



ALTErrA

WAGENINGEN UR

Gevolgen van een verminderde aanvoer van nutriënten voor de lange termijn bodemvruchtbaarheid

René P.J.J. Rietra
Gerwin F. Koopmans
Ingrid Lubbers
Phillip A.I. Ehlert
Peter J. Kuikman



Alterra-rapport 1736, ISSN 1566-7197



Gevolgen van een verminderde aanvoer van nutriënten voor de lange termijn bodemvruchtbaarheid

In opdracht van het ministerie van LNV, Beleidsondersteunend Onderzoek, Mest en Mineralen

BO-05-002-08.

Gevolgen van een verminderde aanvoer van nutriënten voor de lange termijn bodemvruchtbaarheid

**R.P.J.J. Rietra
G.F. Koopmans
I. Lubbers
P.A.I. Ehlert
P.J. Kuikman**

Alterra-Rapport 1736

Alterra, Wageningen, 2008

REFERAAT

Rietra, R.P.J.J., G.F. Koopmans, I. Lubbers, P.A. I. Ehlert & P.J. Kuikman, 2009. *Gevolgen van een verminderde aanvoer van nutriënten voor de lange termijn bodemvruchtbaarheid*. Wageningen, Alterra, . Wageningen, Alterra, Alterra-Rapport 1736. 90 blz.; 14 fig.; 13 tab.; 138 ref.

Dit rapport beschrijft de gevolgen van een verminderde aanvoer van nutriënten voor de lange termijn bodemvruchtbaarheid als gevolg van aanscherping van normen. In dit rapport ligt de nadruk op eventuele gevolgen voor de fosfaattoestand en de organische stofvoorraad van de bodem. De studie maakt gebruik van inzichten, modellen en bestaande gegevens uit lange termijnproeven. Modellen gebaseerd op lange termijnproeven zijn nodig om effecten op de bodemvruchtbaarheid van verminderde aanvoer op lange termijn te voorspellen. Geconcludeerd wordt dat de huidige modellen in veel gevallen onvoldoende zijn om kwantitatief goede voorspellingen te doen. Studies om te komen tot betere modellen zijn geïnventariseerd. Gezien de hoge fosfaattoestand (hoge Pw) op het grootste deel (85%) van het Nederlandse landbouwareaal verwachten we geen negatieve effecten van de toepassing van evenwichtsbemesting voor fosfaat op de bodemvruchtbaarheid op middellange termijn tot 2015. Ondanks de verwachting dat aanscherping van de mestnormen zal leiden tot aanvoer van minder organische stof en mogelijk tot een geringe daling van organische stof in de bodem is er geen reden om te vrezen voor de bodemvruchtbaarheid.

Trefwoorden: bodemvruchtbaarheid, fosfaat, organische stof, stikstof

ISSN 1566-7197

Dit rapport is gratis te downloaden van www.alterra.wur.nl (ga naar 'Alterra-rapporten'). Alterra verstrekt geen gedrukte exemplaren van rapporten. Gedrukte exemplaren zijn verkrijgbaar via een externe leverancier. Kijk hiervoor op www.boomblad.nl/rapportenservice.

© 2009 Alterra

Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland

Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl

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

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

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	13
1.1 Aanleiding	13
1.2 Doelstelling en subdoelen	15
1.3 Wettelijk kader	15
1.4 Nutmatch als beleidsinstrument	20
1.5 Scope van het project	21
2 Werkwijze	23
2.1 Inleiding	23
2.2 Plan van aanpak	23
2.2.1 Onderdeel 1: Beschrijvende concepten bodemvruchtbaarheid	23
2.2.2 Onderdeel 2: Inventarisatie en analyse van rekenregels	23
2.2.3 Onderdeel 3: Selectie en validatie van veldproeven	24
2.2.4 Onderdeel 4: Scenario-analyse	24
2.3 Realisatie	25
3 Onderdeel 1: Beschrijvende concepten bodemvruchtbaarheid	27
3.1 Fosfaat	27
3.1.1 Introductie	27
3.1.2 Gedrag en dynamiek van fosfaat in landbouwgronden	30
3.1.3 Verandering van de fosfaattoestand bij evenwichtsbemesting?	35
3.2 Organische stof	39
3.2.1 Introductie in concepten	39
3.2.2 Gedrag en dynamiek van organische stof in landbouwgronden	50
3.2.3 Veranderingen bij aanscherping van gebruiksnormen?	52
4 Onderdeel 2: Inventarisatie en analyse van rekenregels	55
4.1 Fosfaat	55
4.1.1 Algemene rekenregels fosfaat	55
4.1.2 Rekenregel fosfaat Nutmatch	58
4.2 Rekenregels organische stof	61
5 Onderdeel 3: Selectie en validatie van veldproeven	67
5.1 Criteria	67
5.1.1 Fosfaat	67
5.1.2 Organische stof	69
6 Conclusies	71
6.1 Fosfaat	71
6.2 Organische stof	72
Literatuur	75
Bijlage 1 Wettelijk kader	85

Woord vooraf

Dit rapport verkent de gevolgen van een verminderde aanvoer van nutriënten op de lange termijn bodemvruchtbaarheid. Dit rapport is geschreven door onderzoekers van Alterra in het kader van het LNV-BeleidsOndersteunend-project “Bodemvruchtbaarheid op lange termijn” waarin onderzoekers van Plant Research International eveneens hebben geparticipeerd.

Samenvatting

Overbemesting van intensief gebruikte landbouwgronden in Nederland heeft geleid tot ophoping van fosfaat in de bodem, verliezen van stikstof naar de atmosfeer, en tot ongewenste verliezen van beide nutriënten naar het grond- en oppervlaktewater. Verrijking van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat kan leiden tot eutrofiëring, en daaruit voortkomend het verlies van biodiversiteit binnen ecosystemen. In het midden van de jaren '80 van de vorige eeuw vond er een kentering in het Nederlandse beleid plaats om overbemesting van landbouwgronden tegen te gaan. De destijds ingezette veranderingen in het beleid boekten inmiddels succes. Deze veranderingen hebben geleid tot een sterke afname in het gebruik en overschot van stikstof en fosfaat.

Sinds 2006 is in Nederland een stelsel van normen van kracht met betrekking tot het gebruik van dierlijke mest, stikstof en fosfaat, het zogenaamde gebruiksnormenstelsel. De mogelijke gevolgen van de striktere eisen die in het kader hiervan worden gesteld aan het gebruik van dierlijke mest, stikstof en fosfaat op de bodemvruchtbaarheid op de lange termijn hebben echter geleid tot het ontstaan van onrust, zowel in de praktijk als bij het beleid.

Mede met oog op deze groeiende onrust en vanwege de zorg over de mogelijke gevolgen van het gebruiksnormenstelsel op de bodemvruchtbaarheid op de lange termijn heeft het ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Voedselkwaliteit in samenwerking met Plant Research International en Alterra een project opgestart om de gevolgen geïnventariseerd van het gebruiksnormenstelsel voor de bodemvruchtbaarheid van landbouwgronden binnen de open teelt sectoren op de lange termijn in kaart te brengen. In dit rapport worden deze mogelijke gevolgen beschreven aan de hand van het gedrag en dynamiek van fosfaat en organische stof in landbouwgronden.

Op 85% van het huidige Nederlandse landbouwareaal vinden we een hoge fosfaattoestand. Hier is het bemestingsadvies gelijk aan of lager dan de fosfaatgebruiksnorm van $60 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$. De fosfaatgebruiksnorm wordt mogelijk op $60 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ gesteld voor realisatie van evenwichtsbemesting in 2015. Het geleidelijk aanscherpen van de huidige gebruiksnorm tot het niveau van die evenwichtsbemesting heeft daarom waarschijnlijk geen negatieve effect op de gewasopbrengst “in de periode tot 2015 en geruime tijd daarna” (MNP, 2007). Het MNP (2007) geeft echter geen kwantitatieve interpretatie aan de zinsnede “en geruime tijd daarna”. Voor de 10 tot 15% van het Nederlandse landbouwareaal met een lagere fosfaattoestand kan nu al een bodemvruchtbaarheidsprobleem ontstaan bij bedrijven met fosfaatbehoefte gewassen; voor dergelijke teelten is de gebruiksnorm van $60 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ lager dan het bemestingsadvies.

Het verloop van het Pw-getal - een maat voor fosfaatbeschikbaarheid voor planten - in de tijd bij het toepassen van evenwichtsbemesting is sterk afhankelijk van

specifieke en lokale bodemomstandigheden zoals het bufferende vermogen van de bodem. Het bufferend vermogen is niet alleen afhankelijk van bodemeigenschappen maar ook van de hoeveelheid fosfaat die in de bodem aanwezig is en van de verdeling hiervan over verschillende fosfaatvormen. Hierdoor is het niet mogelijk om een eenduidige verwachting te geven voor de ontwikkeling van de waarde van het Pw-getal op de lange termijn bij toepassing van evenwichtsbemesting. Voor het voorspellen van de ontwikkeling van de waarde van het Pw-getal in de tijd is proceskennis noodzakelijk van het gedrag en de dynamiek van fosfaat bij evenwichtsbemesting. Er zijn echter weinig meetgegevens beschikbaar over het verloop van de waarde van het Pw-getal bij evenwichtsbemesting in Nederlandse landbouwgronden op lange termijn. Dergelijke gegevens en kennis kan worden verkregen door middel van experimenteel onderzoek in de vorm van continuering van bestaande veeljarige veldproeven waarin de relatie tussen fosfaatbemesting en de fosfaattoestand uitgedrukt in Pw-getal wordt gekwantificeerd in samenhang met toepassing van mechanistische concepten over het lange termijngedrag van fosfaat in de bodem. Meetgegevens van dergelijke veldproeven kunnen worden gebruikt om rekenregels op te stellen voor het voorspellen van de fosfaattoestand in landbouwgronden, zoals ANIMO (Groenendijk en Kroes, 1997). Deze validatie van rekenregels is noodzakelijk omdat het onduidelijk is of deze modellen in staat zijn om de effecten van evenwichtsbemesting op het Pw-getal op lange termijn op een juiste wijze berekenen.

Organische meststoffen (dierlijke mest en composten) vormen, naast wortel- en gewasresten, een belangrijk deel van de aanvoer van organisch stof naar de bodem in Nederland. De totaal aangevoerde hoeveelheid effectieve organische stof zal dalen (naar schatting 10% minder) door de gefaseerde aanscherpingen van de fosfaatgebruiksnorm. Volgens huidige inzichten voortkomend uit toepassing van multicomponenten modellen geeft dit op lange termijn (>25 jaar) meetbare lagere bodemorganische stofgehalten. De praktijkcijfers van Blgg over de periode 1984 – 2004 laten echter geen daling zien.

De organische stofgehalten in Nederlandse landbouwgronden zijn om verschillende redenen (moerige gronden, veenresten, plaggen, assen, heide, bos, overmaat mest, etc.) vaak beduidend hoger dan de te verwachten organische stofgehalten op basis van normale landbouwkundige aanvoer van organische stof. De organische stofgehalten in Nederlandse landbouwgronden zijn vaak hoger dan de organische stofgehalten in lange termijn veldproeven die zijn uitgevoerd in omliggende landen. In deze buitenlandse lange termijn veldproeven zijn de bodemorganische stofgehalten naar verwachting meer in evenwicht met het landgebruik dan de landbouw in Nederland.

Het ontbreekt aan een model om het lot van bodemorganische stof op lange termijn te voorspellen dat ook nog is gevalideerd voor de Nederlandse bodems. Het is onduidelijk of modellen op basis van parameters uit buitenlandse proeven voldoende actualiteitswaarde hebben voor de Nederlandse landbouw. Een validatie van modellen op basis van beschikbare buitenlandse lange termijn proeven in combinatie met de landelijke trends op basis van de Blgg data lijkt perspectiefvol. Het

beschikken over gevalideerde organische stofmodellen is, behalve voor organische stof, vooral relevant om de beschikbaarheid van stikstof, op de lange termijn juist te voorspellen.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Gevolgen van overbemesting

Dit rapport beschrijft de “gevolgen van een verminderde aanvoer van nutriënten voor de lange termijn bodemvruchtbaarheid”. Intensief gebruikte landbouwgronden in Nederland zijn gedurende lange tijd overbemest met onder andere stikstof en fosfaat. Hierbij zijn grote hoeveelheden kunstmest en dierlijke mest toegediend die de afvoer van stikstof en fosfaat met de oogstproducten in ruime mate overschreden. Dit heeft geleid tot ophoping van fosfaat in de bodem, verliezen van stikstof naar de atmosfeer, en tot ongewenste verliezen van beide nutriënten naar het grond- en oppervlaktewater. Verrijking van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat kan leiden tot eutrofiëring, en daaruit voortkomend het verlies van biodiversiteit binnen een ecosysteem.

Historische ontwikkeling mestgebruik

De Nederlandse landbouwpraktijk is in vergelijking met die in het buitenland buitengewoon intensief in termen van het gebruik van kapitaal, bestrijdingsmiddelen en nutriënten. Van het totale Nederlandse landoppervlak (34,000 km²) is ongeveer 60% in gebruik voor de landbouw, waarvan ruim de helft als grasland en het resterende deel wordt gebruikt voor maïs, akker- en tuinbouw. Problemen met nutriënten in de Nederlandse landbouw zijn vooral ontstaan vanaf de jaren '50 van de vorige eeuw. Bij de invoering van het Marshallplan werd in de periode tussen 1947 en 1952 een begin gemaakt met de import van nutriënten om de Nederlandse landbouw na de Tweede Wereldoorlog op te bouwen. In de periode tussen 1950 en 1980 is de omvang van de veestapel en de import van nutriënten in de vorm van veevoeding en meststoffen drastisch toegenomen. Deze intensivering van de Nederlandse landbouw werd in belangrijke mate gestimuleerd door het gemeenschappelijke landbouwbeleid van de Europese Unie (EU), die als doel had om de landbouwproductie te verhogen. Vroege signalen over de gevolgen van de intensivering van de Nederlandse landbouw voor het milieu en de sociaal-culturele neveneffecten werden in de jaren '60 en '70 in eerste instantie genegeerd en pas vanaf 1985 vond er een kentering in het beleid plaats onder de toenmalige minister Braks van Landbouw, Natuurbeheer en Voedselkwaliteit (LNV). Deze kentering kenmerkte zich door drastische veranderingen in het landbouw- en milieubeleid. De destijds ingezette veranderingen in het beleid boekten inmiddels succes, omdat deze hebben geleid tot een sterke afname in het gebruik en overschot van stikstof en fosfaat in de periode tussen 1986 en 2006. De overschotten van beide nutriënten zijn in deze periode verminderd met respectievelijk 40 en 51% (MNP, 2007). Tot 1998 heeft het mestbeleid zich voornamelijk gericht op het terugdringen van het fosfaatgebruik. Om aan de Europese Nitraatrichtlijn te kunnen voldoen is in 1998 het MIneralen Aangifte Systeem (MINAS) ingevoerd, waarmee werd beoogd het stikstofgebruik te beperken. In 2006 is MINAS vervangen door een stelsel van gebruiksnormen met

betrekking tot dierlijke mest, stikstof en fosfaat, het zogenaamde gebruiksnormenstelsel.

De gebruiksnorm voor dierlijke mest is gedefinieerd in de vorm van de totale hoeveelheid stikstof die met mest mag worden toegediend aan bouwland en bedraagt respectievelijk $170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$. De gebruiksnorm voor stikstof heeft betrekking op de stikstof uit kunstmest en op de werkzame stikstof uit dierlijke mest en andere meststoffen. Deze norm verschilt per gewas en per grondsoort (zie §1.3.2). De gebruiksnorm voor fosfaat heeft betrekking op de totale hoeveelheid fosfaat uit kunstmest, dierlijke mest en andere meststoffen. Deze norm wordt via een geleidelijk traject verscherpt tot het niveau van evenwichtsbemesting in 2015 (MNP, 2007). Bij evenwichtsbemesting dient het gebruik van fosfaat overeen te komen met de afvoer van fosfaat met de oogstproducten en mogelijk inclusief een extra aanvoer ter compensatie van het zogenaamde onvermijdbaar verlies van fosfaat. Het onvermijdbare fosfaatverlies kan worden beschreven als een verschijnsel waarbij het met meststoffen aangevoerde fosfaat niet volledig kan worden benut door een gewas, omdat een (klein) deel van de fosfaatgift uitspoelt naar het grond- en oppervlaktewater en/of “onomkeerbaar” wordt vastgelegd in de vaste fase van de bodem. Hierdoor is dit deel van de gift op de korte termijn niet beschikbaar voor opname door planten. Verschillende processen dragen bij aan deze “onomkeerbare” vastlegging van fosfaat (zie §3.1.2).

Mestgebruik in de maatschappelijke context

Kunstmest, dierlijke mest en andere meststoffen worden in Nederland gebruikt om de bodemvruchtbaarheid in stand te houden. Er bestaan talloze definities van het begrip bodemvruchtbaarheid. In dit rapport wordt bodemvruchtbaarheid beschreven als het vermogen van de bodem om, in interactie met omgevingsfactoren, nutriënten te leveren aan het gewas in adequate hoeveelheden en op de juiste tijdstippen. De striktere eisen die worden gesteld aan het gebruik van dierlijke mest, stikstof en fosfaat in het kader van het gebruiksnormenstelsel en de mogelijke gevolgen hiervan op de bodemvruchtbaarheid op de lange termijn hebben echter geleid tot het ontstaan van onrust, zowel in de praktijk als bij het beleid. De Land- en Tuinbouworganisatie Nederland (LTO) heeft dit kenbaar gemaakt middels een brandbrief aan de ministers van VROM en LNV (LTO, 2007). Binnen de open teelt sectoren (akkerbouw en vollegrondsgroente-, bollen-, boom- en fruitteelt) bestaan grote zorgen over de mogelijke gevolgen van de aangescherpte stikstofgebruiksnormen op zowel gewasopbrengst als de kwaliteit van oogstproducten. Volgens de LTO zijn de huidige stikstofgebruiksnormen voor een groot aantal teelten lager dan het landbouwkundig bemestingsadvies. Een verdere aanscherping zou “onevenredig grote negatieve economische en maatschappelijke gevolgen” teweeg brengen. Bovendien sluit de nationale onrust en zorg over voldoende gewasopbrengst aan bij andere internationale discussies over de mondiale voedselproductie (Searchinger *et al.*, 2008). Het is onduidelijk of dit probleem van tijdelijke aard is of in het komende decennium zal worden opgelost.

Mede met oog op de groeiende nationale onrust¹ en vanwege de zorg over de mogelijke gevolgen van het gebruiksnormenstelsel op de bodemvruchtbaarheid op de lange termijn (zowel in de praktijk als bij het beleid) heeft het ministerie van LNV in samenwerking met onderzoekers van Plant Research International (PRI) en Alterra een project opgestart om de gevolgen van het gebruiksnormenstelsel op de lange termijn bodemvruchtbaarheid van landbouwgronden binnen de open teelt sectoren in kaart te brengen.

1.2 Doelstelling en subdoelen

Naar aanleiding van de ontstane onrust en zorg in de praktijk en bij het beleid over de mogelijke economische en maatschappelijke gevolgen van het gebruiksnormenstelsel is de algemene doelstelling van dit project als volgt gedefinieerd:

- Welke gevolgen heeft een verminderde aanvoer van nutriënten voor de lange termijn bodemvruchtbaarheid van bouwland?

Hieruit volgen drie subdoelen:

- Hoe verandert de fosfaattoestand van de bodem uitgedrukt als Pw-getal bij evenwichtsbemesting en welke gevolgen kan dit hebben voor de lange termijn bodemvruchtbaarheid?
- Hebben de gebruiksnormen (voor dierlijke mest in het bijzonder) invloed op het organische stofgehalte van de bodem en welke gevolgen kan dit hebben voor de lange termijn bodemvruchtbaarheid?
- Hebben de aangescherpte stikstofgebruiksnormen invloed op de mineralisatie en immobilisatie van stikstof in de bodem en welke gevolgen kan dit hebben voor de lange termijn bodemvruchtbaarheid?

1.3 Wettelijk kader

Het Nederlandse mestbeleid is grotendeels gebaseerd op de Europese Nitraatrichtlijn en een aantal andere Europese richtlijnen met betrekking tot het tegengaan van grond- en oppervlaktewaterverontreiniging. Naar aanleiding van de uitspraak van het Europese Hof van Justitie in oktober 2003 (hierna: Hofarrest) is het stelsel van verliesnormen volgens MINAS komen te vervallen. Per 1 januari 2006 is het nieuwe mestbeleid in werking getreden met een stelsel van gebruiksnormen voor dierlijke mest, stikstof en fosfaat in combinatie met middelvoorschriften voor het aanwenden van deze meststoffen. Voor een volledige beschrijving van het wettelijke kader wordt verwezen naar Bijlage 1.

Dierlijke mest

De gebruiksnorm voor dierlijke mest is gedefinieerd in de vorm van de totale hoeveelheid stikstof die met de mest wordt toegediend aan bouwland en bedraagt 170 kg N ha⁻¹ jr⁻¹. Daarnaast is voor bouwland de totale hoeveelheid fosfaat die met

¹ Bijvoorbeeld: “Humusgehalte gaat dalen”, Boerderij 94, no.5, 4 nov 2008. “Alarmbel voor bodemkwaliteit” Carriere, 11-2007, pagina 26-28.

dierlijke mest wordt aangevoerd aan een maximum gebonden, namelijk 85 kg P₂O₅ ha⁻¹ jr⁻¹. Het gebruik van dierlijke mest wordt berekend uit de productie van mest, de aanvoer van mest, de afvoer van mest en voorraadverschillen. Het gebruik mag niet groter zijn dan de gebruiksnorm van het bedrijf (Derde Actieprogramma [2004-2009] in MNP [2007]). De hoeveelheid stikstof en fosfaat in dierlijke mest wordt bepaald aan de hand van een forfaitair systeem. Dit systeem is gebaseerd op excretieniveaus van verschillende veeklassen.

Stikstof

De stikstofgebruiksnormen volgens het gebruiksnormenstelsel zijn gebaseerd op wetenschappelijke berekeningen van de Werkgroep Onderbouwing Gebruiksnormen (WOG) en houden zowel rekening met het bemestingsadvies als het benodigde niveau om milieudoelen die voortkomen uit bijvoorbeeld de Nitraatrichtlijn te realiseren. Op basis van bestaande bemestingsadviezen heeft de WOG per gewas de gemiddelde stikstofbehoefte berekend. Daarnaast is per gewas berekend bij welk bemestingsniveau de stikstofconcentratiedoelstelling voor grond- en oppervlaktewater (respectievelijk 50 mg NO₃ L⁻¹ en 10 mg N-totaal L⁻¹) wordt overschreden. De gebruiksnormen voor stikstof worden op deze manier per gewas en per grondsoort vastgesteld.

Een aantal stikstofgebruiksnormen moet worden verlaagd om in 2009 aan de stikstofconcentratiedoelstelling voor grondwater te kunnen voldoen. Vooral op zand- en lössgronden, die gevoelig zijn voor uitspoeling, blijkt bij een aantal gewassen problemen te bestaan. Deze zogenaamde milieukritische gewassen overschrijden op basis van de gebruiksnorm uit 2006 (= 100% van het bemestingsadvies) de stikstofconcentratiedoelstelling van 50 mg nitraat L⁻¹ in het grondwater. Deze milieukritische gewassen ontvangen vanaf 2007 een lagere bemesting dan het bemestingsadvies. Dit gebeurt echter stapsgewijs om het nieuwe gebruiksnormenstelsel aan te laten sluiten op MINAS. Tabel 1 laat voor de gebruiksnorm voor stikstof als percentage van het huidige bemestingsadvies voor verschillende grondsoorten zien.

Tabel 1 Stikstofgebruiksnorm als percentage van het huidige bemestingsadvies voor verschillende gronden (Van Dijk, 2003).

	2006	2007	2008	2009
Klei en veen	110%	110%	100%	100%
Zand/löss	100%	100%	100%	100%
Zand/löss (kritische gewassen)	100%	95%	95% of lager	95% of lager

Fosfaat

De gebruiksnorm voor fosfaat heeft een generiek karakter en maakt slechts onderscheid naar bouwland en grasland (MNP, 2007). Gedurende een periode van 10 jaar (2006-2015) wordt deze geleidelijk aangescherpt tot evenwichtbemesting in 2015 (zie Tabel 2). Deze overgangperiode is ingesteld om de aansluiting met het beleid op basis van MINAS stapsgewijs te laten verlopen.

Tabel 2 Fosfaatgebruiksnorm voor bouwland in afhankelijkheid van de tijd (kg P₂O₅ ha⁻¹ jr⁻¹) in de periode 2006-2015.

Jaar	2006	2007	2008	2009*	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Bouwland	95	90	85	80	75	70	70	65	65	60

* De normen voor 2009 en daarna zijn indicatief en moeten nog worden vastgesteld (Staatscourant [2005] in MNP [2007]).

Het bemestingsadvies voor fosfaat heeft in tegenstelling tot de fosfaatgebruiksnorm een bodem- en gewasgericht karakter. Het advies wordt opgesteld aan de hand van de fosfaattoestand van de bodem en de gewasbehoefte, waarbij de fosfaattoestand wordt aangegeven met het Pw-getal (Van Dijk, 2003). De waardering voor de fosfaattoestand van bouwland kan variëren van zeer laag (Pw < 11 mg P₂O₅ L⁻¹ grond) tot hoog (Pw > 60 mg P₂O₅ L⁻¹ grond). De gewassen zijn ingedeeld in 5 groepen die verschillen in fosfaatbehoefte, namelijk: 0>1>2>3>4>5 (afnemend in fosfaatbehoefte).

Ongeveer 5% van het totale areaal aan Nederlandse landbouwgronden wordt beschouwd als fosfaatfixerend en/of fosfaatarm, en heeft een lage waardering van de fosfaattoestand (Pw < 20 mg P₂O₅ L⁻¹ grond)(Derde Actieprogramma [2004-2009] in MNP [2007]; Neutel, 1994; Schoumans *et al.*, 2004). Deze gronden komen eventueel in aanmerking voor reparatiebemesting waarbij tijdelijk een fosfaatgebruiksnorm van 160 kg P₂O₅ ha⁻¹ jr⁻¹ wordt toegestaan. Het overgrote deel van de Nederlandse landbouwgronden heeft echter een veel hogere fosfaattoestand en op 85% van het landbouwareaal is het bemestingsadvies gelijk aan of valt het lager uit dan de indicatieve fosfaatgebruiksnorm van 60 kg P₂O₅ ha⁻¹ jr⁻¹ in 2015. Het geleidelijk aanscherpen van de huidige fosfaatgebruiksnorm tot het niveau van evenwichts-bemesting heeft volgens het MNP (2007) daarom waarschijnlijk geen negatieve effect op de gewasopbrengst “in de periode tot 2015 en geruime tijd daarna”. De zinsnede “geruime tijd daarna” wordt echter niet gekwantificeerd door het MNP (2007) omdat onbekend is of evenwichtsbemesting de fosfaattoestand uitgedrukt als Pw en de gewasopbrengst op de lange termijn kan doen dalen. Bedrijven met fosfaatbehoefte gewassen hebben mogelijk een knelpunt met de hoeveelheid toe te dienen fosfaatbemesting als de gebruiksnorm van 60 kg P₂O₅ ha⁻¹ jr⁻¹ lager is dan het bemestingsadvies voor deze gewassen. Tabel 3 laat zien bij welke gewasgroep en fosfaattoestand en op welke grondsoorten problemen kunnen optreden.

Tabel 3 Geadviseerde hoeveelheid fosfaatbemesting in kg P₂O₅ ha⁻¹ jr⁻¹ (gewasgroep 0, 2002; overige gewasgroepen, 1992)(Van Dijk, 2003).

Pw-getal	Dekzand, dalgrond, rivierklei en löss				Zeeklei, zeezand					
	Gewasgroepen					Gewasgroepen				
	0	1	2	3	4	0	1	2	3	4
25	-	135*	110	75	40	245	135	95	45	0
30	235	120	90	55	20	190	120	75	20	
35	155	105	75	40	0	130	105	55	0	
40	95	85	55	20		85	85	40		
45	70	70	40	0		70	70	20		
50	55	55	20			55	55	0		
55	35	35	0			35	35			
60	20	20				20	20			

* Cellen zijn gekleurd indien het bemestingsadvies hoger is dan de indicatieve fosfaatgebruiksnorm van 60 kg P₂O₅ ha⁻¹ jr⁻¹ in 2015.

Middelvoorschriften²

Nederland heeft naast de gebruiksnormen voor dierlijke mest, totaal stikstof en fosfaat de plicht om voorschriften vast te stellen met betrekking tot de aanwending van meststoffen. Het gaat hierbij om vier onderdelen:

- Het aanwijzen van perioden waarin het gebruik van meststoffen niet is toegestaan;
- Het gebruik van meststoffen op steile hellingen;
- Het gebruik van meststoffen in de nabijheid van waterlopen, en
- Methoden voor de aanwending van kunstmest.

Met oog op de bodemvruchtbaarheid is vooral het aanwijzen van perioden waarin het aanwenden van meststoffen niet is toegestaan van belang. Voor het aanwenden van dierlijke mest op zand- en lössgronden bestaat een algeheel verbod tussen 1 september en 31 januari. Voor bouwland op veen is vanaf 2006 een verbod van kracht met betrekking tot het aanwenden van drijfmest tussen 16 september en 31 januari en voor bouwland op klei wordt de verbodsperiode geleidelijk uitgebreid (2005-2009) tot de periode 16 september en 31 januari. Het gebruik van stikstofkunstmest is per 2002 algeheel verboden tussen 16 september en 31 januari. Alleen voor de teelt van vollegrondsgroenten, fruit en bloembollen bestaan uitzonderingen.

Analyse van gebruiksnormen

De gebruiksnormen en middelvoorschriften kunnen eventueel gevolgen met zich meebrengen voor de bodemvruchtbaarheid op de lange termijn. In Tabel 4 zijn de meest belangrijke maatregelen en mogelijke gevolgen samengevat.

