte van de eerdere jaren echter wel verminderd. Bij de varkensbedrijven is het fosfaatoverschot zelfs ongeveer gehalveerd.

Een groot deel van de bedrijven heeft dus niet binnen de MINAS-normen weten te blijven. Dit kan veroorzaakt worden doordat de mestafvoer daadwerkelijk te laag was. Het is echter ook mogelijk dat administratieve problemen of fouten in de bepaling van de stikstof- en fosfaatgehalten van aan- of afvoerposten (zoals voer en mest) de mest de oorzaak zijn. Voor de varkenshouderij is hierover onderzoek gaande.

4.6 Overige bedrijfstypen

Bij de groep ‘overige bedrijven’ zitten veel bedrijven die waarschijnlijk op vrijwillige basis verrijnd aangifte hebben gedaan. In 1999 betrof dit circa 7.000 bedrijven, vooral akkerbouwbedrijven en extensieve melkveebedrijven. Een aantal bedrijven heeft het bedrijf gesplitst in twee mestnummers, bijvoorbeeld één voor de intensieve veehouderijtak en één voor de akkerbouw of extensieve melkveehouderij. Vanaf 2000 is een deel van de extensieve melkveebedrijven (tussen 2,5 en 2,0 gve) aangifteplichtig geworden. De groep overige bedrijven heeft gemiddeld lagere stikstof- en fosfaatoverschotten dan de MINAS-plichtige bedrijven. Desondanks had in 1998-1999 zo’n 10-25% van de bedrijven een fosfaatheffing, waarvan circa de helft in het lage fosfaattarief. Daarnaast heeft een deel van de bedrijven stikstofsaldo opgebouwd. Het verrekenen van fosfaat-saldo was voor deze bedrijven niet mogelijk.

4.7 Forfaitaire aangiften en intermediären

In 1998 deden circa 5.000 actieve landbouwbedrijven forfaitaire aangifte. Voor een deel betrof dit waarschijnlijk bedrijven die niet voldeden aan de eisen voor een verrijnde aangifte (bijvoorbeeld afvoer van onbemonsterde mest) of voor beperkt vrijgestelde bedrijven (overschrijding fosfaataanvoernorm). In 1999 deden nog 3.500 landbouwbedrijven forfaitair aangifte, waarvan 20% een heffing moest betalen.

Tabel 4.7.1 Aantal bedrijven dat over 1998 saldo heeft opgebouwd, oppervlakte van de bij deze bedrijven behorende landbouwgrond en de omvang van het saldo, op basis van door Bureau Heffingen vastgestelde aangiften (Bron: CBS, 2002).

Type	Mestnummers		Oppervlakte ha	Fosfaatsaldo		Stikstofsaldo	
	Aantal	%		kg P_2O_5 (*1000)	kg P_2O_5 /ha	kg N (*1000)	kg N/ha
Akkerbouw	137	10	2890	0	0	254	88
Extensief gemengd	93	10	2072	27	13	231	112
Extensief melkvee	100	4	2944	18	6	226	77
Intensief melkvee	6225	70	172577	3673	21	16267	94
Intensief vee	4629	59	72940	2253	31	11210	154
Legkippen	478	41	3502	796	227	1964	561
Slachtpluimvee	861	55	9349	1651	177	3565	381
Varkens	4397	37	36788	1881	51	8403	228
Totaal	16927	47	303063	10299	34	42123	139

Tabel 4.8.1 Aan- en afvoer van fosfaat (als P_2O_5) in de vorm van dierlijke mest in mln kg P_2O_5 (Bron: CBS, 2002).

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000*
Afvoer door							
Buitenland (=import)	0,5	0,5	1,0	.	0,2	0,3	0,3
Nederlandse landbouwbedrijven	78,5	72,4	67,5	63,7	60,5	72,0	65,1
w.v. Oost-Nederland	.	.	.	.	18,0	20,1	17,5
Zuid-Nederland	.	.	.	.	27,9	36,0	34,3
Overig Nederland	.	.	.	.	14,6	15,8	13,4
Afvoer naar							
Buitenland (= export)	12,1	11,3	7,3	5,6	7,4	10,7	13,8
Verwerkingsbedrijven	1,8	1,0	0,5	0,5	2,1	2,4	1,8
Nederlandse landbouwbedrijven	65,0	60,1	57,9	57,2	49,2	58,2	47,0
w.v. Oost-Nederland	.	.	.	.	7,0	7,2	4,9
Zuid-Nederland	.	.	.	.	8,9	10,4	8,5
Overig Nederland	.	.	.	.	33,3	40,5	33,6

4.8 Meststromen

De meeste getransporteerde mest komt uit Oost- en Zuid-Nederland; overig Nederland ontvangt hiervan het meeste (tabel 4.8.1). In 1998 was de aanvoer als gevolg van de weersomstandigheden laag. De mestexport is tussen 1998 en 2000 duidelijk toegenomen. De hoeveelheid getransporteerde mest daalt tussen 1999 en 2000. Verklaringen zijn onder andere de daling van de fosfaatproductie in dierlijke mest, de aanscherping van de aanvoernorm in 2000 en de afvoer in 1999 van mestvoorraden uit 1998.

Werking MINAS

Bedrijven die aangifteplichtig zijn, moeten jaarlijks aangifte doen van de hoeveelheid stikstof en fosfaat die op het bedrijf is aan- en afgevoerd. Vanaf 1 januari 1998 waren alle bedrijven met meer dan 2,5 grootvee-eenheden per ha aangifteplichtig. Sinds 1 januari 2001 zijn alle bedrijven met meer dan 3 grootvee-eenheden (absoluut) of meer dan 3 ha aangifteplichtig. Bedrijven met minder vee dan 2,5 gve per ha waren in de periode van 1998 tot en met 2001 “beperkt vrijgesteld”. Dit betekent dat zij alleen te maken hadden met fosfaataanvoernormen voor dierlijke mest. Indien deze bedrijven echter teveel mest lieten aanvoeren, dan verviel de voorwaarde voor beperkt vrijgesteld en waren de bedrijven ook aangifteplichtig.

Verrekening en saldo

De bedrijven doen per kalenderjaar aangifte. Het kan echter voorkomen dat door omstandigheden de aangifte voor een bepaald jaar ongunstig uit-

valt (minder mestafzet dan gepland, een grote voerleverantie net voor het einde van het jaar). Hierdoor moet heffing worden betaald. Indien binnen drie jaren erna de verliesnormen overschreden worden, dan kan een deel of alle betaalde heffing worden teruggevraagd. Het omgekeerde is ook mogelijk. Indien de verliesnormen worden overschreden, dan wordt saldo opgebouwd. Als in één van de volgende jaren de verliesnormen worden overschreden dan kan met het opgebouwde saldo worden verrekend, waardoor geen of minder heffing hoeft te worden betaald.

Vrijwillige deelname

Beperkt vrijgestelde bedrijven hadden van 1998 tot en met 2001 de mogelijkheid om op vrijwillige basis verrijnd aangifte te doen. Dit bood een aantal voordelen, waarvan het opbouwen van (stikstof)saldo het belangrijkste was. Omdat kunstmestfosfaat tussen 1998 en 2001 niet onder

MINAS viel, was het niet mogelijk om voor fosfaat saldo op te bouwen. Een tweede reden was dat bedrijven iets meer mest konden aanvoeren. Een bijkomend voordeel was dat wanneer er net iets teveel mest werd aangevoerd, de betaalde heffing later weer kon worden teruggevraagd bij onderschrijding.

Verfijnd of forfaitair?

Bedrijven kunnen kiezen voor een zogeheten verfijnde of forfaitaire aangifte. De verfijnde aangifte is nauwkeuriger, maar iets complexer. De forfaitaire route is iets eenvoudiger, omdat deze werkt met vastgestelde normen (forfaits). Deze forfaits zijn bewust vrij ongunstig gekozen, om te voorkomen dat te veel bedrijven voor de forfaitaire route kiezen. Indien een bedrijf bepaalde regels overtreedt, of bepaalde informatie niet kan leveren, dan wordt het teruggezet in het forfaitaire spoor. Een ander nadeel van het forfaitaire spoor is dat verrekening of het opbouwen van saldo niet mogelijk is.

Bedrijf of mestnummer?

Bedrijven doen bij Bureau Heffingen als "mestnummer" aangifte. Dit nummer moet bijvoorbeeld voor alle mesttransacties worden gebruikt. Ook de varkens- en pluimveerechten staan per mestnummer geregistreerd. Ten tijde van de mestboekhouding (1988-1997) was het soms gunstig om het bedrijf te splitsen in meerdere mestnummers. Dit was toegestaan, mits het echt om herkenbare eenheden gaat (gescheiden voeropslag, mestopslag etc.). In het kader van MINAS is het vaak nadelig dat er meerdere mestnummers zijn,

onder andere omdat dit veel extra administratie vraagt. Samenvoeging was niet altijd mogelijk, omdat dan bijvoorbeeld de varkensrechten afgeroomd zouden worden. Hiervoor is inmiddels een voorziening getroffen. Alle gegevens van Bureau Heffingen worden per mestnummer gerapporteerd. Bureau Heffingen weet niet hoeveel bedrijven hierachter schuilgaan.

Procedure aangifte

Het doen van aangifte gaat met een soort belastingformulier. Dit formulier moet voor 1 september van het daaropvolgende jaar zijn ingeleverd bij Bureau Heffingen. Met behulp van het formulier moeten de agrariërs tevens berekenen of zij heffing moeten betalen en, zo ja, hoeveel. Dit bedrag moet ook voor 1 september zijn overgemaakt. Vervolgens wordt de aangifte door Bureau Heffingen gecontroleerd. Naast de aangiften zelf registreert Bureau Heffingen gedurende het jaar ook de mesttransporten en de veevoerleveranties. Andere aan- en afvoerposten moeten traceerbaar zijn in de onderliggende (financiële) boekhouding van het bedrijf.

Intermediairen

Ook intermediairen (loonwerkers, transportbedrijven, mesthandelaren) moeten jaarlijks aangifte doen. In veel gevallen halen zij namelijk voor eigen rekening de mest op en mengen deze soms met andere mest, alvorens deze bij een akkerbouwer af te zetten. Intermediairen kunnen niet verrekenen, wel mogen zij voorraadmutaties verwerken in de aangifte. Intermediairen hoeven alleen voor fosfaat aangifte te doen.

5 MILIEUDOELSTELLINGEN EN MILIEUKWALITEIT 1985-HEDEN

5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de volgende hoofdvragen beantwoord:

(i) welke milieukwaliteit wordt beoogd? Wat is de status, onderbouwing en geldigheid van de nu van kracht zijnde kwaliteitsdoelstellingen met betrekking tot nutriënten?

(ii) wat is de huidige milieukwaliteit van bodem, grondwater en oppervlaktewater en hoe heeft deze zich ontwikkeld sinds 1985? Wat is de invloed van de landbouw op de kwaliteit? Zijn er al effecten van MINAS waar te nemen?

Deze vragen worden behandeld door analyse van de beleidsdocumenten en achtergrond-documenten daarvan en door resultaten van monitoring te presenteren en te bespreken.

Achtergrondinformatie wordt gegeven in Plette et al. (2002) en Willems et al. (2002). Achtergrondinformatie over watertypegerichte normstelling wordt gegeven in Van Liere en Jonkers (2002).

5.2 Milieudoelstellingen

5.2.1 Inleiding/effecten

Een te grote belasting van bodem, grond- en oppervlaktewater met nutriënten leidt tot vermessing (eutrofiëring). Vermesting is het proces van verrijking met voedingsstoffen, waardoor ecologische processen worden verstoord en gebruiksfuncties worden bedreigd. In het algemeen leidt vermessing tot verandering van de soortensamenstelling: er treedt een vermindering op van de biodiversiteit in een systeem (afname van het aantal planten- en diersoorten). Dit geldt zowel voor het land als voor het water. Eutrofiëring van oppervlaktewater komt tot uiting in alle watertypen, echter in sloten (kroosbedekking) en meren (blauwwierbloei) het meest duidelijk omdat het direct zichtbaar is. Bekende eutrofiëringverschijnselen in bijvoorbeeld meren en plassen zijn algenbloei, troebel water (wat leidt tot het verdwijnen van waterplanten), het ontstaan van drijfalg van algen (die soms toxisch kunnen zijn), zuurstofloosheid en zelfs vissterfte. Een aantal van deze verschijnselen kan ook in het zoute water optreden zoals de bloei van schuimalgen en plaagalg die toxische stoffen afscheiden.

In de bodem zijn de effecten minder zichtbaar zoals nutriëntenrijk grondwater dat de voeding is van het oppervlaktewater en van natuur die afhankelijk is van opkwellend grondwater en grondwater dat gebruikt wordt voor de watervoorziening van mens en dier. Voor grondwater geldt dat ecosystemen die hierdoor beïnvloed worden, niet verstoord mogen worden door te grote concentraties aan nutriënten en tevens dat het

geschikt is als grondstof voor drinkwaterbereiding zonder aanvullende extra zuiveringsmaatregelen. Voor zoet oppervlaktewater is het streven gericht op het verkrijgen van helder water met daarin een evenwichtig en duurzaam functionerend voedselweb. Voor het zoute water wordt gestreefd naar een gezond milieu waarin eutrofiëring niet voorkomt.

Om dit te realiseren zijn er twee soorten milieudoelstellingen ontwikkeld:

- ❑ doelstellingen die de gewenste kwaliteit omschrijven in termen van gehalten en/of concentraties en waarbij nadelige effecten verminderen of verdwijnen (kwaliteitsdoelstellingen of kwaliteitsnormen);
- ❑ doelstellingen voor de omvang van de belasting (emissiedoelstellingen) om de gewenste kwaliteit te realiseren of om een belangrijke stap in de gewenste richting te zetten.

De kwaliteitsdoelstellingen zijn inspanningsverplichtingen, de emissiedoelstellingen zijn resultaatverplichtingen.

5.2.2 Milieukwaliteitsdoelstellingen

Voor algemene kwaliteitsparameters als nutriënten bestaan alleen niet-wettelijke normen. De MTR-waarden (MTR = maximaal toelaatbaar risico) geven het kwaliteitsniveau aan dat niet mag worden overschreden. Op MTR-niveau is sprake van een minimumkwaliteit (tabel 5.2.1).

Tabel 5.2.1 Kwaliteitsdoelstellingen voor nutriënten in grondwater en oppervlaktewater. Concentraties in mg/l N en in mg/l P.

parameter	grondwater		oppervlaktewater (zoet)		oppervlaktewater (zout)
	MTR--waarde	Streef-waarde	MTR-waarde ⁴	Streef-waarde ⁴	
Totaal-N	-	-	2,2	1	< 50% boven achtergrond ⁵⁾
Totaal-P	-	0,4 / 3 ³	0,15	0,05	< 50% boven achtergrond ⁵⁾
Nitraat	50 ¹	25 ²	-	-	-
Ammonium-N	-	2 / 10 ³	-	-	-

¹⁾ Deze waarde is geldig voor alle grondwater (Bron: NMP2 (VROM, 1993)). In NW4, bijlage A, aangeduid als MTR-waarde (Bron: VenW, 1999).

²⁾ In NMP4 (Bron: VROM, 2001) is aangegeven dat de streefwaarde geldt voor het diepere grondwater in grondwaterbeschermingsgebieden en in intrekgebieden alsmede voor kwelwater afhankelijke natuurdoeltypen.

³⁾ De lage waarde is geldig voor zandgrond; de hogere waarde is geldig voor klei- en veengrond. Voor ammonium geldt dat in gebieden met brak/zout grondwater hogere concentraties van nature kunnen voorkomen.

⁴⁾ Deze waarden gelden als zomergemiddelde waarden voor eutrofiëringsgevoelige, stagnante oppervlaktewateren. Voor overige wateren zijn deze waarden richtinggevend (Bron: VenW, 1999).

⁵⁾ Dit is een indicatieve doelstelling; Voorts is de N/P verhouding van belang. N/P >25 wordt als duidelijk verhoogd beschouwd.

Streefwaarden geven het uiteindelijk te bereiken kwaliteitsniveau aan. Ze kunnen al dan niet gebaseerd zijn op een risicobenadering. In dat geval is sprake van een waarde op het niveau van het Verwaarloosbaar Risico (VR). Hoewel de terminologie ontwikkeld is voor toxische stoffen is deze ook van toepassing verklaard voor algemene parameters als nutriënten.

Grondwater

Voor grondwater is er zowel een MTR-waarde als een streefwaarde voor nitraat. Daarnaast is er ook een streefwaarde voor ammonium. Voor fosfor is er alleen een streefwaarde welke geldt voor totaal-P. De streefwaarden voor totaal-P en ammonium zijn gebaseerd op de bovengrens van achtergrondwaarden gemeten onder bos en natuurterreinen en opgenomen in de discussienotitie Bodemkwaliteit (VROM, 1986). Hierbij is rekening gehouden met verschillen in grondsoort. De waarden zijn afgeleid van metingen uit het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit voor ondiep grondwater op 5-15 m onder maaiveld. De streefwaarde voor nitraat is gebaseerd op de streefwaarde voor drinkwater uit de Europese Drinkwaterrichtlijn (EU, 1980). De streefwaarden hebben dus een gemengde achtergrond.

De MTR waarde voor nitraat van 50 mg/l is gebaseerd op de drinkwaternorm uit de Europese drinkwaterrichtlijn (EU, 1980). Deze heeft een toxicologische onderbouwing en is afgeleid van de WHO-norm voor de maximaal toelaatbare dagelijkse opname van nitraat via drinkwater. De drinkwaternorm is vertaald naar een milieukwaliteitsdoelstelling voor al het grondwater (NMP2; VROM, 1993). Hierbij is als overweging gehanteerd dat het zowel in de huidige winningssituatie maar ook in een toekomstige situatie, met nieuwe winningen op andere locaties, mogelijk moet zijn om met eenvoudige middelen drinkwater uit grondwater te bereiden, dus zonder toepassing van een uitgebreide zuivering. Hiermee is een maximale invulling gegeven aan het *voorzorgbeginsel*.

De EU kaderrichtlijn Water is hier van belang. Deze verplicht de lidstaten beleid te ontwikkelen gericht op bescherming en op herstel van watersystemen. Hiertoe behoren ook grondwatersystemen. (NMP4; VROM 2001).

Voorts is een zodanige kwaliteit van bodem, water en lucht nodig dat deze geen belemmering vormt voor de natuurdoeltypen binnen de Ecologische Hoofdstructuur (EHS). Dit betekent voor kwelwaterafhankelijke natuurdoeltypen een maximale nitraatconcentratie van 25 mg/l (NMP4; VROM, 2001).

Zoet oppervlaktewater

Op basis van veldonderzoek (CUWVO, 1980, 1987) is voor stagnante wateren (meren en plassen) een duidelijke relatie gevonden tussen de nutriëntenconcentraties en de maximale algen-biomassa. Op basis van deze relatie zijn de MTR-waarden afgeleid voor eutrofiëringsgevoelige, stagnante wateren. Voor deze wateren is de MTR een inspanningsverplichting; voor de overige (stromende) wateren is de MTR richtinggevend. Voor de daadwerkelijke bestrijding van eutrofiëring in geval van eutrofiëringsgevoelige wateren moet de streefwaarde worden aangehouden.

Voor verschillende rijksmeren bestaan aan eutrofiëring gerelateerde ecologische doelen en daarvan afgeleide normwaarden voor met name totaal-P concentraties. Dit betreft het IJsselmeer, de Veluwe randmeren en het Volkerak. De voor herstel benodigde fosforconcentraties variëren hier van 0,05 – 0,06 mg/l (Boers et al., 2002).

Daarnaast bestaat er een groot aantal functiegerichte normen, zoals normen voor zwemwater, viswater, water dat ingenomen wordt voor de bereiding van drinkwater. Deze normen zijn veelal wettelijk vastgelegd. Deze normen zijn echter minder streng dan de MTR en streefwaarde die in NW4 vermeld zijn (VenW, 1999; Schröder en Corré, 2000; Plette et al., 2002). Het normenstelsel zal in verband met de EU-Kaderrichtlijn Water herzien worden.

Gedifferentieerde normstelling voor nutriënten in zoete wateren

In de Vierde Nota Waterhuishouding (VenW, 1999) is aangegeven dat normstelling voor nutriënten en andere kwaliteitsparameters vanwege de van nature grote regionale verschillen en het grote aantal watertypen een gebiedsgerichte benadering vereist. De gebiedsgerichte benadering wordt uitgewerkt door de CIW (Commissie Integraal Waterbeheer) waarbij een methodiek wordt ontwikkeld voor differentiatie van doelstellingen voor nutriënten. Ter ondersteuning hiervan is een onderzoekprogramma uitgevoerd (van Liere en Jonkers, 2002) dat inzicht moet geven in de eisen die watertypen stellen aan de toelaatbare nutriëntenbelasting en nutriëntconcentraties en andere van belang zijnde stoffen. Onderzocht is of andere watertypen dan meren en plassen (bijv. sloten, beken, kanalen) minder gevoelig voor eutrofiëring zijn en voor die watertypen een soepeler doelstelling voor N en P zou kunnen gelden.

Bij de CIW-methodiek wordt ook rekening gehouden met de invloed die bovenstrooms gelegen wateren hebben op benedenstrooms gelegen wateren (afwenteling). Omdat benedenstrooms gelegen wateren wel gevoelig kunnen zijn voor eutrofiëring is vooralsnog de MTR-waarde voor stagnant, eutrofiëringsgevoelig oppervlaktewater richtinggevend verklaard voor de andere watertypen.

Afwenteling: voorbeeld voor de Rijn.

Voor een aantal grote wateren zijn in het kader van de studie watertypespecifieke normering streefwaarden afgeleid. Het bleek dat voor de Rijn zelf onvoldoende harde ecologische doelstellingen geformuleerd zijn, om een vertaling naar streefwaarden voor N en P in die rivier mogelijk te maken. Voor een aantal door de Rijn gevoede systemen zijn echter wel streefwaarden beschikbaar. Deze streefwaarden hebben vanwege de afwenteling consequenties voor de concentraties in de Rijn. Uit de studie (Boers et al., 2002) blijkt dat voor fosfor het IJsselmeer normstellend is voor de Rijn, met een concentratie in de Rijn van 0,08 mg/l P. Voor stikstof zijn de kustwateren normstellend, met, afhankelijk van de gekozen ecologische doelen, concentraties van 1,4 - 3 mg/l N in de Rijn. De schattingen voor de natuurlijke achtergrondconcentraties in de Rijn zijn 0,05 mg/l P en 0,6 mg/l N.

Resultaten watertype gerichte normstelling (regionale wateren)

De afgelopen jaren (vanaf 1998) is gezocht naar 'kentallen' voor nutriënten waarbij een watersysteem in een gewenste ecologische toestand kan worden gebracht en kan blijven. Hierbij geldt de eis dat nutriënten de limiterende factor voor de groei van fytoplankton (algen) moeten zijn. Nutriëntenreductie is dus de enige te nemen maatregel.

Het verband tussen de ecologische toestand en concentratieniveaus van nutriënten in verschillende watertypen is niet eenduidig en er is sprake van een grote bandbreedte.

Eutrofiëring blijkt in watersystemen als meren en plassen, vennen, sloten en beken door meer factoren bepaald te worden dan alleen de nutriëntentoevoer. Een rol spelen ook de vorm, diepte, stroomsnelheid, bodemgesteldheid en beheer van het betreffende water. Hierdoor kunnen lokaal en regionaal grote verschillen optreden. In veel (stagnante) systemen is ook de hoeveelheid nutriënten die in het bodemslib is opgehoopt, van belang. Deze hoeveelheid is in de loop van decennia aan het systeem toegevoegd als gevolg van puntbronnen (lozingen) en diffuse bronnen.

Voor bepaalde watertypen blijkt een norm voor de belasting eerder zinvol dan een norm voor het concentratieniveau, hoewel als nadeel geldt dat de belasting niet is te meten. Voor de onderzochte regionale watertypen levert het onderzoek het volgende beeld (Van Liere en Jonkers, 2002).

Ieder ecosysteem heeft eigen karakteristieke kenmerken. Rekening houdend met deze kenmerken, kan een maatregelenplan per gebied worden opgesteld, waarbij nutriënten-

Tabel 5.2.2 Resultaten watertype gerichte normstelling voor nutriënten (van Liere en Jonkers, 2002).

type regionaal water	belangrijkste limiterende nutriënt	concentratie- of belastingsniveau nodig voor herstel	opmerking
ondiepe meren en plassen	P	0,05 mg/l P	bij aanvullend beheer kan concentratie hoger zijn
vennen	N	belasting < 20 kg/ha. Jaar*	
sloten	P	concentraties op nationaal niveau niet zinvol; omslagwaarde kroos→helder water zeer variabel afhankelijk van diepte, debiet en bodem: zand lager dan klei/veen	per regio zijn er meer mogelijkheden
beken	P, N, NH ₄ , NO ₃	concentraties laag; veel onzekerheid; groot verschil tussen gewenst en huidig (discussie loopt nog)	inrichtingsmaatregelen kunnen situatie sterk verbeteren (o.a. bufferzones, boom-aanplant, hermeanderen etc.)

* Voorkomen eutrofiëring, voor het bestrijden van verzuring moet de kritische belasting 5-10 kg ha-1 jaar-1 zijn

reductie één van de belangrijkste maatregelen moet zijn, omdat daarmee de oorzaak wordt bestreden.

Zout oppervlaktewater

Naast het brongerichte beleid, wordt in OSPAR-kader beleid ontwikkeld gericht op het behalen van bepaalde ecosysteendoelen. Als beleidsdoelstelling is geformuleerd “to achieve by 2010 a healthy marine environment where eutrophication does not occur”. Ten behoeve van een evaluatie van de mate van eutrofiëring van de Noordzee, wordt in OSPAR-kader vastgesteld of gebieden “problem areas” dan wel “non-problem-areas” zijn. De kwalitatieve criteria hiertoe zijn reeds vastgesteld en kwantitatieve invullingen zullen in de loop van 2002 worden vastgesteld en de rapportage zal in 2003 plaatsvinden (OSPAR, 2001a). Daarnaast werkt OSPAR aan de ontwikkeling van kwaliteitsdoelstellingen (Ecological Quality Objectives), welke voortborduren op de criteria voor het vaststellen van “problem areas”. Deze kwaliteitsdoelstellingen zullen worden gebruikt om te evalueren of de overeengekomen 50% reductie van N en P vrachten naar de Noordzee (RAP/NAP beleid) voldoende zijn om de beleidsdoelstelling (gezonde zee zonder eutrofiëringsverschijnselen) te verwezenlijken en deze dienen in 2010 te worden gerealiseerd (OSPAR, 2001b). Tabel 5.2.3 geeft een overzicht van de belangrijkste voorgestelde kwaliteitsdoelstellingen.

Behalve aan nutriëntenconcentraties zal ook aandacht worden gegeven aan de N: P verhouding. De natuurlijk waarde is 16. Om deze N:P waarden voor de Noordzee te bereiken, zijn schattingen gegeven van de benodigde totaal-N concentraties in de Rijn.

De meeste doelen komen overeen met grotere reducties van de stikstofemissies, dan thans gelden.

5.2.3 Doelstellingen voor de emissie of belasting

De doelstellingen voor de emissie of belasting met nutriënten staan in tabel 5.2.4 weergegeven. Hierin is ook vermeld wanneer de doelstelling moet zijn bereikt.

Tabel 5.2.3 Overzicht van de voornaamste doelstellingen voor het zoute oppervlaktewater en de daarbij behorende normen voor totaal-N [mg/l] in de Rijn (Bron: Prins et. al., 2002; Van Liere en Jonkers, 2002; De Vries et al., 1998a; Prins et al., 2002).

streefbeeld	Noordzee (kustgebied)	Rijn	% reductie
DIN< 1,5 maal natuurlijke achtergrondconcentratie	0,5	1,4	81
50% vermindering algenbiomassa in voorjaar	0,6	1,8	75
25% reductie van jaargemiddelde biomassa	-	3,0	50
geen zuurstofloosheid in gestratificeerde delen	-	3,0	50
max. biomassa Phaeocystis minder dan 5 µg chlorofyl/l	-	1,8	75

Tabel 5.2.4 Doelstellingen voor de emissie/belasting voor nutriënten (Bron: NW4 regeringsbeslissing (VenW, 1999); NMP4 (VROM, 2001)).

compartment	bron	N	P
atmosfeer (NH ₃)	landbouw	86 mln kg (2010)	-
atmosfeer (N ₂ O)	alle bronnen	p.m.	-
bodem, landbouw	landbouw	180/140 kg/ha in 2003 ¹⁾	100/60 kg/ha in 2003 ²⁾
20 kg/ha in 2003 ³⁾			
in 2030: 1 kg/ha			
bodem, bos/natuur	depositie	22 kg/ha (2010)	-
oppervlaktewater:	alle bronnen	50% reductie	50% reductie
zoet en zout		in 1995 t.o.v. 1985	in 1995 t.o.v. 1985

¹⁾ voor grasland: 140 kg/ha "droog"; 180 kg/ha overig

²⁾ voor bouwland: 60 kg/ha "droog"; 100 kg/ha overig

³⁾ als fosfaat (P₂O₅)

Atmosfeer (stikstof)

In internationaal kader is afgesproken dat Nederland de emissie van ammoniak moet terugbrengen naar 128 kton, waarvan circa 115 mln kg vanuit de landbouw (Gothenburg protocol en EU-NEC richtlijn). In NMP4 is voor 2010 een nationale emissiedoelstelling van 100 kton NH₃ (waarvan maximaal 86 kton uit de landbouw) aangegeven. Deze is scherper dan in internationaal kader is afgesproken in verband met een wenselijk geachte veiligheidsmarge in relatie tot onzekerheden in emissies en effecten van maatregelen, vanwege de voortrekkersrol die Nederland wil vervullen en om de natuur extra bescherming te bieden. Als richtinggevend doel voor 2030 geldt een totale emissie van 30-55 kton NH₃. Daarnaast wordt aangegeven dat aanvullend gebiedsgericht beleid nodig is.

Voor de emissie van N₂O (lachgas) geldt de doelstelling van 6% reductie van de emissie van broeikasgassen in 2008-2012 t.o.v. 1990 conform het Kyoto protocol. De Nederlandse N₂O emissie wordt voor 47% veroorzaakt door land- en tuinbouw (RIVM/ CBS, 2001).

Bodem

Voor de bodem zijn doelen voor de belasting geformuleerd die gerelateerd zijn aan het tegengaan van nadelige milieueffecten in verband met de rol van grondwater voor ecosystemen en voor de bereiding van drinkwater. De belangrijkste bron van bodembelasting met N en P is het gebruik van meststoffen in de landbouw (N: 90%; P: 85%; RIVM/CBS, 2001). De verliesnormen van MINAS zijn hiervan een uitdrukking (zie paragraaf 2.1). De N-verliesnormen voor 2003 vloeien tevens voort uit de EU-Nitraatrichtlijn die Nederland verplicht om maatregelen te nemen teneinde de (grond)waterverontreiniging door nitraat uit agrarische bronnen te verminderen.

In NMP4 is aangegeven dat in de periode tot 2030 aanscherping van de fosfaatverliesnorm tot 1 kg/ha gewenst is. Naar de huidige inzichten is deze waarde een uitdrukking van het duurzaamheidsniveau. Daar waar fosfaat een probleem vormt voor het realise-

ren van natuurambities (NBL 2100; LNV, 2001) moet in de periode tot 2010 gestreefd worden naar een fosfaatverliesnorm van 0 kg/ha. In gebieden met fosfaatverzadigde gronden moet worden onderzocht wat de gevolgen zijn van negatieve verliesnormen (gift = 0) om tot opheffing van de verzadiging te komen.

Voor bossen en natuurterreinen is de atmosferische depositie de belangrijkste bron van bodembelasting met stikstof. Voor de maximale stikstofdepositie in 2010 geldt een doelstelling van 1550 mol/ha (circa 22 kg/ha). Onderzoek wees uit dat het effect op de vegetatiesamenstelling (biodiversiteit) de meest bepalende factor is. Met deze doelstelling wordt 30% van de natuur volledig beschermd (Albers et al., 2001). Naast een nationale depositiedoelstelling zijn ook provinciale depositieniveaus geformuleerd. Deze hebben niet het karakter van afrekenbare doelstellingen, maar zijn bedoeld om de resultaten van de beleidsinspanningen op nationaal/regionaal/lokaal niveau te kunnen vaststellen (NMP4). De landelijke depositiedoelen voor de bodem gelden wel als resultaatverplichting.

Oppervlaktewater

De emissiedoelstellingen voor oppervlaktewater komen voort uit de internationale afspraken met de Rijnoverstaten (Rijnactieprogramma: RAP) en de landen die grenzen aan de Noordzee (Noordzeeactieprogramma: NAP). In het nationale beleid zijn deze doelstellingen vastgelegd in de derde Nota waterhuishouding (VenW, 1989). Voor stikstof en fosfaat houdt dit in een reductie van de emissies met 50% in 1995 ten opzichte van 1985. Het gaat hier om een resultaatverplichting voor alle bronnen gezamenlijk. Om dit te realiseren zijn er zijn diverse overeenkomsten gesloten tussen de rijksoverheid, lagere overheden en bedrijfstakken. Deze zijn er bijvoorbeeld voor de rioolwaterzuiveringsinstallaties, de chemische industrie, de zuivelindustrie en de glastuinbouw. In een aantal gevallen zijn de afspraken opgenomen in een Amvb, zoals voor de rioolwaterzuiveringsinstallaties. Het uitgangspunt bij de overeenkomsten was dat alle bronnen een evenredige bijdrage aan de reductie moesten leveren, dus in de orde van grootte van 50%.

5.3 Nitraat in grondwater

5.3.1 Conclusies

- ❑ In het bovenste grondwater in de zandgebieden is de gemiddelde nitraatconcentratie in de periode 1996-2000 ruim twee keer hoger dan de MTR (50 mg/l als nitraat). Na correctie voor o.a. weerseffecten is in de periode 1992-2000 sprake van een daling van circa 150 naar circa 125 mg/l. Deze daling is in overeenstemming met de afname van het N-overschot in de melkveehouderij welke na 1995 is ingezet. De bijdrage van MINAS is niet aantoonbaar, maar dit is logisch omdat dit systeem nog te kort geleden is ingevoerd.
- ❑ Er is een duidelijk verband tussen nitraatconcentratie en de grondwatertrap (Gt). Bij droge gronden is de concentratie veel (meer dan twee keer) hoger dan op natte gronden. De analyse van de gegevens wijst uit dat Gt VI beter past in de Gt groep matig droog dan bij de groep droog (Gt VII en hoger).

- ❑ Het verband tussen concentraties en N-overschot en/of bemesting is nog zwak. Belangrijke reden is de nog korte tijdsduur waarin bedrijven met lage N-overschotten zijn onderzocht.
- ❑ In de kleigronden zijn de nitraatconcentraties in het drainwater circa 60% lager dan in het zandgebied maar steeds veel hoger dan de MTR voor N in oppervlaktewater. In het grondwater van de veengebieden zijn de nitraatconcentraties het laagst (circa 6 mg/l) en komt stikstof vooral in de vorm van ammonium en organisch gebonden stikstof voor.
- ❑ In het middeldiepe grondwater zijn de nitraatconcentraties bij landbouw op zand duidelijk hoger dan bij alle andere combinaties van grondsoort en bodemgebruik. Op grotere diepte worden lagere nitraatconcentraties gemeten. Dit komt door een combinatie van oorzaken (i) de overwegend horizontale stroming van het grondwater naar sloten/beken etc. (ii) het optreden van denitrificatie in de bodem en (iii) de lange reistijd. Met behulp van grondwaterdatering kan de bemestingshistorie redelijk goed worden teruggevonden in het grondwater. Op grotere diepte (15-30m) kan het effect van de bemesting in het verleden vanwege de lange reistijd nog maar gedeeltelijk zijn doorgewerkt.
- ❑ De invloed van bemesting op het diepe grondwater bij pompstations van waterleidingbedrijven is sterk vertraagd en komt niet altijd tot uiting in verhoogde nitraatconcentraties. Momenteel zijn op 2 pompstations extra maatregelen nodig om normoverschrijding te voorkomen. Bij een 10-tal andere winningen wordt de streefwaarde overschreden. Neveneffecten van nitraatafbraak komen tot uiting in verhoogde concentraties aan sulfaat, hardheid en nikkel. De mate waarin dit gebeurt, hangt, behalve van de belasting, ook af van de eigenschappen van de bodem en verschilt per type winning. Regionaal gezien zijn de winningen in het Limburgse lössgebied, in de Achterhoek en in Oost-Brabant/Noord Limburg sterk beïnvloed.

5.3.2 Inleiding

Nitraat is zeer beweeglijk in de bodem. De stikstof die na het teeltseizoen in de bodem achterblijft, zal gedurende de herfst en winter grotendeels in de vorm van nitraat naar het grondwater uitspoelen, of via drainage of ondergrondse stroming in het oppervlaktewater terechtkomen. In de bovengrond, maar ook tijdens het transport van nitraat door de bodem, kan nitraat worden afgebroken tot stikstofgas (N_2) of lachgas (N_2O). Om zicht te krijgen op het effect van deze processen zullen in deze paragraaf niet alleen de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater worden gepresenteerd, maar ook in het grondwater dat dieper in de bodem voorkomt. Hiertoe behoort ook het grondwater dat voor de drinkwaterbereiding wordt gebruikt. Overigens is nitraat niet de enige vorm waarin stikstof in het grondwater voorkomt. In klei- en veengebieden komt stikstof vooral voor als ammonium en/of als organisch gebonden stikstof. Hierna worden de monitoringresultaten van het grondwater op drie diepteniveaus gepresenteerd, namelijk het bovenste grondwater (0- 5m diepte), het ondiepe-middeldiepe grondwater (5-30 m diepte) en het diepere grondwater (> 30 m). Nadere informatie is gegeven in Willems et al. (2002).

5.3.3 Nitraat in het bovenste grondwater bij landbouwbedrijven (1992-2000)

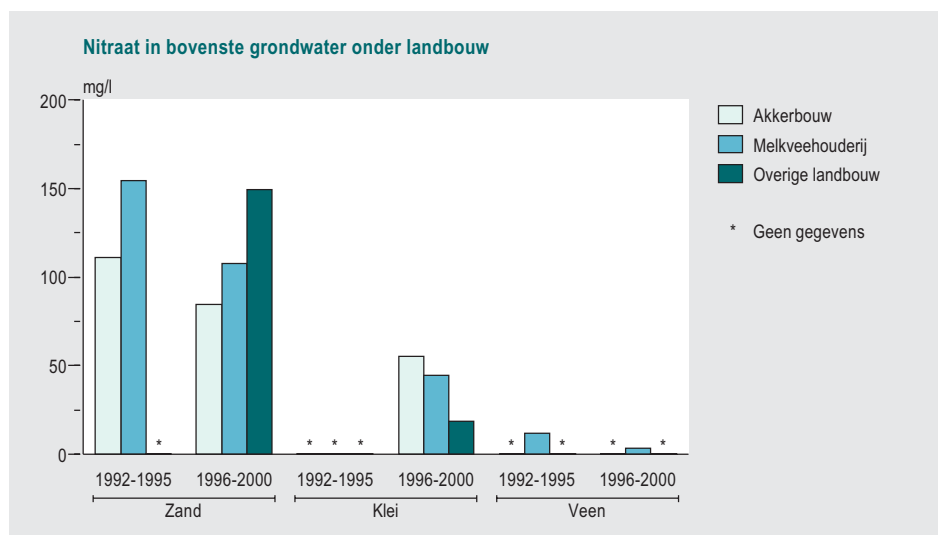
De gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater onder landbouw is het hoogst in de zandgebieden en het laagst in de veengebieden (*figuur 5.3.1*). Binnen deze gebieden zijn er verschillen in gemeten nitraatconcentratie tussen de categorieën bedrijven en de perioden waarin bemonsterd is.

In de zandgebieden is de nitraatconcentratie bij de akkerbouwbedrijven lager dan bij de melkveehouderijbedrijven, zowel in 1992-1995 als in 1996-2000. Als rekening wordt gehouden met grondwatersituatie (Gt) en het organische-stofgehalte van de bodem dan zijn de verschillen klein. De N-overschotten bij akkerbouwbedrijven zijn weliswaar lager, maar een groter deel van het overschot komt hier tot uitspoeling. Bij de categorie 'overige bedrijven' (o.a. hokdierbedrijven) met een hoog N-overschot zijn de concentraties het hoogst. De nitraatconcentraties in het lössgebied (bodenvocht) liggen ongeveer op hetzelfde niveau als die in de zandgebieden.

Monitoring van het bovenste grondwater

Op landbouwbedrijven in de zandgebieden wordt de bovenste meter van het grondwater bemonsterd. In gebieden met diepe grondwaterstanden (> 5 m –maaiveld: het lössgebied en in zeer beperkte mate ook in de zandgebieden) wordt onder het bovenste grondwater ook verstaan het bodenvocht op zodanige diepte dat gewassen op de kwaliteit hiervan vrijwel geen invloed meer kunnen hebben (najaar op circa 1.40 m –mv).

Voor de landbouwbedrijven in de kleigebieden is het bovenste grondwater het grondwater dat via drainagebuizen naar het oppervlaktewater stroomt. In de veengebieden is de bovenste meter van het grondwater bemonsterd. Daarnaast wordt in de veengebieden ook het gebiedseigen slotwater bemonsterd. De monitoringresultaten worden als bedrijfsgemiddelde waarde gerapporteerd.



Figuur 5.3.1 Gemiddelde nitraatconcentratie gebaseerd op meting in het bovenste grondwater onder landbouw per grondsoort en landbouwcategorie voor de periode 1992-1995 en 1996-2000.

In de kleigebieden zijn de nitraatconcentraties het hoogst bij de akkerbouwbedrijven en het laagst bij de overige bedrijven. Net als bij zandgrond geldt dat, als rekening wordt gehouden met bodemeigenschappen en Gt, de verschillen gering zijn. De overige bedrijven zijn in dit geval de niet-gespecialiseerde melkveebedrijven.

De nitraatconcentraties zijn in 1996-2000 gemiddeld genomen lager dan in de periode 1992-1995. Dit geldt voor akkerbouw op zand en melkveehouderij op zand en veen. Voor klei zijn er onvoldoende bedrijven bemonsterd in 1992-1995 om een dergelijk vergelijking te kunnen maken.

De nitraatconcentraties zijn sterk afhankelijk van de weersomstandigheden. In natte jaren liggen de concentraties op een lager niveau dan in meer droge jaren. Dit wordt verklaard door verdunning en meer afbraak (denitrificatie). Voor landbouw op zand is een methode ontwikkeld om voor o.a. het "weerseffect" te corrigeren. Na correctie is sprake van een afname in gemiddelde nitraatconcentratie van circa 150 mg/l in 1992 naar circa 125 mg/l in 2000. Dit is in overeenstemming met de ontwikkeling van de N-overschotten van met name de melkveebedrijven op de zandgronden na 1995 (van 290 naar 225 kg N/ha). De specifieke bijdrage van de invoering van MINAS is echter niet aan te tonen omdat de daling van de N-overschotten al voor 1998 inzette en de introductie van MINAS nog van te recente datum is. Voor kleigrond (drainwater) is nog geen methode voor weerscorrectie ontwikkeld en voor veengrond (grondwater) kan vanwege de korte meetreeks geen uitspraak worden gedaan over veranderingen in de tijd.

Systeem van grondwatertrappen

In Nederland is een systeem ontworpen om gronden naar grondwatersituatie (diepte en variatie van grondwaterstanden) in te delen. De grondwatertrap geeft informatie over de hoogte van de grondwaterspiegel en over de variatie hierin gedurende een jaar.

Dit systeem is gebaseerd op de gemiddeld hoog-

ste en de gemiddeld laagste grondwaterstand (resp. GHG en GLG).

De grondwaterstand is gemiddeld in de periode september - oktober op GLG-niveau en in de periode februari - april op GHG-niveau. De indeling van grondwatertrappen is weergegeven in tabel 5.3.1.

Tabel 5.3.1 Indeling van de bodem naar grondwatersituatie m.b.v. grondwatertrappen.

Grondwatertrap	GHG (cm-mv)	GLG (cm -mv)
I	<25	<50
II	<25	50-80
II*	25-40	50-80
III	<25	80-120
III*	25-40	80-120
IV	>40	80-120
V	<25	>120
V*	25-40	>120
VI	40-80	>120
VII	80-140	>120
VII*/VIII	>140	>120

Een aanduiding * bij de Gt's II, III en V betekent een droger geworden Gt met een lagere GHG waarde

Al sinds medio jaren tachtig is bekend dat er een duidelijk effect is van het grondwaterregiem (hier: grondwatertrap of Gt; zie tekstbox) op de nitraatconcentratie. In droge omstandigheden (met hoge Gt) zijn de concentraties veel hoger dan in natte omstandigheden (lage Gt's). Voor de melkveehouderijbedrijven is de gemiddelde nitraatconcentratie in de periode 1992-2000 136 mg/l. Statistische analyse van deze data laat zien dat in geval de bedrijven volledig uit natte gronden zouden bestaan (Gt I t/m IV) deze 73 mg/l zou bedragen en bij 100% droog (Gt VII en VII*) zou de concentratie 182 mg/l bedragen. Bij een 100% "normale" vochttoestand (Gt V, V* en VI) komt de concentratie met 127 mg/l in de buurt van de gemiddelde concentratie. Uit de analyse blijkt voorts dat Gt VI eerder past in de groep "normale" Gt's dan in de groep droge Gt's. Hierbij zij aangekend dat de gebruikte Gt informatie deels op verouderde informatie (kaart Gt's) berust (zie ook hoofdstuk 8).

In de periode 1995-2000 zijn ook gangbare melkveebedrijven onderzocht die een laag overschot hadden en bedrijven die aan speciale projecten hebben meegedaan (zie ook hoofdstuk 3 voor kenmerken van die bedrijven). Zowel biologische bedrijven als gangbare bedrijven met een laag overschot hadden een significant lagere nitraatconcentratie dan de gangbare groep (gangbaar totaal: 136 mg/l; biologisch: 57 mg/l; gangbaar laag: 86 mg/l). De MDM-bedrijven (Management Duurzame Melkveehouderij) en de KEK- (Koeien en Kansen) bedrijven hadden eveneens lagere concentraties maar dit verschil is niet significant (KEK: 90 mg/l; MDM: 113 mg/l). Voor de KEK-bedrijven geldt dat het hier resultaten betreft uit de beginjaren (1998/1999) toen de overschotten nog relatief hoog waren. In 2000 waren de overschotten al lager, maar de nitraatgegevens hiervan zijn nog niet beschikbaar.

Verband tussen bedrijfsvoering, bedrijfskenmerken en nitraatconcentraties

Bij de analyse van de data uit het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) en het Bedrijven Informatie Net van het LEI (BIN) voor landbouwbedrijven op zandgrond zijn vier 'stikstofdruk' factoren beschouwd: (i) afwijking van de MINAS-verliesnorm voor stikstof voor 2003, (ii) het 'werkelijk' stikstofoverschot (LEI-berekeningsmethode, zie *De Hoop et al. 2002*), (iii) de totale stikstof-'gift', en (iv) de gesplitste stikstof-'gift' (kunstmestgift en dierlijke mestproductie).

Honderd kg/ha minder MINAS-overschot leidt tot een daling van de nitraatconcentratie met circa 15 mg/l. Ook een daling van het LEI-overschot en totale stikstofgift leiden tot een vergelijkbare daling van de nitraatconcentratie; respectievelijk circa 16 mg/l en 15 mg/l.

Het effect van de gift van kunstmeststikstof op de nitraatconcentratie is echter groter en bedraagt circa 24 mg/l daling per 100 kg/ha lagere gift. Voor de op het bedrijf geproduceerde mest (productie plus aanvoer minus afvoer) is het effect op de nitraatconcentratie kleiner. Een 100 kg/ha lagere productie leidt tot een afname van de nitraatconcentratie met circa 10 mg/l. Hieruit zou de conclusie getrokken kunnen worden dat bij toepassing van kunstmest meer uitspoelt dan de aanwending van dierlijke mest. Maar er zijn sterke twijfels of dit juist is. Als drukvariabele is niet de N-gift via dierlijke mest genomen

maar de N-productie op een bedrijf. Het verschil in effect wordt toegeschreven aan o.a. de stikstofemissie naar de lucht in stal en opslag en bij aanwending van dierlijke mest. Het effect van bedrijfskenmerken, zoals de fractie moerige en venige gronden en het aandeel matig droge (Gt V en VI) en droge gronden (Gt VII en VIII) op de bedrijven, blijkt groot te zijn. Zo betekent een toename van de fractie droge gronden met 10 % een 7 mg/l hogere nitraatconcentratie.

Andere belangrijke variabelen die te maken hebben met de bedrijfsvoering zijn het aandeel grasland en het maaipcentage (grasland). Hoe groter het aandeel grasland op het bedrijf, hoe lager de nitraatconcentratie. Als de fractie grasland met 0,1 toeneemt, blijkt dit te leiden tot een daling van de nitraatconcentratie van 4- 8 mg/l. Voor de onderzochte groep van akkerbouw plus melkveebedrijven levert het aandeel maïs een slechtere verklaring van de nitraatconcentratie.

Voorts bleek ook het maaipcentage van belang: hoe hoger het maaipcentage (= afvoer van het geoogste gras) hoe lager de nitraatconcentratie. In de verschillende modellen varieert het effect van een hoger maaipcentage van 0,7- 0,11 mg/l minder nitraat per 10% meer maaien (dus bijvoorbeeld 180% maaien in plaats van 170%). Als de akkerbouwbedrijven apart worden beschouwd, blijkt ook het aandeel aardappelen een relevante bijdrage aan de verklaring te geven.

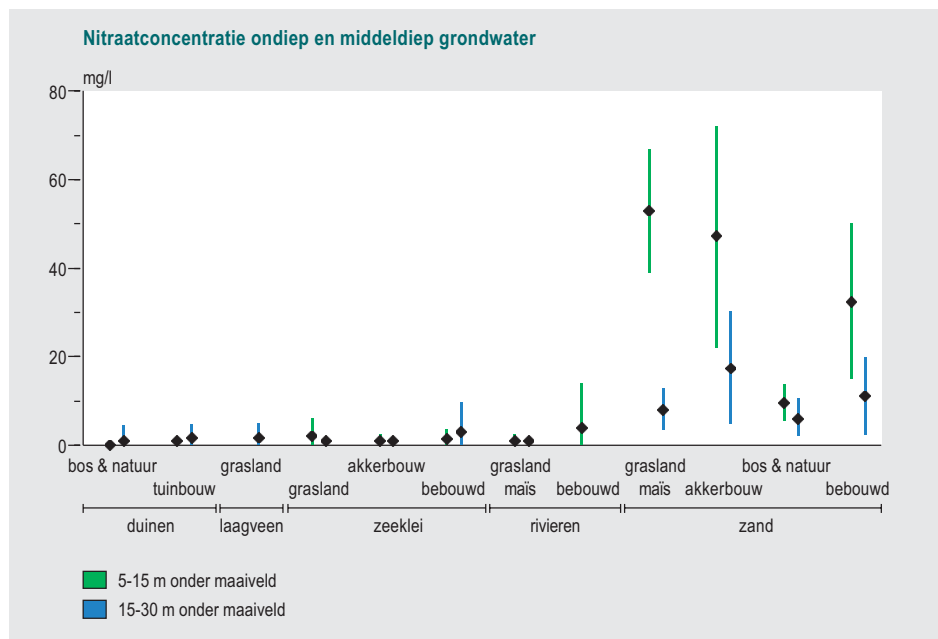
Uit de analyses blijkt tenslotte dat er een forse (jaar)trend aanwezig is van circa 4 mg/l nitraat. D.w.z. dat over de meetperiode vanaf 1992 tot en met 2000 (9 jaar) er een onverklaarbare daling is van de nitraatconcentratie van circa 36 mg/l (variatie: 27-45 mg/l). Via variabelen als de fosfaat- en kalitoestand en emissie-arm onderwerken van dierlijke mest is getracht deze trend te verklaren. Dat is echter tot heden niet gelukt.

Met uitzondering van kunstmest is er tot heden een vrij zwak verband tussen N-druk en nitraatconcentratie. De bijdrage van bedrijfskenmerken die niet door de boer beïnvloed kunnen worden, is groter. Een belangrijke reden hiervoor is dat de groep bedrijven die een bestendig laag N-overschot en hiermee overeenkomend bemestingsniveau weten te realiseren, nog van beperkte omvang is en dat deze bedrijven nog maar korte tijd gevolgd worden.

5.3.4 Nitraat in het ondiepe en middeldiepe grondwater (5-30 m)

In figuur 5.3.2 zijn de gemiddelde nitraatconcentraties (inclusief het 95% betrouwbaarheidsinterval van het gemiddelde) van de in de meetnetten onderscheiden combinaties van grondsoort en bodemgebruik weergegeven.

De verschillen in nitraatconcentratie hangen vooral samen met de aard van de bodem. De gemiddelde concentraties in gebieden met een klei- en veendek zijn relatief laag vergeleken met zandgebieden, ook bij landbouwgrond. Twee redenen veroorzaken het ver-



Figuur 5.3.2 Nitraat in het ondiepe-middeldiepe grondwater per grondgebruik-grondsoortcombinatie in 1999.

schil met de zandgebieden. De aanvulling van het grondwater door de neerslag is ter plaatse klein en vaak zelfs afwezig in klei- en veengebieden. Voorts zijn in de bovenliggende klei- en veenlagen bodemprocessen werkzaam die nitraat afbreken.

In de zandgebieden is er een duidelijk effect van het bodemgebruik. Hier geldt dat het grondwater onder landbouw de hoogste gemiddelde concentraties heeft. Daarna volgt het grondwater onder bebouwd gebied, terwijl de concentraties onder bos en natuur gemiddeld het laagste zijn. De concentraties in het ondiepe grondwater onder landbouw zijn gemiddeld zo hoog dat ze de streefwaarden en zelfs de MTR waarde (50 mg/l NO_3) overschrijden.

Er is m.n. bij de putten in de zandgebieden een duidelijk verschil tussen de ondiepe en de diepe filters. In geval er een verticale stroming naar beneden optreedt (infiltratiegebieden), wordt het uitgespoelde nitraat met het grondwater naar diepere lagen getransporteerd. Deze stroming kost tijd waardoor de hoge belasting aan maaiveld pas op termijn merkbaar wordt in het diepere grondwater. Bovendien treedt tijdens dit transport afbraak van nitraat op. In veel gevallen stroomt het ondiepe grondwater (in de laag tot circa 15 m diepte) horizontaal af naar sloten, beken en kanalen en is er ter plaatse slechts beperkte voeding van het diepere grondwater (>30m).

Onder de combinatie gras/maïs op zandgrond is het concentratieverschil tussen het ondiepe en diepe filter zeer groot. Dit is het gevolg van nattere bodemomstandigheden

bij de putten onder gras/maïs. Ongeveer 50% heeft een grondwatertrap I-V. Bij bouwland liggen vrijwel alle putten in zandgronden met Gt VI en hoger (Reijnders et al., 2002).

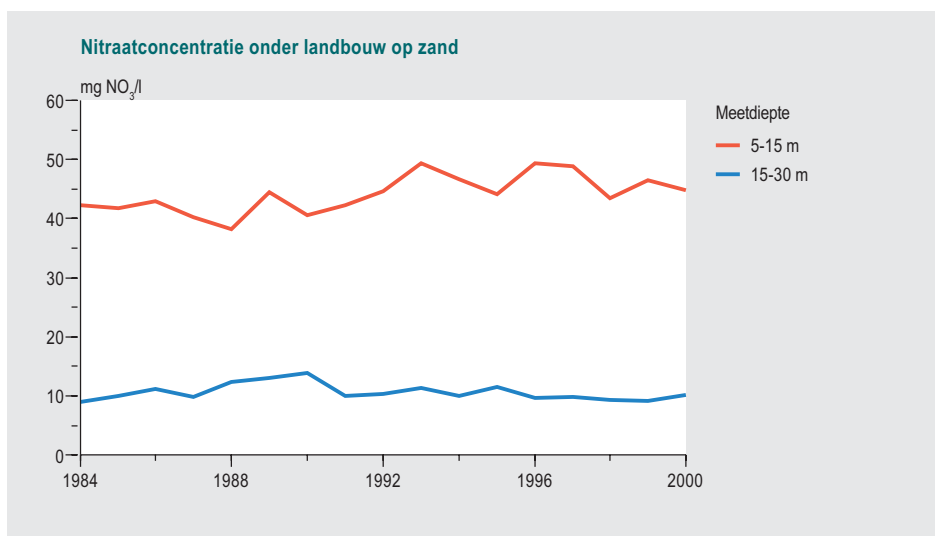
Trend in nitraatconcentratie (1984-2000)

Het verloop van de nitraatconcentratie onder landbouw op zand in de tijd is weergegeven in figuur 5.3.3. De gemiddelde nitraatconcentratie is vrij constant. Op 5-15 m schommelt deze tussen 40 en 50 mg/l. Op 15-30 m ligt de waarde rond de 10 mg/l. In veruit het grootste deel (circa 60%) van de waarnemingsputten van het LMG komt nitraat niet voor (concentratie lager dan detectiegrens). De gemiddelde nitraatconcentratie op 5-15 m diepte was in 2000 45 mg/l. Dit betekent dat een relatief klein aantal waarnemingen een hoge concentratie heeft. In 25-30% van de ondiepe filters (5-15 m) ligt nitraat boven de streefwaarde en in 20-25% ligt nitraat boven de MTR waarde. Op grotere diepte (15-30 m) zijn de overschrijdingspercentages veel lager en ligt 5 - 10% van de waarnemingen zowel boven de streefwaarde als de MTR. Uit de gegevens kan worden afgeleid dat als nitraat eenmaal in het grondwater voorkomt boven de streefwaarde dit vrijwel steeds ook een overschrijding van de MTR betekent.

Invloed van bemesting op nitraatconcentratie in het diepere grondwater

Figuur 5.3.3 laat geen duidelijke uitspraken toe over mogelijke kwaliteitsveranderingen in de tijd als gevolg van een verandering in de bodembelasting. Om dit verband te kunnen leggen, moet rekening worden gehouden met de verblijftijd van het grondwater in de bodem.

Er zit vertraging tussen het moment dat water met de daarin opgeloste stoffen aan het bodemoppervlak infiltreert en het moment dat dit water (plus opgeloste stoffen) op een

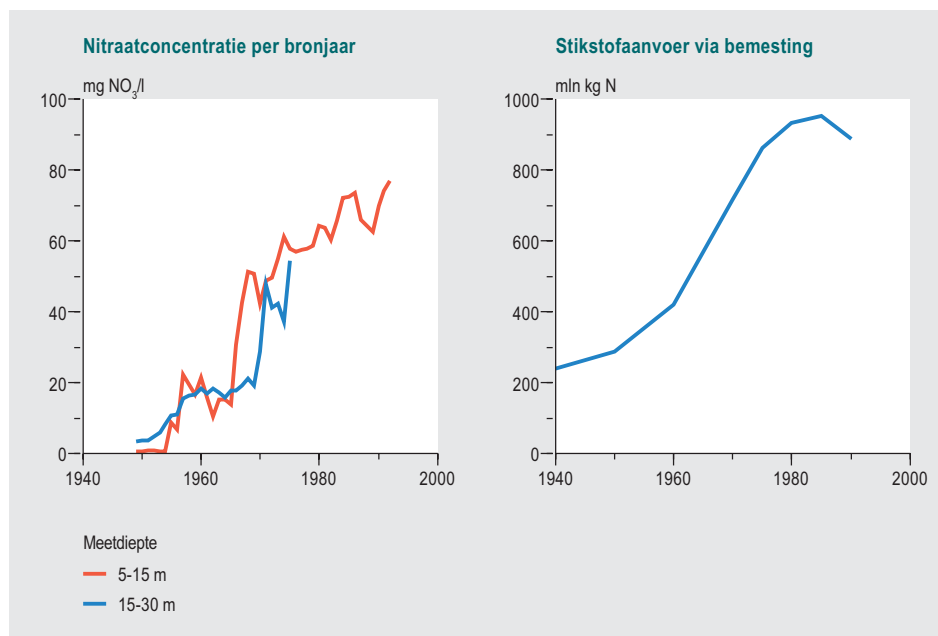


Figuur 5.3.3 Gemiddelde nitraatconcentratie in het ondiepe-middeldiepe grondwater in de periode 1984-2000 (data: LMG).

bepaalde diepte in de bodem is aangekomen. Deze vertraging, ofwel de reistijd van water tussen bodemoppervlak en een putfilter, wordt o.a. bepaald door de lokale bodem en geohydrologische omstandigheden zoals de hoogte van de voeding (neerslagoverschot) en de diepte van het filter en is voor elk LMG-filter verschillend. Daarnaast wordt de concentratie beïnvloed door omzettingsprocessen tijdens de reis.