De praktijk en het beleid delen een gezamenlijke zorg over de mogelijke gevolgen van het gebruiksnormenstelsel op de bodemvruchtbaarheid op de lange termijn. Hierdoor is het belangrijk om de invloed van een verminderde aanvoer van nutriënten op de lange termijn bodemvruchtbaarheid van landbouwgronden binnen de open teelt sectoren te onderzoeken. Bij het definiëren van het project is gekozen om het model Nutmatch als *tool* te gebruiken om de effecten van een verminderde aanvoer te verkennen (Bos *et al.*, 2007). Nutmatch wordt binnen deze context toegepast als een beleidsinstrument waarmee de gevolgen van aangescherpte gebruiksnormen op de bodemvruchtbaarheid en gewasopbrengst kunnen worden geïnterpreteerd.

² Gebaseerd op het Derde Nederlandse Actieprogramma (2004-2009)

Tabel 4 Mogelijke gevolgen van het huidige mestbeleid voor de bodemvruchtbaarheid op de lange termijn.

Veranderende maatregelen	Mogelijke gevolgen voor de bodemvruchtbaarheid	Tijdstip
Dierlijke mest: gebruiksnorm bedraagt 170 kg N ha ⁻¹ .	<ol style="list-style-type: none"> 1. Minder aanvoer van dierlijke mest kan een daling van het organisch stofgehalte in de bodem veroorzaken, zodat functies van organische stof in de bodem (bijvoorbeeld bodemstructuur, vochthoudend vermogen, en bodemleven, die gezamenlijk de fysische en biologische bodemvruchtbaarheid vormen) kunnen worden aangetast. 2. De begrenzing van dierlijke mest aanvoer zou kunnen leiden tot een tekort aan nutriënten zoals kalium of magnesium. 	Vanaf 2006
Stikstof: daling van de gebruiksnorm tot onder het bemestingsadvies (95%, of lager vanaf 2008) voor milieukritische gewassen op zand- en lössgronden.	<ol style="list-style-type: none"> 1. Dit zou kunnen leiden tot economische gevolgen omdat gewasopbrengsten en – kwaliteit negatief beïnvloed kunnen worden, terwijl daling van de stikstofgebruiksnorm naar verwachting een positief effect heeft op de nitraatconcentratiedoelstelling van de Nitraatrichtlijn. 2. Een lagere stikstofgebruiksnorm zou kunnen leiden tot een verminderde aanvoer van organische stof in de bodem; dit kan resulteren in de aantasting van de fysische en biologische bodemvruchtbaarheid (zie boven). 	Vanaf 2007
Fosfaat: geleidelijke daling van de gebruiksnorm naar evenwichtbemesting in 2015 en differentiatie*.	<ol style="list-style-type: none"> 1. Dit zou kunnen leiden tot lagere gewasopbrengsten als het bemestingsadvies voor een gewas hoger is dan de generieke evenwichtsnorm (zie Tabel 3). 2. Mogelijke daling van de fosfaattoestand van bouwland (Pw) en grasland (P-AL). 3. Eventueel kunnen er problemen ontstaan bij het in stand houden van het organisch stofgehalte van de bodem wanneer een gedifferentieerde fosfaatgebruiksnorm* leidt tot een verbod op fosfaatbemesting op landbouwgrond met voldoende fosfaat. In dit geval kunnen mogelijke functies van organische stof (fysische en biologische bodemvruchtbaarheid) worden aangetast (zie boven). 	2006-2015, evenwichtsbemesting vanaf 2015
Middelvoorschriften: uitbreiding van verschillende verbodperioden voor het aanwenden van dierlijke mest en stikstofkunstmest.	<ol style="list-style-type: none"> 1. Bij het uitrijden onder natte omstandigheden bestaat er een risico op versterking van de bodemstructuur en daarmee de fysische bodemvruchtbaarheid. Dit geldt vooral voor kleigronden. 2. In de wintermaanden is de kans op oppervlakkige afspoeling van meststoffen relatief groot zodat een substantieel deel van de mestaanwending verloren kan gaan en in grond- en oppervlaktewateren terecht kan komen. 	Vanaf 2006, 2002 en tussen 2005-2009. Zie §1.3: Middelvoorschriften.

* Deze maatregel is niet geïmplementeerd maar is mogelijk volgens de Meststoffenwet (brief van de minister van LNV van 18 juni 2008 over het 4^e Actieprogramma inzake Nitraatrichtlijn).

1.4 Nutmatch³ als beleidsinstrument

Sommige condities die relevant zijn voor de open teelt sectoren kunnen snel veranderen. Een voorbeeld hiervan zijn de beleidsveranderingen in de normen voor de aanvoer van mineralen, zoals bij de overgang van het MINAS naar het gebruiksnormenstelsel. Zowel de praktijk en het beleid als het onderzoek zijn daarom gebaat bij het gebruik van een *tool* waarmee de gevolgen van dergelijke beleidsveranderingen voor de bodemvruchtbaarheid en de gewasopbrengst en – kwaliteit op bedrijfsniveau in kaart kunnen worden gebracht. Een dergelijk *tool* is Nutmatch (Bos *et al.*, 2007). Bij het definiëren van dit project is gekozen om van dit *tool* gebruik te maken. Nutmatch is een wiskundige rekenmodule waarmee economisch optimale bemestingsplannen kunnen worden berekend voor gewasrotaties op bedrijfsniveau, waarbij rekening wordt gehouden met de gevolgen van de bemestingsplannen voor de bodemvruchtbaarheid op de korte en lange termijn en de randvoorwaarden die door het gebruiksnormenstelsel en bedrijfseconomie worden gesteld. Nutmatch kan een rol spelen bij het analyseren van bemestingstrategieën als gebruiksnormen leiden tot onder- of overbemesting van gewassen. Milieukundig gezien kan een economisch optimale verdeling van het nutriëntenquota over de gewassen op een bedrijf namelijk tot ongewenste effecten leiden. Nutmatch kan deze effecten opsporen en kwantificeren. Voor telers is het vooral belangrijk om te weten welke maatregelen uiteindelijk gekozen moeten worden om voor hun bedrijfsspecifieke situatie tegen zo weinig mogelijk kosten te voldoen aan de door het beleid opgelegde normen. De essentie van Nutmatch is het berekenen van de doelstellingsfunctie die de financiële opbrengsten van gewassen minus de kosten van bemesting op jaarbasis maximaliseert. Dit betekent het volgende:

$$\text{Opbrengsten van gewassen} - (\text{meststofkosten en toedieningskosten}) = \text{maximaal}$$

Bij de optimalisatie van het bemestingsplan houdt Nutmatch rekening met een groot aantal inputparameters. Tot de belangrijkste inputparameters behoren randvoorwaarden waarbinnen de bemestingsplannen moeten worden berekend.

Randvoorwaarden zijn o.a.:

- Voorzien in NPK-behoeften van gewassen en rotatie;
- Gebruiksnormenstelsel;
- Minimale meststofdoseringen.

Op basis van alle gedefinieerde randvoorwaarden berekent Nutmatch “realistische” bemestingsplannen (PRI, 2005). Nutmatch wordt daarnaast gevoed door een groot aantal technische coëfficiënten waarmee het model binnen de randvoorwaarden een bij de doelstellingsfunctie behorend optimaal bemestingsplan uitrekent. Technische coëfficiënten zijn o.a.:

- Werking van N in organische meststoffen;
- NPK-gehalten in meststoffen;
- Gewasopbrengst;
- Nutriëntenafvoer.

³ Informatie over Nutmatch uit Bos *et al.* (2007)

Deze coëfficiënten worden uitgedrukt als functie van (een aantal) responscurven. Bijvoorbeeld: de technische coëfficiënten met betrekking tot de werking van stikstof in organische mest geven de werking van de minerale of organische N-fractie aan als functie van een aantal variabelen, zoals de werking van de minerale N-fractie als functie van toedieningstijdstip en –techniek en de werking van de organische N-fractie als functie van afbraakkenmerken, toedieningstijdstip en begin en eind van de N-opname van het bemeste gewas.

Naast de randvoorwaarden en de technische coëfficiënten worden “Bouwplangegevens” en “activiteiten” ingevoerd. Bouwplangegevens zijn o.a. gewasarealen, vruchtopvolging en NPK-behoeften. Activiteiten zijn bijvoorbeeld de toediening van organische mest of kunstmeststoffen waarbij gekozen kan worden uit negen verschillende organische meststoffen en vier verschillende kunstmestsoorten. Naast het geven van een bemestingsplan worden op basis van randvoorwaarden, technische coëfficiënten, bouwplangegevens en activiteiten o.a. de verandering in de fosfaattoestand uitgedrukt als P_w , de organische stofhuishouding en de stikstofmineralisatie en –immobilisatie door Nutmatch beschreven. Hierbij wordt gebruik gemaakt van diverse rekenregels. De jaarlijkse verandering van het P_w -getal wordt berekend aan de hand van een rekenregel die is afgeleid door Ehlert *et al.* (1996). De opbouw en afbraak van organische stof in de bodem en stikstofmineralisatie en -immobilisatie zijn grotendeels ontleend aan één samenhangende set vergelijkingen volgens Janssen (2000).

1.5 Scope van het project

De scope van het project is gericht op de gevolgen van een verminderde aanvoer van nutriënten voor de lange termijn bodemvruchtbaarheid van bouwland. De bodemvruchtbaarheid wordt beschreven aan de hand van het gedrag en dynamiek van fosfaat, organische stof en stikstof in de bodem. In dit rapport ligt de nadruk voornamelijk op fosfaat en organische stof. In hoofdstuk 2 wordt het plan van aanpak uiteengezet om de hoofdvraag van dit project met betrekking tot fosfaat en organische stof te beantwoorden.

2 Werkwijze

2.1 Inleiding

Om de hoofdvraag van dit project te kunnen beantwoorden is het belangrijk om de verwachtingen omtrent de ontwikkelingen van de lange termijn bodemvruchtbaarheidstoestand bij een verminderde aanvoer van nutriënten in kwalitatieve zin te analyseren. Dit kan worden gedaan op basis van eenvoudige concepten die het gedrag en de dynamiek van fosfaat en organische stof in landbouwgronden beschrijven. Bovendien moet worden geanalyseerd of de rekenregels die in Nutmatch zijn opgenomen om de fosfaattoestand en de status van organische stof te voorspellen in overeenstemming zijn met deze concepten en of deze rekenregels in staat zullen zijn om de verwachte ontwikkeling in de bodemvruchtbaarheidstoestand te voorspellen.

In dit hoofdstuk worden de onderdelen beschreven die doorlopen moeten worden om uiteindelijk de hoofdvraag van het project te kunnen beantwoorden. Dit rapport gaat echter niet op alle onderdelen in; er wordt een schema gepresenteerd waarin de fasering en werkwijze van alle onderdelen wordt uitgewerkt met aanbevelingen voor verder onderzoek.

2.2 Plan van aanpak

Het plan van aanpak is opgebouwd uit vier onderdelen. Hieronder wordt de inhoud van ieder onderdeel in een aparte paragraaf beschreven.

2.2.1 Onderdeel 1: Beschrijvende concepten bodemvruchtbaarheid

In onderdeel 1 worden eenvoudige concepten gepresenteerd die het gedrag en de dynamiek van fosfaat en organische stof in landbouwgronden beschrijven. Hierbij wordt gebruik gemaakt van (internationale) literatuur en bestaande concepten. Op basis van deze concepten worden de verwachtingen omtrent de ontwikkelingen van de lange termijn bodemvruchtbaarheidstoestand bij een verminderde aanvoer van nutriënten in kwalitatieve zin geanalyseerd. Hiaten in de bestaande kennis met betrekking tot pools en omzettingsprocessen van fosfaat en organische stof en de onzekerheid in de bijdrage hiervan aan de lange termijn bodemvruchtbaarheid worden uitgewerkt.

2.2.2 Onderdeel 2: Inventarisatie en analyse van rekenregels

In onderdeel 2 worden bestaande rekenregels en modellen in (internationale) literatuur geïnventariseerd om de parameters die een indicatie geven van de

bodemvruchtbaarheidstoestand te voorspellen. Deze parameters hebben betrekking op de fosfaattoestand en de mineralisatie van organische stof. Vervolgens worden de rekenregels die in Nutmatch zijn opgenomen om deze bodemvruchtbaarheidparameters te voorspellen besproken en geanalyseerd in relatie tot de eerder geïnventariseerde rekenregels en modellen.

De fosfaattoestand wordt in Nutmatch uitgedrukt als het Pw-getal. De condities waaronder deze rekenregel is afgeleid en eventuele beperkingen die hieruit volgen worden besproken. De rekenregels die in Nutmatch worden gebruikt voor de mineralisatie van organische stof zijn grotendeels ontleend aan een samenhangende set van vergelijkingen volgens Janssen (2000).

In kwalitatieve zin wordt geanalyseerd (i) of de rekenregels die in Nutmatch zijn opgenomen om de fosfaattoestand en de mineralisatie van organische stof te voorspellen in overeenstemming zijn met de huidige concepten die het gedrag en de dynamiek van fosfaat en organische stof in landbouwgronden beschrijven en (ii) of deze rekenregels in staat zijn om de verwachte ontwikkeling in de bodemvruchtbaarheidstoestand bij een verminderde aanvoer van nutriënten te voorspellen.

2.2.3 Onderdeel 3: Selectie en validatie van veldproeven

In onderdeel 3 wordt in kwantitatieve zin geanalyseerd of de rekenregels van Nutmatch in staat zijn om de ontwikkeling in de fosfaattoestand en de mineralisatie van organische stof accuraat te voorspellen. Deze rekenregels worden gevalideerd met gegevens afkomstig van veeljarige veldproeven. Echter voordat de veeljarige veldproeven kunnen worden geselecteerd moeten criteria worden opgesteld waaraan deze proeven dienen te voldoen; deze criteria worden in dit onderdeel besproken. Bij de selectie van veeljarige veldproeven wordt gebruik gemaakt van (i) nog steeds bestaande proeven, (ii) proeven uit het technisch grond- en gewasmonster archief (TAGA) van Alterra en (iii) proeven uit de (inter)nationale literatuur. Indien de rekenregels die in Nutmatch zijn opgenomen niet overeenkomen met metingen uit veeljarige veldproeven worden oplossingsrichtingen gegeven voor het verbeteren van deze regels of worden nieuwe rekenregels afgeleid. Onderdeel 3 bestaat zogezegd uit vier componenten:

- Opstellen van criteria;
- Selectie van veldproeven;
- Validatie van rekenregels uit Nutmatch;
- Suggesties voor oplossingsrichtingen rekenregels in Nutmatch/afleiding van nieuwe rekenregels.

2.2.4 Onderdeel 4: Scenario-analyse

In de uiteindelijke scenario-analyse wordt getracht tot een generiek antwoord te komen bij het beantwoorden van de algemene vraag: “Welke gevolgen heeft een verminderde aanvoer van nutriënten voor de lange termijn bodemvruchtbaarheid van

bouwland”. Dit gebeurt aan de hand van verbeterde rekenregels of nieuw geformuleerde rekenregels.

2.3 Realisatie

In dit rapport worden niet alle onderdelen uit de vorige paragrafen uitgewerkt en beschreven. Dit rapport richt zich voornamelijk op de conceptuele beschrijving van het gedrag en dynamiek van fosfaat en organische stof in de bodem in relatie tot lange termijn bodemvruchtbaarheid en de hieraan gekoppelde rekenregels uit Nutmatch. Op basis van de conceptuele beschrijving van het gedrag en dynamiek van fosfaat en organische stof in de bodem wordt in kwalitatieve zin geanalyseerd of deze rekenregels en andere modellen in staat zijn om de verwachte ontwikkeling in de bodemvruchtbaarheidstoestand bij een verminderde aanvoer van nutriënten te voorspellen. Daarnaast worden veeljarige veldproeven geïnventariseerd uit de (internationale) literatuur; op basis van criteria wordt uit deze inventarisatie een selectie van veldproeven gemaakt die kunnen worden gebruikt om de rekenregels uit Nutmatch te valideren en eventueel te verbeteren. De selectie van de veldproeven, de validatie van de rekenregels uit Nutmatch en andere modellen en de scenarioanalyse komen aan bod in een eventuele vervolgstudie. In Tabel 5 wordt de realisatie van het plan van aanpak weergegeven.

Tabel 5 Realisatie van het plan van aanpak.

Uit te voeren taak	Bodemvruchtbaarheidparameter	Realisatie
Inleiding en samenvatting mogelijke gevolgen van een verminderde aanvoer van nutriënten op de lange termijn bodemvruchtbaarheid	Fosfaat, stikstof en organische stof	Dit rapport
Onderdeel 1: Beschrijvende concepten bodemvruchtbaarheid	Fosfaat en organische stof	Dit rapport
Onderdeel 2: Inventarisatie en analyse van rekenregels	Fosfaat en organische stof	Dit rapport
Onderdeel 3: Selectie en validatie van veldproeven	Fosfaat en organische stof	Zowel een inventarisatie van veldproeven als het opstellen van criteria waaraan de te selecteren veldproeven moeten voldoen wordt in dit rapport uitgevoerd; de uiteindelijke selectie en validatie wordt in een eventuele vervolgstudie uitgevoerd.
Onderdeel 4: Scenarioanalyse	Fosfaat en organische stof	In een eventuele vervolgstudie
Voorlopige conclusies	Fosfaat en organische stof	Dit rapport

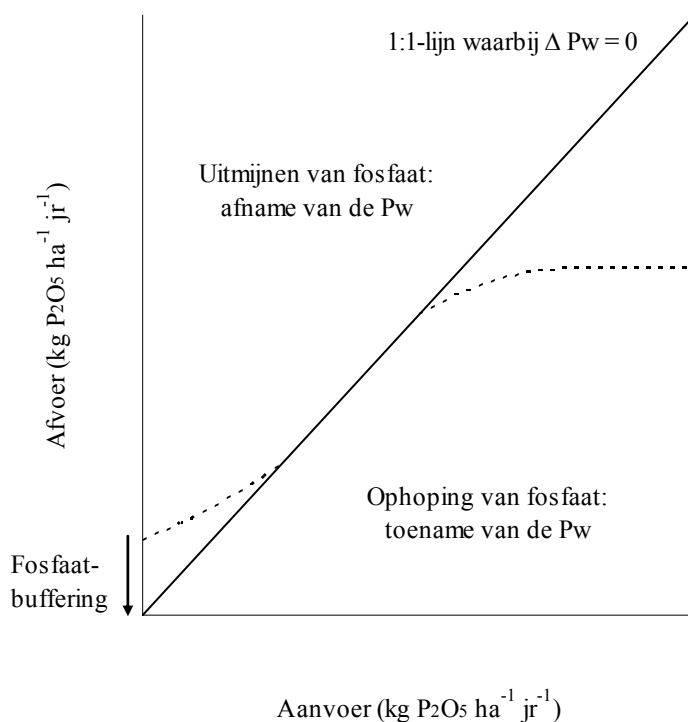
3 Onderdeel 1: Beschrijvende concepten bodemvruchtbaarheid

3.1 Fosfaat

3.1.1 Introductie

Evenwichtsbemesting

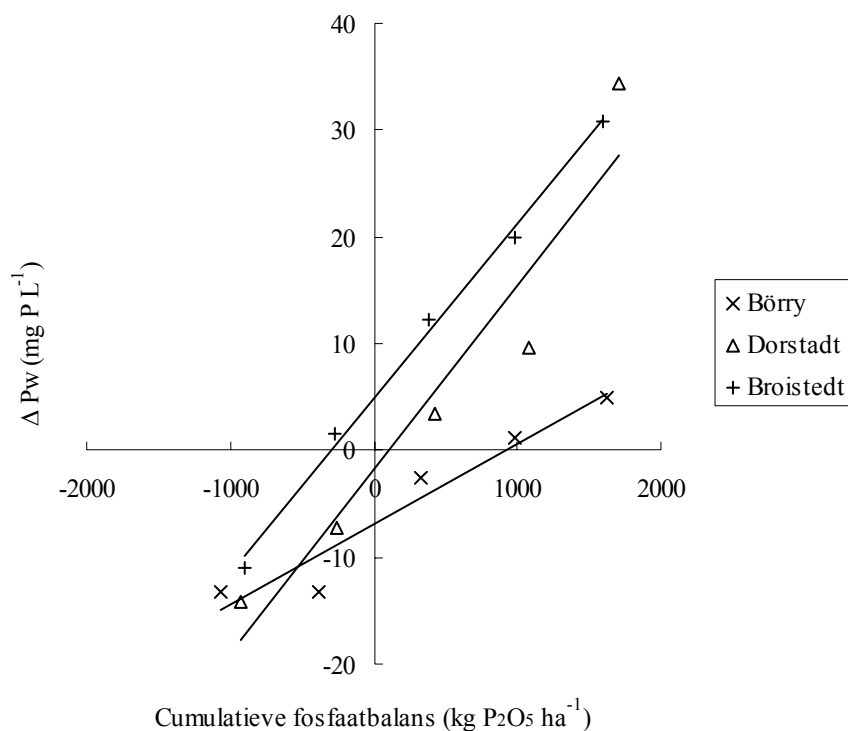
De gebruiksnorm voor fosfaat heeft betrekking op de totale hoeveelheid fosfaat uit kunstmest, dierlijke mest en andere meststoffen. Deze norm wordt via een geleidelijk traject verscherpt tot het niveau van evenwichtsbemesting in 2015 (MNP, 2007). Bij evenwichtsbemesting dient de aanvoer van fosfaat overeen te komen met de afvoer van fosfaat met de oogstproducten, inclusief een extra aanvoer ter compensatie van het zogenaamde onvermijdbaar verlies. Het onvermijdbare fosfaatverlies kan worden beschreven als een verschijnsel waarbij het met meststoffen aangevoerde fosfaat niet volledig kan worden benut door een gewas, omdat een (klein) deel van de fosfaatgift uitspoelt naar het grond- en oppervlaktewater en/of “onomkeerbaar” wordt vastgelegd in de vaste fase van de bodem.



Figuur 1 Conceptueel figuur waarin de relatie tussen de aan- en afvoer van fosfaat wordt beschreven. De vaste 1:1-lijn beschrijft een ideale situatie van evenwichtsbemesting waarbij de aanvoer van fosfaat gelijk is aan de afvoer en er geen sprake is van een onvermijdbaar fosfaatverlies. De stippellijn beschrijft de “werkelijke” situatie.

Fosfaatbalans en –bufferend vermogen

In Figuur 1 is een ideale situatie van evenwichtsbemesting weergegeven door middel van de 1:1-lijn waarbij de aanvoer van fosfaat met meststoffen gelijk is aan de afvoer met de oogstproducten. In deze ideale situatie is (i) geen sprake van een onvermijdbaar fosfaatverlies en (ii) treedt geen verandering op van het Pw-getal. Dit is een wenselijke situatie voor de praktijk en het beleid omdat er geen fosfaatverliezen optreden naar het grond- en oppervlaktewater en het Pw-getal bij evenwichtsbemesting constant blijft en er geen negatieve effecten op de gewasopbrengst optreden. In het gebied onder de 1:1-lijn is de fosfaataanvoer groter dan de afvoer (positieve fosfaatbalans) en is er sprake van ophoping van fosfaat in de bodem; het Pw-getal neemt dan toe. In het gebied boven de 1:1-lijn is de fosfaataanvoer lager dan de afvoer (negatieve fosfaatbalans) en is er sprake van uitmijnen van fosfaat; het Pw-getal neemt dan af (Koopmans *et al.*, 2004b). Volgens Figuur 1 blijft de fosfaatafvoer op 1:1-wijze toenemen met een verdere toename van de aanvoer. In “werkelijkheid” is de afvoer van fosfaat aan een maximum gebonden (stippellijn), omdat de opnamecapaciteit van fosfaat door planten beperkt is. Daarnaast kruist de 1:1-lijn de oorsprong van Figuur 1; hier is zowel de fosfaataanvoer als de afvoer gelijk aan nul. In “werkelijkheid” kan zonder fosfaataanvoer nog steeds afvoer plaatsvinden omdat fosfaat van nature en vaak door overbemesting in het verleden aanwezig is in landbouwgronden. De vaste fase van de bodem kan dan fosfaat naleveren aan de bodemoplossing als de opgeloste fosfaatconcentratie wordt verlaagd door gewasopname. Dit proces wordt buffering genoemd. Bufferend vermogen wordt in de bodemchemie vaak gedefinieerd als het weerstandsvermogen van de bodem om zich te verzetten tegen een verlaging of een verhoging van de fosfaatconcentratie in de bodemoplossing (Ehlert *et al.*, 2003). De mate waarin de opgeloste fosfaatconcentratie wordt gebufferd is o.a. afhankelijk van de hoeveelheid fosfaat die is gebonden aan de vaste fase van de bodem (Koopmans *et al.*, 2004a). Het bufferend vermogen van de bodem is niet alleen van belang voor de fosfaatconcentratie in de bodemoplossing maar eveneens voor het naleveren van fosfaat uit de vaste van de bodem aan de pool met fosfaat die met de Pw-methode wordt gemeten. Het verloop van het Pw-getal met de tijd is in belangrijke mate afhankelijk van de jaarlijkse fosfaatbalans en het bufferend vermogen van de bodem. Om de vraag te kunnen beantwoorden of er veranderingen optreden in het Pw-getal als gevolg van evenwichtsbemesting dient de relatie tussen de fosfaatbalans en de verandering van het Pw-getal, maar ook de invloed van fosfaatbuffering, beschreven te worden.



Figuur 2 De relatie tussen de fosfaatbalans en de verandering van het Pw-getal op basis van een veeljarige veldproef die is uitgevoerd op drie verschillende locaties op een lössgrond (Jungk *et al.*, 1993). De proefperiode bedroeg 15 jaren. Binnen deze periode werd een gewasrotatie van suikerbieten – wintertarwe – wintergerst/wintertarwe aangeboden. Ieder jaar werd fosfaat toegediend in de vorm van trippelsuperfosfaat (0, 45, 90, 135 en 180 kg P₂O₅ ha⁻¹ jr⁻¹). De fosfaatbalans is gedefinieerd als het verschil tussen de aanvoer van fosfaat met meststoffen en de afvoer van fosfaat met de oogstproducten.

Relatie tussen fosfaatbalans en de verandering van de fosfaattoestand

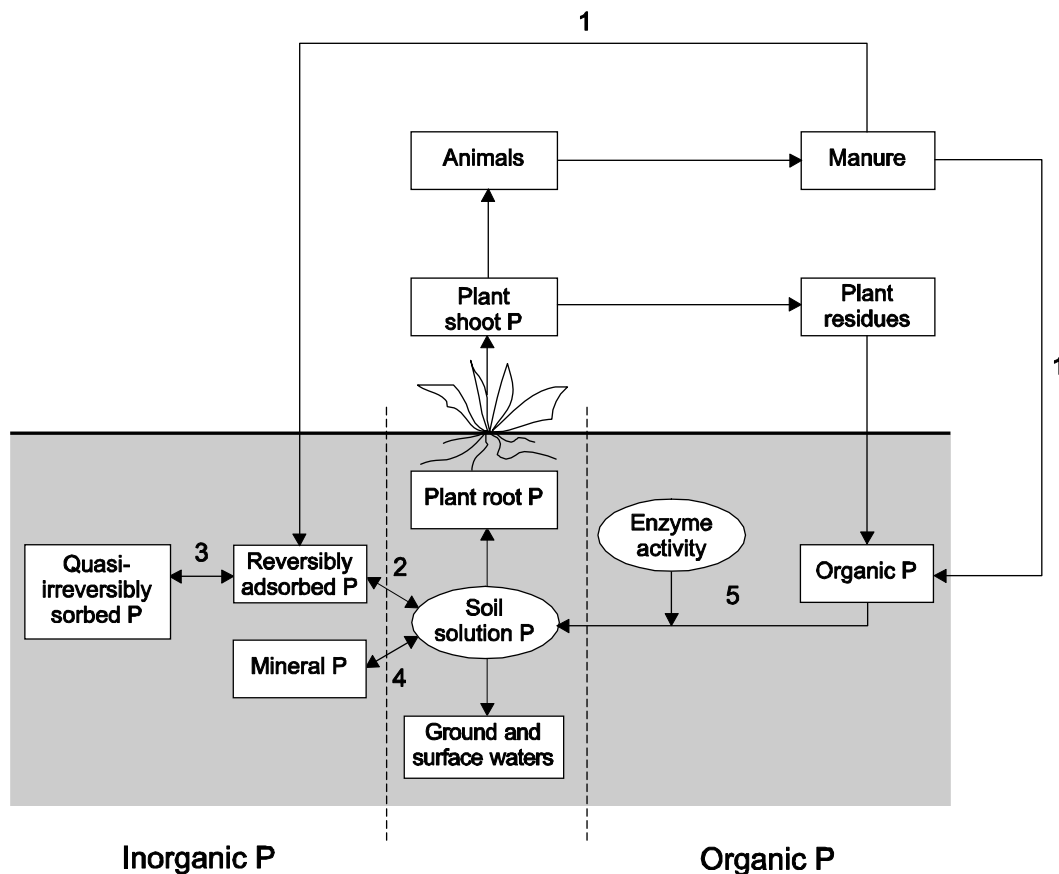
In Figuur 2 wordt de relatie gepresenteerd tussen de fosfaatbalans en de verandering van het Pw-getal. Deze relatie is afgeleid uit resultaten van veeljarige veldproeven van Jungk *et al.* (1993). In een ideale situatie van evenwichtsbemesting kruist de vaste lijn de oorsprong, zodat bij een fosfaatbalans van nul geen verandering van het Pw-getal plaatsvindt. In Figuur 2 lijkt dit het geval te zijn voor de lijn die de datapunten van de locatie Dorstadt doorkruist. Aan de rechterzijde van deze lijn ligt de lijn die de datapunten van de locatie Börry doorkruist. Bij een fosfaatbalans van nul is de verandering van het Pw-getal voor de laatstgenoemde locatie negatief en neemt het Pw-getal dus af. Deze afname kan verklaard worden door uitspoeling van fosfaat naar het grond- en oppervlaktewater en “onomkeerbare” vastlegging van fosfaat aan de vaste fase van de bodem. Om het Pw-getal op de locatie Börry op een constant niveau te houden moet de aanvoer van fosfaat met meststoffen groter zijn dan de afvoer van fosfaat met de oogstproducten. Deze extra hoeveelheid fosfaat die moet worden aangevoerd om te compenseren voor de afname van het Pw-getal wordt het onvermijdbare fosfaatverlies genoemd. De omvang van dit verlies werd in een studie van Ehlert *et al.* (1996) op basis van een analyse van 86 Nederlandse veeljarige veldproeven op 14 tot 157 kg P₂O₅ ha⁻¹ jr⁻¹ geschat afhankelijk van de initiële fosfaattoestand en de incubatieduur van het toegediende fosfaat. Aan de linkerzijde van de lijnen van de locaties Dorstadt en Börry ligt de lijn die de datapunten van de

locatie Broistedt doorkruist. Bij een fosfaatbalans van nul is de verandering van het Pw-getal voor deze locatie positief en neemt het Pw-getal dus toe. Deze toename kan verklaard worden door het bufferend vermogen van de bodem. Op basis van de resultaten van de veldproeven van Jungk *et al.* (1993) kunnen drie verschillende situaties worden onderscheiden: bij een fosfaatbalans van nul kan sprake zijn van (i) geen of nauwelijks verandering van het Pw-getal (Dorstadt), (ii) een afname van het Pw-getal (Börry) of (iii) een toename van het Pw-getal (Broistedt). Deze veranderingen van het Pw-getal kunnen dus niet alleen worden verklaard met behulp van de fosfaatbalans maar processen zoals buffering en “onomkeerbare” vastlegging van fosfaat spelen eveneens een belangrijke rol. Deze processen worden beïnvloed door bodemeigenschappen zoals pH en het gehalte aan aluminium- en ijzer(hydr)oxiden en CaCO_3 . Bovendien is de hoeveelheid fosfaat die in de bodem aanwezig is als gevolg van overbemesting in het verleden, en de verdeling hiervan over verschillende fosfaatvormen, van belang. Een goed begrip van het gedrag en dynamiek van fosfaat in landbouwgronden is dus belangrijk om uiteindelijk uitspraken te kunnen doen omtrent de te verwachten veranderingen van het Pw-getal bij het invoeren van evenwichtsbemesting.

3.1.2 Gedrag en dynamiek van fosfaat in landbouwgronden

Reactie 1

In Figuur 3 is een vereenvoudigd concept van het gedrag en de dynamiek van fosfaat in landbouwgronden weergegeven. De aanvoer van fosfaat naar landbouwgronden vindt plaats door aanwending van verschillende meststoffen, zoals kunstmest, dierlijke mest, GFT-compost en tuinturf. In Tabel 6 wordt de samenstelling van verschillende soorten mest weergegeven. Het in dierlijke mest aanwezige fosfaat bestaat voornamelijk in de anorganische vorm, zoals bijvoorbeeld calcium- of magnesiumprecipitaten (Gerritse, 1981; Dou *et al.*, 2000; Sharpley en Moyer, 2000; Ehlert *et al.*, 2004). Zelfs in GFT-compost bestaat 70% van het totale fosfaatgehalte in de anorganische vorm. Alleen in tuinturf komt fosfaat voornamelijk in de organische vorm voor. Als in de toekomst onder invloed van het aanscherpen van de huidige fosfaatgebruiksnorm wordt overgeschakeld van het gebruik van kunstmestfosfaat in combinatie met dierlijke mest naar het gebruik van alleen dierlijke mest en/of GFT-compost zal de fosfaataanvoer nog steeds voornamelijk plaatsvinden in de anorganische vorm. De werkingsfactoren van fosfaat in meststoffen kunnen desondanks verschillen, omdat het in dierlijke mest en compost aanwezige anorganische fosfaat in mineralen met een verschillende oplosbaarheid kan voorkomen. In GFT-compost komt fosfaat voor in verschillende apatietvormen, die een relatief lage oplosbaarheid bezitten, en octacalciumfosfaat (Frossard *et al.*, 2002). Fosfaat in runder-, varkens- of kippendrijfmest komt voor in de vorm van struviet, trimagnesiumfosfaat of octacalciumfosfaat (zie Van Dam en Ehlert [2008]). Deze fosfaatmineralen bezitten een relatief hoge oplosbaarheid (Lindsay [1979]).



Figuur 3 Vereenvoudigd concept van het gedrag en dynamiek van fosfaat in landbouwgronden (gemodificeerd op basis van Koopmans *et al.* [2004]). De reacties 1 t/5 in de figuur verwijzen naar onderstaande tekst.

Van Dam en Ehlert (2008) hebben de werkingsfactoren van verschillende meststoffen geïnventariseerd op basis van literatuur- en experimenteel onderzoek. De werkingsfactor berust op de verhouding van de verhoging van de fosfaattoestand van de grond bij toediening van de te onderzoeken meststof ten opzichte van de verhoging door het toedienen van een referentiemeststof (i.e., een gemakkelijk oplosbaar fosfaatkunstmest). Het met stalmest aangevoerde fosfaat heeft zowel op de korte (<1 jaar) als op de langere termijn (>1 jaar) eenzelfde of een nauwelijks lagere beschikbaarheid dan kunstmestfosfaat, terwijl de beschikbaarheid van fosfaat uit compost duidelijk lager is. Bij de overschakeling van het gebruik van kunstmestfosfaat naar alleen compost moet dus rekening worden gehouden met een lagere fosfaatbeschikbaarheid.

In de bodem wordt fosfaat na de aanwending van meststoffen geleidelijk herverdeeld over verschillende anorganische fosfaatpools, namelijk de pools met reversibel gebonden fosfaat, quasi irreversibel gebonden fosfaat en mineraal fosfaat. Organisch fosfaat uit meststoffen voedt de organische fosfaatpool. Deze pool wordt bovendien gevoed met organische fosfaatverbindingen uit afgestorven plantenmateriaal (plant residuen). Volgens Van der Zee en Van Riemsdijk (1988) bestaat fosfaat in (zwaar) bemeste kalkarme zandgronden voornamelijk uit anorganisch fosfaat. Dit beeld wordt bevestigd door onderzoek van Koopmans *et al.* (2007). In graslandjes die

gedurende lange tijd met verschillende soorten dierlijke mest werden overbemest bestond 68 tot 76% van het met 0.25 M NaOH – 0.05 M EDTA uit de bodem geëxtraheerde fosfaat in de anorganische vorm. Het resterende organische fosfaat bestond voor een belangrijk deel uit mono-esterverbindingen zoals bijvoorbeeld fytaat. Deze verbinding wordt sterk gebonden door de vaste fase van de bodem en is slecht afbreekbaar. In bemeste landbouwgronden is fosfaat dus voornamelijk aanwezig in de anorganische vorm, maar de verdeling hiervan over verschillende pools kan sterk verschillen tussen verschillende grondsoorten en als functie van de tijd. De verschillende (an)organische fosfaatpools en de rol van tijd worden bij reacties 2, 3, 4 en 5 besproken.

Tabel 6 Samenstelling van verschillende soorten dierlijke mest (Ehlert *et al.*, 2004).

Mestsoort	Totaal fosfaatgehalte (kg P ₂ O ₅ ton ⁻¹)	Anorganisch fosfaat (%)	Organisch fosfaat (%)
Vaste rundveemest	3.3	60	40
Rundveedrijfmest	1.5	90	10
Kippendrijfmest	6.7	80	20
Vaste varkensmest	11.8	85	15
Varkensdrijfmest	2.6	95	5
GFT-compost	4.4	70	30
Tuinturf	0.6	20	80

Reactie 2

Een deel van het anorganische fosfaat in de bodem is reversibel gebonden (Van der Zee *et al.*, 1987). Het gaat hierbij om fosfaatanionen die binden aan het oppervlak van reactieve aluminium- en ijzer(hydr)oxiden (Van Riemsdijk en Lyklema, 1980a). Tussen de pool met reversibel gebonden fosfaat en de anorganische fosfaatconcentratie in de bodemoplossing bestaat een snel evenwicht (<24 h). De pool met reversibel gebonden fosfaat buffert de fosfaatconcentratie in de bodemoplossing als de opgeloste fosfaatconcentratie wordt verlaagd door opname door planten en uitspoeling van fosfaat naar het grond- en oppervlaktewater. Omgekeerd wordt fosfaat uit de bodemoplossing in de pool met reversibel gebonden fosfaat vastgelegd als de opgeloste fosfaatconcentratie tijdelijk wordt verhoogd als gevolg van het toedienen van meststoffen. Het met de Pw-methode van Sissingh (1971) gemeten fosfaat bestaat uit de som van anorganisch fosfaat in de bodemoplossing en een deel van het fosfaat uit de pool met reversibel gebonden fosfaat (Schoumans en Groenendijk, 2000; Koopmans *et al.*, 2004b). Fosfaat uit deze pool kan desorberen naar het waterextract van het Pw-getal als gevolg van de wijde grond:vloeistof verhouding (1:60 [v/v]) die bij deze methode wordt gebruikt (Sissingh, 1971).

Reactie 3

Reversibel gebonden fosfaat kan worden omgezet in de quasi irreversibel gebonden vorm; deze reactie is omschreven als een precipitatiereactie aan de binnenzijde van aluminium- en ijzerhydroxiden (Van Riemsdijk en Lyklema, 1980a, 1980b; Van Riemsdijk en De Haan, 1981; Van Riemsdijk *et al.*, 1984a, 1984b). De pool met quasi irreversibel gebonden fosfaat kan de pool met reversibel gebonden fosfaat bufferen als de omvang van de laatstgenoemde pool lager wordt als gevolg van uitmijnen (Koopmans *et al.*, 2004a, 2004b).

De reactie waarmee reversibel gebonden fosfaat wordt omgezet in de quasi irreversibel gebonden vorm wordt soms beschouwd als een strikt “onomkeerbare” of een “irreversibele” reactie (Schoumans en Groenendijk, 2000). Deze reactie wordt daarom vaak aangeduid als een fixatiereactie. Er bestaat echter per definitie geen “onomkeerbaar” of “irreversibel” gebonden fosfaat; alle anorganisch gebonden fosfaat is desorbeerbaar en is in potentie beschikbaar voor opname door gewassen en uitspoeling naar het grond- en oppervlaktewater (Lookman *et al.*, 1995). Het gebruik van de termen “onomkeerbaar” of “irreversibel” fosfaat duidt op de zeer lage snelheid waarmee fosfaat uit deze pool desorbeert uit de vaste fase van de bodem naar de bodemoplossing. De pool met quasi irreversibel gebonden fosfaat wordt daarom vaak genegeerd in modellen die betrekking hebben op een relatief korte periode zoals bij de berekening van de opname van fosfaat door planten in één groeiseizoen (Van Noordwijk *et al.*, 1990). In één groeiseizoen levert deze pool slechts een geringe bijdrage aan de fosfaatvoeding van een gewas. Op de lange termijn wordt de bijdrage van de pool met quasi irreversibel gebonden fosfaat echter steeds belangrijker. Een interessant voorbeeld hierbij is een potproef waarin een fosfaatverzadigde kalkarme zandgrond gedurende lange tijd werd uitgemijnd met gras (31 oogsten)(Koopmans *et al.*, 2004b). De cumulatieve afvoer van fosfaat met het geoogste gras was na afloop van de potproef 5 tot 7 maal groter dan de initiële omvang van de pool met reversibel gebonden fosfaat, terwijl de omvang van deze pool niet afnam tot nul. De pool met reversibel gebonden fosfaat werd dus sterk gebufferd door de pool met irreversibel gebonden fosfaat. De totale hoeveelheid fosfaat die kan worden opgenomen wordt dus in werkelijkheid niet alleen bepaald door de omvang van de pool met reversibel gebonden fosfaat, maar eveneens door de omvang van de pool met quasi irreversibel gebonden fosfaat en de snelheid waarmee dit fosfaat beschikbaar komt in de bodemoplossing door middel van desorptie (Koopmans *et al.*, 2004a, 2004b). Wanneer de snelheid waarmee fosfaat uit deze pools beschikbaar komt lager wordt dan de gewasbehoefte per tijdseenheid kan een plant niet meer groeien en vindt geen verdere opname en afvoer van fosfaat plaats. Een deel van het anorganisch gebonden fosfaat zal dan achterblijven in de bodem (Koopmans *et al.*, 2004a).

Reactie 4

De fosfaatconcentratie in de bodemoplossing kan na het toedienen van meststoffen tijdelijk erg hoog zijn, zodat precipitatie kan plaatsvinden met kationen zoals calcium, als het oplosbaarheidsproduct van fosfaatmineralen wordt overschreden. Dit proces vindt voornamelijk plaats in kalkrijke zandgronden met een $pH > 6$. Deze precipitaten zijn aanvankelijk amorf van aard, maar bij veroudering in de tijd treedt er kristallisatie op, zodat precipitaten met een lagere oplosbaarheid ontstaan (Van Dam en Ehlert, 2008). Omgekeerd kunnen fosfaatmineralen oplossen als de fosfaatconcentratie in de bodemoplossing lager wordt dan de evenwichtsconcentratie als gevolg van opname van fosfaat door planten.

Reactie 5

Planten nemen alleen anorganisch fosfaat op uit de bodemoplossing. Organisch fosfaat moet dus worden gemineraliseerd voordat planten in staat zijn om deze fosfaatvorm te benutten. Mineralisatie kan in twee deelprocessen worden verdeeld

(McGill en Cole, 1981). (i) Een biochemisch deelproces waarbij extracellulaire enzymen orthofosfaataniongroepen van de organische fosfaatverbindingen verwijderen door middel van een hydrolysereactie. De organische fosfaatverbindingen dienen echter in een beschikbare vorm in de bodem aanwezig te zijn zodat enzymen op deze verbindingen kunnen aangrijpen. De enzymen kunnen worden uitgescheiden door plantenwortels en micro-organismen (Richardson *et al.*, 2001, 2005). Dit deelproces lijkt gestuurd te worden door een gebrek aan anorganisch fosfaat in de bodemoplossing. (ii) Oxidatie van organische stof in de bodem door micro-organismen met als doel energie te verkrijgen voor metabolische processen en waarbij stikstof en fosfaat vrijkomen. De totale mineralisatie van organisch fosfaat is de som van deze twee deelprocessen minus immobilisatie van fosfaat door micro-organismen. Netto-mineralisatie van organisch fosfaat is echter moeilijk meetbaar met behulp van incubatie-experimenten, omdat het vrijgekomen fosfaat zich niet ophoopt in de incubatievloeistof maar onmiddellijk reageert met de vaste fase van de bodem.

Ehlert en Koopmans (2004) hebben een indirecte schatting gemaakt van de netto-mineralisatie van organisch fosfaat voor de kernbedrijven Meterik en Vredepeel op basis van de gemeten stikstofmineralisatie. De netto-mineralisatie in de 0-30 cm bodemlaag van deze kernbedrijven werd geschat op respectievelijk 49 en 23 kg P₂O₅ ha⁻¹ jr⁻¹. De omvang van de pools met anorganisch gebonden fosfaat in deze bodemlaag van de kernbedrijven Meterik en Vredepeel bedroeg respectievelijk 6517 en 1150 kg P₂O₅ ha⁻¹. Deze hoeveelheid anorganisch fosfaat vertegenwoordigt respectievelijk 88 en 82% van de totale voorraad aan fosfaat in de 0-30 cm bodemlaag. De jaarlijkse netto-mineralisatie van organisch fosfaat is in vergelijking met de omvang van de pools met anorganisch gebonden fosfaat verwaarloosbaar groot (<2%). In vergelijking met de afvoer van fosfaat met de oogst- en bijproducten van gewassen is de betekenis van de jaarlijkse netto-mineralisatie veel groter, omdat de mediane fosfaatafvoer ruwweg 50 kg P₂O₅ ha⁻¹ jr⁻¹ bedraagt (Ehlert *et al.*, 2006). De fosfaatafvoer van gewassen op de kernbedrijven Meterik en Vredepeel kan dus mogelijk voor een groot deel worden gedekt door de bijdrage van de netto-mineralisatie van organisch fosfaat. De exacte bijdrage van iedere fosfaatpool in de bodem aan de fosfaatvoeding van een gewas laat zich echter moeilijk kwantificeren door middel van experimenteel onderzoek. Als een alternatief voor experimenteel onderzoek kunnen mechanistische modellen worden gebruikt die gebruik maken van een poolconcept van fosfaat in de bodem zoals het Agricultural Nutrient Model (ANIMO) om op deze manier de bijdrage van iedere fosfaatpool te berekenen (Groenendijk en Kroes, 1997). Mineralisatie van organisch fosfaat is echter kwantitatief gezien nog steeds een slecht begrepen proces, en parameters die als input worden gebruikt bij het simuleren hiervan zijn waarschijnlijk onvoldoende bekend (persoonlijke mededeling C. van der Salm, 2008). Meer experimenteel onderzoek gericht op de dynamiek van organisch fosfaat is essentieel om de bijdrage van de mineralisatie aan de beschikbaarheid van fosfaat beter te kunnen berekenen. Dit is belangrijk omdat de betekenis van de netto-mineralisatie van organisch fosfaat voor de beschikbaarheid van fosfaat voor opname door planten op de lange termijn zelfs kan toenemen. De bijdrage van fosfaat uit de pools met anorganisch gebonden fosfaat neemt mogelijk af door (i) een verminderde aanvoer van anorganisch fosfaat

met meststoffen en (ii) selectieve gewasopname en uitspoeling van anorganisch fosfaat. Op de lange termijn treedt dus mogelijk een verschuiving op van anorganisch fosfaat naar organisch fosfaat als belangrijkste bron van fosfaat in de bodem voor planten. Het is echter onduidelijk of de netto-mineralisatie van organisch fosfaat op een vergelijkbaar niveau blijft op de lange termijn als de aanvoer van verse organische stof afneemt als gevolg van het aanscherpen van de norm met betrekking tot het gebruik van dierlijke mest.

3.1.3 Verandering van de fosfaattoestand bij evenwichtsbemesting?

In deze subparagraaf wordt de verwachting omtrent de ontwikkeling van het Pw-getal op de lange termijn bij het invoeren van evenwichtsbemesting in kwalitatieve zin geanalyseerd. Het beleidsvoornemen is om in 2015 de gebruiksnorm voor fosfaat af te stemmen op de afvoer van fosfaat met de oogstproducten. De gebruiksnorm op bouwland wordt mogelijk op een generieke waarde van $60 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ gesteld (Tabel 2). Door de hoge fosfaattoestand van 85% van het totale Nederlandse landbouwareaal is het bemestingsadvies gelijk aan of valt het lager uit dan deze gebruiksnorm. Het geleidelijk aanscherpen van de huidige fosfaatgebruiksnorm tot het niveau van evenwichtsbemesting heeft volgens het MNP (2007) daarom waarschijnlijk geen negatieve effect op de gewasopbrengst “in de periode tot 2015 en geruime tijd daarna”. De zinsnede “geruime tijd daarna” wordt echter niet gekwantificeerd door het MNP (2007), omdat onduidelijk is of evenwichtsbemesting de fosfaattoestand uitgedrukt als Pw op de lange termijn kan doen dalen. Voor de overige 10 tot 15% van het Nederlandse landbouwareaal met een lagere fosfaattoestand kan nu reeds een bodemvruchtbaarheidsprobleem ontstaan bij bedrijven met fosfaatbehoefte gewassen, omdat de gebruiksnorm van $60 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ lager is dan het bemestingsadvies (Tabel 3).

Het verloop van het Pw-getal met de tijd wordt in belangrijke mate bepaald door (i) de fosfaatbalans en (ii) het bufferend vermogen van de bodem. De invloed van de fosfaatbalans en het bufferend vermogen op het Pw-getal is reeds besproken in §3.1.1 en §3.1.2 aan de hand van enkele voorbeelden uit de internationale literatuur en een vereenvoudigd concept van het gedrag en dynamiek van fosfaat in landbouwgronden.

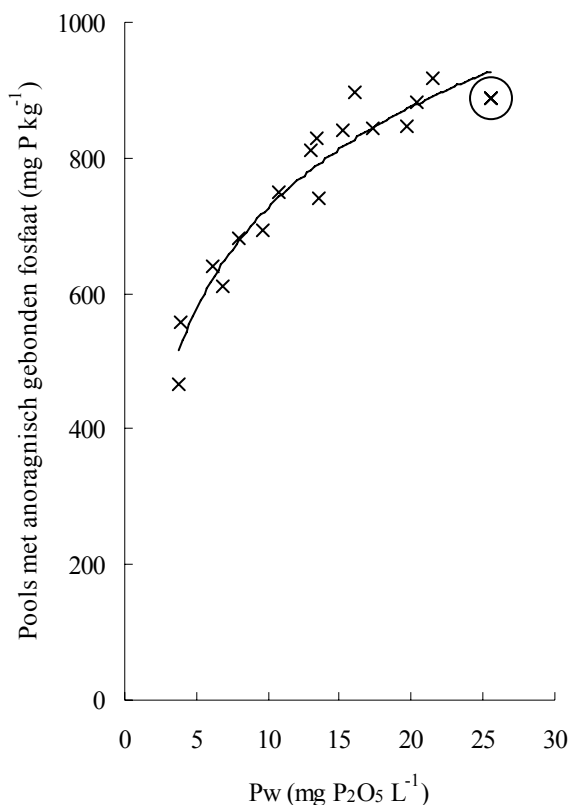
- (i) De afvoer van fosfaat met de oogst- en bijproducten van gewassen varieert van $10 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ voor spinazie tot $78 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ voor peen als het bemestingsadvies voor fosfaat wordt opgevolgd (Ehlert *et al.*, 2006). Deze gegevens hebben betrekking op bouwland met een voldoende tot een ruim voldoende fosfaattoestand; dit komt in kwantitatieve zin overeen met een Pw-getal van 21 tot $45 \text{ mg P}_2\text{O}_5 \text{ L}^{-1}$ grond. De fosfaatbalans is dus o.a. afhankelijk van het geteelde gewas en het aantal geteelde gewassen binnen één groeiseizoen. Bij een fosfaatgebruiksnorm van $60 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ kan er een evenwicht ontstaan tussen de aanvoer en afvoer van fosfaat ontstaan (i.e., fosfaatbalans van nul) maar eveneens een (klein) positief of een negatieve fosfaatoverschot. Het bufferend vermogen van de bodem bepaald of er een verandering van het Pw-getal optreedt.

- (ii) Het bufferend vermogen wordt gedefinieerd als het weerstandsvermogen van de bodem om zich te verzetten tegen een verlaging of een verhoging van het Pw-getal (Ehlert *et al.*, 2003), en is afhankelijk van bodemeigenschappen maar eveneens van de hoeveelheid fosfaat die in de bodem aanwezig is, en de verdeling hiervan over verschillende fosfaatvormen. Het bufferend vermogen wordt daarom sterk beïnvloed door bodemtype en bemestingsgeschiedenis.

De mogelijke effecten van evenwichtsbemesting op het verloop van het Pw-getal met de tijd worden geïllustreerd aan de hand van enkele voorbeelden. Deze voorbeelden geven slechts een indicatie van de ontwikkelingen van de fosfaattoestand die mogelijk kunnen plaatsvinden. De effecten van het gebruik van mestsoorten met verschillende werkingsfactoren op het Pw-getal komen niet aan bod bij deze voorbeelden, omdat dit reeds is besproken in §3.1.1.

Een interessant voorbeeld is de Proefboerderij voor Melkveehouderij en Milieu “De Marke” waar het effect van evenwichtsbemesting op de lange termijn bodemvruchtbaarheid wordt onderzocht (Corré *et al.*, 2004). In de periode van 1993/1994 tot en met 2002/2003 bedroeg het gemiddelde fosfaatoverschot 0 kg P₂O₅ ha⁻¹ jr⁻¹. Het Pw-getal in de 0-20 cm bodemlaag nam in de periode van 1989 tot en met 2002 duidelijk af. Deze daling werd verklaard door uitspoeling van fosfaat naar diepe bodemlagen en “onomkeerbare” vastlegging van fosfaat aan de vaste fase van de bodem (Corré *et al.*, 2004). Bovendien was het fosfaatoverschot in sommige jaren negatief omdat de aanvoer lager was dan de afvoer. De afname van het Pw-getal was veel groter voor de blokken met een initieel gemiddeld hoge fosfaattoestand (Pw = 82 mg P₂O₅ L⁻¹ grond) dan voor de blokken met een initieel gemiddeld ruim voldoende fosfaattoestand (Pw = 34 mg P₂O₅ L⁻¹ grond). Dit kan worden verklaard doordat het effect van bovengenoemde processen op het Pw-getal kwantitatief gezien veel groter is in een grond met een hoge fosfaattoestand maar een laag bufferend vermogen dan in dezelfde grond met een lagere fosfaattoestand maar een hoger bufferend vermogen: bij een hoge fosfaattoestand hoeft minder fosfaat te worden afgevoerd om het Pw-getal te laten dalen dan bij een lagere fosfaattoestand. Dit mechanisme wordt inzichtelijk gemaakt aan de hand van Figuur 4 waar de relatie tussen het Pw-getal en de pools met anorganisch gebonden fosfaat wordt gepresenteerd. Deze relatie is afkomstig uit resultaten van een potproef waarin een fosfaatverzadigde kalkarme zandgrond gedurende lange tijd werd uitgemijnd met gras (Koopmans *et al.*, 2004b). De relatie wordt gekenmerkt door een sterk niet-lineaire vorm. Deze vorm duidt op een laag fosfaatbufferend vermogen van de vaste fase van de bodem in het hoogste deel van de relatie maar een hoog bufferend vermogen in het lage deel. Hierdoor leidde uitmijnen tot een relatief grote afname van het Pw-getal in een relatief korte periode in het begin van de potproef. Het Pw-getal van de blokken met de hogere fosfaattoestand van “De Marke” nam af van gemiddeld 82 mg P₂O₅ L⁻¹ in 1989 tot 63 mg P₂O₅ L⁻¹ grond in 2002. De grootste afname van de fosfaattoestand vond echter plaats in de periode van 1989 tot en met 1995; vervolgens trad er nauwelijks nog een verandering op van het Pw-getal. Het Pw-getal van de blokken met een lagere fosfaattoestand nam af van gemiddeld 34 tot 31 mg P₂O₅ L⁻¹ grond. Zowel bij de blokken met een hogere als een lagere fosfaattoestand wordt het Pw-getal dus in sterke mate gebufferd door nalevering van fosfaat en lijkt

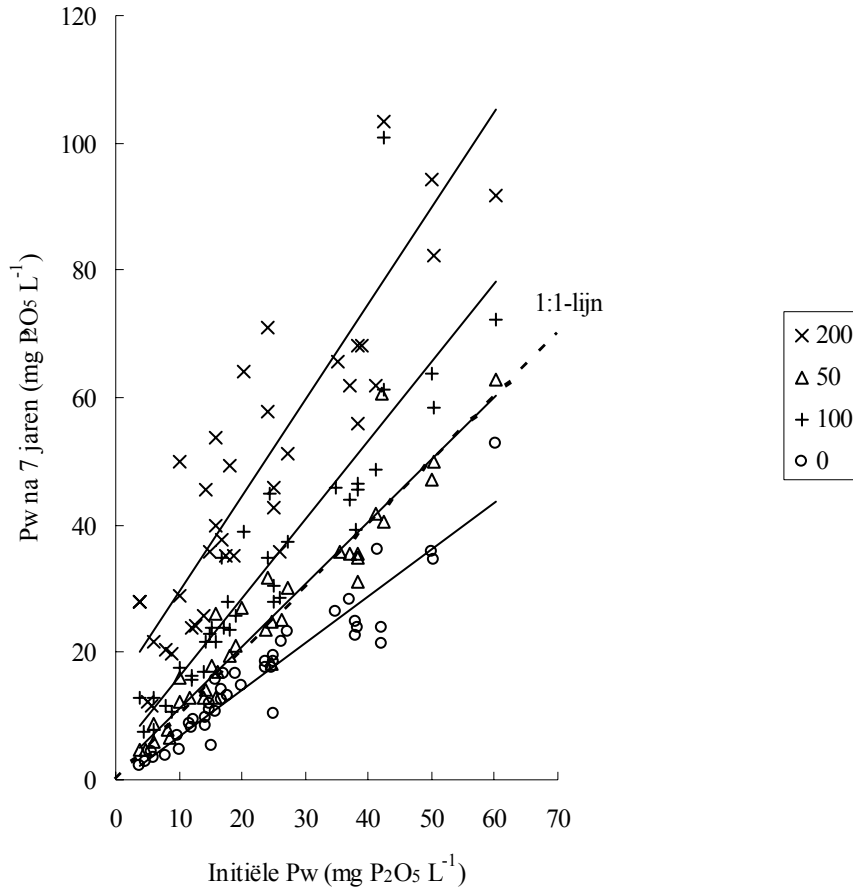
de fosfaattoestand constant te blijven. Volgens Corré *et al.* (2004) bestaat er als gevolg van de nog steeds ruim voldoende en vrije hoge fosfaattoestand van de grond op de “De Marke” op dit moment nog geen bodemvruchtbaarheidsprobleem voor fosfaat. Een verdere daling van het Pw-getal gaat volgens Corré *et al.* (2004) zeer lang duren, en is daarom geen reden om de huidige bedrijfsvoering te wijzigen. Deze studie is echter niet representatief voor de Nederlandse landbouwgronden, omdat de percelen van de “De Marke” verzadigd zijn met fosfaat als gevolg van zware overbesteding in het verleden. De pool met quasi irreversibel gebonden fosfaat heeft daarom een grote omvang, en is daarom in staat om gedurende lange tijd fosfaat na te leveren en het Pw-getal te bufferen.



Figuur 4 Relatie tussen de pools met anorganisch gebonden fosfaat en het Pw-getal in een potproef van Koopmans *et al.* (2004b) waarin een fosfaatverzadigde kalkarme zandgrond langdurig wordt uitgemijnd met gras (31 oogsten). Het omcirkelde datapunt is de grond bij het begin van de potproef. De lijn is een gefit logaritmisch verband om het oog te leiden.