In figuur 5.3.4 is de kwaliteit van het grondwater, zoals gemeten in het LMG, gerelateerd aan de ouderdom van het water. Met behulp van grondwaterdatering (tritium) is de ouderdom en de reistijd van maaiveld naar het desbetreffende LMG-filter berekend. Voor elke gemeten nitraatconcentratie (en concentraties van andere stoffen) is vervolgens vastgesteld wanneer het bemonsterde grondwater is geïnfiltreerd in de bodem. De bronjaren voor de bemonstering van het LMG in 2000 staan in tabel 5.3.2. Ter vergelijking zijn ook gegevens van het bovenste grondwater vermeld. De verdeling van de nitraatconcentraties naar bronjaren komt goed overeen met de fasen in de stikstofbemesting in Nederland (Bronswijk en Prins, 2001). Gelijksortige verbanden als voor nitraat zijn verkregen voor andere stoffen die met bemesting worden aangevoerd zoals kalium en de hardheid (som van calcium en magnesium).

Het grondwater dat zich in 2000 tussen 5 en 15 m diepte bevond, is voor het overgrote deel (72%) geïnfiltreerd na 1980. Het grondwater tussen 15 en 30 m diepte is afkomstig van vóór 1980 (99%) terwijl een aanzienlijk deel (34%) zelfs al vóór 1950 is geïnfiltreerd. Als rekening wordt gehouden met het bronjaar dan vertoont het jonge grondwater de hoogste gemiddelde nitraatconcentratie (figuur 5.3.4).



Figuur 5.3.4 Gemiddelde nitraatconcentratie per bronjaar in het ondiepe-middeldiepe grondwater onder landbouw op zand (links) en de aanvoer van N via bemesting (rechts).

Tabel 5.3.2 Bronjaar, gemiddelde nitraatconcentratie en % waarnemingen groter dan de streefwaarde en MTR waarde voor nitraat in het bovenste, ondiepe –middeldiepe grondwater. Bemonstering 1997-2000 (LMM) en 2000 (LMG).

diepte	bronjaar			gemiddelde NO ₃ -concentratie	% > 25 mg/l	% > 50 mg/l
	voor 1950	1950- 1980	na 1980			
0-5 *	0 %	0 %	100%	90 mg/l	89 %	81% **)
5-15	19%	9 %	72%	45 mg/l	26	21
15-30	34%	65%	1%	10 mg/l	6	6

*) op bedrijfsniveau **) akkerbouw 72%; melkveehouderij: 77%; overig 93%

Dat de nitraatconcentratie op 5-15 m duidelijk lager is dan in de bovenste meter van het grondwater (90 mg/l in 2000 met bronjaar na 1998) moet voor een belangrijk deel worden toegeschreven aan denitrificatie in de tussengelegen bodemlagen. Hoe lang dit proces voortduurt, is onbekend.

Het grondwater tussen 15 en 30 m is bij de bemonstering van het jaar 2000 echter afkomstig uit de periode vóór 1980 (tabel 5.3.2). Veel water met daarin opgelost nitraat, dat na 1980 is geïnfiltreerd, is nog niet op die diepte gearriveerd. De lagere concentraties op 15-30 m diepte zijn voor een deel veroorzaakt door lange reistijden en de concentraties kunnen dus nog toenemen. In welke mate deze toename door eventuele denitrificatie zal worden afgezwakt, is niet bekend (Bronswijk en Prins, 2001).

Nitraat in het bronwater van het Zuid Limburgse lössgebied

Zuid Limburg is opgebouwd uit twee delen, het Massief van Schimmert (noordelijk plateau) en enkele kleinere hoogvlakten in het zuiden, waarvan het Massief van Margraten het grootste is. Op de plateaus zelf is geen oppervlakkig drainagesysteem aanwezig. Het neerslagoverschot infiltreert en stroomt daarna door de bodem af naar een groot aantal bronnen van zijbeken van de Maas. De lössgronden van Zuid-Limburg kennen een lange landbouwgeschiedenis en de bodem van de plateaus is relatief goed doorlatend. De concentraties van nitraat in het grondwater liggen al sinds 1960 op veel plaatsen boven een waarde van 50 mg/l (Meinardi, 1980). Dit heeft gevolgen voor de openbare drinkwatervoorziening en het gebruik in particuliere winningen. Een tweede gevolg is dat de talloze bronnen die het

grondwater van de hoogvlakten draineren voedselrijker water zijn gaan afvoeren. De eutrofiëring van de brongebieden langs de hoogvlakten heeft tot een verandering in vegetatie geleid. Sindsdien is de situatie nog verslechterd (Hendrix, 1985). De verwachting is dat de situatie na die tijd opnieuw is veranderd. Daartoe is in 2001 een nieuwe meetcampagne uitgevoerd. Van de in 2001 onderzochte bronnen zijn ook gegevens bekend uit de jaren 1980-1995. In 1985 had 90% van de bronnen een nitraatconcentratie boven de 50 mg/l en 30% een concentratie hoger dan 100 mg/l. In 2001 is het percentage bronnen met een nitraatconcentratie hoger dan 100 toegenomen tot circa 50%. De gemiddelde toename voor alle putten van het Centraal Plateau bedraagt in deze periode 22 mg/l nitraat.

5.3.5 Nitraat in het diepe grondwater (diepte > 30 m)

Informatie over de samenstelling hiervan is vooral aanwezig bij de waterbedrijven die dit water gebruiken als grondstof voor de drinkwaterbereiding. Dit water wordt onttrok-

ken tussen diepten van 30 tot 300 m. Circa 60% van de drinkwatervoorziening in Nederland komt uit grondwater.

Het effect van vermesting op de chemische samenstelling van het onttrokken grondwater wordt bepaald door:

- ❑ de ouderdom van het onttrokken grondwater. De ouderdom van grondwater dat wordt gebruikt voor de openbare drinkwatervoorziening varieert tussen enkele tientallen jaren voor ondiepe winningen en 20.000 jaar onder dikke kleilagen in de Centrale Slenk (Noord Brabant). Grondwater ouder dan 50 jaar kan nu nog geen effecten van vermesting vertonen;
- ❑ het landgebruik. Indien een groot gedeelte van het gebied rond een puttenveld wordt ingenomen door landbouw, zal het effect groter zijn dan wanneer een klein gedeelte wordt ingenomen;
- ❑ het bodemtype. Het uitspoelend grondwater zal met de bodemmatrix reageren, waardoor allerlei stoffen verdwijnen of gevormd worden.

Veranderingen in chemische samenstelling van grondwater door bemesting en depositie

De nitraatconcentratie (NO_3^-): nitraat vormt onder zuurstofrijke omstandigheden een directe maat voor het effect van vermesting. Onder zuurstofarme omstandigheden en bij aanwezigheid van een geschikte reductor (b.v. organische stof of pyriet), kan nitraat echter gereduceerd worden tot stikstofgas. In onbeïnvloed grondwater komt 1-2 mg/l nitraat voor. In water van recentere datum kunnen onder invloed van vermesting, depositie en bewoning verhoogde concentraties voorkomen.

De sulfaatconcentratie (SO_4^{2-}): mest is ook een bron van sulfaat. Verhoogde sulfaatconcentraties kunnen ook duiden op oxidatie van ijzersulfiden door zuurstof onder invloed van grondwatersstandsverlaging (verdroging) en door nitraat als gevolg van vermesting. Verder is sulfaat aanwezig als gevolg van atmosferische depositie.

Totale hardheid (TH): totale hardheid is de som van Ca en Mg ionen, uitgedrukt in mmol/l. Calcium en magnesium zijn bestanddelen van dierlijke mest en kunstmest (o.a. landbouwkalk). In kalkrijke bodems bedraagt de 'achtergrondconcentratie' circa 1,5- 2 mmol/l. De extra hardheid ontstaat door oogstafvoer, atmosferische depositie en verdroging.

Sporenelementen (Zn, Ni en As): mest is een bron van o.a. zink en arseen. Door oxidatie van pyriet onder kalkloze omstandigheden kunnen zink, arseen en nikkel vrijkomen. Zink en arseen worden bij de gangbare zuivering verwijderd. Voor nikkel moeten aanvullende zuiveringsmaatregelen genomen worden.

Er is een aantal chemische parameters in het opgepompte water die in verband gebracht kunnen worden met effecten van bemesting en depositie op de samenstelling van het grondwater (zie tekstbox). De aandacht richt zich hierna op nitraat, sulfaat, hardheid en nikkel in het opgepompte water. Deze zijn van belang uit oogpunt van gezondheid (nitraat, nikkel) en vanwege de aantasting van leidingen en waterapparatuur in woningen (sulfaat en hardheid). Op basis van een indeling naar kwetsbaarheid zijn er van de 214 beschouwde winningen 110 kwetsbaar. Deze winningen onttrekken circa 50% van de totale hoeveelheid grondwater die voor de drinkwatervoorziening wordt onttrokken. Deze winningen zijn in 8 groepen ingedeeld op basis van optredende bodemprocessen (tabel 5.3.3). Binnen iedere groep is nog weer een grote spreiding in gevoeligheid door de leeftijdsverdeling van het opgepompte grondwater en het aandeel landbouw in het intrekgebied.

Tabel 5.3.3 Groepsindeling (voorlopig) van kwetsbare waterwinningen (Bron: van Beek et al., 2002).

Groep	aantal kwetsbaar	invloed landbouw ¹ (bemesting)	effect van bemesting uit zich in:	regio
duinen	4	-	-	Waddeneilanden
kalkrijk pyriet	17	++	SO ₄ , TH	o.a. Achterhoek, Twente
kalkloos pyriet	10	++	NO ₃ , SO ₄ , Ni	Oost N Brabant, Noord Limburg
keileem	12	+	TH	Drenthe
kleine stuwwal	7	++	NO ₃ , SO ₄ , TH	verspreid in zandgebieden
veenpolder	14	+	TH	verspreid
grote stuwwal	35	+	NO ₃	o.a. Veluwe, Utrechtse Heuvelrug
löss ²	11	++	NO ₃ , SO ₄ , TH	Z Limburg

¹) - = geen invloed; + = lichte-matige invloed; ++ = sterke invloed

²) hiertoe zijn alle winningen in Zuid Limburg gerekend

Momenteel wordt op 11 winningen de streefwaarde voor nitraat (25 mg/l) overschreden. Op meerdere winningen wordt de norm van 50 mg/l benaderd (o.a. in het lössgebied). Bij 2 winningen zijn aanvullende zuiveringsmaatregelen genomen om de norm niet te overschrijden. De groep winningen in het lössgebied is ook kwetsbaar wat betreft de hardheid. Deze is bij alle winningen van deze groep gestegen tot boven de norm in het Waterleidingbesluit (2,5 mmol/l) en bedraagt meer dan 3 mmol/l. Ontharding is hier reeds tot stand gebracht en ook elders in voorbereiding (o.a. Gelderse Achterhoek). Niet altijd zal het effect van bemesting tot uiting komen in verhoogde nitraatconcentraties. Bij de groep 'kalkrijk pyriet' bijvoorbeeld wordt nitraat vrijwel volledig afgebroken en leidt dit tot een toename van de hardheid en sulfaat. Omdat een deel van de effecten ook door depositie (zwavel en stikstof) en door verdroging (zwavel) veroorzaakt kan worden, is een nadere uiteenrafeling van oorzaken uitgevoerd (van Beek et al., 2002). De resultaten van deze analyse zijn weergegeven in tabel 5.3.4. Hierin is de bijdrage van vermist door landbouw weergegeven. Daar waar de bijdrage vanuit de landbouw relevant en aanzienlijk is, is dit onderstreept.

Voor nitraat geldt dat, als dit aanwezig is, dit nagenoeg volledig (circa 95%) door de landbouw wordt veroorzaakt. Zodra pyriet in de bodem aanwezig is, is er een grote bijdrage van de landbouw aan de sulfaatconcentratie van het opgepompte grondwater (circa 70-75%). De overige 25-30% is afkomstig van depositie. Bij de groep kleine stuwwal levert verdroging een grote bijdrage. Circa 80% van de hardheidstoename kan worden toegeschreven aan landbouwactiviteiten.

Tabel 5.3.4 Bijdrage van vermisting (landbouw) aan de kwaliteit van het opgepompte grondwater van kwetsbare grondwaterwinningen.

groep	aantal	gemiddelde concentratie per groep in 2000				bijdrage landbouw (%)			
		nitraat mg/l	sulfaat mg/l	hardheid mmol/l	nikkel µg/l	nitraat	sulfaat	hardheid	nikkel
drinkwaternorm		50	150	2,5	20				
kalkrijk pyriet	17	3	80	3,2	<5	*	75	85	#
kalkloos pyriet	10	20	80	1,2	25-50	95	70	100	100
keileem	12	1,4	28	1,6	<5	*	25	80	#
kleine stuwwal	7	20	80	2,3	<5	95	10**	20**	#
polder	14	1	25	2,1	<5	*	20	80	#
grote stuwwal	35	11	21	0,9	<5	55	5	100	#
löss	11	30-40	50	3,7	<5	95***	20***	75***	#

*) volledige denitrificatie

**) exclusief de bijdrage van verdroging door de landbouw (ontwatering) en de waterwinning

***) indicatief i.v.m. de complexe hydrologische situatie alhier

#) vastlegging door de bodem van eventueel vrijgemaakt nikkel

5.4 Fosfaat in bodem en grondwater

5.4.1 Conclusies

- ❑ Circa 80 % van het areaal landbouwgrond op zand is fosfaatverzadigd, waarvan circa 30 % sterk verzadigd.
- ❑ Op overige gronden is circa 75 % verzadigd bij zowel klei als veen. Het areaal sterk verzadigde gronden is 6% bij klei en 23% bij veen.
- ❑ Bij landbouwkundige beoordeling van de bovengrond blijkt dat de fosfaattoestand vooral in de zandgebieden veelal hoger is dan landbouwkundig noodzakelijk. Als de bemestingsadviezen zouden worden gevolgd, dan zou op ongeveer 30% van het Nederlandse landbouwareaal iedere P-bemesting achterwege kunnen blijven.
- ❑ In natte perioden met hoge grondwaterstanden worden in het bovenste grondwater van de zandgebieden hoge fosfaatconcentraties gemeten.
- ❑ In veen- en kleigebieden wordt in grondwater en in drainwater de MTR voor oppervlaktewater regelmatig overschreden. Bij veengrond is dit in belangrijke mate toe te schrijven aan mineralisatie vanwege de lage grondwaterstanden.
- ❑ In het ondiepe-middeldiepe grondwater zijn de concentraties onder klei en veen veel hoger dan onder zandgrond. Het effect van bemesting is gering.

5.4.2 Resultaten/bevindingen

Fosfaat is in de meeste bodems weinig mobiel, omdat het meestal sterk gebonden wordt aan ijzer- en aluminium, kalk of organische stof. In de bovenste 30-40 cm van land-

bouwgronden komen grote hoeveelheden fosfaat voor die daar in de periode dat ze in cultuur zijn, zijn opgehoopt. Hierdoor zijn fosfaatgehalten in de bovengrond van landbouwpercelen in de zandgebieden gemiddeld circa 5-10 maal hoger dan in bosgrond. In de bodem van landbouwpercelen die in het verleden een overmatige dierlijke mestgift ontvingen, zijn de gehalten nog veel hoger.

Als de bovengrond fosfaatverzadigd is, zal deze fosfaat gaan lekken naar het grond- en/of oppervlaktewater. Wanneer dit eenmaal het geval is, kan dit lekken tientallen tot honderden jaren voortduren. Daarom wordt bij de milieukundige beoordeling meer gelet op de ontwikkeling van de mate van fosfaatverzadiging dan op de actuele fosfaatconcentraties in grond- en oppervlaktewater. De fosfaatvoorraad in de bovengrond van landbouwpercelen kan aanzienlijk zijn (enkele duizenden kg per ha). Dit betekent dat een relatief kleine mutatie (enkele tientallen kg) van het fosfaatoverschot, pas na enkele decennia meetbaar is. Er is overigens ook een aantal bodemtypes met een laag fosfaatbindend vermogen, zoals veengronden en kalkhoudende zandgronden.

De ontwikkeling van de fosfaatverzadigingsgraad van de bodem wordt beperkt via directe monitoring gevolgd (o.a. Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit). Ook kan deze met behulp van modelberekeningen worden gevolgd. Tot slot geeft ook de bepaling van het fosfaatgehalte ten behoeve van de bemestingsadvisering een indicatie van de ontwikkeling van de mate van fosfaatverzadiging.

Berekende mate van fosfaatverzadiging

Berekend is dat de gemiddelde verzadigingsgraad in 2000 van de zandgronden 43 % bedraagt. De omvang van het areaal P-verzadigde gronden wordt geraamd op circa 80 % van het areaal landbouw op zand. Hiervan is circa 30% sterk verzadigd. Voor klei- en veengronden wordt de omvang van het areaal verzadigde gronden geraamd op 75%. Sterke verzadiging treedt in kleigronden vrijwel niet op (6%), maar in veengronden wel (23%). Voor de kalkrijke zandgronden, klei- en veengronden geldt echter het voorbehoud dat het concept van fosfaatverzadigde gronden voor kalkarme zandgronden is ontwikkeld en hier ook toegepast is op de andere grondsoorten. Voor deze gronden is nog geen goed criterium voorhanden.

Uit de modelberekening blijkt dat het totale areaal P-verzadigde zandgronden in de periode 1986-2000 in geringe mate is toegenomen. Het areaal sterk verzadigd (FVG > 50%) is echter sterker gegroeid (van circa 18% naar circa 30%). Hoewel het fosfaatoverschot in deze periode met circa 40% gedaald is gedaald, is de P-aanvoer via bemesting in 1999/2000 nog altijd twee keer hoger dan de afvoer via het geoogste gewas (RIVM/CBS, MC 2001).

Ontwikkeling landbouwkundige beschikbaarheid fosfaat

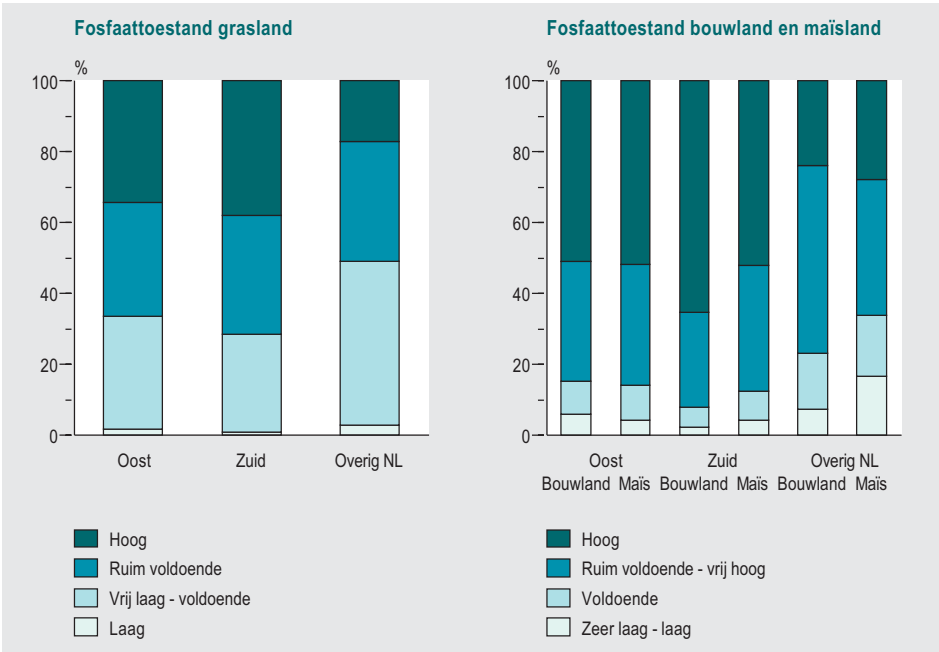
Een maat voor het beschikbare hoeveelheid fosfor (de fosfaattoestand) is het P-AL getal voor grasland en het Pw -getal voor bouwland (*tabel 5.4.1*). Voor bouwland is het streefniveau Pw 30. Bij een toestand voldoende en ruim voldoende is volgens de huidige adviezen alleen een fosfaatgift nodig om de afvoer via het geoogste gewas te compense-

Tabel 5.4.1 Landbouwkundige waardering van de P-toestand van landbouwgrond.

Waardering	grasland (P-AL) 0-5 cm *)	bouwland (Pw) 0-20/30 cm
zeer laag		< 11
laag	< 20	11-20
vrij laag	20-30	
voldoende	30-40	20-30
ruim voldoende	40-55	30-45
vrij hoog		45-60
hoog	>55	>60

*) afhankelijk van grondsoort; voor rivierklei en löss lager

ren. Bij een toestand hoog is geen fosfaatbemesting nodig. Op basis van bodemonsters die in 1999 zijn genomen, is voor grasland het aandeel ruim voldoende circa 30% van het areaal. Voor bouwland/maïs varieert het aandeel ruim voldoende tot vrij hoog van 30-50% van het areaal. Een hoge P-toestand ($P\text{-AL}/Pw > 60$) komt vooral voor in het oostelijk en zuidelijk concentratiegebied, vooral bij bouwland en maïs (figuur 5.4.1). Het betreft hier voornamelijk zandgrond. Vertaald naar het totale areaal landbouwgrond in Nederland wordt het percentage landbouwgrond met P-toestand hoog geraamd op circa 30%. Dit betekent dat op circa 30% van de landbouwgrond in Nederland de P-toestand landbouwkundig gezien onnodig hoog is en dat bij toepassing van de geldige bemestingsadviezen hier elke vorm van fosfaatbemesting achterwege zou kunnen blijven. Ongeveer 5% van de gronden heeft nog een P-toestand laag tot zeer laag.



Figuur 5.4.1 Fosfaattoestand in 1999 van grasland, bouwland en maïsland in de concentratiegebieden Oost en Zuid en in overig Nederland (Bron: BLGG).

Voor bouwland neemt het aandeel gronden met een P-toestand hoog sinds 1972 gestaag toe. Het percentage monsters met P-toestand laag vertoont in deze periode een geleidelijke afname. Vergelijking van data uit 1993-1996, 1997 met die uit 1999 laat zien dat het totale percentage monsters met P-hoog toegenomen is van 24% in 1993-1996 en 26% in 1997 naar 28% in 1999 (Fraters en Boumans, 1997; EC LNV, 2001). In de periode 1997-1999 is bij grasland sprake van een lichte afname, maar bij bouwland en maïsland is daarentegen in alle onderscheiden regio's nog sprake van een vrij grote toename van het percentage monsters met P-toestand hoog van 1,5-5%.

Ook uit gegevens van het BIN (LEI, 2002) blijkt dat op bedrijfsniveau (akkerbouw en gespecialiseerde melkveehouderij) met name de laatste jaren (1998/1999) sprake is van een stijging van de P-toestand vrij hoog en hoog.

Fosfaatverzadigde gronden

Een perceel is fosfaatverzadigd als door uitspoeling de gemiddelde fosfaatconcentratie op een bepaalde referentiediepte in de bodem, zodanig hoog is dat de MTR-waarde voor P in oppervlaktewater wordt bereikt (totaal-P = 0,15 mg/l).

Als referentiediepte geldt de gemiddelde hoogste grondwaterstand (GHG). De maximale concentratie anorganisch (of ortho) fosfaat op dit niveau in het grondwater is gesteld op 0,10 mg/l. Bij deze waarde zou de totaal-fosfaat norm van 0,15 mg/l in oppervlaktewater niet overschreden worden (TCB, 1990).

Op basis van berekeningen is vastgesteld dat wanneer het fosfaatbindend vermogen (FBV) van de grond van maaiveld tot GHG niveau voor 25% is bezet, de concentratie aan anorganisch fosfaat 0,10 mg/l bedraagt. Het % FBV dat is bezet, geldt als fosfaatverzadigingsgraad (FVG). Deze benadering is vastgelegd in het protocol fosfaatverzadigde gronden dat alleen geldt voor kalkarme zandgronden. Voor deze gronden geldt als verzadigingscriterium een FVG van 25%.

Uit deze definitie volgt dat de FVG een functie is van de grondwaterstandsdiepte (GHG) en de mate waarin de grond P kan binden. Voor kalkarme zandgronden is dit afhankelijk van het ijzer- en aluminiumgehalte. In andere gronden kunnen kalk, organische stof en kleideeltjes een rol spelen. Er is voor zandgronden een goed verband tussen het Pw getal en de FVG op het niveau van de grondmonsters. Het risico voor uitspoeling naar het oppervlaktewater is het grootst bij sterk verzadigde gronden met een hoge GHG. Bij de vertaling van de P-toestand van de bovengrond naar de FVG van het profiel tussen maaiveld en GHG moet ook rekening gehouden worden met de fosfaattoestand van diepere bodemlagen (Fraters en Boumans, 1997).

Bij fosfaatverzadiging worden de volgende klassen onderscheiden. Een grond met FVG >25 is verzadigd; bij een FVG van >50 is sprake van sterke verzadiging. Een grond met een FVG > 75% wordt als zeer sterk verzadigd beschouwd.

Fosfaat in grondwater

De fosfaatconcentratie in het bovenste grondwater onder bosgrond is in 2000 met 0,09 mg/l beduidend lager dan onder landbouwgrond (in zandgebieden gemiddeld 0,20 mg/l, met een range van 0,08 tot 0,51 mg/l gebaseerd op een bemonstering op bedrijfsniveau). Alleen in natte jaren met hogere grondwaterstanden wordt de streefwaarde van 0,4 mg/l overschreden. Het grondwater komt dan in contact met bodemlagen die relatief rijk aan fosfaat zijn. Overigens is al eerder sprake van overschrijding van de MTR-waarde voor oppervlaktewater (0,15 mg/l). In hoeverre dit fosfaatrijke grondwater ook daadwerkelijk tot belasting van het oppervlaktewater leidt, is afhankelijk van de lokale omstandigheden (transportroute door de bodem naar het oppervlaktewater en mogelijke vastlegging onderweg). Een concentratie van 0,20 mg/l komt overeen met een uitspoeling van circa 1 kg P₂O₅ per ha. De fosfaatconcentratie onder zandgronden is op bedrijfsniveau

in het licht van de fosfaattoestand en de potentiële uitspoeling nog laag te noemen. Op perceelsniveau kunnen echter veel hogere waarden voorkomen.

In klei- en veengebieden zijn de fosfaatconcentraties in 2000 hoger: gemiddeld 0,33 mg/l voor klei (range 0,09- 0,45) en 0,77 mg/l voor veen (range 0,60-0,93). Bij veengrond is dit toe te schrijven aan afbraak (mineralisatie) van organische stof vanwege de diepe ontwatering. In het drainwater van de bedrijven op kleigrond zijn de concentraties duidelijk lager dan de streefwaarde voor grondwater (3 mg/l). Aangezien drainwater direct uitstroomt in oppervlaktewater, is een vergelijking met de MTR waarde van 0,15 mg/l voor oppervlaktewater meer op zijn plaats. Deze waarde wordt in de meeste jaren overschreden vooral bij melkveehouderijbedrijven.

In het grondwater op grotere diepte (5-30 m) zijn de concentraties in de klei- en veengebieden eveneens veel hoger dan in de zandgebieden. Dit heeft niet te maken met de belasting aan maaiveld, maar is een gevolg van bodemkundige en hydrologische omstandigheden (P-rijke lagen en invloed van zeeafzettingen). In de zandgebieden zijn de concentraties onder landbouwgrond maar beperkt verhoogd ten opzichten van bos/natuur. Op deze diepte is het effect van bemesting op de P-concentratie gering.

5.5 Oppervlaktewater

5.5.1 Conclusies

- ❑ Voor fosfor (P) is de RAP/NAP reductiedoelstelling voor 1995 gehaald. Voor stikstof (N) echter niet. De totale belasting met N is met circa 20% afgenomen, de reductie van de P-belasting bedraagt circa 70%.
- ❑ Als naar de verschillende sectoren gekeken wordt, is vooral de belasting vanuit de industrie zowel voor N (75%) als voor P (circa 90%) sterk afgenomen. Ook de emissies vanuit de communale bronnen zijn sterk gereduceerd door het fosfaatvrij maken van textielwasmiddelen en door de invoering van defosfatering op de RWZI's. De reductie van N-emissies van RWZI's is echter nog beperkt (circa 20%).
- ❑ De directe belasting vanuit de landbouw (o.a. meemesten sloten) is ook sterk gedaald; vooral de eerste helft van de jaren negentig is hier een behoorlijke verbetering opgetreden.
- ❑ De belasting door uit- en afspoeling van N en P uit landbouwgronden is gedurende de beschouwde periode slechts weinig veranderd, en daardoor relatief in belang gestegen. In 2000 is de bijdrage van uit- en afspoeling circa 60% voor N en circa 45% voor P van de totale belasting uit alle bronnen, en daarmee tevens de belangrijkste bron.
- ❑ In de periode van 1985-2000 is een duidelijke verbetering van de oppervlaktewaterkwaliteit, zowel in de zoete en zoute rijkswateren, als in de kleinere regionale wateren, opgetreden. De verbetering stagneert echter, terwijl de MTR voor N en P, zoals vastgelegd in de vierde nota waterhuishouding, op veel plaatsen nog ruim overschreden wordt. Voor het verkrijgen van een goede stabiele ecologische kwaliteit zijn bovendien veel lagere concentraties nodig.

- ❑ Binnen Nederland zijn er grote regionale verschillen in nutriëntenconcentraties. In de kleine, voornamelijk landbouwbeïnvloede wateren worden de hoogste concentraties aangetroffen in gebieden op zeeklei of laagveen, waar zich een groot areaal glas-tuinbouw bevindt.
- ❑ Vergeleken met de Rijn is de kwaliteit in de kleine regionale wateren relatief weinig verbeterd.
- ❑ Door naijling (bijvoorbeeld door nalevering van nutriënten uit de bodem) zijn effecten van maatregelen pas na een paar jaar duidelijk waarneembaar in het oppervlaktewater. Op basis van de meetgegevens (beschikbaar tot en met 2000) is daarom nog geen uitspraak te doen over de effecten van de invoering van MINAS.

5.5.2 Belasting van het oppervlaktewater

Het oppervlaktewater in Nederland wordt door een groot aantal bronnen belast met nutriënten. De belangrijkste zijn industrie, landbouw en de rioolwaterzuiveringinstallaties (RWZI's). Overige (veelal communale) bronnen zijn overstorten, niet aangesloten huishoudens, ongezuiverde lozingen via het riool en regenwaterriolering. Daarnaast wordt het oppervlaktewater nog belast met stikstof door directe atmosferische depositie. In tabel 5.5.1 wordt er een overzicht gegeven van de bijdrage van de diverse bronnen aan de belasting van het oppervlaktewater in 1985 en 2000 (WIB, 2002).

Duidelijk is, dat de industrie en de communale sector (waaronder de RWZI's) een forse reductie van de emissies van N en P hebben gerealiseerd. Voor P speelt daarbij de invoering van fosfaatvrije wasmiddelen en de defosfatering op RWZI's een grote rol.

De directe belasting door de landbouw (meemesten van sloten, erfafspoeling etc.) is ook sterk gereduceerd. De bijdrage van deze directe belasting is echter niet zo groot, het grootste deel van de belasting door de landbouw vindt plaats door af- en uitspoeling van nutriënten uit de mest.

Tabel 5.5.1 Nationale emissies naar het oppervlaktewater in 1985 en 2000 (mln kg).

	N 1985	N 2000	reductie %	P 1985	P 2000	reductie %
Industrie	20	5	75%	13.4	1.5	89%
Communaal						
RWZI's	38	30	21%	10.8	2.9	73%
Overig	12	3	75%	1.8	0.2	89%
Landbouw						
Uitspoeling *)	70	73	-4%	4.3	4.0	8%
Direct	10	6	40%	0.8	0.5	38%
totaal **)	150	117	22%	31.1	9.1	71%

*) de getallen voor 1985 en 2000 zijn niet geheel vergelijkbaar, omdat ze met verschillende hydrologische basisgegevens zijn berekend

**) exclusief N- depositie.

De RAP/NAP-doelstellingen (50% emissiereductie) zijn alleen voor P gehaald; de emissies van P naar het oppervlaktewater zijn in totaal met 71 % gedaald, terwijl de totale N-emissie in die periode slechts met 22 % gereduceerd is. Industrie en RWZI's hebben voor P duidelijk een grote bijdrage geleverd aan de reductie van de emissies van 1985 tot 2000; de bijdrage van de landbouw hieraan is gering. Voor N is de emissieafname van RWZI's beperkt. De bijdrage van af- en uitspoeling uit de landbouw is nauwelijks veranderd.

Uit- en afspoeling landbouwgronden

De vrachten van uit- en afspoeling van nutriënten naar het oppervlaktewater kunnen niet direct gemeten worden. Ze variëren bovendien zeer sterk in de ruimte en de tijd. Daarom worden deze vrachten modelmatig berekend.

Uit de berekeningen blijkt dat op landelijk niveau de uitspoeling van N en P in kilogram per hectare redelijk constant is gebleven gedurende de periode 1985-2000. Als echter een globaal onderscheid gemaakt wordt voor vier typen landgebruik (gras, maïs, bouwland en natuur), zijn er wel duidelijke verschuivingen opgetreden: de uitspoeling van N (in kg/ha) onder maïs is afgenomen; onder gras en natuur is die iets toegenomen. Daarentegen is de uitspoeling van P (in kg/ha) onder maïs juist toegenomen.

De bijdrage aan de totale uitspoeling van N is het grootst voor grasland (bijna de helft), gevolgd door bouwland, maïs en natuur. Per hectare is de uitspoeling het hoogst onder maïs, al lijkt dit dus langzamerhand te verbeteren. Voor P komt de grootste bijdrage van bouwland, daarna van gras gevolgd door maïs en natuur. Ook voor P levert het landgebruik maïs de hoogste uitspoeling per hectare op.

Achtergrondbelasting

In sommige delen van Nederland is sprake van een significante belasting van het oppervlaktewater met nutriënten, die niet het gevolg is van bemesting van de landbouwpercelen. Het gaat hierbij met name om nutriënten die worden aangevoerd met kwelwater en/of vrijkomen bij de mineralisatie van veen. Beide posten samen worden wel achtergrondbelasting genoemd en dragen bij aan de uit- en afspoeling van N en P.

Aanvoer met kwelwater is vooral van belang in delen van west- en noord-Nederland, waar plaatselijk hoge concentraties in het kwelwater voorkomen en bovendien door de aanleg van diepe droogmakerijen hoge kwelfluxen voorkomen.

Mineralisatie van veen speelt overal waar ontwaterde veengronden voorkomen een rol.

Een landsdekkend beeld van voorkomen en grootte van beide posten bestaat niet. Een recente studie uitgevoerd in westelijk Nederland laat zien dat de resulterende achtergrondbelastingen sterk variëren en enkele kg P ha⁻¹ j⁻¹ en enkele tientallen kg N

ha⁻¹ j⁻¹ kunnen bedragen (Griffioen et al., 2002).

De effecten op de ecologie zijn niet eenvoudig te voorspellen, doordat de belasting door het jaar heen aanzienlijk kan variëren als gevolg van seizoensvariaties in zowel kwelfluxen als mineralisatiesnelheden en bovendien sterk afhankelijk is van de hydrologische situatie in het algemeen.

De achtergrondbelasting wordt niet veroorzaakt door bemesting, maar is wel het gevolg van menselijke ingrepen in het verleden, zoals de aanleg van diepe droogmakerijen en de ontwatering van veenmoerassen. Daarnaast is het huidige (water)beheer in die gebieden van invloed. Met name op dit terrein liggen de mogelijkheden om de omvang van de achtergrondbelasting en de effecten op de ecologie te beïnvloeden. Peilverhoging kan zowel de kwelwaterflux in droogmakerijen als de mineralisatiesnelheid van veen verminderen. Door regelmatig baggeren van de watergangen kan het daarin opgeslagen fosfaat worden verwijderd.

Aanvoer via de grote rivieren

Een belangrijke bron is de aanvoer van N en P met de rivieren vanuit het buitenland. Dit kan echter ook “doorvoer” genoemd worden: een groot deel verlaat Nederland weer via dezelfde rivier. Opvallend is dat de vrachten in de Rijn sterk zijn afgenomen in de periode 1985-2000 (N: 35%, P: 61%), terwijl in Maas en Schelde alleen voor P een verbetering te zien is (25 resp. 35 %). In de Maas en de Schelde zijn de vrachten voor N toegenomen; in de Maas bedraagt deze toename zelfs 43% (De Rijk en v.d. Roovaart, 2002).

N- en P-stromen van landbouwgrond tot grote rijkswateren

Landelijk gezien wordt de bijdrage van de emissies vanuit de Nederlandse landbouw aan de totale belasting van de regionale wateren voor 1996 geraamd op circa 50 % voor P en circa 65% voor N. De bijdrage aan de totale belasting op de grote rijkswateren is circa 5% voor P en circa 10% voor N. De bijdrage van het buitenland aan de belasting van de rijkswateren is groot en bedraagt circa 70% voor N en circa 80% voor P. De bijdrage van de totale belasting van de zoute kustwateren is minder dan 10%.

5.5.3 Belasting van de regionale wateren vanuit de landbouw

Relatie mestgebruik en oppervlaktewaterkwaliteit

De meststoffen in de bodem die het gewas niet opneemt, kunnen zich verspreiden in het milieu en onder meer uitspoelen naar het oppervlaktewater. In welke mate de toegedien- de meststoffen verantwoordelijk zijn voor de gehalten van stikstof en fosfaat in het oppervlaktewater is echter slecht bekend. Uit- en afspoelingsfluxen zijn namelijk niet rechtstreeks te meten. Verder zijn relaties tussen het landbouwkundig overschot, de belasting naar en de resulterende concentratie in het oppervlaktewater niet altijd éénduidig en gemakkelijk te leggen. Doorgaans komt slechts een beperkt deel van het overschot daadwerkelijk in het oppervlaktewater. De rest wordt vastgelegd in de bodem, verdwijnt naar andere milieucompartmenten of wordt gedenitrificeerd. Daarnaast treden er in het oppervlaktewater processen op, die de concentraties en vrachten verder beïnvloeden. De gebruikelijke maandelijkse metingen in oppervlaktewater geven doorgaans geen goed beeld van de belasting van het oppervlaktewater, zeker niet in stromende wateren. De meeste van de processen zorgen er tevens voor dat een verandering in bemesting niet altijd meteen merkbaar wordt in het oppervlaktewater.

Oppervlaktewater wordt doorgaans vanuit meerdere percelen belast. Dit compliceert het leggen van relaties tussen belasting van oppervlaktewater en landbouwkundig handelen verder. De volgende factoren zijn van invloed op het deel van het overschot dat uitspoelt naar oppervlaktewater:

- ❑ weersomstandigheden: Vooral in perioden met een neerslagoverschot spoelt relatief veel uit. Hierdoor vindt de grootste belasting in een relatief klein deel van het jaar plaats. Verder spoelt in een nat jaar een grotere fractie van het overschot uit dan in een droog jaar;

- ❑ hydrologische situatie: Bij een hoge grondwaterstand spoelt fosfaat relatief makkelijk uit. Dit is bij stikstof ook het geval, maar dit wordt gecompenseerd door een hoger verlies door denitrificatie. In gedraineerde bodems spoelt met name stikstof gemakkelijk uit;
- ❑ de organische-stofhuishouding: Deze bepaalt sterk de stikstofverliezen door denitrificatie. Behalve het bodemtype is het landbouwkundig handelen zelf hierop van grote invloed;
- ❑ de bodemeigenschappen: Niet zozeer het overschot, maar vooral de voorraad fosfaat in de bodem bepaalt de uitspoeling van fosfaat. Het fosfaatbindend vermogen is sterk bepalend voor de mate waarin fosfaat daadwerkelijk uitspoelt.

Daarnaast spelen processen in het oppervlaktewater een rol:

- ❑ door binding in organismen en aan de waterbodem wordt een deel van de nutriënten opgeslagen en is dan niet in de waterkolom te meten. Het kan op een later tijdstip weer vrijkomen. Voorts wordt de stikstof voor een deel in de bodem gedenitrificeerd;
- ❑ tussen het moment van mesttoediening en het daadwerkelijk uitspoelen van de nutriënten naar het oppervlaktewater vindt een aantal fysische en chemische processen plaats, die sterk weersafhankelijk zijn. Deze zijn van invloed op de hoeveelheid nutriënten die uitspoelt naar het oppervlaktewater. Verder zijn er andere bronnen (o.a. huishoudens) die bijdragen aan de gemeten gehalten in het oppervlaktewater.

Bronnenanalyse voor een paar specifieke watersystemen

De bronnenanalyse in tabel 5.5.1 geeft een landelijk beeld. Voor sommige specifieke watersystemen kan ook een inschatting gegeven worden. De Friese Boezem wordt sterk beïnvloed door de belasting vanuit het achterland; circa 80 % van de belasting met fosfaat en stikstof is afkomstig van uitgeslagen polderwater.

De fosforbelasting op de Veluwerandmeren is deels afkomstig van RWZI's, deels van de landbouw (gemiddeld circa 50%). Een deel van deze laatste fosforbelasting wordt met vele kleine beekjes aangevoerd vanaf de Veluwe, een ander deel is afkomstig van de Flevopolders. De verdeling tussen de verschillende bronnen verschilt per meer.

Het IJsselmeer wordt sterk beïnvloed door de vrachten die via de IJssel worden aangevoerd; naar schatting komt circa 70% van de belasting van het IJsselmeer vanuit Duitsland via de Rijn en de IJssel het meer in. De directe bijdrage vanuit de Nederlandse landbouw bedraagt circa 15%. Per eenheid van oppervlakte van de stroomgebieden van de IJssel in Nederland en Duitsland zijn de belastingen zowel uit de puntbronnen als uit de landbouw in Nederland iets hoger.

In een tiental studies zijn voor een klein gebied of regio balansen opgesteld om het aandeel van de landbouw in de belasting van het oppervlaktewater te bepalen. Hieruit blijkt dat in bijna alle studies de bijdrage van de landbouw meer dan 50% bedraagt en soms zelfs wel meer dan 90% (Arcadis, 2002).

Bronnen analyse: De IJssel.

Gemiddeld is de fosforvrucht in de IJssel bij Kampen 2,9 kton P j-1 en de stikstofvrucht 61 kton N j-1. Dit is circa 70% van de totale fosfor- en stikstofbelasting op het IJsselmeer.

Van deze 2.9 kton P is 2.3 kton afkomstig uit Duitsland. Van de 61 kton N is 48 kton afkomstig uit Duitsland.

De bijdragen aan de fosfor- en stikstofvrachten vanuit Nederlandse bronnen is beperkt, zo'n 20%. De reden hiervoor is dat het Nederlandse deel van het stroomgebied slechts 5.000 km² is, tegen 26.000 km² in het buitenland. In tabel 5.5.2 zijn de vrachten in de IJssel nader uitgesplitst naar emissiebronnen en uitgedrukt als relatieve bijdrage per km² stroomgebied (Plette et al., 2002).

Tabel 5.5.2 De bijdrage vanuit Nederland en het buitenland aan de stikstof- en fosfaatvrachten bij Kampen per km² stroomgebied (Nederland 5.000 km², buitenland 26.000 km²).

Bron	N kg/km ²	P kg/km ²
Landbouw buitenland	720	42
Overig buitenland	1100	42
Landbouw Nederland	1600	42
Overig Nederland	1000	80

In het DOVE-deelproject grasland op veen zijn er voor het jaar 2000 balansen opgesteld voor de Vlietpolder (Zuid-Holland). In tabel 5.5.3 zijn de stikstof- en fosforbalans voor het oppervlaktewater in de Vlietpolder weergegeven. Voor zowel stikstof als fosfor blijkt de uit- en afspoeling de belangrijkste aanvoerroute te zijn. De vrachten in het uitspoelende water zijn voornamelijk afkomstig van de mest en de mineralisatie van het veen, waarbij de laatste circa 20% bijdraagt. De hoofdmoot is dus afkomstig van kunstmest en dierlijke mest. De bijdrage van de inlaat van gebiedsvreemd water is beperkt ten opzichte van de overige bronnen. Het kan in de zomerperiode echter van betekenis zijn, als de emissies via andere routes beperkt zijn.

De recente literatuurstudie (Arcadis, 2002) laat zien dat het op basis van metingen (nog) niet mogelijk is om de relatie tussen mestgebruik en waterkwaliteit te kwantificeren. In een drietal studies, zoals de DOVE-projecten, zijn de nutriëntenverliezen en de uitspoeling naar oppervlaktewater met elkaar vergeleken. Deze studies laten voor stikstof een

Tabel 5.5.3 Stikstof- en fosforbalans voor het oppervlaktewater van de Vlietpolder in 2000.

	N (kg/jaar)	N (%)	P (kg/jaar)	P (%)
IN				
- neerslag	417	4	17	2
- inlaat	432	5	136	20
- uit- en afspoeling	8676	91	542	78
totaal IN	9526	100	695	100
UIT				
- gemaal	7346	77	472	68
- wegzijging	102	1	8	1
- infiltratie	775	8	64	9
- overig	1304	14	151	22
totaal UIT	9526	100	695	100

uitspoeling zien van ongeveer 50-60 kg/ha jaar tegenover een verlies (verlies wordt hier gezien als het verschil tussen de aangewende hoeveelheid mest en de hoeveelheid die door het gewas wordt opgenomen en afgevoerd) dat varieert tussen de 150 en 210 kg/ha jaar. De uitkomsten van deze studies zijn onderling echter niet te vergelijken vanwege de sterk uiteenlopende plaatselijke omstandigheden.

5.5.4 Trendanalyses Oppervlaktewaterkwaliteit

Regionale wateren

Regionale wateren omvatten een breed scala aan watertypen, zowel stromende wateren (bijvoorbeeld beken) als stagnante wateren (meren, plassen). De belasting van deze wateren vindt via een groot aantal routes plaats. Hieronder wordt een landelijk beeld gegeven van de regionale wateren in het algemeen, van meren en plassen en van de landbouwbeïnvloede regionale wateren. Deze laatste zijn wateren, waarvan de beheerders hebben aangegeven dat deze voornamelijk door landbouw beïnvloed worden. Ze zijn onderscheiden om een beter beeld te krijgen van de mogelijke effecten van landbouwmismissies op de kwaliteit van de regionale oppervlaktewateren.

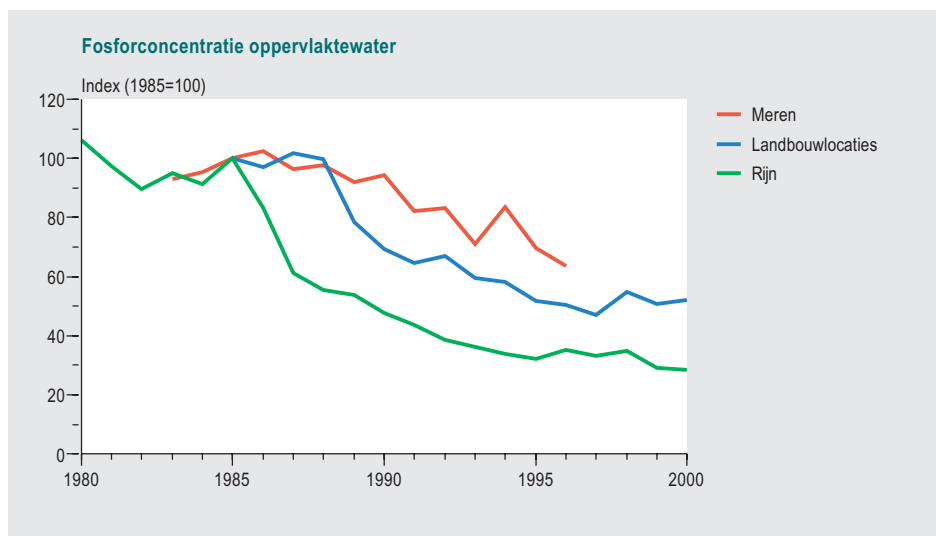
Regionale wateren, landelijk beeld

In samenwerking met de verschillende waterbeheerders zijn uitgebreide datasets verzameld. Al eerder waren van meren nutriëntenconcentraties en de daaraan gerelateerde parameters algenbiomassa en doorzicht in de regionale oppervlaktewateren verzameld tot 1996. Deze dataset bevat ook een klein aantal rijksmeren. Het was helaas niet meer mogelijk deze dataset tijdig te actualiseren.

Om de effecten van het gevoerde meststoffenbeleid te toetsen, zijn in CIW-kader termijn monitoringsgegevens van nutriëntenconcentraties in ruim 300 landelijk gespreide regionale oppervlaktewateren over een langere periode (1985-2000) verzameld.

Op basis van deze datasets zijn de landelijke spreiding van concentraties van stikstof en fosfor beschreven en de veranderingen daarin gedurende de periode 1985-2000. De data laten zien dat gedurende de afgelopen decennia gemiddeld de kwaliteit van alle regionale wateren aanzienlijk is verbeterd, maar veel minder dan in de Rijn (*figuur 5.5.1*). De concentraties aan fosfaat zijn sterk gedaald. Thans zijn de gemiddelde concentraties in de regionale wateren ongeveer gelijk aan die in de Rijn. Het stikstofgehalte (niet getoond) is vrijwel niet gedaald. De verbetering lijkt midden jaren negentig te stagneren op een niveau van ongeveer twee keer de MTR-waarde van N en iets boven de MTR-waarde voor P.

De geconstateerde sterke afname in de totaal-fosforconcentratie in landbouwbeïnvloede locaties is een paar jaar later opgetreden dan die in de Rijn bij Lobith (*figuur 5.5.1*), terwijl de afname in de Nederlandse meren weer pas daarna is begonnen. Dit laatste is logisch daar met name in meren de najling het grootst is door interne nalevering van fosfor vanuit het sediment en de langere verblijftijd van water in meren.



Figuur 5.5.1 Relatieve verandering van totaal-fosfor concentratie in de Rijn bij Lobith, in de landbouw beïnvloede locaties en in de Nederlandse meren en plassen ten opzichte van de waarde in 1985 (index 100). In 1985 waren de absolute concentraties voor de meren 0,27 mg/l, voor de landbouwlocaties 0,38 mg/l en voor de Rijn 0,62 mg/l, momenteel zijn de concentraties in de diverse systemen ongeveer gelijk; 0,18 mg/l voor de meren en de Rijn, 0,20 mg/l op de landbouwlocaties.

De oorzaak van de sterke daling van de fosfaatgehalten ligt grotendeels in de reductie van lozingen uit huishoudens (defosfatering bij RWZI's, aansluiten verspreide bebouwing, fosfaatvrije wasmiddelen) en industrie.

Regionale wateren, meren en plassen

Meren en plassen gelden als eutrofiëringsgevoelige systemen. Als specifiek naar deze wateren wordt gekeken, blijkt dat daar de afgelopen 15 jaar een behoorlijke verbetering is opgetreden:

- ❑ de gemiddelde fosfaatconcentratie (zomergemiddelde waarde) in de periode 1980-1996 is met 50% gedaald;
- ❑ de stikstofconcentraties zijn met bijna 20% gedaald;
- ❑ de algenbiomassa is met ruim 50% gereduceerd;
- ❑ het doorzicht is gestegen met 15 %.

De concentraties N en P zitten in 1996 echter nog boven MTR-niveau (Portielje en van der Molen, 1997). De ecologische kwaliteit van de meren is nog onvoldoende; meer dan 70% van de meren zit midden jaren negentig nog op een zeer laag niveau (WIB, 2001).

Regionale wateren, landbouwbeïnvloede wateren

De bestrijding van eutrofiëring heeft zich in het begin sterk gericht op de sanering van puntbronnen. Daarna is er veel aandacht gekomen voor de belasting vanuit diffuse bron-

nen. De effecten van het beleid ten aanzien van de belasting van oppervlaktewater vanuit diffuse bronnen, zoals af- en uitspoeling vanuit de landbouw, zijn naar verwachting het eerst en best merkbaar in de nutriëntenconcentraties van de kleine, direct door deze af- en uitspoeling beïnvloede wateren.

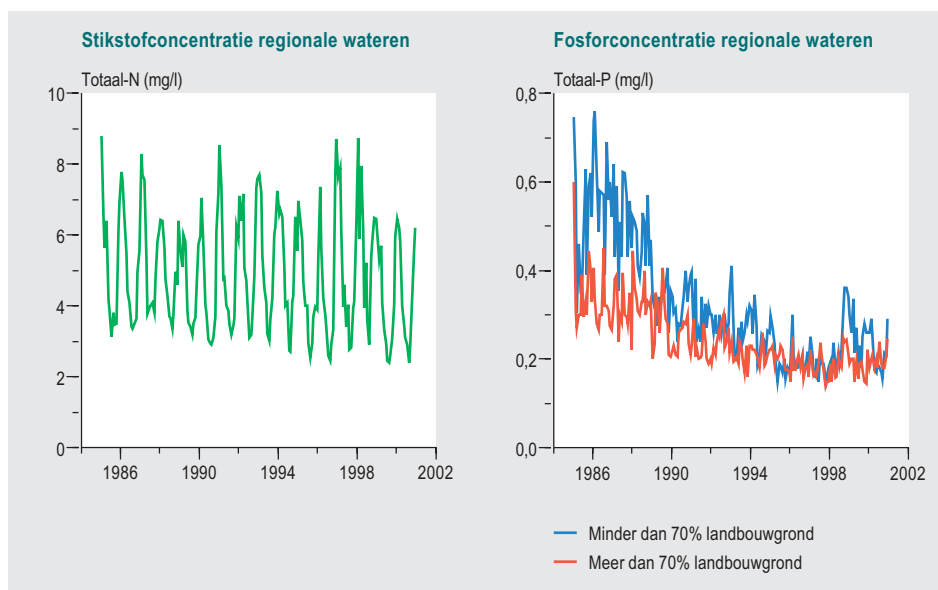
Essentieel voor een dergelijke analyse zijn een goede ruimtelijke spreiding van de meetlocaties over Nederland en een dominante invloed van de belasting door de landbouw. Hoewel de gebruikte dataset goed landsdekkend is, zijn er nog enige regio's die relatief ondervertegenwoordigd zijn, zoals delen van de bekende mestoverschotgebieden in het oostelijk en zuidelijk zandgebied. Of ook werkelijk sprake is van een dominante invloed van de landbouw, is niet goed te controleren. Een globale controle op naam en ligging van de locaties doet vermoeden dat de dataset in dit opzicht voor verbetering vatbaar is.

Uit de analyse van de gegevens (Portielje et al., 2002) blijkt dat het moeilijk is om op microniveau (perceels- of bedrijfsniveau) eenduidig relaties te leggen tussen landbouwkundig handelen en kwaliteit van het oppervlaktewater. Oorzaken zijn o.a. het veelal gefaseerd invoeren van maatregelen, de lange tijdschaal van maatregel-effect relaties en het feit dat de effecten van verschillende typen maatregelen in de tijd door elkaar heen lopen. Aspecten van deze analyse worden nu behandeld.

Trends in fosfor

Gemiddeld zijn gedurende de periode 1985-2000 de totaal-fosforconcentraties sterk afgenomen. Uitgedrukt in de maandelijkse mediaan van de concentraties op alle locaties waarvan meetgegevens beschikbaar zijn, komt dit neer op bijna een halvering over deze periode: van 0,38 mg/l P naar 0,20 mg/l P. Hierbij is, na een periode met hoge concentraties en sterke maand-tot-maand fluctuaties in de periode 1985-1989, de sterkste daling opgetreden in de periode 1989-1995. Daarna is er een afvlakking van de dalende trend opgetreden en zijn de totaal-fosforconcentraties gestabiliseerd rond het huidige niveau van 0,20 mg/l P.

Het aandeel landbouwareaal in de afwateringseenheid is een belangrijke factor. In de set locaties met meer dan 70 % landbouwareaal binnen de afwateringseenheid waren de concentraties in de beginjaren van de bestudeerde periode aanzienlijk lager dan in locaties met minder dan 70 % landbouw mogelijk als gevolg van een kleinere invloed van andere bronnen, maar ook hier zijn de totaal-fosforconcentraties meer dan gehalveerd, en is er een afvlakking van de dalende trend sinds 1995 (*figuur 5.5.2*). Het verschil in concentraties tussen beide deelsets is in de loop der jaren verdwenen. De sterkere afname in de set locaties met minder dan 70% landbouwareaal kan derhalve waarschijnlijk toegeschreven worden aan de sanering van puntbronnen zoals overstorten en ongezuiverde lozingen van huishoudelijk afvalwater. Voor deze locaties is de aard van de belasting in de loop der tijd veranderd. Zo zal door het saneren van deze puntbronnen het procentuele aandeel diffuse belasting door uitspoeling sinds 1985 in de tijd zijn toegenomen. Ook in de deelset met meer dan 70% landbouwareaal is een invloed van de sanering van de overige bronnen niet uit te sluiten.



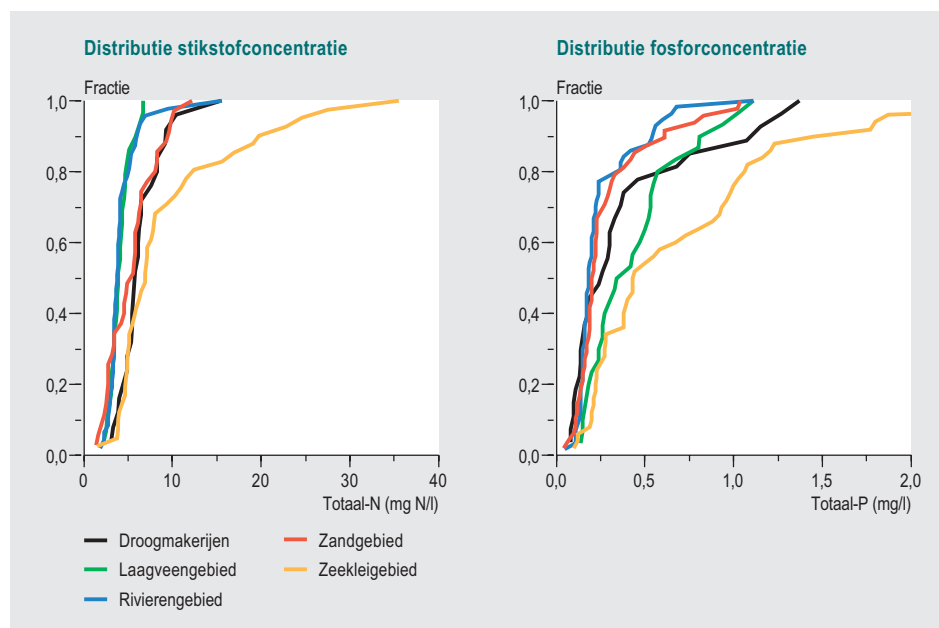
Figuur 5.5.2 Verloop in de tijd van de mediane concentraties per maand van totaal-N (links) en totaal-P (rechts). Voor totaal-P zijn deze uitgesplitst naar locaties met <70% (blauwe lijn) en >70% (rode lijn) landbouwareaal in de afwateringseenheid waarbinnen een locatie zich bevindt. Voor totaal-N verschillen deze deelsets onderling niet en is dit onderscheid derhalve niet gemaakt.