Aanvullende interessante voorbeelden waarin het effect van evenwichtsbemesting op het Pw-getal wordt gekwantificeerd zijn de veeljarige veldproeven van Jungk *et al.* (1993) en Prummel (1974). De resultaten van Jungk *et al.* (1993) zijn reeds in §3.1.1 besproken (zie Figuur 2). In Figuur 5 worden de relaties tussen het Pw-getal aan het einde en het Pw-getal bij de aanvang van verschillende veeljarige veldproeven van Prummel (1974) gepresenteerd gegeven verschillende jaarlijkse fosfaatbemestingsniveaus. Deze relaties zijn verkregen door middel van een analyse van resultaten van veeljarige veldproeven die zijn uitgevoerd op zandgrond, dalgrond, rivier- en zeeklei en löss met rotaties van verschillende gewassen. Het bemestingsniveau van 50 kg P₂O₅ ha⁻¹ jr⁻¹ is ongeveer gelijk aan de afvoer van fosfaat met de oogstproducten

(Prummel, 1974). Het traject van het initiële Pw-getal varieert van een zeer lage fosfaattoestand ($Pw = 4 \text{ mg P}_2\text{O}_5 \text{ L}^{-1}$ grond) tot een hoge fosfaattoestand ($Pw = 60 \text{ mg P}_2\text{O}_5 \text{ L}^{-1}$ grond). Na zeven jaren lijkt het Pw-getal bij een bemestingsniveau van $50 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ op een constant niveau te blijven (zie 1:1-lijn in Figuur 5).



Figuur 5 Relatie tussen het Pw-getal na zeven jaren en het Pw-getal bij het begin van verschillende veeljarige veldproeven in afhankelijkheid van de toegediende fosfaatbemesting ($\text{kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$). De veldproeven waren gelegen op zandgrond, dalgrond, zeeklei, rivierklei en löss en uitgevoerd met rotaties van verschillende akkerbouwgewassen (Prummel, 1974).

Treedt er een verandering van de fosfaattoestand op bij evenwichtsbemesting? Op basis van de hierboven beschreven voorbeelden kunnen drie verschillende situaties worden onderscheiden: bij een fosfaatbalans van nul kan sprake zijn van (i) geen of nauwelijks verandering van het Pw-getal, (ii) een afname van het Pw-getal of (iii) een toename van het Pw-getal. Deze veranderingen van het Pw-getal kunnen dus niet alleen worden verklaard met behulp van de fosfaatbalans maar processen zoals “irreversibele” of “onomkeerbare” vastlegging van fosfaat in de bodem en nalevering van fosfaat uit de vaste fase van de bodem aan de pool die wordt gemeten met het Pw-getal spelen eveneens een belangrijke rol. Het verloop van het Pw-getal met de tijd bij evenwichtsbemesting is dus sterk afhankelijk van specifieke omstandigheden. Hierdoor is het niet mogelijk om een eenduidige verwachting te geven omtrent de ontwikkeling van het Pw-getal op de lange termijn.

Voor het voorspellen van de ontwikkeling van het Pw-getal met de tijd is een grondige proceskennis noodzakelijk van het gedrag en de dynamiek van fosfaat bij evenwichtsbemesting. Deze kennis is tot op dit moment echter voornamelijk gebaseerd op omstandigheden waarbij het fosfaatgehalte van de bodem toeneemt als gevolg van overbemesting met fosfaat. Er zijn nog steeds weinig meetgegevens met betrekking tot de rol van fosfaatbuffering bij het in stand houden van de fosfaattoestand bij evenwichtsbemesting. Kennis van de rol van fosfaatbuffering kan worden verkregen door middel van experimenteel onderzoek in de vorm van veeljarige veldproeven waarin de relatie tussen fosfaatbemesting en de fosfaattoestand wordt gekwantificeerd. Dergelijke veldproeven worden o.a. gebruikt binnen het BeleidsOndersteunend (BO)-project “Relatie fosfaattoestand en fosfaatbemesting” (Ehlert *et al.*, 2008). Meetgegevens van deze proeven worden gebruikt om te toetsen of mechanistische modellen in staat zijn om het verloop van de fosfaattoestand bij evenwichtsbemesting op een juiste wijze te voorspellen. Modellen en veeljarige veldproeven worden in §4.1 en §5.1.1 geïnventariseerd.

3.2 Organische stof

3.2.1 Introductie in concepten

In de volgende paragrafen worden de concepten uiteengezet die nodig zijn om voorspellingen te kunnen doen over het lange termijngedrag van bodemorganische stof in de akkerbouw. Hiervoor wordt het gedrag van organische stof besproken aan de hand van de concepten die er zijn over aanvoer, afbraak, soorten organische stof en praktijkgegevens uit lange termijn experimenten en andere typen van onderzoek. In hoofdstuk 4 worden de rekenregels voor organische stof bekeken in het licht van deze concepten. Om modellen voor organische stof te verbeteren wordt in hoofdstuk 5 verwezen naar de meest geschikte gegevens hiervoor.

3.2.1.1 Bronnen en evenwicht

Bodemorganische stof is heel belangrijk voor de bodemkwaliteit. Het bepaald voor een belangrijk deel de fysische eigenschappen van een bodem, zoals het vochtleverende vermogen, en het vermogen om na afbraak nutriënten te leveren voor planten. Bodemorganische stof (verder organische stof) varieert als functie van bodemtextuur, klimaat en landgebruik. Het is daarom niet duidelijk of er kritische organische stofgehalten definieerbaar zijn: genoemd is een gehalte van 2% SOC (Loveland en Webb, 2002; Jones *et al.*, 2004). Op basis van lange termijn bodem experimenten (Körschens *et al.*, 1998;) zijn richtwaarden voor Duitse bodems, zonder invloed van grondwater, afhankelijk van lutumgehalten (1 à 1,5% in zandgronden en 3,5 à 4,4% in kleibodems). Hierdoor wordt een goede bodemkwaliteit vaak grofweg gedefinieerd als een constante organische stofgehalte (Y), en in landbouwbodems wordt dit bereikt als de afbraak van organische stof in de bodem (r) wordt gecompenseerd door vers organische stof (hX). Liever dan te werken met richtwaarden voor organische stof wordt in veel gevallen (VDULFA, 2004) liever

gerekend met een humussaldo: de balans tussen humusaanvoer en humusbehoefte⁴. Omdat er aanzienlijke verschillen zijn in de afbraaksnelheid van verschillende typen vers toegediend organisch stof wordt vaak de compensatie met vers organisch stof uitgedrukt als de hoeveelheid organische stof welke na 1 jaar nog resteert van mest, gewasresten en gewaswortels:

$$\text{afbraak bodemorganische stof (r Y)} = \text{effectieve organisch stof (hX)} \quad (1)$$

Bijvoorbeeld, bij $h = 0,3$, $r = 0,03$ en een bodemorganisch stofgehalte van 2% ($Y = 5 \cdot 10^4 \text{ kg ha}^{-1}$ ⁵), is jaarlijks $5 \cdot 10^3 \text{ kg}$ vers organisch materiaal nodig, of $1,5 \cdot 10^3 \text{ kg}$ effectieve organisch stof (EOS).

Deze berekening is slechts een benadering, omdat afbraak van organische stof niet 1 jaar duurt en niet met één waarde te karakteriseren is, maar heeft wel een grote praktische waarde. In Tabel 1 is bijvoorbeeld aangegeven hoe de jaarlijkse afbraak aan organisch stof gecompenseerd kan worden in een rotatie van wintergraan, aardappel en suikerbiet. Als er jaarlijks $1,5 \cdot 10^3 \text{ kg}$ EOS nodig is om de afbraak te compenseren dan moet of een groenbemester geteeld worden en alle resten van suikerbiet moeten worden ingewerkt.

Tabel 7 Rekenvoorbeeld van effectieve organisch stof (EOS) ten opzichte van benodigde organische stof op basis van organisch stofafbraak in bodem (zie bovenstaande voorbeeld van $1,5 \cdot 10^3 \text{ kg ha}^{-1}$). Effect van groenbemester in combinatie met resten van bieten en stro verdubbelen de EOS van $1,007 \cdot 10^3$ naar $2,139 \cdot 10^3 \text{ kg ha}^{-1}$. Voorbeeld uit Janssen (2002).

		humificatieco ëfficiënt	EOS kg ha ⁻¹	EOS kg ha ⁻¹	
				som	extra
wintergraan	Wortel	0,4	640		
	Stro residu	0,3	1080	1720	
	Stro	0,35	1155		1155
aardappel	Wortel	0,4	200		
	Blad residu	0,2	540		
	Oogst residu	0,2	160	900	
suikerbiet	Wortel	0,4	200		
	Blad residu	0,2	140		
	Oogst residu	0,2	60	400	
	Blad + top	0,2	900		900
Italiaans gras	Groenbemester		1340		1340
Totaal per jaar in driejaarlijkse rotatie				1007	1132

De benodigde minimale hoeveelheid vers organisch materiaal om het bodemorganische stofgehalte op peil te houden zijn afhankelijk van regenval, temperatuur, gewas, gewasrotatie en grondbewerking (Johnson *et al.*, 2006). In de landbouwpraktijk is dit bijvoorbeeld in Duitsland vertaald naar een tabel met de per gewas en per bodemtype de benodigde EOS (Körschens *et al.*, 1998; VDLUFA, 2004; Körschens, 2006). Hieruit blijkt dat het type gewas de belangrijkste factor is, en

⁴ -80 kg C ha⁻¹j⁻¹ brengt bodemfuncties in gevaar, -75 t/m 100 kg C ha⁻¹ j⁻¹ is optimaal, >100 kg C ha⁻¹ j⁻¹ verhoogde risico's op milieukundige verliezen (VDLUFA, 2004)

⁵ 20 cm bouwvoor $\approx 2,5 \cdot 10^6 \text{ kg ha}^{-1}$

daarna het management van gewasresiduen en bemesting. Een belangrijk verschil tussen de Duitse (VDLUFA, 2004) en de Nederlandse systematiek (NMI, 2000) ten aanzien van de beoordeling van de humusvoorziening van akkerbouwgronden is de behoefte aan organische stof. In de Nederlandse systematiek (zie paragraaf 4.2.2) wordt die gegeven op basis van een afbraaksnelheid van de bodemorganisch stof (0,5 tot 10%). In de Duitse systematiek is de humusbehoefte voornamelijk afhankelijk van de gewassen (zie onderstaande tabel). Het verlies aan SOM wordt per gewas aangegeven. De Duitse systematiek is afgeleid van resultaten van lange termijn veldproeven (VDLUFA, 2004).

Tabel 8 Factoren om hoeveelheden benodigde organisch stof te berekenen (1 eenheid organisch stof = 1 ton FYM $ds\ ha^{-1}\ y^{-1}$) (Körschens *et al.*, 1998): negatieve waarden geven behoefte, positieve waarden geven de toename o.i.v. het gewas.

Gewas	Zand	Lemig zand	Leem, klei
Suikerbiet, aardappel, groentegewassen	-3,6	-4	-4,4
Maïs	-2,7	-3	3,3
Granen, koolzaad	-1,4	-1,5	-1,6
Rogge	-0,9	-1	-1,1
Stubble crops	0,5	0,5	+0,6
Bonen, erwten	0,9	1	1,1
Groenbemester	1,8	2	2,2
Gras, alfalfa, braak	2,7	3	3,3

Organische stofgehalten veranderen slechts langzaam als functie van type gewassen, kunstmest, organische mest en landbewerking, en zijn daardoor pas na waarneembaar na vele jaren. Globaal geven lange termijn veldproeven aan dat een toename van organische stofgehalten mogelijk zijn door adequate giften aan kunstmest, organische mest, en door toename van gewasopbrengst toename van gewasresiduen. Toename van gewasresiduen leidt tot hogere organische stofgehalten. Het oogsten en wegnemen van alle gewasopbrengsten echter leidt niet onder alle omstandigheden tot dalingen van organische stofgehalten omdat bij hoge opbrengsten ook veel organische stof in de vorm van wortels en wortellexudaten achterblijven (Rasmussen *et al.*, 1998). Dit laatste is afhankelijk van het type gewas en andere factoren.

Wortels van gewassen zijn belangrijke bronnen van verse organische stof. Het meten van de hoeveelheid wortels is zeer moeilijk. In veel gevallen worden schattingen voor de hoeveelheid wortels gemaakt op basis van de opbrengst per gewassoort⁶, zo'n 0,2 à 0,43 bij gerst, tarwe en maïs volgens het IPCC (2006) (Stewart *et al.*, 2007). In het algemeen neemt onder invloed van bemesting de ratio tussen bovengrondse delen en wortels af. Door hogere gewasopbrengsten worden onder invloed van bemesting echter meer wortels gevormd (Johnson *et al.*, 2006). Belangrijk is bovendien dat organische stof van wortels minder afbreekbaar is dan organisch stof van bovengrondse plantedelen (Rasse *et al.*, 2005).

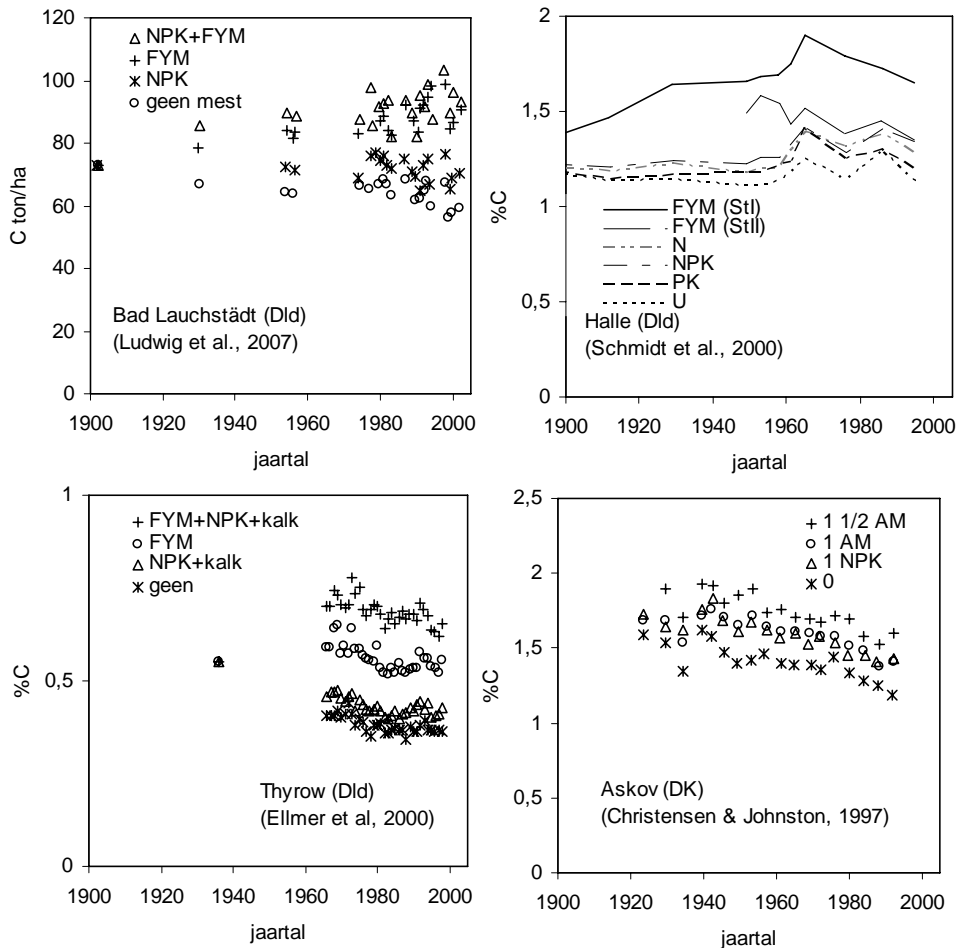
De hoeveelheid wortellexudaten (alle C die uitgescheiden wordt door levende wortels minus CO₂) wordt bij granen geschat op 3%, en bij grassen op 5% van alle geassimileerde C (Kuzyakowv en Domanski, 2000). Deze koolstof wordt door de

⁶ quotiënt tussen wortels en bovengrondse delen.

plantenwortels uitgescheiden en kan vervolgens snel afgebroken worden (halfwaardetijd 0,5 à 10 dagen), opgenomen worden door bodemfauna of anders in de bodem achterblijven. Door het grote verschil in de afbraaksnelheid dragen wortels veel meer bij aan de bodemorganische stof dan wortellexudaten. Andersom dragen wortellexudaten mogelijk bij aan een versnelde afbraak van slechter afbreekbare organische stof (Johnson *et al.*, 2006; Fontaine *et al.*, 2007).

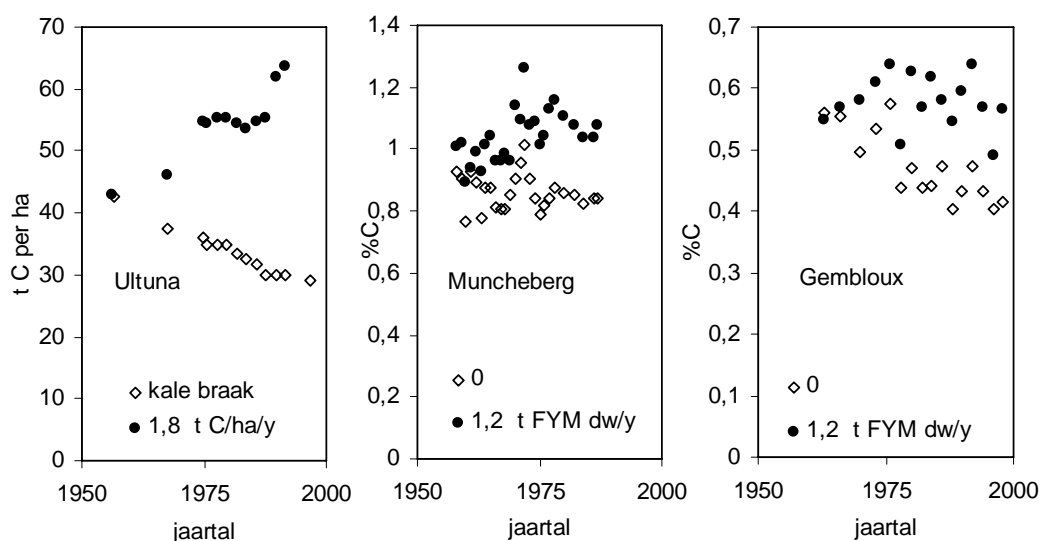
3.2.1.2 Veranderingen van evenwicht

Bijna alle organische stof modellen voorspellen een lineaire relatie tussen aanvoer van organische stof en het bodemorganisch stofgehalte bij evenwicht (Stewart *et al.*, 2007). In de meeste LTSE is dit dan ook vastgesteld. Bijvoorbeeld, in onderstaande figuren is te zien dat bij grote verschillen in aanvoer van organisch koolstof er verschillende evenwichtsgehalten ontstaan.



Figuur 6 Gehalten aan organische koolstof in vier lange termijn veldproeven (LTSE). De LTSE zijn vroeg gestart in Bad Lauchstädt (1902), Halle (1878), Thyrow (1936) en Askov (1894) maar in de meeste LTSE zijn de bodemanalyses veel later gestart. De relatief constante gehalten en de grote verschillen tussen de behandelingen (FYM of AM is dierlijke mest en N, NP of NPK zijn kunstmestsoorten) suggereren een evenwicht tussen aanvoer en het bodemorganische gehalte.

Aangezien de metingen aan organische stof in alle LTSE later zijn gestart dan het begin van het experiment is de beginperiode, de periode waarna al snel een evenwicht lijkt op te treden, niet zichtbaar. Daarvoor kan gekeken worden naar de meer recente LTSE (zie Tabel 11 in paragraaf 5.1.2) in België, Engeland, Zweden en Duitsland. In Nederland zijn vrijwel geen relevante LTSE waarin organische stof is gemonitord⁷. Onduidelijk is of de drie LTSE na zo'n 30 jaar een evenwicht zien bij de toepassing van dierlijke mest, bij LTSE in Ultuna (Zweden) zijn de meest extreme behandelingen en daar is duidelijk nog geen evenwicht na 40 jaar.



Figuur 7 Gehalten aan organische stof in drie lange termijn bodem experimenten (LTSE), te zien zijn meest extreme behandelingen. In Ultuna is een kale braak (Petersen *et al.* 2005), in Muncheberg (Post *et al.*, 2007) en Gembloux wordt bij de nulbehandeling kunstmest gebruikt en worden gewasresten afgevoerd (Sleutel *et al.*, 2006).

In de LTSE op een zandgrond in Thyrow (nabij Berlijn) hebben verschillende vormen van bemesting en kalk in de periode 1936-1966 geleid tot grote verschillen in organisch stofgehalten (0,55 g C kg in 1936 naar 0,4 tot 0,73 g C kg in 1966) , die ongeveer constant zijn gebleven in de periode 1966-1998 (Ellmer *et al.*, 2000).

De benodigde tijd alvorens een evenwicht is erg lang en is daarom waarschijnlijk moeilijk te bepalen. Bijvoorbeeld bij de LTSE in Bad Lauchstädt is de nulbehandeling en de hoogste behandeling met mest na 75 jaren in 1978 omgekeerd. De organische koolstofgehalten in 1978 bij de nulbehandeling en de hoogste behandeling waren respectievelijk 1,6 en 2,3%. Na omkeren van de behandeling duurde het meer dan 20 jaren voor de gehalten op beide velden nabij 1,9% kwamen (Körchens *et al.*, 1998). Hieruit volgt dat het heel lang duurt alvorens een nieuw evenwicht ontstaat, de halfwaardetijd was in dit geval minimaal 20 jaar.

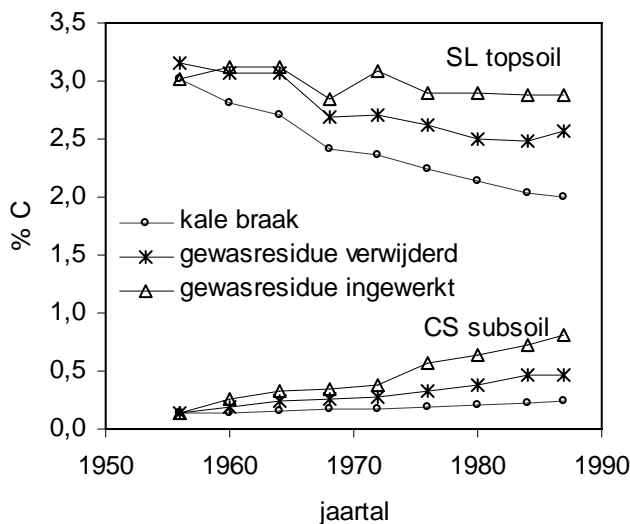
Een ander voorbeeld is de LTSE Rothamsted waar in 1949 is gestart met het veranderen van een akker in een gras en gras in akker. Beide velden waren langdurig in gebruik als akker resp. grasland. Bij aanvang had de akker en het grasland een

⁷ Kortleven (1970) geeft data van een LTSE die startte in 1911 en liep tot 1967 maar tussentijds verplaatst is.

organisch stofgehalte van respectievelijk 1,7 en 3,1 % C. In het nieuwe grasland steeg het organische stofgehalte tot 2,5 % en in de akker daalde het gehalte tot 2% in 1980 zodat geconcludeerd kan worden dat na 30 jaar het evenwicht nog niet bereikt is, en dat de halfwaardetijd hier ongeveer bij 25 jaar ligt.

Onder andere de experimenten op Askov laten de invloed zien van de initiële organisch stofgehalten van de grond op het evalueren van de effecten van het toedienen van gewasresten. In onderstaande figuur zijn de effecten te zien van het inwerken van gewasresten bij twee zandgronden. Het leidt bij een grond met relatief hoge organisch stofgehalten tot een lichte verlaging, en bij een grond zonder organische stof tot een sterke verhoging van het bodemorganisch stof.

Het verschil tussen de ontwikkeling van de organisch stofgehalten bij braakligging (geen planten) en bij de verwijdering van gewasresiduen laat zien (wel planten) hoe groot het effect is van wortels van planten op de bodemorganische stofgehalten. Het effect van wortels is in dit geval vergelijkbaar met het inwerken van de gewasresten (rotatie van tarwe, maïs, gerst en vlas). Het niet meenemen van effecten van wortels (residuen van wortels en wortellexudaten) leidt dus tot een grote onderschatting van de hoeveelheid EOS.

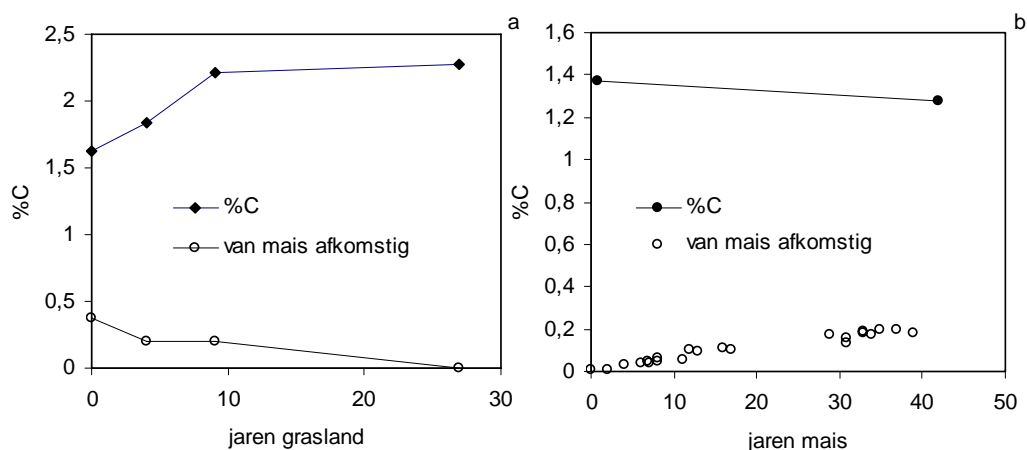


Figuur 8 Ontwikkeling van gehalten bodem organische stof in een zandige leemgrond (SL topsoil) en grove zandgrond (CS subsoil) bij permanente braak, en een rotatie van tarwe, maïs, gerst en vlas, met en zonder inwerken van gewasresten bij LTSE in Askov (Christensen en Johnston, 1997; Bruun et al., 2003)

Aanzienlijke veranderingen van evenwichten ontstaan bij meer of minder aanvoer van organische stof en onder invloed van andere landgebruik. Verandering in 1962 van graan naar maïs of aardappel naar graan zorgde bij de LTSE in Halle (Schmidt et al., 2000) na 35 jaar voor beperkte dalingen in bodemorganische stofgehalten. Aanzienlijke dalingen zijn verkregen met het omzetten van grasland naar bouwland, al dient gesteld te worden dat een review daarover (Guo en Gifford, 2002) geen enkel onderzoek binnen Europa hiervoor gebruikte. Ervaringen in Duitsland en Frankrijk

(Springob *et al.*, 2002; Soussana *et al.*, 2004) geven vergelijkbare gegevens zoals buiten Europa.

Minder vaak onderzocht is de toename van aan bodemorganisch stof bij het omzetten van bouwland naar grasland. Aangenomen wordt dat het aanzienlijk langer duurt om de oorspronkelijk organische stofgehalten terug te krijgen na omzetten van bouwland naar grasland. In de proeven aan jonge en oude graslanden tussen 1959 en 1967 (Hoogerkamp, 1973) konden effecten op organische stofgehalten nauwelijks significante effecten gemeten worden door de relatieve grote variatie. Wel werd gevonden dat de totale stikstofgehalten lineair met de tijd onder grasland toenam, waarschijnlijk omdat de jonge organische stof meer stikstof bevat dan de oude organische stof. Op een proefboerderij te Cranendonck zijn delen van een perceel maïs op verschillende tijdstippen omgezet in grasland en is de toename in het organische stof te zien in onderstaande figuur en is doormiddel van ^{13}C analyses de afname te zien aan organische stof welke afkomstig was van de maïs (Römkens *et al.*, 1999). In figuur 10b is te zien dat na 39 jaar maïs op een perceel waarop voorheen zeker 90 jaar tarwe heeft gestaan het aandeel van maïs afkomstig C nog steeds kleiner is dan 16%. De effectieve organische stof is hier dus afkomstig van de maïswortels.



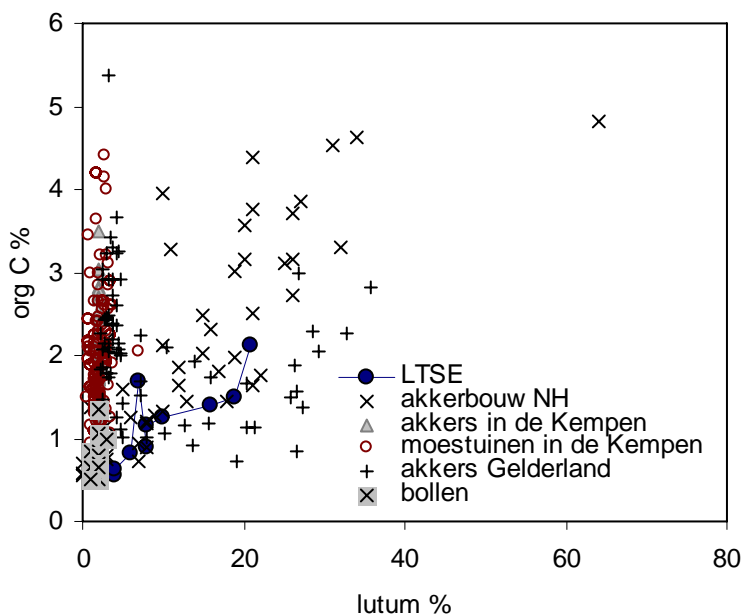
Figuur 9 (a) Organische stofgehalte in chronosequentie van graspercelen op Nederlandse zandgrond, met aandeel organische stof van maïs op basis van ^{13}C gehalten (Römkens *et al.*, 1999) (b) organische stofgehalte in maïsperceel (0-30 cm) in LTSE te Halle, met aandeel organische stof van maïs op basis van ^{13}C gehalten (Ludwig *et al.*, 2003).

3.2.1.3 Typen bodemorganische stof en afbraak

Het meeste organisch stof komt in een bodem als resten van bovengrondse plantedelen en wortels. Na menging in grond is het een onderdeel van de bodem en wordt het verkleind en deels afgebroken door bodemfauna en grotendeels micro-organismen. De afbraaksnelheid lijkt bepaald te worden door abiotische processen en niet beïnvloed te kunnen worden door mate van aanwezigheid van bodemfauna (Kemmit *et al.*, 2008). Alleen in een veenbodem wordt de afbraak van organische stof geheel bepaald door de chemische eigenschappen van de organische stof (veen,

strooisellaag). Binding aan mineralen en bescherming in aggregaten geeft een tragere afbraak van organische stof. Door een combinatie van chemische en fysische beschermingsvormen in bodems kan de leeftijd van bodemorganische stof variëren van snel afbreekbare stoffen die in termen van dagen afbreken tot inerte vormen van koolstof (“black carbon”) die niet of nauwelijks afbreken (10-10000 jaar). In een zandgrond in Noord-Brabant (gemeente Cranendonck) was de gemiddelde leeftijd van de organische stof in de bovengrond van permanent grasland 444 jaar en varieerde de leeftijd van de organische stof in verschillende fracties van 2 tot 2222 jaar (Römken *et al.*, 1998). Dergelijk oude vormen van organische stof zijn niet uitzonderlijk.

De in de vorige paragraaf aangehaalde theorie van organische stofgehalten die een evenwicht bereikt als functie van de aanvoer van effectieve organische stof is gebaseerd op de lange termijn veldproeven (LTSE). In veel bodems met hoge hoeveelheden inerte vormen van organische stof is zo'n evenwicht niet te zichtbaar doordat de daling in organische stofgehalte veel te klein zijn. In degelijke bodems is een historie met aanrijkingen door mest, veen, plaggen, as (uit huishoudens of door afbranden van heide). Grote delen van Vlaanderen, Nederland, Noord-Duitsland beschikken over zandgronden met zeer hoge organische stofgehalten (5%) (Pape, 1970; Springob *et al.*, 2001). Dergelijke bodems bevatten grote hoeveelheden organische stof die relatief inert is (Springob en Kirchmann, 2002). Het is belangrijk om te realiseren dat organische stofgehalten van 5% of meer in LTSE op zandgronden niet bereikbaar blijken met stro, dierlijke mest en/of groenbemers. Zoals in Figuur 6 namelijk te zien is, zijn ook na 100 jaar in Halle, Thyrow (zandgronden) en Bad Lauchstädt en Askov de organische stof gehalten steeds lager dan 5% (is ongeveer 2.5% organische koolstof). De organische stof in dergelijke bodems (bijvoorbeeld enkeerdgronden) is waarschijnlijk door de chemische samenstelling slecht afbreekbaar (Springob en Kirchmann, 2002). In de genoemde LTSE wordt na meer dan 20 jaar op basis van landbouwkundig verantwoorde bemestingsniveaus maximaal 1% meer organische stof gevonden ten opzichte van de nulbehandeling. In Figuur 10 is dan ook te zien dat in de meeste Nederlandse bodems de organische stofgehalten (veel) hoger zijn. Dit is alleen mogelijk via veel hogere input van mineralen, organische mest en bodemverbeterende middelen nu, of in het verleden (grasland, plaggen, assen, etc.). De huidige organische stofgehalten zijn dan ook vaak geen afspiegeling van het huidige landgebruik en bijbehorende bemestingsniveaus.



Figuur 10 Organische stofgehalten als functie van gebalte lutum in divers Lange Termijn experimenten (LTSE) in vergelijking tot actuele organische stofgehalten in Nederland uit diverse datasets (Rietra *et al.*, 2005, 2006). Opvallend zijn de relatief lage organische stofgehalten bij kleiakkers in Gelderland.

Fysische bescherming van bodemorganische stof is vooral van belang bij organisch stof die chemisch gezien snel kan afbreken en is vooral relevant in bodems met veel klei (Van Veen en Kuikman, 1990). Het is niet relevant voor relatief chemisch inerte vormen van organische stof. In een landbouwsysteem met veel aanvoer van vers organisch stof (via organische mest, plantenresten, wortels en wortellexudaten) is fysische bescherming dus relevant in kleigronden. De fysische vorm kan via landbewerking sterk beïnvloed worden.

De twee fysische beschermingsvormen van bodemorganische stof, interactie met mineralen, en bescherming in aggregaten kan experimenteel worden aangetoond via bepaalde zeefttechnieken. Micro- en macro-aggregaten (Tisdall en Oades, 1982) worden onderscheiden op grootte via het continue nat maken van vooraf gedroogde grond en het schudden van de natte aggregaten op verschillende zeven (2, 0.25 en 0.053 mm). Achtereenvolgens worden de deeltjesgrootten van de bodemdeeltjes in de verschillende grotenklassen van aggregaten bepaald. Bodemaggregatie is proces van het vormen en steeds weer uiteenvallen van aggregaten. Verse organisch stof wordt merendeels in grote aggregaten opgenomen. Zo vonden Kong *et al.* (2005) dat de toename van organisch stof in bodems met hoge C aanvoer vrijwel geheel plaatsvond in de kleine bodemdeeltjes in de grote aggregaten. Op den duur verdeelt de organische zich over alle aggregaten (Krull *et al.*, 2003).

De interactie van bodemorganisch stof met mineralen (metaalhydroxiden en kleimineralen) is op verschillende manieren aangetoond. Bijvoorbeeld in de nulplots van verschillende LTSE's en andere proeven zonder bemesting is het organisch stof

voor een belangrijk deel (Hassink en Whitmore, 1997; Körschens, 1998) slecht afbreekbaar en sterk gecorreleerd aan het kleigehalte van de bodem.

Er wordt heel veel onderzoek gedaan aan typen organisch stof in bodems. Naast de aanvoer van verse organische stof en klimaat, bepalen zoals gezegd de fysische eigenschappen van bodemdeeltjes, de vorm van de organisch stof daarin, en de chemische vorm van organisch stof voorkomt voor de afbraaksnelheid van bodemorganische stof (Krull *et al.*, 2003). De meeste modellen voor bodemorganische stof en verse organische stof maken tot nu toe theoretisch onderscheid tussen de chemische en fysische vormen van organische stof en gebruiken daarvoor elk hun eigen terminologie⁸. Er zijn veel experimentele methoden onderzocht om de relevante chemische en fysische vormen van organische stof beter te karakteriseren. Het blijkt tot nu toe echter nauwelijks mogelijk om via experimentele methoden fracties te onderscheiden die enigszins homogeen zijn wat betreft hun afbraaksnelheid. Tevens blijkt het nauwelijks mogelijk om de “passieve” organische stoffractie te onderscheiden die in de meeste modellen de grootste fractie vormt (zie review Lutzow *et al.* [2007]). Hierdoor zijn dateringen met ¹⁴C en tracerstudies de enige betrouwbare methoden om mechanistische modellen te kalibreren.

3.2.1.4 Typen verse organische stof

In Nederland is van de meeste teelten een inschatting gemaakt van de hoeveelheid effectieve organische stof (EOS)⁹ die vrijkomt uit de gewasresten. Dit maakt het mogelijk om jaarlijks een eenvoudige organische stofbalans op te stellen. De hoeveelheden effectieve organische stof die vrijkomt uit de gewasresten verschilt sterk per teelt, bij groentegewassen van sla (100) tot boerenkool (1200), en bij akkerbouwgewassen van uien (1200) tot wintertarwe exclusief stro (1640) en inclusief stro (2630, steeds in kg EOS ha⁻¹) (NMI, 2000).

Het is niet bekend of bij modeltoepassingen het mogelijk is om te komen tot nauwkeurige schattingen van de jaarlijkse hoeveelheid effectieve organische stof (variatie tussen bedrijven, tussen jaren). De inschattingen van de hoeveelheden organische stof die resteren na bepaalde teelten, en de daaruit voortkomende hoeveelheden effectieve organische stof, variëren sterk tussen rapporten en in verschillende landen en zijn mogelijk een bron van onzekerheid.

In bovenstaande aanpak krijgt dus elke type gewasrest of bron van organische stof, een eigen humificatiecoëfficiënt. Een andere aanpak is dat op basis van chemische eigenschappen van verse organische stof (bijvoorbeeld C/N verhouding, N gehalte, of gehalte basische kationen) de afbreekbaarheid de fractie effectieve organisch stof voorspeld wordt (Janssen, 1996; Xu, 2006). Op basis van een model dat geijkt is op basis van chemische degradatie van enkele typische materialen (Henriksen *et al.*,

⁸ Bijvoorbeeld: RothC: decomposable plant material, resistant plant material (10), Cmic (0,3), HUM (0,66), IOM(0,02).Century: active, slow, passive

⁹ De hoeveelheid die na 1 jaar na toediening nog in de bodem over is.

2007) zou het mogelijk zijn om de afbreekbaarheid te voorspellen van nieuwe materialen met enkel een chemische analyse van het materiaal.

Voor het correct voorspellen van bodemorganisch materiaal op de lange termijn bij vollegrondsgroenteteelt is de diversiteit van de gewasresten en de beperkte kennis over afbraak op lange termijn ten opzicht van de belangrijke akkerbouwgewassen mogelijk een bron van onzekerheid. Onzeker is tevens in hoeverre de afbraak van elke type gewasrest afhangt van de bodemeigenschappen.

3.2.1.5 Modellen

Modellen voor organische stof hebben vaak als doel om met behulp van het gemodelleerde organisch stof stikstofbeschikbaarheid voor planten te voorspellen. Hierdoor zijn deze “stikstof”modellen vaak meer uitgebreid dan enkel en alleen voor het modelleren van organisch stof nodig lijkt. Tevens kun je een onderscheid maken tussen geavanceerde modellen die organische stof in bossen of van maar enkele soorten gewassen willen beschrijven en de modellen die de afbraak van alle soorten gewasresten willen meenemen. De grote variatie tussen de vele soorten gewasresten maakt het gebruik van de geavanceerde modellen zoals Roth-C, Century moeilijk omdat er op dit moment geen methoden zijn om fracties met verschillende afbraaksnelheden te meten (Fang *et al.*, 2005).

In de eenvoudige modellen wordt de afbraak van organische stof gereguleerd beschreven met één of twee parameters die de afbraaksnelheid beschrijven (Janssen, 1984; Yang en Janssen, 2000; Fang *et al.*, 2005; Kätterer *et al.*, 2004). In meer geavanceerde modellen wordt de afbraak van organische stof beschreven door de afbraak van verschillende typen organische stof (SOCARTES; Grace *et al.* [2006]; RothC, CANDY; Powlson *et al.* [1998]; DAISY, DNDC; Li *et al.* [1997]; ANIMO, MOTOR; Whitmore, [2007]). Reviews van organische stofmodellen zijn gegeven door Smith *et al.* (1997), Shibu *et al.* (2006), en recentelijk De Willigen *et al.* (2008). De geavanceerde modellen hebben zoals eerder gezegd het probleem dat van veel parameters metingen of schattingen nodig zijn die niet vaak voorhanden zijn of kostbare metingen vergen (¹⁴C dateringen of ¹⁴C tracer studies). De meer complexe modellen bevatten vaak ook andere modules dan alleen organisch stof: plantengroei, transport van water, stikstof, fosfaat en gassen. Tevens beschrijven ze vaak de bodem in verschillende lagen.

In relatie tot bodemorganische stof is het meest relevant dat in geavanceerde modellen de heterogeniteit van bodemorganisch stof wordt beschreven in de vorm van verschillende chemische vormen van organische stof, en fysische vormen van bodemdeeltjes met daarin organische stof, met elke hun eigen afbraaksnelheid. Daarnaast worden de afbraaksnelheden beïnvloed door de zuurgraad van de bodem, de zuurstofbeschikbaarheid, en klimatologisch factoren (vochtgehalte, temperatuur). De fysische bescherming van organisch stof in aggregaten zou volgens Krull *et al.* (2003) in beïnvloedbare afbraaksnelheid beschreven moeten worden in plaats van een eigen vorm (pool) met een eigen afbraaksnelheid.

Eenvoudige analytisch modellen hebben als nadeel dat ze niet gemakkelijk gebruikt kunnen worden voor scenario's met verschillende gewassoorten en veranderend bodemmanagement. In alle gevallen zijn de modellen min of meer empirische en zijn de uitkomsten afhankelijk van de data waarop de modelparameters geïjkt zijn zodat een vergelijking tussen de modellen moeilijk is (Shibu *et al.*, 2006). De meeste modellen zijn getoetst op één of meer lange termijn bodemexperimenten (LTSE) en kunnen de effecten van toe of afname van aanvoer van organisch stof op de bodemorganisch stofgehalten beschrijven voor het systeem waarop het geïjkt is.

Modellen die op Nederlandse data gebaseerd zijn het eenvoudige model van Yang en Janssen (2000) dat is opgenomen in NDICEA (Van der Burgt *et al.*, 2006), en in het rekenmodel Nutmatch (Bos *et al.*, 2007), het model Verberne (Verberne *et al.*, 1990) en ANIMO (Groenendijk en Kroes, 2000). Alle drie modellen zijn echter niet of nauwelijks getoetst om onafhankelijke data van LTSE te beschrijven. Andere organisch stofmodellen die gebruikt zijn voor Nederlandse situaties zijn MOTOR (Hassink en Whitmore, 1997; Heinen en Willigen, 2005; Assinck en de Willigen, 2004), ICBM (Vellinga *et al.*, 2004) en CESAR (Vleeshouwers en Verhagen, 2001).

3.2.2 Gedrag en dynamiek van organische stof in landbouwgronden

Er zijn grofweg drie typen van onderzoek uitgevoerd om de het gedrag en dynamiek van organische stof in landbouwgronden te karakteriseren:

1. via landelijke monitoring (Bellamy *et al.*, 2005; Lettens *et al.*, 2005; Sleutel *et al.*, 2006, 2007; Goidts en Wesemael, 2007) (zie Tabel 9).
2. via verbanden tussen huidige organische stofgehalten en bodemkarakteristieken en kennis van historisch landgebruik (Pulleman *et al.*, 2000; Springob *et al.*, 2001)
3. lange termijn bodem experimenten (Rasmussen *et al.*, 1998; Körschens, 2006) zoals eerder besproken
4. modellen (Smith *et al.*, 1997, 2007). De modellen variëren sterk in mate van detail.

Tabel 9 Resultaten van monitoring van organische stof op plaatselijke of regionale schaal (deels op basis van Goidts en Wesemael, 2007).

Schaal	Aantallen en eind *	begin	Begin-eind jaar **	Organische stof	Referentie
Duitsland- regio	120 S		1970-1998	toename	Nieder en Richter (1999)
West- Vlaanderen	939 S		1947-1990	toename	Van Meirvenne <i>et al.</i> (1996)
idem	116 S		1990-2003	kleine afname	en Sleutel <i>et al.</i> (2006)
Vlaanderen	67793-60018 RS		1990-1999	afname	Sleutel <i>et al.</i> (2003)
	13033-81991		1960-1990	toename	Lettens <i>et al.</i> (2007) en
	RS/R		1990-2000	kleine afname	referenties daarin
	81991-80784				
	RS/R				
Wallonië	2607- 295 RS		1955-2005	Afname bouwland, toename grasland	Goidts en Van Wesemael (2007)
Engeland & Wales	4157 – 1624 RS		1981-1996	Afname hoge %C	bij Bellamy <i>et al.</i> (2005)
Ierland	191 – 220 RS		1964-1996	Afname binnenland	in Zhang en McGrath (2004)
	Grasland				
Nieuw Zeeland	43 S grasland		1950-1992	-geen	Tate <i>et al.</i> (1997) en
	31 S grasland		1982-2004	-Afname	Schipper <i>et al.</i> (2007)
Nederland	2.000.000 R		1984-2003	toename	MNP, 2007; Hanegraaf <i>et al.</i> , 2008

* methode S: opnieuw bemonsteren van bekende locaties

* methode R: routine bodemanalyses, resultaten van groepen worden vergeleken

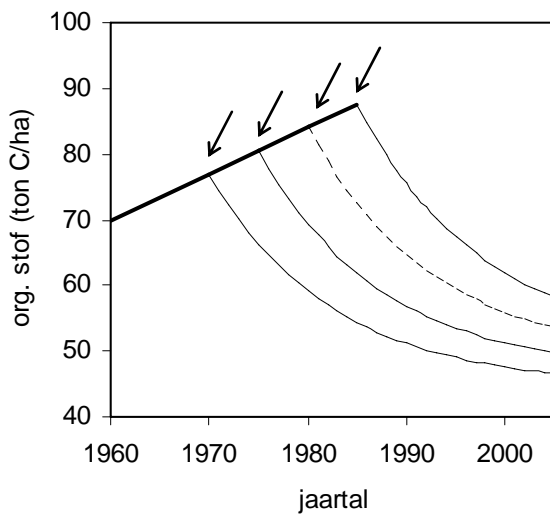
* methode RS: deels opnieuw bemonsteren van bekende locaties of gridcellen

** begin datum is een gemiddelde datum bij regionale monitoring

Een vergelijking tussen organische stofgehalten in 1978 en 2003 in Engeland (Bellamy *et al.*, 2005) suggereert een daling van de organische stofgehalten bij bodems met hoge organische stofgehalten (>5% C). Opgemerkt moet worden dat bij hoge organische stofgehalten het meten van verschillen moeilijker wordt omdat ook de bemonsteringsdiepte vanwege inklinking, en dus meting van de dichtheid relevant wordt (Smith *et al.*, 2007). Een vergelijking tussen organische stof in 1955 en 2005 in relatie tot landgebruik Wallonië (Goidts en Wesemael, 2007) geeft aan dat hoge organische stofgehalten gedaald zijn bij akkerbouw, mogelijk door een verandering van landbouwgewassen (van graan naar wortelgewassen) en een afname aan organisch mest, en dat organische stofgehalten zijn toegenomen bij grasland. Een vergelijking tussen organische stof in 1960, 1990 en 2000 in België laat zien dat er een toename is aan organische stof bij grasland op zandgrond in Vlaanderen, vooral tussen 1960 en 1990 (Lettens *et al.*, 2007 en referenties daarin). Dit is extra relevant omdat de situatie hier waarschijnlijk vergelijkbaar is met Nederland. Een daling in Vlaanderen wordt tussen 1990 en 2000 gemeten (Lettens *et al.*, 2007; Sleutel *et al.*, 2003). Een daling in graslanden wordt gevonden tot 80 cm beneden het maaiveld na herhaalde bemonstering van locaties in Nieuw-Zeeland (Schipper *et al.*, 2007) zonder dat een duidelijke oorzaak gegeven kan worden.

In studies van kleinere akkerbouwgebieden met herbemonstering van bekende locaties zijn toenamen gevonden van de organische stof in het profiel (Van Meirvenne *et al.*, 1996; Nieder en Richter, 2000). Deze toenamen worden toegewezen

aan een toename van het aantal dieren en mest in de ze gebieden in de onderzochte periodes en door dieper ploegen.



*Figuur 11 Conceptuele voorstelling van geschatte organische stofgehalten in Vlaanderen bij graslanden die op een bepaald moment (pijl in figuur) zijn omgezet in akkers (Sleutel *et al.*, 2007).*

De recente daling aan organische stof in Vlaanderen (Sleutel *et al.*, 2003, 2007) wordt volgens Sleutel *et al.* (2007) grotendeels veroorzaakt door het omvormen van grasland naar bouwland. De metingen in de periode 1990 in bouwland zouden relatief hoog zijn omdat het omgezet grasland zou betreffen, zoals conceptueel in Figuur 11 te zien is.

De relevantie om de voorgeschiedenis te weten bij de organische stof metingen wordt heel duidelijk getoond in de studies van Springob *et al.* (2002) in Noord-Duitsland en Pulleman *et al.* (2000) in Nederland. De belangrijkste factor om de organische stofgehalten te voorspellen (gewas, bemesting, grondbewerking) bij 45 percelen (kleigronden met 1.7 tot 8.8 % organische stof) bleek de periode van (tot 60 jaar) waarin een perceel grasland was (Pulleman *et al.*, 2000). Bij Springob *et al.* (2002) bleek, zoals eerder beschreven, dat de historie met wel of niet toepassen van plaggen zeer belangrijk bij het verklaren van de huidige organische stofgehalten. Een chronosequentie van grasland dat omgevormd is tot bouwland geeft aan dat het wel 100 jaar duurt voordat evenwichtsgehalte bereikt wordt in bouwland. Dit past bij de resultaten in Rothamsted die een halfwaardetijd hiervoor van ongeveer 25 jaar geven en is minder snel dat gegevens door Soussana *et al.* (2004).

3.2.3 Veranderingen bij aanscherping van gebruiksnormen?

Uit de modelprincipes en uit de lange termijn bodem experimenten valt op te maken dat bij een toename of afname van de aanvoer van effectieve organische stof (EOS) er veranderingen optreden in de bodemorganische stofgehalten. Er stelt zich echter een nieuw evenwicht in en de verschillen met de oude evenwichtgehalten zijn door

de geringe verschillen vaak moeilijk aantoonbaar. De tijd die nodig is alvorens zich een nieuw evenwicht instelt is zo groot dat die in lange termijn experimenten nog niet nauwkeurig bepaald is. Op basis van enkele LTSE wordt een halfwaardetijd van ongeveer 25 jaar geschat (Christensen en Johnston, 1997). Als je niet kijkt naar de veranderingen maar naar de actuele organische stofgehalten dien je in veel gevallen rekening te houden met de historie. In Nederland is de verwachting dat veel van de aanwezige organische stof een overblijfsel is van een ouder landgebruik waardoor het denken in evenwichten minder zinvol is. Dat kan organische stof zijn uit een tijd dat de grondwaterstand hoger was (van voor de ruilverkavelingen), van heide, van plaggen, assen, veenresten en voorgeschiedenis als grasland.

Ook zonder overheidsbeleid, zijn veranderingen van aanvoer aan EOS in perioden van 25 jaar te verwachten zodat ook evenwichtgehalten aan bodemorganische stof zich steeds opnieuw moeten instellen op ietwat verschillende niveau's. De definitie van bodemkwaliteit als de toestand waarbij het organische stofgehalte niet daalt, is dan ook niet goed. Beter zou een definitie zijn waarbij rekening gehouden wordt met de traag in te stellen evenwichten, de landbouwkundige en milieukundige wensen zoals bij fosfaat. In het geval de organische stof afkomstig is uit een landgebruikvorm uit het verleden die niet meer toepasbaar is zoals hoge organische stofgehalten onder invloed van hoge grondwatertanden, of toepassing van plaggen op zandgrond, dan werkt het denken in evenwichten ook niet. Het is immers milieukundig niet wenselijk om met zeer hoge EOS giften de bodemorganisch stofgehalten in stand te houden die horen van een ander landgebruik. Een bepaalde minimale aanvoer aan EOS afhankelijk van de teelt (en bodemtype) zou mogelijk een beter criterium zijn voor bodemkwaliteit.

Uit de besproken regionale studies - vooral in België - blijkt dat organische stofgehalten in bodems sterk beïnvloed worden door management in het verleden (veranderen landgebruik, gewassen en aanvoer organische stof). De veranderingen in Nederland lijken gering. Het MNP (2007) geeft op basis van bedrijfsonderzoek door het Bedrijfslaboratorium voor grond- en gewasonderzoek (Blgg) aan dat de organische stofgehalten gemiddeld in Nederland voor grasland, bouwland en bij snijmaïs niet is gedaald, of zelfs iets is toegenomen. Dit komt overeen met de deskstudie van Velthof (2004) dat stelt dat gemiddeld de aanvoer van effectieve organische stof minder dan enkele procenten is gedaald door een lichte daling is rundermest.

Welke veranderingen treden nu op door de aanscherping van de normen? De aanvoer tussen 1995 en 2002 aan effectieve organische stof naar cultuurgrond in Nederland bedroeg ongeveer 5200 miljoen kg j⁻¹: gewasresten 2800, rundermest 1700, overige mest 500 en organische producten 200 miljoen kg j⁻¹. Het aandeel runder- en andere mest is dus aanzienlijk. De hoeveelheid EOS van wortels en exudaten is hierbij niet geschat. Bij een daling van de fosfaatgebruiksnorm van 90 in 2007 tot 60 kg ha⁻¹ bij bouwland en 105 naar 90 bij grasland in 2015 zou het gebruik van dierlijke mest in het slechtste geval vergelijkbaar kunnen dalen (als het gebruik van kunstmest relatief gelijk blijft). De aanvoer van effectieve organische stof zou

landelijk kunnen dalen met 10%¹⁰ van 5200 tot 4680 miljoen kg j⁻¹. Overigens verwacht men (MNP, 2007) dat het kunstmest-P gebruik bij melkveebedrijven zal worden afgebouwd (10-20 kg P₂O₅ ha⁻¹). Hierdoor zal de daling in EOS in het algemeen kleiner zal zijn dan 10%. Plaatselijk kan de daling groter zijn door een andere verdeling (gras of maïs binnen bedrijven, of tussen gemengde en akkerbouwbedrijven). Het fosfaatoverschot was in 2005 (Van Ham *et al.*, 2007) bij melkveebedrijven, akkerbedrijven, bij zand of kleigronden ongeveer 40 kg P₂O₅ ha⁻¹. De fosfaatgebruiksnorm zal bij de melkveebedrijven met maïs (vooral op zandgronden) moeten leiden tot een daling van het fosfaatgebruik en daardoor tot een daling in de aanvoer van effectieve organische stof. Bij melkveebedrijven zonder maïs (voornamelijk op klei en veen) is de daling van de fosfaatgebruiksnorm kleiner. Bij een gelijkblijvend aandeel maïs bij melkveebedrijven zal hierdoor de aanvoer aan EOS dalen.

¹⁰ Stel 50% grasland en 50% bouwland en bijdrage dierlijke mest daalt evenredig met fosfaatgebruiksnorm.

4 Onderdeel 2: Inventarisatie en analyse van rekenregels

4.1 Fosfaat

In de (internationale) literatuur worden verschillende rekenregels beschreven om het Pw-getal in landbouwgronden te voorspellen. Er bestaan twee modelconcepten die in meer of mindere mate zijn gebaseerd op een poolconcept van fosfaat in de bodem zoals gepresenteerd in Figuur 3, namelijk: het model van Van Noordwijk *et al.* (1990) en ANIMO (Groenendijk en Kroes, 1997). Deze modellen worden in het kort beschreven. Daarnaast wordt een door Ehler *et al.* (1996) afgeleid statistisch model beschreven.

4.1.1 Algemene rekenregels fosfaat

Model van Van Noordwijk et al. (1990)

Het model van Van Noordwijk *et al.* (1990) is gemaakt met als doel om het Pw-getal te voorspellen die in één groeiseizoen nodig is om aan de fosfaatbehoefte van een gewas met een gegeven worteldichtheid te kunnen voldoen. In het bodemchemische deel van het model worden drie pools onderscheiden: (i) de bodemoplossing met anorganisch fosfaat, (ii) de pool met reversibel gebonden fosfaat en (iii) de pool met quasi irreversibel gebonden fosfaat. Volgens het modelconcept van Van Noordwijk *et al.* (1990) kan alleen uitwisseling optreden van fosfaat tussen de bodemoplossing en de pool met reversibel gebonden fosfaat. In dit model wordt het belang van desorptie van fosfaat uit de pool met quasi irreversibel gebonden fosfaat (reactie 3 in Figuur 3) genegeerd. Volgens Van Noordwijk *et al.* (1990) is dit gerechtvaardigd omdat de berekening van het Pw-getal alleen betrekking heeft op een relatief korte periode van één groeiseizoen en de bijdrage van deze langzame reactie aan de fosfaatbeschikbaarheid daarom verwaarloosbaar groot is. Mineralisatie van organisch fosfaat (reactie 5 in Figuur 3) wordt eveneens verwaarloosd, omdat fosfaat in bemeste landbouwgronden voornamelijk in anorganische vorm aanwezig is (zie §3.1.2). Het evenwicht tussen de anorganische fosfaatconcentratie in de bodemoplossing en de pool met reversibel gebonden fosfaat kan worden beschreven met de Langmuirvergelijking:

$$Q = (Q_{\max} * K * C) / (1 + K * C) \quad (2)$$

waarin:

- Q hoeveelheid reversibel gebonden fosfaat (mg P kg⁻¹)
- Q_{max} maximale bindingscapaciteit (mg P kg⁻¹)
- K bindingsaffiniteit (L mg⁻¹)
- C fosfaatevenwichtsconcentratie in de bodemoplossing (mg P L⁻¹)

De Q_{max} en K zijn afhankelijk van bodemeigenschappen zoals de pH en het gehalte aan aluminium- en ijzer(hydr)oxiden en CaCO₃. De parameters van de Langmuir-

vergelijking kunnen worden afgeleid van een fosfaatadsorptie-isotherm. Feitelijk wordt in het modelconcept van Van Noordwijk *et al.* (1990) niet de one-site Langmuirvergelijking gebruikt (vergelijking 2), maar de two-site vorm, i.e., de dubbele Langmuirvergelijking.

De totale hoeveelheid uitwisselbaar fosfaat in het modelconcept van Van Noordwijk *et al.* (1990) wordt gevormd door de som van de fosfaatconcentratie in de bodemoplossing en de hoeveelheid reversibel gebonden fosfaat die hiermee in evenwicht is:

$$T = g * Q + V * C \quad (3)$$

waarin:

- T totale hoeveelheid uitwisselbaar fosfaat (mg)
- g hoeveelheid grond (kg)
- V volume van de bodemoplossing (L)

Vergelijking 3 is een massabalans die kan worden opgelost voor de anorganische fosfaatevenwichtsconcentratie als de Langmuirvergelijking met een bekende Q_{\max} en K wordt gesubstitueerd voor Q en als de totale hoeveelheid uitwisselbaar fosfaat bekend is. Deze hoeveelheid kan worden gemeten met de zogenaamde ijzerpapiertjesmethode van Sissingh (1983). De grond:vloeistofverhouding van de Pw-methode voor g en V (i.e., 1:60 [v/v]) kan in plaats van de verhouding tussen de hoeveelheid grond en de bodemoplossing in vergelijking 3 worden gesubstitueerd om het Pw-getal te voorspellen.