Trends in stikstof

Voor totaal-stikstof is er ook sprake van een dalende trend, maar de relatieve afname, van 4,9 mg/l N in januari 1985 naar 4,2 mg/l N in december 2000, is veel kleiner dan die van totaal-fosfor. Voor totaal-stikstof is er bovendien geen verschil tussen deelsets met meer en minder dan 70 % landbouwareaal in de afwateringseenheid.

Regionale verschillen in concentraties

Binnen Nederland zijn er grote regionale verschillen in nutriëntenconcentraties. De ruimtelijke spreiding laat zien dat hoge concentraties vooral een regionaal karakter hebben. Met name in het Westland, in het oosten van het land en in het westelijk deel van Brabant zijn de concentraties totaal-N plaatselijk zeer hoog. Een differentiatie naar bodemtype is gewenst voor zowel fosfor als stikstof. De totaal-fosforconcentraties zijn het laagst in het pleistoceen, het rivieren- en het zandgebied, en een deel van de droogmakerijen. Verreweg de hoogste concentraties komen voor in het zeekleigebied, en in mindere mate in het laagveengebied en een deel van de droogmakerijen. Ook voor totaal-N is er een duidelijk, hetzij minder uitgesproken, onderscheid tussen de verschillende bodemtypen. Deze concentraties zijn het laagst in het rivieren- en laagveengebied, en evenals voor totaal-P het hoogst in het zeekleigebied. Het zand- en hoogveengebied, de droogmakerijen en het pleistoceen nemen hier een tussenpositie in (*figuur 5.5.3*).



Figuur 5.5.3 Verdeling van de meerjarige gemiddelde concentraties totaal-N en totaal-P per landschapsregio over de periode 1985-2000 (op de verticale as uitgedrukt als fractie van de waarnemingen). Alleen die locaties zijn gebruikt waarvoor van tenminste drie jaren gemiddelde waarden berekend konden worden.

Relaties met systeemkenmerken

De hoogste concentraties stikstof en fosfor worden gevonden in het zeeklei- en laagveengebied met een groot areaal (glas-)tuinbouw. In het zandgebied en in het zeekleigebied is een significant negatief verband gevonden tussen de totaal-fosfor concentratie en de diepte van de grondwaterstand onder het maaiveld, waarbij bij diepere ontwatering lagere concentraties werden aangetroffen. Er zijn geen significante verbanden gevonden tussen nutriëntenconcentraties of -trends en de kwelintensiteit, maar voor een meerderheid van de bodemtypen wel positieve verbanden met de concentraties in het diepe grondwater. De hoge concentraties totaal-fosfor in het westen van het land worden derhalve voor een deel (mede) veroorzaakt door fosfaatrijke kwel. Aanvullende gegevens over de nutriëntenconcentraties in het kwelwater zijn echter noodzakelijk voor het beter inschatten van de (plaatselijke) invloed van kwel op de waterkwaliteit. Het negatieve verband tussen totaal-fosforconcentraties en grondwaterdiepte in het zandgebied is in overeenstemming met ook modelmatig onderbouwde relaties tussen vernatting en toename van de fosfaattuitspoeling.

Trends op locaties

Op het niveau van individuele locaties is er voor zowel totaal-fosfor als totaal-stikstof, met respectievelijk 56% en 60%, sprake van een significant dalende trend op een meerderheid van de locaties. Op respectievelijk 13 % en 10 % van de locaties is er daarentegen sprake geweest van een significante stijging.

Opmerkelijk is de overeenkomst tussen de relatieve afname van enerzijds totaal-P en anderzijds totaal-N, terwijl de procentuele reductie over de periode 1985-2000 aanzienlijk kleiner is voor totaal-N dan voor totaal-P. Dit duidt er op dat de maatregelen tot nu toe vooral een sterkere reductie van P tot gevolg hebben gehad. In het verband tussen de geconstateerde daling van met name totaal-fosfor en het gevoerde (mest)beleid zijn er echter nog onzekerheden. Een niet te verwaarlozen invloed van de (sanering van) puntbronnen op de waargenomen trends is vooralsnog niet uit te sluiten, gezien ook de opmerkelijke overeenkomsten met trends in emissies door defosfatering op RWZI's en de introductie van fosfaatvrije wasmiddelen. Daarnaast kan ook een veranderde afvoer-verdeling vanaf de percelen, en wel een afname van het aandeel snelle, oppervlakkige afvoer een verklaring zijn voor het verschil in trend tussen N en P. Door de veranderde mestgiften en het in praktijk brengen van emissiereducerende methoden voor mesttoediening (bijvoorbeeld de introductie van mestinjectie eind jaren tachtig), als ook een mogelijk opgetreden verlaging van de grondwaterstand, kan een dergelijke verschuiving plaats hebben gevonden. Modelberekeningen suggereren dat de vracht van totaal-P naar het oppervlaktewater veel sterker zal afnemen door een verschuiving van de snelle oppervlakkige afvoer naar de langzamere ondiepe en diepe afvoer dan die van totaal-N. Dit komt omdat de retentie (terughouden) van P door vastlegging in de bodem veel sterker is bij langzamere diepere afvoer dan bij snelle oppervlakkige afvoer, daar de toplaag van de bodem het sterkst is opgeladen met fosfor. De retentiefactoren van totaal-N verschillen niet sterk tussen beide afvoerposten.

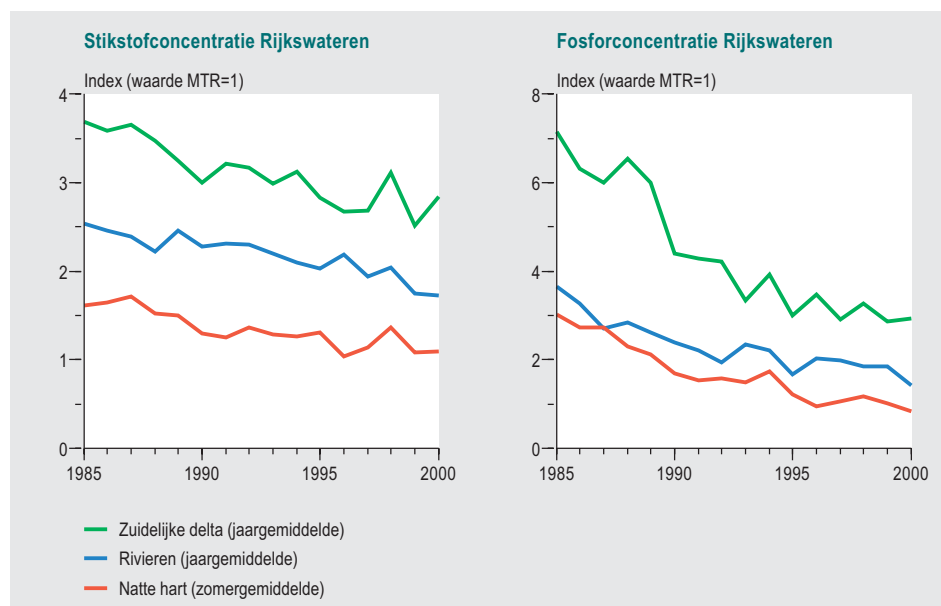
Zoete Rijkswateren

Chemische kwaliteit

De Nederlandse wateren zijn duidelijk nog te rijk aan voedingsstoffen. Voor zowel fosfaat als stikstof worden vrijwel overal de richtgevende MTR-waarde overschreden. De positieve ontwikkelingen manifesteren zich vooral in de concentraties in de grote rivieren (m.n. Rijn en Schelde) welke echter voornamelijk de ontwikkelingen in het buitenland reflecteren.

Voor de eutrofiëringssituatie in de Nederlandse rijkswateren, is de aanvoer van nutriënten via de grote rivieren een belangrijke bron. Deze vracht is in de laatste twintig jaar behoorlijk afgenomen. De laatste jaren is deze vermindering echter bijna tot staan gekomen. De nutriëntenconcentraties op de grenslocaties van Rijn, Maas en Schelde dalen amper meer; de stikstofconcentratie in de Maas is zelfs licht aan het stijgen. Ook in het Natte Hart (IJsselmeer, Markermeer en randmeren) en de Zuidelijke delta (Ooster- en Westerschelde, Volkerak, Zoommeer, Grevelingenmeer en Veerse Meer) is deze stagnatie te herkennen. Ook hier is voor stikstof eerder sprake van een lichte stijging dan van een daling. Er zijn dus behoorlijke verschillen tussen individuele watersystemen: de Rijn is behoorlijk verbeterd; de Maas ternaauwernood: vooral voor N is er geen verbetering maar een verslechtering.

Voor P heeft de periode 1985-1995 een sterke daling te zien gegeven, daarna vlakt de curve af. De sterke daling wordt vooral toegeschreven aan de vervanging van fosfaten in



Figuur 5.5.4 Meerjarig verloop stikstof- en fosfaatconcentraties in de grote rivieren, het Natte Hart en de zuidelijke Delta. Concentraties ten opzichte van de MTR-waarde.

wasmiddelen en invoering van defosfatering op zuiveringsinstallaties. N laat een licht dalende trend zien, die echter stagneert in de zuidelijke Delta en het Natte Hart (zie figuur 5.5.4).

De huidige kwaliteit voor N en P is als volgt:

- ❑ natte hart (IJsselmeer, Markermeer en randmeren): voor N en P liggen de concentraties nu ongeveer op MTR-niveau;
- ❑ rivieren: lichte overschrijding van de richtinggevende MTR-waarde;
- ❑ zuidelijke delta, zoete wateren (Volkerak, Zoommeer); forse overschrijding van de MTR-waarde;
- ❑ zuidelijke delta, zoute wateren (Ooster- en Westerschelde, Grevelingenmeer, Veerse Meer); geen norm vastgesteld. De concentraties zijn hoog;
- ❑ de streefwaarde wordt in geen van de individuele meren gehaald. Alleen in het Veluwemeer wordt de streefwaarde voor P benaderd.

Biologische kwaliteit

De afgelopen jaren zijn de emissies van P en, in mindere mate, van N, gedaald. In een aantal watersystemen zijn hiervan duidelijk effecten waarneembaar op de biologische kwaliteit. Eutrofiëringverschijnselen (althans de eindstadia) openbaren zich voor het blote oog vooral in de stagnante wateren. In een aantal watersystemen hebben gedurende de periode 1985-2000 positieve ontwikkelingen plaatsgevonden: de helderheid en de biodiversiteit namen toe (waterplanten – vogels). Dit geldt vooral voor de randmeren

van de Flevopolders. De belasting van deze meren is afgenomen. Voor het Wolderwijd en het Veluwemeer is de verbetering vooral te danken aan de verbetering van de kwaliteit van het effluent van de RWZI's. In het Gooi- en Eemmeer heeft daarnaast vermoedelijk ook een emissiereductie vanuit de landbouw bijgedragen. Helaas zijn in een groot aantal andere watersystemen negatieve ontwikkelingen waargenomen. Er is een toename van algengroei (vooral blauwalgen), en, daarmee samenhangend, een afname van het doorzicht. In het Volkerak, het Zoommeer en het Markermeer is de nutriëntenbelasting de afgelopen jaren niet verminderd. En hoewel de belasting van het Ketelmeer en IJsselmeer met fosfaat vanuit de Rijn gehalveerd is, heeft dit nog geen effect gehad op algengroei en troebelheid in die watersystemen. De voornaamste oorzaak is dat de fosfaatconcentraties nog niet groeibeperkend zijn.

Stromende wateren vertonen door hun dynamiek minder snel eenvoudige waarneembare eutrofiëringverschijnselen. Karakteristieken als stroming, meandering en beschaduwing zijn dominante factoren voor stromende wateren. Eutrofiëring leidt vrij direct tot het verdwijnen van kenmerkende soorten, meestal macrofauna.

De algehele kwaliteit van de Rijn verbetert; de diversiteit van flora en fauna neemt toe. Dit wordt voornamelijk verklaard door de vermindering van de toxiciteit. De verhoging van het zuurstofconcentratie en de vermindering van de chlorofylconcentratie wordt geweten aan de verhoging van het zoöplankton, dat de algen begraast. Dit is waarschijnlijk grotendeels aan de vermindering van de toxiciteit van het Rijnwater toe te schrijven (Lammens et al., 2001).

De Maas en een aantal kanalen laten niet zo'n verbetering zien. Voor de Maas is de concentratie P iets afgenomen. De concentraties N nemen echter toe. Gegevens over de diversiteit en dichtheid van flora en fauna van de Maas ontbreken (Bak, 2002).

Zoute wateren

Chemisch en biologisch

In de Nederlandse binnenwateren zijn de concentraties van de voedingsstoffen stikstof en fosfaat sterk verhoogd ten opzichte van de natuurlijke achtergrond. Omdat dit water wordt afgevoerd naar zee, beïnvloedt dit uiteindelijk ook de zoute wateren.

Voor het Noordzee ecosysteem als geheel geldt, dat de Atlantische Oceaan, via de noordelijke Noordzee en het Kanaal, verreweg de belangrijkste bron van nutriënten is. Op regionale schaal is de rivierinvloed echter veel belangrijker. Het water in de Nederlandse kustzone wordt vooral beïnvloed door het Kanaalwater en het water van Rijn, Maas en Schelde. Voor de Nederlandse kuststrook is de jaarlijkse belasting met stikstof via de rivieren vrijwel gelijk aan de belasting via het Kanaal. Voor fosfor is de bijdrage via de rivieren ongeveer een kwart van de totale belasting (De Vries et al., 1998b). De toevoer van nutriënten naar zee gebeurt vooral via Haringvliet en Nieuwe Waterweg en bedraagt ongeveer 80% van de totale belasting via de rivieren. De belasting via de Schelde/Westerschelde is slechts zo'n 10%. In de westelijke Waddenzee is ongeveer evenveel zoet water afkomstig

uit het IJsselmeer als uit de Rijn (via transport langs de Hollandse kust). Het IJsselmeer is voor de westelijke Waddenzee daarom een relatief belangrijke bron van nutriënten.

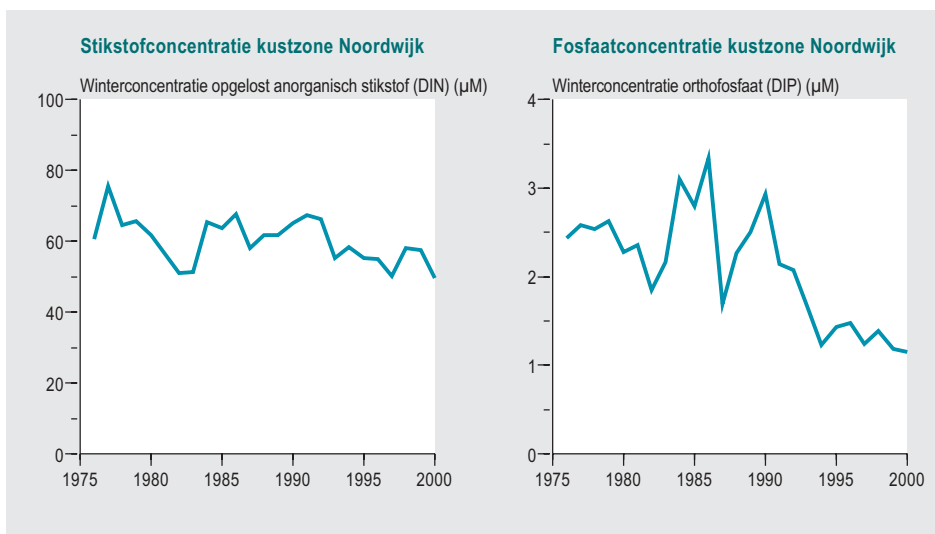
In de kuststrook van 10 km is ongeveer 10% van het water afkomstig uit het zoete water. Naarmate men verder van de kust af gaat, wordt de rivierinvloed geringer, zoals blijkt uit de toename van het zoutconcentratie en de afname van de nutriëntenconcentraties met toenemend zoutconcentratie. Globaal kan gesteld worden, dat de invloed van Rijn en Maas zich uitstrekt tot 70 km uit de kust bij Ter Heijde/Noordwijk, en tot 30 km ten noorden van Terschelling (Klein en Van Buuren, 1992). De verhoogde nutriëntenconcentraties in de kuststrook ten opzichte van de achtergrondconcentraties in het Kanaalwater worden veroorzaakt door de aanvoer van nutriënten door de rivieren (De Vries et al., 1998b).

Trends voor opgelost anorganisch P (DIP) en opgelost anorganisch N (DIN) zijn gegeven over de periode 1975-2000, voor de Hollandse kustzone bij Noordwijk (uitstroom Rijn/Maas) (figuur 5.5.5). De trends op andere locaties, zoals de Westelijke Waddenzee (uitstroom Rijn/IJsselmeer), de Westerschelde en de Eems-Dollard zijn vergelijkbaar.

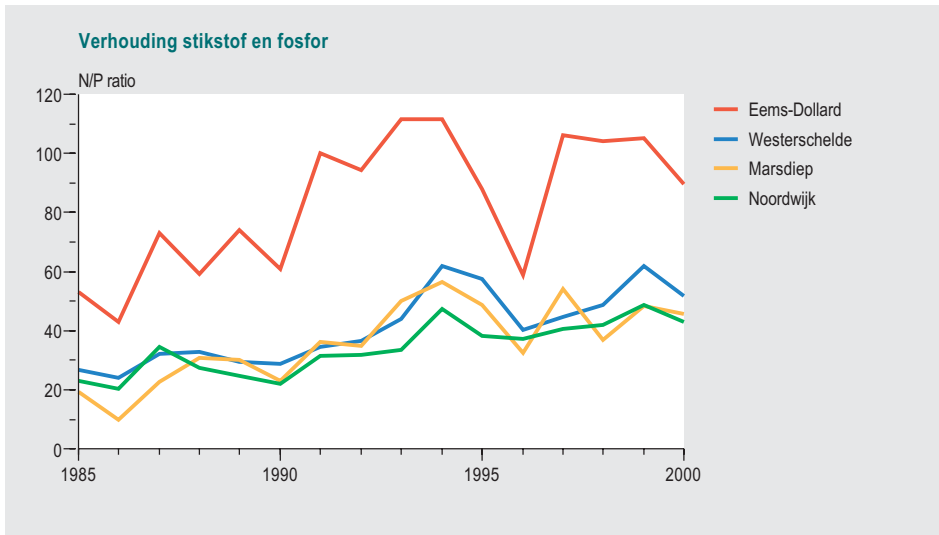
Er zijn geen significante trends waarneembaar in de jaargemiddelde chlorofylconcentraties. Figuur 5.5.6 geeft de N/P verhouding voor een aantal locaties in het kustgebied. Een natuurlijke verhouding is 16; bij een ratio groter dan 25 is duidelijk sprake van een verhoging (cijfers op mol-basis).

Uit deze gegevens kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

Opgelost anorganisch P (DIP): de concentraties zijn in 2000 60% lager dan in 1985. Dit betreft de kustzone van de Noordzee, de Waddenzee en de Westerschelde. In de Eems-



Figuur 5.5.5 De winterconcentraties van opgelost anorganisch stikstof (DIN) en orthofosfaat (DIP) in de kustzone bij Noordwijk, bij een saliniteit van 30 psu.



Figuur 5.5.6 De N/P verhouding op een aantal locaties in de kustwateren.

Dollard is de afname 40%. De Eems is hier de belangrijkste bron. De oorzaak van het verschil met andere locaties is niet goed bekend. De concentraties in de kustzone van de Noordzee lagen in 2000 op 1,7 maal de natuurlijke achtergrondconcentratie.

Opgelost anorganisch N (DIN): in 2000 lagen de concentraties 20% lager dan in 1985. Deze daling geldt voor de kustzone van de Noordzee en de Westerschelde. Er is geen daling in westelijke Waddenzee en de Eems-Dollard. Dit hangt mogelijk samen met de niet veranderde vracht uit IJsselmeer en Eems. De concentraties in de kustzone van de Noordzee lagen in 2000 op 3,5 maal de natuurlijke achtergrond.

N/P ratio's: door de ongelijke ontwikkeling van de N en P concentraties in de periode 1985-2000 zijn de N/P ratio's op alle locaties sterk gestegen. In de kustzone van de Noordzee lagen de N/P ratio's in 2000 op 2 maal de natuurlijke achtergrondwaarde (circa 40).

Samenvattend blijkt dat door de sanering van P-emissies de P-concentraties in de kustzone van de Noordzee aanzienlijk zijn gedaald. De algenbloeien zijn echter onveranderd. Effecten op de voorjaarsbloei zijn mogelijk bij een verdergaande sanering van de P-emissies te verwachten (ordegrootte 70-80%). Effecten van P sanering op zomerbloeien zijn niet waarschijnlijk (in verband met teruglevering uit sediment in zomer). Daarom is een sanering van de stikstofemissies noodzakelijk om eutrofiëring in de kustwateren te verminderen, want:

- ❑ N is de natuurlijke (potentieel) limiterende factor voor algenbloei in zout water in de zomer;
- ❑ achterblijvende N sanering heeft geleid tot sterke N overmaat, met bewezen effecten op soortensamenstelling fytoplankton en potentieel risico op toxische algenbloeien.

6 VERKENNING EVALUATIE VAN VERLIESNORMEN

Eén van de beleidsmatige hoofdvragen van de evaluatie van de Meststoffenwet is de vraag of de in de Meststoffenwet voorziene aanscherping in 2003 van de stikstof- en fosfaatverliesnormen nodig is. Tevens wil men graag inzicht in de gevolgen van een eventuele verdere aanscherping van de verliesnormen. Ter beantwoording van deze vragen is inzicht nodig in zowel de sociaal-economische als de milieukundige effecten van de verschillende verliesnormen. Daarnaast was het een wens van LTO om voor de droge zandgronden een alternatief voor de aanscherping van de verliesnormen door te rekenen. In de volgende twee hoofdstukken wordt ingegaan op de sociaal-economische (*hoofdstuk 7*) en milieukundige (*hoofdstuk 8*) effecten van de verschillende stikstof- en fosfaatverliesnormen. De uitwerking van de varianten verschilt soms in beperkte mate tussen de sociaal-economische doorrekening en de milieukundige doorrekening. De varianten moeten als ‘reken’-varianten en niet als beleidsvarianten worden gezien.

6.1 De varianten

In tabel 6.1.1 zijn de varianten beschreven. Hieronder wordt per variant een korte toelichting gegeven van de achtergrond en het doel van de variant.

Variant A: normen 1998

In deze variant is het effect van de verliesnormen 1998 berekend. Er is in deze variant verondersteld dat alle landbouwbedrijven met deze normen te maken hebben. Dit is gedaan vanwege een betere vergelijkbaarheid van deze variant met de overige varianten. Dit wijkt dus af van de feitelijke situatie in 1998, omdat toen alleen de intensieve bedrijven aangifteplichtig waren. Bij de uitwerking van deze variant is verder verondersteld dat de verliesnormen niet opgevuld hoeven te worden, als dit gezien de praktijk situatie niet plausibel is. Dit punt is met name relevant voor de akkerbouwbedrijven, omdat daarvan in 1999/2000 circa 75% reeds aan de verliesnormen 2001 voldeed. Het zou niet logisch zijn te veronderstellen dat deze bedrijven extra dierlijke mest of kunstmest gaan aanvoeren om de verliesnormen op te vullen. Ook bij de overige varianten is niet van opvulling uitgegaan, waar dit niet plausibel is. Omdat de verliesnormen in de overige varianten steeds lager worden, heeft deze veronderstelling in de overige varianten minder effect. Voor wat betreft overige aspecten (bijvoorbeeld grondgebruik, dieraantallen) is wel zoveel mogelijk aangesloten bij de historische situatie 1998.

Variant B: Verliesnormen 2002

Dit zijn de normen zoals ze gelden voor het jaar 2002. Ook het areaal uitspoelingsgevoelige grond (“droge zandgronden”) komt overeen zoals dit geldt voor het jaar 2002, namelijk alleen voor de gronden op grondwatertrap VII en VII* (140.000 ha).

Variant C

In variant C zijn de verliesnormen gelijk aan die van variant D, maar zijn er geen lagere verliesnormen voor de uitspoelingsgevoelige gronden. In plaats hiervan zijn voor deze gronden een tweetal middelvoorschriften van kracht, namelijk het eerder opstellen van vee (per 1 oktober of 1 september) en de verplichting tot het telen van een vanggewas bij bouwland. Deze variant is op verzoek van LTO opgenomen. De gedachte achter deze variant is dat door het nemen van specifieke maatregelen die misschien minder tot uitdrukking komen in verlaging van het stikstofoverschot, wellicht op goedkopere wijze aan de nitraatdoelstelling voor grondwater kan worden voldaan dan door het verlagen van de verliesnorm.

Varianten D1 en D2: Verliesnormen 2003

De varianten D1 en D2 zijn gebaseerd op de in de Meststoffenwet vastgelegde verliesnormen voor 2003. Bij variant D1 is uitgegaan van aanwijzing van 140.000 ha uitspoelingsgevoelige gronden (Gt VII en VII*) en bij variant D2 van 360.000 ha (Gt VI, VII en VII*).

Variant D3

In een later stadium is een extra variant (D3) doorgerekend op sociaal-economische effecten. Dit betreft een variant met dezelfde stikstofverliesnormen als D2, maar met een fosfaatverliesnorm van 40 kg per ha. Hierbij valt kunstmestfosfaat wel onder MINAS.

Varianten E, F, G en H

De voorgenen verliesnormen zijn niet noodzakelijkerwijs de “eindnormen”. Zo zal er in 2004 opnieuw worden geëvalueerd. In het NMP4 is aangekondigd dat op de lange termijn een verlaging van de fosfaatverliesnorm tot 1 kg per ha wenselijk is. Daarom is een aantal varianten met lagere verliesnormen opgenomen. Bij de bepaling van de effecten is ervan uitgegaan dat deze varianten ook in 2003 van kracht zouden worden.

In variant E wordt de stikstofnorm verder verlaagd, onder andere omdat het niet zeker is dat de stikstofverliesnormen uit variant D zullen leiden tot het behalen van de milieudoelstellingen in grond- en oppervlaktewater. In variant F wordt de fosfaatverliesnorm ten opzichte van varianten D en E aangescherpt, terwijl de stikstofverliesnormen op hetzelfde niveau als variant D liggen. In variant G worden zowel de stikstof- als de fosfaatverliesnormen aangescherpt. Op deze wijze wordt met de drie varianten inzicht verkregen in de effecten van het afzonderlijke en van het gecombineerd aanscherpen van de verliesnormen. Tot slot is, als meest vergaande, variant H geformuleerd. Hierin zijn niet alleen de stikstof- en fosfaatverliesnormen verder aangescherpt, maar is ook het areaal waarop de normen voor uitspoelingsgevoelige gronden van toepassing is, uitgebreid tot circa 600.000 ha. Deze uitbreiding is gebaseerd op de overweging dat het areaal van 360.000 ha gebaseerd is op deels verouderde kaartinformatie omtrent grondwaterstanden. Deze kaarten worden nu geactualiseerd. Op grond van eerdere studies mag, gezien de verdrogingsproblematiek, worden verwacht dat het areaal uitspoelingsgevoelige gronden hierdoor stijgt.

Kunstmestfosfaat onder MINAS

Bij de varianten waarin kunstmestfosfaat onder MINAS valt (varianten D3, F, G en H) is verondersteld dat er een adequate regeling komt voor gronden met een (te) lage fosfaattoestand. De meting van de fosfaattoestand maakt deel uit van de reguliere bepaling van de bemestingstoestand van de percelen, hetgeen gebeurt door grondbemonstering en analyse. Op gronden met een lage fosfaattoestand zou meer fosfaat moeten worden gestaan dan de verliesnorm toelaat, zodat hier de geldende bemestingsadviezen kunnen worden gevolgd. Het gaat om circa 20% van de percelen. Hierdoor wordt voor de gewassen op deze percelen het optreden van opbrengstderving voorkomen. In de berekeningen is daarom ook geen rekening gehouden met opbrengstderving.

Systeem van mestafzetovereenkomsten (MAO)

In de berekeningen zijn, waar mogelijk en relevant, ook de gevolgen van het systeem van mestafzetovereenkomsten meegenomen. Hierbij is uitgegaan van de normen zoals deze nu in de Meststoffenwet voor 2003 en verder zijn vastgelegd. Dit betekent dat voor de stikstofexcretie is uitgegaan van de forfaits, die gebaseerd zijn op 95% van de gemiddeld verwachte hoeveelheid stikstof in mest. Voor de stikstofnormen is voor grasland uitgegaan van 250 kg/ha (conform de derogatie van de EU-Nitraatrichtlijn) en voor bouwland van 170 kg/ha.

Derogatie Nitraatrichtlijn

Bij de berekeningen is verondersteld dat voor het gehele graslandareaal een derogatie geldt van 250 kg stikstof per ha. Verandering van dit uitgangspunt heeft vooral gevolgen voor de kosten die in de melkveehouderij gemaakt moeten worden en voor de druk op de mestmarkt. Bij een lagere norm voor grasland moeten met name melkveebedrijven meer grond contracteren in het kader van het systeem van mestafzetovereenkomsten, hetgeen met forse kosten gepaard gaat. Hierdoor neemt ook de vraag naar mestafzetovereenkomsten toe, waardoor het voor andere bedrijven (met name intensieve veehouderijbedrijven) moeilijker en duurder wordt om voldoende mestafzetovereenkomsten af te sluiten.

Overige uitgangspunten:

- ☐ in alle varianten wordt gewerkt met het afvoerforfait voor bouwland (165 kg N en 65 kg P_2O_5);
- ☐ in alle varianten wordt gewerkt met de normen voor het gasvormig stikstofverlies (diergebonden stikstofverlies) als geldend in 2002;
- ☐ in alle varianten wordt ervan uitgegaan dat de derogatie voor grasland (toedieningsnorm voor stikstof uit dierlijke mest van 250 kg per ha) doorgaat;
- ☐ in alle varianten wordt gerekend met excretienormen per dier voor MAO zoals vastgelegd in de Meststoffenwet voor 2003 (dus op basis van 95%).

Tabel 6.1.1 Varianten van verliesnormen.

		Areaal droog zand	Stikstofnormen		Fosfaatnormen	
			Grasland (overig/ droog)	Bouwland (klei/overig/ droog)	Grasland	Bouwland
		ha	kg N/ha/jaar		kg P ₂ O ₅ /ha/jaar	
A	Referentie 1998		300	175	40	40
B	2002	140.000	220/190	150/110/100	25	30
C	Generiek					
	+ maatregelen* ¹	50.000	180	100	20	20
D1	2003	140.000	180/140	100/100/60	20	20
D2	2003	360.000	180/140	100/100/60	20	20
D3	Inclusief kunstmest-P	360.000	180/140	100/100/60	40	40
E	Aanscherping	140.000 (7+8)	140/100	60/60/40	20	20
	N-normen	+ 220.000 (6)	-/120	-/-/60		
F	Aanscherping	140.000	180/140	100/100/60	10	10
	P-normen					
	(incl. kunstmest-P)					
G	Variant combinatie	100/100/60	140/10	60/60/40	10	10
	E + F	+ 220.000 (6)	-/120	-/-/60		
H	Variant ‘vergaand’	600.000	140/100	60/60/40	1	1

*1 Bovenop de generieke verliesnormen worden de volgende extra maatregelen voor droog zand meegenomen als onderdeel van variant C:

- effect eerder opstallen per 1 oktober
- effect eerder opstallen per 1 september
- effect inzaai groenbemesters/nagewas bij bouwland

7 VARIANTEN SOCIAAL-ECONOMISCH VERKEND

In dit hoofdstuk staat de vraag centraal op welke wijze bedrijven in de verschillende sectoren naar verwachting gaan voldoen aan verschillende varianten van verliesnormen en wat hiervan de mogelijke gevolgen zijn voor de technische en economische prestaties van de bedrijven. Relevante vragen hierbij zijn:

- ❑ Welke pakketten van maatregelen zijn op bedrijfsniveau nodig om verschillende varianten van verliesnormen te realiseren?
- ❑ In welke mate leiden de maatregelen die op bedrijfsniveau nodig zijn om te voldoen aan varianten van verliesnormen, tot hogere kosten door bedrijfsaanpassingen, teruglopende gewasopbrengsten en toenemende druk op mestmarkt?
- ❑ Welke maatregelen worden naar verwachting ook daadwerkelijk doorgevoerd in de verschillende sectoren om aan de verliesnormen te kunnen voldoen en wat zijn hiervan de gevolgen voor de continuïteit van de bedrijven in de verschillende sectoren?
- ❑ Wat zijn, uitgaande van de te verwachten ontwikkelingen in de sectoren, de sociaal-economische gevolgen van varianten van verliesnormen? Sociaal economische effecten: gevolgen voor werkgelegenheid, bruto nationaal product, nationaal inkomen etc.

Gezien de aard van de problematiek wordt in deze prognoses rekening gehouden met verschillen in grondsoort, bedrijfsopzet en sectoren. De uitkomsten van berekeningen voor de verschillende varianten, die in hoofdstuk 6 zijn beschreven, worden gerelateerd aan de referentievariant (zie ook hoofdstuk 6). Hier wordt volstaan met een samenvatting van de belangrijkste resultaten en conclusies. Voor gedetailleerde informatie betreffende uitkomsten wordt verwezen naar het rapport “Verkenning gevolgen van verliesnormen” (Van der Kamp, 2002).

7.1 Melkveehouderij

7.1.1 Resultaten op hoofdlijnen

Voor melkveebedrijven nemen de kosten om aan de verliesnormen te voldoen gestaag toe, naarmate de verliesnormen strenger worden. Technisch gezien is het goed mogelijk om de normen van 2003 te realiseren. Zelfs de normen van de H-variant zijn haalbaar, al leiden deze naar verwachting wel tot een forse reductie van de weidegang op veel bedrijven. De maatregelen die veehouders zullen nemen, zijn vrij divers en verschillen sterk van bedrijf tot bedrijf. De maatregelen die naar verwachting het meest genomen zullen worden zijn: verlaging jongveebezetting (N en P), verlaging kunstmestgift grasland (N en P), verandering beweidingssysteem (N), benutting dierlijke mest verbeteren (N), afvoeren van dierlijke mest (P) en het verbeteren van de benutting en kwaliteit grasland (N). Door de invoering van het stelsel van mestafzetovereenkom-

sten zijn veel bedrijven geld kwijt aan het afsluiten van (deels loze) mestafzetovereenkomsten.

Verliesnormen 2002

Op veel bedrijven kunnen de verliesnormen 2002 in principe zonder veel kosten worden gehaald. Wel zullen veel bedrijven dan nog de slag moeten maken van het huidige management naar het toepassen van GLP. Bedrijven op uitspoelingsgevoelige grond moeten aan lagere stikstofverliesnormen voldoen en moeten daarom wel kosten maken om aan de verliesnormen 2002 te voldoen. Deze kosten bedragen circa € 1.000. Verder moeten de meest intensieve bedrijven kosten maken voor de afvoer van dierlijke mest.

Verliesnormen 2003

De stap van de verliesnormen 2002 naar de verliesnormen 2003 kost melkveebedrijven op niet-uitspoelingsgevoelige grond gemiddeld circa € 700 per bedrijf. Voor een bedrijf op uitspoelingsgevoelige grond (met stikstofverliesnormen die 40 kg per ha lager zijn), bedragen de kosten gemiddeld circa € 1.000 per bedrijf per bedrijf. Er zijn grote verschillen tussen de bedrijven.

Variant C

Het nemen van specifieke maatregelen (als eerder opstallen en het telen van een groenbemester) blijkt bij gelijkblijvend stikstofoverschot de nitraatconcentratie enigszins te verminderen. De kosten van deze maatregelen zijn echter vaak hoger dan de kosten die moeten worden gemaakt voor het verlagen van het stikstofoverschot.

Verdergaande varianten

De stap van verliesnormen 2003 naar variant H kost gemiddeld circa € 4.000 per bedrijf. Naarmate de verliesnormen strenger worden, moet er fors meer mest worden afgevoerd. Bovendien daalt de grasopbrengst, omdat de stikstofbemesting in veel gevallen omlaag moet. Ook worden bedrijven gedwongen om de weidegang te beperken, met name om de stikstofverliezen te reduceren. De varianten E, F en G kosten de bedrijven uiteraard minder dan variant H. De resultaten van de gebruikte berekeningsmethodieken zijn niet eenduidig of variant E (aanscherpen N-normen) of variant F (aanscherpen P-normen) het meeste geld kost. Aanscherping tot de G-variant kost bedrijven circa € 500 tot € 5.000 ten opzichte van verliesnormen 2003.

Variant met kunstmestfosfaat en hogere verliesnormen

Er is nog een aparte variant (D3) doorgerekend, gebaseerd op de stikstofverliesnormen van de D2-variant, maar met een fosfaatverliesnorm van 40 kg per ha, waarbij kunstmestfosfaat wel meetelt voor MINAS. Deze variant blijkt een hogere arbeidsopbrengst mogelijk te maken, met minder mestafvoer en een vergelijkbaar fosfaatoverschot (met meerekening van kunstmestfosfaat) als bij de verliesnormen 2003.

7.1.2 Resultaten in detail

De effecten van de verschillende combinaties van verliesnormen zijn bepaald met een drietal methoden. Op hoofdlijnen komen de resultaten van de drie gebruikte methoden goed overeen. De methoden zijn:

- ❑ berekeningen met het Bedrijfsbegrotingsmodel BBPR;
- ❑ berekeningen met het APPROXI-instrumentarium van het LEI;
- ❑ spelsimulatie met een groep veehouders (alleen varianten A, D en H).

Met het bedrijfsbegrotingsmodel BBPR zijn de gevolgen van de verschillende pakketten van verliesnormen voor een twaalfstal melkveehouderijbedrijven bepaald. De twaalf bedrijven vormen globaal een doorsnede van de melkveehouderij. De bedrijven verschillen in grondsoort. De volgorde van te kiezen maatregelen voor vermindering van de mineralenverliezen op melkveebedrijven wordt bepaald door een combinatie van factoren. Economische motieven spelen hierbij een grote rol, maar ook managementaspecten, zoals bijvoorbeeld praktische inpasbaarheid op het bedrijf en bedrijfsstructuur.

Resultaten bedrijven op niet-uitspoelingsgevoelige grond

Bedrijven op klei- en veengrond blijken bij toepassing van GLP tegen relatief beperkte kosten te kunnen voldoen aan de verliesnormen 2002 en 2003 (figuur 7.1.1 en tabel 7.1.1). De kosten lopen op tot maximaal € 1.000 per bedrijf. Alleen bij met name de G- en H-variant ontstaan (veel) hogere kosten. Hetzelfde geldt voor bedrijven op niet-uitspoelingsgevoelige zandgrond. Extensieve bedrijven op zandgrond lopen wel inkomsten mis doordat zij minder dierlijke mest van andere bedrijven kunnen aanvoeren.

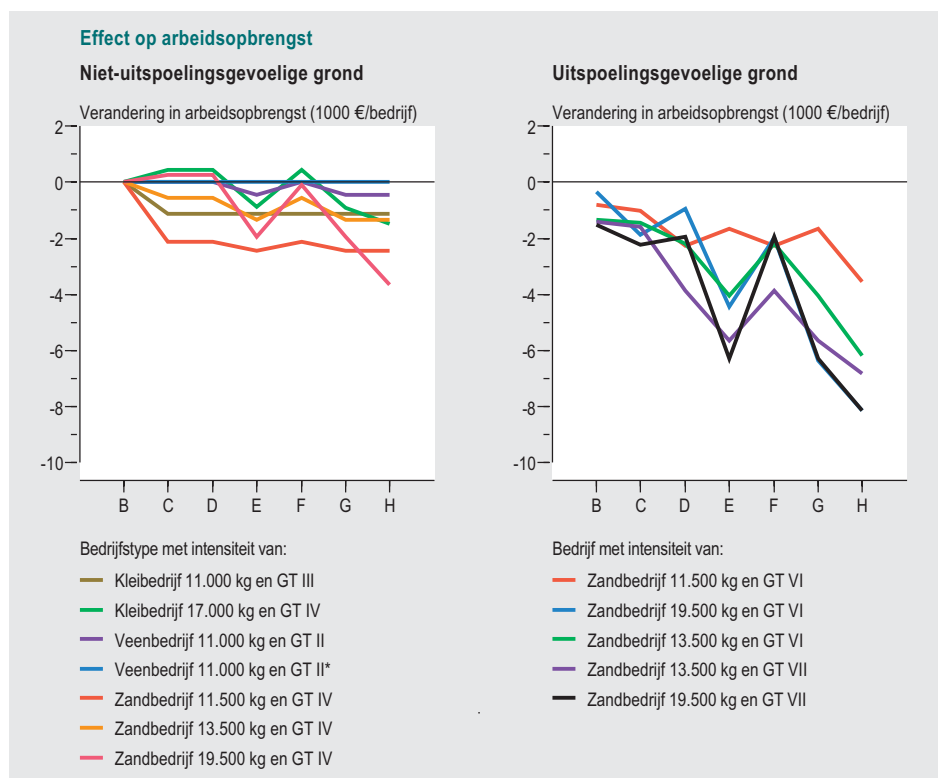
Resultaten bedrijven op uitspoelingsgevoelige grond

De intensieve melkveebedrijven op zandgrond (met circa 19.500 kg melk per ha) hebben dezelfde maatregelen nodig om aan zwaardere verliesnormvarianten te voldoen als de bedrijven op zand met 13.500 kg melk per ha. Wel zijn verdergaande maatregelen

Tabel 7.1.1 Effecten op de arbeidsopbrengst in euro per bedrijf van de MINAS-varianten B, D1 en D2, E, F, G en H ten opzichte van de referentievariant voor verschillende categorieën melkveebedrijven en kosten met mestafzetovereenkomsten (Bron: Van der Kamp, 2002)¹⁾

Categorie	Kosten MAO	B	D1	D2	E	F	G	H
Sterk gespecialiseerd melkvee								
Klei	900	-400	-1100	-1200	-1800	-2700	-3100	-5900
Veen	500	0	-600	-600	-1100	-1200	-1800	-4200
Niet-uitspoelingsgev. zand	900	-400	-1100	-1100	-1000	-2800	-2800	-5000
Alleen uitspoelingsgev. Var. H	1300	700	500	200	-100	-700	-1300	-3400
Zand Gt VI	1800	800	500	500	100	-1100	-1600	-3800
Zand Gt VII en VII*	1100	300	-700	-800	-800	-1400	-1500	-3400
Gemengd melkvee	2400	-2000	-2600	-2700	-3000	-3800	-4200	-6200

1) Berekeningen met het model APPROXI op gegevens uit het LEI-Bedrijven-Informatienet



Figuur 7.1.1 Effect op arbeidsopbrengst voor melkveebedrijven voor de varianten B – H t.o.v. variant A, uitgesplitst naar bedrijven op uitspoelingsgevoelige grond en bedrijven op overige gronden (Bron: Van der Kamp, 2000).

nodig. Hierdoor daalt de arbeidsopbrengst fors: bedrijven met zand Gt IV missen € 3.650 in de H-variant t.o.v. de A-variant. Voor de bedrijven op droge zandgrond loopt dit op tot bijna € 6.600 (Gt VI) - € 8.150 (Gt VII). De kosten om te voldoen aan de D-variant (verliesnormen 2003) liggen aanzienlijk lager.

Voor alle doorgerekende bedrijven op zandgrond, behalve de bedrijven op zand Gt VII, geldt dat nitraatuitspoeling, zoals berekend met het model BBPR, in het bovenste grondwater bij variant D onder het niveau van 50 mg NO₃ per liter grondwater ligt. Voor de bedrijven op zand Gt VII was de berekende concentratie respectievelijk 51 en 61 voor bedrijven met 13.500 respectievelijk 19.500 kg melk per ha.

In de varianten B, D1 en D2 is de arbeidopbrengst, exclusief de kosten voor mestafzetovereenkomsten, voor de meeste bedrijfstypen lager dan die in de referentievariant. Volgens de berekening betaalt een deel van de bedrijven stikstofheffing. Gemiddeld wordt de stikstofverliesnorm gehaald, terwijl geen enkel bedrijf de fosfaatverliesnormen overschrijdt. Beide overschotten nemen af, o.a. door een afname in het gebruik van stikstofkunstmest en dierlijke mest. Het gebruik van fosfaatkunstmest neemt licht toe. Opval-

lend is dat bij de D-variant ongeveer driekwart van de kosten voor mestafzetcontracten ‘loze’ contracten betreft. Bij de varianten E – H betreft steeds een geringer deel van de kosten voor mestafzetcontracten ‘loze’ contracten. Wel zien we een aanzienlijk verdere daling van de arbeidsopbrengst. De varianten met strengere N-verliesnormen (E, G, H) leveren duidelijk hogere stikstofheffingen. Bij deze 3 varianten wordt, gemiddeld over alle melkveebedrijven, -in tegenstelling tot de andere varianten- de stikstofverliesnorm overschreden (individueel haalt nog steeds een aantal bedrijven wel de betreffende stikstofverliesnorm). De varianten met lagere fosfaatverliesnormen én fosfaatkunstmest binnen MINAS (F, G, H) resulteren in duidelijk meer mestafvoer en fors lagere fosfaatoverschotten (inclusief kunstmest).

Ten opzichte van de referentievariant is te zien dat de groep gemengde melkveebedrijven bij alle varianten de grootste daling in de arbeidsopbrengst heeft. Verder valt op dat de zes groepen sterk gespecialiseerde melkveebedrijven onderling verschillen in de daling van de arbeidsopbrengst. De bedrijfsomvang is hierbij een belangrijke factor; de kleibedrijven en de zandbedrijven met vooral Gt VI zijn gemiddeld groter dan de bedrijven in de andere groepen. Ook de ‘startpositie’ is van belang. Zo hebben de zandbedrijven met de Gt VI t/m VII* in de A-variant een N-overschot van rond 205 kg/ha, de andere zandbedrijven van ongeveer 215 kg/ha en de klei- en veenbedrijven van circa 235 kg/ha.

De genomen maatregelen om aan de verliesnormen te voldoen, zijn (ten opzichte van de referentievariant):

- ❑ verlaging van het N-bemestingsniveau op gras (kunstmest plus werkzame deel van N uit dierlijke mest) is de vaakst gekozen maatregel;
- ❑ minder eiwitrijk krachtvoer is een vaak gekozen maatregel, evenals een hoger aandeel snijmaïs;
- ❑ bij de varianten zonder fosfaatkunstmest onder MINAS (B, D1, D2, E) is minder jongvee per koe een nogal eens gekozen maatregel. Bij de varianten met fosfaatkunstmest in MINAS neemt minder fosfaatkunstmest een prominente plek in;
- ❑ meer mestafvoer of minder mestaanvoer is bij de varianten met fosfaatkunstmest in MINAS een vaak genomen maatregel. Omdat bij de referentievariant 46% van de melkveebedrijven mest aanvoert, kan de maatregel ‘minder mestaanvoer’ bij niet meer dan 46% van de melkveebedrijven genomen worden.

Zoals al bij de methodiek aangegeven, nemen de melkveebedrijven, afhankelijk van de variant, meer of minder maatregelen in verschillende mate. Per variant stelt elk bedrijf een eigen pakket samen. De meest genomen maatregelen in de varianten B – D zijn verlaging van het stikstofbemestingsniveau op gras, verlagen van de eiwitopname via krachtvoer, uitbreiding van het areaal snijmaïs en verbeteren van het voer- en graslandmanagement. In de varianten E – H zijn dit verlaging van de stikstofbemesting op gras, vermindering van het fosfaatkunstmestgebruik, verhogen van de afvoer van organische mest en/of het verminderen van de aanvoer hiervan, verlagen van de eiwitopname via krachtvoer en verlagen van de jongveebezetting.

Tabel 7.1.2 Effect van alternatieve maatregelen om de nitraatuitspoeling te beperken op nitraatconcentratie en arbeidsopbrengst (Bron: Van der Kamp, 2002).

	Uitgangssituatie variant C	Opstallen 1 okt	Opstallen 1 sept	Vang- gewas	Vang- gewas + opstallen 1 okt	Verlagen verliesnorm tot 140/60 kg/ha
Nitraatconcentratie (mg per l)	60	59	60	54	54	45
Verandering arbeids- opbrengst t.o.v. uitgangssituatie (€ per bedrijf)	0	-200	-510	-610	-820	-840

Variant C

Wanneer op uitspoelingsgevoelige grond geen lagere stikstofnorm zou gelden, maar alternatieve maatregelen ter voorkoming van nitraatuitspoeling zouden worden getroffen, dan wordt het effect van de maatregelen op de nitraatconcentratie vaak grotendeels teniet gedaan door de mogelijkheid om meer kunstmeststikstof te geven (tabel 7.1.2). Dit geldt met name bij eerder opstallen. De kosten van eerder opstallen worden sterk bepaald door de bedrijfssituatie. Het telen van een vanggewas verlaagt de nitraatuitspoeling wel. Het verlagen van de verliesnorm op bedrijfsniveau kost ongeveer evenveel, maar verlaagt de nitraatconcentratie sterker.

Variant D3

Bij een vergelijking tussen variant D3 (ruimere fosfaatverliesnorm, maar wel kunstmestfosfaat onder MINAS) en variant D2 blijkt dat:

- ❑ variant D3 tot een gunstiger arbeidsopbrengst leidt;
- ❑ er minder mestafvoer van bedrijven nodig is, hetgeen tot minder druk op de mestmarkt zal leiden. Dit is ook gunstig voor de intensieve veehouderij;
- ❑ variant D3 tot een 4 kg hoger stikstofoverschot per ha leidt;
- ❑ variant D3 tot een lager fosfaatoverschot per ha leidt (7 kg per ha lager), omdat er minder kunstmestfosfaat wordt gebruikt.

7.1.3 Discussie / slotopmerkingen

Invloed hoogte gasvormig stikstofverlies

In de berekeningen is uitgegaan van de correctiefactoren voor gasvormige stikstofverliezen per dier, zoals deze van kracht waren in de periode 1998-2002. Deze zijn voor een melkkoe op basis van een motie van de Tweede Kamer in 1997 op 30 kg vastgesteld, waar de regering een norm van 20 kg voorstelde. Het werkelijke gasvormige verlies uit stal, opslag en tijdens beweiding is volgens Oenema et al. (2000) circa 18 kg per melkkoe.

Indien wordt uitgegaan van het werkelijke gasvormige stikstofverlies per dier, dan betekent dit dat het feitelijk te realiseren overschot op intensieve bedrijven lager wordt. De kosten vallen hierdoor voor de bedrijven hoger uit. Voor een bedrijf op zandgrond met 13.000 kg melk per ha betekent het toepassen van het werkelijke gasvormige verlies een verlaging van circa 10 kg N, voor een bedrijf met 19.000 kg melk per ha is dit een verlaging van 30 kg per ha. Op klei en veen liggen deze waarden gemiddeld circa 10 kg lager, omdat die bedrijven een groter aandeel gras hebben. Voor grasland geldt de aftrek voor het gasvormige verlies namelijk pas boven 2 gve per ha. Voor het meest intensieve bedrijf op grasland zou toepassing van de werkelijke gasvormige verliezen betekenen dat de kosten van het voldoen aan verliesnormen 2003 circa € 4.000 hoger uitkomen dan hierboven is aangegeven. Het gevolg is natuurlijk tevens dat de uitspoeling van nitraat lager zou uitkomen.

Goede Landbouw Praktijk

De berekeningen zijn uitgevoerd met een benadering volgens Goede Landbouw Praktijk (GLP). Dit houdt in dat men werkt volgens de huidige voer- en bemestingsadviezen, richtlijnen voor graslandmanagement etcetera. Men kan stellen dat de eerste milieuwinst in de praktijk te realiseren is door de GLP-benadering zoveel mogelijk toe te passen. Hiermee is de afgelopen jaren al behoorlijke vooruitgang geboekt (zie ook hoofdstuk 3). Toch blijft het discutabel in hoeverre alle bedrijven in staat zullen zijn om volgens GLP te werken. Afwijkende bedrijfsomstandigheden kunnen aanleiding vormen voor het feit dat op veel bedrijven de norm niet gehaald zal worden. Anderzijds zal een andere groep ondernemers juist in staat zijn ‘scherper’ dan de norm te werken.

7.2 Intensieve veehouderij

7.2.1 Resultaten op hoofdlijnen

De economische gevolgen voor intensieve veehouderijbedrijven zijn sterk afhankelijk van de hoogte van de mestafzetprijs. De mestafzetkosten hangen vooral af van de druk op de mestmarkt. In principe neemt deze druk toe, naarmate de verliesnormen lager worden. Indien echter de omvang van de veestapel weer in evenwicht wordt gebracht met de plaatsingsmogelijkheden, dan zal de mestprijs redelijk constant zijn tussen de varianten. Het effect van de varianten komt dus meer tot uitdrukking in de omvang van de veestapel. Het in evenwicht brengen van de veestapel kan vooraf (warme sanering door een opkoopregeling) of achteraf (koude sanering doordat veel bedrijven afzetkosten niet kunnen betalen). Daarnaast hebben intensieve veehouderijbedrijven te maken met hoge kosten voor mestafzetovereenkomsten.

Bij een mestprijs van circa € 11,30 per ton varkensmest zijn varkenshouders jaarlijks circa € 4.500 – 9.000 extra kwijt aan mestafzetkosten vergeleken met de referentievariant (verliesnormen 1998 met mestafzetkosten van € 6,80 per ton). Dit is exclusief de kosten voor mestafzetovereenkomsten (die circa € 5.000 – € 9.000 bedragen). De totale extra kosten bedragen dus € 10.000 – 17.000. De kosten zijn vooral afhankelijk van de

grootte van het bedrijf en deels van de ligging ervan (binnen of buiten een concentratiegebied)¹.

Pluimveebedrijven zijn circa € 4.000 – € 5.000 kwijt aan extra kosten voor mestafzet. De kosten voor mestafzetovereenkomsten liggen gemiddeld op circa € 15.000. De totale extra kosten bedragen circa € 20.000. Het is onduidelijk hoeveel pluimveebedrijven betalen voor mestafzetcontracten met mestexporteurs. De laatste twee jaar lag de gemiddelde arbeidsopbrengst in de pluimveehouderij hoger dan in de varkenshouderij. De kosten van mestafzet, gecombineerd met de kosten voor mestafzetovereenkomsten, zullen een forse aanslag doen op het gezinsinkomen uit het bedrijf. Bij de vleesvarkensbedrijven overstijgen deze kosten zelfs het huidige gezinsinkomen. Dit zal grote gevolgen hebben voor de continuïteit van veel bedrijven. De feitelijke ontwikkeling van de mestafzetkosten, gecombineerd met de ontwikkeling van de vlees- en eierprijzen zullen het perspectief van veel bedrijven bepalen.

7.2.2 Resultaten in detail

Varkens- en pluimveebedrijven beschikken doorgaans over weinig grond, gemiddeld 7,5 hectare, zodat deze bedrijven vrijwel alle dierlijke mest moeten afvoeren. Bedrijven kunnen de kosten voor mestafvoer enigszins beperken door het volume van de mest te reduceren (zuinig watergebruik), door de hoeveelheid mineralen te reduceren (zuinig voeren) en door te zorgen voor mest die goed bruikbaar is in de akkerbouw (homogeen, gehalten van te voren bekend, timing aanlevering).

De berekende kosten van de varianten zijn de kosten ten opzichte van de referentievariant. In deze variant waren de mestafzetkosten € 6,80 per ton mest. Het is niet geheel zeker wat er met de mestafzetkosten gebeurt naarmate de verliesnormen worden aangescherpt. Door de aanscherping ontstaat er een mestoverschot, waardoor de druk op de mestmarkt toeneemt. Indien dit mestoverschot door een warme sanering (bijvoorbeeld opkoopregeling) of koude sanering (veel bedrijven stoppen noodgedwongen) verdwijnt, dan daalt de druk op de mestmarkt weer. Hierdoor zou de druk op de mestmarkt vrij constant blijven. In de berekeningen is daarom verondersteld dat de mestafzetprijs voor de varianten B tot en met H constant is (nl. € 11,34 per ton dunne mest). De mestprijs komt redelijk overeen met de mestprijs van de afgelopen jaren. Daarnaast is nog een scenario doorgerekend, waarbij vanaf variant D2 de mestafzetprijzen toenemen (Van der Kamp, 2002).

1 Na het gereedkomen van de betreffende studie (Van der Kamp, 2002) is gebleken dat de mestafzetprijzen begin 2002 zijn gedaald. Ook de prijzen van mestafzetovereenkomsten zijn in december 2001 gedaald en er blijken zelfs teveel hectares akkerbouwgrond gecontracteerd te zijn. Hierbij dient echter bedacht te worden dat deze lagere prijzen gelden bij de verliesnormen en de mestafzetnormen 2002. De verwachting is echter (Van Staalduinen et al, 2002) dat door het aanscherpen van de verliesnormen er in 2003 een mestoverschot zal ontstaan van circa 4 mln kg fosfaat, waardoor de druk op de mestmarkt zal toenemen. Naar verwachting zal dan ook in 2003 de mestafzetprijs weer stijgen.

Tabel 7.2.1 Effecten op de arbeidsopbrengst ten opzichte van de referentievariant (in T per jaar per bedrijf) voor de varianten B tot en met H voor verschillende categorieën varkens- en pluimveebedrijven bij een vaste mestafzetprijs van R 11,34 voor dunne mest, de kosten van mestafzetcontracten, de totale extra kosten en ter vergelijking de gemiddelde arbeidsopbrengst per bedrijf uit bedrijf in de periode 1996/97-2001/02 (Bron: LEI-Bedrijven-Informatienet)¹⁾.

Categorie	Extra mestafzetkosten	Kostenx mestafzetovereenkomsten	Totaal extra kosten	Arbeidsopbrengst 1996-2001
Fokzeugenbedrijven	6100	4600	10700	19000
Vleesvarkensbedrijven	4200	5800	10000	6000
Gesloten varkensbedrijven	8400	8800	17200	22000
Leghennenbedrijven	4900	15200	20100	40000
Vleeskuikensbedrijven	3900	14000	17900	23000

1) Berekeningen met het FES-model op gegevens uit het LEI-Bedrijven-Informatienet

Naast de kosten voor de feitelijke mestafzet hebben de bedrijven ook te maken met kosten voor het afsluiten van mestafzetovereenkomsten. Omdat dit nog een vrij nieuwe “markt” is, zijn de kosten hiervan moeilijk te bepalen.

De hoogte van de kosten voor de varkenshouderijbedrijven hangt sterk samen met de omvang van het bedrijf. Daarom zijn de kosten voor het gesloten varkensbedrijf het hoogst (tabel 7.2.1). De mestafzetkosten op de varkensbedrijven liggen ongeveer op hetzelfde niveau als in de afgelopen jaren. De kosten voor de mestafzetovereenkomsten komen hier nog bij. De extra kosten zullen de arbeidsopbrengst dus fors drukken. Een groep bedrijven zal hierdoor in continuïteitsproblemen komen.

Voor pluimveebedrijven geldt globaal hetzelfde, sombere beeld. Met name de kosten van mestafzetovereenkomsten zijn op deze bedrijven erg hoog.

7.3 Open teelten

7.3.1 Resultaten op hoofdlijnen

Een aanzienlijk deel van de akkerbouw- en tuinbouwbedrijven voldoet al aan de verliesnormen 2002 en verliesnormen 2003. Doordat de vergoeding voor het accepteren van dierlijke mest stijgt ten opzichte van de referentievariant, verdienen de bedrijven die mest accepteren zelfs circa € 1.500 –€ 4.000 meer bij de verliesnormen 2002 en 2003. Door het afsluiten van mestafzetovereenkomsten kunnen akkerbouwbedrijven circa € 4.500 verdienen. Daar tuinbouwbedrijven een kleiner areaal hebben, kunnen zij minder verdienen aan mestacceptatie en mestafzetovereenkomsten.

De maatregelen die bedrijven kunnen nemen, zijn minder divers dan in de melkveehouderij. De hoeveelheid dierlijke mest is een belangrijke sturende variabele, maar ook de

mate waarin de stikstof hieruit wordt benut. Hierbij spelen onder andere het tijdstip en wijze van toediening een rol. Daarnaast kan met name stikstof worden bespaard door het opvolgen van bemestingsadviezen, het toepassen van het stikstofbijmestsysteem en het toepassen van vanggewassen.

Verliesnormen 2002

De meeste akker- en tuinbouwbedrijven kunnen goed voldoen aan de verliesnormen 2002. Wel zal een deel van de bedrijven dan beter de bemestingsadviezen moeten toepassen. Door de hoge vergoeding voor het accepteren van dierlijke mest, verdienen veel bedrijven hier extra geld mee ten opzichte van de referentievariant.

Verliesnormen 2003

Veel bedrijven kunnen zonder extra inspanning ook voldoen aan de verliesnormen 2003. De strengere normen voor stikstof- en fosfaat beperken de aanvoer van dierlijke mest enigszins. Dit speelt vooral voor bedrijven op kleigrond. Hierdoor daalt op akkerbouwbedrijven de vergoeding voor dit gebruik met circa € 600 per bedrijf ten opzichte van verliesnormen 2002. Een deel van de bedrijven zal iets minder kunstmest aanvoeren. Dit heeft op de gewasopbrengsten geen effect.

Bedrijven op gronden met een laag stikstofleverend vermogen (humusarme zandgronden) hebben meer moeite om aan de stikstofverliesnormen te voldoen. Dit zijn ook vaak bedrijven op uitspoelingsgevoelige grond die aan scherpere stikstofverliesnormen moeten voldoen. Deze moeten minder dierlijke mest toedienen en wellicht zelfs het bouwplan extensiveren. Dat gaat gepaard met financiële consequenties.

Voor de vollegrondsgroenteteelt op zandgronden leidt de aanscherping in een aantal gevallen tot een overschrijding van het belastbaar overschot, vooral voor stikstof. Het gaat hierbij vooral om intensieve en kleinschalige bedrijven uit het zuidelijk zandgebied en grootschalige preibedrijven uit het zuidoostelijk zandgebied. Om binnen de MINAS-normen van variant D te blijven moet de bemestingsstrategie worden aangepast. De kosten voor wijziging van de bemestingsstrategie bedragen voor deze bedrijven circa € 630. Voor een preibedrijf in het zuidoostelijk zandgebied is het vervangen van dierlijke mest door kunstmest voldoende om binnen de MINAS-normen te blijven. Dit kost circa € 1.300.

Voor de bloembollenteelt leidt het aanscherpen van de verliesnormen slechts in een enkel geval tot een mogelijke overschrijding (voor stikstof). De fosfaatverliesnorm levert geen problemen op. Net als in de akkerbouw en vollegrondsgroenteteelt komt dit o.a. door het niet meetellen van kunstmestfosfaat. Het probleem ontstaat bij het traditionele bedrijf Bollenstreek, waar diepploegen plaatsvindt. Deze overschrijding komt door de inzet van grote hoeveelheden dierlijke mest op de diepgeploegde percelen. Als deze mest door veen wordt vervangen, kan het bedrijf wel aan de normen voldoen. De kosten voor deze aanpassing zijn berekend op € 230 bij 4,5 ha.

Doordat een belangrijke aanvoerpost bij de boomteelt op de mineralenbalans buiten de

MINAS-systematiek valt, kan deze sector bij gemiddelde bodemvruchtbaarheid in het algemeen zonder problemen aan de strengste MINAS-normen voldoen. Dit geldt voor zowel stikstof als voor fosfaat. Bij de teelt van bos- en haagplantsoen in Noord-Brabant wordt in de regel nog vrij veel dierlijke mest gebruikt. Het gedeeltelijk vervangen van dierlijke mest door veen zorgt ervoor dat in dit geval wel aan de norm kan worden voldaan. Extra kosten die deze verandering voor dit bedrijf met zich meebrengt zijn gering (circa € 110 per ha).

Verdergaande varianten

De gevolgen van de verdergaande varianten zijn alleen voor de akkerbouw in beeld gebracht. Als gevolg van de scherpere verliesnormen neemt het gebruik van dierlijke mest in de varianten E en F af, doordat er minder dierlijke mest geaccepteerd kan worden. Dit leidt tot een inkomstendaling van € 1.800 ten opzichte van verliesnormen 2003. Vermindering van gewasopbrengsten treedt niet of nauwelijks op. In variant G worden de effecten van E en F gecombineerd. Het gebruik van dierlijke mest daalt verder, waardoor ook de ontvangen vergoeding verder daalt. De inkomsten dalen met circa € 3.000 ten opzichte van verliesnormen 2003 en zijn dan weer op het niveau van de referentievariant. In de strengste variant (H) wordt een negatief inkomenseffect ten opzichte van de referentievariant voorzien. Op meer dan de helft van de bedrijven wordt verwacht dat het stikstofniveau zal dalen. Hetzelfde geldt ook voor het fosfaatiniveau. Ten opzichte van de referentievariant zal het gebruik van dierlijke mest naar verwachting bijna halveren.

7.3.2 Resultaten akkerbouw

De gevolgen van de verschillende combinaties van verliesnormen voor de akkerbouwbedrijven is op een tweetal manieren verkend. Voor een achttal kenmerkende bedrijfstypen is met behulp van het Bedrijfseconomisch Adviesmodel Akkerbouw (BEA) van PPO nagegaan wat de gevolgen zijn van de referentievariant, verliesnormen 2002 en verliesnormen 2003. Tevens is met het Approxi-instrumentarium van het LEI verkend wat de reactie van akkerbouwers is bij bepaalde verliesnormen. In hoofdlijnen blijken de resultaten van de twee benaderingen goed vergelijkbaar te zijn.

In 1999/2000 voldeed al ongeveer 50-60% van de bedrijven aan de verliesnormen van 2003. De effecten op de arbeidsopbrengst voor de akkerbouwbedrijven worden in hoofdzaak bepaald door veranderingen in het gebruik van dierlijke mest en de vergoeding die hiervoor wordt ontvangen. Tot en met variant D wordt ongeveer evenveel dierlijke mest gebruikt als in de referentievariant (*tabel 7.3.1*). Door de hogere vergoeding voor het gebruik van dierlijke mest, in combinatie met de vergoeding voor de mestafzetcontracten, stijgen de inkomsten zelfs ten opzichte van de referentievariant. Gezien de sombere perspectieven voor veel intensieve veehouderijbedrijven (*zie paragraaf 7.2*) is het echter de vraag of de mestafzetprijzen en vergoedingen voor mestafzetovereenkomsten lang op dit peil kunnen blijven.

Tabel 7.3.1 Bedrijfseconomische en (milieu-)technische effecten van de varianten B, D1, D2, E, F, G en H ten opzichte van de referentievariant voor het gemiddelde akkerbouwbedrijf (Bron: LEI-Bedrijven-Informatienet)¹⁾.

	Eenheid	A	B	D1	D2	E	F	G	H
Arbeidsopbrengst	€/bedrijf	n.v.t	4000	3100	3000	1200	1200	200	-2500
Wv mestafzetcontracten	€/bedrijf	4600	800	300	200	-700	-800	-1300	-2000
Excl. mestafzetcontracten	€/bedrijf	0	3200	2800	2800	1900	2000	1500	-500
Stikstofkunstmest	Kg/ha	110	-8	-10	-10	-5	-2	0	6
Fosfaatkunstmest	Kg/ha	28	-2	1	1	6	-11	-7	-3
Mestacceptatie	Kg P2O5/ha	64	9	2	1	-11	-13	-19	-29
Stikstofoverschot (MINAS)	Kg/ha	68	12	-4	-5	-24	-23	-34	-45
Fosfaatoverschot (MINAS, incl. kunstmest)	Kg/ha	29	6	2	3	-6	-24	-26	-32
Fosfaatoverschot (MINAS, excl. Kunstmest)	Kg/ha	1	9	2	1	-11	-12	-19	-29

1) Berekening met het model APPROXI op gegevens uit het LEI-Bedrijven-Informatienet

Verliesnormen 2003

Het aanscherpen van de verliesnormen tot verliesnormen 2003 leidt voor de akkerbouw in een beperkt aantal gevallen tot problemen. Met name in de kleigebieden zal het gebruik van dierlijke mest iets afnemen, omdat anders de stikstofverliesnorm overschreden dreigt te worden. Ook akkerbouwbedrijven op zandgronden die een tak vollegrondsgroenteteelt hebben, zullen het gebruik van dierlijke mest iets moeten beperken. Tot slot zullen bedrijven met percelen met een laag stikstofleverend vermogen (met name humusarme gronden) iets meer effectieve stikstof (30-50 kg) moeten toedienen om tot optimale opbrengsten te komen. Dit gaat waarschijnlijke ten koste van een deel van de aanvoer in de vorm van dierlijke mest.

Variant D3

Bij een vergelijking tussen variant D3 (ruimere fosfaatverliesnorm, maar wel kunstmestfosfaat onder MINAS) en variant D2 blijkt dat het fosfaatoverschot bij de variant D3 circa 9 kg per ha lager is. Het stikstofoverschot blijft nagenoeg gelijk. De berekende gemiddelde arbeidsopbrengst is bij de D3-variant iets hoger, al kan deze ook lager uitvallen als de mestafzetprijs zou dalen.

Verdergaande varianten

Het gunstige financiële effect van de voorgaande varianten vermindert bij de varianten E en F. Het positieve effect van de gunstige mestprijs valt voor een groot deel weg omdat er minder mest kan worden aangevoerd. Onder de E- en F-variant loopt het gebruik van dierlijke meststoffen fors terug. Veel bedrijven zien zich genooddaakt het stikstofniveau aanzienlijk te verlagen. Toch leidt dit over het algemeen naar verwachting niet tot opbrengstderving. Akkerbouwers spelen zodanig op de situatie in dat opbrengstderving worden voorkomen, in ieder geval op de hoogsalderende gewassen. De strenge norm noopt tot efficiënt gebruik van de stikstof. Het lagere gebruik van dierlijke mest wordt gedeeltelijk gecompenseerd door meer fosfaatkunstmest toe te dienen.

Zoals te verwachten valt, versterkt de combinatie van de varianten E en F de effecten in de G-variant. Het gebruik van mest valt verder terug, waardoor het N-overschot zelfs nog wat lager is dan in variant E.

Alleen in de strengste variant (H) wordt een negatief inkomenseffect ten opzichte van variant A voorzien. Verdere aanscherpingen van het mineralenbeleid leiden tot nog lager gebruik van mineralen. Op sommige bedrijven wordt de mineralenvoorziening dusdanig krap dat er (beperkte) opbrengstdalingen te verwachten zijn.

Maatregelen

Zoals al bij de methodiek aangegeven, nemen de akkerbouwbedrijven, afhankelijk van de variant, meer of minder maatregelen in verschillende mate. Per variant stelt elk bedrijf een eigen pakket samen. De vaakst genomen maatregelen zijn: verlaging van het stikstofbestedingsniveau, wijzigen van de hoeveel mestaanvoer (zowel verhogen als verlagen wordt vaak toegepast), verlagen van het fosfaatbestedingsniveau en verbeteren van de werking van organische mest.

7.3.3 Resultaten vollegrondsgroenteteelt

Veel vollegrondsgroenteteeltbedrijven kunnen zonder aanpassing aan de verliesnormen 2003 voldoen. De belangrijkste uitzondering hierop vormen de bedrijven met intensieve teelten op zandgronden. Om binnen de MINAS-normen van variant D te blijven, is de bemestingsstrategie aangepast. Het bedrijfstype in het zuidelijk zandgebied kan dan nauwelijks meer dierlijke mest gebruiken. De overschrijding van de MINAS-normen wordt vooral veroorzaakt door dubbelteelten van N-behoefte gewassen. Ook is het toepassen van een N-bijmeststelsel (NBS) voor prei, spinazie en sla noodzakelijk. De besparing ten opzichte van een vaste gift volgens het $N_{\min}$ -advies bedraagt gemiddeld zo'n 20 kg per ha. De kosten voor wijziging van de bemestingsstrategie bedragen voor dit bedrijfstype circa € 1.400. Niet alle vollegrondsgroentebedrijven bevinden zich op gronden met een goede bodemvruchtbaarheid. Bij gronden met een laag stikstofleverend vermogen, wat samenhangt met een lage mineralisatie (klei en zand) en een uitspoelingsgevoelige grondsoort (zand), zullen extra N-giften noodzakelijk zijn. Een inschatting is dat voornamelijk op de zandgronden een overschrijding van de MINAS-eindnormen in variant B en D ontstaat. Gezien de beperkte inzet van dierlijke mest zal al gauw overgestapt moeten worden op een sub-optimale bemesting met daarbij een opbrengstreductie of een minder intensief bouwplan. Beide strategieën hebben duidelijke financiële consequenties.

7.3.4 Resultaten bloembollenteelt

Voor de bloembollenteelt leidt het aanscherpen van de verliesnormen tot die voor variant D slechts in een enkel geval tot een overschrijding van het belastbaar stikstof-overschot. De fosfaatverliesnorm levert geen problemen op. Net als in de akkerbouw en vollegrondsgroenteteelt komt dit o.a. door het niet meetellen van kunstmestfosfaat.

In variant D overschrijdt het traditionele bedrijf Bollenstreek, waar diepploegen plaats vindt, het belastbaar overschot. Deze overschrijding komt door de inzet van grote hoeveelheden dierlijke mest op de diepgeploegde percelen. Om binnen de normen van variant D te blijven, is de bemestingsstrategie aangepast door vaste rundermest te vervangen door veen. Op deze wijze kan de organische-stofvoorziening ook op peil worden gebracht. De kosten voor deze aanpassing zijn berekend op € 230.

Variatie in mestprijzen heeft in het algemeen geen effect op kosten en opbrengsten voor de bollenteelt op zand. Alleen de bedrijven in het oosten en zuiden gebruiken dunne mest (Lelie oost, Lelie droog zand). Vanwege de gewasbehoefte aan stikstof is het gebruik van dunne mest beperkt. Uitgaande van maximaal 10 m³ per ha bedragen de extra inkomsten € 45 per ha.

7.3.5 Resultaten boomteelt

Doordat een belangrijke aanvoerpost bij de boomteelt op de mineralenbalans buiten de MINAS-systematiek valt, kan deze sector bij gemiddelde bodemvruchtbaarheid in het algemeen zonder problemen aan de strengste MINAS-normen voldoen. Dit geldt voor zowel stikstof als voor fosfaat.

Bij de teelt van bos- en haagplantsoen in Noord-Brabant wordt in de regel nog dierlijke mest gebruikt. In variant D wordt hierdoor de fosfaatverliesnorm overschreden en -in combinatie met een droge zandgrond- wordt dan ook de stikstofverliesnorm overschreden. Gedeeltelijk dierlijke mest vervangen door veen zorgt ervoor dat in dit geval wel aan de norm kan worden voldaan. Extra kosten die deze verandering voor dit bedrijf met zich meebrengt zijn gering (circa € 110 per ha).

7.3.6 Discussie

Zoals vermeld in hoofdstuk 6, zijn de berekeningen voor de gevolgen van de varianten gebaseerd op de forfaitaire gewasafvoer, die voor stikstof 165 kg per ha en voor fosfaat 65 kg per ha bedraagt. De werkelijke afvoer ligt gemiddeld voor akkerbouwbedrijven circa 20 kg stikstof en 10 kg fosfaat lager (Schröder & Corré, 2000). In een deel van de tuinbouwsectoren (bijvoorbeeld boomteelt, bloembollenteelt, aardbeienteelt) ligt de werkelijk afvoer nog een stuk lager. Indien met de werkelijke afvoer zou worden gerekend, dan stijgen de kosten om aan de verliesnormen 2003 te voldoen voor een aantal sectoren aanzienlijk. Bovendien zou de plaatsingsruimte voor dierlijke mest afnemen. Het gevolg van de te hoge forfaits is tevens dat de werkelijke bodembelasting (en dus de nitraattuitspoeling) in de betreffende sectoren hoger is dan de verliesnormen aangeven.

7.4 Systeem van mestafzetovereenkomsten

In 2002 is het systeem van mestafzetovereenkomsten van kracht geworden. Dit systeem, dat onderdeel uitmaakt van de Meststoffenwet, houdt in dat veehouders vooraf moeten kunnen aantonen dat zij over voldoende mestafzetruimte beschikken. Deze mestafzetruimte kan bestaan uit eigen grond, overeenkomsten met andere grondeigenaren (direct of indirect via een intermediair) of een overeenkomst met een mestexporteur. Doel van het systeem is een koppeling tussen de productie- en afzetmogelijkheden van dierlijke mest. In de Memorie van Toelichting van het wetsvoorstel wordt gesteld dat er dan per definitie sprake is van een landelijk evenwicht op de mestmarkt (Tweede Kamer, 1999/2000). Daarnaast biedt het systeem de mogelijkheid om de gebruiksnormen uit de Nitraatrichtlijn, met een derogatie voor grasland (250 kg/ha in plaats van 170 kg/ha) te implementeren. In de praktijk is geconstateerd dat veel melkveehouders ‘loze contracten’ moeten sluiten. Hierbij is de te contracteren hoeveelheid grond (veel) groter dan de hoeveelheid die nodig is voor de feitelijke mestafzet vanwege MINAS. De vraag is wat de omvang van deze problematiek is. Verder zal worden aangegeven wat de kosten zijn van de mestafzetovereenkomsten.

7.4.1 Resultaten op hoofdlijnen

Ongeveer 75% van de mestafzetovereenkomsten van melkveebedrijven bestaat uit loze ruimte: er moet wel een mestafzetovereenkomst worden afgesloten, maar er hoeft vanwege MINAS feitelijk geen mest te worden afgezet. De kosten van de loze contractruimte bedragen bij de verliesnormen van 2003 circa € 800 per melkveebedrijf.

Op varkens- en pluimveebedrijven is vaak het omgekeerde aan de hand: daar hoeven minder mestafzetcontracten gesloten te worden dan er voor de feitelijke mestafzet nodig is.

De kosten van mestafzetovereenkomsten bedragen circa € 5.000 – € 9.000 voor het gemiddelde varkensbedrijf, circa € 15.000 voor het gemiddelde pluimveebedrijf en circa € 1.100 voor het gemiddelde melkveebedrijf. Akkerbouwers verdienen gemiddeld € 4.500 aan mestafzetovereenkomsten.

Voor een goede werking van het systeem van mestafzetovereenkomsten is het van belang dat op bedrijfsniveau de hoeveelheid af te sluiten overeenkomsten zo goed mogelijk overeenkomt met de hoeveelheid mest die daadwerkelijk moet worden afgevoerd.

Het is tevens van belang dat grondeigenaren geen overeenkomsten afsluiten, als zij niet bereid zijn om de dierlijke mest ook daadwerkelijk te accepteren. Als deze koppeling namelijk wordt losgelaten, ontstaat -na afschaffing van de productierechten- het risico dat de veestapel toch weer groeit. Hierdoor zou opnieuw een mestoverschot ontstaan.

7.4.2 Resultaten in detail

De loze-contractenproblematiek

Door het EC-LNV (Bruins, 2002) is een globale inschatting gemaakt van de omvang van de problematiek van loze contractruimte. Deze wordt gedefinieerd als de hoeveelheid dierlijke mest (in kg stikstof), waarvoor wel een mestafzetcontract moet worden gesloten, maar die niet hoeft te worden afgevoerd. Deze mest kan namelijk binnen de verliesnormen van MINAS op het eigen bedrijf worden toegediend. Uit de studie van het EC-LNV blijkt dat de melkveebedrijven voor circa 46 mln kg stikstof mestafzetovereenkomsten moeten afsluiten (tabel 7.4.1). De verwachte feitelijke afzet bedraagt waarschijnlijk 12 mln kg. Deze laatste hoeveelheid is minder zeker, omdat deze sterk afhangt van het gedrag en management van de melkveehouders. In totaal betekent dit dat circa 75% van de mestafzetovereenkomsten loze ruimte is. Dit komt overeen met de inschatting die door het LEI gemaakt is voor de melkveebedrijven (zie paragraaf 7.1). Dit betekent dat voor circa 34 mln kg stikstof een loos mestafzetcontract moet worden gesloten. Dit komt neer op minimaal 200.000 ha bouwland.

De oorzaak van de problematiek is tweeledig. Ten eerste werkt het systeem van mestafzetovereenkomsten met forfaits voor de mestproductie per dier. Deze forfaits zijn gebaseerd op een rapport van de Commissie Tamminga (Tamminga et al., 2000). In dit rapport werd reeds aangegeven dat er tussen bedrijven aanzienlijke verschillen voorkomen. De Commissie heeft dan ook de aanbeveling gedaan om de mogelijkheden tot differentiatie te onderzoeken, bijvoorbeeld op basis van het ureumgehalte van de melk. Juist op intensieve veehouderijbedrijven is de stikstofexcretie per melkkoe het laagst (zie o.a. Willems et al., 2000). Dit zijn juist de bedrijven die de meeste mestafzetovereenkomsten moeten sluiten. Ten tweede werken de mestafzetovereenkomsten met (forfaitaire) stikstofnormen, terwijl de feitelijke mestafzet door de MINAS-fosfaatbalans wordt bepaald. Tussen beide systemen kan een verschil ontstaan, wat kan betekenen dat de feitelijke mestgift (iets) hoger uitvalt dan 250 kg stikstof per ha.

Tabel 7.4.1 Hoeveelheid dierlijke mest, waarvoor mestafzetovereenkomsten nodig zijn en de hoeveelheid die vanwege MINAS feitelijk zal worden afgevoerd, bij de voorgestelde normen van 2003 in mln kg stikstof voor melkveebedrijven per veebezettingscategorie (Bron: Bruins, 2002).

Veebezetting (gve/ha) ¹⁾	Mestafzet-	Feitelijke afvoer overeenkomsten	Loze ruimte
1,5 – 2,0	0,6	0,0	0,6
2,0 – 2,5	8,3	1,7	6,6
2,5 – 3,0	9,1	1,5	7,6
> 3,0	28,0	8,8	19,2
Totaal	45,9	12,1	33,8

1) 1 (grootvee-eenheid) is gebaseerd op een mestproductie van 41 kg fosfaat

Tabel 7.4.2 Gemiddelde kosten en opbrengsten van het systeem van mestafzetcontracten (in euro) (Bron: LEI-Bedrijven-Informatienet)¹⁾.

Categorie	Gemiddelde kosten mestafzet-overeenkomsten (€)
Melkveebedrijven	1100
Fokzeugenbedrijven	4600
Vleesvarkensbedrijven	5800
Gesloten varkensbedrijven	8800
Leghennenbedrijven	15200
Vleeskuikensbedrijven	14000
Akkerbouwbedrijven	- 4500

1) Berekeningen met het Approx- en het FES-model op gegevens uit het LEI-Bedrijven-Informatienet

Op enkele andere bedrijfstypen, zoals de pluimveehouderij en varkenshouderij doet zich het omgekeerde verschijnsel voor. Deze bedrijfstypen behoeven via het stelsel van mestafzetovereenkomsten minder mestafzetruimte te contracteren dan zij feitelijk nodig hebben. Voor de varkenshouderij wordt naar schatting circa 20% (vleesvarkens) – 30% (fokvarkens) te weinig afzetruimte vastgelegd (Bruins, pers. meded., 2002). In de pluimveehouderij kan dit oplopen tot circa de helft van de voor de fosfaatafzet benodigde ruimte. In Van Staalduinen et al. (2001) werd ook al gewezen op deze ondercontractering. Bij mestexport en –verwerking speelt dit probleem niet. Deze ondercontractering wordt veroorzaakt doordat met name de pluimveemest veel meer fosfaat bevat ten opzichte van stikstof dan andere mestsoorten. Hierdoor is fosfaat en niet stikstof de beperkende factor voor toediening.

Kosten en opbrengsten van mestafzetovereenkomsten

Pluimveehouders blijken de meeste kosten te moeten maken binnen het systeem van mestafzetcontracten (tabel 7.4.2). Melkveehouders hebben gemiddeld de laagste kosten, al zijn er natuurlijk forse verschillen tussen bedrijven. Akkerbouwers verdienen gemiddeld € 4.500 aan de mestafzetovereenkomsten. Hierbij zij opgemerkt dat dit nog geraamde kosten zijn. Omdat het systeem nog nieuw is, moet er nog een markt voor worden gevormd. Het blijkt dus dat veehouders aanzienlijke kosten moeten maken vanwege het systeem van mestafzetcontracten. Het is de vraag welke milieuwinst hier tegenover staat.

Effecten op nationaal niveau

Indien, bijvoorbeeld door aanpassing van de forfaits, de loze contracten voorkómen zouden worden, dan zou er circa 34 mln kg stikstof minder gecontracteerd hoeven te worden. Uit onderzoek naar het landelijke mestoverschot (RIVM, 2000; Van Staalduinen et al, 2001; Van Staalduinen et al, 2002) is reeds gebleken dat er binnen de normen van het systeem van mestafzetovereenkomsten meer mest geproduceerd kan worden, dan er volgens de normen van MINAS kan worden geplaatst. Dit verschil komt doordat met 95%-forfaits wordt gewerkt, dat voor schapen geen mestafzetovereenkomsten hoeven te worden afgesloten en doordat de overeenkomsten in stikstof worden aangegaan,

terwijl de feitelijke mestafzet door fosfaat wordt gestuurd. Ook bestaat de mogelijkheid dat grondeigenaren wel een overeenkomst willen tekenen, maar feitelijk geen dierlijke mest willen ontvangen. Om het systeem van mestafzetovereenkomsten beter te laten functioneren, is het van belang dat op bedrijfsniveau de hoeveelheid af te sluiten mestafzetovereenkomsten zo goed mogelijk overeenkomt met de hoeveelheid mest die daadwerkelijk moet worden afgevoerd. Dit betekent dat er enerzijds een oplossing moet komen voor de loze-contractenproblematiek, anderzijds een oplossing voor de ondercontractering in de intensieve veehouderij. Het is tevens van belang dat grondeigenaren geen overeenkomsten afsluiten, als zij niet bereid zijn om de dierlijke mest ook daadwerkelijk te accepteren. Als deze koppeling namelijk wordt losgelaten, dan ontstaat na afschaffing van de productierechten het risico dat de veestapel toch weer groeit. Hierdoor zou opnieuw een mestoverschot ontstaan.

7.5 Gevolgen voor mestoverschot en het agro-complex

7.5.1 Resultaten op hoofdlijnen

In het kader van de berekening van de effecten van de verschillende varianten van verliesnormen is een globale inschatting gemaakt van de omvang van het landelijk mestoverschot en is deze globaal doorvertaald naar de omvang van de veestapel. Bij verlaging van de verliesnormen nemen de plaatsingsmogelijkheden van dierlijke mest af. Hierdoor kan een landelijk niet-plaatsbaar mestoverschot ontstaan. Bij de variant D2 (verliesnormen 2003 en 360.000 ha droge zandgronden) ontstaat in 2003 een landelijk mestoverschot van circa 4 mln kg fosfaat (met een bandbreedte van 0-12 mln kg fosfaat; Van Staalduinen et al., 2002). Dit is circa 5 % van de mestproductie van de intensieve veehouderij. Door een aanscherping van de verliesnorm zal de druk op de mestmarkt toenemen, waardoor de mestafzetkosten hoog zullen blijven. De economische levensvatbaarheid van een groot aantal bedrijven komt hierdoor in gevaar, waardoor de krimp hoger uit zou kunnen vallen. De economische gevolgen hiervan reiken verder dan de landbouw alleen. Het uit de markt nemen van productierechten kan deze prijsstijgingen (en druk op MINAS) voorkomen.

Bij een areaal droge zandgronden van 140.000 ha (variant D1) is het landelijk mestoverschot circa 3 mln kg. In de referentievariant, de variant verliesnormen 2002 en de D3-variant ontstaat geen landelijk mestoverschot. Er is zelfs nog (enige) ruimte voor de plaatsing van extra mest. In variant H ontstaat een landelijke mestoverschot dat 30 mln kg hoger is dan in de D2-variant.

De krimp van de veehouderij heeft niet alleen gevolgen voor de primaire landbouwbedrijven, maar ook voor de gehele keten (toelevering, verwerking, distributie). De toegevoegde waarde van de varkens- en pluimveehouderijketen daalt in de variant E met circa 360 mln euro ten opzichte van de verwachte veestapel in 2003, oplopend tot bijna 1 miljard euro bij de H variant.

Tabel 7.5.1 Landelijke mestoverschot ten opzichte van variant D2, en verandering, in % daling t.o.v. het basisjaar 2000, van de veestapel in de diverse sectoren bij de diverse rekenvarianten voor de periode na 2003 (Bron: Van der Kamp, 2002).

	A - D2	B	D1	D2	D3	E	F	G	H
Mestoverschot t.o.v. D2 (mln kg fosfaat)	-38	-17	-1	0	-17	13	16	25	30
Melkveehouderij (%)	- 6	- 6	- 6	- 6	-6	- 6	- 5	- 5	- 5
Grondgebonden Mestveestapel (%)	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
Kalvermesterij									
Varkenshouderij (%)	-10	- 10	- 10	- 10	-10	- 21	- 24	- 33	- 38
Pluimveehouderij	-10	- 10	- 10	- 10	-10	- 23	- 28	- 38	- 44

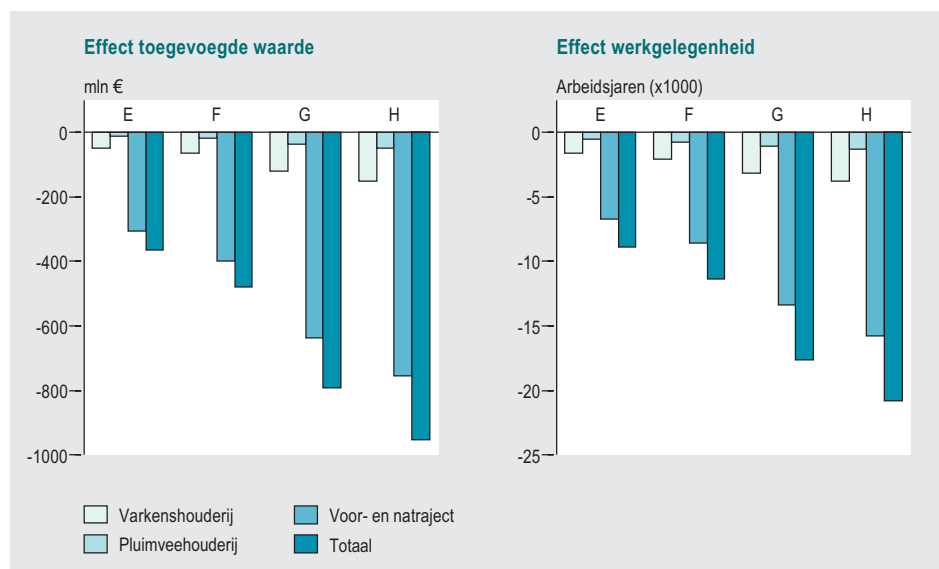
7.5.2 Resultaten in detail

De varianten A, B en D3 leveren in 2003, rekening houdend met de opkoopregeling en de daling van de melkveestapel, geen mestoverschotten op. Bij de verliesnormen van de varianten A, B en D3 is er nog plaatsingsruimte over om mest te plaatsen. De plaatsingsruimte voor dierlijke mest is gelijk voor de varianten B en D3. Omdat de omvang van de veestapel beperkt wordt door melk-, mestquota en varkens- en pluimveerechten, zal dat niet leiden tot meer dieren, maar waarschijnlijk tot gevolg hebben dat de mestafzetzprijzen dalen, vooral bij variant A. De dieren aantallen blijven daarom bij de varianten A-D2 gelijk aan het verwachte aantal dieren in 2003, hetgeen dus een krimp betekent t.o.v. 2000. De krimp van de varkens- en pluimveestapel is in deze varianten gelijk en wel zoals ingeschat volgens de effecten van de eerste en tweede tranche van de opkoopregeling. Daar in de varianten E tot en met H de mestoverschotten t.o.v. variant D2 fors toenemen, zal er extra opkoop nodig zijn van varkens- en pluimveerechten. De extra benodigde opkoop van fosfaat is in een verhouding 60:40 verdeeld over de varkens- en pluimveestapel.

In figuur 7.5.1 worden de macro-economische effecten voor het agro-complex ten gevolge van de opkoopregeling weergegeven voor de diverse varianten, zoals berekend door het Centraal Planbureau op basis van de geschetste ontwikkelingen in de voorgaande paragraaf. Het betreft hier de totale effecten op de toegevoegde waarde en de werkgelegenheid. Daarbij wordt onderscheid gemaakt in vier subsectoren: kalvermesterij, varkenshouderij, pluimveehouderij en het grondgebonden mestveecomplex.

De totale toegevoegde waarde in het relevante deel (som van primair, toelevering, verwerking en distributie van de vier sub-sectoren) van de keten in 2000 betrof € 4,8 miljard, waarvan primair € 1,2 miljard. De totale werkgelegenheid was in 2000 92.700 manjaren, waarvan in primaire sector 24.000.

De effecten op de akkerbouw en de melkveehouderij worden verwaarloosd; verondersteld wordt namelijk dat hier in alle varianten de productiecapaciteit volledig benut



Figuur 7.5.1 Schatting van het effect op de toegevoegde waarde en de werkgelegenheid door de varianten E, F, G en H in de varkenshouderij, pluimveehouderij, het voor- en natraject en deze drie getotaliseerd ten opzichte van de situatie in 2003.

blijft (quotum wordt in alle varianten volgemolken) en dat hierdoor de economische gevolgen op het niveau van de nationale economie mogen worden verwaarloosd.

De uitkomsten van de berekeningen zijn comparatief statisch van karakter. Het jaar 2003 fungeert als referentiejaar. Verondersteld is dat in dat jaar het voorgenomen beleid volledig is doorgevoerd. De situatie in 2003 is berekend vanuit de situatie in het basisjaar 2000. In die berekening is rekening gehouden met de gevolgen van een verdere invoering van de huidige beleidsvoornemens alsmede met autonome ontwikkelingen. De uitkomsten betreffen niet meer dan zeer ruwe schattingen.

8 VARIANTEN MILIEUKUNDIG VERKEND

In dit hoofdstuk worden de resultaten van de milieukundige verkenning van de negen varianten van verliesnormen samengevat. Per variant wordt aangegeven wat de verwachte consequenties zijn van implementatie van verliesnormen in de landbouw voor:

- ❑ de belasting van de bodem met stikstof en fosfaat;
- ❑ de fosfaatverzadigingsgraad van de bodem;
- ❑ de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater;
- ❑ de belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat uit landbouwgronden;
- ❑ de concentraties van stikstof en fosfaat in het oppervlaktewater;
- ❑ de emissie van ammoniak en lachgas naar de atmosfeer;
- ❑ de ecologische consequenties: wat betekenen de varianten voor mens en natuur.

De verkenning heeft betrekking op de periode 2003 – 2030. De milieukundige effecten van de verliesnormen worden getoetst aan:

- ❑ *milieukwaliteitsdoelstellingen* voor nitraat in grondwater en stikstof en fosfaat in oppervlaktewater;
- ❑ *emissiereductiedoelstellingen* voor stikstof en fosfaat naar het oppervlaktewater en ammoniak naar de atmosfeer, zoals besproken in hoofdstuk 5.

De milieukundige effecten van de varianten van verliesnormen zijn voor heel Nederland in beeld gebracht, rekening houdend met ruimtelijke variaties in landgebruik, bodemtype en hydrologie, en met variaties tussen jaren in weersomstandigheden. Nederland is daarbij onderverdeeld in 6.405 ruimtelijke eenheden met elk een eigen landgebruik, bodem en hydrologie. De grote diversiteit in omstandigheden in de praktijk komt tot uiting in de resultaten. Daarom zijn de resultaten samengevat als functie van landgebruik (grasland, bouwland en maïsland), bodemtype en hydrologie, en in gemiddelde waarden en percentielwaarden (5 en 95%). Voor een gedetailleerde bespreking van de resultaten wordt verwezen naar Schoumans et al. (2002) en Oenema et al. (2002).

8.1 Beschrijving aanpak verkenning

8.1.1 Beschrijving aanpak op hoofdlijnen

In de verkenning is gebruik gemaakt van praktijkgegevens, gegevens uit de wetenschappelijke literatuur en modelberekeningen. De hoeveelheid praktijkgegevens is evenwel beperkt, omdat de meeste varianten van verliesnormen betrekking hebben op situaties, waaraan de gemiddelde praktijk tot nu toe niet voldeed. Mede daarom en om een landsdekkend kaartbeeld te kunnen presenteren, is gebruik gemaakt van modelberekeningen. De praktijkgegevens en gegevens uit de wetenschappelijke literatuur zijn

vooral gebruikt om de resultaten van de modelberekeningen te verifiëren. In de verkenning is een ketenbenadering gevolgd, waarin vijf stappen zijn te onderscheiden:

1. Implementatie van de variant in de praktijk; wat betekent een variant in termen van dieren aantallen, veevoeding, excretie, bemesting en plantaardige en dierlijke productie.
2. Berekening van de stikstofverliezen als gevolg van NH_3 -emissie en van de netto-belasting van de bodem met stikstof en fosfaat.
3. Verkenning van het lot van de stikstof en fosfaat in de bodem die niet worden opgenomen door gewassen. Daarbij zijn vier mogelijkheden onderscheiden: (i) ophoping in de bodem, (ii) denitrificatie van nitraatstikstof (en emissie van N_2 en N_2O naar de atmosfeer), (iii) uitspoeling naar het grondwater, en (iv) uitspoeling naar het oppervlaktewater.
4. Verkenning van de verandering in stikstof- en fosforconcentraties in de zoete regionale oppervlaktewateren, de grote zoete rijkswateren en de zoute kustwateren.
5. Verkenning van de ecologische consequenties van de stikstof- en fosfaatverliezen naar het omringende milieu.

De resultaten van stappen 2 t/m 5 zijn in dit hoofdstuk samengevat.

8.1.2 Beschrijving aanpak in detail

Voor de verkenningen is gebruik gemaakt van een keten van modellen. Elk model beschrijft een stap, of een deel van een stap, in de keten. De resultaten van het eerst genoemde model worden doorgegeven aan het volgende model. Elk model is getoetst aan experimentele metingen en resultaten van meetnetten, voor zover mogelijk.

FARMMIN berekent voor de melkveehouderij de bemesting van grasland en maïsland (Schoumans et al., 2002). CLEAN berekent dieren aantallen, mestproductie en –verdeling, ammoniakvervluchtiging en bemesting van bouwland, grasland en maïsland (Schoumans et al., 2002). STONE berekent de belasting van bodem, grondwater en oppervlaktewater met stikstof en fosfaat, rekening houdend met bemesting, opname door gewassen, netto-mineralisatie en atmosferische stikstofdepositie, afkomstig uit OPS (Schoumans et al., 2002). STOFSTROMEN berekent de belasting en de concentraties van stikstof en fosfaat in de grote rijkswateren, op basis van de resultaten van STONE en rekening houdend met de aanvoer van stikstof en fosfaat uit rioolwaterzuiveringsinstallaties, industrie en het buitenland (via de grote rivieren) (Oenema et al., 2002). WATERPLANNER berekent de concentraties van stikstof en fosfaat in de zoete regionale wateren, op basis van de resultaten van STONE en rekening houdend met de overige bronnen van stikstof en fosfaat (Oenema et al., 2002). GEM berekent de belasting en de concentraties van stikstof en fosfaat in de zoute kustwateren, op basis van de resultaten van STOFSTROMEN en rekening houdend met de aanvoer van stikstof en fosfaat via de grote rivieren en Het Kanaal (Oenema et al., 2002). Tenslotte is als case-studie een regionale studie uitgevoerd met BOREAS om de effecten van de varianten te verge-

lijken met die van hydrologische beheersmaatregelen en van verdere sanering van rioolwaterzuiveringsinstallaties op de waterkwaliteit van de riviertjes Beerze en Reusel in de provincie Noord-Brabant (Oenema et al., 2002).

Met de modellenketen FARMMIN-CLEAN-STONE zijn alle varianten (A t/m H, behalve variant C) geanalyseerd, en zijn voor bepaalde varianten aanvullende gevoeligheidsanalyses uitgevoerd. Variant C is met het model BBPR (*zie hoofdstuk 7* en Van der Kamp, 2002) en met een variant van STONE geanalyseerd (Oenema et al., 2002), om technische en inhoudelijke redenen. Met de modellen STOFSTROMEN, WATER-PLANNER, GEM en BOREAS zijn slechts enkele varianten (A, H en soms ook B en D1) geanalyseerd. Deze selectie is gemaakt omdat de berekende verschillen tussen varianten in de belasting van het oppervlaktewater relatief klein bleken te zijn, en ook vanwege tijdgebrek (deze modellen zitten aan het einde van de keten en worden gevoed met de resultaten van modellen uit het begin van de keten).

Alle genoemde modellen zijn gebaseerd op het 'principe van een balans'. Er is aanvoer, er vinden omzettingen plaats en er is afvoer. Afvoer betekent hier dat stikstof en fosfaat naar een ander compartiment toegaan. Er zijn geen onverklaarbare verliezen. In tegenstelling tot veel empirische studies naar stikstofbalansen bevatten de hier gebruikte modellen geen post 'unaccounted for'; alle binnenkomende stikstof en fosfaat worden aan bekende compartimenten en processen toegewezen (bijv. Follett and Hatchfield, 2001; Oenema and Heinen, 1999).

De modellen analyseren niet het lot van de stikstof en fosfaat, die met geoogste plantaardige en dierlijke producten worden afgevoerd. In de periode 1990-1995 werd 25 tot 45 % van de jaarlijks aangevoerde stikstof en fosfaat in de landbouw afgevoerd in plantaardige en dierlijke producten.

In de verkenning is aangenomen dat de verliesnormen voor stikstof en fosfaat niet worden overschreden. Een andere aanname (uitgangspunt) is dat daar, waar de praktijk in 1998 gemiddeld reeds lagere overschotten voor stikstof en fosfaat realiseert dan de verliesnormen in bepaalde varianten, dat dan die overschotten en bijbehorende bemestingsgegevens als input voor de verkenning zijn gebruikt. De implicaties van deze aannames zijn dat (i) de geanalyseerde stikstof- en fosfaatoverschotten (volgens MINAS) in een variant altijd kleiner zijn dan of gelijk zijn aan de verliesnormen van die variant, en (ii) dat vooral in de varianten A en B gemiddeld genomen met lagere overschotten is gerekend dan de verliesnormen toelaten. Dit laatste geldt vooral voor de akkerbouw, waar het gemiddelde stikstofoverschot in 1998 reeds beneden de stikstofverliesnorm was van de varianten A tot en met F voor bouwland op overige gronden (*zie hoofdstuk 3*).

In de verkenningen is rekening gehouden met aangewezen droge zand- en lössgronden waarvoor, afhankelijk van de variant (*zie tabel 6.1.1*), scherpere stikstofverliesnormen gelden. De aanwijzing van de droge zand- en lössgronden heeft plaatsgevonden op basis van bodemkaarten, die in de periode 1950-1980 zijn opgesteld. Door verbeteringen van de ontwatering is het areaal droge zandgronden in de laatste decades echter toegenomen.

men; het areaal zandgronden met grondwatertrappen (Gt) VI, VII en VII* is toegenomen ten koste van het areaal met Gt II, III en V. Er is rekening gehouden met de recente inzichten en opnames van de hydrologie en grondwatertrappen. Resultaten worden daarom gepresenteerd voor de zogenoemde ‘aangewezen droge zand- en lössgronden’ (gebaseerd op kaart Gt’s) en de niet-aangewezen droge zandgronden’ (gebaseerd op berekende Gt’s). De groep van ‘aangewezen droge gronden’ wordt nog onderscheiden in twee groepen: de groep met Gt VII en VII* (140.000 ha, waarvoor in 2002 aangescherpte verliesnormen gelden) en de groep met Gt VI (220.000 ha, waarvoor in 2002 nog geen aangescherpte verliesnormen gelden). Omdat het areaal aangewezen droge zand- en lössgronden per variant varieert, varieert ook het areaal ‘niet-aangewezen’ droge zandgronden’ per variant, afhankelijk van het feit of de groep Gt VI wel of niet wordt meegenomen. In variant H zijn alle berekende droge gronden (Gt VI, VII, VII*) meegenomen.

Resultaten worden gepresenteerd als gemiddelden van 15 (weer)jaren (weerjaren 1986-2000). Als zichtjaar is gekozen voor 2030 (15-jaar gemiddelde, periode 2023-2037), omdat in 2030 effecten van na-ijling in nitraatuitspoeling naar het grondwater als gevolg van lokale en regionale zware bemesting in de periode vóór 1998, zijn verdwenen (evenwichtssituatie). Tussentijdse resultaten voor de periode 2003-2030 zijn weer gegeven in Schoumans et al. (2002) en Oenema et al. (2002).

8.2 Belasting van de bodem met stikstof en fosfaat

8.2.1 Resultaten op hoofdlijnen

Aanscherping van de verliesnormen vermindert de netto-belasting van de bodem met stikstof en fosfaat (*tabel 8.2.1*). Netto-belasting is hierbij gedefinieerd als de totale aanvoer van stikstof (in de vorm van kunstmest, dierlijke mest en atmosferische depositie, maar gecorrigeerd voor NH_3 -emissie die optreedt bij de toediening van mest en kunstmest) en fosfaat (kunstmest en dierlijke mest) op de bodem minus de werkelijke afvoer van stikstof en fosfaat met het geoogste gewas (“soil surface balance”). De netto-belasting is een maat voor de belasting van grondwater en oppervlaktewater met stikstof en fosfaat uit de landbouw. De belasting van de bodem is in de periode 1985 – 2000 voor stikstof met circa 20% en voor fosfaat met circa 30% afgenomen, samenhangend met de vermindering van het melkquotum en maatregelen in het kader van mest- en ammoniakbeleid (*zie hoofdstuk 3*).

De berekende netto-belasting van de bodem met stikstof en fosfaat is vooral bij de varianten A en B lager dan wat mogelijk zou zijn gegeven de MINAS-verliesnormen. De relatief lage netto-belasting hangt samen met de implementatie van goede landbouwpraktijk (GLP) en de daarbij veronderstelde verminderde stikstof- en fosfaatbemesting en een relatief hoge opname van stikstof en fosfaat door vooral grasland.

Tabel 8.2.1 Berekende gemiddelde netto-belasting van de bodem (soil surface balance) met stikstof en fosfaat(P₂O₅) op landbouwgrond in Nederland volgens STONE bij de varianten A t/m H, in kg per ha per jaar. Ter vergelijking is ook de gemiddelde netto-belasting van de bodem in Nederland en de EU-15 weergegeven voor 1985-1987 en 1995-1997; voor N volgens OECD (2001), voor P in Nederland volgens CBS (2001), voor P in EU-15 naar Isermann (1999).

	Varianten								Nederland		EU-15	
	A	B	D1	D2	E	F	G	H	1985	1995	1985-87	1995-97
Stikstof	168	133	119	117	102	120	102	98	313	281	69	58
Fosfaat	35	33	25	27	27	13	12	6	100	72	45	35

De OSPARCOM “farm gate balance” (OSPARCOM, 1994) is een indicator voor de totale belasting van het milieu (grondwater, oppervlaktewater én atmosfeer) met stikstof en fosfaat uit de landbouw. Voor stikstof is het overschot op de OSPARCOM-balans dus 40 tot 70 kg per ha hoger dan het overschot op de soil surface balance, omdat ammoniakemissie in het overschot wordt meegerekend (Oenema et al., 2002). Voor fosfaat is de OSPARCOM-balans gelijk aan de soil surface balance. De OSPARCOM-balans is een hulpmiddel bij de monitoring van de inspanning van de doelgroepen of de 50% emissiereductie doelstelling wordt gerealiseerd. Bij de varianten B, D1, D2, E, F, G en H is de door STONE berekende vermindering van de belasting van het milieu met stikstof en fosfaat 50% of meer, ten opzichte van 1985 (Oenema et al., 2002).

8.2.2 Resultaten in detail

De netto-belasting van de bodem met stikstof en fosfaat per variant komt niet overeen met het overschot dat volgens de MINAS-systematiek wordt berekend (tabellen 8.2.2 en 8.2.3). De netto-belasting met stikstof is bij grasland circa 25 kg per ha lager en bij bouwland circa 35 kg per ha hoger dan het stikstofoverschot dat volgens MINAS wordt berekend. Dit verschil wordt veroorzaakt door een combinatie van factoren. Het MINAS-overschot is inclusief stikstofverliezen door ammoniakvervluchtiging, de netto-belasting van de bodem met stikstof is exclusief ammoniakvervluchtiging. MINAS houdt geen rekening met atmosferische depositie, bij de berekening van de netto-belasting van de bodem wordt daar wel rekening mee gehouden. In MINAS zijn de forfaitaire diercorrecties hoger dan de werkelijke gasvormige stikstofverliezen, bij de berekening van de netto-bodembelasting wordt daar rekening mee gehouden. In MINAS is de forfaitaire stikstofafvoer in de akkerbouw 20-30 kg per ha hoger dan de werkelijke afvoer.

In de tabellen 8.2.2 en 8.2.3 is de netto-belasting van de bodem met stikstof en fosfaat weergegeven zoals berekend door STONE. De berekende netto-belasting is vooral bij de varianten A en B lager dan het stikstofoverschot volgens MINAS, om hiervoor vermelde redenen, maar vooral ook omdat veel grondgebonden bedrijven (melkveebedrijven en akkerbouwbedrijven) in 1998-2000 reeds ruimschoots aan de verliesnormen van

Tabel 8.2.2 De gemiddelde netto-belasting van de bodem met stikstof (inclusief atmosferische depositie) bij de varianten A t/m H volgens STONE, als functie van landgebruik en bodemtype, in kg N per ha per jaar.

Landgebruik	Bodemtype	Netto-belasting per variant, kg N per ha per jaar								
		A	B	C	D1	D2	E	F	G	H
Grasland	Aangewezen droge zandgronden	252	173	n.a.	142	137	111	142	112	106
	Niet-aangewezen droge zandgronden	238	177		154	152	132	154	132	n.a.
	Overige gronden	219	171	n.a.	152	152	132	153	132	134
Bouwland & maïsland	Aangewezen droge zandgronden	120	85	n.a.	68	69	65	68	65	62
	Niet-aangewezen droge zandgronden	117	87		80	82	68	81	68	n.a.
	Overige gronden	114	96	n.a.	87	88	76	88	76	75

Tabel 8.2.3 De gemiddelde netto-belasting van de bodem met fosfaat bij de varianten A t/m H volgens STONE, als functie van landgebruik en bodemtype, in kg P₂O₅ per ha per jaar.

Landgebruik	Bodemtype	Netto-belasting per variant, kg P ₂ O ₅ per ha per jaar								
		A	B	C	D1	D2	E	F	G	H
Grasland	Aangewezen droge zandgronden	52	27	n.a.	28	20	19	10	8	2
	Niet-aangewezen droge zandgronden	42	28		26	24	25	12	11	n.a.
	Overige gronden	35	25	n.a.	25	23	23	14	12	11
Bouwland & maïsland	Aangewezen droge zandgronden	35	37	n.a.	17	23	23	12	13	4
	Niet-aangewezen droge zandgronden	33	39		17	30	30	13	12	n.a.
	Overige gronden	35	42	n.a.	27	35	37	13	13	4

varianten A en B voldeden (*hoofdstuk 3*). Verschillen tussen ‘aangewezen’ droge zandgronden en de ‘niet-aangewezen’ droge zandgronden (in de STONE hydrologie) zijn 10 tot 20 kg per ha per jaar.

Implementatie van verliesnormen vermindert vooral de netto-belasting van maïsland (Schoumans et al., 2002). In het verleden werd maïsland vaak fors bemest, vooral op bedrijven met (te) veel mest. Het gewas maïs geeft namelijk geen negatieve respons op een (te) hoge mestgift. Bij aanscherping van verliesnormen wordt het economisch aantrekkelijk om de beschikbare mest (en kunstmest) vooral aan grasland toe te dienen en minder op maïsland, omdat gras meer behoefte heeft aan (en een grotere respons geeft op) stikstof dan maïs.

Bij grasland op zand- en kleigronden accumuleert een deel van de stikstof van de netto-belasting in de bodem als organisch-gebonden stikstof (Schoumans, et al., 2002). Voor

maïsland en bouwland op zandgrond is het omgekeerde het geval; voor deze gronden is berekend dat de voorraad organisch-gebonden stikstof enigszins afneemt door netto-mineralisatie, ongeacht de variant. De consequentie van deze dynamiek is dat bij omzetting van grasland in bouwland (of maïsland) netto-mineralisatie plaatsvindt, die tijdelijk gepaard kan gaan met extra stikstofverliezen indien niet wordt geanticipeerd op deze versterkte netto-mineralisatie. MINAS en de varianten van verliesnormen kunnen de verhouding tussen grasland en maïsland beïnvloeden, maar het is nog onduidelijk in welke mate dat zal gebeuren. In deze verkenning is geen rekening gehouden met veranderingen in landgebruik; aangenomen is dat de verhouding grasland-maïsland-bouwland gelijk blijft, en dat grasland, maïsland en bouwland op dezelfde plaats blijven.

In de modelberekeningen is rekening gehouden met netto-mineralisatie bij veengronden. Jaarlijks wordt 100-300 kg organisch-gebonden stikstof en 10-30 kg organisch-gebonden fosfaat (P_2O_5) per ha omgezet in anorganisch (minerale) stikstof en fosfaat. De grootte van de netto-mineralisatie is afhankelijk van grondwaterstand (en weersomstandigheden) en de samenstelling van het veen.

8.3 Nitraatconcentraties in het bovenste grondwater

8.3.1 Resultaten op hoofdlijnen

Aanscherping van de stikstofverliesnormen leidt tot lagere nitraatconcentraties in het bovenste grondwater. Vooral het areaal landbouwgrond met zeer hoge (meer dan 200 mg nitraat per liter) nitraatconcentraties in het bovenste grondwater, op het niveau van de gemiddelde laagste grondwaterstand (GLG), neemt af. De nitraatconcentratie is sterk afhankelijk van de grondwatertrap (Gt); hoe hoger de Gt, hoe hoger de nitraatconcentratie, bij overigens gelijke omstandigheden.

De berekende nitraatconcentratie in het bovenste grondwater van de ‘aangewezen’ *droge zandgronden* (zandgronden met Gt VII en VII*, waarvoor aangescherpte stikstofverliesnormen gelden) blijft, afhankelijk van de variant, op 75-90% van dit areaal boven de 50 mg per liter (*tabel 8.3.1*; Schoumans et al., 2002). Uitbreiding van dit areaal droge gronden (variant D2) leidt tot minder areaal met overschrijding. Door aanscherping van de verliesnorm vermindert het areaal met meer dan 100 mg nitraat per liter fors, van 42% bij variant B tot 16 % bij variant D1 (*tabel 8.3.1*). De hier gepresenteerde resultaten voor ‘aangewezen’ droge zandgronden hebben enkel betrekking op zandgronden met Gt VII en VII* (circa 114.000 ha) en niet op lössgronden met Gt VII en VII* (circa 26.000 ha), omdat het bovenste grondwater veelal dieper zit dan STONE als ondergrens hanteert (Schoumans et al., 2002).

Voor de ‘aangewezen’ *matig droge gronden* (Gt VI; 220.000 ha) neemt de normoverschrijding bij aanscherping van de verliesnormen 2002 naar 2003 af van 162.000 naar 123.000 ha, waarbij de gemiddelde concentratie afneemt naar 58 mg/l (Schoumans et al., 2002).

Tabel 8.3.1 Oppervlakte ‘aangewezen’ droge zandgronden en overige landbouwgronden met nitraatconcentraties in het bovenste grondwater (GLG-niveau) van meer dan 25, 50 en 100 mg per liter, als functie van variant. Oppervlaktes zijn uitgedrukt in % van het areaal ‘aangewezen’ droge zandgronden en het areaal overige gronden. In variant A zijn de verliesnormen voor droge zandgronden gelijk aan die voor overige gronden (tabel 6.1.1).

variant ‘Aangewezen’ droge zandgronden					Overige gronden			
	Areaal	Nitraatconcentratie, mg/l			Areaal	Nitraatconcentratie, mg/l		
		>25	>50	>100		>25	>50	>100
A	(140)*	100	96	69	1837	49	29	14
B	140*	100	90	42	1837	40	20	4
D1	140*	100	86	16	1837	37	17	3
D2	360*	96	68	7	1630	29	11	2
E	360*	94	56	4	1630	27	7	1
F	140*	99	86	18	1837	37	17	3
G	360*	94	56	4	1630	27	7	1
H	600	86	43	3	1428	17	2	0

* Van de 140.000 ha totaal betreffen 113.000 ha zandgronden en van de 360.000 ha zijn 320.000 ha zandgronden.

Bij de *overige gronden* (d.w.z. alle landbouwgronden die niet als droge gronden zijn aangewezen) wordt de MTR-waarde van 50 mg per liter in het bovenste grondwater bij variant B op 20% van het totale areaal overige gronden overschreden (*tabel 8.3.1*). Bij variant D1 gaat het om 17% van het areaal.

De *overige gronden* met hoge nitraatconcentraties in het grondwater (*tabel 8.3.1*) betreffen vooral de ‘niet-aangewezen’ droge zandgronden. Het door STONE berekende areaal droge zandgronden (Gt VII en Gt VII*) is 255.000 ha groter dan het officieel ‘aangewezen’ areaal van 140.000 ha. Het door STONE berekende areaal droge zandgronden (Gt VI, Gt VII en Gt VII*) is 218.000 ha groter dan het ‘aangewezen’ areaal (360.000 ha). Uit de resultaten van de STONE-berekeningen (*zie tabel 8.3.2*) blijkt dat bij de ‘niet-aangewezen’ droge zandgronden (waarvoor geen aangescherpte stikstofverliesnormen gelden) 83% van het areaal een nitraatconcentratie heeft van meer dan 50 mg per liter bij variant B en 69% bij variant D1 (*tabel 8.3.2*). De ‘niet-aangewezen’ droge zandgronden (inclusief Gt VI) zijn minder uitspoelingsgevoelig dan de ‘aangewezen’ droge zandgronden: het areaal met meer dan 50 mg per liter in het bovenste grondwater is kleiner, terwijl de netto-belasting van de bodem met stikstof hoger is (*tabel 8.2.2*).

Bij kleigronden zijn de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater lager dan op zandgronden (*figuur 8.3.1*). Nitraatconcentraties in het bovenste grondwater van veengronden zijn in het algemeen ook laag, lager dan bij kleigronden. Op goed-ontwaterde veengronden op zandgronden (veenlaag 40-80 cm) en op goed ontwaterde dalgronden (veenlaag <40 cm) komen plaatselijk wel hoger nitraatconcentraties voor (Schoumans et al., 2002).

Tabel 8.3.2 Oppervlakte ‘niet-aangewezen’ droge zandgronden met nitraatconcentraties in het bovenste grondwater (GLG-niveau) van meer dan 25, 50 en 100 mg per liter, als functie van de variant. Oppervlaktes zijn uitgedrukt in percentage van het areaal ‘niet-aangewezen’ droge zandgronden per variant. In variant A zijn de verliesnormen voor droge zandgronden gelijk aan die voor overige gronden (zie tabel 6.1.1). Bij variant H zijn alle droge zandgronden ‘aangewezen’.

variant	‘Niet-aangewezen’ droge zandgronden			
		Nitraatconcentratie, mg/l		
	Areaal	>25	>50	>100
A	(255)	99	92	68
B	255	98	83	23
D1	255	98	69	15
D2	218	88	49	10
E	218	83	37	4
F	255	98	69	14
G	218	83	37	4
H	-	-	-	-

Verliesnormen 2002 (variant B)

Verliesnormen van variant B zijn onvoldoende om de gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater (GLG) te doen dalen beneden de MTR-waarde voor nitraat in grondwater (50 mg NO₃⁻ per liter) van grasland op zandgrond met Gt VII en VII*. Bij bouwland en maïsland op zandgrond wordt de MTR-waarde overschreden bij Gt VI, VII en VII*. Bij maïsland op kleigrond met Gt VII* wordt de MTR-waarde ook overschreden (figuur 8.3.1).