Het bodemchemische deel van het model van Van Noordwijk *et al.* (1990) leidt tot goede voorspellingen van het gemeten Pw-getal als het Pw-getal en de totale hoeveelheid uitwisselbaar fosfaat aan hetzelfde grondmonster worden gemeten. Dit model werd eveneens toegepast om het Pw-getal over een periode van zestien jaren in twee veldproeven te voorspellen. De totale hoeveelheid uitwisselbaar fosfaat (T in vergelijking 3) werd berekend als functie van de tijd door de som te nemen van de initiële uitwisselbare hoeveelheid fosfaat en het jaarlijkse fosfaatoverschot. Het overschot was gedefinieerd als het verschil tussen fosfaataanvoer met meststoffen en afvoer met de oogstproducten. Het gemeten Pw-getal werd sterk overschat bij een positieve fosfaatbalans maar sterk onderschat bij een negatieve fosfaatbalans. Dit werd door Van Noordwijk *et al.* (1990) verklaard door het negeren van het belang van fosfaatfixatie en -buffering in de modelberekeningen, terwijl deze processen juist een belangrijke rol spelen in het gedrag en dynamiek van fosfaat in de bodem. Het model van Van Noordwijk *et al.* (1990) zal dus niet in staat zijn om de effecten van evenwichtsbemesting op het verloop van het Pw-getal op de lange termijn op een juiste wijze te voorspellen, omdat een modelmatige beschrijving van een aantal essentiële processen ontbreekt.

ANIMO

ANIMO is oorspronkelijk ontwikkeld om de dynamiek van stikstof en organische stof in landbouwgronden te simuleren (Groenendijk en Kroes, 1997). Pas in een later

stadium is de fosfaatcyclus toegevoegd (zie Van der Salm en Schoumans [2000] voor verdere informatie). Het gedrag en dynamiek van fosfaat in ANIMO is gebaseerd op een poolconcept van fosfaat in de bodem. In ANIMO worden echter meer fosfaatpools onderscheiden dan alleen de bodemoplossing met anorganisch fosfaat en de pool met reversibel gebonden fosfaat zoals in het modelconcept van Van Noordwijk *et al.* (1990). In ANIMO wordt zowel een pool met reversibel gebonden fosfaat als een pool met quasi irreversibel gebonden fosfaat onderscheiden. Laatstgenoemde pool bestaat uit drie subpools die verschillen in de mate van beschikbaarheid. Het evenwicht tussen de fosfaatconcentratie in de bodemoplossing en de pool met reversibel gebonden fosfaat wordt net als in het model van Van Noordwijk *et al.* (1990) beschreven met de Langmuirvergelijking (vergelijking 2). Het Pw-getal wordt met een stelsel van verschillende vergelijkingen berekend uit de pool met reversibel gebonden fosfaat (zie Schoumans [1997] voor meer informatie). De pool met quasi irreversibel gebonden fosfaat in ANIMO staat in tegenstelling tot het poolconcept zoals gepresenteerd in Figuur 3 in directe verbinding met de bodemoplossing en staat dus alleen op indirecte wijze in verbinding met de pool met reversibel gebonden fosfaat. Het evenwicht tussen de fosfaatconcentratie in de bodemoplossing en de drie afzonderlijke subpools met quasi irreversibel gebonden fosfaat wordt beschreven met tijdsafhankelijke Freundlichvergelijkingen. Het is mogelijk om door middel van terugkoppelingsreacties in de vorm van eerste orde vergelijkingen fosfaat uit deze drie subpools te laten desorberen naar de bodemoplossing. In de praktijk wordt ANIMO echter veelvuldig gerund waarbij de parameters van deze vergelijkingen op nul worden gezet (persoonlijke mededeling C. van der Salm, 2008) waardoor er geen fosfaatbuffering optreedt uit de pool met quasi irreversibel gebonden fosfaat. Daarnaast is in ANIMO een procesbeschrijving voor de mineralisatie van organische fosfaat opgenomen; de netto-mineralisatie van fosfaat (i.e., verschil tussen mineralisatie en immobilisatie) is gekoppeld aan de dynamiek van organische stof (zie Van der Salm en Schoumans [2000] voor verdere informatie).

ANIMO is in beginsel in staat om de effecten van evenwichtsbemesting op het verloop van het Pw-getal met de tijd op een juiste wijze te voorspellen, omdat dit model conceptueel gezien in staat is om de nalevering van fosfaat uit de drie subpools met quasi irreversibel gebonden fosfaat te simuleren. Er bestaat echter nog relatief weinig ervaring met het gebruik van ANIMO om het Pw-getal te voorspellen onder omstandigheden van evenwichtsbemesting. In een recent rapport van Van Middelkoop *et al.* (2007) wordt ANIMO gebruikt voor het voorspellen van het Pw-getal in grasland op verschillende grondsoorten (kalkarm zand, klei en veen) waarbij gedurende lange tijd verschillende fosfaat- en stikstofoverschotten werden toegediend. Het gedrag en dynamiek van fosfaat in grasland en in bouwland is niet noodzakelijkerwijze hetzelfde, maar deze studie van Van Middelkoop *et al.* (2007) geeft mogelijk een goede indicatie van de bruikbaarheid van ANIMO om het effect van evenwichtsbemesting op de fosfaattoestand te voorspellen. Bij lage fosfaatoverschotten (i.e., evenwichtsbemesting en een overschot van $20 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) werden matige tot redelijk goede voorspellingen verkregen van het gemeten Pw-getal. Het voorspelde Pw-getal leek echter systematisch hoger te zijn dan het gemeten Pw-getal. Bij een fosfaatoverschot van $40 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ nam de mate van

overschatting van het gemeten Pw-getal sterk toe ten opzichte van die bij evenwichtsbemesting en een overschot van 20 kg P₂O₅ ha⁻¹ jr⁻¹. Deze systematische afwijkingen van het voorspelde Pw-getal ten opzichte van het gemeten Pw-getal worden waarschijnlijk veroorzaakt doordat de mate van fixatie en/of immobilisatie van fosfaat door ANIMO wordt onderschat waardoor het Pw-getal wordt overschat. De parameters die als input worden gebruikt bij het simuleren van deze processen zijn onvoldoende bekend (persoonlijke mededeling C. van der Salm, 2008). Meer onderzoek is daarom gewenst om betere parameters van de rekenregels die deze processen beschrijven te verkrijgen zodat de modelvoorspellingen kunnen worden verbeterd.

4.1.2 Rekenregel fosfaat Nutmatch

Inleiding

In een studie van Ehlert *et al.* (1996) is een statistisch model afgeleid om de fosfaattoestand te voorspellen gegeven een initiële waarde van het Pw-getal, het fosfaatoverschot, de laagdikte van de bemonsterde bodemlaag en de incubatieduur van het fosfaatoverschot. Dit model is dus niet gebaseerd op een poolconcept van fosfaat in de bodem zoals het model van Van Noordwijk *et al.* (1990) en ANIMO, maar is afgeleid met behulp van multivariate lineaire regressieanalyse van meetgegevens van 86 veeljarige veldproeven op gras- en bouwland.

Achtergrond

De hoeveelheid fosfaat die beschikbaar is in de bodem voor opname door planten kan worden beschreven als een functie van de fosfaataanvoer met meststoffen, de afvoer van fosfaat met de oogstproducten, vastlegging aan de vaste fase van de bodem in de pool met quasi irreversibel gebonden fosfaat (fixatie), netto-immobilisatie in organische stof (verschil tussen totale mineralisatie en immobilisatie) en uitspoeling:

$$\begin{aligned} \Delta \text{hoeveelheid fosfaat beschikbaar voor opname door planten} &= \\ &= \text{bemesting} - (\text{afvoer} + \text{fixatie} + \text{netto-immobilisatie} + \text{uitspoeling}) \end{aligned} \quad (4)$$

Door de afzonderlijke balanstermen in vergelijking 4 te meten kan de verandering in de hoeveelheid fosfaat die beschikbaar is voor opname door planten worden bepaald. Deze hoeveelheid kan in stand worden gehouden door de fosfaatafvoer met de oogstproducten te compenseren door middel van fosfaatbemesting als er geen fixatie, immobilisatie en uitspoeling van fosfaat optreedt. Als deze laatstgenoemde processen echter niet verwaarloosd mogen worden dient een extra hoeveelheid fosfaat aangewend te worden bovenop de hoeveelheid die wordt gebruikt om te compenseren voor de fosfaatafvoer met de oogstproducten. Deze extra hoeveelheid fosfaat wordt het zogenaamde onvermijdbare fosfaatverlies genoemd. Er zijn echter geen meetgegevens van veeljarige veldproeven beschikbaar met betrekking tot deze processen. Hierdoor is het onmogelijk om een procesmatige wijze de fosfaatbalans te beschrijven. Ehlert *et al.* (1996) hebben daarom gekozen om een andere aanpak te gebruiken; in deze studie is de hoeveelheid fosfaat geschat die benodigd is om een

bepaalde fosfaattoestand uitgedrukt als het Pw-getal op een bepaald niveau in stand te houden.

Statistisch model

De verandering in het Pw-getal is door Ehlert *et al.* (1996) met behulp van multivariate lineaire regressieanalyse gerelateerd aan (i) de fosfaatbalans gedefinieerd als het verschil tussen fosfaataanvoer met bemesting en afvoer met de oogstproducten en (ii) eenvoudige parameters die de mate waarin het Pw-getal verandert beïnvloeden, zoals de initiële fosfaattoestand, laagdikte, incubatieduur van meststoffosfaat, gehalte afslibbare delen (gronddeeltjes < 16 µm), organisch stofgehalte, pH-H₂O en pH-KCl. Bovendien is de onderlinge interactie tussen de fosfaatbalans en de initiële fosfaattoestand meegenomen, omdat eenzelfde fosfaatoverschot op een fosfaatrijke grond leidt tot een grotere toename van het Pw-getal dan op een fosfaatarmere grond. Deze interactie beschrijft het bufferend vermogen. Omgekeerd leidt eenzelfde negatief fosfaatoverschot tot een grotere afname van het Pw-getal op een fosfaatrijke grond dan op een fosfaatarmere grond. Het concept houdt verder rekening met een verschil in toename snelheid en afname snelheid van de fosfaattoestand bij positieve overschotten en negatieve overschotten aan fosfaat (hysterese-effect). Metingen van de fosfaatbalansen en de overige bovengenoemde parameters zijn voor een groot aantal veeljarige veldproeven beschikbaar. Het volgende model werd verkregen:

$$\begin{aligned} \Delta Pw = & 3.80 + 0.0194 * \text{fosfaatbalans}_{\text{positief}} + 0.0298 * \text{fosfaatbalans}_{\text{negatief}} - \\ & - 0.0817 * Pw_i + 0.00029 * (Pw_i * \text{fosfaatbalans}_{\text{positief}}) + \\ & + 0.00207 * (Pw_i * \text{fosfaatbalans}_{\text{negatief}}) - 0.1272 * \text{laagdikte} - \\ & - 0.01196 * P * \text{incubatieduur} \end{aligned} \quad (5)$$

waarin:

ΔPw	verandering in het Pw-getal na één teeltseizoen (mg P ₂ O ₅ L ⁻¹ jr ⁻¹)
Fosfaatbalans _{positief}	fosfaatbalans wanneer de aanvoer met bemesting groter is dan afvoer met de oogstproducten (kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹ jr ⁻¹)
Fosfaatbalans _{negatief}	fosfaatbalans wanneer de aanvoer met bemesting lager is dan afvoer met de oogstproducten (kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹ jr ⁻¹)
Pw _i	initiële fosfaattoestand bij het begin van het desbetreffende proefjaar (mg P ₂ O ₅ L ⁻¹)
Laagdikte	laagdikte van de teeltlaag (bouwvoor) min 20 (cm); bij een laagdikte van 20 cm is de in te vullen getalswaarde 0
Incubatieduur	duur van het contact van meststoffosfaat met de vaste fase van de bodem berekend als het verschil tussen de tweede bemonstering van de teeltlaag en het tijdstip van bemesting (dagen)
P	schijnvariabele met een waarde van 1 bij een positieve fosfaatbalans en 0 bij een negatieve fosfaatbalans

Het Pw-getal neemt toe naarmate de fosfaatbalans positiever wordt, en deze toename is groter bij een hogere initiële fosfaattoestand. Het Pw-getal neemt af naarmate de grond langer in contact staat met de fosfaatmeststof, omdat er dan meer fosfaat gefixeerd kan worden. Het Pw-getal neemt af bij een negatieve fosfaatbalans, en deze afname is groter bij een hogere initiële fosfaattoestand. Deze rekenregel is in

Nutmatch opgenomen om de verandering van het Pw-getal bij verschillende bemestingstrategieën te voorspellen (Bos *et al.*, 2007).

Scenarioberekeningen

Vergelijking 5 werd door Ehlert *et al.* (1996) gebruikt om scenarioberekeningen uit te voeren met betrekking tot het verloop van het Pw-getal met de tijd gegeven een fosfaatoverschot van -30, 0, 25, 40, 70 en 100 kg P₂O₅ ha⁻¹ jr⁻¹ en een initieel Pw-getal van 30 en 100 mg P₂O₅ L⁻¹ grond. De laagdikte en incubatieduur in deze berekeningen bedroegen respectievelijk 20 cm en 210 dagen. Het initiële Pw-getal van 30 mg P₂O₅ L⁻¹ grond nam af bij een fosfaatoverschot van -30, 0 en 25 kg P₂O₅ ha⁻¹ jr⁻¹ maar bleef constant bij een overschot van 40 kg P₂O₅ ha⁻¹ jr⁻¹. Het Pw-getal nam pas toe bij een overschot van 70 en 100 kg P₂O₅ ha⁻¹ jr⁻¹. Het initiële Pw-getal van 100 mg P₂O₅ L⁻¹ daalde echter bij ieder overschot. Deze resultaten lijken deels in tegenspraak te zijn met die van Prummel (1974) en Jungk *et al.* (1993) (zie §3.1.1 en §3.1.3) die in een aantal situaties geen of nauwelijks verandering of zelfs een toename waarnamen van het Pw-getal bij evenwichtsbemesting (zie lijn Dorstadt en lijn Broistedt in Figuur 2 en lijn 1:1-lijn in Figuur 5).

Fosfaatbufferend vermogen

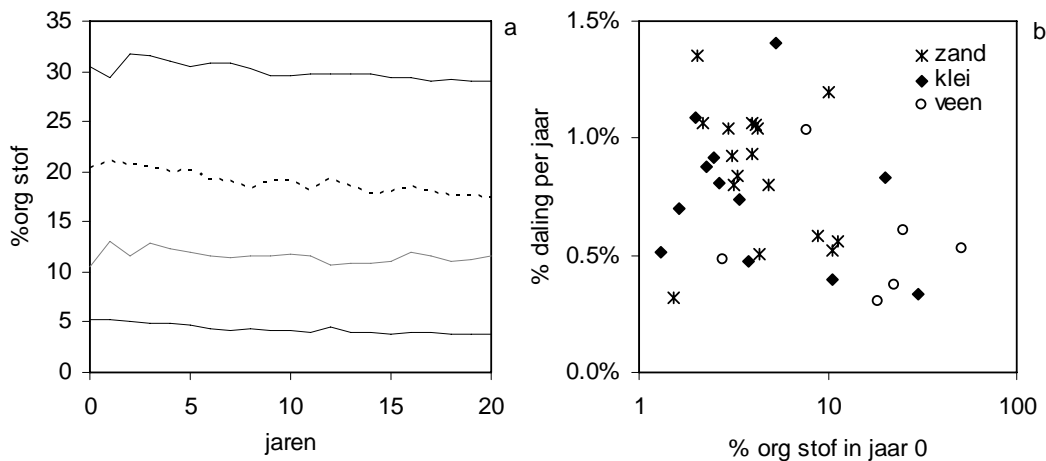
Het statistische model van Ehlert *et al.* (1996) voorspelt de verandering van het Pw-getal op de korte termijn op juiste wijze, maar op de langere termijn wordt in sommige gevallen een snellere afname van het Pw-getal voorspeld dan in werkelijkheid wordt gemeten. Dit laatste lijkt vooral het geval te zijn onder omstandigheden van een hoge initiële fosfaattoestand in combinatie met een negatief fosfaatoverschot of evenwichtsbemesting zoals op de “De Marke” en de kernbedrijven Vredepeel en Meterik (Ehlert en Koopmans, 2004). Het statistisch model van Ehlert *et al.* (1996) lijkt onder dergelijke omstandigheden in onvoldoende mate het belang van het fosfaatbufferende vermogen van de bodem voor het Pw-getal mee te nemen. In dit model is geen expliciete predictor opgenomen met betrekking tot de hoeveelheid fosfaat in de bodem die in staat is om het Pw-getal te bufferen. Meetgegevens met betrekking tot een dergelijke pool ontbraken in de 86 veeljarige veldproeven die Ehlert *et al.* (1996) hebben gebruikt voor het afleiden van het statistische model. De onderlinge interactie tussen de fosfaatbalans en de initiële fosfaattoestand in dit model kan echter worden geïnterpreteerd als een maat voor het fosfaatbufferende vermogen van de bodem, omdat de verandering van het Pw-getal groter wordt bij een toename van de positieve of negatieve fosfaatbalans. Nalevering van fosfaat uit de pool met reversibel gebonden fosfaat en de pool met quasi irreversibel gebonden fosfaat naar de pool die wordt gemeten met de Pw-methode ligt dus op impliciete wijze besloten in de verandering van het Pw-getal. Deze interactie tussen fosfaattoestand en overschot karakteriseert veranderingen binnen één jaar. De parameterschattingen hebben echter een (grote) standaardfout die tot een (grote) onzekerheid leidt in de modelvoorspellingen. Op dit moment is het onduidelijk of deze standaardfout van de parameterschattingen wordt veroorzaakt door het ontbreken van een kwantificering van de hoeveelheid fosfaat die op de lange termijn wordt nageleverd uit de pool met quasi irreversibel gebonden fosfaat in de bodem.

4.2 Rekenregels organische stof

Probleem bij het gebruik van Yang en Janssen (2000) voor LTSE of specifieke modelbedrijven (Bos *et al.*, 2007) is dat veranderingen in landgebruik, bijvoorbeeld van grasland naar bouwland niet eenvoudig zullen zijn, en steeds moet het model gebruikt worden voor omstandigheden waaronder de data zijn vastgesteld. Bijvoorbeeld, het hanteren van een specifieke afbraaksnelheid voor oude organische stof kan zijn vastgesteld in omstandigheden zonder aanvoer van verse organisch stof terwijl berekeningen worden uitgevoerd voor een bodem met oude organische stof waaraan wel verse organisch stof wordt toegediend. Afwezigheid van verse organisch stof, een bron van energie voor bodemfauna, kan voorkomen dat oude organische stof wordt afgebroken (Fontaine *et al.*, 2007).

Een probleem van alle modellen is het beschrijven van de initiële bodemorganisch stof (hoeveelheden oud en jong organische stof). Recente publicaties suggereren dat het mogelijk is via experimentele metingen (^{14}C) deze modelparameters vast te stellen (Ludwig *et al.*, 2007). Zelfs bij een eenvoudig model zoals die van Yang en Janssen (2000) moet het type initiële organisch stof geschat worden of gesimuleerd worden. Kortleven (1963) schatte de afbraaksnelheid op 2% voor Nederlandse omstandigheden. De afbraaksnelheden van organisch stof in diverse Nederlandse bodems zijn relatief weinig onderzocht (Wadman en de Haan, 1997 en referentie daarin¹¹). In de onderstaande figuur staan de resultaten voor de organische stofgehalten 36 grondmonsters die twintig jaar gemonitord zijn (Wadman en de Haan, 1997). In de eerste 20 jaren zijn geen effecten van textuur (veen, zand, klei), pH en kalk te zien en de verschillen in absolute afbraaksnelheden worden voornamelijk verklaard door het organische stofgehalte. De voorgeschiedenis van de grondmonsters is jammer genoeg onbekend behalve dat de monsters voornamelijk van bouwland komen. De afbraaksnelheden worden op dit moment indicatief geschat (zie Tabel 10; NMI, 2000). Zo gebruikte onderzoekers voor een recente studie naar de benodigde effectieve organische stof in duinzandgronden een afbraaksnelheid van 9.5% (Ten Berge *et al.*, 2007).

¹¹ Kortleven (1963, 1970), en de drie organische stofbedrijven 1951-1976 te Nagele.



Figuur 12 Verschillen in afbraak van bodemorganisch stof van 36 geïnduceerde grondmonsters gedurende 20 jaar, (a) bijvoorbeeld bij kleimonsters, en in (b) % daling als gemiddelde gedurende 20 jaar van alle 36 monsters (Wadman en de Haan, 1997)(belling bij lineaire regressie van organische stof en jaartal).

Tabel 10 Indicatieve afbraaksnelheden van verschillende grondsoorten (in % per jaar) (NMI, 2000).

Grondsoort	%
Duinzand	3 à 10
Veengrond pH < 4,5	0,5 à 1
Veengrond pH > 4,5	1 à 3
Zand, dalgrond en löss; <2% organische stof en hoge mestgiften in het verleden	3 à 4
Zand, dalgrond en löss; <2% organische stof en lage mestgiften in het verleden	1,5 à 2,5
Zand, dalgrond en löss; >2% organische stof	0,5 à 1
Kleigronden (jong)	1,5 à 2,5
Kleigronden (oud)	2 à 4

De grote variatie aan afbraaksnelheden van organische stof wordt ook waargenomen via de variatie in gemeten potentiële stikstofbeschikbaarheden van verschillende grondmonsters (Velthof, 2003). Bovenstaande inschattingen gelden waarschijnlijk allen voor bodems met lage grondwaterspiegels.

Bij het gebruik van een eenvoudig model zoals die van Janssen (1984) of Yang en Jansen (2000) in diverse modellen (Nutmatch, NDICEA) is het goed om de diverse aspecten van meer uitgebreide modellen te beschouwen omdat die aangeven welke factoren niet meegenomen. In Nutmatch en NDICEA wordt nu het vochtgehalte, de bodemtemperatuur, en eventueel het lutumgehalte, meegenomen als snelheidsbeperkende factoren van de afbraak. Andere snelheidsbeperkende factoren die niet meegenomen worden zijn:

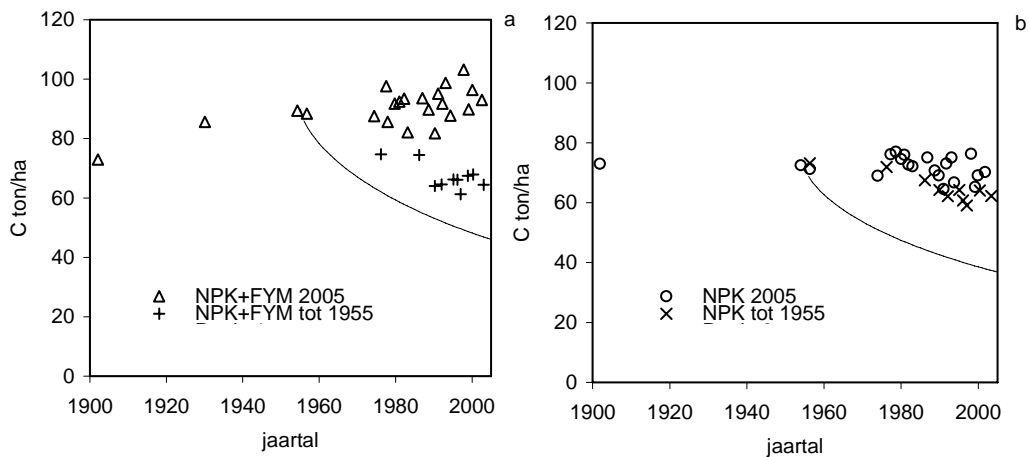
1. bodemchemische factoren
2. biotische factoren inclusief primer effect
3. fysische bescherming
4. wortels en wortellexudaten als bronnen van EOS

Er zijn enige mogelijkheden om deze factoren wel of niet mee te nemen:

1. Het effect van de zuurgraadverhoging op de versnelde afbraak van humuslaag is bekend bij de bekalking van bossen waar pH waarden verhoogd worden van heel zuur (pH-KCl 3 à 4) naar hogere waarden (Huber, 2006). Bij landbouwbodems is het effect niet heel duidelijk. LTSE in Roemenie laten (Rogasik *et al.*, 2004; Kurtinecz, 2004) na 60 jaar duidelijk dalingen in organische stofgehalten zien bij kalktoedieningen die hoger zijn dan agronomisch noodzakelijk. Een lage zuurgraad verlaagt de microbiële activiteit en de afbraak van organisch stof (Motavelli *et al.* 1995, Xu *et al.*, 2006). In twee lange termijn experimenten met sterke pH verschillen (pH-KCl variërend tussen 4 en 7 bij grasland bij Rothamsted, en bij Woburn) zijn de bodemorganische stofgehalten echter nauwelijks verschillend omdat de verlaagde afbraaksnelheid bij lage pH gecompenseerd wordt door lagere hoeveelheden aan gewasresten bij lagere gewasgroei (Kemmit *et al.*, 2006). Een model dat dus rekent met de gewasresten en wortels van grasland moet dus rekenschap geven van de lagere decompositie van de organische stof. In Nederland is de laagste advies pH-KCl bij grasland en bij aardappelen: pH-KCl 5 à 5.5.

In NDICEA (Van der Burgt *et al.*, 2004) wordt het model van Janssen (1984) gebruikt inclusief een pH afhankelijke afbraaksnelheid. Voor RothC kunnen ook de pH afhankelijke afbraakconstanten worden meegenomen (Leifeld *et al.*, 2008).

2. In Nutmatch wordt gerekend met oude organische stof op basis van het model van Janssen (1984). Op dit moment zijn de modellen van Janssen (1984) of Yang en Janssen (2000) nog niet getoetst op lange termijn bodemexperimenten. Het is te verwachten dat het huidige model niet goed in staat is om organische stofgehalten te simuleren bij lage (of geen) aanvoer van verse organisch stof zoals in onderstaande LTSE in Bad Lauchstadt. In onderstaand voorbeeld is tussen 1907 en 1955 op een plot een continue akkerbouwrotatie uitgevoerd met kunstmest en dierlijke mest waarna op een deel vanaf 1955 geen bemesting en plantengroei meer heeft plaatsgevonden. Na 50 jaar kale braak is het organische stofgehalte teruggelopen van 90 tot 65 ton C per ha. In plots waarin vanaf 1907 alleen NPK bemesting is toegepast is de afname na 50 jaar kale braak gering. Een toepassing met het model van Yang en Janssen (2000) leert snel dat je oude organische stof moet meenemen, en effectieve organische stof van wortels omdat anders bij het nalaten van organisch bemesting de berekende bodemorganische stofgehalten veel te sterk dalen. In het onderstaande voorbeeld valt dat alleen te verhelpen door alsnog bodemorganisch stof mee te nemen. Dat leert ons dat met Yang en Janssen (2000) geen bodemorganisch stof gesimuleerd kan worden op basis van jarenlange aanvoer van groenbemesters, stro, stalmest of compost. Bovendien kan gesteld worden dat de afbraak van oude organisch stof afhankelijk is van de voorgeschiedenis. In figuur a is de oude organische stof opgebouwd na minimaal 50 jaar (tot 1955) bemesting met organische en kunstmest en in figuur b is geen organische mest gebuikt. Een berekening van de afbraak van oude organische stof tijdens kale braak (geen gewasresten of wortels) met het model van Yang en Janssen (2000) overschat vooral de afbraak in figuur b: als de oude organische stof weinig lijkt te zijn aangevuld met verse organische meststoffen gedurende 50 voorgaande jaren.



Figuur 12 Organische stofgehalte bij (a) behandeling met kunstmest en dierlijke meststof (b) kunstmest, vanaf 1902 tot 1955 of tot 2005 in Bad Lauchstadt, (Lüdwig *et al.*, 2007). Akkerbouwrotatie tot 2005, bij plots tot 1955 is na 1955 alleen kale braak toegepast. Er is dus geen EOS van wortels en plantenresten. Stippellijn geeft berekende afbraak van bodemorganische stof tijdens kale braak volgens Janssen (2002).

3. Voor het meenemen van wortels en wortellexudaten als bronnen van effectieve organische stof zijn voldoende aanwijzingen. Bij scenarioberekeningen zonder organische meststoffen zijn dergelijke bronnen relevant omdat anders berekend zou worden dat er geen EOS is terwijl de er wel is. Bovendien kunnen bepaalde gewassen relatief meer wortels en wortellexudaten achterlaten als EOS dan andere gewassen zodat dit relevante verschillen geeft. Het probleem dat er weinig gegevens zijn zou hanteerbaar gemaakt kunnen worden door de hoeveelheden wortels te berekenen op basis van de gewasopbrengst zoals Lüdwig *et al.* (2007 en referenties daarin):

$C_{\text{wortels}} = A_{\text{gewas}} + \text{gewasopbrengst} \times B_{\text{gewas}}$, of via literatuurgegevens over hoeveelheden wortel pers gewas (bijvoorbeeld Klimanek [1997]).

Bedacht moet tevens worden dat vergelijkbare modellen voorhanden zijn, die soms al gevalideerd zijn op LTSE (bijvoorbeeld ICBM; Katterer *et al.* [2004]), en tevens geïntegreerd zijn met stikstof (bijvoorbeeld CN-SIM; Petersen *et al.*, [2005a, 2005b]), en ook effecten van bemestingsplannen doorrekenen zoals Nutmatch (FASSET www.fasset.dk; zie o.a. Berntsen *et al.* [2006]).

Een eerste poging om te kijken of met het model van Janssen (2002) (dat in Nutmatch geïmplementeerd is) de LTSE van Bad Lauchstädt gemodelleerd kunnen worden zijn niet gunstig. In een review geeft De Willigen *et al.* (2008) aan dat de evenwichtgehalten aan bodemorganische stof bij realistische aanvoer van effectieve organische stof met model van Janssen&Yang 1,1 % is en met model Century 3.8% is. Beide zijn niet onrealistisch gezien bij actueel aanvoer van effectief organische stof gezien de lange termijn experimenten. De toepassing van de modellen voor actuele bodemorganische stof zal nog onderzocht moeten worden.