Verliesnormen 2003 (varianten D1, D2 en C)

Verliesnormen van de varianten D1, D2 en C zijn onvoldoende om de gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater te doen dalen beneden de MTR-waarde voor nitraat in grondwater van zandgronden met Gt VII en VII*. Bij bouwland en maïsland is de nitraatconcentratie ook bij Gt VI gemiddeld genomen hoger dan de MTR-waarde. Bij maïsland op kleigrond met Gt VII* wordt de MTR-waarde ook overschreden (figuur 8.3.1). Een goed ontwikkeld nagewas of tussengewas na de teelt van bijvoorbeeld maïs, granen en vroeg-geoogste hakvruchten vermindert de nitraatconcentratie in het grondwater met circa 40 mg per liter. In de berekeningen in hoofdstuk 7 (variant C) is een verlaging van de uitspoeling van nitraat van 6 mg/l berekend op bedrijfsniveau. Voor het maïsland komt dit neer op circa 25 mg per liter. Een maand vroeger opstallen vergroot de stikstofverliezen door NH₃-vervluchtiging met 5-10 kg per ha en vermindert de nitraatuitspoeling met 0-5 mg per liter, bij overigens gelijkblijvende omstandigheden (variant C). In hoofdstuk 7 is overigens gemeld dat dit mogelijk niet de meest kosteneffectieve methode is.

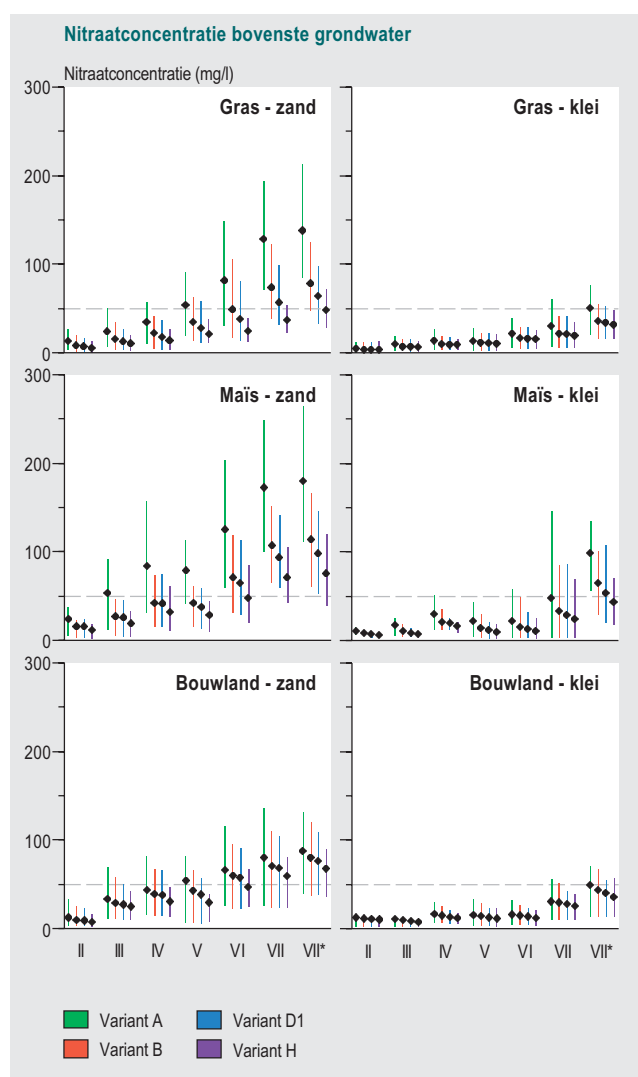
Verdergaande varianten (varianten E en H)

Verliesnormen van de varianten E en H zijn onvoldoende om de gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater te doen dalen beneden de MTR-waarde voor

nitraat in grondwater van bouwland en maïsland op zandgronden met Gt VII en VII* (figuur 8.3.1). Deze resultaten komen overeen met resultaten van ‘De Marke’, waar met een gemiddelde stikstofverliesnorm van 80 kg per ha per jaar (met tweederde grasland en eenderde maïsland) de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater van droge zandgronden gemiddeld hoger is dan MTR-waarde (hoofdstuk 5).

Variabiliteit in nitraatconcentratie

De spreiding in het gemiddelde nitraatconcentratie per combinatie van landgebruik, grondsoort en Gt is groot (figuur 8.3.1; hoofdstuk 5). De spreiding wordt veroorzaakt door de effecten van ruimtelijke variaties in bodemsamenstelling, grondwaterstanden en bedrijfsvoering binnen een ‘landgebruik-grondsoort-Gt-combinatie’. Verschillen tussen jaren zijn eveneens groot (tot factor 2) door verschillen in weersomstandigheden (neerslagverdeling en neerslagoverschot).



Figuur 8.3.1 Berekende nitraatconcentraties in het bovenste grondwater op GLG-niveau in 2030 (voortschrijdend 15-jaarsgemiddelde), als functie van grondwatertrap (Gt), grondsoort (zandgronden en kleigronden) en landgebruik (grasland, maïsland en bouwland), bij de varianten A, B, D1 en H. De nitraatconcentraties zijn weergegeven als gemiddelde (bolletje) en als 5% en 95% percentielwaarden, als maat voor de spreiding (verticale lijnen rondom het gemiddelde).

Aanwijzing droge gronden

Aanbevolen wordt de aanwijzing van de droge gronden te herzien, waarbij zowel met de actualisatie van de grondwatertrappen als met de denitrificatiecapaciteit van de gronden rekening wordt gehouden.

Toetsing bovenste grondwater

Vanwege de constatering dat in veel gebieden in Nederland nog nitraat verdwijnt tussen het bovenste grondwater en het diepere grondwater, wordt aanbevolen de diepte waarop aan de nitraatnorm wordt getoetst, te heroverwegen.

8.3.2 Resultaten in detail

Effect van grondwatertrap op nitraatconcentratie

Hoe hoger de grondwatertrap (Gt), hoe hoger de gemiddelde nitraatconcentratie en ook hoe groter de variatie in de nitraatconcentratie (*figuur 8.3.1*). Bij Gt I is de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater nagenoeg nul (0 mg NO₃⁻ per liter), ongeacht de variant. Bij toenemende Gt nemen de stikstofverliezen door denitrificatie af en daardoor de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater geleidelijk toe (*zie tekstbox*). Effecten van varianten op de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater komen vooral tot uiting bij Gt VI, Gt VII en Gt VII*.

Effect van denitrificatie op de nitraatconcentratie

De fractie van de netto-belasting van de bodem met stikstof, die uitspoelt als nitraatstikstof naar het grondwater, is afhankelijk van de fractie die verloren gaat door denitrificatie. Hoe groter de verliezen door denitrificatie, hoe lager de nitraatconcentraties in het grondwater, en omgekeerd. Hoge nitraatconcentraties in het grondwater worden aangetroffen in bodems met een gering vermogen tot denitrificeren en een hoge netto-belasting met stikstof. Dat zijn de uitspoelingsgevoelige zandgronden en lössgronden met een diepe grondwaterstand en een laag organische-stofgehalte in het bodemprofiel (*zie hoofdstuk 5*). Op deze gronden verdwijnt 30-50% van de netto-stikstofbelasting van de bodem als nitraat naar het grondwater. De overige 50-70% gaat grotendeels verloren door denitrificatie (in de bovengrond). Een klein deel accumuleert mogelijkwerwijs in de bodem en/of gaat verloren door uitspoeling naar het oppervlaktewater.

In gronden met een lage Gt reikt het grondwater (periodiek) tot in de bewortelde en organische-stofrijke bovengrond. In aanwezigheid van nitraat kan dan denitrificatie optreden en veel nitraat worden gedenitrificeerd. De combinatie van afbreekbare organische stof, nitraat, hoge grondwaterstand en niet te lage temperatuur bepaalt of denitrificatie snel verloopt en veel nitraat uit het grondwater wordt verwijderd.

Ook binnen zogenoemde unieke combinaties van landgebruik-grondsoort-Gt is de variatie in denitrificatie groot. Deze variaties wordt veroorzaakt door variaties in grondwaterstand (Gt), textuur en organische stof, binnen een unieke combinatie van landgebruik-grondsoort-Gt. Ook verschillen tussen percelen in bijvoorbeeld bemesting, beweiding, gewaskeuze, beregening, grondbewerking en drainage dragen bij tot ruimtelijke variabiliteit in nitraatconcentratie.

Effect van “verdroging” op grondwatertrap

Al eeuwenlang vindt drainage van landbouwgronden plaats. Vooral na 1960 hebben drainage en verlaging van slootpeilen bijgedragen aan de zogenoemde ‘verdroging’ en aan een toename van het areaal landbouwgronden met Gt VI en VII ten koste van Gt IV en V. Drainage en verlaging van het slootpeil bevorderen in het algemeen de uitspoeling van nitraat naar het grondwater, omdat de stikstofverliezen door denitrificatie afnemen en de netto-mineralisatie toeneemt (er komt meer minerale stikstof in omloop). De benutting van toegediende stikstof door het gewas neemt in het algemeen ook toe door ontwatering (Van der Meer & Van Uum – Van Loohuizen, 1987).

Door verbeteringen van de ontwatering zijn de ruimtelijke opnamen van grondwatertrappen uit

de periode 1950-1980 nu gedateerd. Recente opnamen geven aan dat vooral het areaal landbouwgronden met Gt VI en, in mindere mate, het areaal landbouwgronden met Gt VII en Gt VII*, is toegenomen. Bij de modelberekeningen is gebruik gemaakt van die recente databestanden (Kroes et al., 2001). In STONE is het areaal landbouwgrond op zand- en lössgronden (inclusief löss) met Gt VI in totaal 168.000 ha en het areaal met Gt VII en VII* 437.000 ha (tabel 8.3.3). Ten opzichte van de bodemkaart (kaart Gt) is het door STONE berekende areaal met Gt VI en Gt VII met bijna 50% (414.000 ha) toegenomen (van 603 + 258 = 860.000 ha naar 769 + 505 = 1.274.000 ha). Uit tabel 8.3.4 blijkt dat de toename van het areaal Gt VI en Gt VII ten koste is gegaan van het areaal met Gt II, Gt III en Gt V.

Tabel 8.3.3 Het areaal landbouwgrond, als functie van grondwatertrap (Gt), landgebruik en grondsoort (in duizend ha) volgens STONE. De grondwatertrappen I, II, III, IV, V, V* zijn gecombineerd, evenals die van Gt VII, VII*.

Landgebruik	Bodemtype	Areaal landbouwgrond per Gt, in duizenden ha		
		< VI	VI	>VI
Bouwland	Kleigronden	61	381	3
	Lössgronden	3	1	41
	Veengronden	57	11	19
	Zandgronden	38	26	104
Grasland	Kleigronden	101	187	32
	Lössgronden	6	1	29
	Veengronden	226	6	6
	Zandgronden	120	95	174
Maisland	Kleigronden	16	13	4
	Lössgronden	1	1	10
	Veengronden	16	2	3
	Zandgronden	32	45	79
Totaal	1950 (=100%	677 (=35%)	769 (=39%)	504 (26%)

Tabel 8.3.4 Vergelijking van het areaal landbouwgrond dat in de STONE hydrologie als Gt I t/m Gt VII wordt berekend met het areaal dat op de bodemkaart met Gt I t/m Gt VII is aangegeven. Het areaal is gegeven in duizend ha (Bron: Kroes et al., 2001).

Oppervlakte landbouwgrond, duizend ha			
Gt	STONE	Kaart-Gt	Vershil
I	48	8	39
II	174	253	-79
III	189	323	-134
IV	183	125	58
V	85	382	-297
VI	769	603	167
VII	505	258	247
Totaal	1952	1952	0

Relatie tussen diepte en nitraatconcentratie

De nitraatconcentratie in het grondwater neemt af met de diepte in de bodem. Dat komt door denitrificatie (microbiologische omzetting van nitraat in stikstofgas (N_2) en lachgas (N_2O)) en door verdunning als gevolg van toestroming van grondwater uit, onder andere, natuurgebieden. In het Landelijk Mestmeetnet (zie hoofdstuk 5) wordt de bovenste meter van het grondwater bemonsterd en geanalyseerd, omdat daar het jongste grondwater zit en daarin de effecten van verliesnormen het sterkst tot uiting komen. De door STONE berekende nitraatconcentraties op GLG-niveau komen redelijk overeen met meetresultaten van het Landelijk Mestmeetnet (Rötter et al., 2001). Daarom worden de resultaten van de modelberekeningen standaard ook op GLG-niveau gepresenteerd.

Uit de modelberekeningen blijkt dat de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater, gemiddeld over alle landbouwgronden, een factor 1,4 lager is op 1 meter beneden GLG (GLG – 1 m) dan op GLG-niveau, als gevolg van de eerder genoemde processen. Analyse van het landelijk beeld van de nitraatconcentraties bij variant D1, zoals berekend met STONE (figuur 8.3.2) geeft aan dat het areaal landbouwgrond met meer dan 50 mg nitraat per liter kleiner is indien de nitraatconcentratie op GLG – 1 m in plaats van op GLG-niveau in beschouwing wordt genomen. Bij de droge zandgronden is het verschil slechts een factor 1,1, omdat bij droge zandgronden minder denitrificatie optreedt. Bij de ‘aangewezen’ droge zandgronden (Gt VII en Gt VII*) daalt de gemiddelde nitraatconcentratie van 74 mg per liter op GLG tot 66 mg per liter op GLG – 1 m en tot 46 mg per liter op 13 meter onder maaiveld. Bij de overige zandgronden daalt de gemiddelde nitraatconcentratie van 51 mg per liter op GLG tot 37 mg per liter op GLG – 1 m (factor 1,4), en tot 27 mg per liter op 13 meter onder maaiveld (Schoumans, et al., 2002).

Relatie nitraat bovenste grondwater – drinkwater

In de huidige situatie komen in het bovenste grondwater op de droge zandgronden nitraatconcentraties van 150 mg/l en hoger voor (hoofdstuk 5). Plaatselijk komen ook in het grondwater op 5-15 m diepte concentraties van meer dan 150 mg/l voor, oplopend tot zelfs 700 mg/l. De gebieden waar dit voorkomt, concentreren zich in Midden Brabant (ten westen van de centrale Slenk), de Peelhorst, Twente, Achterhoek en Limburg. In deze gebieden lijkt, in tegenstelling tot vele andere gebieden, weinig tot geen nitraat te verdwijnen tussen de bovenste meter van het grondwater en het grondwater op 5-15 meter diepte.

De aanwezigheid van pyriet en reactieve organische stof in de ondergrond bepaalt of nitraat uiteindelijk de drinkwaterwinning bereikt of wordt omgezet.

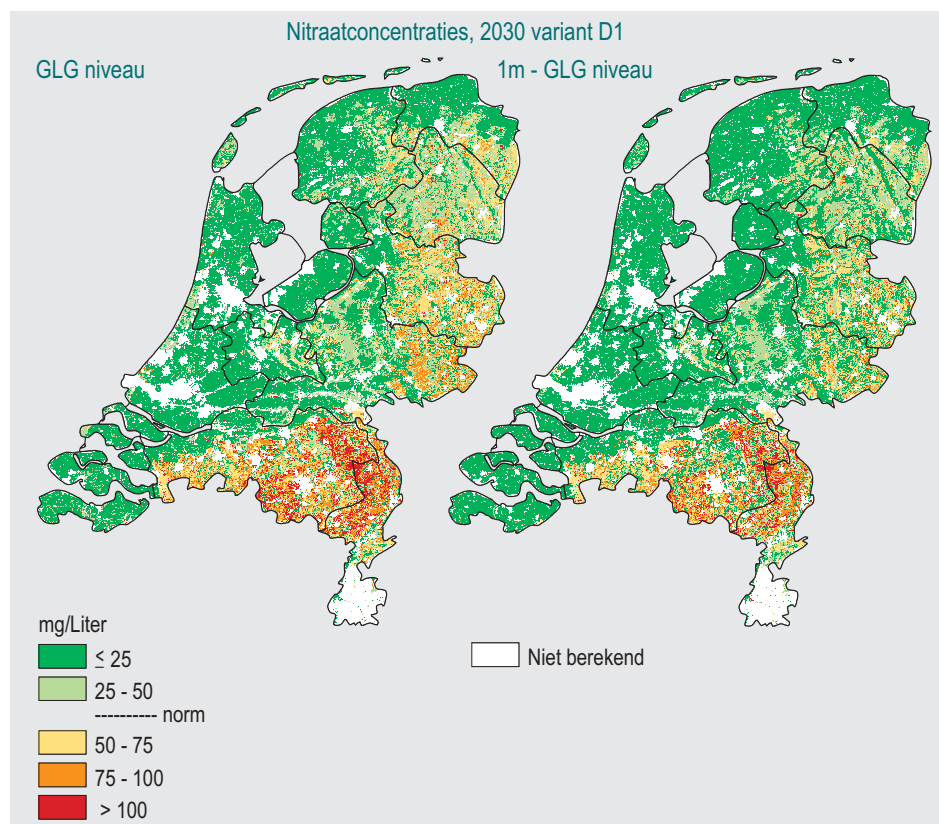
In pyrietarme en organische-stofarme gebieden (o.a. de stuwwallen van Achterhoek/Twente en Zuid Limburg) vindt weinig afbraak van nitraat plaats. Diverse winningen tonen hier ook nu al hoge concentraties nitraat. In de pyriethoudende

kalkloze afzettingen (Brabant) wordt nitraat deels verwijderd, maar onzeker is nog of dit overal afdoende is om de concentraties lager dan de nitraatnorm te houden. In pyriethoudende kalkrijke afzettingen (Achterhoek/Twente) wordt nitraat wel omgezet en blijven de nitraatconcentraties laag. Hierdoor nemen echter de sulfaatconcentraties, de hardheid en de concentraties zware metalen toe.

Deze kennis betekent dat in deze gebieden aanscherping van de verliesnormen gerechtvaardigd is.

Het is aan te bevelen nadere studie te doen naar de omvang en de verspreiding van de denitrificatiecapaciteit van de Nederlandse ondergrond om op die wijze te kunnen vaststellen of verdere differentiatie van de droge gronden mogelijk is.

Bronnen: gegevens Landelijk Meetnet Effectiviteit Mestbeleid, Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit, KIWA studie in het kader van deze evaluatie (Bron: Van Beek et al., 2002).



Figuur 8.3.2 Ruimtelijk beeld van de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater op (A) GLG-niveau en (B) op GLG – 1 m, bij variant D1. De resultaten van de lössgronden in Zuid Limburg zijn onbetrouwbaar, omdat STONE de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater van de lössgronden (nog) niet goed kan berekenen (zie tekst).

Vanwege de constatering dat in veel gebieden in Nederland nog nitraat verdwijnt tussen het bovenste grondwater en het diepere grondwater, wordt aanbevolen de diepte waarop aan de nitraatnorm wordt getoetst, te heroverwegen.

Effect van grondsoort op nitraatconcentratie

De nitraatconcentratie in het bovenste grondwater neemt af in de volgorde zandgronden > kleigronden > veengronden, bij overigens gelijke omstandigheden (netto-belasting, Gt) (zie ook Hoofdstuk 5 en Willems et al., 2002). Deze volgorde hangt samen met een toename in denitrificatie in omgekeerde volgorde.

Aanscherping van verliesnormen komt vooral op zandgronden tot uiting in een daling van de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater. Opgemerkt wordt dat grondsoort, zoals hier gedefinieerd (zand, klei en veen), verstrengeld is met grondwatertrap. Zandgronden hebben gemiddeld genomen een hogere Gt (diepe grondwaterstanden) dan kleigronden en veengronden.

Effect van landgebruik op nitraatconcentratie

Bij bouwland is het effect van de varianten van verliesnormen gering, omdat de netto-belasting van de bodem met stikstof weinig verschilt tussen de varianten (zie tabel 8.2.2). Aanscherping van verliesnormen heeft een groter effect op de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater van grasland dan van bouwland. De afname (in %) van het areaal landbouwgronden met meer dan 50 mg nitraat per liter in het bovenste grondwater is dan ook groter bij grasland dan bij bouwland, zowel bij de droge gronden als bij de overige gronden.

De teelt van een nagewas (of tussengewas) dat pas in het voorjaar wordt ondergeploegd (zoals in variant C), vermindert de uitspoeling van nitraat met gemiddeld 25 kg stikstof per ha per jaar (range 0-75 kg; Schröder et al., 1996). De nitraatconcentratie in het bovenste grondwater daalt bij het telen van een nagewas met gemiddeld 40 mg per liter, door een combinatie van stikstofopname in het gewas en denitrificatie. Het succes van deze maatregel hangt af van de ontwikkeling van het nagewas; hoe eerder het nagewas gezaaid en hoe zachter de herfst, hoe meer stikstof het nagewas kan opnemen uit de bodem en hoe lager de nitraatconcentratie in het grondwater. De door het nagewas opgenomen stikstof (circa 40 kg per ha) komt na mineralisatie deels beschikbaar voor het eerstvolgend hoofdgewas, waardoor de bemesting kan worden verminderd. Bij gelijk-blijvende bemesting neemt het effect van de teelt van een nagewas op de nitraatconcentratie van het bovenste grondwater op den duur af.

Effect van omzetting van grasland in bouwland en omgekeerd

Bij een vergelijkbare netto-belasting van de bodem met stikstof zijn de nitraatconcentraties in het ondiepe grondwater hoger bij maïsland en bouwland dan bij grasland. Dit hangt samen met verschillen in denitrificatie en accumulatie van organische stikstof in de bodem. Op grasland gaat relatief meer stikstof door denitrificatie verloren dan op bouwland, omdat grasland veelal op de nattere gronden ligt, graslandgronden een hoger organische-stofgehalte hebben en gras een hogere ondergrondse organische-stofproductie heeft. Aanwezigheid van weidend vee (vertrap-ping van de zode en mest- en urineplekken) leidt ook tot stikstofverliezen door (de)nitricatie. Daarenboven accumuleert op (jong) grasland organische stikstof in de bodem, terwijl bij maïsland en bouwland veelal netto-mineralisatie optreedt.

Bij omzetting van grasland in bouwland of maïsland komt de eerder geaccumuleerde stikstof weer vrij en is dan een potentiële bron voor extra nitraat naar het grondwater indien in de bedrijfsvoering geen rekening wordt gehouden met deze tijdelijke, interne stikstofbron. Het eerdere ver-

schil tussen grasland en bouwland (of maïsland) wordt dan tenietgedaan.

Implementatie van MINAS heeft geleid tot vermindering van verschillen tussen grasland, maïsland en bouwland in de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater. Maïs wordt vooral op melkveebedrijven verbouwd, en de bemesting van maïsland is daar mede afhankelijk van de bemesting van het grasland, omdat de verliesnormen op bedrijfsniveau gelden. De nitraatconcentraties in het bovenste grondwater van maïsland zijn daardoor omgekeerd gerelateerd aan die van grasland. Bij verandering van de verdeling van de beschikbare mest en kunstmest tussen grasland en maïsland, waarbij minder aan maïsland en meer aan grasland wordt toegediend, daalt de nitraatconcentratie op maïsland en stijgt het op grasland, in een verhouding van ongeveer 6:1 (bij een grasland : maïsland-verhouding van 4:1). Dit betekent dat de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater van maïsland 'gevoelig' is voor aannames over de verdeling van mest en kunstmest tussen grasland en maïsland.

In de berekeningen in hoofdstuk 7 (variant C) is een verlaging van de uitspoeling van nitraat van 6 mg per liter op bedrijfsniveau berekend. Voor het maïsland komt dit, bij een verhouding grasland-maïs van 4:1, neer op circa 25 mg per liter. In hoofdstuk 7 is overigens gemeld dat dit mogelijk niet de meest kosteneffectieve methode is.

Zijn zandgronden met Gt VI droge zandgronden?

Door betere ontwatering is het areaal landbouwgrond met Gt VI toegenomen, ten koste van vooral gronden met Gt V (*tabel 8.3.4*). Uit de STONE-resultaten blijkt dat het areaal zandgrond met Gt VI 166.000 ha is (*tabel 8.3.3*). Dit areaal is kleiner dan het areaal (220.000 ha) vermeld in hoofdstuk 6 (*tabel 6.1.1*); uit de STONE-resultaten blijkt dat het areaal zandgronden met Gt VII meer toegenomen is dan het areaal met Gt VI.

In de varianten A, B, C, D1, D2 en F zijn zandgronden met Gt VI tot de overige gronden gerekend en bij de varianten E, G en H tot de (aangewezen) droge zandgronden, waarvoor scherpere stikstofverliesnormen van toepassing zijn. Uit de resultaten van de STONE-berekeningen blijkt dat zandgronden met Gt VI een tussenpositie innemen: de nitraatconcentraties zijn lager dan bij zandgronden met Gt VII en VII* en hoger dan die bij Gt <VI. De gemiddelde verschillen in nitraatconcentraties tussen zandgronden met Gt VI, Gt >VI en Gt <VI zijn dermate groot (*figuur 8.3.1*) dat zandgronden met Gt VI noch tot droge gronden noch tot overige gronden gerekend kunnen worden. De grootte van het areaal rechtvaardigt ook dat zandgronden met Gt VI als aparte categorie worden beschouwd.

De variatie in nitraatconcentraties bij zandgronden met Gt VI is groot. Er zijn zandgronden met Gt VI die wat betreft nitraatuitspoeling ongeveer vergelijkbaar zijn met zandgronden met Gt VII, terwijl andere zandgronden met Gt VI meer overeenkomen met de ‘overige gronden’. Bij variant B is bijvoorbeeld de gemiddelde nitraatconcentratie bij grasland op zandgrond met Gt VI 50 mg per liter, terwijl de 5 en 95% percentielwaarden respectievelijk 17 en 106 mg per liter zijn. De grote variatie wordt veroorzaakt door variatie in berekende grondwaterstanden en in organische-stofgehalten van de bodem (Schoumans et al., 2002). Alle zandgronden met een berekende gemiddelde hoogste grondwaterstand van 40 tot 80 cm en gemiddeld laagste grondwaterstand van >120 cm zijn zandgronden met Gt VI. Voor denitrificatie maakt het echter veel uit of de hoogste grondwaterstand reikt tot 40 cm of tot 80 cm beneden maaiveld. Opsplitsing van de zandgronden met Gt VI in ‘natte’ (gemiddeld hoogste grondwaterstand GHG van 40-60 cm) en ‘droge’ (GHG van 60-80 cm) geeft aan dat de ‘natte’ zandgronden met Gt VI gemiddeld genomen een 40% lagere nitraatconcentratie in het bovenste grondwater hebben dan de ‘droge’ zandgronden (*tabel 8.3.5*). De ‘natte’ zandgronden met Gt VI voldoen gemiddeld genomen bij variant B reeds aan de MTR-waarde, bij de ‘droge’ zandgronden is dat gemiddeld genomen pas bij variant E.

Aanwijzing droge gronden

Op basis van de geconstateerde verschillen tussen aangewezen droge gronden en de daadwerkelijke droge gronden (zoals berekend), de variatie in de nitraatconcentraties bij de verschillende gronden en de variatie in denitrificatiecapaciteit van de gronden,

Tabel 8.3.5 Berekende nitraatconcentraties in het bovenste grondwater van zandgronden met Gt VI, waarbij is een onderverdeling is gemaakt tussen ‘natte’ (GHG van 40-60 cm) en ‘droge’ (GHG van 60-80 cm) zandgronden met Gt VI. Het oppervlak met ‘natte’ Gt VI zandgronden is 71.000 en het areaal ‘droge’ Gt VI zandgronden is 94.000 ha (Bron: Schoumans et al., 2002).

Variant	Nitraatconcentratie, mg/l	
	GHG = 40-60 cm	GHG = 60-80cm
A	76	103
B	46	65
D1	39	56
D2	36	53
E	31	46
F	38	56
G	31	45
H	28	41

wordt aanbevolen de aanwijzing van de droge gronden te herzien, waarbij zowel met de actualisatie van de grondwatertrappen als met de denitrificatiecapaciteit van de gronden rekening wordt gehouden.

Betrouwbaarheid van de berekende nitraatconcentraties

De effecten van aanscherping van stikstofverliesnormen op de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater, zoals gepresenteerd in deze paragraaf, zijn gebaseerd op resultaten van berekeningen met STONE. Deze resultaten komen redelijk goed overeen met de resultaten die in hoofdstuk 7 worden berekend met het model BBPR. Resultaten van beide modellen zijn getoetst aan resultaten van metingen; die van STONE onder andere aan resultaten van het Landelijk mestmeetnet, die van BBPR aan resultaten van proefvelden en proefbedrijven. In beide modellen is het verband tussen stikstofoverschot (volgens MINAS) en nitraatconcentratie in het bovenste grondwater lineair, maar afhankelijk van grondwatertrap en bedrijfsvoering. Maar er zijn ook verschillen.

- ❑ STONE berekent een ruimtelijk gedifferentieerd beeld van nitraatconcentraties in het bovenste grondwater voor heel Nederland, vooral alle vormen van grondgebruik. BBPR berekent nitraatconcentraties in het bovenste grondwater van een melkveebedrijf met grasland en maïsland, als functie van bedrijfsvoering.
- ❑ Bij STONE zijn de verschillen tussen grondwatertrappen in het verband tussen stikstofoverschot en nitraatconcentratie groter dan bij BBPR. Bij een hoog stikstofoverschot zijn de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater van droge zandgronden (Gt VII en VII*) bij STONE gemiddeld genomen hoger dan bij BBPR. Bij nattere gronden (Gt VI en V) berekent BBPR gemiddeld genomen hogere nitraatconcentraties dan STONE.
- ❑ Het verband tussen stikstofoverschot en nitraatconcentratie in het bovenste grondwater is bij STONE steiler dan bij BBPR, d.w.z. dat bij een vermindering van het stikstofoverschot de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater sterker dalen bij STONE dan bij BBPR.

- ❑ Voor de varianten D t/m H berekent BBPR gemiddeld genomen lagere nitraatconcentraties in het bovenste grondwater van droge zandgronden dan STONE. Dit hangt samen met de hiervoor genoemde verschillen, maar ook met lagere opgelegde stikstofoverschotten bij BBPR dan bij STONE, voor de genoemde varianten.

Samenvattend, resultaten van beide modellen komen op hoofdlijnen overeen, maar er zijn ook verschillen. Deze verschillen zijn illustratief voor de grote (ruimtelijke) variaties in het verband tussen stikstofoverschot en nitraatconcentraties in het bovenste grondwater, en voor de kennis daarover. Beide modellen berekenen voor droge zandgronden dat stikstofverliesnormen fors aangescherpt dienen te worden om een nitraatconcentratie van maximaal 50 mg per liter in het bovenste grondwater te realiseren (van varianten B tot D en H en verder). De overeenkomsten geven ook aan dat de gepresenteerde resultaten over het verband tussen stikstofoverschot en nitraatconcentraties in het bovenste grondwater op hoofdlijnen betrouwbaar zijn. De verschillen geven aan dat verdere modeltoetsing en monitoring nodig zijn.

8.4 Fosfaatverzadigingsgraad van de bodem

8.4.1 Resultaten op hoofdlijnen

Bij alle varianten neemt de fosfaatverzadigingsgraad van de bodem verder toe, behalve bij variant H. De toename is afhankelijk van de fosfaatverliesnorm, van de hoogte van de forfaitaire fosfaatafvoer en van het al dan niet opnemen van kunstmestfosfaat in MINAS. Hoe hoger de fosfaatverliesnorm en de kunstmestfosfaatgift, hoe sneller de fosfaatverzadigingsgraad toeneemt. In 2000 had circa 80% van het areaal landbouw op zandgronden een fosfaatverzadigingsgraad (FVG) van 25% of meer, en circa 30% een FVG van 50% of meer (*hoofdstuk 5*). Voor de kleigronden worden deze arealen geschat op respectievelijk 73 en 6% en voor veengronden op respectievelijk 65 en 23%.

Verliesnormen 2002 (variant B)

Bij een netto-belasting van de bodem met fosfaat zoals voor variant B is weergegeven in tabel 8.2.3, heeft in het jaar 2030 ruim 80% van het areaal landbouw op zandgronden een FVG van 25% of meer en 36% van dit areaal een FVG van 50% of meer (*tabel 8.4.1*). Vooral het areaal met een FVG van 50% of meer neemt toe. Bij de kleigronden en veengronden zijn de veranderingen minder groot.

Verliesnormen 2003 (varianten D1 en D2)

Bij deze varianten heeft in 2030 circa 80% van het areaal landbouw op zandgronden een FVG van 25% of meer en 34% een FVG van 50% of meer (*tabel 8.4.1*). Bij deze varianten neemt de FVG dus minder snel toe dan bij variant A.

Verdergaande varianten (varianten F, G en H)

Bij de varianten E en G vindt tussen 2000 en 2030 een beperkte accumulatie van fosfaat in de bodem plaats. Bij variant H vindt geen noemenswaardige accumulatie van fosfaat

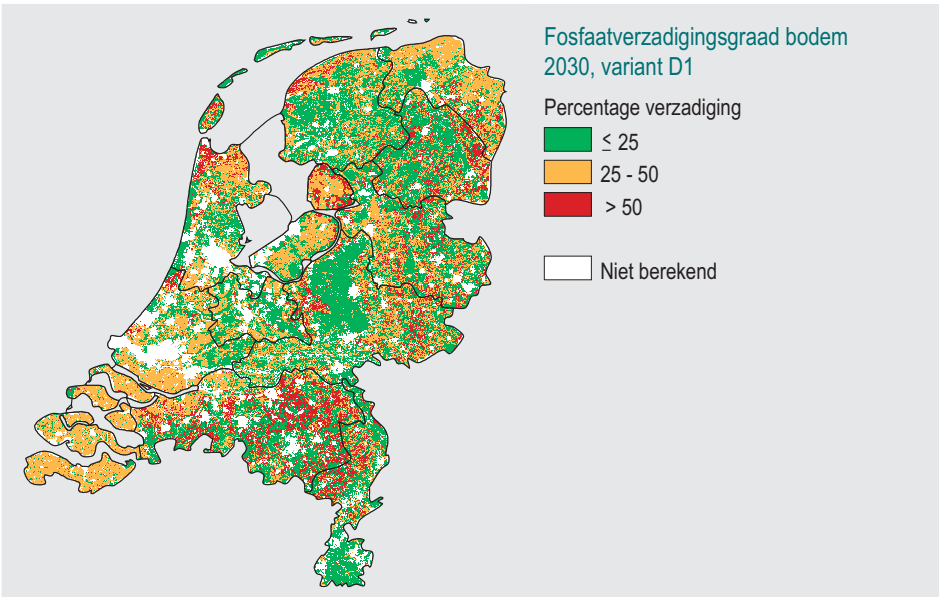
Tabel 8.4.1 Oppervlakte landbouwgrond op zandgronden, kleigronden en veengronden met een fosfaatver-
zadigingsgraad (FVG) van < 25%, 25-50% en >50% in het jaar 2030, als functie van variant. Oppervlak-
tes zijn uitgedrukt als percentage van het areaal landbouwgrond op zandgronden, kleigronden en veen-
gronden. Resultaten van varianten C, D1, D2 en E zijn samengevoegd en worden gepresenteerd onder
“variant D”.

Areal fosfaatverzadigde grond bij varianten, %												
FVG, %	Zandgronden				kleigronden				Veengronden			
	A	B	D	H	A	B	D	H	A	B	D	H
<25	20	20	20	21	21	22	23	27	35	38	33	46
25-50	43	44	46	51	72	71	71	70	44	39	47	37
>50	37	36	34	28	8	7	6	3	21	24	20	17

in de bodem plaats, omdat de netto-belasting van de bodem van vergelijkbare orde is als het verlies door uitspoeling naar het oppervlaktewater. Het areaal met een FVG >50% neemt daardoor iets af, waardoor de gemiddelde percentages in de klassen <25 en/of 25-50% iets hoger liggen (tabel 8.4.1).

8.4.2 Resultaten in detail

Figuur 8.4.1 illustreert het ruimtelijk beeld van de fosfaatverzadigingsgraad van de bodem in Nederland in 2030 bij variant D1. Zogenoemde ‘hot spots’ met een fosfaatver-



Figuur 8.4.1 Ruimtelijk beeld van de fosfaatverzadigingsgraad van de bodem in Nederland in 2030 bij variant D1 (Bron: Schoumans et al., 2002).

Tabel 8.4.2 Berekende ophoping van fosfaat in de bodem in de perioden 2000-2030 en 2000 – 2100 als functie van variant. Resultaten van varianten C, D1, D2 en E zijn samengevoegd en worden gepresenteerd onder “variant D”.

Varianten	ophoping van fosfaat in de bodem, kg P ₂ O ₅ per ha	
	Periode 2000-2030	Periode 2000-2100
B	990	3300
D	780	2600
F/G	390	1300
H	180	600

zadigingsgraad van meer dan 50% komen verspreid voor. In de oostelijke en zuidelijke zandgebieden betreft het vooral de lager gelegen zandgronden in beekdalen. In de westelijke, centrale en noordelijke klei- en veengebieden gaat het om bodems met ondiepe grondwaterstand.

In de periode 1950 – 2000 is de Nederlandse landbouwgrond verrijkt met gemiddeld 3.800 kg P (circa 8.700 kg P₂O₅) per ha (Boers et al., 1997; Smaling et al., 1999). Regionaal komen echter grote verschillen voor (zie hoofdstuk 5).

Bij variant B is de berekende netto-belasting van de bodem gemiddeld 33 kg P₂O₅ per ha per jaar (tabel 8.2.1). De berekende cumulatieve accumulatie is dan 990 kg P₂O₅ per ha in de periode 2000-2030 en 3.300 kg P₂O₅ per ha in de periode 2000-2100. Bij de D-varianten en vooral de varianten F, G en H is de ophoping fors minder (tabel 8.4.2) en neemt de mate van fosfaatverzadiging van de bodem minder snel toe dan bij variant B.

8.5 Belasting van oppervlaktewater met stikstof en fosfaat

8.5.1 Resultaten op hoofdlijnen

Aanscherping van verliesnormen leidt tot vermindering van de belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat uit de landbouw. De vermindering ten opzichte van de referentievariant A varieert voor stikstof van 15 tot 30 % en voor fosfor van 2 tot 15%, afhankelijk van de variant (Schoumans et al., 2002). Variant B heeft een relatief fors effect op de vermindering van de belasting met stikstof, samenhangend met de forse afname in de netto-belasting van de bodem (tabel 8.2.1).

De relatieve vermindering van de belasting van het oppervlaktewater is echter minder groot dan de relatieve vermindering van de netto-belasting van de bodem. Dit wordt veroorzaakt door een combinatie van de volgende factoren:

- ❑ landbouwgronden belasten het oppervlaktewater vooral in ‘laag’ Nederland, d.w.z. in noord, west, zuid-west en centraal Nederland, waar bouwland het dominante landgebruik is. Op bouwland vermindert de netto-belasting van de bodem minder dan gemiddeld over alle landgebruik (*tabel 8.2.2*);
- ❑ droge zandgronden met lagere verliesnormen komen in ‘laag’ Nederland minder voor dan in ‘overig’ Nederland;
- ❑ de belasting van het oppervlaktewater met fosfaat wordt primair bepaald door de fosfaatverzadigingsgraad van de bodem, hydrologie en kwel en niet door fosfaatoverschot. Het fosfaatoverschot bepaalt wel de snelheid waarmee de fosfaatverzadigingsgraad verandert (toeneemt) en daarmee de belasting van het oppervlaktewater op (lange) termijn;
- ❑ de absolute bijdrage van nutriëntenrijke kwel uit de ondergrond (achtergrondbelasting) is relatief groot (30% bij variant A tot 40% bij variant H) en verandert op korte termijn niet of nauwelijks met verandering van de variant van verliesnormen.

Aanscherping van verliesnormen voor stikstof van variant A naar variant B vermindert de belasting van het oppervlaktewater met 5 tot 10 kg stikstof per ha per jaar, afhankelijk van landgebruik en Gt. Aanscherping van variant B naar variant D1 vermindert de belasting van het oppervlaktewater met circa 5 kg en aanscherping van variant D1 naar variant H ook met circa 5 kg N per ha per jaar. De vermindering is het grootst bij bouwland en maïsland. Bij lage Gt zijn de maximale verschillen tussen varianten 25 kg N per ha per jaar en bij hoge Gt 5 kg N per ha per jaar.

Aanscherping van de verliesnormen voor fosfaat geeft op korte termijn een vermindering van de belasting van het oppervlaktewater met fosfor van maximaal 1 à 2 kg fosfor per ha per jaar. Vermindering is het grootst bij bouwland en maïsland.

De belasting van het oppervlaktewater met fosfaat uit landbouwgronden wordt vooral bepaald door de fosfaatverzadigingsgraad van de bodem en door hydrologie (grondwatertrap). Hydrologische maatregelen, bijvoorbeeld in het kader van natuurontwikkeling en “vernatting”, leiden vaak tot forse veranderingen (verhoging) van de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater. Varianten van verliesnormen beïnvloeden de ophoping van fosfaat in de bodem, en daardoor dus ook de mogelijkheden voor ontwikkeling van natte natuur (in de toekomst).

De ruimtelijke variatie in belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat is groot (zie ook *hoofdstuk 5*). De spreiding wordt vooral veroorzaakt door ruimtelijke variaties in grondwaterstand en fosfaatverzadiging van de bodem. Verschillen tussen jaren zijn eveneens groot; in een ‘nat’ jaar is de belasting soms meer dan een factor twee hoger dan in een ‘droog’ jaar.

Verliesnormen 2002 (variant B)

Bij variant B neemt de belasting van het oppervlaktewater met stikstof uit landbouwgronden af met circa 15-25 %, zowel ten opzichte van het referentiejaar 1985 als de referentievariant. De belasting met fosfaat vermindert met circa 15% ten opzichte van

het referentiejaar 1985 en met circa 2% ten opzichte van de referentievariant A. Regionaal komen echter grote verschillen voor.

Verliesnormen 2003 (varianten D1 en D2)

Aanscherping van de verliesnormen van 2002 naar 2003 leidt tot een extra vermindering van de belasting van het oppervlaktewater met stikstof uit landbouwgronden met 8% ten opzichte van 2002. De belasting met fosfaat vermindert met circa 6% ten opzichte van de referentievariant A.

Verdergaande varianten (varianten E, F, G en H)

Bij de varianten E, G en H neemt de belasting van het oppervlaktewater met stikstof uit landbouwgronden af met circa 25% ten opzichte van referentievariant A. Bij de varianten F, G en H is de berekende afname in de belasting met fosfaat circa 15% ten opzichte van referentievariant A. Deze afname is echter onzeker, mede omdat het modelinstrumentarium niet getoetst is in situaties met een gering fosfaatoverschot.

8.5.2 Resultaten in detail

De belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat uit de landbouw wordt beïnvloed door de varianten van verliesnormen, maar vooral ook door hydrologie (en dus grondwatertrap). De totale belasting is de resultante van de hoeveelheid (flux) bodemwater die uitstroomt naar het oppervlaktewater en de concentraties van stikstof en fosfaat in dat water. Neerslagoverschot en hydrologische omstandigheden bepalen de flux en de ouderdom van het water. Varianten van verliesnormen, grondsoort en landgebruik beïnvloeden vooral de concentraties van stikstof en fosfaat in dat water, vooral in het ‘jonge’ water.

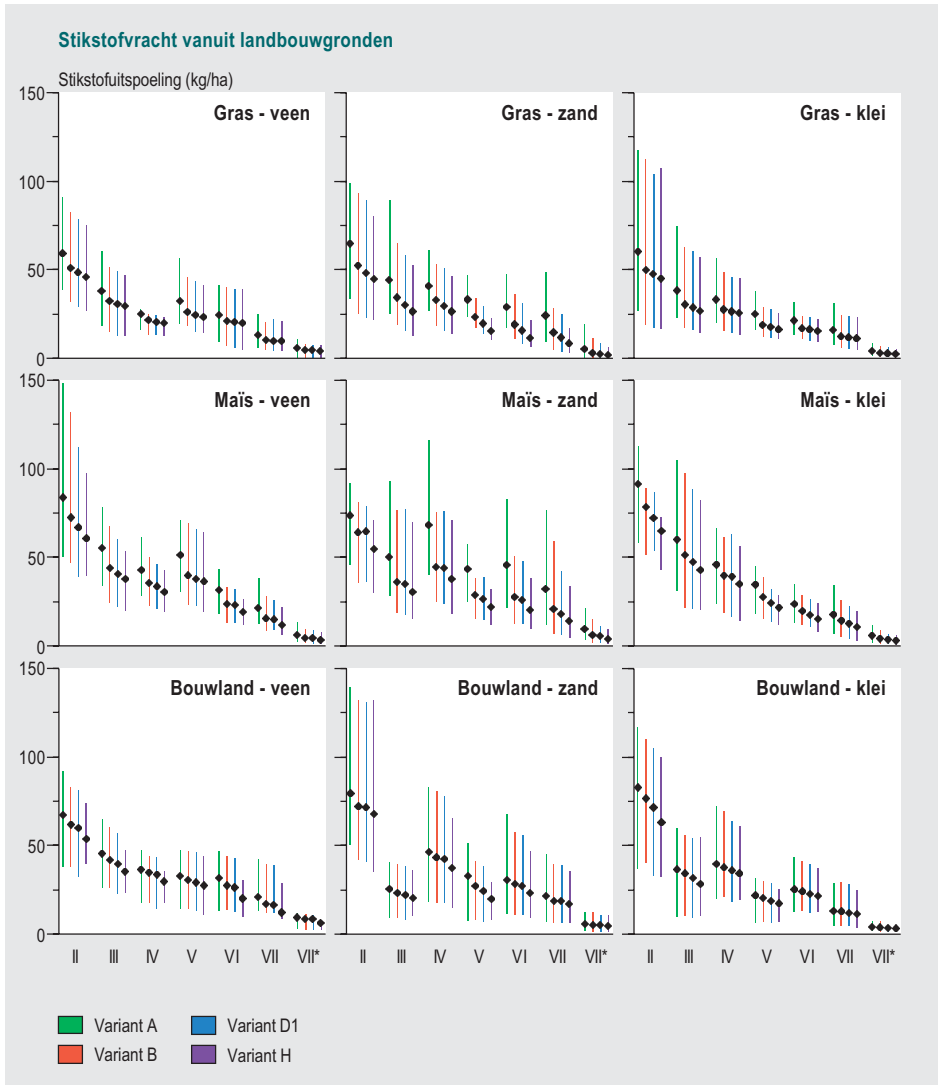
Belasting van het oppervlaktewater met stikstof

De totale *stikstofvracht* uit landbouwgrond naar het oppervlaktewater, uitgesplitst naar grondsoort, landgebruik en Gt, is geven in figuur 8.5.1. De totale stikstofvracht is afhankelijk van de Gt. De gemiddelde stikstofvracht varieert tussen 50 en 100 kg per ha bij Gt II en III, en tussen 5 en 40 kg per ha per jaar bij Gt VI, VII en VII*. De hoge belasting bij lage Gt wordt mede veroorzaakt door nutriëntenrijke kwel uit de ondergrond. Kwel speelt vooral in laaggelegen polders een rol.

Belasting van het oppervlaktewater met fosfor

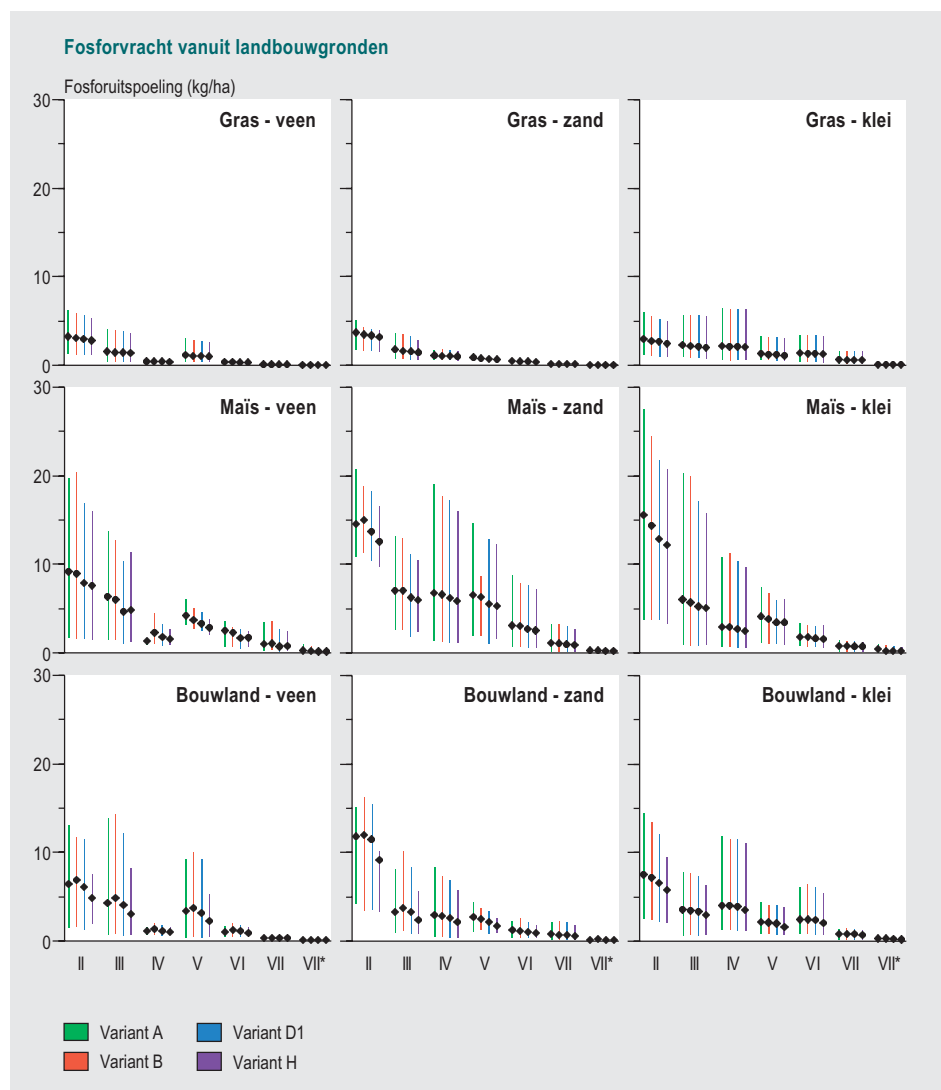
De totale *fosforvracht* uit landbouwgrond naar het oppervlaktewater, uitgesplitst naar grondsoort, landgebruik en Gt, is weergegeven in figuur 8.5.2. De gemiddelde fosforvracht varieert tussen 2 en 15 kg P per ha bij Gt II, en is minder dan 1 kg P per ha per jaar bij Gt VII en VII*. De hoge belasting bij lage Gt's wordt deels veroorzaakt door fosfaatrijke kwel uit de ondergrond. Tussen Gt III en Gt VI varieert de gemiddelde fosforvracht tussen minder dan 1 en circa 5 kg P per ha per jaar.

Het effect van de varianten van verliesnormen varieert tussen 0 en 1 (maximaal 2) kg per ha per jaar. Op termijn zullen de verschillen tussen varianten toenemen, omdat de



Figuur 8.5.1 Berekende stikstofvracht vanuit landbouwgronden naar het oppervlaktewater in 2030 (voortschrijdend 15-jaarsgemiddelde), als functie van grondwatertrap (Gt), grondsoort (veengronden, zandgronden en kleigronden) en landgebruik (grasland, maïsland en bouwland), bij de varianten A, B, D1 en H. De stikstofvrachten zijn weergegeven als gemiddelde (bolletje) en als 5- en 95-percentielwaarden (verticale lijnen rondom de mediaan) als maat voor de variatie binnen een combinatie van landgebruik-grondsoort-Gt.

toename in het areaal fosfaatverzadigde gronden verschilt tussen de varianten. De toename in het areaal fosfaatverzadigde gronden neemt af in de volgorde $A > B > C = D1 = D2 = E > F = G > H$. Verschillen tussen de varianten B, D, F/G en H in fosfaatbelasting van het oppervlaktewater zullen op een termijn van eeuwen daardoor steeds groter worden (Schoumans et al., 2002).



Figuur 8.5.2 Berekende fosforvrucht vanuit landbouwgronden naar het oppervlaktewater in 2030 (voortschrijdend 15-jaarsgemiddelde), als functie van grondwatertrap (Gt), grondsoort (veengronden, zandgronden en kleigronden) en landgebruik (grasland, maïsland en bouwland), bij de varianten A, B, D1 en H. De fosforvruchten zijn weergegeven als gemiddelde (bolletje) en als 5- en 95-percentielwaarden (verticale lijnen rondom de mediaan), als maat voor de variatie binnen een combinatie van landgebruik-grondsoort-Gt.

Effect van landgebruik op belasting oppervlaktewater

De belasting door maïsland en bouwland is gemiddeld hoger dan de belasting door grasland. Maïsland en bouwland zijn voor een groot deel van het jaar onbegroeid waardoor uitspoeling en oppervlakkige afstroming ('overland flow') hoger zijn op maïsland en bouwland dan op grasland. Het telen van een nagewas of tussengewas (variant C) bij maïs, granen en zo mogelijk bij hakvruchten na een vroege oogst vermindert de opper-

vlakkige afspoeling en daardoor de belasting van het oppervlaktewater. Het na de oogst losmaken van de bodem in bijvoorbeeld wielsporen vermindert eveneens de oppervlakkige afstroming.

Vernatting van landbouwgrond door bijvoorbeeld verhoging van slootpeil, ten behoeve van natuurontwikkeling, verhoogt in het algemeen de belasting van het oppervlaktewater met fosfor, afhankelijk van de hydrologie (zie tekstbox). Vernatting van landbouwgrond vermindert het fosfaatbindend vermogen van de grond, verandert de relatieve verhoudingen tussen transportroutes naar grondwater en oppervlaktewater en kan de hoeveelheid kwel (in bijvoorbeeld polders) doen verminderen. Zonder kwel leidt vernatting tot verhoging van de belasting; bij veel kwel kan door vernatting de belasting van het oppervlaktewater met fosfaat verminderen.

Verandering belasting oppervlaktewater door bestrijding van verdroging.

Maatregelen tegen verdroging en de geplande ontwikkelingen van grondwateronttrekkingen leiden tot een verandering in de waterhuishouding die van invloed is op de afspoeling van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater. Volgens modelberekeningen is het belangrijkste effect van de maatregelen tegen verdroging een toename van de uit- en afspoeling van fosfor in die regio's waar door vernatting de drainage toeneemt. In ongeveer 50% van het onderzochte areaal van 4000 km² neemt deze met meer dan 15% toe en

in ongeveer 10% van het areaal zelfs met meer dan 80%. De uit- en afspoeling van stikstof neemt gemiddeld over Nederland niet toe, maar kan lokaal wel sterk toe- of afnemen. Ook de invloed op de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater is klein. Meer gedetailleerde modelstudies voor het stroomgebied van de Schuitensbeek laten zien dat, afhankelijk van het type vernattingsmaatregelen, de fosforvrucht met 50-250% kan toenemen en de stikstofvrucht met 30-40 % (RIVM, 2000 en Vermulst, 1995).

Belasting van het oppervlaktewater door overige bronnen

De totale belasting van het oppervlaktewater door overige bronnen is vermeld in tabel 8.5.1. De lozingen door de industrie zijn vooral in de periode 1985-2000 sterk gedaald (hoofdstuk 5). Ook de lozing van fosfor in het effluent van rioolzuiveringsinstallaties (RWZI's) is in de periode 1985-2000 sterk gedaald. De totale belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfor door de andere bronnen daalt tussen 1985 en 2030 met meer dan 50% (behalve voor stikstof uit RWZI's).

Tabel 8.5.1 Veranderingen in de belasting van het oppervlaktewater door overige bronnen in de periode 1985 – 2030. Belasting is weergegeven in miljoen kg stikstof (N) en fosfor (P) per jaar (Bron: Oenema et al., 2002).

Bronnen	Stikstof			Fosfor		
	1985	2000	2030	1985	2000	2030
Industrie	20	5	4	13,4	1,5	0,7
RWZI's	38	30	23	10,8	2,9	2,8
Overstorten	2	1	1	0,1	0,1	0,1
Ongezuiverde riolering	6	0	0	1,2	0	0
Huishoudens	2	1	<1	0,6	0,1	<0,1
Regenwaterriool	1	1	1	<1	<1	<1
Atmosferische depositie	~	5	4	<0,1	<0,1	<0,1
Totaal overige bronnen	70	43	33	26	5	4
Totaal, in % van 1985	100	61	47	100	19	15

Tabel 8.5.2 Veranderingen in de aanvoer bij de Nederlandse grens van grensoverschrijdende vrachten aan stikstof en fosfaat via rivieren in de periode 1985 en 2030, in miljoen kg N en P per jaar. Gegevens voor de periode 1985-2000 zijn gebaseerd op metingen en voor 2030 op ramingen (Bron: Oenema et al., 2002).

Rivieren	Stikstof			Fosfor		
	1985	2000	2030	1985	2000	2030
Rijn	391	255	196	36	14	14
Maas	29	40	31	3	3	3
Schelde	35	39	30	4	3	2
Totaal	455	334	257	43	19	19

Aanvoer van stikstof en fosfor via grensoverschrijdende rivieren

De aanvoer van stikstof en fosfor via de grote grensoverschrijdende rivieren is vermeld in tabel 8.5.2. Tussen 1985 en 2000 is de aanvoer van fosfor met meer dan 50% verminderd, en die voor stikstof met ruim 25%. Vooral de aanvoer via de Rijn is afgenomen (hoofdstuk 5). Ramingen voor het jaar 2030 geven een verdere vermindering met bijna 25 % voor de aanvoer van stikstof, maar voor fosfaat is geen vermindering voorzien (Oenema et al., 2002). Bij de ramingen voor 2030 is rekening gehouden met verwachte saneringen van lozingen door industrie en RWZI's, en ook met vermindering van de belasting van het oppervlaktewater door de landbouw in omliggende landen.

Totale belasting van het oppervlaktewater door landbouw en overige bronnen

Aanscherping van de verliesnormen leidt tot een relatieve vermindering van de bijdrage van de landbouw aan de totale belasting van het binnenlandse oppervlaktewater (tabel 8.5.3). De grensoverschrijdende aanvoer door rivieren is hier niet bij betrokken, omdat de rivieren als doorvoer naar de Noordzee zijn beschouwd. De bijdrage van de landbouw aan de belasting met stikstof vermindert tot 57% en die van fosfor tot 44% bij implementatie van de meest vergaande variant H. Bij varianten B en D1 is de bijdrage van landbouwgrond aan de totale belasting voor stikstof respectievelijk 61 en 59% en

Tabel 8.5.3 Relatieve bijdrage van de landbouw aan de belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfor bij de varianten A t/m H. Belasting is weergegeven als 15-jaargemiddelde voor het jaar 2030, in procent van de totale belasting. Rivieren zijn hier niet bij de totale belasting in beschouwing genomen.

Varianten	Stikstof, in % van totaal ¹⁾	Fosfor, in % van totaal ²⁾
A	65	49
B	61	48
D1	59	47
D2	59	47
E	58	47
F	59	45
G	57	45
H	57	44

¹⁾ Inclusief 33 miljoen kg stikstof uit overige bronnen (zie tabel 8.5.1), excl. grensoverschrijdende rivieren
²⁾ Inclusief 4 miljoen kg fosfor uit overige bronnen (zie tabel 8.5.1), excl. grensoverschrijdende rivieren

voor fosfor respectievelijk 48 en 47%. De bijdrage van de landbouw blijft dus relatief hoog, ongeacht de variant.

8.6 Concentraties van stikstof en fosfor in oppervlaktewater

8.6.1 Resultaten op hoofdlijnen

Aanscherping van de verliesnormen van variant A naar variant H vermindert de concentraties van stikstof en fosfaat in de zoete Rijkswateren met maximaal 10%.

Aanscherping van de verliesnormen van variant A naar variant H vermindert de concentraties van stikstof en fosfaat in de zoete regionale wateren (sloten en beken en meren en plassen) met 15-25%. Vanwege de beperkte daling vermindert de kroosbedekking van sloten ook nauwelijks.

Aanscherping van de verliesnormen van variant A naar variant H heeft een gering effect op de concentraties stikstof en fosfaat in de zoute kustwateren (kustzone Noordzee en Waddenzee). De geringe effecten van aanscherping van de verliesnormen worden mede veroorzaakt door de dominante invloed van de aanvoer van stikstof en fosfor via grensoverschrijdende rivieren en Het Kanaal.

8.6.2 Resultaten in detail

Concentraties van stikstof en fosfor in zoete Rijkswateren

Aanscherping van verliesnormen heeft een gering effect op de concentraties van stikstof en fosfaat in de zoete Rijkswateren (groter rivieren Rijn, Waal, Maas en IJssel, en IJsselmeer). Aanscherping van variant A naar variant H verlaagt de stikstof- en fosforconcentraties in IJsselmeer en Nieuwe Waterweg minder dan 10%. De geringe effecten van aanscherping worden veroorzaakt door de geringe afname van de belasting van het oppervlaktewater bij aanscherping van de verliesnormen en door de relatief grote bijdrage van grensoverschrijdende rivieren aan de totale belasting van de Rijkswateren met stikstof en fosfaat (zie hoofdstuk 5).

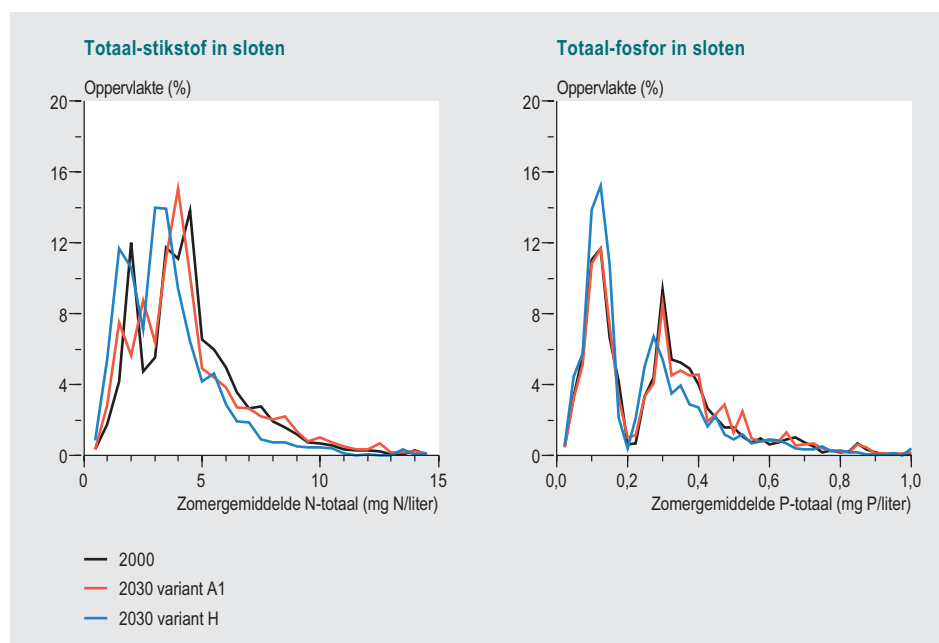
De gemiddelde stikstofconcentratie in het IJsselmeer varieert van 3 mg in de winter tot 2 mg per liter in de zomer en de fosforconcentraties van 0,13 tot 0,18 mg per liter. Dit betekent dat de MTR-waarden voor stikstof en fosfor min of meer zijn gerealiseerd in het IJsselmeer. Voor ecologisch herstel is echter een verdere daling nodig; de vertroebeling van het water van het IJsselmeer door algengroei is zomers nog pregnant. In de Nieuwe Waterweg zijn de gemiddelde stikstofconcentratie 5 mg per liter en de fosforconcentraties 0,35 mg per liter.

Concentraties van stikstof en fosfor in zoete Regionale wateren

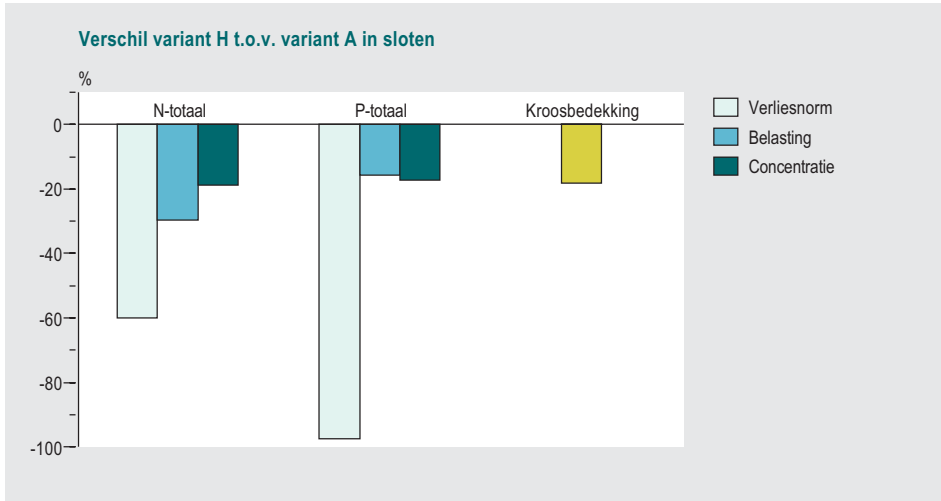
Voor sloten zijn uit- en afspoeling van landbouwgrond en kwel uit de ondergrond vrijwel de enige bronnen van stikstof en fosfor. Aanscherping van verliesnormen van variant A naar variant H leidt tot een geringe daling (15-25%) van de belasting van sloten (Oenema et al., 2002), waardoor de concentraties in sloten ook heel licht dalen. Figuur 8.6.1. geeft aan dat het oppervlak sloten met meer dan 0,2 mg P l⁻¹ iets afneemt, bij aanscherping van variant A naar H. Een vergelijkbare trend wordt waargenomen voor stikstof (figuur 8.6.1). De concentraties van zowel stikstof als fosfor blijven relatief hoog. Daardoor blijft ook de kroosbedekking onverminderd hoog. Fosfor heeft een grotere sturende werking op de kroosbedekking dan stikstof. Vanaf 0,3 mg P l⁻¹ is de kroosbedekking 100% (Oenema et al, 2002).

De relatief kleine veranderingen in stikstof- en fosfaatconcentraties en in de kroosbedekking van sloten ten opzichte van de relatief grote verschillen in verliesnormen voor stikstof en fosfaat tussen variant A en H (figuur 8.6.2) illustreren indirect dat verbetering van de ecologische kwaliteit van sloten zonder aanvullende maatregelen moeizaam verloopt. Een vermindering van de fosfaatbelasting van de bodem met meer dan 90% leidt tot een vermindering van de kroosbedekking met minder dan 20%. Aanvullende maatregelen zoals uitbaggeren en doorspoelen zijn nodig om sloten ecologisch te herstellen.

Voor beken zijn uit- en afspoeling van landbouwgrond en rioolwaterzuiveringsinstallaties de belangrijkste bronnen van stikstof en fosfaat. Aanscherping van verliesnormen

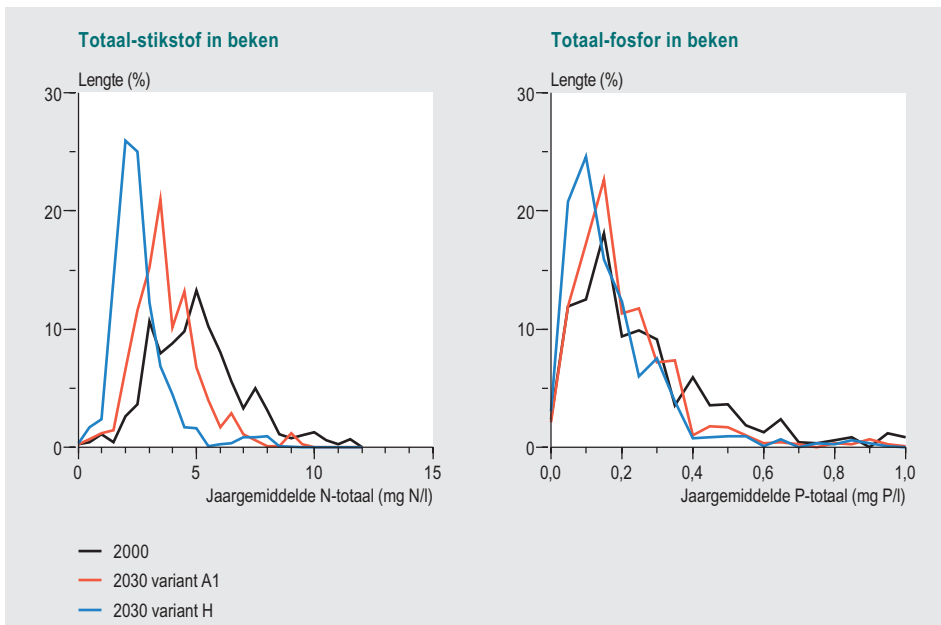


Figuur 8.6.1 Frequentieverdelingen voor de zomergemiddelde concentraties van fosfor (P-totaal) en stikstof (N-totaal) in sloten voor de varianten A (2000 en 2030) en H (2030). De frequentieverdeling geeft de procentuele verdeling van het slootoppervlak weer (Bron: Oenema et al., 2002).

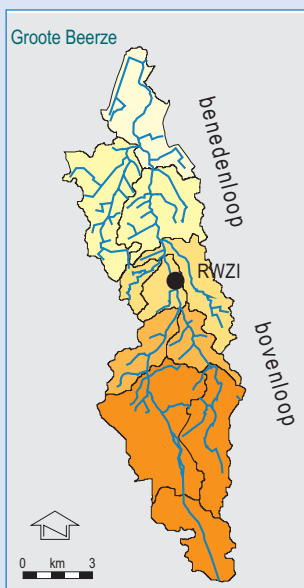


Figuur 8.6.2 Relatieve verschillen tussen varianten A en H in de grootte van de verliesnormen voor stikstof en fosfaat, en in de relatieve veranderingen in belasting van sloten met stikstof en fosfaat, in stikstof en fosforconcentraties en in kroosbedekking van sloten (Bron: Oenema et al., 2002).

van variant A naar variant H leidt tot een geringe daling van de fosfor- en stikstofconcentraties (figuur 8.6.3). De resultaten voor beken dienen als indicatief te worden beschouwd (Oenema et al., 2002).



Figuur 8.6.3 Frequentieverdeling van fosfor- en stikstofconcentraties in hoofdbeken voor de varianten A (2000 en 2030) en variant H (2030) (Bron: Oenema et al., 2002).



Proefstudie: effect van aanscherping van verliesnormen op de concentraties van stikstof en fosfor in de beek Groote Beerze

Het stroomgebied van de beek Groote Beerze, een gebied van 10,000 ha in Noord-Brabant, kan worden gekenmerkt als een typisch veehouderijgebied. Rondom de bovenloop liggen ook betrekkelijk veel natuurgebieden, op de benedenloop loost de rioolwaterzuivering (RWZI) van Hapert. Zowel in de boven- als de benedenloop van de beek zijn relatief hoge stikstofconcentraties aangetroffen. De fosforconcentraties zijn met name hoog in de benedenloop.

Met modellen is het effect van de aanscherping van verliesnormen op deze concentraties berekend. Implementatie van variant A leidt ertoe dat in 2030 in de bovenloop van de beek de jaargemiddelde stikstofconcentratie met ruim 20% en de fosforconcentratie met circa 10% afneemt ten opzichte van de situatie in 1995-2000. De concentraties zijn dan nog steeds relatief hoog. Implementatie van variant H leidt in de bovenloop tot een afname van de stikstofconcentratie met circa 40% en van de fosforconcentratie met ruim 30%.

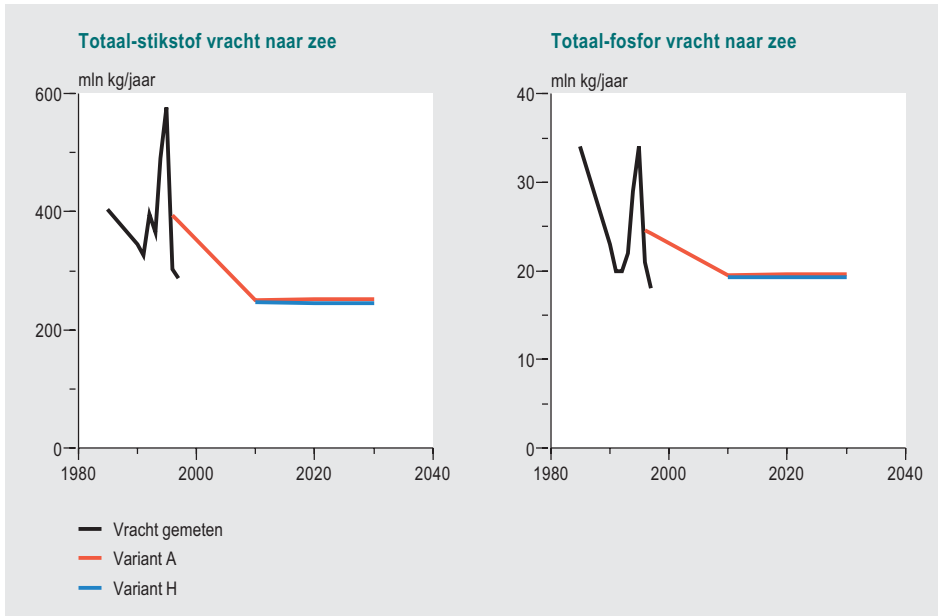
De concentraties in de benedenloop worden sterk beïnvloed door de effluentlozingen van de RWZI Hapert. Daardoor leiden de varianten van verliesnormen hier tot een beperkte afname van de stikstof- en fosforconcentraties: respectievelijk circa 10% en 1% voor variant A, en circa 20% en 5% voor variant H.

In de door de RWZI beïnvloede wateren is, op korte termijn, meer te bereiken door verdere sanering van lozingen. Berekeningen tonen aan dat een combinatie van aanscherping van verliesnormen, sanering van communale lozingen én aanpassing van het hydro-logisch systeem de meeste perspectieven biedt op het realiseren van een goede ecologische waterkwaliteit in de Groote Beerze (De Blois, 2002).

Concentraties van stikstof en fosfor in de kustwateren

Aanscherping van de verliesnormen heeft nauwelijks effect op de belasting en concentraties van de zoute wateren (Noordzeekuststrook en Waddenzee). Aanscherping van variant A naar H laat zien dat de belasting van de zoute wateren met minder dan 5% vermindert. De geringe effecten van de aanscherping worden veroorzaakt door de geringe afname van de belasting van de zoete oppervlaktewateren bij aanscherping van de verliesnormen en door de relatief grote bijdrage van grensoverschrijdende rivieren aan de totale afvoer van stikstof en fosfor naar het kustwater.

Ten opzichte van 1996 daalt de belasting met stikstof met ongeveer 35%, en de belasting met fosfaat met ongeveer 20% (*figuur 8.6.4*). Deze daling wordt voornamelijk veroorzaakt door daling in de aanvoer via grensoverschrijdende rivieren. Naar verhouding daalt de belasting naar de Hollandse kustzone iets sterker dan de directe belasting op de Waddenzee.



Figuur 8.6.4 Veranderingen in de vrachten van stikstof en fosfor naar de Noordzee via de grote rivieren. Resultaten voor de jaren 1985-1997 zijn gemeten vrachten en voor de periode 1996-2030 berekende vrachten voor de varianten A en H (Bron: Oenema et al., 2030).

8.7 Emissies van ammoniak en lachgas

Ammoniakemissie

Aanscherping van de stikstofverliesnormen leidt tot vermindering van de ammoniak-emissie uit de landbouw (tabel 8.7.1). De vermindering van de ammoniakemissie wordt teweeggebracht door een lagere stikstofuitscheiding per dier (minder stikstof in de mest) en door inkrimping van de veestapel (minder mest), bij aanscherping van de verliesnormen. De geringere mestproductie en de lagere stikstofgehalten in de mest leiden tot lagere ammoniakemissies uit stallen en mestopslagen en uit de mest na toediening op het land. De totale emissie neemt af van 159 miljoen kg in 1998 via 137 miljoen kg bij variant B, 129 miljoen bij de D-varianten tot 107 miljoen bij variant H (tabel 8.7.1).

Bij geen van de varianten wordt de emissiedoelstelling gerealiseerd voor het jaar 2010 van maximaal 86 miljoen kg ammoniak uit de landbouw op een totaal van 100 miljoen kg ammoniak (NMP4, 2001). De doelstelling van de EU-NEC-richtlijn en van het Gotenburg-protocol (115 miljoen kg ammoniak uit de landbouw op een totaal van 128 miljoen kg) wordt enkel gerealiseerd bij de varianten E, G en H.

Door maatregelen in de bedrijfsvoering kan de ammoniakemissie anders worden dan in tabel 8.7.1 aangegeven. Beperking van de weidegang kan bijvoorbeeld tot een toename van de emissie leiden met 10 à 15 miljoen kg. Maatregelen in het kader van het Besluit ammoniakemissie huisvesting veehouderij kunnen de emissie met naar schatting 15 à

Tabel 8.7.1 Ammoniakemissie uit de landbouw in de periode 1990-2000 en bij implementatie van varianten B, D, G en H. De emissie is uitgedrukt in miljoen kg ammoniak (NH3) per jaar.

Ammoniakbron	Emissie in periode 1990-2000 ¹⁾				Emissie bij varianten			
	1990	1995	1998	2000*	B	D1	G	H
Stal en mestopslag	89	89	77	77	62	61	56	51
Mestaanwending en beweiding	121	76	70	68	63	57	54	47
Kunstmest	10	13	13	12	12	10	8	9
Totaal	220	179	159	147	137	129	118	107
Totaal, % van 1990	100	81	72	66	62	59	54	49

1) Bron historie: Milieucompendium 2001 (RIVM/CBS, 2001)

*voor 2000 gaat het om voorlopige cijfers

20 miljoen kg verminderen. Hierdoor is de ammoniakemissie vanaf de D1-variant waarschijnlijk lager dan de doelstelling van het Gothenburg-protocol.

Lachgasemissie

Aanscherping van de stikstofverliesnormen leidt tot vermindering van de lachgasemissie uit de landbouw (tabel 8.7.2). De vermindering van de lachgasemissie wordt teweeggebracht door afname van de emissies uit bodem, na toediening van kunstmest en dierlijke mest, en uit stal- en mestopslagen. Bij implementatie van variant B neemt de emissie met 2 miljoen kg af ten opzichte van 1998; bij variant H met 6 miljoen kg per jaar. Tussen de B- en D-variant daalt de emissie met 1,5 miljoen kg. Dit komt ongeveer overeen met 0,5 miljoen ton CO₂-equivalenten.

In tabel 8.7.2 is 1990 als referentiejaar gekozen, omdat dat jaar in het Kyoto-protocol (UNFCCC, 1997) als referentiejaar is gekozen. Op basis van het Kyoto-protocol is afgesproken dat Nederland de totale emissie van broeikasgassen in 2008-2012 met 6% heeft verminderd ten opzicht van 1990. Er zijn echter geen specifieke doelstellingen voor de vermindering van de emissies van lachgas uit de landbouw. Uit de berekeningen blijkt dat de emissies bij variant B gelijk zijn aan die in 1990 en bij variant D1 6% lager dan in 1990.

De berekeningen zijn uitgevoerd volgens de methodiek die wordt toegepast ten behoeve van Milieubalans en Milieuverkenningen. Deze methodiek wijkt enigszins af van die van de IPCC-methode, maar de resultaten van beide methoden verschillen niet zo veel. De absolute grootte van de totale lachgasemissie uit de landbouw is nog tamelijk onzeker, maar de berekende verschillen door aanscherping van verliesnormen zijn relatief ‘robuust’. Door veranderingen in bijvoorbeeld beweidingssysteem en stalsystemen (strooiselstallen) kan de totale emissie echter fors veranderen, binnen de genoemde varianten van verliesnormen, maar de relatieve verschillen tussen varianten blijven naar verwachting gelijk.

Tabel 8.7.2 Lachgasemissie uit de landbouw in de periode 1990-2000 en bij implementatie van varianten B, D, G en H. De emissie is uitgedrukt in miljoen kg lachgas (N₂O) per jaar.

Bron	Emissie in periode 1990-2000 ¹⁾				Emissie bij varianten			
	1990	1995	1998	2000*	B	D1	G	H
Stal en mestopslag	0,7	0,7	0,7	0,6	0,5	0,5	0,5	0,5
Mestaanwending en beweiding	9,6	14,4	12,9	12,4	10,7	9,9	9,3	8,3
Kunstmest	7,0	6,8	6,8	6,5	6,1	5,4	4,4	4,8
Achtergrondemissie en biol. N ₂ -binding	5,0	4,9	4,9	4,9	4,9	4,9	4,9	4,9
Totaal	22,2	26,9	25,3	24,4	22,3	20,8	19,1	18,5
Totaal, % van 1990	100	121	114	109	100	94	86	83

1) Bron historie: MV-5, 2000; Milieucompendium 2001 (RIVM/CBS, 2001)

* voor 2000 gaat het om voorlopige cijfers

8.8 Consequenties voor mens en natuur

Het uiteindelijke doel van de aanscherping van verliesnormen is om eutrofiëring van het milieu te verminderen tot de gewenste niveaus, waardoor (eco)toxicologische risico's voor mens en dier verminderen en de ecologische waarde van zoete en zoute oppervlaktewateren en van bos- en natuurterreinen verbeterd tot de gewenste niveaus.

Aanscherping van verliesnormen leidt tot daling van de nitraatconcentraties in het grondwater. Vooral het areaal met extreem hoge nitraatconcentraties (>100 mg per liter) neemt fors af. Toxicologische risico's voor mens en dier bij het nuttigen van drinkwater, bereid uit grondwater, nemen daardoor af. Er is echter geen studie verricht naar de mate waarin toxicologische risico's afnemen bij de verschillende varianten. Overigens mogen drinkwaterbedrijven geen drinkwater afleveren waar meer dan 50 mg nitraat per liter in zit. Indien grondwater meer nitraat bevat, dan wordt het gemengd (verdund) met ander grondwater waarin minder nitraat zit, of wordt het nitraat uit het grondwater verwijderd.

Aanscherping van verliesnormen leidt tot daling van stikstof- en fosforconcentraties in zoete en zoute oppervlaktewateren, maar de daling is heel bescheiden. Voor de meeste oppervlaktewateren blijft de belasting met stikstof en fosfor (veel) te hoog voor ecologische herstel. Om de gewenste ecologische doelen voor de verschillende typen oppervlaktewateren te realiseren, dient de totale belasting van het zoete oppervlaktewater te verminderen met 80 tot 90% voor fosfor en met 50 tot 90% voor stikstof (Van Liere en Jonkers, 2002). De berekende vermindering van de belasting door de landbouw, bij aanscherping van verliesnormen van variant A naar H, is 15 % voor fosfor en 25% voor stikstof (tabel 8.5.3). Omdat de landbouw een bijdrage levert van 45 tot 60 % aan de totale belasting van het oppervlaktewater (tabel 8.5.3), is de vermindering van de belasting, zelfs bij implementatie van variant vergaand (H), onvoldoende om de ecologische doelen voor het oppervlaktewater te realiseren. Vertroebeling van oppervlaktewateren, overwoekering van plassen door één of enkele soorten, de kroosbedekking van sloten,

zuurstofloosheid van gestratificeerde delen van meren en kustzones, en ontwikkeling van draadalgen en blauwwieren (die toxische stoffen uitscheiden) zullen daardoor slechts weinig afnemen. Aanvullende maatregelen kunnen echter een forse bijdrage leveren, waardoor ecologische herstel kan worden bevorderd (zie tekstbox ‘*Ecologisch herstel aquatische systemen*’).

De kosten die de landbouw moet maken bij het implementeren van de varianten van verliesnormen blijken fors te zijn (*hoofdstuk 7*). Het is interessant om deze kosten te vergelijken met kosten die door andere sectoren worden gemaakt om hetzelfde doel (een vermindering van de belasting van het oppervlaktewater met nutriënten) te bereiken. Naast landbouw zijn er twee andere grote sectoren die het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat belasten, namelijk de industrie en de RWZI's. De industrie heeft in de periode 1985-2000 een forse slag gemaakt met de reductie van deze emissies, zowel voor stikstof (vermindering met circa 75%) als voor fosfaat (circa 90%). De RWZI's hebben in die periode een forse vermindering van vooral fosfaatemissies weten te bereiken. De Unie van Waterschappen heeft de kosten die gemaakt worden om de belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat door RWZI's te verminderen in kaart gebracht. De jaarlijkse kosten voor defosfatering bedroegen in 1995 circa 37 miljoen euro en eind jaren 90 circa 43 miljoen euro. Voor verbetering van de verwijdering van stikstof worden momenteel nog veel investeringen gepleegd. Naar schatting bedragen de totale (landelijke) kosten voor stikstofverwijdering in de periode 2000-2005 circa 450 miljoen euro. Dit brengt de totale jaarlijkse kosten voor verwijdering van stikstof en fosfaat uit afvalwater in die periode op 133 miljoen euro (Unie van Waterschappen, 1995). Over kosten voor waterbeheer, recreatie, visserij en industrie is te weinig bekend om met enige betrouwbaarheid uitspraken te kunnen doen.

De kosten die worden gemaakt om de gevolgen van schade door eutrofiëring en verzuuring in natuurgebieden te herstellen, zijn niet precies bekend. Een globale schatting geeft aan dat jaarlijkse meer dan 50 miljoen euro wordt uitgegeven aan een veelheid van maatregelen (Jan Vreke, persoonlijke mededeling).

De kosten die door de drinkwaterbedrijven zijn gemaakt, zijn geschat op 85 miljoen euro voor de periode 1991-2000 (Van Beek et al., 2002). Aan curatieve maatregelen, verwijdering van nitraat/ nikkel en ontharding is respectievelijk circa 13 en 21 miljoen euro besteed. Aan preventiemaatregelen is 22 miljoen euro besteed. Naar verwachting zullen de jaarlijkse kosten in de komende periode toenemen, met name voor ontharding.

Aanscherping van de verliesnormen leidt tot een vermindering van de ammoniakemissie van 14 % (bij variant B) tot 33 % (bij variant H) ten opzichte van de emissie in 1998 (*tabel 8.7.1*). De atmosferische depositie van stikstof neemt daardoor af, waardoor ook ‘vergrassing’ van heidevelden en de ‘verbraming’ van bossen afnemen. In NMP4 is aangegeven dat een emissiebeperking van ammoniak uit de landbouw van 75 tot 85%, ten opzichte van 1990, nodig is om te komen tot 95% bescherming van de biodiversiteit in de natuur. Deze doelstelling wordt bij geen van de varianten gerealiseerd (*tabel 8.7.1*).

Aanscherping van de verliesnormen van variant A (1998) tot variant D1 leidt tot een vermindering van de lachgasemissie van bijna 5 miljoen kg, overeenkomend met circa 2 Mton CO₂-equivalent. Rendabele maatregelen voor emissiebeperking in de industrie kosten momenteel 10 tot 25 euro per ton CO₂-equivalent. Dit betekent dat de geldelijke waarde van de vermindering van de lachgasemissie overeenkomt met 20 tot 50 miljoen euro. Aanscherping van verliesnormen levert een significante bijdrage aan het realiseren van de doelstelling van Nederland in het kader van het Kyoto-protocol.

De effecten van aanscherping van verliesnormen hebben vooral een 'regionaal' effect. In een recent artikel in Science geven Tilman et al. (2001) aan dat de mondiale toename van de eutrofiëring van het milieu door de landbouw tot ecologische veranderingen op mondiale schaal leiden (mede door de toenemende wereldbevolking). Het is juist de toename in schaal, van lokale tot regionale, continentale en mondiale dimensies van de eutrofiëring door de landbouw op de wereld, die zorgen baart. Grootschalige afname in soorten en toename van enkele individuen (afname biodiversiteit) leiden tot vermindering in stabiliteit en herstelvermogen van ecosystemen op grote schaal. Dit suggereert dat de (ecologische effecten van) aanscherping van verliesnormen niet enkel op regionale schaal beschouwd dienen te worden.

Aanscherping van verliesnormen is een stap in de richting van meer duurzame landbouw conform de doelstellingen van NMP-4. In de rekenschap van de effecten met betrekking tot 'hier en nu' en 'elders en later' verdienen de volgende aspecten nog vermelding:

- ❑ de fosfaatophoping in de bodem neemt bij alle varianten, behalve variant H, verder toe; de ecologische effecten van reeds fosfaatverzadigde bodems en van de voortgaande fosfaatophoping worden naar de toekomst afgewenteld. Tegenover de ophoping in de Nederlandse bodem staat uitputting van de bodem op veel plaatsen elders op de wereld en uitputting van de gemakkelijk beschikbare voorraad fosfaats;
 - ❑ ook bij afwezigheid van een landelijk mestoverschot in 2003 bij verliesnormen van variant D1 of D2, kan slechts 50-60% van de op de bedrijven geproduceerde dierlijke mest ook op eigen bedrijf worden geplaatst (Staalduinen et al., 2002). De overige 40-50% wordt getransporteerd naar andere bedrijven in Nederland (ruim 30%) en geëxporteerd naar het buitenland (ruim 10%). Deze mestbewegingen gaan gepaard met veel transport en zijn gevoelig voor energieprijzen, dierziekten, etc.;
 - ❑ de Nederlandse veehouderij is afhankelijk van import van veevoer dat elders is geproduceerd. Deze import gaat gepaard met transport en energiegebruik. In 2000 werd 10 keer meer plantaardig eiwit in de vorm van veevoer geïmporteerd dan in Nederland in totaal aan plantaardig eiwit in de akker- en tuinbouw werd geproduceerd. De Nederlandse landbouw beïnvloedt de nutriëntenkringloop op een veel groter areaal dan enkel het landbouwareaal in Nederland.

Ecologisch herstel aquatische systemen

Aquatische ecosystemen reageren (zichtbaar) niet snel op veranderingen in de nutriëntentoevoer. Bij toevoer van een overmaat van nutriënten blijft het water in eerste instantie nog helder omdat een grote hoeveelheid nutriënten opgeslagen kan worden in het sediment en in biomassa. De helft van het fosfor in de waterfase van eutrofe meren kan zich in vissen bevinden (Van Liere en Janse, 1992). Pas wanneer de 'buffercapaciteit' uitgeput is, vertroebelt het water door algengroei. Het systeem is nu volledig veranderd: 'van veel soorten en weinig individuen naar weinig soorten en veel individuen'.

Vermindering van de eutrofiëring in zoete oppervlaktewateren dient te gebeuren door vermindering van de toevoer met fosfor, omdat fosfor van nature de limiterende factor is voor algengroei. Wanneer de toevoer van fosfor naar een sterk geëutrofiëerd aquatisch ecosysteem vermindert, dan hoeft dat geen zichtbare ecologische consequentie te hebben. De concentratie kan wel dalen, maar het in het sediment opgeslagen fosfor wordt nageleverd en de chlorofylconcentratie (als maat voor algen) blijft onveranderd hoog. Pas als de vermindering van de toevoer groot (en langdurig) is, gaat het systeem terug naar de heldere toestand. Diepte, verblijftijd, bodemtype en systeemkenmerken, zoals bij stromende wateren de stroomsnelheid, spelen een grote rol. Het is dan ook niet simpel om recht toe recht aan uitspraken te doen over het herstel van watersystemen. Wanneer vermindering van de toevoer van nutriënten de enige maatregel is, moeten de concentraties zeer laag zijn om herstel te bewerkstelligen (Van Liere en Jonkers, 2002). Aanvullende maatregelen, per watertype verschillend, kunnen het proces aanzienlijk versnellen. Ieder watertype en ieder water is een uniek ecosysteem, dat om

eigen specifieke maatregelen vraagt. Successen zijn daarmee reeds behaald:

- ❑ het Veluwemeer is door een combinatie van vermindering van de toevoer met fosfor en doorspoelen met voedselarm grondwater teruggebracht tot de heldere fase met kranswiergroei (Boers, 2002);
- ❑ sloten in de polder Bergambacht stegen in ecologisch opzicht door baggeren en het verminderen van puntbronnen (Twisk et al, 2002);
- ❑ ingrijpen in de voedselketen van kleine meren (bijvoorbeeld wegvangen planktivore vis) kan de omschakeling naar helder water aanmerkelijk versnellen (Meijer, 2000).

Als door vermindering van fosforbelasting en eventuele aanvullende beheersmaatregelen weer een helder systeem is ontstaan, dan worden ook stikstofconcentraties belangrijker, omdat deze mede de soortensamenstelling in het watersysteem bepalen.

Bestrijding van eutrofiëring is gebaat bij een regionale aanpak (van Liere en Jonkers, 2002). Deze werkwijze is in overeenstemming met de Europese Kaderrichtlijn Water, waarin de Goede Ecologische Toestand bereikt moet worden in 2015 door het uitvoeren van waterbeheersplannen op stroomgebiedsniveau.

In mariene wateren is stikstof de belangrijkste limiterende factor voor algengroei. Ook hier zijn de concentraties van stikstof nog zo hoog dat ecologische effecten van de huidige voorgestelde vermindering van stikstoftoevoer niet verwacht mogen worden. De totale toevoer naar de kustwateren wordt bovendien slechts voor een deel bepaald door de landbouw in Nederland. Herstel van de kustwateren vraagt om een internationale aanpak.

9 SYNTHESE

9.1 Inleiding

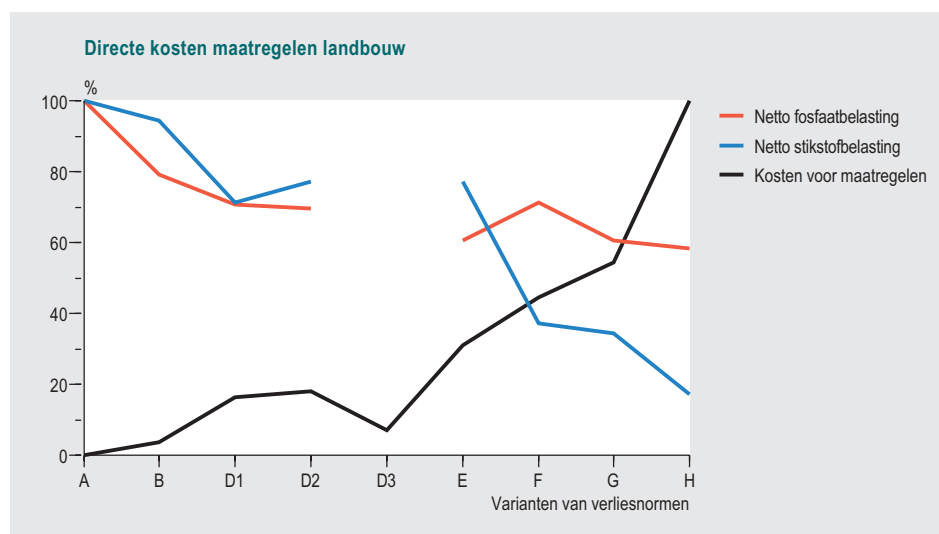
Dit hoofdstuk probeert de gegevens uit de voorgaande hoofdstukken bij elkaar te brengen en zodoende de bouwstenen te bieden voor de beantwoording van de vragen waar het beleid voor staat. Eén van de aspecten daarin is de afweging tussen economische en ecologische belangen. Hierbij geldt dat een flink deel van de sociaal-economische effecten in euro's worden uitgedrukt. Deze zijn optelbaar en zichtbaar. De milieueffecten daarentegen zijn niet optelbaar, kunnen niet of moeilijk in geld worden uitgedrukt en zijn vaak ook niet direct zichtbaar.

Voordat specifiek wordt ingegaan op de beantwoording van de vragen, wordt kort uiteengezet wat de macro-mineralenbalans van Nederland is, gevolgd door een tekst over de globale 'baten' voor het milieu van het mineralenbeleid en van de 'kosten' hiervan voor de bedrijfstak. Daarna volgt een korte beschouwing over het instrument MINAS. De bouwstenen voor de afweging tussen ecologie en economie worden gegeven als voor een drietal perioden. De eerste periode beslaat de jaren 1998-2002, de periode waarin MINAS in werking is getreden. De ontwikkelingen worden beschreven aan de hand van waarnemingen en modelresultaten omdat de landbouwkundige en milieugegevens voor deze periode nog maar beperkt beschikbaar zijn. De tweede periode gaat over de jaren 2002-2003 en betreft de keuze die in de Evaluatie Meststoffenwet 2002 centraal staat: de overgang van de verliesnormen 2002 naar die van 2003. De derde periode heeft betrekking op de jaren na 2003 en geeft een beschouwing over de lange termijn.

De bouwstenen voor de afweging zijn gebaseerd op de sociaal-economische effecten (kosten) en de milieukundige effecten (de baten). Geprobeerd is om op basis van de kennis opgedaan uit de doorgerekende varianten en in lijn met de milieudoelstellingen een onderscheid te maken tussen stikstof en fosfaat.

9.2 Globale kosten-batenanalyse

Uit analyse van de beschikbare gegevens over de kosten van de verschillende varianten voor de sectoren (kosten om maatregelen te implementeren om aan de verliesnormen te voldoen, inclusief heffing, mestafzetovereenkomsten en mestafzet) blijkt dat de kosten voor aanscherping van het eerste traject van de stikstofverliesnormen (van A naar D2) aanmerkelijk lager zijn dan de kosten in het tweede deel van het traject (van E naar H) (*figuur 9.2.1*). Opvallend is dat de kosten in variant D3 aanzienlijk lager zijn dan in D1 en D2. De kosten die als baten vooral resulteren in verlaging van het fosfaatoverschot, nemen in het tweede deel van het traject (van E naar H) nog sterk toe (vooral omdat kunstmestfosfaat onder MINAS wordt gebracht en de verliesnormen voor fosfaat worden verlaagd). Dit suggereert dat de kosten voor aanscherping van de fosfaatverliesnormen hoger zijn dan die voor aanscherping van de stikstofverliesnormen. Omdat ook het



Figuur 9.2.1 De directe kosten voor maatregelen in de landbouw bij verschillende varianten van de verliesnormen (uitgezet als kosten ten opzichte van de meest vergaande variant H) en de milieuwinst die wordt bereikt, uitgedrukt als de netto bodembelasting voor stikstof en fosfaat (uitgezet als percentage van de grootte in variant A).

milieu-effect separaat beschouwd kan worden, is er voor gekozen om de effecten van de aanscherping van de stikstofverliesnormen en van fosfaatverliesnormen apart te behandelen. Hiervoor zijn geen separate berekeningen zijn gemaakt, waardoor de hierna gegeven waarden een indicatief karakter hebben.

9.3 Mineralen en landbouw

De Nederlandse landbouw kenmerkt zich door een hoge dierlijke en plantaardige productie per eenheid oppervlak. De totale toegevoegde waarde van de primaire landbouw was de afgelopen jaren circa 7 miljard euro. Landbouw heeft hierdoor een belangrijke economische functie op het platteland. De keerzijde is echter dat er veel mineralen in de vorm van kunstmest en dierlijke mest worden aangevoerd. Hoewel de omzetting hiervan in dierlijke en plantaardige producten de afgelopen 10-15 jaar steeds efficiënter is gegaan, komt een aanzienlijk deel van de aangevoerde mineralen in het milieu terecht. Vergeleken met andere landen op de wereld heeft Nederland een hoog stikstofoverschot (circa 320 kg N per ha in 2000, inclusief gasvormige verliezen) en een hoog fosfaatoverschot (circa 80 kg P_2O_5 per ha).

9.4 Milieu-effecten

Het stikstof- en fosfaatoverschot leidt tot vermesting van bodem en water. Deze vermes-ting veroorzaakt veranderingen in ecosystemen. Daarnaast leidt de stikstof-overmaat,

met name op de drogere zand- en lössgronden, tot hoge nitraatconcentraties in het grondwater. Voor fosfaat geldt dat het zich nu grotendeels in de bodem ophoopt en later naar het oppervlaktewater kan uitspoelen. Er is derhalve nu, maar ook bij de voorgestelde normen voor 2003 vanuit milieuoogpunt nog geen sprake van een duurzame situatie. In relatie tot de vraagstelling van de evaluatie van MINAS zijn de relevante milieukundige eindpunten de oppervlaktewaterkwaliteit en de kwaliteit van het diepe grondwater.

Grondwater

Voor het grondwater gaat het vooral om stikstof in de vorm van nitraat. De belasting van de bodem leidt tot uitspoeling van nitraat naar het grondwater. Dit grondwater kan op drie wijzen bijdragen aan effecten op het milieu:

- ❑ nitraat in het grondwater dat gewonnen wordt voor drinkwaterbereiding (als gevolg van uitspoeling);
- ❑ stikstofbelasting van het oppervlaktewater (als gevolg van af- en uitspoeling);
- ❑ stikstofbelasting van grondwaterafhankelijke ecosystemen (als gevolg van kwel).

In Nederland geldt voor al het grondwater de norm van 50 mg per l. Dit is gebaseerd op de toxicologisch onderbouwde drinkwaternorm. Door de norm van 50 mg per l voor al het grondwater te laten gelden, wordt (beleidsmatig) het voorzorgsprincipe toegepast. Gegeven de voor Nederland uitzonderlijke geohydrologische situatie, waarin in veel gebieden nitraat wordt afgebroken en het nitraat in dieper grondwater niet meer voorkomt, kan overwogen worden om dieper in het profiel te gaan toetsen. Anticiperen op nitraatverwijdering in de ondergrond via denitrificatie kan echter leiden tot de vorming van andere “verontreinigingen”: de totale hardheid en de concentraties van sulfaat en zware metalen in het grondwater nemen toe. Dit laatste leidt mogelijk tot overschrijding van drinkwaternormen voor deze stoffen. Verwijdering hiervan uit drinkwater brengt extra kosten met zich mee. Ook leiden te veel sulfaat en hardheid tot aantasting van het leidingennet. Bovendien is er onzekerheid over de eindigheid van het vermogen van bodems om nitraat af te breken. Om deze afwenteling te voorkomen wordt ook een verlaging van de stikstofbelasting van de bodem nagestreefd.

Het front van verhoogde nitraatconcentraties (ontstaan in de periode 1950-1980) is onderweg naar het diepere grondwater. Het zal nog tientallen jaren duren voor de effecten van het beleid (MINAS) zichtbaar worden in de waarnemingsputten op een diepte van 15-30 m en dieper. Het eerste herstel zal direct zichtbaar worden in het bovenste grondwater, reden waarom daar ook de monitoring van het landelijk meetnet effecten mestbeleid (LMM) wordt uitgevoerd.

De belasting van het oppervlaktewater via het grondwater wordt bij het oppervlaktewater behandeld. Het aspect bedreiging kwelafhankelijke natuur heeft lokaal tot problemen geleid. De bijdrage van stikstofdepositie (met name in de vorm van ammoniak) heeft hier een overheersend effect. Onduidelijk is of de problemen hiervan nog onderweg zijn.

Oppervlaktewater

In het oppervlaktewater gaat het zowel om stikstof- als fosfaatbelasting. Er moet een onderscheid worden gemaakt tussen de zoete en zoute wateren.

Voor het nationale zoete water is vooral fosfaat de probleemfactor. Eventuele reducties in stikstofemissies worden voor de meeste wateren pas zinvol als de fosfaatemissie aanzienlijk is verminderd. De belasting van de regionale wateren vindt vooral plaats door af- en uitspoeling (voeding via het grondwater) vanuit de landbouw. Omdat fosfaat zich sterk bindt aan de bodemmatrix heeft in de afgelopen decennia een grootschalige ophoping van fosfaat in de bodem plaatsgevonden. Slechts een beperkt deel van de fosfaat spoelt uit en belast het oppervlaktewater. Dit is momenteel ongeveer 5-10% van het jaarlijkse overschot, maar dit zal toenemen naarmate de bodem verder met fosfaat verzadigd raakt. De huidige omvang van de belasting is al zodanig dat de ecologische kwaliteit van het oppervlaktewater veelal matig of slecht is, tenzij bijzondere effectgerichte maatregelen genomen worden. Aangezien de belasting vanuit de opgebouwde voorraad in de bodem van landbouwgronden nog decennia zal doorgaan, is het duidelijk dat het ecologische herstel van de regionale wateren een zaak van lange adem is. In aanvulling op een verlaging van de landbouwemissies gericht op een structureel ecologisch herstel op de langere termijn, kunnen maatregelen met betrekking tot inrichting en beheer van met name regionale wateren effectief zijn om de ecologische kwaliteit op kortere termijn te verbeteren.

Voor de Noordzee vormt stikstof het probleem. De bijdrage vanuit de Nederlandse landbouw aan de belasting van de Noordzee is beperkt (maximaal 10%). Naast vermindering van de belasting door de Nederlandse landbouw en overige bronnen zijn dus ook verminderingen van de belasting vanuit buitenlandse bronnen, waaronder de landbouw, noodzakelijk. Deze noodzaak is vertaald in een RAP-NAP-doelstelling: 50% reductie van de emissies in 1995 t.o.v. 1985. Voor stikstof is dit reductiepercentage nog niet gehaald. Deze emissiereducties zijn overigens onvoldoende voor een herstel van de ecologische kwaliteit in de Noordzee. Naar schatting zijn hiervoor reducties nodig van ten minste 70-80%.

Ammoniak en lachgas

De landbouw is de belangrijkste bron (circa 85%) van ammoniak (NH_3) in Nederland. Als gevolg van verspreiding in de lucht en depositie leidt dit vervolgens tot effecten op de natuur via de vermestende en verzurende werking van de stikstof. Voor ammoniak wordt een separaat beleid gevoerd, maar maatregelen op het niveau van mineralen (stikstof) hebben ook gevolgen voor de ammoniakemissies.

Lachgas (N_2O) is een van de broeikasgassen. Als gevolg van onvolledige denitrificatie in de bodem (volledige denitrificatie leidt tot vorming van moleculaire stikstof) ontstaat lachgas. Daardoor draagt ook de Nederlandse landbouw bij aan de broeikasproblematiek. Vermindering van stikstofbelasting van de bodem zal ook leiden tot minder omzetting van nitraat en dus verminderde lachgasemissie. In hoofdstuk 8 zijn de effecten van de verliesnormvarianten op de emissie van ammoniak en lachgas aangegeven.

Conclusie

Herstel van de ecologische kwaliteit van het milieu (bodem, grondwater en oppervlaktewater, zoet en zout) vergt een combinatie van aanscherping van verliesnormen en aanvullende maatregelen. Herstel is een zaak van de lange adem. Decennia van zware belasting van bodem, grondwater en oppervlaktewater met stikstof en vooral fosfaat vragen minstens een gelijke periode en waarschijnlijk langer voor herstel aantoonbaar is. Een voortgaande belasting van bodem en oppervlaktewater met mineralen (vooral fosfaat) legt een zware hypotheek op de toekomst. Daarnaast is het van belang dat alle actoren, binnenlandse en buitenlandse, waar mogelijk en haalbaar maatregelen treffen. Met name voor de grotere wateren (Rijn, Noordzee, Waddenzee) geldt dat de Nederlandse landbouw zeker niet de enige bron is.

Om de effectiviteit van het ingezette beleid te kunnen meten, is het vanwege de indirecte reactie niet zinvol om alleen ecologische indicatoren als maat te nemen. Voor nitraat in grondwater geldt dat de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater wel een snel reagerende indicator is om resultaat van het beleid te meten. Het directe effect van het landelijke mineralenbeleid kan het beste worden afgemeten aan de volgende indicatoren:

- ☐ het nationale stikstofoverschot;
- ☐ het nationale fosfaatoverschot;
- ☐ de nationale belasting van het oppervlaktewater;
- ☐ de ontwikkeling van de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater, met name voor droge gronden.

9.5 Instrument MINAS

Het Mineralenaangiftesysteem (MINAS) is een goed instrument om te komen tot vermindering van de emissies van stikstof en fosfaat uit de landbouw, hoewel het systeem nog te kort functioneert om definitieve uitspraken te doen. Er wordt direct gestuurd op de lekverliezen vanuit de landbouw, die vroeger of later tot belasting van het milieu leiden. Uit de analyses blijkt dat dit systeem de ondernemers de prikkel geeft om maatregelen te nemen die tot verlaging van mineralenoverschotten leidt. Met name voor stikstof lijken er nog voldoende technische mogelijkheden te zijn om ten opzichte van de verliesnormen 2002 verdere verlagingen te realiseren. Dit blijkt ook uit de praktijkprojecten gericht op voorlopers, maar de aanpassing van het management kost tijd. De gemiddelde daling van het stikstofoverschot bedraagt op deze voorloperbedrijven circa 30-50 kg N per ha per jaar. Voor fosfaat geldt dat de verlaging van de fosfaatverliesnormen vooral waren gericht op beperking van dierlijke mestgebruik per ha. Daar kunstmestfosfaat tot nu toe niet onder MINAS viel, was het gebruik van kunstmestfosfaat nog hoog (was nog ongeveer 60 mln kg in 2000). Deze eenzijdige sturing op vooral fosfaat uit dierlijke mest leidde tot een grotere druk op de mestmarkt. Deze druk had en heeft consequenties voor de inkomenspositie van de bedrijven in de intensieve veehouderij en dus voor de omvang van deze sector. Om de druk op de mestmarkt te beperken, is voor

deze bedrijven flankerend beleid ingezet, waarbij onder andere bedrijven tegen vergoeding tot bedrijfsbeëindiging kunnen besluiten. Op deze wijze is, in combinatie met een generieke korting voor varkensrechten en de afomingsregeling bij verhandeling van de rechten, de afgelopen jaren met name de varkensstapel sterk gekrompen, namelijk van circa 14 mln in 1999 tot circa 11,5 mln stuks eind 2002.

MINAS stuurt vooral op het beperken van verliezen naar de bodem en is niet primair gericht op het beperken van ammoniakverliezen. Wel blijken een aantal maatregelen die bedrijven nemen vanwege MINAS te leiden tot een iets lagere ammoniakemissie.

9.6 **Aanscherping verliesnormen 1998 -2002 en 2002-2003**

In de voorgaande paragrafen zijn algemene beschouwingen (globale kosten-batenanalyse, mineralen in de landbouw en milieu-effecten) gegeven als inleiding op deze paragraaf, waarin de informatie bij elkaar wordt gebracht die nodig is voor de afweging over de aanscherping van de verliesnormen 2002 naar verliesnormen 2003 en verder (*tabel 9.6.1*). Deze informatie is compact en geaggreereerd weergegeven, zonder al te veel nuances. Deze zijn te vinden in de hoofdstukken 7 en 8 en in de bijbehorende cluster-rapportages.

Periode 1998-2002

In deze periode is forse milieuwinst geboekt, zowel voor stikstof als fosfaat (in de vorm van verlaging van de belasting van de bodem en daarmee indirect grond- en oppervlaktewater). Het is de verwachting dat de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater fors zullen dalen door de verliesnormen van 2002. Een meetbaar effect zal binnen enige jaren zichtbaar zijn.

In deze periode zijn vanwege MINAS al veel bedrijven gedwongen geweest om de bedrijfsvoering aan te passen om binnen de verliesnormen te blijven. Op veel melkvee- en akkerbouwbedrijven heeft deze aanpassing zonder of tegen relatief geringe kosten plaats gevonden (*tabel 9.6.2*).

Tabel 9.6.1 Wettelijk vastgelegde verliesnormen voor 2002 en 2003 (in kg per ha).				
	N-verliesnorm		P-verliesnorm	
	2002	2003	2002	2003
Grasland			25	20
• overig	220	180		
• droog	190	140		
Bouwland			30	20
• klei	150	100		
• overig	110	100		
• droog	100	60		

Tabel 9.6.2 Effecten aanscherping verliesnormen van 1998 tot 2002 en van 2002 naar 2003 (laatste uitgesplitst naar stikstof en fosfaat) op verschillende bedrijfstypen en milieu-effect van de verschillende aanscherpingen. Weergegeven hoeveelheden en bedragen zijn indicatief, gedetailleerde informatie is te vinden in respectievelijk hoofdstuk 7 en 8. De kosten zijn afzonderlijk per aanscherping gegeven en betreffen de jaarlijkse kosten.

Aanscherping	Effect aanscherping op Melkveebedrijven	Effect aanscherping op Intensieve veehouderijbedrijven	Effect aanscherping op Akkerbouwbedrijven	Effect aanscherping op Milieu
Aanscherping stikstof- en fosfaatverliesnormen van niveau 1998 tot 2002.	De stikstofoverschotten in periode 1998 tot 2000 zijn met 10% gedaald. Daling tot 2002 zal circa 20 % moeten zijn. De kosten om aan de verliesnormen 2002 te voldoen bedragen circa € 200 per bedrijf.	Door stijging mestafzetkosten zijn de inkomens in de periode 1998-2001 sterk gedaald. Veel bedrijven zullen niet in staat zijn om hoge kosten langdurig op te brengen	Stijging arbeidsopbrengst door gestegen vergoeding voor gebruik dierlijke mest.	Daling nationale fosfaatoverschot van circa 140 mln kg (1998) tot 60-80 mln kg in 2002. Daling nationale stikstofoverschot van circa 670 mln kg (1998) tot circa 400 mln kg in 2002. Daling stikstofemissie naar het oppervlaktewater met circa 15% t.o.v. 1998. Daling gemiddelde nitraatconcentratie (grondwater aangewezen droge + matig droge zandgronden) van circa 145 mg/l tot circa 80 mg/l.
Stikstofverliesnormen genietek 2003. grasland: 220 → 180 kg/ha bouwland: 150 → 110 kg/ha (klei) 110 → 100 kg/ha (zand).	Kosten zijn gemiddeld € 500 per bedrijf (circa 4% van gemiddelde inkomen); aanpassingsstijd nodig. De kosten voor het sluiten van mestafzetovereenkomsten bedragen circa € 1100 per bedrijf.	Mestafzetkosten zijn ongeveer gelijk aan voorgaande periode. Daarnaast zijn er kosten vanwege de invoering systeem van mestafzetovereenkomsten. Combinatie leidt tot somber perspectief voor veel bedrijven.	Kosten bedragen gemiddeld € 500 per bedrijf (vooral door minder afluime dierlijke mest).	Daling nationale stikstofoverschot van circa 400 mln kg (2002) tot circa 370 mln kg in 2003. Daling stikstofemissie naar het oppervlaktewater met circa 25% t.o.v. 1998. Areeal niet-droge gronden met overschrijding nitraatnorm neemt af van 146.000 tot 114.000 ha. De gemiddelde nitraatconcentratie daalt van 45 naar 39 mg/l.
Stikstofverliesnormen uitspoelingsgevoelige gronden 2003. grasland: 190 → 140 kg/ha bouwland: 110 → 60 kg/ha.	Kosten bedragen gemiddeld circa € 1000 per bedrijf (circa 5% van het gemiddelde inkomen); aanpassingsstijd nodig.	Zie boven.	Voor meeste akker- en tuinbouwbedrijven bedragen de kosten gemiddeld (€ 500) (verminderde plaatsing dierlijke mest). Voor vollegrondsgroenteteelt bedrijven met intensieve teelten hogere kosten (tot € 1000 – 2000 per bedrijf).	Daling nationale stikstofoverschot van circa 400 mln kg (2002) tot circa 360 mln kg in 2003. Daling gemiddelde nitraatconcentratie in het grondwater van de aangewezen droge + matig droge zandgronden van circa 80 mg/l (2002) tot circa 62 mg/l (2003). Areeal met overschrijding neemt af van 262.000 naar 216.000 ha.
Fosfaatverliesnormen 2003 (P205). grasland: 30 → 20 kg/ha bouwland: 25 → 20 kg/ha.	Kosten bedragen gemiddeld € 500 per bedrijf (circa 4% van gemiddelde inkomen).	Zie boven. Bovendien ontstaat er een landelijk mestoverschot 4 mln kg. Toename druk op mestmarkt (en stijging mestafzetprijzen?). Bij opkoop overschot daalt omvang intensieve veehouderij met 5% extra. De jaarlijkse toegevoegde waarde daalt dan met circa € 90 mln.	Kosten bedragen gemiddeld € 500 per bedrijf (vooral door iets minder acceptatie dierlijke mest).	Daling nationale fosfaatoverschot van circa 140 mln kg (1998) tot 50-70 mln kg in 2003.

De mestafzetprijs is sinds de introductie van MINAS sterk gestegen. Dit heeft geleid tot hoge kosten voor de intensieve veehouderij, waardoor (in combinatie met de veelal lage vleesprijzen) de arbeidsinkomens fors verlaagd zijn, soms zelf tot beneden nul.

Periode 2002-2003

Voor de aanscherping van de verliesnormen van 2002 naar 2003 is getracht om de effecten van het aanscherpen van de fosfaatverliesnorm globaal te scheiden van het aanscherpen van de stikstofverliesnorm (*tabel 9.6.2*). Dit is in de analyse van de effecten van de varianten niet gebeurd. Dit betekent dat de aangegeven sociaal-economische effecten indicatief van aard zijn. De kosten voor de aanscherping van de stikstofverliesnorm en de aanscherping van de fosfaatverliesnorm zijn gescheiden, omdat de gevolgen van de aanscherpingen verschillend zijn. Verder kunnen het beleidsmatig gezien twee afzonderlijke beslissingen zijn. Ook de milieu-effecten van de aanscherping van de verliesnormen zijn apart voor fosfaat en stikstof in de tabel aangegeven.

Aanscherping van de stikstofverliesnorm blijkt vooral gevolgen te hebben voor het stikstofmanagement op melkveebedrijven en akker- en tuinbouwbedrijven. Dit gaat met kosten (o.a. minderopbrengst dierlijke mest) gepaard die in de grootte-orde liggen van gemiddeld € 1.000 per bedrijf. De aanscherping van de fosfaatverliesnorm (tot niveau 2003) leidt tot een landelijk mestoverschot van circa 4 mln kg fosfaat. De druk op de mestmarkt zal naar verwachting hoog blijven en de mestafzetkosten ook. Dit betekent, dat in samenhang met de lage prijzen en de lage inkomens van de laatste jaren, de continuïteit van veel intensieve veehouderijbedrijven in gevaar is.

9.7 Lange termijnperspectief: op weg naar duurzaamheid

De beschouwing in de vorige paragrafen richtte zich vooral op de korte termijn, gericht op de keuze van de verliesnormen voor de komende 1-3 jaar. Als men wil komen tot een ecologisch, sociaal en economisch duurzame landbouw, dan zullen de overschotten op bedrijfsniveau en ook het nationale overschot verder verlaagd moeten worden. Duurzame landbouw betekent ook dat landbouwbedrijven een sociaal-maatschappelijk aanvaardbaar inkomen hebben en dat landbouw en landbouwgerelateerde activiteiten een bijdrage leveren aan de lokale economie. Daarnaast heeft de landbouw steeds meer een rol in het gewenste landschaps- en natuurbeheer. Dit geldt met name voor de grondgebonden veehouderij en de grondgebonden teelten.

Alle geschetste ontwikkelingen en de gevolgen voor de Nederlandse landbouw moeten nog worden gezien in de context van macro-ontwikkelingen als de uitbreiding van de EU met de voormalige Oostbloklanden en de liberalisering van de wereldhandel. Welke sectoren kunnen straks blijvend bestaan, in concurrentie met de nieuwe toetreders? Is de maatschappij bereid om de grondgebonden landbouw te ondersteunen omdat zij onderdeel uitmaakt van het landschap dat onderhoud vergt en waarin wij willen recreëren? Wil de maatschappij landbouw in Nederland handhaven uit oogpunt van voedselzeker-

heid, zowel kwalitatief als kwantitatief? Deze factoren zijn onzeker, maar moeten een rol spelen als verdere keuzes gemaakt worden.