Conclusies met betrekking tot organische stof

Het in Nederland gebruikelijke en in Nutmatch gebruikte model om het gedrag van organische stof te voorspellen blijkt niet gevalideerd te zijn op lange termijn veldproeven. Gepubliceerde gegevens van lange termijn veldproeven (>20 jaar) met betrekking tot organische stof ontbreken in Nederland. Daarom zijn literatuurgegevens uit omliggende landen opgezocht en gedigitaliseerd. Het gebruikelijke wetenschappelijke concept waarmee het gedrag van organische stof wordt beschreven is de evenwichtinstelling tussen de aanvoer van organische stof behorend bij een bepaald landgebruik en het organische stofgehalte in de bodem. Een dergelijk evenwicht stelt zich zeer traag in (halfwaardetijd >25 jaar). Bij landbouwkundig verantwoorde organische en anorganische bemesting kan op de lange termijn slechts een toename van maximaal 1% organische stof in de bodem gerealiseerd worden ten opzichte van een onbemeste controle. Dierlijke mest is een belangrijk deel van de aanvoer van organisch stof in Nederland. De hoeveelheid dierlijke mest zal dalen door de fosfaatgebruiksnorm. De mate waarin deze afname zich zal voordoen is afhankelijk van de mogelijkheden om het gebruik van kunstmestfosfaat terug te dringen. Als gevolg van de lagere fosfaatgebruiksnorm zal de aanvoer aan organische stof naar de bodem naar verwachting met maximaal 10% dalen. Hierdoor ontstaan op lange termijn lagere organische stofgehalten in de bodem. Het nieuwe bodemorganische evenwicht zal zich instellen in afhankelijkheid van de lagere aanvoer van organische stof. Het nieuwe evenwicht zal zich echter veel trager instellen dan eventuele veranderingen in het toekomstige landgebruik. Bovendien zijn de organische stofgehalten in Nederlandse landbouwgronden om verschillende redenen (veen, veenresten, plaggen, overmaat mest, etc.) vaak beduidend hoger dan de te verwachten organische stofgehalten op basis van normale landbouwkundige aanvoer van organische stof. Hierdoor zijn de organische stofgehalten in Nederlandse landbouwgronden vaak hoger dan de gehalten in lange termijn veldproeven die zijn uitgevoerd in omliggende landen. Het voorspellen van (deels oude) organische stof in Nederlandse landbouwgronden is daarom nauwelijks mogelijk. Op dit moment is het mogelijk om de (lange termijn) aanvoer en afvoer van organische stof te beschrijven. De beschrijving van de afbraak van oude bodemorganische stof is waarschijnlijk te locatiespecifiek om op een generieke manier te doen. Het model dient hiervoor nog gevalideerd te worden op nu beschikbare lange termijn veldproeven uit omliggende landen (Denemarken, België, Duitsland, en Engeland).

5 Onderdeel 3: Selectie en validatie van veldproeven

5.1 Criteria

5.1.1 Fosfaat

De modellen die gebruikt kunnen worden om de gevolgen van evenwichtsbemesting voor het verloop van het Pw-getal met de tijd te voorspellen (zie §4.1) dienen te worden gevalideerd aan de hand van meetgegevens van veeljarige veldproeven. Er zijn echter relatief weinig meetgegevens gepubliceerd in de internationale literatuur (Tabel 11) en in Nederlandse rapporten (Tabel 12). Bovendien dienen deze veldproeven te voldoen aan specifieke criteria die het aanbod van geschikte proeven nog verder verkleinen; op basis van deze criteria dient een keuze gemaakt te worden voor een aantal veldproeven die gebruikt kunnen worden voor het valideren van de modellen (zie §5.2).

In veeljarige veldproeven die in het verleden zijn uitgevoerd werd vaak het effect van verschillende fosfaatgiften als functie van het type meststof (verschillende soorten kunstmest en dierlijke mest) op de gewasopbrengst en de ontwikkeling van het Pw-getal of P-AL gekwantificeerd. Hierbij werden vaak fosfaatarme gronden gebruikt die nog niet waren overbemest met fosfaat, mede omdat er destijds nog geen overbemeste landbouwgronden bestonden. Het fosfaatgehalte van de bodem in deze veldproeven nam toe met de tijd, o.a. afhankelijk van de fosfaatbemestingstrap. De pools met reversibel en quasi irreversibel gebonden fosfaat waren in dergelijke gronden vaak nog niet in evenwicht, zodat fosfaatfixatie kwantitatief gezien een belangrijk proces was. Het belang van de fosfaatfixatiereactie is minder groot in langdurig (zwaar) bemeste landbouwgronden omdat de pools met reversibel en quasi irreversibel gebonden fosfaat in deze gronden in evenwicht zijn. Bestaande modellen dienen dus getoetst te worden op meetgegevens van veeljarige veldproeven die de condities van de huidige landbouwgronden weerspiegelen, i.e., een matige (nog maar net voldoende) tot hoge mate van aanrijking van het fosfaatgehalte van de vaste fase van de bodem. Dit komt overeen met een Pw-getal variërend van voldoende tot hoog. Bovendien dienen de te selecteren veldproeven behandelingen te bevatten die het huidige en toekomstige Nederlandse mestbeleid weerspiegelen, i.e., evenwichtsbemesting. Daarnaast dienen voldoende meetgegevens beschikbaar te zijn met betrekking tot het Pw-getal en de fosfaatbalans. Bij voorkeur dienen meetgegevens beschikbaar te zijn met betrekking tot de omvang van verschillende fosfaatpools in de bodem (Figuur 3) en verschillende algemene bodemeigenschappen (pH en het gehalte aan organische stof, klei, aluminium- en ijzer(hydr)oxiden en CaCO_3). De veldproeven dienen een lange duur te hebben (e.g., 5 tot 10 jaren), zodat mogelijke effecten van evenwichtsbemesting op het Pw-getal gekwantificeerd kunnen worden. Een probleem met veldproeven uit het buitenland is het verschil in de gebruikte methoden voor het bepalen van de fosfaattoestand (Tabel 11), zodat de resultaten slecht vergelijkbaar zijn (Neyroud en Lischer, 2003). Veldproeven waarin een andere methode dan het Pw-getal is gebruikt om de fosfaattoestand te bepalen

zijn niet geschikt, tenzij de grondmonsters beschikbaar zijn voor chemische analyse in het laboratorium of het resultaat van de gebruikte methode kan worden omgerekend naar het Pw-getal. Het landgebruik van de te selecteren veldproeven is bij voorkeur bouwland, omdat grasland een andere gedrag en dynamiek van fosfaat heeft dan bouwland door verschillen in de organische stofhuishouding en mineralisatie van organisch fosfaat in de bodem.

Tabel 11 Veeljarige veldproeven in het buitenland waarin het effect van fosfaatbemesting op de fosfaatbeschikbaarheid is gekwantificeerd.

Locatie	Periode	P-test	Referenties
Börry, Dorstadt, Broistedt (Duitsland)	1976-1992	Pw-getal	Jungk <i>et al.</i> (1993)
1 locatie in Finland	1978-1995	Pw-getal en P-AL	Jaakola <i>et al.</i> (1997)
Norfolk, Davidson (VS)	1975-1992	NaHCO ₃ en NaOH	Schmidt <i>et al.</i> (1997)
Padstow (Engeland)	1968-1996	Resin en P-Olsen	Richards (1998)
Skierniewice (Polen)	1923	P-DL	Mercik en Stepień (2000)
3 locaties in Oostenrijk	1956-1995	P _{CAL}	Blake <i>et al.</i> (2000) Spiegel <i>et al.</i> (2001) Lindenthal <i>et al.</i> (2003)
7 locaties in Zwitserland	1990-1998	Isotopen uitwisseling	Gallet <i>et al.</i> (2003)
11 LTSE in Roemenië	1961-71	P-AL	Kurtinecz (2004)
Bad Lauchstadt	1902	P-DL	Blake <i>et al.</i> (2000)
Rothamsted (Engeland)	1843	P-Olsen	Blake <i>et al.</i> (2000, 2003)
Halle (Duitsland)	1949	P _{CAL}	Gransee en Merbach (2000)

Tabel 12 Nederlandse veeljarige veldproeven waarbij het effect van fosfaatbemesting op de fosfaatbeschikbaarheid is gekwantificeerd.

Locatie	Periode	P-test	Referenties
Gemengd bedrijf, Waiboerhoeve, Lelystad	1997-2005	P-AL	Holshof (2006)
Grasland, Aver Heino (Heino), Cranendonck (Soerendonk), Waiboerhoeve (Lelystad) en Zegveld (Zegveld)	1997-2007	Pw-getal en P-AL	Van Middelkoop <i>et al.</i> (2007)
Vollegrondsgroenteteelt, Meterik en Vredepeel	1990-2000 (Meterik) 1988-2003 (Vredepeel)	Pw-getal	Ehlert en Koopmans, (2004)
Blijvend grasland en wisselbouw, Proefbedrijf voor Melkveehouderij en Milieu "De Marke"	1993-2000 (Reijneveld <i>et al.</i> , 2003) 1989-2002 Corré <i>et al.</i> (2004)	Pw-getal en P-AL	Reijneveld <i>et al.</i> (2003) en Corré <i>et al.</i> (2004)
Bouwland, Lelystad, Marknesse (2 veldproeven) en Wijster	1987-2007 (Lelystad), 1972-2007 (Marknesse) en 1971-2007 (Wijster)	Pw-getal en P-AL	Ehlert <i>et al.</i> (2003) en Ehlert <i>et al.</i> (2008)

5.1.2 Organische stof

In tegenstelling tot fosfaat zijn er vele modellen voor organische stof en zijn die ook al in vele artikelen gevalideerd (zie onderstaande Tabel 13). Om een snel inzicht te krijgen in de mogelijkheden om Nutmatch of een ander model te toetsen op lange termijn bodemexperimenten (LTSE) kan eenvoudig gekeken worden naar de artikelen waarin eerder modellen getoetst zijn op beschikbare gegevens uit LTSE.

Tabel 13 *Veeljarige veldproeven in noordwest Europa (duur langer dan 20 jaar) met gemeten (# en gemodelleerde) organische stofgehalten (Smith et al., 2002).*

Locatie	Periode	Referenties	Aantal gemodelleerde behandelingen
Nagele (Nederland)	1951-76	Janssen ((1984)	
Gembloux (België)	1959	#Sleutel <i>et al.</i> (2006)	4
		# Van Weselmael <i>et al.</i> (2005)	2
Askov (Denemarken)	1894	#Kätterer en Andren (1999)	6
		#Bruun <i>et al.</i> (2003),	8
		#Petersen <i>et al.</i> (2005)	5
Bad Lauchstädt (Duitsland)	1902	#Smith <i>et al.</i> (1997);	3
		#Post <i>et al.</i> (2007);	4
		Blair <i>et al.</i> (2006)	
		#Ludwig <i>et al.</i> (2007)	8
Halle (Duitsland)	1878	#Kätterer en Andren (1999)	1
		#Ludwig <i>et al.</i> (2003)	2
Berlin-Dahlem (Duitsland)	1923	Ellmer <i>et al.</i> (2000)	
Dikopshof (Duitsland)	1904	Franken en Hurtmanns (1985)	
Groß Kreutz (Duitsland)	1958	Zimmer <i>et al.</i> (2005)	
Meckenheim (Duitsland)	1956	Kick en Poletschny (1980)	
Müncheberg (Duitsland)	1962	Rogasik <i>et al.</i> (2004)	
		# Post <i>et al.</i> (2007)	2
Seehausen (Duitsland)	1958	Hulsbergen <i>et al.</i> (2002)	
Thyrow (Duitsland)	1936	Ellmer <i>et al.</i> (2000)	
Puch (Duitsland)	1953	Diez en Bachthaler (1978)	
Deherain plots, Grignon (Frankrijk)	1875-1987	Houot en Chaussod (1995)	
Rothamsted (Engeland)	1843	#Kätterer en Andren (1999)	6
(Hoosfield, Broadbalk, Woburn)		Blair <i>et al.</i> (2006)	2
		#Smith <i>et al.</i> (1997);	9
		#Petersen <i>et al.</i> (2005)	
Padova (Italië)	1962	#Lugato <i>et al.</i> (2000)	24
Moysta (Noorwegen)	1922	Singh en Lal (2005)	
As (Noorwegen)	1953	#Kätterer en Andren (1999)	1
Therwil (Zwitserland)	1978	Mäder <i>et al.</i> (2002)	
		Fliessbach <i>et al.</i> (2007)	
Ultuna (Zweden)	1956	# Kätterer en Andren, (1999)	2
		#Petersen <i>et al.</i> (2005)	7

* Vanaf 1984 zijn in 10 landen lange termijn onderzoeken gestart stikstofbemesting “International organic nitrogen long-term Fertilization experiment” (IOSDV).

Nutmatch rekent met het model van Jansen (1984) met diverse gewasresten met elke hun eigen humificatiecoëfficiënt welke als functie van de tijd, vocht, temperatuur (en eventueel textuur) leidt tot bodemorganisch stof. De oorzaken voor verschillen tussen bepaalde coëfficiënten voor vocht, temperatuur en textuur in de vorm van

bescherming door aggregaten of chemische eigenschappen van de organisch stof hoeven niet herleid te worden. Wel dienen de randvoorwaarden aangeven te kunnen worden waarvoor het model wel of niet gebruikt mag worden (landgebruik, regio, tijd).

De uitdaging zit in de tijd waarvoor uitspraken verwacht worden (10, 20 of 100 jaar) en de relevantie van organisch stof voor stikstof. Omdat de effecten op organische stof alleen meetbaar zijn op termijnen van 10 jaar of langer dient het model dus op korte termijn goede uitspraken doen voor stikstof en op lange termijn voor organische stof.

Onderzocht kan worden of het uitgangspunt kan zijn om veranderingen van “nieuw” organische stof te modelleren in plaats van de totale organische stof omdat uit de eerder genoemde literatuur blijkt dat oude organische stof soms erg moeilijk blijkt om te modelleren en mogelijk ook weinig relevant is voor stikstof als het relatief inert is.

Criteria voor de selectie voor de selectie van organische stofgegevens zijn gebaseerd op de invoer die het model van Janssen (1984) gebruikt. Type en hoeveelheid gewasresten, bodemtemperatuur, vochtgehalte bodem, en de organische stofgehalten in de bodem als functie van de tijd. Voor de beschrijving van de bodemorganische stof is het belangrijk dat er een behandeling is met kale braak (geen gewasresten van wortels).

6 Conclusies

6.1 Fosfaat

- Het beleidsvoornemen is om in 2015 evenwichtsbemesting in te voeren waarbij de fosfaatgebruiksnorm op bouwland mogelijk op een generieke waarde van 60 kg P₂O₅ ha⁻¹ jr⁻¹ wordt gesteld.
- Door de hoge fosfaattoestand van de bodem in 85% van het totale Nederlandse landbouwareaal is het bemestingsadvies voor fosfaat hier gelijk aan of lager dan de fosfaatgebruiksnorm van 60 kg P₂O₅ ha⁻¹ jr⁻¹. Het geleidelijk aanscherpen van de huidige gebruiksnorm tot het niveau van evenwichtsbemesting heeft daarom waarschijnlijk geen negatieve effect op de gewasopbrengst “in de periode tot 2015 en geruime tijd daarna” (MNP, 2007). Voor de overige 10 tot 15% van het Nederlandse landbouwareaal met een lagere fosfaattoestand kan nu al een bodemvruchtbaarheidsprobleem ontstaan bij bedrijven met fosfaatbehoefte gewassen. In deze teelten is de gebruiksnorm van 60 kg P₂O₅ ha⁻¹ jr⁻¹ lager dan het bemestingsadvies.
- De aanvoer van fosfaat naar landbouwgronden met meststoffen vindt voornamelijk plaats in de vorm van anorganisch fosfaat, omdat het in dierlijke mest en zelfs het in GFT-compost aanwezige fosfaat voor het overgrote deel bestaat in de anorganische vorm. Bij overschakeling naar het gebruik van alleen dierlijke mest of GFT-compost zal de fosfaataanvoer dus nog steeds voornamelijk plaatsvinden in de anorganische vorm. De werkingsfactoren van fosfaat in deze meststoffen kunnen desondanks verschillen, omdat het in dierlijke mest en compost aanwezige anorganische fosfaat in mineralen met een verschillende oplosbaarheid kan voorkomen.
- Het met stalmest aangevoerde fosfaat heeft zowel op de korte (<1 jaar) als op de langere termijn (>1 jaar) eenzelfde of een nauwelijks lagere beschikbaarheid dan kunstmestfosfaat, terwijl de beschikbaarheid van fosfaat uit compost duidelijk lager is. Bij de overschakeling van het gebruik van kunstmestfosfaat naar alleen compost moet dus rekening worden gehouden met een lagere beschikbaarheid (Van Dam en Ehlert, 2008).
- Mineralisatie van organisch fosfaat is kwantitatief gezien nog steeds een slecht begrepen proces. Meer experimenteel onderzoek gericht op de dynamiek van organisch fosfaat is essentieel om de bijdrage van de mineralisatie aan de beschikbaarheid van fosfaat beter te kunnen berekenen met behulp van mechanistische modellen.
- De betekenis van de mineralisatie van organisch fosfaat voor de fosfaatbeschikbaarheid kan op de lange termijn toenemen door een verminderde aanvoer van anorganisch fosfaat met meststoffen en selectieve gewasopname van anorganisch fosfaat. Op de lange termijn treedt dus mogelijk een verschuiving op van anorganisch fosfaat naar organisch fosfaat als belangrijkste bron van fosfaat voor planten in de bodem.
- Het verloop van het Pw-getal met de tijd bij evenwichtsbemesting is sterk afhankelijk van specifieke omstandigheden, zoals het bufferende vermogen van

de bodem. Het bufferend vermogen is afhankelijk van bodemeigenschappen maar eveneens van de hoeveelheid fosfaat die in de bodem aanwezig is, en de verdeling hiervan over verschillende fosfaatvormen. Hierdoor is het niet mogelijk om een eenduidige verwachting te geven omtrent de ontwikkeling van het Pw-getal op de lange termijn.

- Voor het voorspellen van de ontwikkeling van het Pw-getal met de tijd is een grondige proceskennis noodzakelijk van het gedrag en de dynamiek van fosfaat bij evenwichtsbemesting. Er zijn echter nog steeds weinig meetgegevens voorhanden met betrekking tot het verloop van het Pw-getal bij evenwichtsbemesting in Nederlandse landbouwgronden. Dergelijke kennis kan worden verkregen door middel van experimenteel onderzoek in de vorm van bestaande veeljarige veldproeven waarin de relatie tussen fosfaatbemesting en de fosfaattoestand wordt gekwantificeerd.
- Er bestaan verschillende rekenregels om het Pw-getal in landbouwgronden te voorspellen zoals ANIMO (Groenendijk en Kroes, 1997) en het statistisch model van Ehlert *et al.* (1996). Het is echter onduidelijk of deze modellen in staat zijn om de effecten van evenwichtsbemesting op het Pw-getal op een juiste wijze te voorspellen. Meetgegevens van veeljarige veldproeven kunnen worden gebruikt om ANIMO en het statistische model te valideren.

6.2 Organische stof

- De daling van de norm voor fosfaat leidt tot een daling van de aanvoer van organische stof. De daling van de aanvoer van effectieve organische stof is gemiddeld over Nederland naar schatting kleiner dan 10%.
- Door een wijziging van de verdeling van de dierlijke mest binnen bedrijven kan een specifieke monocultuur zoals maïs een grotere daling in de aanvoer van effectieve organische stof ondervinden.
- Er zijn geen lange termijn proeven (>20 jaar) in Nederland die de ontwikkeling volgen van de bodemorganische stof (als functie van aanvoer- en afvoer van organische stof), en er is geen voor model voorhanden om het lot van bodemorganisch stof op lange termijn te voorspellen dat voor Nederlandse bodems gevalideerd is.
- Er zijn in de omliggende landen (België, Duitsland, Engeland en Denemarken) lange termijn proeven waarin de ontwikkeling van de bodemorganische stof wordt gevolgd waarvan de resultaten gepubliceerd zijn en deels gemodelleerd zijn.
- Modellen voor de lange termijnontwikkeling van bodemorganische stof zijn, naast voor organische stof, vooral relevant voor stikstof.
- Uit de lange termijn experimenten blijkt dat bodemorganische stof het resultaat is van de aanvoer aan effectieve organische stof bij een bepaald landgebruik (in de vorm van dierlijke mest, gewasresten, wortels en wortellexudaten): een daling of toename in aanvoer van effectieve organische stof leidt op lange termijn tot een nieuw evenwicht in organische stofgehalte. De termijn waarop nieuwe evenwichten ontstaan is echter lang (>25 jaar). In deze termijn treden meestal veel meer landgebruikveranderingen op die invloed hebben op organische stof.

- In Nederland is bodemorganisch stof vaak een product van landgebruik uit een (ver) verleden (resten van moerige gronden, veenresten, heide, bos, plaggen, as) of recent door overbemesting. Dergelijk hoge bodemorganisch stofgehalten kunnen niet altijd in stand gehouden worden met milieukundig verantwoorde giften aan effectieve organische stof.
- Het hanteren van een bepaald afbraakpercentage per jaar om de benodigde effectieve organische stof te bepalen kan leiden tot milieukundig gezien verkeerde adviezen met hoge tot zeer hoge giften. Een alternatief voor dit in Nederland gebruikelijke bodemgerichte bemestingsadvies is het in Duitsland gebruikelijke gewasgerichte advies (VDLUFA, 2004). Hierin wordt het verlies gecompenseerd aan bodemorganische stof behorende bij het huidige landgebruik, onafhankelijk van het bodemorganische stofgehalte. Het gewasgerichte advies leidt tot milieukundige verantwoorde adviezen en leidt op lange termijn tot het behoud van bodemorganische stof op niveaus die passen bij het huidige landgebruik.

Literatuur

Literatuur algemeen

- Bos, J. H. ten Berge & P. de Willigen (2007) Nutmatch: een mixed integer LP-model voor het berekenen van integrale bemestingsplannen voor de open teelt sectoren. Plant Research International B.V., rapport 145, Wageningen.
- LTO (2007) Brief van 17 oktober 2007 aan de minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke ordening en Milieubeheer en de minister van Landbouw, Natuur en Voedselveiligheid. Beschikbaar bij: <http://www.lto.nl>.
- MNP (2007) Werking van de meststoffenwet 2006. Milieu- en Natuurplanbureau, Bilthoven.
- Searchinger T, R. Heimlich, R.A. Houghton, F.X. Dong, A. Elobeid, J. Fabiosa, S. Tokgoz, D. Hayes & T.H. Yu (2008) Use of US croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science* 319:1238-1240.
- Tweede Kamer der Staten-Generaal (2006) Brief van de minister van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (24 oktober 2006) 28, 385, nr 79.
- Van Dijk, W. (2003) Adviesbasis voor de bemesting van akkerbouw- en vollegrondsgroentegewassen. PPO, publicatie 307, Wageningen.

Literatuur fosfaat

- Blake, L., A.E. Johnston, P.R. Poulton & K.W.T. Goulding (2003) Changes in soil phosphorus fractions following positive and negative phosphorus balances for long periods. *Plant and Soil* 254:245–261.
- Blake, L., S. Mercik, M. Koerschens, S. Moskal, P.R. Poulton, K.W.T. Goulding, A. Weigel en D.S. Powlson (2000) Phosphorus content in soil, uptake by plants and balance in three European long-term field experiments. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 56:263–275.
- Corré, W.J. , J. Verloop, G.J. Hilhorst & J. Oenema (2004) Bodemvruchtbaarheid op De Marke; Ontwikkelingen bij aangepast mineralenbeheer en gevolgen voor productiviteit. Animal Science Group, rapport 49, Lelystad.
- Dou, Z., J.D. Toth, D.T. Galligan, C.F. Ramberg, Jr. & J.D. Ferguson (2000) Laboratory procedures for characterizing manure phosphorus. *Journal of Environmental Quality* 29:508-514.
- Ehlert, P.A.I., S.L.G.E. Burgers & J.W. Steenhuizen (1996) Verandering van de beschikbaarheid van fosfaat in grond onder invloed van bemesting. AB-DLO, rapport 51, Wageningen.
- Ehlert, P.A.I., C.A.Ph. van Wijk & P.H.M. Dekker (2003) Fosfaatbalansen op perceelsniveau. Scan van de resultaten van vier veeljarige veldproeven op bouwland. Praktijkonderzoek Plant & Omgeving (PPO) rapport 305, Wageningen.
- Ehlert, P.A.I. & G. Koopmans (2004) Fosfaatkarakteristieken van de bodem van de kernbedrijven Meterik en Vredepeel. Een gedetailleerd beeld van het bodemprofiel. Rapport in de serie Telen met toekomst OV0404, Plant Research International B.V., Wageningen.

- Ehlert, P., C. Morel, M. Fotyma & J.P. Destain (2003) Potential role of phosphate buffering capacity of soils in fertilizer management strategies fitted to environmental goals. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 166:409-415
- Ehlert, P.A.I., H.P. Pasterkamp en P.R. Bolhuis (2004) Effecten van organische bodemverbeterende middelen op de beschikbaarheid van fosfaat in de bodem op korte en lange termijn. Alterra, rapport 991, Wageningen.
- Ehlert, P.A.I., J.C. van Middelkoop & P.H.M. Dekker (2006) Fosfaatgehalten en fosfaatafvoer van landbouwgewassen. Een verkenning op basis van onderzoeksgegevens. Alterra, rapport 1348, Wageningen.
- Gallet, A., R. Flisch, J.P. Ryser, E. Frossard & S. Sinaj (2003) Effect of phosphate fertilization on crop yield and soil phosphorus status. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 166:568-578.
- Holshof, G. (2006) Ontwikkeling P-AL getal op het Lagekostenbedrijf (1997-2005) Praktijk Rapport Rundvee 92.
- Frossard, E., P. Skrabal, S. Sinaj, F. Bangerten & O. Traoré (2002) Forms and exchangeability of inorganic phosphate in composted solid organic waste. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 62:103-113.
- Gerritse, R.G. (1981) Mobility of phosphorus from pig slurry in soils. p. 347-369. In: T.W.G. Hucker and G. Catroux (ed.) Phosphorus in sewage sludge and animal waste slurries. Proceedings van het EEC Seminar, Groningen. 12-13 juni, 1980. D. Reidel Publ., Dordrecht.
- Gransee, A. & W. Merbach (2000) Phosphorus dynamics in a long-term P-fertilization trial on Luvic Phaezem at Halle. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163:353-357.
- Groenendijk, P. & J.G. Kroes (1997) Modelling the nitrogen and phosphorus leaching to groundwater and surface water. Animo 3.5. DLO Winand Staring Centre, rapport 144, Wageningen.
- Holshof, G. (2006) Ontwikkeling P-AL getal op het Lagekostenbedrijf (1997-2005). Animal Sciences Group/Praktijkonderzoek, PraktijkRapport Rundvee 92, Lelystad.
- Jaakola, A., H. Hartikainen & R. Lemola (1997) Effect of fertilization on soil phosphorus in a long-term field experiment in southern Finland. *Agricultural and Food Science in Finland* 6:313-322.
- Jungk, A. N. Claassen, V. Schulz & J. Wendt (1993) Availability of phosphate reserves in arable soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 156:397-406.
- Koopmans, G.F. (2004) Characterization, desorption and mining of phosphorus in noncalcareous sandy soils. Proefschrift, Wageningen Universiteit, Wageningen.
- Koopmans, G.F., W.J. Chardon, P. de Willigen & W.H. van Riemsdijk (2004a) Phosphorus desorption dynamics in soil and the link to a dynamic concept of bioavailability. *Journal of Environmental Quality* 33:1393-1402.
- Koopmans, G.F., W.J. Chardon, P.A.I. Ehlert, J. Dolfing, R.A.A. Suurs, O. Oenema & W.H. van Riemsdijk (2004b) Phosphorus availability for plant uptake in a phosphorus-enriched noncalcareous sandy soil. *Journal of Environmental Quality* 33:965-975.

- Koopmans, G.F., W.J. Chardon & R.W. McDowell (2007) Phosphorus movement and speciation in a sandy soil profile after long-term animal manure applications. *Journal of Environmental Quality* 36:305-315.
- Lindenthal, Th., H. Spiegel, M. Mazorek, J. Hess, B. Freyer & A. Kochl (2003) Ergebnisse von drei 40 jährigen P-dauerversuchen in Österreich. 2. Mitteilung. Auswirkungen unterschiedlicher P/dungerformen un mengen auf den P/entzug und die P-bilanzen. *Die Bodenkultur* 54:11-21.
- Lindsay, W.L. (1979) *Chemical equilibria in soils*. John Wiley & Sons, New York.
- Lookman, R., D. Freese, R. Merckx, K. Vlassak & W.H. van Riemsdijk (1995) Long-term kinetics of phosphate release from soil. *Environmental Science & Technology* 29:1569-1575.
- McGill, W.B. & C.V. Cole (1981) Comparative aspects of cycling of organic C, N, S and P through soil organic matter. *Geoderma* 26:267-286.
- Mercik, S. & W. Stepień (2000) The fate of nitrogen, phosphorous and potassium in long/term experiments in Skierniewice. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163:273-278.
- Neutel, H. (1994) De fosfaattoestand van bouwland in Nederland van 1971/72 tot en met 1991/92. *Meststoffen* 1994:14-20.
- Neyroud, J.A. & P. Lischer (2003) Do different methods used to estimate soil phosphorus availability across Europe give comparable results? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 166:422-431.
- Oenema, O. (2004) *Changing rural areas; Exploring future agriculture in the Netherlands and EU*. Alterra, rapport 1024, Wageningen.
- Prummel, J. (1974) Veranderingen in het Pw-getal in de loop van de tijd en onder invloed van de bemesting. Instituut voor Bodemvruchtbaarheid, rapport 9-74, Haren.
- Richards I.R., C.J. Clayton & A.J.K. Reeve (1998) Effects of long-term fertilizer phosphorus application on soil and crop phosphorus and cadmium contents. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* 131:187-195.
- Richardson, A.E., P.A. Hadobas, J.E. Hayes, C.P. O'Hara & R.J. Simpson (2001) Utilization of phosphorus by pasture plants supplied with *myo*-inositol hexaphosphate is enhanced by the presence of soil microorganisms. *Plant and Soil* 229:47-56.
- Richardson, A.E., T.S. George, M. Hens & R.J. Simpson (2005) Utilisation of soil organic phosphorus by higher plants. p. 165-184. In: B.L. Turner, E. Frossard & D.S. Baldwin (ed.) *Organic Phosphorus in the Environment*. CABI Publishing, Wallingford, UK.
- Reijneveld, J.A., J. Verloop & G.J. Hilhorst (2003) Sanering van zandgrond met een hoge fosfaattoestand. Resultaten van een veldexperiment op proefbedrijf De Marke. *Plant International Research*, rapport nr. 34, Wageningen.
- Schmidt, J.P. , S.W. Buol & E.J. Kamprath (1997) Soil phosphorous dynamics during 17 years of continuous cultivation. A method to estimate long term P availability *Geoderma* 78:59-70.
- Schoumans, O.F. (1997) Relation between phosphate accumulation, soil P levels and P leaching in agricultural land. DLO Winand Staring Centre, rapport 146, Wageningen.