Stikstof

Voor de kwaliteit van het grondwater geldt dat de voor 2003 voorziene verliesnormen niet voldoende zijn om overal nitraatconcentraties lager dan 50 mg per liter in het bovenste grondwater te realiseren. Wel zullen de nitraatconcentraties bij implementatie van de verliesnormen 2003 aanzienlijk lager zijn dan de gemeten hoge concentraties in de periode 1995-2000.

Als gevolg van processen in de bodem, uitspoeling naar het oppervlaktewater en omzettingsprocessen, zullen de concentraties in het diepere grondwater op veel locaties aanzienlijk lager worden, lager dan de nitraatnorm, maar, afhankelijk van de reistijd, vraagt dit nog wel enige tijd. Bovendien treedt, in geval van denitrificatie, afwenteling op naar “totale hardheid” en sulfaat.

In een aantal gebieden op de droge gronden (o.a. gelegen in Twente, Achterhoek, Limburg, Kempen, Peelhorst) treedt nauwelijks denitrificatie op, zodat in het diepere grondwater concentraties gevonden zullen worden die vergelijkbaar zijn met die in het bovenste grondwater. Ook in de meest vergaande variant, met een groot areaal van aangewezen droge gronden, wordt de nitraatnorm op de droge gronden niet overal gehaald (overschrijding nog op 225.000 ha, grotendeels in de klasse 50-75 mg/l). Het is belangrijk te kijken of met gebiedsgericht beleid nadere invulling aan deze, zich nog ontwikkelende kennis, kan worden gegeven.

Verder kunnen aanvullende maatregelen overwogen worden om de nitraatconcentratie te verlagen tot de gewenste niveaus. Deze maatregelen betreffen o.a. het telen van nagewassen, het toepassen van precisiebemesting, de keuze van dierlijke mest en meststoffen en de keuze van gewassen. De optimale samenstelling van het pakket aan maatregelen zal afhankelijk zijn van bedrijf en gebied.

Voor oppervlaktewater is de aanscherping van de verliesnormen van 2002 naar 2003 (inclusief de in beschouwing genomen vergaande varianten) niet voldoende om in alle wateren de waterkwaliteitsdoelstellingen te realiseren. Ditzelfde geldt ook voor de RAP-NAP-afspraken. In de meest vergaande variant wordt een vermindering van de belasting van het oppervlaktewater van 30-40% voor stikstof gerealiseerd. Voor verdere vermindering van de belasting van het oppervlaktewater ligt een gebiedsgerichte benadering voor de hand en zijn aanvullende maatregelen, betreffende hydrologie, inrichten en baggeren etc. nodig.

Volgens de huidige stand van kennis en techniek zullen de kosten voor de landbouw meer dan proportioneel stijgen bij een verdere aanscherping. Ook wordt dan de mestafzetruimte verkleind, hetgeen gevolgen zal hebben voor de omvang van de intensieve veehouderij (inclusief het bijbehorende agro-complex). In de toekomst koemt er wellicht betere en efficiëntere methoden dan nu beschikbaar om lage stikstofoverschotten te

realiseren. Dit kan enerzijds een combinatie zijn van verbetering van management en verdergaande technologische ontwikkelingen (zoals bijvoorbeeld precisielandbouw) en anderzijds een verdergaande groei van bijvoorbeeld biologische landbouw en beheerslandbouw. Om deze ontwikkelingen mogelijk te maken, zijn prikkels nodig (vanuit markt of overheid). Voor het draagvlak in de landbouwsector is het noodzakelijk dat voortdurend helder is waarom bepaalde maatregelen noodzakelijk zijn.

Fosfaat

De ophoping van fosfaat in de bodem, die in de afgelopen decennia heeft plaatsgevonden, heeft geleid tot een groot areaal fosfaatverzadigde landbouwgronden. Het vergt maatwerk gedurende tientallen tot honderden jaren om de fosfaattoestand van deze gronden af te doen nemen tot meer 'natuurlijke' niveaus. Uit oogmerk van bescherming van het oppervlaktewater is vermindering van de belasting van de bodem met fosfaat vanuit de landbouw (nu circa 50%) van groot belang. Om verdere ophoping te voorkomen is op de lange termijn een generieke verliesnorm van 0-1 kg fosfaat per ha per jaar noodzakelijk. Dit wordt bevestigd door de analyse van de meest vergaande variant. Dit is de enige variant waarin toename van de ophoping wordt voorkomen. Het nemen van beheers- en inrichtingsmaatregelen kan, zoals nu al uit de praktijk blijkt, samen met aanscherping van verliesnormen een versnelling geven van het herstel van de ecologische kwaliteit.

Fosfaatverliesnormen van 0-1 kg per ha leiden, zoals uit de doorgerekende varianten met aangescherpte verliesnormen blijkt, tot hoge kosten voor alle sectoren. Het heeft directe en grote gevolgen voor de omvang van de intensieve veehouderij en heeft daarmee forse gevolgen voor de afnemende en toeleverende sectoren. Aanscherping van de fosfaatverliesnorm leidt namelijk tot toename van het fosfaatoverschot, waardoor het evenwicht op de mestmarkt verstoord wordt. Om dit evenwicht te herstellen, is een afname van de veestapel nodig. Op basis van de huidige gegevens komt die volledig voor rekening van de intensieve veehouderij. Bij fosfaatverliesnormen van 0-1 kg per ha is een krimp in de veestapel van ongeveer 30% nodig, bij gelijkblijvend technisch management. Dit kan leiden tot een verlies van 1 miljard euro aan toegevoegde waarde in het agro-complex (landbouw incl. leveranciers en afnemers) en tot een mogelijk verlies van 20.000 arbeidsplaatsen.

Het is duidelijk dat er keuzes moeten worden gemaakt. Het gaat om de afweging tussen sociaal-economische gevolgen nu, samenhangend met inkrimping van de veestapel, en het nemen van een milieuhypothek voor later, samenhangend met de voortschrijdende ophoping van fosfaat in de bodem. Om die keuze te kunnen maken, dienen de doelen helder te zijn, voor hier en nu en voor elders en later. Ook moet duidelijk te zijn wanneer de doelen gerealiseerd dienen te zijn, mede in relatie tot reeds gemaakte en geaccordeerde internationale (EU) afspraken en overeenkomsten.

De fosfaatproblematiek is vanuit milieuoogpunt urgent, maar kan gerelativeerd worden vanuit de lange naijling van het effect van de maatregelen. De weg der geleidelijkheid kan worden gekozen. Een belangrijke eerste, kostenefficiënte stap zou dan zijn om de

kunstmestfosfaat onder het MINAS-instrument te brengen, zoals geagendeerd is in het NMP4. Uit aanvullende berekeningen (toegevoegde variant) is gebleken, dat dit ten opzichte van de variant met fosfaatverliesnormen 2003 tot minder kosten zou leiden, met een vrijwel vergelijkbaar milieurendement voor zowel stikstof als fosfaat.

10 CONCLUSIES

10.1 Conclusies op hoofdlijnen

10.1.1 Milieu

- ❑ Het overschot (aanvoer minus afvoer) van de Nederlandse landbouw bedroeg voor stikstof in 2000 559 mln kg en voor fosfaat 112 mln kg P_2O_5 . De mineralenoverschotten per eenheid oppervlak zijn in Nederland te hoog om de milieudoelstellingen te realiseren. Beperking van de mineralenverliezen vanuit de landbouw naar het milieu is om reden van diepe grondwaterkwaliteit en oppervlaktewaterkwaliteit wenselijk.
- ❑ Bij de oppervlaktewaterkwaliteit gaat het om ecologische doelstellingen, voor zowel het zoete als het zoute oppervlaktewater. Het zijn vooral de veengronden, de kleigronden en de nattere zandgronden die de belasting naar het oppervlaktewater veroorzaken.
- ❑ Bij de grondwaterkwaliteit gaat het om een gezondheidkundige doelstelling, namelijk de maximale hoeveelheid nitraat in het drinkwater. De stikstofbelasting van het grondwater is vooral een probleem op de drogere zandgronden. Omdat in veel gebieden in Nederland in de eerste meters nog denitrificatie optreedt, is het voor de bescherming van het diepere grondwater niet noodzakelijk dat het bovenste grondwater op alle locaties aan de norm van 50 mg per liter voldoet. Wel dient de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater beperkt te worden, vanwege belasting van het oppervlaktewater en vanwege het vrijkomen van ongewenste stoffen bij denitrificatie (sulfaten, lachgas, zware metalen).
- ❑ Vanwege de constatering dat in veel gebieden in Nederland nog veel nitraat verdwijnt tussen het bovenste grondwater en het diepere grondwater, wordt aanbevolen de diepte waarop aan de nitraatnorm wordt getoetst, te heroverwegen.

Stikstof niet-droge gronden

- ❑ Op de niet-droge zandgronden (392.000 ha) betekent aanscherping van de verliesnormen tot niveau 2002 een overschrijding van de nitraatnorm in het bovenste grondwater op een areaal van circa 146.000 ha. Bij de verliesnormen 2003 neemt dit af tot circa 114.000 ha. Op deze gronden treden ook in de diepere bodemlagen (1-10 m-mv) nog omzettingsprocessen op. Bovendien verdwijnt nog een deel door uitspoeling naar het oppervlaktewater, waardoor de nitraatconcentraties in het diepe grondwater in het algemeen lager zullen zijn dan 50 mg per liter. Beide verdwijnp processen zijn overigens processen die milieukundig ook niet gewenst zijn.
- ❑ Voor het oppervlaktewater (vooral bij de niet-droge gronden) geldt dat de emissies vanuit de landbouw bij aanscherping van de verliesnormen tot de niveaus van 2002 en 2003 t.o.v. 1985 (toetsing internationale RAP-NAP-doelstelling) een verlaging van circa 25% respectievelijk 30% betekenen. In termen van de ecologische kwaliteit van het zoete oppervlaktewater hebben deze reducties nog geen effect omdat dit wordt gemaskeerd door de fosfaatovermaat.

- ❑ De extra kosten voor de melkveehouderij voor doorvoering van de verliesnormen 2003 t.o.v. 2002 zijn 500 euro per gemiddeld bedrijf. Hetzelfde geldt voor een gemiddeld akkerbouwbedrijf. Indien als gevolg van de aanscherping de kosten voor mestafzet gaan stijgen, leidt dit ook voor de intensieve veehouderij tot extra kosten ten opzichte van de situatie 2002.

Stikstof droge gronden

- ❑ Op grond van de huidige bodemkaarten is het areaal gronden met Gt VII en VII* 140.000 ha en het areaal met Gt VI 220.000 ha. Vanwege verdroging zijn deze arealen in werkelijkheid toegenomen. Uit berekeningen met het STONE-instrumentarium blijkt dat het areaal met Gt VI, VII en VII* circa 600.000 ha bedraagt.
- ❑ Op de aangewezen droge zandgronden (Gt VI, VII, VII*; 320.000 ha) betekent aanscherping van de verliesnormen tot niveau 2002 een overschrijding van de nitraatnorm in het bovenste grondwater op een areaal van circa 262.000 ha. Bij de verliesnormen 2003 neemt dit af tot circa 216.000 ha. De gemiddelde nitraatconcentratie daalt op de gronden met Gt VII en VII* van 94 naar 75 mg per liter en de groep met Gt VI van 75 naar 58 mg per liter.
- ❑ Bij de verliesnormen van 2002 en 2003 heeft het relatief natte deel van het areaal zandgronden met Gt VI (hoogste grondwaterstand GHG van 40-60 cm) een gemiddeld nitraatconcentratie van minder dan 50 mg per liter (respectievelijk 46 en 36 mg per liter). Het relatief droge deel (hoogste grondwaterstand GHG van 60-80 cm) heeft een nitraatconcentratie van meer dan 50 mg per liter (respectievelijk 65 en 53 mg per liter).
- ❑ Zowel uit de diagnose als uit de prognose blijkt dat Gt VI gronden zich niet zondermeer gedragen als Gt VII/VII*-gronden.
- ❑ Globaal gesproken neemt de nitraatuitspoeling toe (en neemt de denitrificatie dus af) in de volgende reeks: Gt VI-nieuw < Gt VI-oud < Gt VII oud < Gt VII* oud. Veel van de "oude" Gt VI gronden zijn nu Gt VII geworden. De nieuwe groep Gt VI gronden valt in een nattere groep (met meer denitrificatie) en een drogere groep uit-een.
- ❑ Bij de invoering van de verliesnormen 2003 vindt op de droge zandgronden en löss nog steeds overschrijding van de nitraatnorm in het bovenste grondwater plaats (216.000 ha). Overschrijding van de nitraatnorm in het bovenste grondwater leidt in dieper grondwater op een aantal locaties (o.a. gelegen in Twente/Achterhoek (stuwwallen), de Peelhorst, Midden Brabant en Limburg) tot overschrijding van de nitraatnorm wegens het ontbreken van afdoende omzettingsprocessen. In die gebieden waar nitraat wel verdwijnt als gevolg van denitrificatie, moet rekening gehouden worden met de vorming van sulfaat, hardheid en zware metalen.
- ❑ Aanbevolen wordt om de aanwijzing van de droge gronden te herzien. In relatie tot aanscherping van verliesnormen voor deze gronden dient ook aandacht besteed te worden aan de denitrificatiecapaciteit van deze gronden.
- ❑ De kosten van de aanscherping van de stikstofverliesnormen voor de droge gronden bedragen voor melkveebedrijven gemiddeld circa 1.000 euro en voor akkerbouwbedrijven gemiddeld 500 euro. Voor enkele typen tuinbouwbedrijven en voor bedrijven op humusarme gronden kunnen de kosten hoger zijn. Voor de intensieve

veehouderij leidt deze aanscherping waarschijnlijk niet tot extra kosten ten opzichte van de situatie 2002 (waarin de kosten overigens al hoog waren).

Fosfaat

- ❑ Bij de aanscherping van de verliesnormen 2002 naar 2003 ontstaat in 2003 een landelijk mestoverschot van circa 4 mln kg (bandbreedte 0-12 mln kg). De voorgestelde fosfaatverliesnorm bedraagt in 2003 20 kg per ha (exclusief kunstmestfosfaat). Om de ecologische kwaliteit in de regionale wateren te herstellen zou de fosfaatverliesnorm aangescherpt moeten worden tot 0-1 kg per ha (inclusief kunstmestfosfaat). Het herstel van de ecologische kwaliteit zal echter meer dan tientallen jaren vergen, gezien de in de afgelopen decennia opgebouwde voorraad fosfaat in landbouwgronden en waterbodems. Het nemen van beheers- en inrichtingsmaatregelen kan dit herstel versnellen. De benodigde aanscherping leidt tot hoge kosten in alle sectoren, maar leidt als gevolg van de noodzakelijke krimp in de veestapel tot grote sociaal-economische gevolgen in de intensieve veehouderij (en in toeleverende en verwerkende bedrijven). Dit milieuprobleem is groot, maar de urgentie van de aanscherping wordt in zekere mate gerelativeerd, omdat de huidige belasting ten opzichte van de opgebouwde voorraad (historische belasting) beperkt is. Geleidelijke aanscherping, gecombineerd met bijvoorbeeld opkoop van dierrechten, zal wellicht tot minder drastische sociale en economische gevolgen leiden.

Ammoniak en lachgas

- ❑ Met de aanscherping van vooral de stikstofverliesnormen wordt ook een bijdrage geleverd aan vermindering van de emissies van ammoniak en lachgas (een broeikasgas) naar de atmosfeer. De aanscherping van 2002 naar 2003 leidt tot reducties van 6% voor ammoniak en 7% voor lachgas. Met de verliesnormen 2003 in combinatie met volledige invoering van de AMvB-Huisvesting veehouderij wordt de doelstelling van de EU-NEC-richtlijn waarschijnlijk net gerealiseerd. Voor realisatie van de natuurdoelen zijn verdergaande ammoniakreducties nodig, waarvoor aansluiting nodig is op het Ammoniakbeleid.

10.1.2 Instrument MINAS

- ❑ Het Mineralenaangiftesysteem (MINAS) is conceptueel een goed instrument om te komen tot vermindering van de emissies uit de landbouw. Er wordt direct gestuurd op de belasting van het milieu. MINAS geeft de ondernemers een duidelijke prikkel om mineralenoverschotten te verminderen, maar laat daarbij de vrijheid van keuze van maatregelen aan de ondernemer.
- ❑ Uit de spelsimulaties, de individuele bedrijfsberekeningen, de spreiding van de overschotten tussen de bedrijven en de ervaringen in de mineralenprojecten (voorloperbedrijven) blijkt dat er nog voldoende technische mogelijkheden zijn om verlagingen te realiseren. Uit de gegevens van vooral de mineralenprojecten blijkt dat ondernemers tijd nodig hebben om deze maatregelen in te voeren. Een tempo van 30-50 kg stikstof per ha per jaar is haalbaar.

- ❑ Hoewel MINAS pas kort geleden is ingevoerd, zijn er indicaties dat het een effectief instrument is. In de melkveehouderij zijn op de MINAS-plichtige bedrijven lagere stikstofoverschotten gerealiseerd. Deze overschotten zijn ook meer gedaald dan op bedrijven die nog niet MINAS-plichtig waren. Verder is sinds 1998 het stikstofkunstmestgebruik aan het dalen.
- ❑ Hoewel MINAS de mineralenoverschotten doet verminderen, moeten bedrijven in het kader van MINAS over 1998 circa 60 mln euro heffing betalen. Dit betreft circa 39 mln euro voor de verfijnde aangiften en 18 mln euro voor de forfaitaire aangiften. De meeste heffing wordt betaald in de varkenshouderij, gevolgd door de pluimveehouderij. Over 2000 moet circa 50 mln euro heffing worden betaald. Het is niet aan te geven of deze hoge heffingen worden veroorzaakt door feitelijke overschrijdingen van de toegestane milieubelasting, of dat dit ligt aan systeemfouten van MINAS.
- ❑ Door kunstmestfosfaat onder MINAS te brengen, kan de fosfaatbelasting op kosteneffectieve wijze worden teruggebracht. De hoge fosfaatgiften zijn op veruit de meeste percelen landbouwkundig gezien niet noodzakelijk. Er is een extra variant onderzocht met stikstofverliesnormen op het niveau van 2003 en met een verhoogde fosfaatverliesnorm (niveau 1998) met kunstmestfosfaat onder MINAS. Hieruit blijkt dat tegen lagere kosten eenzelfde milieuresultaat (in termen van stikstof- en fosfaatoverschot) kan worden gerealiseerd. Door de hogere fosfaatverliesnorm, ontstaat er ruimte op de mestmarkt, waardoor de mestafzetprijzen zullen dalen. Er ontstaat geen mestoverschot.
- ❑ Uit de grote spreiding in de dierexcretiefactoren in de intensieve veehouderij blijkt dat verdere verlaging hiervan mogelijk is. Dit kan leiden tot een substantiële afname van de stikstof- en fosfaatexcretie en daarmee van het mestoverschot.
- ❑ Het aandeel loze mestafzetovereenkomsten in de melkveehouderij is groot (75%). Deze overeenkomsten kosten wel geld, maar leveren geen milieurendement op. Dit wordt veroorzaakt door forfaits in de mestafzetovereenkomsten. Net als in MINAS zou hier op werkelijke waarden moeten worden overgegaan om de systemen beter te laten aansluiten. Bijvoorbeeld kan hier aan gebruik van voortschrijdende kennis over werkelijke waarden worden gedacht.
- ❑ Op varkens- en pluimveebedrijven is vaak het omgekeerde aan de hand: daar hoeven minder mestafzetcontracten gesloten te worden, dan er voor de feitelijke mestafzet nodig is.
- ❑ De kosten voor mestafzet voor de intensieve veehouderijbedrijven zijn sinds de invoering van MINAS sterk gestegen, tot gemiddeld circa 15.000 euro per bedrijf per jaar.

10.2 Diagnose landbouwkundige en sociaal-economische effecten

- ❑ Het effect van het Mineralenaangiftesysteem (MINAS) is eind 2001 nog beperkt evalueerbaar omdat MINAS in 1998 is begonnen met relatief hoge verliesnormen en slechts voor een deel van de landbouwbedrijven geldig was. Overigens worden (overwegend positieve) effecten ook zichtbaar in de mineralenprojecten.

- ❑ Het stikstofoverschot op melkveebedrijven is de afgelopen 15 jaar gestaag gedaald, van circa 400 kg per ha in 1986 tot gemiddeld circa 225 kg in 1999/2000. Deze daling is toe te schrijven aan achtereenvolgens de melkquotering, de fosfaatgebruiksnormen voor dierlijke mest, het effect van bewust sturen op mineralen en, na 1998, waarschijnlijk vooral aan MINAS.
- ❑ Met name de extreem hoge stikstof- en fosfaatoverschotten blijken bij intensieve melkveebedrijven, als gevolg van MINAS, minder voor te komen. MINAS blijkt dus effect te hebben. Ook blijkt dat op bedrijven die niet de prikkel van MINAS hadden, het stikstofoverschot minder daalde.
- ❑ De kosten van bedrijfsaanpassingen om verlaging van de mineralenverliezen te realiseren, zijn in de periode 1998-2000 voor de melkveehouderij beperkt of vaak zelfs positief. Wel zijn er kosten verbonden aan de administratieve mineralenboekhouding en aan de benodigde managementtijd.
- ❑ In het jaar 1999/2000 voldeed ongeveer 30% van de melkveebedrijven aan de stikstofverliesnormen van 2002 en 10% aan die van 2003.
- ❑ In mineralenprojecten, als Praktijkcijfers 2 en Koeien & Kansen, worden stikstofoverschotten gerealiseerd die 50 tot 100 kg per ha lager liggen dan gemiddeld. Tegelijk slagen sommige bedrijven erin hogere inkomsten te realiseren dan gemiddeld. Een kritische factor hierin is de keuze van een integrale bedrijfsstrategie.
- ❑ De grote spreiding in stikstofoverschotten tussen de melkveebedrijven geeft aan dat er nog kansen zijn voor verbetering. Dit blijkt ook uit de resultaten van De Marke en de mineralenprojecten.
- ❑ Het is de vraag of alle bedrijven in staat zijn om de stap in het beperken van de verliezen, bij aanscherping van verliesnormen van 2002 naar 2003, snel te maken. De snelheid van daling van met name het stikstofoverschot lijkt beperkt (ongeveer 30-50 kg N per ha per jaar). Dit blijkt onder andere uit projecten met voorloperbedrijven.
- ❑ Veel intensieve veehouderijbedrijven hebben weinig of geen grond. Door MINAS zijn ze daardoor gedwongen om (bijna) alle geproduceerde mest af te voeren. De economische gevolgen van MINAS hangen daarom sterk af van de hoogte van de mestafzetprijs. Deze mestafzetprijs is de laatste jaren sterk gestegen. De kosten van mestafzet varieerden in 1999/2000 tussen 10.000 en 20.000 euro voor de verschillende bedrijfstypen. Voor het boekjaar 1999/2000 betekent dit dat bedrijven tussen 40 en 75% van hun arbeidsinkomen aan mestafzetkosten moesten betalen. Daarnaast is gebleken dat een deel van deze bedrijven veel heffing moet betalen.
- ❑ De sterke sturing op fosfaat uit de periode van de mestboekhouding heeft geleid tot een aanzienlijke daling van de fosfaatexcretie per dier in de eerste helft van de jaren negentig. Met uitzondering van de vleesvarkens (-10%) is de fosfaatexcretie sindsdien nauwelijks gedaald. De stikstofexcretie is ongeveer constant gebleven. Wel is sprake van een sterke spreiding van de stikstof- en fosfaatexcreties tussen bedrijven. Hieruit blijkt dat er nog verminderingen van stikstof- en fosfaatexcreties mogelijk zijn.
- ❑ Het stikstofoverschot op akkerbouwbedrijven is de afgelopen jaren nauwelijks veranderd en lag gemiddeld op een niveau van 40-80 kg per ha. De meeste akkerbouwbedrijven waren in de betreffende periode nog niet MINAS-aangifteplichtig. De

grote spreiding in de overschotten tussen bedrijven geeft aan dat er nog kansen zijn voor verbetering.

- ❑ Ongeveer 70-75% van de akkerbouwbedrijven voldeed in 1999/2000 aan de verliesnormen van 2001 en circa 50-60% van de bedrijven (75% in Praktijkcijfers) voldeed aan de normen van 2003.
- ❑ Met name in het laatste jaar hebben akkerbouwbedrijven verdiend aan de aanvoer van dierlijke mest (gemiddeld circa 1.500 euro per bedrijf).
- ❑ Ook uit de resultaten van de mineralenaangiften bij Bureau Heffingen blijkt dat de stikstof- en fosfaatoverschotten van de bedrijven afnemen. Dit is met name zichtbaar op de melkveebedrijven, maar ook bij de intensieve veehouderij.
- ❑ Toch overschrijden met name intensieve veehouderijbedrijven de verliesnormen, waarbij het gaat om tientallen procenten van de bedrijven. Een deel van deze bedrijven hoeft in de praktijk mogelijk geen heffing te betalen, omdat het overschot verrekend kan worden met een saldo. De gemiddelde heffing bedroeg in 2000 voor de intensieve veehouderijbedrijven 4.500 euro.
- ❑ Geconstateerd wordt dat met name veel intensieve veehouderijbedrijven veel heffing moeten betalen, terwijl ze vrijwel alle mest afvoeren. Onduidelijk is wat de achterliggende oorzaak is.

10.3 Diagnose milieukundige effecten

10.3.1 Nitraat in grondwater

- ❑ Gezien de diversiteit waarin nu in de verschillende landen gemeten wordt, wordt aanbevolen zo spoedig mogelijk een voor de EU geharmoniseerd meetprotocol vast te stellen, waarin aan de diversiteit van de EU-landen ook uiting wordt gegeven.
- ❑ De gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater onder landbouwgrond op zand (125 mg per liter) lag in de periode 1995-2000 boven de nitraatnorm (50 mg per liter). Dit is lager dan in de periode 1992-1995 (circa 150 mg per liter). Dit is het gevolg van dalende N-overschotten bij de melkveebedrijven met name na 1995.
- ❑ Op klei lagen de concentraties (in het drainwater, dat dus het oppervlaktewater voedt) op circa 50 mg per liter (circa 11 mg per liter N). Dit is veel hoger dan de norm voor stikstof voor oppervlaktewater. Op veengronden is de gemiddelde concentratie laag (circa 6 mg per liter).
- ❑ Er is bij nitraat sprake van een sterk verband met de grondwaterstand. Uit statistische analyse van de gegevens voor melkveehouderij op zand (periode 1995-2000) blijkt dat op een bedrijf met 100% natte gronden (Gt I t/m IV) de gemiddelde concentratie 73 mg per liter zou zijn en voor een bedrijf met 100% droge gronden (Gt VII en VII*) 182 mg per liter.
- ❑ Op melkveebedrijven die al een lager overschot weten te realiseren, worden fors lagere concentraties waargenomen (bijvoorbeeld De Marke). Het aantal gegevens van dit type bedrijven is echter nog te beperkt om te concluderen of de verliesnormen 2003 voldoende zijn.

- ❑ Er bleken grote verschillen in nitraatconcentraties tussen bedrijven. Deze worden naast de grondsoort en grondwaterstand mede verklaard door grondgebruik en de mate van beweiding en maaien in de herfst.
- ❑ In het diepere grondwater (>5 m-mv) worden lagere concentraties nitraat gevonden dan in het bovenste grondwater, met name als gevolg van grondwaterstroming, nitraatafbraak en reistijd. De gemiddelde nitraatconcentratie op 5-15 m in 2000 bedraagt 45 mg per liter en op 15-30 m 10 mg per liter. Met name bij meetpunten bij landbouw op zand worden overschrijdingen van de norm gevonden.
- ❑ Er is een goede relatie gevonden tussen de bemestingshistorie en het voorkomen van nitraat op dieptes van 5-30 m-mv. Het nitraatfront (de 1986-piek) heeft de diepte van 5-15 m bereikt. Op grotere diepte (15-30 m) is het effect van de bemesting in het verleden nog maar beperkt terug te vinden omdat het nitraatfront deze diepte nog niet heeft bereikt.
- ❑ In het diepere grondwater dat als drinkwater wordt gewonnen, worden in enkele gevallen hoge nitraatconcentraties aangetroffen. Indien nitraat niet meer aanwezig is, wordt vaak een toename van hardheid en sulfaat waargenomen. Regionaal gezien zijn de winningen in het Limburgse lössgebied, in de Achterhoek en in Oost Brabant/Noord Limburg sterk beïnvloed.

10.3.2 Fosfaat in de bodem

- ❑ Circa 80 % van het landbouwareaal op zand is fosfaatverzadigd (d.w.z. heeft een fosfaatverzadigingsgraad van 25% of meer). Op de overige gronden (klei en veen) is circa 75 % verzadigd. Overigens is voor deze gronden nog geen protocol vastgesteld. Het areaal sterk verzadigde gronden (fosfaatverzadigingsgraad >50%) is veel lager bij klei (circa 6%) dan bij veen (circa 23%) en zand (circa 30%).
- ❑ De fosfaattoestand op minstens 30% van de Nederlandse landbouwgronden is landbouwkundig gezien (onnodig) hoog tot zeer hoog. Het aandeel van de gronden met fosfaattoestand hoog is sinds in de afgelopen decennia gestaag gestegen.

10.3.3 Oppervlaktewater

- ❑ De totale nationale belasting van het oppervlaktewater is voor fosfaat afgenomen van 31 miljoen kg P in 1985 tot 9 miljoen kg P in 2000, een vermindering van circa 70%. Daarmee is deze RAP-NAP-doelstelling gerealiseerd. Voor stikstof echter niet; de stikstofbelasting is in dezelfde periode afgenomen van 150 naar 117 mln kg N, een vermindering van circa 20%.
- ❑ Deze verminderingen zijn vooral gerealiseerd door de industrie en de communale bronnen (fosfaatvrij maken van textielwasmiddelen en invoering van defosfatering op de RWZI's).
- ❑ De directe belasting vanuit de landbouw (o.a. meemesten sloten) is ook sterk gedaald.
- ❑ De belasting door uit- en afspoeling van N en P uit landbouwgronden is gedurende de beschouwde periode slechts weinig veranderd en daardoor relatief in belang toe-

genomen. In 2000 is de bijdrage van uit- en afspoeling circa 60% voor N en circa 45% voor P van de totale belasting uit alle bronnen, en daarmee tevens de belangrijkste bron. Vertaling van de RAP-NAP-doelstellingen naar alle betrokken sectoren, betekent dus dat deze afspraken voor de landbouwsector nog niet gehaald zijn.

- ❑ De af- en uitspoeling vanuit de Nederlandse landbouw draagt voor 50-65% bij aan de belasting van het regionale oppervlaktewater in Nederland, voor 5-10% aan die van de Rijkswateren en in nog mindere mate aan die van het kustwater.
- ❑ Uit een tiental regionale studies blijkt dat de landbouw relatief de grootste belasting van de regionale watersystemen (circa 50%) veroorzaakt. De bandbreedte is groot, voornamelijk als gevolg van verschillen in hydrologie.
- ❑ Mede hierdoor is het op basis van de analyses tot nu toe lastig gebleken om een directe relatie te leggen tussen landbouwkundig handelen en de concentraties aan stikstof en fosfaat in het regionale oppervlaktewater.
- ❑ In de periode van 1985-2000 is, als een gevolg van reducties (in binnen- en buitenland) van de belasting van het oppervlaktewater en van aanvullende maatregelen (zoals baggeren en doorspoelen) een duidelijke verbetering van de oppervlaktewaterkwaliteit opgetreden. Dit geldt zowel voor de zoete en zoute rijkswateren, als voor de kleinere, regionale wateren. De afname in de belasting is vrijwel één-op-één vertaald naar concentratie-afnames. De richtinggevende waarden, zoals vastgelegd in de Vierde Nota waterhuishouding, worden op veel plaatsen nog ruim overschreden.
- ❑ De verbetering van de waterkwaliteit betreft vooral fosfaat. Deze verbetering stagnert nu ook.
- ❑ Van de nutriënten stikstof en fosfaat bepaalt fosfaat in vrijwel alle gevallen de ecologische kwaliteit van het zoete water en stikstof die in het zoute water.
- ❑ Binnen Nederland zijn er grote regionale verschillen in nutriëntenconcentraties. In de regionale wateren in het landelijk gebied worden de hoogste concentraties aangetroffen in gebieden op zeeklei of laagveen, waar zich een groot areaal (glas)-tuintbouw bevindt.
- ❑ Ecologisch herstel van regionale wateren vereist een regionale aanpak; voor ecologisch herstel van de kustwateren en grote zoete wateren is een internationale aanpak noodzakelijk.

10.4 Ex ante evaluatie landbouwkundige en sociaal-economische effecten

10.4.1 Effecten op nationale schaal

- ❑ Bij verlaging van de verliesnormen nemen de plaatsingsmogelijkheden van dierlijke mest af. Hierdoor kan een landelijk, niet-plaatsbaar mestoverschot ontstaan. Bij de variant met verliesnormen 2003 en 360.000 ha droge zandgronden ontstaat in 2003 een landelijk mestoverschot van circa 4 mln kg fosfaat, met een bandbreedte tussen 0 en 12 mln kg (Van Staaldunin et al., 2002). Bij een areaal droge zandgronden van 140.000 ha is dit overschot circa 3 mln kg. In de meest vergaande variant,

met een fosfaatverliesnorm van 1 kg per ha, is het landelijke mestoverschot circa 30 mln kg fosfaat hoger.

- ❑ Een niet-plaatsbaar mestoverschot zal leiden tot hogere prijzen voor mestafzet en mestafzetovereenkomsten, waardoor de bedrijfscontinuïteit voor een deel van de bedrijven in gevaar komt. Het uit de markt nemen van productierechten kan deze prijsstijgingen voorkomen. Overigen is het de vraag of dit proces al niet gaande is, gezien de huidige mestafzetkosten (zie ook Intensieve veehouderij).
- ❑ De krimp van de veehouderij heeft niet alleen gevolgen voor de primaire landbouwbedrijven, maar ook voor de gehele keten (toelevering, verwerking, distributie). De toegevoegde waarde van de varkens- en pluimveehouderijketen (het agro-complex) daalt in de variant waarin de verliesnormen voor stikstof zijn aangescherpt (variant E) met circa 360 mln euro ten opzichte van variant met de verliesnormen van 2003, en neemt toe tot bijna 1 miljard euro daling bij de meest vergaande variant (H). De verhouding in effecten op primaire en secundaire bedrijven is ongeveer 1:3.
- ❑ De variant, gebaseerd op de stikstofverliesnormen 2003, met een fosfaatverliesnorm van 40 kg per ha, maar met kunstmestfosfaat binnen MINAS, realiseert een lager totaal fosfaatoverschot dan de variant met verliesnormen 2003, met minder mestafvoer en met een iets hogere arbeidsopbrengst voor de melkveehouderij. Door de lagere druk op de mestmarkt zullen naar verwachting de mestafzetprijzen dalen en daarmee zullen de kosten voor de intensieve veehouderij aanzienlijk dalen.

10.4.2 Melkveehouderij

- ❑ Voor melkveebedrijven is het technisch gezien goed mogelijk om de normen van 2003 te realiseren. Zelfs de normen van de vergaande variant zijn technisch gezien haalbaar, al leiden deze naar verwachting wel tot een forse beperking van de weidegang op veel bedrijven.
- ❑ Door de invoering van het stelsel van mestafzetovereenkomsten moeten bedrijven gemiddeld 1.100 euro betalen voor het afsluiten van (deels loze) mestafzetovereenkomsten.
- ❑ Op veel bedrijven kunnen de verliesnormen 2002 in principe zonder veel kosten worden gehaald. Wel zullen veel bedrijven dan nog de slag moeten maken van het huidige management naar het toepassen van GoedeLandbouwPraktijk.
- ❑ In het algemeen geldt dat aanscherping van de verliesnormen leidt tot een toename van de kosten, met name in de varianten met scherpere verliesnormen dan die van 2003. De kosten voor bedrijven op de droge gronden zijn hoger dan die op de niet-droge gronden en nemen in de vergaande variant sterk toe.
- ❑ De variant waarbij de verliesnorm generiek wordt gehouden, maar op bedrijven op droge zandgronden extra maatregelen worden genomen (eerder opstallen en/of vanggewassen) leidt tot een verlaagde uitspoeling van nitraat ten opzichte van de variant met voor de droge gronden aangescherpte verliesnormen (2003). De kosten hiervan zijn vaak hoger dan voor de invoering van verscherpte stikstofverliesnormen, waarmee globaal gesproken eenzelfde milieuresultaat wordt gehaald.

10.4.3 Intensieve veehouderij

- ❑ De economische gevolgen voor intensieve veehouderijbedrijven zijn sterk afhankelijk van de hoogte van de mestafzetprijs en dus van de druk op de mestmarkt. Strengere verliesnormen, met name voor fosfaat, betekenen meer mestoverschot, dus meer druk. Het effect van de varianten komt vervolgens tot uitdrukking in de omvang van de veestapel.
- ❑ De kosten voor mestafzetovereenkomsten (4.500 tot 15.000 euro) en mestafzet (6.000 tot 20.000 euro) zullen een fors deel gaan uitmaken van het gezinsinkomen uit het bedrijf. Dit zal grote gevolgen hebben voor de continuïteit van veel bedrijven. De feitelijke ontwikkeling van de mestafzetkosten, gecombineerd met de ontwikkeling van de vlees- en eierprijzen zullen het perspectief van veel bedrijven bepalen.
- ❑ Op basis van de gegevens, de hoge mestafzetprijzen in de afgelopen jaren en het feit dat voor 2002 mestafzetovereenkomsten moesten worden afgesloten, resteert voor de intensieve veehouderij een somber perspectief.

10.4.4 Open teelten

- ❑ Een aanzienlijk deel van de akkerbouw- en tuinbouwbedrijven voldoet al aan de verliesnormen 2002 en verliesnormen 2003 en veel van de overige bedrijven moeten hieraan zonder veel extra inspanning kunnen voldoen. Een deel van de bedrijven zal dan beter de (aangescherpte) bemestingsadviezen moeten toepassen. De strengere normen voor stikstof- en fosfaat (2003) beperken de aanvoer van dierlijke mest enigszins. Dit speelt vooral voor bedrijven op kleigrond.
- ❑ Doordat de vergoeding voor het accepteren van dierlijke mest stijgt ten opzichte van de referentievariant, verdienen de bedrijven die mest accepteren zelfs circa 1.500 tot 4.000 euro meer bij de verliesnormen 2002 en 2003. Door het afsluiten van mestafzetovereenkomsten kunnen akkerbouwbedrijven circa 4.500 euro extra verdienen. In geval van de verliesnormen 2003 daalt op akkerbouwbedrijven de vergoeding met circa 600 euro per bedrijf ten opzichte van verliesnormen 2002.
- ❑ Bedrijven op gronden met een laag stikstofleverend vermogen (humusarme zandgronden) hebben meer moeite om aan de stikstofverliesnormen te voldoen, met name als het droge zand- en lössgronden zijn, waarvoor lagere verliesnormen gelden. Dit gaat gepaard met financiële consequenties.
- ❑ De gevolgen van de verdergaande varianten dan de verliesnormen 2003 zijn dat er minder dierlijke mest geaccepteerd kan worden. Dit leidt tot een inkomstendaling (minder meer). In de vergaande variant wordt een negatief inkomenseffect ten opzichte van de referentievariant voorzien.
- ❑ Voor de vollegrondsgroententeelt op zand is de aanscherping van de verliesnormen moeilijk realiseerbaar.

10.4.5 Mestafzetovereenkomsten

- ❑ In 2003 bestaat ongeveer 75% van de mestafzetovereenkomsten van melkveebedrijven uit loze ruimte: er moet wel een mestafzetovereenkomst worden afgesloten, maar er behoeft vanwege MINAS feitelijk geen mest te worden afgezet. De kosten van de loze contracten bedragen bij de verliesnormen 2003 circa 800 euro per melkveebedrijf.
- ❑ Op varkens- en pluimveebedrijven is vaak het omgekeerde aan de hand: daar hoeven minder mestafzetcontracten gesloten te worden, dan er voor de feitelijke mestafzet nodig is.
- ❑ De kosten van mestafzetovereenkomsten bedragen circa 5.000 tot 9.000 euro voor het gemiddelde varkensbedrijf, circa 15.000 euro voor het gemiddelde pluimveebedrijf en circa 1.100 euro voor het gemiddelde melkveebedrijf. Akkerbouwers verdienen gemiddeld 4.500 euro aan mestafzetovereenkomsten.
- ❑ Voor een goede werking van het systeem van mestafzetovereenkomsten is het van belang dat op bedrijfsniveau de hoeveelheid af te sluiten overeenkomsten zo goed mogelijk overeenkomt met de hoeveelheid mest die daadwerkelijk moet worden afgevoerd.
- ❑ Het is tevens van belang dat grondeigenaren geen overeenkomsten afsluiten, als zij niet bereid zijn om de dierlijke mest ook daadwerkelijk te accepteren. Als deze koppeling namelijk wordt losgelaten, ontstaat -na afschaffing van de productierechten- het risico dat de veestapel toch weer groeit. Hierdoor zou opnieuw een mestoverschot ontstaan.

10.5 Ex ante evaluatie milieukundige effecten

10.5.1 Nitraat in grondwater

- ❑ Aanscherping van de verliesnormen van 2002 naar 2003 vermindert de gemiddelde netto-belasting van de bodem voor stikstof met circa 15 kg N per ha per jaar.
- ❑ Aanscherping van de stikstofverliesnormen van 2002 naar 2003 leidt tot lagere nitraatconcentraties in het bovenste grondwater. Vooral het areaal landbouwgrond met zeer hoge (meer dan 100 mg nitraat per liter) nitraatconcentraties in het bovenste grondwater neemt af van 122.000 ha tot 49.000 ha.
- ❑ Nitraatuitspoeling op de 'aangewezen' *droge zandgronden* (zandgronden met Gt VII en VII*, waarvoor aangescherpte stikstofverliesnormen gelden) is een hardnekkig probleem. De nitraatconcentratie in het bovenste grondwater blijft, afhankelijk van variant, op 75-96 % van het areaal boven de 50 mg per liter. Door aanscherping van de verliesnorm vermindert het areaal met meer dan 100 mg nitraat per liter fors, van 42% voor de verliesnormen 2002 tot 16 % bij de verliesnormen 2003.
- ❑ Op de aangewezen droge zandgronden (Gt VI, VII, VII*; 320.000 ha) betekent aanscherping van de verliesnormen tot niveau 2002 een overschrijding van de nitraatnorm in het bovenste grondwater op een areaal van circa 262.000 ha. Bij de verliesnormen 2003 neemt dit af tot circa 216.000 ha. De gemiddelde nitraatconcentratie

daalt op de gronden met Gt VII en VII* van 94 naar 75 mg per liter en de groep met Gt VI van 75 naar 58 mg per liter.

- ❑ Op de overige zandgronden (392.000 ha), die actueel deels ook Gt VI, VII en VII* omvatten, daalt het areaal met overschrijding van de norm bij aanscherping van de verliesnormen van 2002 naar 2003 van 146.000 naar 114.000 ha en de gemiddelde nitraatconcentratie daalt van 45 naar 39 mg per liter.
- ❑ De overige gronden met hoge nitraatconcentraties in het bovenste grondwater betreffen vooral de 'niet-aangewezen' droge zandgronden met GtVII en GtVII*, en het drogere deel van zandgronden met Gt VI (met GHG van 60-80 cm). Om het areaal landbouwgronden met meer dan 50 mg per liter in het bovenste grondwater effectief te verminderen, dient het areaal aangewezen zandgronden te worden uitgebreid tot alle zandgronden en lössgronden met Gt VII en Gt VII*, en met het drogere deel van Gt VI (met GHG 60-80 cm).
- ❑ De verliesnormen 2002 en 2003 zijn onvoldoende om de gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater te doen dalen beneden de nitraatnorm voor zandgronden met Gt VII en VII*, bouwland en maïsland op zandgrond met Gt VI en maïsland op kleigrond met Gt VII*.
- ❑ Een goed ontwikkeld nagewas of tussengewas na de teelt van maïs, granen en vroeg-geoogste hakvruchten kan de nitraatconcentratie in het grondwater aanzienlijk verminderen. Eén maand vroeger opstallen vergroot de stikstofverliezen door NH_3 -vervluchtiging met 5-10 kg per ha en vermindert de nitraatuitspoeling met 0-5 mg per liter, bij overigens gelijkblijvende omstandigheden. Overigens is dit mogelijk niet de meest kosteneffectieve methode is.
- ❑ Ook verdergaande varianten zijn onvoldoende om de gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater te doen dalen beneden de nitraatnorm voor bouwland en maïsland op zandgronden met Gt VII en VII*. Aanvullende maatregelen zoals het telen van een nagewas of omzetting in grasland, verdienen dan overweging.
- ❑ Aanbevolen wordt om de indeling en aanwijzing van droge zandgronden, op basis van nadere studie, te verfijnen. Bij aanwijzing van alle zandgronden met Gt VI wordt het nattere deel van dat areaal onderworpen aan verliesnormen die op basis van overschrijding van de nitraatnorm in het bovenste grondwater niet zijn te rechtvaardigen.

10.5.2 Fosfaat in de bodem

- ❑ Aanscherping van de verliesnormen van 2002 naar 2003 vermindert de gemiddelde netto-belasting van de bodem voor fosfaat met 6 tot 8 kg P_2O_5 per ha per jaar.
- ❑ Bij alle varianten neemt de fosfaatverzadigingsgraad van de bodem verder toe, behalve bij de vergaande variant. De toename is afhankelijk van de fosfaatverliesnorm, van de hoogte van de forfaitaire fosfaatafvoer en van het al dan niet opnemen van kunstmestfosfaat in MINAS. Het areaal landbouw op zandgronden met een fosfaatverzadigingsgraad van meer dan 50% neemt bij de verliesnormen 2002 toe van 30 tot 36% in 2030. Bij de verliesnormen 2003 neemt het toe tot 34%. Bij de kleigronden en veengronden zijn de veranderingen minder groot.

10.5.3 Oppervlaktewater

- ❑ Met de verliesnormen 2003 realiseert de landbouw meer dan 50% emissiereductie volgens de OSPARCOM 'farm gate balance'. Dit betreft vermindering van de totale milieubelasting naar grondwater, oppervlaktewater en atmosfeer.
- ❑ Aanscherping van de verliesnormen leidt tot vermindering van de belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat uit de landbouw. De vermindering ten opzichte van het referentiejaar 1985 varieert voor stikstof van 13 tot 38% en voor fosfor van 12 tot 27%, afhankelijk van de variant.
- ❑ De belasting van het oppervlaktewater neemt bij aanscherping van de verliesnormen van 2002 naar 2003 slechts beperkt af (circa 8% voor stikstof en circa 3% voor fosfaat).
- ❑ De relatieve vermindering van de belasting van het oppervlaktewater is minder groot dan de relatieve vermindering van de netto-belasting van de bodem. Dit wordt veroorzaakt door een combinatie van factoren, die in hoofdstuk 8 worden toegelicht.
- ❑ De ruimtelijke variatie in belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat is groot. De spreiding wordt vooral veroorzaakt door ruimtelijke variaties in grondwaterstand en fosfaatverzadiging van de bodem. Verschillen tussen jaren zijn eveneens groot (tot een factor twee) door verschillen in weersomstandigheden (neerslagverdeling en neerslagoverschot) en hydrologie.
- ❑ De totale belasting van de Noordzee en Waddenzee met stikstof en fosfaat vermindert, bij aanscherping van de verliesnormen alleen, met minder dan 5%.
- ❑ Een forse verdere aanscherping van de fosfaatverliesnorm leidt pas op zeer lange termijn tot een verlaagde fosfaatsuitleiding en verbetering van de ecologische kwaliteit. Voor een versnelling van het herstel is naast een verregaande vermindering van de belasting een combinatie met aanvullende maatregelen noodzakelijk.

10.5.4 Ammoniak en lachgas

- ❑ De ammoniakemissie van de landbouw is in de periode 1990-2000 met ongeveer 25% afgenomen. De emissies nemen nog verder af in de verschillende varianten, maar blijven (exclusief effect aanpassing stallen conform AMvB) met uitzondering van de meest vergaande variant boven het plafond zoals afgesproken in de EU-NEC-richtlijn en dus zeker boven de doelstelling van het NMP4 voor 2010.
- ❑ Inclusief het effect van de aanpassing van de varkens- en pluimveestallen wordt vanaf de variant verliesnormen 2003 het plafond van EU-NEC-richtlijn waarschijnlijk niet niet overschreden. Aanvullende maatregelen ten aanzien van ammoniak lijken noodzakelijk om aan doelstellingen voor natuurrealisatie te kunnen voldoen.
- ❑ De emissies van lachgas verminderen, door de aanscherping van de verliesnormen van 2002 tot 2003, met circa 1,5 miljoen kg per jaar, overeenkomend met circa 0,5 miljoen ton CO₂-equivalent.

Bijlage I Lijst met begrippen en afkortingen

Actieprogramma	Programma dat lidstaten in het kader van de Nitraatrichtlijn voor kwetsbare zones moeten opstellen en dat de maatregelen omvat die moeten leiden tot het bereiken van het doel van de richtlijn. Eén van de verplichte maatregelen is een beperking van de hoeveelheid stikstof in de vorm van dierlijke mestgift (gebruiksnorm) tot 170 kg per ha vanaf 20 december 2002.
BGDM	Besluit Gebruik Dierlijke Meststoffen. In het BGDM waren fosfaatgebruiksnormen opgenomen die tot en met 1997 een maximum stelden aan het gebruik van dierlijke mest. Op basis van het BGDM gelden nog wel regels voor het tijdstip en de wijze van mesttoediening.
Bureau Heffingen	Agentschap van het Ministerie van LNV te Assen dat belast is met de uitvoering van de Meststoffenwet (onder andere de MINAS-aangiften ontvangen, controleren en vaststellen, registratie mestproductierechten).
Code van Goede Landbouw Praktijk (GLP)	Lidstaten waren in het kader van de EU-Nitraatrichtlijn verplicht om een lijst van goede landbouwpraktijken op te stellen die door landbouwers vrijwillig in acht te nemen zijn.
Denitrificatie	Omzetting van nitraat waarbij stikstofgas (N_2) en deels ook lachgas (N_2O) ontstaat. Treedt op onder zuurstofloze (anaërobe) omstandigheden in bodem en water.
Depositie	Proces waarbij stoffen via transport door de lucht op een oppervlak (gewas, bodem) terecht komen.
Derogatie	Zie EU-Nitraatrichtlijn.
Drainwater	Grondwater onder landbouwgronden dat direct meestal via buizendrainen uitstroomt in het oppervlaktewater. In Nederland zijn de meeste kleigronden voorzien van drains. In bepaalde gebieden zijn ook zandgronden gedraineerd.
Droge zandgronden	Door de overheid aangewezen uitspoelingsgevoelige zand- en lössgronden.
EU-Nitraatrichtlijn	Richtlijn voor de bescherming van water (grond- en oppervlaktewater) tegen verontreiniging door nitraat uit agrarische bronnen. Een van de belangrijkste voorschriften van de richtlijn is dat vanaf 20/12/2002 een maximum van 170 kg/ha geldt voor de hoeveelheid stikstof die via dierlijke mest op de bodem wordt gebracht. Van dit maximum kan gemotiveerd worden afgeweken (zogeneten derogatie). Nederland heeft bij de Europese Commissie melding gedaan van derogatie voor grasland (maximale stikstofgift 250 kg per hectare).
Eutrofiëring	Proces waarbij een overmaat aan voedingsstoffen (nutriënten) voor planten, met name stikstof (N) en fosfor (P) ecologische processen in water ontregelt. Bekende eutrofiëringverschijnselen zijn algenbloei, kroosvorming, troebel water, zuurstofloosheid en vissterfte.
Excretie	Mineralenuitscheiding van vee in mest en urine 'onder de staart'.
Forfait	Wettelijk vastgestelde waarde die als standaard gebruikt mag of moet worden.

Fosfaat	Fosforverbinding. In de landbouwpraktijk worden fosforgehalten vaak op basis van fosfaat (P_2O_5) uitgedrukt. P_2O_5 -gehalte = $2,29 * P$ -gehalte.
Fosfaatoverschot	Het verschil tussen de aanvoer en de afvoer van fosfaat. Binnen MINAS gebeurt dit op de schaal van een bedrijf (zie ook MINAS).
Fosfaatverliesnorm	Norm (in kg per hectare per jaar) voor het maximale fosfaatoverschot dat vrij is van heffing. Bij een groter overschot moet heffing worden betaald.
Fosfaatverzadiging	Een perceel is fosfaatverzadigd als door uitspoeling de gemiddelde fosfaatconcentratie, op een bepaalde referentiediepte in de bodem, zodanig hoog is dat de MTR-waarde voor P in oppervlaktewater wordt bereikt. Als referentiediepte geldt de gemiddeld hoogste grondwaterstand.
Gasvormige verliezen	Gasvormige stikstofverliezen uit dierlijke mest (in de vorm van NH_3 , N_2 , NO_x en N_2O). Omdat deze verliezen niet (direct) op of in de bodem komen, worden deze op een aantal punten anders behandeld in het kader van MINAS en MAO.
Gebruiksnorm	Norm voor de hoeveelheid stikstof in de vorm van dierlijke mest.
GLP	Goede Landbouw Praktijk.
Grondwater	Water dat zich in de bodem bevindt en waar alle poriën met water gevuld zijn (verzadigde zone). Onderscheiden worden hier: • bovenste grondwater: op een diepte van 0-5 meter beneden maaiveld; • ondiep grondwater: op een diepte van 5-15 meter beneden maaiveld; • middeldiep grondwater: op een diepte van 15-30 meter beneden maaiveld; • diep grondwater: op een diepte van > 30 meter beneden maaiveld.
Grondwatertrap (Gt)	Systeem om gronden naar grondwatersituatie (diepte en variatie van grondwater-standen) in te delen. De grondwatertrap geeft informatie over de hoogte van de grondwaterspiegel en over de variatie hierin gedurende een jaar. Er worden 8 trappen onderscheiden (Gt I t/m Gt VII ⁺). Dit systeem is gebaseerd op de gemiddeld hoogste en de gemiddeld laagste grondwaterstand (respectievelijk GHG en GLG). De grondwaterstand is gemiddeld in de periode september - oktober op GLG-niveau en in de periode februari - april op GHG-niveau.
GVE	Grootvee-eenheid. Rekeneenheid om de mineralenproductie van het vee in uit te drukken. 1 GVE is de hoeveelheid fosfaat die een melkkoe jaarlijks produceert (41 kg fosfaat; onder MINAS 2000). Voor melkjongvee en ander vee gelden andere vaste (forfaitaire) hoeveelheden.
Interimwet	Interimwet beperking Varkenshouderij- en Pluimveehouderijbedrijven. Ingevoerd in 1984; voorloper van de Meststoffenwet. Deze wet had tot doel om, vanwege de mestproblematiek, verdere uitbreiding van de varkens- en pluimveehouderij te voorkomen.
Intermediair	(Tussen)handelaar in mest.
Lachgas	Gasvormige stikstofverbinding (N_2O) die een zeer sterk broeikasgas is. Het "Global Warming Potential" van lachgas is 310 maal zo hoog als dat van kooldioxide (CO_2).

Landelijk mestoverschot 2003	De mestproductiecapaciteit (uitgedrukt in forfaitair stikstof, werkelijk stikstof en werkelijk fosfaat) die uit de markt gehaald moet worden, zodat in 2003 evenwicht op de mestmarkt ontstaat; de niet-plaatsbare mestproductiecapaciteit in 2003.
Mestafzetovereenkomsten (MAO)	In het stelsel van mestafzetovereenkomsten wordt de omvang van de mestproductie op een veehouderijbedrijf direct afhankelijk gemaakt van de aanwendings- en afzetmogelijkheden die er zijn voor de mest. Veehouders moeten dus eerst nagaan in hoeverre ze zelf genoeg grond hebben om hun mest op kwijt te kunnen. Hebben ze dat niet, dan moeten ze zich voorafgaand aan de productie verzekeren van voldoende mestafzetmogelijkheden elders. Die verzekering kunnen ze alleen krijgen door een mestafzetovereenkomst vooraf te sluiten met een andere boer (een akkerbouwer of een extensieve veehouder), een erkende mestverwerker, een erkende exporteur of een erkend tussenpersoon (intermediair). Ook is het mogelijk om als producent een erkenning te krijgen om de op het eigen bedrijf geproduceerde mest te be- of verwerken en vervolgens af te zetten. De door beide partijen ondertekende mestafzetovereenkomst wordt opgestuurd naar Bureau Heffingen. Het stelsel moet waarborgen dat op landelijk niveau niet meer mest wordt geproduceerd dan door producenten op het eigen bedrijf kan worden aangewend of bij derden kan worden afgezet.
Mestafzetprijs	Prijs die producenten van mest moeten betalen om mest van het eigen bedrijf bij derden te kunnen afzetten.
Mest- en Ammoniakmodel (MAM)	Model van het LEI. MAM is een verzameling van modules waarmee productie, overschot, transport, export en verwerking van mest en mineralen kunnen worden berekend.
Mestproductierechten	Voor elk bedrijf dat mest produceert van aangewezen diersoorten, zijn bij Bureau Heffingen mestproductierechten geregistreerd (in kg fosfaat). De hoeveelheid mestproductierechten van een bedrijf is bepalend voor het maximaal aantal te houden dieren. Voor varkens en pluimvee zijn in respectievelijk 1998 en 2000 varkensrechten en pluimveerechten ingevoerd.
Meststoffenwet	Wet van 27 november 1986 inzake het verhandelen van meststoffen en de afvoer van mestoverschotten.
Mestoverschot	(zie Landelijk mestoverschot).
Mestverwerking	Verwerking van dierlijke mest tot een dusdanige vorm dat deze niet meer als dierlijke mest in de Nederlandse landbouw als mest wordt gebruikt (bijvoorbeeld mestverbranding of verwerking tot mestkorrels).
Milieu- en Natuurplanbureau	Wettelijke vastgelegde taak van het RIVM, in het kader waarvan onder andere de Milieubalans en de Nationale Milieuverkenning worden gemaakt. RIVM werkt in kader van Milieuplanbureau samen met een groot aantal andere onderzoeksinstituten.
MINAS	Mineralenaangiftesysteem ingevoerd op 1 januari 1998. Inmiddels moeten alle landbouwbedrijven jaarlijks aangifte doen van de aanvoer en afvoer van mineralen. Indien het overschot (aanvoer minus afvoer) groter is dan de verliesnorm dient een heffing te worden betaald. Het MINAS is vastgelegd in de Meststoffenwet en lagere regelgeving.

MINAS-overschot	Het verschil tussen de aanvoer van mineralen naar een bedrijf minus de afvoer van mineralen van een bedrijf.
Mineralenprojecten	Projecten als 'Koeien & Kansen', 'Telen met toekomst', 'De Marke', 'Biologische melkveehouderij' etc.
MTR-waarde	Maximaal Toelaatbaar Risico. Deze waarde geeft de waarde voor een stof aan bij welke concentratie er geen negatief effect te verwachten is. Het is een risiconiveau dat door de overheid als maximaal toelaatbaar wordt gezien.
Netto-bodembelasting	Het overschot van de bodembalans waarbij alle aan- en afvoerposten in rekening worden gebracht, ook die welke thans niet of niet volledig in MINAS zitten (stikstofdepositie, stikstofbinding door vlinderbloemigen, fosfaat kunstmest, correctie voor de werkelijke gewasafvoer bij akker- en tuinbouwgewassen). Er wordt hierbij rekening gehouden met ammoniakvervluchtiging. De netto-bodembelasting wijkt af van het MINAS-overschot.
Nge	Nederlandse grootte-eenheden. Dit zijn eenheden bss (bruto standaardsaldi = de in geldswaarde uitgedrukte totaalopbrengst minus bepaalde bijbehorende specifieke kosten), die gecorrigeerd zijn voor de prijsontwikkeling van het saldo in Nederland. Het wordt gebruikt voor statistieken, is een grondslag voor heffingen en regelgeving.
Nitraat	Geoxideerde vorm van stikstof: NO_3^- . Komt in deze vorm veel voor in grondwater en oppervlaktewater en is veelal de dominante stikstofcomponent.
Nitraatrichtlijn	Zie EU-Nitraatrichtlijn.
Nutriënten	Voedingsstoffen.
P-AL/Pw	Een maat voor het beschikbare hoeveelheid fosfor (de fosfaattoestand) voor respectievelijk grasland en bouwland.
RAP/NAP	RijnActieProgramma en NoordzeeActieProgramma. Afspraken die in 1987 zijn gemaakt tussen respectievelijk Rijnsoeverstaten en landen die grenzen aan de Noordzee om de belasting van toxische stoffen en nutriënten terug te dringen.
Stikstofcorrectie	De N-correctie is een hoeveelheid N die bij de bepaling van het heffingsplichtige of belastbare N-overschot op het Minas-overschot in mindering mag worden gebracht. De correctie geldt voor gasvormige N-verliezen (NH_3 en andere componenten) bij intensieve bedrijven met weinig grond en is gebaseerd op forfaitaire hoeveelheden per dier (diergebonden verliezen). Op deze diergebonden verliezen moet nog de zogeheten gewasaf trek worden toegepast (60 kg per hectare gras). Verondersteld is namelijk dat in de verliesnorm voor grasland reeds de gasvormige verliezen voor circa 2 grootvee-eenheden per hectare zijn opgenomen.
Stikstofoverschot	Het verschil tussen de aanvoer en de afvoer van stikstof. Binnen MINAS gebeurt dit op de schaal van een bedrijf (zie ook MINAS).
Stikstofverliesnorm	Norm (in kg per hectare per jaar) voor het maximale stikstofoverschot dat vrij is van heffing. Bij een groter overschot moet heffing worden betaald.

STONE-model	Model dat de belasting van de bodem, het grondwater en het oppervlaktewater berekent, rekening houdend met bemesting, opname door gewassen, netto-mineralisatie en atmosferische stikstofdepositie.
Uitspoeling	Het doorsijpelen van mineralen (stikstof en fosfaat) naar grondwater en/of oppervlaktewater.
Uitspoelingsgevoelige gronden	Gronden die gevoelig zijn voor nitraatuitspoeling, waardoor een relatief groot deel van het stikstofoverschot in de vorm van nitraatstikstof in het grondwater aanwezig is.
Verliesnorm	Norm (in kg per hectare per jaar) voor het maximale overschot van fosfaat en stikstof binnen MINAS, dat vrij is van heffing.
Vermesting	Het proces van verrijking met voedingsstoffen, waardoor ecologische processen worden verstoord en gebruiksfuncties van water en bodem worden bedreigd.

Bijlage II Landbouw in Nederland

Grondgebruik en aantal bedrijven

Tabel II.1 Ontwikkeling van het agrarisch grondgebruik in Nederland, 1990-2001 (Bron: CBS, 2002).

	Grasland	Snijmaïs	Akkerbouw (excl. snijmaïs)	Tuinbouw	Overig	Totaal
<i>x 1000 ha</i>						
1990	1.096	202	598	104	6	2.006
1995	1.048	219	577	109	11	1.965
1998	1.032	220	590	116	15	1.973
1999	1.018	231	571	120	27	1.967
2000	1.012	205	601	112	26	1.956
2001	993	204	594	110	30	1.931

Nederland bestaat uit 3,4 miljoen hectare (ha) land en 0,8 miljoen ha water. Ongeveer 69% van het land wordt gebruikt voor agrarische doeleinden, 16% voor bos, natuur en recreatie en 15% voor wonen, werken, infrastructuur en overige gronden (Landbouw-Economisch Bericht, 2001). Vanaf 1998 is er in Nederland een dalende trend waar te nemen in het aantal ha dat gebruikt wordt voor de productie van landbouwproducten. In 2001 werd ongeveer nog 1,931 miljoen ha gebruikt voor landbouwproducten (CBS, 2002). Het areaal grasland neemt het grootste deel voor haar rekening, gevolgd door akkerbouw (exclusief snijmaïs), snijmaïs, tuinbouw en overige agrarische activiteiten (tabel II.1).

Tevens is er een dalende trend waar te nemen in het aantal agrarische bedrijven in Nederland. Deze daling is echter al een langere periode zichtbaar. Vanaf 1986 is het aantal agrarische bedrijven gedaald van 136.436 bedrijven tot 92.783 bedrijven in 2001. Ongeveer 14% van deze 92.783 bedrijven zijn akkerbouwbedrijven, 19% tuinbouwbedrijven, 50% graasdierbedrijven, 8% hokdierbedrijven en 9% combinatie-bedrijven (CBS, 2002). Het grootste gedeelte van de bedrijven dat gestopt is, is gestopt als gevolg van opheffing. Slechts een klein aantal heeft een faillissement aangevraagd.

Dieraantallen en intensiteit

In de graasdier-, hokdier- en combinatiebedrijven zijn in Nederland onder andere rund-vee, varkens, pluimvee en overige diersoorten (onder andere schapen, geiten, konijnen, edelpelsdieren, paarden en pony's) te vinden. Wat rundvee betreft; de rundveestapel neemt jaarlijks met ongeveer 3% af. Waren er in 1990 nog bijna 5 miljoen dieren, in 2001 was dat aantal teruggelopen tot ruim 4 miljoen dieren (tabel II.2). Na een aantal

Tabel II.2 Aantal stuks vee in Nederland, 1990-2001 (Bron: CBS, 2002).

	1990	1995	1998	1999	2000	2001
<i>x 1000</i>						
Rundvee totaal	4.926	4.654	4.283	4.206	4.070	4.047
w.o. - Melkkoeien	1.878	1.708	1.611	1.588	1.504	1.546
- Jongvee (melk)	1.720	1.581	1.442	1.374	1.325	1.339
- Vleeskalveren	602	669	711	753	783	712
- Jongvee (vlees)	598	541	366	328	285	277
Varkens totaal	13.915	14.397	13.446	13.567	13.118	13.073
w.o. - Vleesvarkens	7.025	7.124	6.591	6.774	6.505	6.230
- Biggen	5.191	5.596	5.094	5.239	5.102	5.433
- Fokvarkens	1.699	1.677	1.760	1.554	1.511	1.410
Pluimvee totaal	92.764	89.561	98.692	104.767	104.015	100.334
w.o. - Vleeskuikens	41.172	43.872	48.537	53.247	50.937	50.127
- Leghennen	44.320	38.162	41.434	42.461	44.036	42.726

jaren van daling is het aantal melkkoeien en het aantal stuks jongvee voor de melkproductie in 2001 weer wat gestegen. Het aantal vleeskalveren en aantal stuks jongvee voor de vleesproductie nam in hetzelfde jaar echter, na een aantal jaren van groei, af.

Het aantal varkens in Nederland fluctueert de laatste jaren enigszins. Dit komt met name door de varkenspestepidemie. De laatste 10 jaar is er echter wel duidelijk sprake van een dalende trend. In 1990 waren er nog bijna 14 miljoen varkens, terwijl in 2001 het aantal was teruggelopen tot ruim 13 miljoen. Ten opzichte van 2000 is het aantal biggen in 2001 gestegen en het aantal vleesvarkens en fokvarkens gedaald.

In tegenstelling tot de rundvee- en varkensstapel is de pluimveestapel in 2001 ten opzichte van 1990 groter in aantal (ruim 100 miljoen stuks). Wel neemt het aantal vleeskuikens, onder invloed van tegenvallende vleesprijzen, sinds 1999 weer af. Ook is het aantal leghennen na jaren van stijging in 2001 weer behoorlijk gedaald.

In 2001 waren er in Nederland verder bijna 1,3 miljoen schapen (1990: +/- 1,7 miljoen), 221 duizend geiten (1990: +/- 61 duizend), 383 duizend konijnen (1991: +/- 786 duizend¹), 619 duizend edelpelsdieren (1991: +/- 581 duizend¹) en 120 duizend paarden en pony's (1990: +/- 70 duizend²).

¹ Cijfers beschikbaar bij het CBS vanaf 1991.

² In werkelijkheid is er veel groter aantal paarden en pony's, omdat niet alle bedrijven telplichtig zijn. Ramingen lopen volgens het CBS uiteen van 310 duizend tot 440 duizend dieren in 2001.

Tabel II.3 Omvang en gezinsinkomen naar type bedrijf (Bron: Landbouw-Economisch Bericht (LEI) en CBS, 2002).

Type	Aantal bedrijven 2000	Gemiddeld aantal ha per bedrijf 1999/00	Inkomen in € 1996-2000	Inkomen in € 2001 ⁵
Melkvee	26.820	33,5	22.200	22.500
Fokvarkens	2.093	6,8	22.500	6.000
Vleesvarkens	2.417	3,8	8.200	-2.500
Gesloten varkensbedrijven	1.553	10,6	26.300	7.000
Leghennen	1.161	5,2	42.300	33.000
Vleeskuikens	654	6,3	14.700	57.500
Opengrondsgroente	1.459	9,9	32.500	32.000-42.000
Fruitteelt	2.211	12,1	14.700	33.000-43.000
Bloembollen	2.879	17,0	56.700	50.000-60.000
Boomkwekerijen	2.430	5,4	44.900	41.000-48.000
Akkerbouw	13.749	50,5	22.400	26.500

Rundvee is verantwoordelijk voor bijna 60% van de stikstofexcretie in de vorm van dierlijke mest en voor 50% van de fosfaatexcretie in Nederland. Daarom is veebezetting, welke wordt uitgedrukt in gve (groot-vee-eenheid³) per hectare, een belangrijke indicator voor het mineralenbeleid (CBS, 2002). Wanneer gekeken wordt naar melkkoepen, die ongeveer tweederde van het aantal gve uitmaken, dan is er sinds 1980 sprake van een dalende trend in het aantal intensieve bedrijven (2,5 gve per ha en groter). Kon in 1980 nog meer dan 60% van de bedrijven als intensief omschreven worden⁴, in 1990 en 2001 was dit aandeel gedaald tot respectievelijk 53% en 38%. Naarmate de intensiteit van een melkveebedrijf hoger is, zal het bedrijf meer moeite moeten doen om aan de milieunormen te voldoen.

Gezinsinkomen

Het LEI heeft per type land- en tuinbouwbedrijf het gemiddelde gezinsinkomen berekend (tabel II.3). Bij deze gemiddelden moet echter wel rekening gehouden worden met de fluctuaties die door de jaren heen plaatsvinden. Een goed voorbeeld hiervan is de inkomensdaling in 1998/1999 ten opzichte van 1997/1998 in de varkenshouderij als gevolg van de varkenspestepidemie. Bij fokvarkensbedrijven was in 1998/1999 het gemiddelde gezinsinkomen €56.700, terwijl er een jaar later gemiddeld gezien sprake was van een negatief inkomen van -€46.000. Duidelijk zichtbaar in de tabel is een daling van de inkomens in de varkenshouderij en een stijging in de vleeskuikensector in 2001 ten opzichte van de periode 1996-2000.

³ 1 gve = 1 dier dat per jaar 41 kg fosfaat uitscheidt.

⁴ Hierbij wordt uitgegaan van de definitie dat bedrijven met meer dan 2,5 gve per ha intensief zijn. In praktijk is hierover nogal eens discussie.

⁵ De cijfers die hier zijn gegeven, zijn een prognose van het LEI.

Bijlage III Stikstofbeleid in Europese context

Europees stikstofbeleid

Sinds 1991 is de Nitraatrichtlijn van kracht (*zie ook paragraaf 2.4*). Deze richtlijn heeft als doel de nitraatuitspoeling naar het grond- en oppervlaktewater te verminderen en verdere verontreiniging te voorkomen. Om dit doel te bereiken, moeten de EU-lidstaten een Code van goede landbouwpraktijk opstellen. Daarnaast moeten de lidstaten voor nitraatuitspoeling kwetsbare gebieden aanwijzen en moeten voor deze kwetsbare gebieden Actieprogramma's worden opgesteld. Eén van de verplichte onderdelen van het Actieprogramma is een beperking van de hoeveelheid stikstof in de vorm van dierlijke mestgift (gebruiksnorm) tot 170 kg per ha. Verder dient de hoeveelheid stikstof uit kunstmest gelimiteerd te worden. Een maximum hiervoor is echter niet vastgesteld.

De richtlijn biedt als alternatief voor de kwetsbare gebieden de mogelijkheid om het Actieprogramma op het gehele land van toepassing te verklaren. Er hoeven dan geen kwetsbare gebieden te worden aangewezen. Oostenrijk, Denemarken, Finland, Duitsland, Luxemburg en Nederland hebben van deze mogelijkheid gebruik gemaakt. In de andere landen zijn wel kwetsbare gebieden in regio's met duidelijke overschotten aan stikstof aangewezen. In België bijvoorbeeld bevindt het grootste deel van de veestapel zich in Vlaanderen. Vandaar dat daar een aantal kwetsbare gebieden is aangewezen. Andere voorbeelden van aangewezen kwetsbare gebieden zijn Bretagne in Frankrijk en de Po-vlakte in Italië. In totaal is in de EU in 2001 2,1 miljoen km² als kwetsbaar gebied aangewezen. Dit komt overeen met 37% van de totale oppervlakte van de EU (De Clercq et al., 2001).

Nationale trends in N

Nutriënten (mineralen), waaronder stikstof, bepalen in belangrijke mate de kwaliteit van water, bodem en lucht. Via onder andere de landbouw, worden de nutriënten door middel van kunstmest en dierlijke mest aan gewassen toegevoegd. Te veel mest leidt echter tot uitspoeling, afspoeling of vervluchtiging. Kunstmest wordt, in kg per ha, het meeste in Nederland, België, Denemarken en Duitsland gebruikt (*tabel III.1*). Dierlijke mest wordt voornamelijk gebruikt in de buurt van de plaats waar de mest wordt geproduceerd. Daarom is het gebruik van dierlijke mest in gebieden met veel intensieve veehouderij, zoals Nederland, Denemarken, België (Vlaanderen), Italië (Po-vlakte) en delen van Duitsland, het grootst.

Zoals eerder in deze paragraaf opgemerkt, zijn de Actieprogramma's met name gericht op vermindering van stikstof uit dierlijke mest en kunstmest. Landen met een hoge vee-dichtheid en intensieve landbouwsystemen en daardoor met een hoog gebruik van dierlijke mest en kunstmest, blijken in praktijk ook de hoogste stikstofoverschotten te hebben (*tabel III.1*). In België en Nederland hangt de hoge mestproductie gedeeltelijk

Tabel III.1 Gebruik kunstmest, productie dierlijke mest en gemiddeld stikstofoverschot per EU- lidstaat (Bron: IFA, 2000 / OECD Nitrogen Balance Database (2000); <http://www.oecd.org>).

Land	Kunstmest ^a	Dierlijke mest ^b	Totaal	Stikstofoverschot (kg/ha) ^b				
				1985	1990	1995	1996	1997
			1997 (kg N/ha)					
Nederland	186	307	493	313	252	281	257	249
België	124	187	311	182	203	182	183	178
Denemarken	105	100	205	150	136	115	118	112
Groot-Brittannië	84	61	145	108	102	88	85	87
Ierland	91	110	201	60	75	82	81	75
Portugal	32	63	95	33	71	63	63	62
Finland	81	40	122	72	75	71	63	59
Duitsland	104	75	179	84	78	64	62	56
Frankrijk	89	52	141	54	63	56	56	51
Spanje	44	34	78	35	41	43	45	44
Zweden	69	43	112	51	33	36	30	36
Griekenland	NB	NB	NB	61	69	35	35	30
Italië	58	42	99	47	35	30	32	29
Oostenrijk	37	47	85	33	40	27	26	29
EU-15				65	67	60	60	57

samen met de import van veevoer, waardoor een hoeveelheid nutriënten binnenkomt zonder dat deze volledig gecompenseerd wordt door export van nutriënten. In de meeste landen valt sinds 1985 een dalende trend in het stikstofoverschot waar te nemen. In Ierland, Portugal en Spanje neemt het stikstofoverschot echter toe, terwijl in Frankrijk en Oostenrijk nauwelijks sprake is van een toe- of afname. Een aantal factoren ligt aan de daling van het stikstofoverschot ten grondslag, zoals:

- ❑ de vermindering van de veestapel;
- ❑ het uit de productie nemen van productiecapaciteit c.q. landbouwgrond;
- ❑ specifiek beleid gericht op vermindering van stikstofoverschotten bij de veehouderij en op vermindering van het gebruik van kunstmest.

Nationaal stikstofbeleid in de EU-landen

Wanneer het gaat om overschotten van nutriënten bestaan er grote verschillen tussen EU-landen, waardoor de problematiek rond deze overschotten niet overal op dezelfde manier opgelost kan worden. Zo hebben Nederland, Vlaanderen en intensieve regio’s in andere landen (Bretagne, Po-vlakte etc.) meer structurele problemen met nutriëntenoverschotten dan andere landen. In deze landen c.q. regio’s stabiliseren de nutriëntenbalansen zich, maar voor een echte verbetering van het grond- en oppervlaktewater zijn meer structurele aanpassingen nodig.

Een deel van het emissieprobleem van nutriënten is toe te schrijven aan de puntbronnen; onder andere lekkage uit opslag voor dierlijke mest en ondeugdelijke opslag van ingekuild voer. Technische aanpassingen (o.a. opslagtanks), inclusief certificering en controle, kunnen een efficiënt middel zijn om de emissie bij puntbronnen te verminderen. In een aantal landen, waaronder Frankrijk en Ierland, moeten grote(re) agrarische bedrijven aan vergelijkbare eisen voldoen als de industrie.

Emissie wordt echter niet alleen veroorzaakt door puntbronnen, maar hoofdzakelijk door andere, meer diffuse, bronnen. Om de emissie uit deze bronnen enigszins te kunnen beheersen, zijn door de EU-landen, behalve monitoringsprogramma's, verschillende beleidsmaatregelen opgesteld, die per land kunnen verschillen (De Clercq et al., 2001):

- ❑ Hoeveelheid N die na een seizoen overblijft in de bodem.
 - Vlaanderen (90 kg N/ha op een diepte van 0-90 cm tussen 1 oktober en 15 november).
- ❑ Input en output van nutriënten op bedrijfsniveau.
 - In Nederland worden verliesnormen voor N en P gehanteerd (MINAS), in combinatie met mestafzetcontracten. Verder loopt een derogatieverzoek (250 kg dierlijke mest per ha).
 - In Duitsland moeten boerderijen (>10 ha) en tuinbouwbedrijven (>1 ha) een nutriëntenbalans bijhouden. Hiervoor zijn echter geen verliesnormen vastgesteld.
- ❑ Input van nutriënten op perceelsniveau.
 - Oostenrijk (maximum van 175 kg N/ha voor kale gronden en 210 kg N/ha voor bewerkte gronden).
 - Finland (per gewas een maximum aan dierlijke mest en kunstmest).
 - Vlaanderen (normen voor N en P via dierlijke mest en kunstmest, in kwetsbare gebieden 170 kg N/ha voor dierlijke mest).
 - Portugal (per gewas een maximum aan dierlijke mest en kunstmest).
 - Wallonië (350 kg N/ha voor totaal aan dierlijke mest en kunstmest).
- ❑ Input van dierlijke mest (inclusief eigen productie mest) op bedrijfsniveau.
 - Spanje (afhankelijk van de regio 170 kg N/ha of 210 kg N/ha).
 - Frankrijk (210 kg N/ha in kwetsbare gebieden en 170 kg N/ha in gebieden met een structureel overschot, zoals Bretagne).
 - Duitsland (210 kg N/ha voor grasland en 170 kg N/ha voor bouwland).
 - Italië (maximum aantal dieren per ha, met een totaal gewicht van maximaal 4 ton).
 - Groot-Brittannië (250 kg N/ha voor grasland en 210 kg N/ha (2002: 170 kg N/ha) voor bouwland).
- ❑ Veedichtheid op bedrijfsniveau.
 - Oostenrijk (3,5 stuks vee per ha).
 - Zweden (veedichtheid gebaseerd op een maximum van 22 kg P/ha).

- ❑ Quotum op N-input op bedrijfsniveau.
- Denemarken (jaarlijks quotum voor N per bedrijf).

De bovenstaande lijst is niet uitputtend, het geeft wel een beeld van de beleidsmaatregelen waarop de lidstaten zich vooral richten.

Monitoring in EU-landen

De Europese Commissie heeft in 1998 een eerste concept monitorrichtsnoer uitgebracht conform artikel 7 van de richtlijn. In 1999 is een tweede concept verschenen (EU, 1999). Een richtsnoer heeft geen bindend karakter. Het doel van het monitoringrichtsnoer is duidelijk te definiëren wat de doelen zijn van elk type monitor en suggesties te doen hoe deze doelen bereikt kunnen worden. De Commissie beoogt hiermee tevens een vergelijking tussen de lidstaten mogelijk te maken.

Lidstaten zijn in dit kader verplicht om:

- ❑ passende monitoringprogramma's op te stellen en uit te voeren om de effecten van Actieprogramma's vast te stellen (art 5, lid 6);
- ❑ als zij de Actieprogramma's op hun hele grondgebied toepassen, om de nitraatconcentratie van wateren (oppervlaktewater en grondwater) te monitoren op zodanig geselecteerde meetpunten waardoor het mogelijk is de omvang/mate van de nitraatverontreiniging door agrarische bronnen vast te stellen (art 5, lid 6).

Monitoring om te bepalen wat het effect van Actieprogramma's is, betekent het vaststellen de invloed van veranderingen in de landbouwpraktijk op nitraatverliezen naar oppervlaktewater en grondwater, in de eerst plaats op stroomgebiedniveau (macro), in de tweede plaats op sub-stroomgebiedniveau en in de derde plaats op perceelsniveau.

Op perceelsschaal impliceert dit het daadwerkelijk meten en modelleren om te kijken naar veranderingen in nitraatniveaus in de bodem, in de wortelzone, in de oppervlakkige af- en uitspoeling en in het grondwater.

In het richtsnoer: 'Draft Guidelines for the monitoring required under the nitrates directive, 91/676/EEC' (EU, 1999) worden de volgende typen van monitoring van de richtlijn verder uitgewerkt:

- ❑ monitoring die nodig is voor aanwijzing van gebieden/controle:
 - kies lokaties zo dat een goed beeld wordt verkregen;
 - meet zowel ondiep (tot 5m) als diep (aquifers).
- ❑ monitoring om de effectiviteit van actieprogramma's na te gaan.

Aanbevolen wordt te monitoren in:

Tabel III.2 Uitgangssituatie en diepte waarop gemeten en getoetst wordt in 6 EU-landen.

Land	Uitgangssituatie m.b.t nitraatverontreiniging	Diepte waarop wordt gemeten	Diepte waarop wordt getoetst
Finland	Gemakkelijk	?	?
Denemarken	Moeilijk	Bodemvocht + bovenste + diepere grondwater	Bodemvocht onder de wortelzone
Duitsland	Gemiddeld	p.m.	?
Luxemburg	Gemakkelijk	?	?
Oostenrijk	Gemiddeld	p.m.	?
Nederland	Moeilijk	Bodemvocht (löss) + bovenste + diepere grondwater	Bovenste grondwater

- ❑ wortelzone/onverzadigde zone;
- ❑ bovenste lagen van ondiep grondwater;
- ❑ klein oppervlaktewater.

De positie van Nederland en de andere lidstaten staat in figuur III.1 met informatie over de uitgangssituatie van nitraatverontreiniging en de omvang van gebieden waarop de actieprogramma’s van toepassing zijn (Goodwill, 2000).

Qua uitgangssituatie en omvang van het gebied waarop de Actieprogramma’s van toepassing zijn is de vergelijking met Denemarken het meest relevant. Voor de zes EU landen die de Actieprogramma’s op hun gehele grondgebied toepassen, wordt in tabel III.2 een, thans nog incompleet, beeld gegeven.

Voor de Deense derogatie heeft men gemeten aan de onderzijde van de wortelzone en ook op deze diepte een eenvoudig stationair model toegepast. De toetsing aan de doelstelling van 50 mg/l heeft men echter globaal uitgevoerd op niveau van stroomgebieden. Voor Nederland zal dit in principe ook kunnen gebeuren door middel van toetsen op gebiedsniveau (bijvoorbeeld landbouw op zandgrond).



Figuur III.1 Overzicht van de uitgangssituatie m.b.t. nitraatverontreiniging in de 15 lidstaten van de EU en de wijze waarop de lidstaten de verplichte Actieprogramma’s toepassen (Bron: Goodwill, 2000).

Bijlage IV ADVIES van de Commissie van Deskundigen

Postbus 1 3720 BA BILTHOVEN	A. van Leeuwenhoeklaan 9 BILTHOVEN	Tel 0303 274 01 11 Fax 0303 274 25 71	info@rivm.nl www.rivm.nl
--------------------------------	---------------------------------------	--	-----------------------------



**Rijksoverheid
voor Volksgezondheid
en Milieu**

Directeur Milieu- en Natuurplanbureau - RIVM
 Prof. Ir. N.D. van Ijzendoorn
 Postbus 1
 3720 BA BILTHOVEN

Onderwerp
 Advies Cie van Deskundigen EMW 2002

Datum
 11 maart 2003

Onderwerp
 Bijdrink
 (na)
 LG

Tel 0303 274
Fax 0303 274

Gachte heer Van Ijzendoorn,

Met verwijzing naar brief 361/01 DOKvEg(RB)/rb dd. 21 december 2001 en de afspraken gemaakt tijdens het overleg op 15 februari j.l. doe ik u namens de Commissie van Deskundigen onze conclusies en een integraal advies toekomen. Afgesproken is, dat het advies van de commissie deel uitmaakt van de rapportage aan de Minister van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij.

De Commissie van Deskundigen heeft haar bevindingen gebaseerd op de schriftelijke en mondelinge rapportages van de Taakgroep. De rapportages zijn opgesteld door teams van onderzoekers met een ruime ervaring op het gebied van de meststoffenproblematiek. In de evaluatie wordt een duidelijk beeld gegeven van de N- en P- belasting van het grond- en oppervlaktewater en van landbouwkundige scenario's om emissies terug te dringen. De integrale analyse van de samenhang tussen de effecten en de beoogde milieu- en natuurdoelstellingen is echter nog onvolledig door de korte tijd dat MINAS effectief is.

Bij de uitvoering van haar opdracht heeft de Commissie aanvankelijk alleen kunnen beschikken over conceptrapporten, die deels niet volledig waren. Op basis van deze rapportages heeft de Commissie van Deskundigen op 4 maart j.l. een advies aan u uitgebracht. Nader overleg en de op 8 maart j.l. toegezonden herziene versies van het synthesehoofdstuk en de conclusies hebben geleid tot een bijstelling van het aanvankelijke advies.

De Commissie heeft geconstateerd, dat de eindrapportage van het evaluatieproces onder een grote tijdsdruk is uitgevoerd. De complexiteit van de betreffende materie vraagt juist tijd om nieuwe inzichten te laten rijpen.

rivm

Datum
11 maart 2002
Onderwerp
Stijftek
Wad
022

De commissie onderschrijft dat MINAS een effectief instrument is. Voor het bereiken van de milieudoelstellingen is een aanscherping van de verliesnormen noodzakelijk. Bij de beoordeling van het tijdstip van aanscherpen is een milieukundige en sociaal-economische afweging noodzakelijk.

Voor de conclusies en het advies van de Commissie wordt verwezen naar de Appendix.

Namens de Commissie van Deskundigen Evaluatie Meststoffenwet 2002,
Met vriendelijke groet,

Prof. dr. ir. J. H. J. Spiertz
Wageningen Universiteit en Research Center
(Voorzitter)

Gz.: Leden van de Commissie

- Prof. dr. ir. J. Bouma, Wageningen UR
- Dr. J. C. Harekamp, Stichting HAN
- Prof. dr. C. H. R. Heip, NIOO
- Prof. dr. L. K. Mui, UvA
- Prof. dr. P. de Kuitert, UU
- Dr. ir. H. J. Stokwijk, CPB

Bijlage 1

Op basis van de rapportages van de projectgroepen en het overleg met de Directeur Milieuplanbureau en de Taakgroep op 15 februari 2002 en met de projectleider op 28 februari 2002 komt de Commissie van Deskundigen tot een aantal conclusies en een integraal advies.

I CONCLUSIES

A. De evaluatie van de huidige regelgeving in de Meststoffenwet.

- 1 De rapportage op basis van het LEI-Bedrijven-Informatienet (BIN) laat voor het N-overschot op gespecialiseerde melkveebedrijven vanaf 1986 een sterke daling zien; van ca 400 naar 250 kg N per ha. Geconcludeerd wordt dat, de invoering van MINAS per 1 januari 1998 een positief effect heeft gehad op het N-overschot in de melkveehouderij en de intensieve veehouderij en een neutraal effect in de akkerbouw. In de melkveehouderij zijn de effecten van MINAS echter verstrengeld met de effecten van de quotaregeling en de P-aanvoernormen voor mest. In de BIN-gegevens komen de volumereducties als gevolg van de recente herstructurering van de intensieve veehouderij nog onvolledig tot uitdrukking.

De commissie stelt vast, dat het MINAS – systeem sinds kort in gebruik is. Er gaat een duidelijke stimulans uit naar de agrarische sector om het mineralenmanagement te verbeteren. Vanwege de korte periode en een aantal onvolmaaktheden in de systematiek en forfaitaire waarden, is een volledig oordeel over de effectiviteit van MINAS met de vigerende normen nog niet mogelijk.

- 2 Voor het bereiken van natuurdoelstellingen is de kwaliteit van het oppervlaktewater meer bepalend dan het grondwater. De gevolgen van de verrijking zijn onder meer een achteruitgang in biologische diversiteit, een ontregeling van ecologische kringlopen, het optreden van algenbloei en het vertroebelen van oppervlaktewater. De daling van P-concentraties in het zoete oppervlaktewater is voornamelijk bereikt door de reductie van de P-belasting uit niet-landbouwbronnen. Voor de toekomst wordt reductie van de fosfaatbelasting uit de landbouw voor de kwaliteit van het zoete oppervlaktewater van meer belang.

In de evaluatie is er weinig aandacht voor de kwaliteit van het zoute water. Wel wordt er ingegaan op de doelstellingen voor de Noordzee, maar een beschouwing over de ecologische kwaliteit van kustwateren ontbreekt. Het Veerse Meer heeft een te hoge stikstofconcentratie en de Oosterschelde een (te) lage fosfaatconcentratie om de kwaliteit van het specifieke ecosysteem te behouden.

De commissie vindt, dat de monitoringgegevens voor de periode 1985-2001 een goed beeld geven van de trends in de kwaliteitsparameters voor grond- en oppervlaktewater. De gegevens over het zoute water zijn onvolledig en zouden meer aandacht verdienen in de analyse.

- 3 Uit de monitoring van de N- en P- belasting van grond- en oppervlaktewater blijkt dat de emissies vanuit de landbouw anno 2000/2001 nog steeds te hoog zijn om de gewenste milieukwaliteit van bodem en water te bereiken. In de evaluatie krijgt de monitoring van nitraatconcentraties in het bovenste, het middeldiepe en het diepe grondwater relatief veel aandacht in vergelijking tot het oppervlaktewater. Bij de evaluatie van de kwaliteit van het bovenste grondwater wordt uitgegaan van de drinkwaternorm en ontbreekt er een kwantitatieve relatie met doelstellingen voor de ecologische kwaliteit van het diepe grondwater en het oppervlaktewater. Het uitgangspunt, dat het bovenste grondwater onder alle landbouwgronden ongeacht de ecologische effecten moet voldoen aan de drinkwaternorm van 50 mg N per liter, is wetenschappelijk onvoldoende gelegitimeerd.

De commissie is van oordeel, dat de evaluatie van effecten van nitraatconcentraties in het bovenste grondwater meer gericht moet worden op de ecologische kwaliteit van het oppervlaktewater. Tevens dienen de onzekerheden in het lot van nitraat tijdens de lange "reistijd" naar het diepe grondwater, als gevolg van biogeochemische en hydrologische processen, voor karakteristieke bodemprofielen kwantitatief weergegeven te worden.

- 4 De kwaliteitsdoelstellingen zijn slechts gedeeltelijk milieukundig gedefinieerd; zo is de doelstelling voor de kwaliteit van grondwater gebaseerd op drinkwaterbereiding zonder extra zuivering of gerelateerd aan achtergrondwaarden (vb.: fosfaat) en niet ontleend aan kritische eutrofiëringniveaus. Deze indirecte koppeling tussen streefwaardes en beoogde milieukwaliteit heeft betekenis voor de evaluatie van de resultaten.

De commissie is van mening, dat de relatie tussen nutriëntenbelasting en ecologische kwaliteit verduidelijkt dient te worden; dit zou mede aanleiding kunnen zijn tot regionaal gedifferentieerde kwaliteitsdoelstellingen voor de bodem en voor grond- en oppervlaktewater in landbouw- en natuurgebieden.

5. Het systeem MINAS wordt gekenmerkt door een sterk brongerichte aanpak: de toediening van meststoffen in de landbouwkundige praktijk wordt beperkt, om daarmee de concentraties in de bodem, grondwater en oppervlaktewater te verlagen, en om zodoende het risico van eutrofiëring in natuurlijke systemen te beperken. Het voordeel, en doel, van brongerichte maatregelen is dat deze, zij het dan op termijn, een duurzaam effect hebben. Bij MINAS betekent dit dat er een evenwicht zal ontstaan tussen landbouwkundige overschotten en milieubelasting op een niveau dat eutrofiëring van natuurlijke ecosystemen niet meer plaatsvindt. Een nadeel van een brongerichte aanpak is dat evenwichten zich soms pas na lange tijd instellen en dat de uiteindelijke effecten daarom ook pas op langere termijn kwantitatief kunnen worden beoordeeld. Een sterke vertraging is bij MINAS aan de orde bij de beoogde beperking van de P-belasting. Het is bekend dat de bodem grote voorraden P tot aan verzadigingsniveaus kan vastleggen, terwijl de mate waarin P uit dergelijke bodems weggeleid wordt bepaald door de actuele evenwichtsreacties en -niveaus in de bodem en maar ten dele en vertraagd reageert op de mate waarin P aan de bodem wordt toegevoegd.

De commissie is van mening, dat bij de aanscherping van de P-verliesnormen in MINAS de temporele en ruimtelijke variatie in de P – dynamiek meer aandacht dient te krijgen.

6. Op 1 januari 2002 is het systeem van mestafzetcontracten geïntroduceerd en zijn de verliesnormen voor stikstof en fosfaat verder verlaagd. Uit de analyses van de gevolgen hiervan blijkt dat deze aanscherping vooral voor de intensieve veehouderij zeer hoge kosten met zich meebrengt. Door die extra kosten zullen de inkomens in dit deel van de veehouderij sterk dalen. Vergeleken met het gemiddelde gezinsinkomen uit het bedrijf in de afgelopen tien jaar, is er een afname met vele tientallen procenten.

Op grond van deze uitkomsten concludeert de commissie dat de recente aanscherping tot een (koude) sanering van een aanzienlijk deel van de intensieve veehouderij leidt. Omdat de intensieve veehouderij een cruciaal onderdeel is van een netwerk van toeleverende en verwerkende bedrijven, reiken de economische gevolgen hiervan verder dan de primaire sector. Bij een geschatte afname van een kwart van het aantal dieren in de intensieve veehouderij zal het BBP met ongeveer 800 miljoen Euro dalen. De werkgelegenheid in het agrocluster zal dan met ca. 18.000 arbeidsplaatsen verminderen. Naarmate de verliesnormen verder worden aangescherpt, nemen de inkomens- en werkgelegenheidseffecten voor het agrocluster toe. Dit is vooral het geval indien de aanscherping op korte termijn plaatsvindt.

B. Integrale milieukundige en sociaal-economische analyse van scenario's om de N- en P- belasting te verminderen.

1. De recente aanscherping van de verliesnormen in MINAS blijkt grote effecten te hebben op de continuïteit van de primaire sector en de Nederlandse economie. Onder gemiddelde marktomstandigheden zullen de macro-economische effecten in een tijdsbestek van enige jaren optreden. De meeste van de beoogde milieu-effecten zullen daarentegen pas op een langere termijn zichtbaar zijn. Indien dergelijke ingrijpende maatregelen worden genomen, dient wel duidelijk gemaakt te worden, dat het beleid én noodzakelijk is en succesvol zal zijn. Legitimatie op basis van milieukwaliteit en een mogelijke aanscherping van het beleid wordt bemoeilijkt door (a) de indirecte relatie tussen milieukwaliteit en de gehanteerde streefwaardes en (b) de termijn waarop effecten kwantitatief kunnen worden vastgesteld.

De commissie heeft grote waardering voor de inspanning om biofysische en economische analyses te integreren. Het inzicht in de ontwikkeling van baten en kosten op de korte en lange termijn is voor de onderscheiden scenario's, gericht op een verdere aanscherping van de verliesnormen in MINAS, echter nog onvoldoende.

2. De voorlopers in de veehouderij zijn in staat om strengere verliesnormen te realiseren binnen een rendabele bedrijfsvoering. In de melkveehouderij is het aantal bedrijven, dat de verliesnormen voor 2003 haalt nog slechts 10 %, terwijl ca 30 % de thans

geldende verliesnormen realiseert. Uit de spelsimulaties blijkt, dat er nog ruime mogelijkheden zijn om binnen rendementseisen door systeemoptimalisatie het nutriëntenmanagement te verfijnen en verliezen te beperken.

De commissie is van oordeel, dat gelet op de positieve effecten van lopende projecten, het nutriëntenmanagement verder geoptimaliseerd kan worden; wel hebben de sectoren voldoende tijd en middelen nodig om hun bedrijfsvoering op basis van de nieuwste technologische ontwikkelingen en kennis op een rendabele wijze aan te passen.

3. Een integratie en harmonisatie van maatregelen in het kader van de Meststoffenwet met overige regelgeving om de emissies in de landbouw te beperken, zal bijdragen aan meer kosteneffectieve oplossingen in de bedrijfssectoren. Uit spelsimulaties met de actoren is gebleken, dat er nog veel innovatieve mogelijkheden aanwezig zijn. Implementatie vergt echter een traject van “learning by doing”. Simulatiestudies tonen verder aan, dat er bij een generiek beleid zeer drastische maatregelen nodig zijn om op de langere termijn de gewenste milieudoelen te bereiken. De effectiviteit van deze maatregelen is op een termijn van enkele tientallen jaren niet goed te onderbouwen. Bij de huidige evaluatie ontbreekt een analyse van de effecten op macro-niveau.

De commissie doet als aanbeveling om de mogelijkheden te verkennen van complementaire maatregelen naast het generieke beleid voor gebieden, die moeten voldoen aan specifieke kwaliteitsdoelen. Voor de bevordering van biodiversiteit kan dit een combinatie van verschraling en vernatting zijn, terwijl in waterwingebieden een transformatie naar natuurlandbouw met lage bemesting en het mijnen van nutriënten door het oogsten, afvoeren en verwerken (“biocascadering”) van de biomassa relatief snel tot het gewenste resultaat kan leiden.

II. HET INTEGRAAL ADVIES

1. Het geheel afwegend is de Commissie van Deskundigen van mening, dat bij handhaving van MINAS als belangrijkste middel tot beheersing van de nutriëntenbelasting vanuit de landbouw naar het milieu een verdere aanscherping van de verliesnormen op termijn noodzakelijk is om een duurzame verbetering van de milieukwaliteit te bewerkstelligen. Bij de beoordeling van het tijdstip van de aanscherping van de voor 2003 aangekondigde verliesnormen dient rekening gehouden te worden met de beperkingen in het cijfermateriaal van de thans uitgevoerde evaluatie.
2. De commissie constateert dat in de kabinetsreactie op het rapport van de denkgroep Wijffels (Kab/2001/9028, dd. 07-09-2001) een termijn van 10 jaren wordt gesteld voor de transitie naar een duurzame veehouderij. Er is volgens de commissie ruimte om de milieudoelen op een meer economisch en sociaal verantwoorde wijze te realiseren. Indien aanpassing op de langere termijn plaatsvindt zullen de economische effecten minder dramatisch zijn, terwijl de milieubelasting relatief beperkt zal toeneemen.

3. Het is verder evident, dat door een technische verbetering van het bestaande MINAS-systeem, onder andere door het opnemen van kunstmestfosfaat in de mestboekhouding en het invoeren van wetenschappelijk onderbouwde forfaitaire waarden meer draagvlak en een op korte termijn betere effectiviteit van het instrumentarium wordt gerealiseerd.
4. Om draagvlak voor aanscherping van normen te vergroten is een breder afgewogen, meer integrale analyse nodig van het volledig instrumentarium dat de overheid ter beschikking heeft om het voorgenomen beleid ten aanzien van milieudoelen te realiseren. Daarbij dient meer dan thans aandacht gegeven te worden aan de kans, dat de gestelde doelen met middelvoorschriften op een maatschappelijk verantwoorde wijze gehaald worden.
5. De commissie adviseert bij de verdere implementatie van het milieubeleid een integrale – economische, ecologische en sociale - analyse te maken van de effecten, die enerzijds bereikt worden met de beoogde aanscherping van het mestbeleid, en anderzijds met de effecten van het ammoniakbeleid en het beleid met betrekking tot vernatting en de onttrekking van landbouwgronden voor natuurdoeleinden. Meer aandacht voor de ruimtelijke dynamiek in het landgebruik en aan een differentiatie van de ecologische kwaliteit naar gebruiksfuncties in het landelijk gebied is daarbij gewenst.
6. Een maatschappelijke kosten / baten – analyse van het beleid met betrekking tot meststoffen in het kader van een duurzame landbouw in Nederland, zonder afwenteling van milieu-effecten naar het buitenland, wordt sterk aanbevolen. Verder is een analyse van de voor- en nadelen van vigerende Europese versus nationale regelgeving urgent. De doelmatigheid en effectiviteit van MINAS zal aandacht vragen; het blijft vanwege de administratieve belasting, de kosten van mestanalyses en de controle op de uitvoering (handhaafbaarheid) een complex en duur systeem. Uit de gepresenteerde resultaten blijkt, dat andere instrumenten (beperking P-aanvoer, melkquota's en andere volumemaatregelen) evenzeer een bijdrage leveren aan het verminderen van de nutriëntenemissies naar het milieu.

De Commissie van Deskundigen Evaluatie Meststoffenwet 2002,

Voorzitter:

- Prof. dr. ir. J. H. J. Spiertz, Wageningen UR

Leden van de Commissie van Deskundigen:

- Prof. dr. ir. J. Bouma, Wageningen UR / WRR
- Dr. J.C. Hanekamp, Stichting HAN
- Prof. dr. C.H.R. Heip, NIOO – KNAW
- Prof. dr. L. R. Mur, UvA
- Prof. dr. P.C. de Ruiter, UU
- Dr. ir. H. J. J. Stolwijk, CPB

Wageningen, 11 maart 2002

Literatuur

Clusterrapporten

- Eerd, M. van, K. Olsthoorn, S. Westerman, B. Guis, T. Heijstraten en R. Salomons (2002). Monitor Mineralen en Mestwetgeving. CBS, Voorburg.
- Hoop, D.W. de (ed.) (2002). Effecten van beleid op mineralenmanagement en economie in de landbouw; Een deelstudie in het kader van Evaluatie Mestbeleid 2002. LEI, Rapport 3.02.02, Den Haag.
- Kamp, A. van der (ed.) (2002). Verkenning gevolgen van verliesnormen: Technisch, economisch en maatschappelijk. PV, PPO, LEI, Wageningen UR en CPB.
- Oenema, O., G. Stam, L. van Liere, T. Prins, C. de Blois, J. Eulen, F. Kragt, R. Wortelboer, F. de Leus, J. Roelsma en H.P. Oosterom (2002). Effecten van varianten van verliesnormen op de kwaliteit van het oppervlaktewater in Nederland. Rapportage cluster 4, deel 2 (in voorbereiding).
- Plette, A.C.C., G.G.C. Verstappen, P.G.M. Boers (eds.) (2002). Mest en Oppervlaktewater: een terugblik 1985-2000. RIZA. RIZA rapport 2002.019.
- Portielje, R., J.W.J. van der Gaast, J.W.H. van der Kolk, O.F. Schoumans en P.C.M. Boers (2002). Nutriëntenconcentraties en –trends in kleine landbouwbeïnvloede wateren, 1985-2000. RIZA en Alterra. RIZA rapport 2002.008. Alterra rapport 472.
- Schoumans, O.F., J. Roelsma, H.P. Oosterom, P. Groenendijk, J. Wolf, H. van Zeijts, G.J. van den Born, S. van Tol, A.H.W. Beusen, H.F.M. ten Berge, H.G. van der Meer en F.K. van Evert (2002). Nutriëntenemissie vanuit landbouwgronden naar het grondwater en oppervlaktewater bij varianten van verliesnormen. Modelberekeningen met STONE 2.0. Rapportage cluster 4, deel 1.
- Willems, W.J., B. Fraters, C.R. Meinardi, H.F.R. Reijnders en C.G.E.M. van Beek (2002). Nutriënten in bodem en grondwater: kwaliteitsdoelstellingen en kwaliteit 1984-2000. Bilthoven, RIVM rapport nr. 718201004.

Overige literatuur

- Albers, R., J. Beck, A. Bleeker, L. van Bree, J. van Dam, L. van der Eerden, J. Freijer, A. van Hinsberg, M. Marra, C. van der Salm, A. Topneijck, W. de Vries, L. Wesseling en F. Wortelboer (2001). Evaluatie van de verzuringsdoelstellingen: de onderbouwing. Bilthoven, RIVM rapport nr. 725501001.

- Arcadis (2002). Literatuurstudie relatie mestverliezen oppervlaktewaterkwaliteit. Arcadis, i.o.v. RIZA, Arcadis kenmerk 110302/OF2/1A3/000792/dh.
- Bak, A. (2002). Evaluatie mestbeleid met betrekking tot de biologische toestand van de zoete rijkswateren. Uitgevoerd door Bureau Waardenburg, i.o.v. RIZA. RIZA rapport 2002.xxx.
- Beek, C.G.E.M. van, C. Vink en J.G.R. Beemster (2002). Bemesting en grondwaterwinning. Invloed van meststoffen op de kwaliteit van door waterleidingbedrijven opgepompt grondwater. KIWA rapport.
- Blois, C. de (2002). Nutriënten in de Beerze; Trendanalyse 1985-2000 en Prognose 2001-2030. RIZA-rapport 2002.077x.
- Boers, P.C.M., H.L. Boogaard, J. Hoogeveen, J.G. Kroes, I.G.A.M. Noij, 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 1997.013, Lelystad, 217 pp.
- Boers, P.C.M., M. Oudendijk, L. van Ballegooien en A. Griffioen (2002). Doelen voor fosfor in de Rijn. RIZA-werkdocument 2002.071x.
- Bronswijk, H en H. Prins (2001). Stikstofbemesting en nitraatconcentraties in het diepere grondwater van Nederland. H2O nr 25/26 pp 27-29.
- Bruins, W.J. (2002). Mestafzetcontracten in de melkveehouderij: Een verkenning van de problematiek van 'loze contracten'. Rapport 200/098, Expertisecentrum LNV, Ede.
- Bruins, W.J. (2002). Persoonlijke mededeling. CBS (2001/2002). Statline: www.cbs.nl.
- CBS en RIVM (2001). Milieucompendium 2001; Het milieu in cijfers.
- Clercq, P. de, A.C. Gertsis, G. Hofman, S.C. Jarvis, J.J. Neeteson en F. Sinabell (2001). Nutrient Management Legislation in European Countries. Wageningen Pers.
- CUWVO (1980). Ontwikkeling van grenswaarden voor doorzicht, chlorofyl, fosfaat en stikstof. Resultaten van de eerste eutrofiëeringsenquête. Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren/RIZA, Lelystad.
- CUWVO (1987). Vergelijkend onderzoek naar de eutrofiëring in Nederlandse meren en plassen. Resultaten van de derde eutrofiëeringsenquête. Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren, werkgroep VI.
- EC LNV (2001). Derde Monitoringsrapportage Mineralen- en ammoniakbeleid. Rapport nr. 278. Expertisecentrum LNV.
- EU (1980). Richtlijn van de raad van 15 juli 1980 betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water. Richtlijn 80/778/EEG. Brussel: Europese Gemeenschap.

- EU (1999). Draft Guidelines for the monitoring required under the nitrates directive (91/676/EEC).
- Follett, R.F. and J.L. Hatfield (2001). Nitrogen in the Environment: Sources, Problems and Management, Elsevier Science, 532 pp.
- Fraters, B. en L.J.M. Boumans (1997). Fosfaatverzadigde gronden: een overzicht. Deel 1: Technische achtergronden bij de aanpak van fosfaatverzadigde gronden. Bilthoven, RIVM rapport nr. 716601001.
- Goodwill, R. (2000). Verslag over de uitvoering van richtlijn 91/676/EEG inzake de bescherming van water tegen verontreiniging door nitraten uit agrarische bronnen. Commissie milieubeheer, volksgezondheid en consumentenbeleid van het Europees Parlement, 6 december 2000 nr A5-0386/2000.
- Griffioen, J., P.G.B. de Louw, H.L. Boogaard en R.F.A. Hendriks (2002). De achtergrond belasting van het oppervlaktewater met N, P en Cl, en enkele ecohydrologische parameters in westelijk laag-Nederland. TNO-NITG, TNO rapport NITG-02-xxx (in voorbereiding).
- Hendrix, W.P.A.M. (1985). Het grondwater van het Centrale Plateau (Z-Limburg). Geografisch Instituut van de Rijksuniversiteit Utrecht.
- Isermann (1999). Personal communication.
- Kamerstukken II (1995/1996), 24445, nr.1. Integrale Notitie Mest- en Ammoniakbeleid.
- Kamerstukken II (1999/2000), 27276, nr.1-2. Wijziging van de Meststoffenwet in verband met een aanscherping van de normen van het stelsel van regulerende mineralenheffingen en de invoering van een stelsel van mestafzetovereenkomsten.
- Klein, A.W.O. and J.T. van Buuren (1992). Eutrophication of the North Sea in the Dutch coastal zone 1976-1990. In: Van Buuren, J.T. (ed.). Tidal Waters Division, Ministry of Transport and Public Works, 's-Gravenhage, 70 pp.
- Kroes, J.G., P.J.T. van Bakel, J. Huygen, T. Kroon en R. Pastoors (2001). Actualisatie van de hydrologie voor Stone 2.0. Rapport 298, ALTERRA, Wageningen.
- Lammens, E.H.R.R., C. Dijkers en R. van der Hut (2001). Voedselweb van het zomerbed van de Rijntakken. RIZA werkdocument 2001.130x.
- LEI (2001). Landbouw-Economisch Bericht 2001.
- LEI (2002). Bedrijven-Informatienet.
- Liere, L. van and J. Janse (1992). Restoration and resilience to recovery of the Lake Loosdrecht ecosystem to its phosphorus flow. *Hydrobiologia* 23: 95-104.
- Liere, L. van en D. Jonkers (eds.) (2002). Watertypegerichte normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater. Bilthoven, RIVM rapport nr. 70715005.
- LNV (2001). Natuur voor mensen, mensen voor natuur. Nota natuur, bos en landschap in de 21e eeuw. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij.
- Meer, H.G. van der and M.G. van Uum-Van Lohuyzen (1986). The relationship between inputs and outputs of nitrogen in intensive grassland systems. In H.G. van der Meer, J.C. Ryden and G.C. Ennink (eds.). Nitrogen Fluxes in Intensive Grassland Systems. p 1-18. Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht.
- Meinardi, C.R. (1994). Groundwater recharge and travel times in the sandy regions of the Netherlands. Bilthoven, RIVM report nr. 715501004.
- Meijer, M.L. (2000). Biomanipulation in the Netherlands. DSc. Thesis Agricultural University Wageningen.
- NMP2 (1993). Nationaal Milieubeleids Plan 2. SDU Den Haag.
- NMP3 (1997). Nationaal Milieubeleids Plan 3. SDU Den Haag.
- NMP4 (2001). Nationaal Milieubeleids Plan 4. SDU Den Haag.
- Nota van Toelichting Besluit Stikstofcorrectie Meststoffenwet. Staatsblad 1997, 658.
- Oenema, O. and M. Heinen (1999). Uncertainties in Nutrient Budgets due to biases and errors. In: Smaling, E.M.A., Oenema, O., Fresco, L.O. (eds.). 1999. Nutrient Disequilibria in Agroecosystems: Concepts and Case-studies. CAB International, Wallingford, pp 75-97.
- OECD (2000). OECD Nitrogen Balance Database. www.oecd.org.
- OECD (2001). Environmental Indicators for Agriculture; Methods and Results. Volume 3. OECD, Paris, France, 409 pp.
- OSPAR (2001a). The Common Procedure for the Identification of the Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area: OSPAR EUC 01/2/1.
- OSPAR (2001b). Current status of Elaborated Ecological Quality Objectives for the Greater North Sea with regard to Nutrients and Eutrophication Effects (EcoQOs-euro). OSPAR EUC/01/5/3-Rev.1.
- OSPARCOM (Oslo and Paris Conventions for the Prevention of Marine Pollution Commission)(1994). OSPARCOM Guidelines for Calculating Mineral Balances, Workshop Group on Nutrients, NUT 94/8/1-E. Berne, Switzerland (Also at www.ospar.org/eng/html/welcome.htm).
- Portielje, R. en D.T. van der Molen (1997). Trendanalyse eutrofiëringstoestand van de Nederlandse meren en plassen. Rapport nr. 97.170, RIZA, Lelystad.
- Prins, T.C., R.M.N. Duin, P.V.M. Bot en J.C.H. Peeters (2002). Eutrofiëring zoute wateren: effecten, trends en prognose. Analyse ten behoeve van de Evaluatie Meststoffenwet. RIKZ rapport (in press).
- Reijnders, H.F.R., G. van Drecht, H.F. Prins en L.J.M. Boumans (2002). De kwaliteit van het grondwater op een diepte tussen 5 en 30 meter in Nederland in het jaar 1999 en de verandering daarvan in de periode 1984-2000. Bilthoven, RIVM rapport nr. 71480100 00x.

- Rijk, S. de, en J. van den Roovaart (2002). Diagnose en prognose emissie cijfers niet-landbouwbronnen voor de evaluatie mestbeleid. In: A.C.C. Plette, G.G.C. Verstappen, P.G.M. Boers (eds.) (2002). Mest en Oppervlaktewater: een terugblik, 1985-2000. RIZA. RIZA rapport 2002.019.
- RIVM (2000). Nationale Milieuverkenning 5. 2000-2030. Samsom bv, Alphen aan den Rijn.
- Rötter, R., J.J.M. van Grinsven, P. Boers, A.H.W. Beusen en O. Oenema (2001). De status van het rekeninstrumentarium STONE versie 2.0. Alterra rapport 378. Reeks Milieuplanbureau 17.
- Schröder, J.J., W.J. Corré, eds. (2000). Actualisering stikstof- en fosfaat desk-studies. Rapport 22, Plant Research International, Wageningen.
- Schröder, J.J., W. van Dijk en W.J.M. de Groot (1996). Effects of cover crops on the nitrogen fluxes in a silage maize production system. *Neth. J. Agric. Sci.* 44: pp 293-315 UNFCCC (1997). Kyoto Protocol to the United nations Framework Convention on Climate Change. Document FCCC/CP/1997/Add.1. <http://www.unfccc.de/>.
- Smaling, E.M.A., O. Oenema, L.O. Fresco (eds.) (1999). Nutrient Disequilibria in Agroecosystems: Concepts and Case-studies. CAB International, Wallingford, 322 pp.
- Staalduinen, L.C. van, H. van Zeijts, M.W. Hoogveen, H.H. Luesink, G. Cotteleer, P.H.M. Dekker en C.J.A.M. de Bont (2002). Actualisering landelijk mestoverschot 2003. LEI, RIVM, PPO, Reeks Milieuplanbureau 18, Den Haag, LEI.
- Staalduinen, L.C. van, H. van Zeijts, M.W. Hoogveen, H.H. Luesink, T.C. van Leeuwen, H. Prins en J.G. Groenwold (2001). Het landelijk mestoverschot 2003; Methodiek en berekening. Wageningen UR, CBS, RIZA, RIVM, Reeks Milieuplanbureau 15, Den Haag, LEI.
- Tamminga, S., A.W. Jongbloed, M.M. van Eerdt, H.F.M. Aarts, F. Mandersloot, N.J.P. Hoogervorst en H. Westhoek (2000). De forfaitaire excretie van stikstof door landbouwhuisdieren. Rapport ID Lelystad 00-2040R.
- TCB (1990). Advies van de Technische Commissie Bodembescherming inzake het protocol fosfaat-verzadigde gronden.
- Tilman, D., J. Fargione, B. Wolff, C. d'Antonio, A. Dobson, R.W. Howarth, D. Schindler, W.H. Schlesinger, D. Simberloff and D. Swackhamer (2001). Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*, 292: pp 281-284.
- Tweede Kamer. Vergaderjaar 1999-2000, 27276, nr. 3.
- Twisk, W. (2002). Schoon water in polder Bergambacht: zes jaar ervaring met gebiedsgericht samenwerken. Zuiveringschap Hollandse Eilanden en Waarden, Dordrecht.
- Unie van Waterschappen (1995). Invulling fosfaat- en stikstofbeperkende maatregelen (stand per maart 1995).
- V&W (1989). Derde Nota Waterhuishouding. Ministerie van Verkeer en Waterstaat SDU, Den Haag.
- V&W (1999). Vierde Nota Waterhuishouding, regeringsbeslissing. Ministerie van Verkeer en Waterstaat SDU, Den Haag.
- Vermulst, J.A.P.H. (1995). Vernattingsmaatregelen in de Schuitenbeek: Modelberekeningen ten behoeve van een studie naar de interactie vernatting-eutrofiëring. Werkdocument 95.127X. RIZA, Lelystad.
- Vreke, J. (2002). Persoonlijke mededeling.
- Vries, I. de, P.C.M. Boers, F. Heinis, C. Bruning and J.P.R.A. Sweerts (1998a). Targets for nitrogen in the river Rhine. Nitrogen as a steering factor in marine and freshwater ecosystems. Rapport RIKZ/OS 98.129X, RIZA 98.117X, Den Haag, 41p.
- Vries, I. de, R.N.M. Duin, J.C.H. Peeters, F.J. Los, M. Bokhorst and R.W.P.M. Laane (1998b). Patterns and trends in nutrients and phytoplankton in Dutch coastal waters: comparison of time-series analysis, ecological model simulation, and mesocosm experiments. *ICES J. Mar. Sci.* 55 : 620-634.
- VROM (1986). Discussienotitie Bodemkwaliteit. Den Haag: Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordeningen en Milieu; 29 april 1986.
- Walle, F.B. de and J. Sevenster (1998). Agriculture and the Environment: minerals, manure and measures. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 211 pp.
- WIB (2001). Water in Beeld 2001. Voortgangsrapportage over het waterbeheer in Nederland. Commissie Integraal Waterbeheer (CIW).
- WIB (2002). Water in Beeld 2002. Voortgangsrapportage over het waterbeheer in Nederland. Commissie Integraal Waterbeheer (CIW) (in voorbereiding).
- Willems, W.J., T.V. Vellinga, O. Oenema, J.J. Schröder, H.G. van der Meer, B. Fraters en H.F.M. Aarts (2000). Onderbouwing van het Nederlandse derogatieverzoek in het kader van de Europese Nitraatrichtlijn. Bilthoven, RIVM rapport nr. 718201002.