- Schoumans, O.F., P.A.I. Ehlert & W.J. Chardon (2004). Evaluatie van methoden voor het karakteriseren van gronden die in aanmerking komen voor reparatiebemesting. Alterra, rapport 730.3, Wageningen.
- Schoumans, O.F. & P. Groenendijk (2000) Modeling soil phosphorus leaching from agricultural land in the Netherlands. *Journal of Environmental Quality* 29:111-116.
- Sharpley, A. & B. Moyer (2000) Phosphorus forms in manure and compost and their release during simulated rainfall. *Journal of Environmental Quality* 29:1462-1469.
- Sissingh, H.A. (1971) Analytical technique of the Pw method, used for the assessment of the phosphate status of arable soils in the Netherlands. *Plant and Soil* 34:483-486.
- Sissingh, H.A. (1983) Estimation of plant-available phosphates in tropical soils. A new analytical technique. Instituut voor Bodemvruchtbaarheid, rapport 235, Haren.
- Spiegel, H., T. Lindentahl, M. Mazorek, A. Ploner, B. Freyer & A. Kochl (2001) Results of three long-term P-field experiments in Austria. *Die Bodenkultur* 52:3-17.
- Van Dam, A.M. & P.A.I. Ehlert (2008) Beschikbaarheid van fosfaat in organische meststoffen. Een studie voor bollenteelt in het westelijk zandgebied. Praktijkonderzoek Plant en Omgeving B.V., rapport 32 360291 00, Lisse.
- Van der Salm, C. & O.F. Schoumans (2000) Phosphate losses on four grassland plots used for dairy farming. Measured phosphate losses and calibration of the model ANIMO. Alterra, rapport 83, Wageningen.
- Van der Zee, S.E.A.T.M., L.G.J. Fokink & W.H. van Riemsdijk (1987) A new technique for assessment of reversibly adsorbed phosphate. *Soil Science Society of America Journal* 51:599-604.
- Van der Zee, S.E.A.T.M. & W.H. van Riemsdijk (1988) Model for long-term phosphate reaction kinetics in soil. *Journal of Environmental Quality* 17:35-41.
- Van Middelkoop, J.C., C. van der Salm, P.A.I. Ehlert, G. André, D. Oudendag & M. Pleijter (2007) Effecten van fosfaat- en stikstofoverschotten op grasland II. Animal Science Group, Rapport 68, Lelystad.
- Van Noordwijk, M., P. de Willigen, P.A.I. Ehlert & W.J. Chardon (1990) A simple model of P uptake by crops as a possible basis for P fertilizer recommendations. *Netherlands Journal Agricultural Science* 38:317-332.
- Van Riemsdijk, W.H., L.J.M. Boumans & F.A.M. de Haan (1984a) Phosphate sorption by soils: I. A model for phosphate reaction with metal-oxides in soil. *Soil Science Society of America Journal* 48:537-541.
- Van Riemsdijk, W.H. & F.A.M. de Haan (1981) Reaction of orthophosphate with a sandy soil at constant supersaturation. *Soil Science Society of America Journal* 45:261-266.
- Van Riemsdijk, W.H. & J. Lyklema (1980a) The reaction of phosphate with aluminum hydroxide in relation with phosphate bonding in soils. *Colloids and Surfaces* 1:33-44.
- Van Riemsdijk, W.H. & J. Lyklema (1980b) Reaction of phosphate with gibbsite ($\text{Al}(\text{OH})_3$) beyond the adsorption maximum. *Journal of Colloid and Interface Science* 76:55-66.

Van Riemsdijk, W.H., A.M.A. van der Linden & L.J.M. Boumans (1984b) Phosphate sorption by soils: III. The P diffusion-precipitation model tested for three acid sandy soils. *Soil Science Society of America Journal* 48:545-548.

Literatuur organische stof

- Assink, F.B.T. & P. de Willigen (2004) Stikstofstromen op kernbedrijf Meterik. Modelberekeningen met FUSSIM2 en MOTOR. Rapport in serie Telen met Toekomst. Plant Research International B.V., Wageningen.
- Berntsen J, B.M. Petersen & J.E. Olesen (2006) Simulating trends in crop yield and soil carbon in a long-term experiment - effects of rising CO₂, N deposition and improved cultivation. *Plant & Soil* 287:235-245.
- Blair, N., R.D. Faulkner, A.R. Till & P. Poulsen (2006). Long-term management impacts on soil C, N and physical fertility. I. Broadbalk experiment. *Soil Tillage Research* 91:30-38.
- Blair, N., R.D. Faulkner, A.R. Till, M. Korschens & E. Schulz (2006). Long-term management impacts on soil C, N and physical fertility. II. Bad Lauchstädt static and extreme FYM experiments. *Soil Tillage Research* 91:39-47.
- Bellamy, P. H., P.J. Loveland, R.I. Bradley, R. M. Lark & G.J.D. Kirk (2005) Carbon losses from all soils across England and Wales 1978–2003. *Nature* 437:245-248.
- Bruun, S., B.T. Christensen, E.M. Hansen, J. Magid & L.S. Jensen (2003) Calibration and validation of soil organic matter dynamics of the Daisy model with data from Askov long-term experiments. *Soil Biology & Biochemistry* 35:67-76.
- Christensen, B.T. & A.E. Johnston (1997) Soil organic matter and soil quality - lessons learned from long-term experiments at Askov and Rothamsted. p. 399-430. In: E.G. Gregorich & M.R. Carter (eds.) *Soil Quality for Crop Production and Ecosystem Health*. Elsevier, Amsterdam.
- Christensen, B.T. (1997) The Askov long-term field experiments. *Archiv für Acker-, Pflanzenbau und Bodenkunde* 42:265-278.
- De Willigen, P., B.H. Janssen, H.I.M. Heesmans, J.G. Conijn, G.J. Velthof & W.J. Chardon (2008) Decomposition and accumulation of organic matter in soil. Comparison of some models. Alterra, rapport in concept.
- Johnston, A.E. (1997) The value of long-term field experiments in agricultural, ecological, and environmental research. *Advances in Agronomy* 59:291-333.
- Ellmer, F., H. Peschke, W. Köhn, F.M. Chmielewski & M. Baumecker (2000) Tillage and fertilizing effects on sandy soils. Review and selected results of long-term experiments at Humboldt-University Berlin. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163:267-272.
- Franko, U., G.J. Crocker, P.R. Grace, J. Klfr, M. Korschens, P.R. Poulton & D.D. Richter (1997) Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using the CANDY model. *Geoderma* 81:109-120
- Goidts E. & B. van Wesemael (2007) Regional assessment of soil organic carbon changes under agriculture in Southern Belgium (1955-2005) *Geoderma* 141:341-354.
- Grace, P.R., J. N. Ladd, G.P. Robertson & S.H. Gage (2006) Socrates/a simple model for predicting long-term changes in soil organic carbon in terrestrial ecosystems *Soil, Biology & Biochemistry* 38:1172-1176.

- Gosling, P. & M. Shephard (2005) Long-term changes in soil fertility in organic arable farming systems in England, with particular reference to phosphorous and potassium. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105:425-432.
- Franken H. & E. Hurtmanns(1985) Der Einfluß langjähriger Düngungsmaßnahmen auf die Dynamik der Bodenstruktur. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*. 148:159-168.
- Hanegraaf, M.C., E. Hoffland, P.J. Kuikman & L. Brussaard, 2008. Trends in soil organic matter contents in Dutch grasslands and maize fields on sandy soils. Accepted for *European Journal of Soil Science*
- Hassink, J. & A.P. Whitmore (1997) A model of the physical protection of organic matter in soils. *Soil Science Society of America Journal* 61:131-139.
- Henriksen TM, Korsæth A, Breland TA, B. Stenberg, L.S. Jensen, S. Bruund, J. Gudmundsson, F. Palmason, A. Pedersen & T.J. Salo (2007) Stepwise chemical digestion, near-infrared spectroscopy or total N measurement to take account of decomposability of plant C and N. *Soil Biology & Biochemistry* 39:3115-3126.
- Huber, C, R. Baier, A. Gottlein & W.Weis (2006) Changes in soil, seepage water and needle chemistry between 1984 and 2004 after liming an N-saturated Norway spruce stand at the Hoglewald, Germany. *Forest Ecology and Management* 233:11-20.
- Janssen, B.H. (1996) Nitrogen mineralization in relation to C:N ratio and decomposability of organic materials. *Plant and Soil* 181:39-45.
- Janssen B.H. (2002) Organic matter and soil fertility. *Collegedictaat, Wageningen Universiteit*.
- Janzen, H.H. (2006) The soil carbon dilemma: Shall we hoard it or use it? *Soil Biology & Biochemistry* 38:419-424.
- Johnson, J.M.F., R.R. Allmaras, & D.C. Reicosky (2006) Estimating source carbon from crop residues, roots and rhizodeposits. Using the national grain-yield database. *Agronomy Journal* 98:622-636.
- Jones, R.J.A., R. Hiederer, E. Rusco, P.J. Loveland & L. Montanarella (2004) The Map of organic carbon in topsoils in Europe. Version 1.2, september 2003: Explanation of: Special Publication Ispra 2004 no.72 (S.P.I.04.72). Technical report, European Soil Bureau Research Report No.17, EUR 21209 EN.
- Fontaine S, S. Barot, P. Barre, N Bdioui, B. Mary & C. Rumpel (2007) Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature* 450:277-280.
- Fliessbach, A. H.R. Oberholzer, L. Gunst & P. Mäder (2007) Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118:273-284.
- Hoogerkamp, M. (1973) Accumulation of organic matter under grassland and its effects on grassland and on arable crops. *Agricultural research reports no. 806, Mededeling/Instituut voor Biologisch en Scheikundig Onderzoek van Landbouwgewassen (no. 479), Wageningen*.
- Kätterer, T., O. Andrén & J. Persson (2004) The impact of altered management on long-term agricultural soil carbon stocks – a Swedish case study. *Nutrient Cycling & Agroecosystems* 70:179-187.

- Kemmitt, S.J., D. Wright, K.W.T. Goulding & D.L. Jones (2006) pH regulation of carbon and nitrogen dynamics in two agricultural soils. *Soil Biology & Biochemistry* 38:898-911.
- Kemmitt, S.J., C.V. Lanyon, I.S. Waite, Q. Wen, T.M. Addiscott, N.R.A. Bird, A.G. O'Donnell & P.C. Brookes (2008) Mineralization of native soil organic matter is not regulated by the size, activity or composition of the soil microbial biomass—a new perspective. *Soil Biology & Biochemistry* 1:61-73.
- Klimanek, E.M. (1997) Importance of crop and root residues of agricultural crops for soil organic matter. *Archiv fur Acker-, Pflanzenbau und Bodenkunde* 41:485–511.
- Kurtinecz, P. (2004) Die Dauerdungungs- und Kalkungsversuche aus Nord-west Rumanien. *Archives Agronomy Soil Science* 49:503-510.
- Kortleven, J. (1963) Kwantitatieve aspecten van humusopbouw en humusafbraak. Proefschrift, Verslagen Landbouwkundige Onderzoekingen (69-1), Pudoc, Wageningen.
- Kortleven, J. (1970) Verslag over het verloop der humusgehalten gedurende zestig jaren in een onbebouwde zavelgrond. Instituut voor Bodemvruchtbaarheid, rapport 9-1970, Haren.
- Körschens, M. (1998) Turnover of soil organic matter (SOM) and long-term balances - Tools for evaluating sustainable productivity of soils. *Zeitschrift Pflanz Boden* 161:409-424.
- Körschens, M. (2006) The importance of long-term field experiments for soil science and environmental research – a review. *Plant Soil Environment* 52:1-8.
- Leifeld, J. M. Zimmerman & J. Fuhrer (2008) Simulating decomposition of labile soil organic carbon: Effects of pH . *Soil Biology & Biochemistry* 40, 2948-2951.
- Lettens, S, B. de Vos, P. Quataert, B. van Wesemael, B. Muys & J. van Orshoven (2007) Variable carbon recovery of Walkley-Black analysis and implications for national soil carbon accounting *European Journal of Soil Science* 58:1244-1253.
- Lützw, M. von., I. Kögel-Knabner, K. Ekschmitt, H. Flessa, G. Guggenberger, E. Matzner & B. Marschner. (2007) SOM fractionation methods: relevance to functional pools and stabilization mechanisms. *Soil Biology & Biochemistry* 39:2183-2207.
- Mäder, P., A. Fliessbach, D. Dubois, L. Gunst, P. Fried & U. Niggli (2002) Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science* 296:1694-1697.
- Nieder, R. and J. Richter (2000) C and N accumulation in arable soils of West Germany and its influence on the environment –Developments 1970 to 1998. *J. Plant. Nutr. Soil Sci* 163, 65-72.
- Loveland, P. & J. Webb (2003) Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: A review. *Soil & Tillage Research* 70:1-18.
- McLauchlan, K. (2006) The nature and longevity of agricultural impacts on soil carbon and nutrients: A review. *Ecosystems* 9:1364-1382.
- Pape, J.C. (1970) Plaggen soils in the Netherlands. *Geoderma* 4:229–255.
- Post, J., V.Krysanova, F. Suckow, W. Mirschel, J. Rogasik & I. Merbach (2007) Post Integrated eco-hydrological modelling of soil organic matter dynamics for the

- assessment of environmental change impacts in meso- to macro-scale river basins. *Ecological Modelling* 206:93-109.
- Petersen, B.M., J. Berntsen, S. Hansen & L.S. Jensen (2005a) CN-SIM - a model for the turnover of soil organic matter. I: Long term carbon development. *Soil Biology & Biochemistry* 37:359-374.
- Petersen, B.M., L.S. Jensen, B. Berntsen, S. Hansen, A. Pedersen, T.M. Henriksen, P. Sørensen & I. Trinsoutrot-Gattin (2005b) CN-SIM - a model for the turnover of soil organic matter. II: Short term carbon and nitrogen development. *Soil Biology & Biochemistry* 37:375-393.
- Powlson, D.S., P. Smith, K. Coleman, J.U. Smith, M.J. Glendining, M. Korschens & U. Franko (1998) A European network of long-term sites for studies on soil organic matter. *Soil and Tillage Research* 47:263-274.
- Pulleman, M.M., J. Bouma, E. A. van Essen & E. W. Meijles (2000) Soil organic matter content as a function of different land use history. *Soil Science Society of America Journal* 64:689-693.
- Raupp, J., C. Pekrun, M. Oltmanns & U. Köpke (2006)(eds.): Long Term Field Experiments in Organic Farming. ISOFAR Scientific Series No 1. Verlag Dr. Köster, Berlin, Germany. ISBN-Nr. 3-89574-590-1.
- Rasse, D.P., C. Rumpel & M.F. Dignac (2005) Is soil carbon mostly root carbon. Mechanisms for specific stabilisation. *Plant and Soil* 269:341-356.
- Rasmussen, P.E., K.W.T. Goulding, J.R. Brown, P.R. Grace, H.H. Janzen & M. Korschens (1998) Long-term agroecosystem experiments assessing agricultural sustainability and global change. *Science* 282:893-896.
- Rietra, R.P.J.J., P.F.A.M. Römkens & J. Japenga (2004) Cadmium en zink in bodem en landbouwgewassen in de Kempen. Onderzoek naar relatie tussen cadmium en zinkgehalte in de bodem en in gewas in de gemeente Cranendonck. Alterra rapport 974, Wageningen.
- Rietra, R.P.J.J., D.J. Brus & F. de Vries (2006) Bodemmeetnet provincie Noord-Holland; 3e meetjaar. Alterra rapport 1362, Wageningen.
- Rogasik, J., S.Schroetter, U. Funder, E.Schnug & P. Kurtinecz. (2004) Long-term fertilizer experiments as a data base for calculating the carbon sink potential of arable soils. *Archives Agronomy & Soil Science* 50:11-19.
- Römkens P.F.A.M., J. van der Plicht & J. Hassink (1999) Soil organic matter dynamics after the conversion of arable land to pasture. *Biology and Fertility of Soils* 28:277-284.
- Römkens P.F.A.M., J. Hassink & J. van der Plicht (1998) Soil organic C-14 dynamics: Effects of pasture installation on arable land. *Radiocarbon* 40:1023-1031.
- Richter, D. de B., M. Hofmockel, M.A. Callahan, D.S. Powlson & P. Smith (2007) Long-term soil experiments: Keys to managing earth's rapidly changing ecosystems. *Soil Science Society of America Journal* 71,(2) 266-279.
- Singh, B.R. & R. Lal (2005) The potential of soil carbon sequestration through improved management practices in Norway. *Env. Dev. Sustainability* 7:161-184.
- Shibu, M.E., P.A. Leffelaar, H. van Keulen & P.K. Aggarwal (2006) Quantitative description of soil organic matter dynamics – A review of approaches with reference to rice-based cropping systems. *Geoderma* 137:1-18.
- Sleutel, S., S. de Neve, G. Hofman, P. Boeckx, D. Beheydt, O. van Cleemput, I. Mestdagh, P. Lootens, L. Carlier, N. Van Camp, H. Verbeeck, I. VanderWalle,

- R. Samson, N. Lust & R. Lemeur (2003) Carbon stock changes and carbon sequestration potential of Flemish cropland soils. *Global Change Biology* 9:1193-1203.
- Sleutel, S., S. de Neve, B. Singier & G. Hofman (2006). Organic C levels in intensively managed arable soils - long-term regional trends and characterization of fractions. *Soil Use and Management* 22:188–196.
- Sleutel, S., S. De Neve & G. Hofman (2007) Assessing causes of recent organic carbon losses from cropland soils by means of regional-scaled input balances for the case of Flanders (Belgium). *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 78:265-278.
- Smith, P., P.D. Falloon, M. Körschens, L.K. Shevtsova, U. Franko, V. Romanenkov, K. Coleman, V. Rodionova, J.U. Smith & G. Schramm (2002) EuroSOMNET – a European database of long term experiments on soil organic matter: the WWW metadatabase. *Journal of Agricultural Science* 138:123-134.
- Smith P, J.U. Smith D.S. Powelson, W.B. McGill, J.R.M. Arah, O.G. Chertov, K. Coleman, U. Franko, S. Frohling, D.S. Jenkinson, L.S. Jensen, R.H. Kelly, H. Klein-Gunnewiek, S. Komarov, C. Li, J.A.E. Molina, T. Mueller, W.J. Parton, J.H.M. Thornley & A.P. Whitmore (1997) A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma* 81:153-225.
- Smith, P., S.J. Chapman, W. A. Scott, H. I. J. Black, M. Wattenbach, R. Milne, C.D. Campbell, A. Lilly, N. Ostle, P. E. Levy, D.G. Lumsdon, P. Millard, W. Towers, S. Zaehle & J.U. Smith (2007) Climate change cannot be entirely responsible for soil carbon loss observed in England and Wales, 1978-2003. *Global Change Biology* 13:2605–2609
- Springob, G., S. Brinkmann, N. Engel, H. Kirchmann & J. Bottcher (2001) Organic carbon levels of Ap horizons in North German Pleistocene sands as influenced by climate, texture and history of land-use. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 164:681–690.
- Springob, G. & H. Kirchmann (2002) C-rich sandy Ap horizons of specific historical land-use contain large fractions of refractory organic matter *Soil Biology & Biochemistry* 34:1571–1581.
- Tate K.R., D.J. Giltrap, J.J. Claydon, P.F. Newsome, I.A.E. Atkinson, M.D. Taylor & R. Lee (1997) Organic carbon stocks in New Zealand's terrestrial ecosystems. *Journal of the Royal Society of New Zealand*, 27:315–335.
- Ten Berge, H.F.M. A.M. van Dam, B.H. Janssen & G.J. Velthof (2007) Mestbeleid en bodemvruchtbaarheid in Duin- en Bollenstreek. Advies van de CDM-werkgroep Mestbeleid en Bodemvruchtbaarheid in de Duin- en Bollenstreek. Werkdocument 47, Wettelijke Onderzoekstaken (WOT) Natuur & Milieu, Wageningen.
- Tisdall, J.M. & Oades, J.M. (1982). Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33:141–163.
- Velthof, G.L. (2003) Relaties tussen mineralisatie, denitrificatie en indicatoren voor bodemkwaliteit in landbouwgronden. Alterra, rapport 769, Wageningen.
- Verberne, E.L.J., J. Hassink, P. de Willigen, J.J.R. Groot & J.A. van Veen (1990) Modelling soil organic matter dynamics in different soils. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 38:221-238.

- Vleeshouwers L.M. & A. Verhagen (2002) Carbon emission and sequestration by agricultural land use: a model study for Europe. *Global Change Biology* 8:519-530.
- Velthof, G.L. (2004) Achtergronddocument bij enkele vragen van de evaluatie Meststoffenwet 2004. Alterra, rapport 730.2, Wageningen.
- Wadman, W.P. & S. de Haan (1997) Decomposition of organic matter from 36 soils in a long term pot experiment. *Plant and Soil* 189:289-301
- Van der Burgt, G.J.H.M., G.J.M. Oomen, A.S.J. Habets & W.A.H. Rossing (2006) The NDICEA model, a tool to improve nitrogen use efficiency in cropping systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 74:275-294.
- Van Wesemael, B., S. Lettens, C. Roelandt & J. van Orshoven (2005) Modelling the evolution of regional carbon stocks in Belgian cropland soils - special issue: Estimating regional soil organic carbon stocks. *Canadian Journal of Soil Science* 85:511-521.
- Van Veen, J.A. & P.J. Kuikman (1990) Soil structural aspects of decomposition of organic matter by micro-organisms. *Biogeochemistry* 11:213-233.
- VDLUFA (2004) Standpunkt, humusbilanzierung. Methode zur beurteilung und bemessung der Humusversorgung von ackerland.
- Whitmore, A.P. (2007) Describing the transformation of organic carbon and nitrogen in soil using the MOTOR system. *Computers and Electronics in Agriculture* 55 (2007) 71-88.
- Yang, H.S. & B.H. Janssen (2000) A mono-component model of carbon mineralization with a dynamic rate constant. *European Journal of Soil Science* 51:517-529.
- Yang, H.S. & B.H. Janssen (2002) Relationship between substrate initial reactivity and residues ageing speed in carbon mineralization *Plant & Soil* 239:215-224.
- Xu, J.M., C. Tang & Z.L. Chen (2006) Chemical composition controls residue decomposition in soils differing in initial pH. *Soil Biology & Biochemistry* 38:544-552.
- Zhang, C. & D. McGrath (2004) Geostatistical and GIS analyses on soil organic carbon concentrations in grassland of southeastern Ireland from two different periods. *Geoderma* 119:261-275.
- Zimmer J., M. Roschke & D. Schulze (2005) Influence of different treatments of organic and mineral fertilization on yield, soil organic matter and N-balance of a diluvial sandy soil - results after 45 years long-term field experiment P60 (Groß Kreutz, 1959 - 2003). *Archives of Agronomy and Soil Science* 51:135-149.

Bijlage 1 Wettelijk kader

Het Nederlandse mestbeleid is grotendeels gebaseerd op de Nitraatrichtlijn en een aantal andere Europese richtlijnen met betrekking tot het tegengaan van grond- en oppervlaktewaterverontreiniging. Naar aanleiding van de uitspraak van het Europese Hof van Justitie in oktober 2003 (hierna: Hofarrest) is het stelsel van verliesnormen volgens het MINAS-systeem (Mineralen Aangifte Systeem [LNV, 1995]) komen te vervallen. Per 1 januari 2006 is het Nieuwe Mestbeleid in werking getreden met een stelsel van gebruiksnormen voor dierlijke mest, stikstof en fosfaat: het Gebruiksnormenstelsel, en middelvoorschriften voor het aanwenden van deze meststoffen.

Het Gebruiksnormenstelsel staat beschreven in het Derde Actieprogramma (2004-2009) waarin Nederland uitvoering geeft aan het Hofarrest en de doelstelling van de Nitraatrichtlijn. Naast de implementatie van de Nitraatrichtlijn is het nieuwe mestbeleid tevens gestoeld op de KRW, de Waterrichtlijn gevaarlijke stoffen en de Grondwaterrichtlijn (Derde Actieprogramma [2004-2009], MNP, 2007). Het nieuwe stelsel is wettelijk vastgelegd in de Meststoffenwet en is gebaseerd op gewasspecifieke gebruiksnormen. Deze gebruiksnormen stellen een maximum aan de hoeveelheid meststoffen die op een bedrijf mogen worden aangevoerd. Er zijn drie soorten gebruiksnormen:

- voor dierlijke mest,
- voor fosfaat, en
- voor stikstof.

Het normenstelsel gaat uit van gebruiksnormen op bedrijfsniveau berekend per jaar; er is geen verrekening tussen verschillende jaren mogelijk.

Dierlijke mest

De gebruiksnorm voor dierlijke mest betreft de totale hoeveelheid stikstof die met de mest wordt toegediend en bedraagt $170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$. Voor bedrijven die eventueel in aanmerking komen voor derogatie is de gebruiksnorm $250 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$. Het gebruik van dierlijke mest wordt berekend uit de productie van mest, de aanvoer van mest, de afvoer van mest en voorraadverschillen. Het gebruik mag niet groter zijn dan de gebruiksnorm van het bedrijf (Derde Actieprogramma [2004-2009], MNP, 2007). De hoeveelheid stikstof en fosfaat in dierlijke mest wordt bepaald aan de hand van een forfaitair systeem. Dit systeem is gebaseerd op excretieniveaus van verschillende veeklassen.

De gebruiksnorm dierlijke mest beperkt de hoeveelheid organische stof die mag worden aangevoerd. Een voorbeeld van een mogelijk probleem hierbij is de bollenteelt. Boeren in de bollensector achten een voldoende aanvoer van organische stof met stalmest van cruciaal belang bij de teelt van bollen op duinzandgronden. Het streeftraject van organische stof in de bodem is van 0.8% tot 1.3% en met de huidige gebruiksnorm voor dierlijke mest is het niet mogelijk het organisch stofgehalte op dit

niveau te houden. Hierdoor kunnen mogelijke functies van organische stof in de bodem (e.g., bodemstructuur, vochthoudend vermogen, adsorptie en nalevering van nutriënten, bodembioologische processen, etc.) worden aangetast (Ten Berge *et al.*, 2007).

Stikstof

Het gebruik van stikstofmeststoffen op een bedrijf wordt berekend uit het gebruik van dierlijke mest, kunstmest en overige meststoffen. De in het voorjaar beschikbare minerale stikstof, netto-mineralisatie en depositie worden daarbij meegerekend. Aangezien gewassen alleen mineraal stikstof op kunnen nemen, heeft de berekening van het gebruik en norm alleen betrekking op de zogenaamde “werkzame stikstof”. De werkzame stikstof betreft de stikstof die werkzaam is in het eerste jaar na aanwending (Derde Actieprogramma [2004-2009], MNP, 2007). Het aandeel van de werkzame stikstof in de totale stikstofinhoud wordt berekend aan de hand van een werkingscoëfficiënt. Bij het gebruik van dierlijke mest zijn deze werkingscoëfficiënten verschillend voor mest van bijvoorbeeld runderen of varkens en er wordt tevens onderscheid gemaakt tussen gebruik op gras- en bouwland. De stikstof in kunstmest is in principe 100% werkzaam. De stikstofgebruiksnormen volgens het gebruiksnormenstelsel zijn gebaseerd op wetenschappelijke berekeningen van de Werkgroep Onderbouwing Gebruiksnormen (WOG) en houden zowel rekening met het bemestingsadvies als met het benodigde niveau om milieudoelen die voortkomen uit bijvoorbeeld de Nitraatrichtlijn te realiseren. Op basis van de bestaande bemestingsadviezen heeft de WOG de gemiddelde stikstofbehoefte per gewas berekend. Daarnaast is per gewas berekend bij welk bemestingsniveau de stikstofconcentratiedoelstelling voor grond- en oppervlaktewater wordt overschreden (Tabel B1.1). De gebruiksnormen voor stikstof worden op deze manier per gewas en per grondsoort vastgesteld.

Tabel B1.1 Stikstofconcentratiedoelstelling voor grond- en oppervlaktewater volgens de Nitraatrichtlijn.

N-concentratiedoelstelling	Grondwater	Oppervlaktewater
N-concentratie	50 mg NO ₃ L ⁻¹	10 mg N-totaal L ⁻¹

De stikstofbemestingsnorm wordt ideaal op een dusdanige manier afgestemd zodat de bemestingsnorm zo dicht mogelijk bij het bemestingsadvies voor een specifiek gewas op een bepaalde grondsoort ligt, maar geen hogere stikstofconcentraties in het grond- en oppervlaktewater veroorzaakt dan de stikstofconcentratiedoelstelling van de Nitraatrichtlijn. In 2009 mag de stikstofconcentratie niet meer dan 50 mg nitraat L⁻¹ grondwater bedragen en om deze afstemming goed te krijgen moet een aantal gebruiksnormen worden verlaagd. Vooral op zand- en lössgronden, die gevoelig zijn voor uitspoeling, blijkt dit bij een aantal gewassen problemen te geven. Deze milieukritische gewassen overschrijden met de gebruiksnorm uit 2006 (= 100% van het bemestingsadvies) de stikstofconcentratiedoelstelling van 50 mg nitraat L⁻¹ grondwater en vanaf 2007 zullen de kritische gewassen op zandgronden een lagere bemesting ontvangen dan het bemestingsadvies. Dit gebeurt stapsgewijs om het nieuwe Gebruiksnormenstelsel (2006) aan te laten sluiten op het MINAS-systeem. Tabel B1.2 laat voor verschillende gronden zien hoeveel procent van het bemestingsadvies gegeven mag worden.

Tabel B1.2 Stikstofgebruiksnorm als percentage van het huidige bemestingsadvies voor verschillende gronden (Van Dijk, 2003).

	2006	2007	2008	2009
Klei en veen	110%	110%	100%	100%
Zand/löss	100%	100%	100%	100%
Zand/löss (kritische gewassen)	100%	95%	95% of lager	95% of lager

Alleen voor de kritische gewassen op zand- of lössgrond bestaat er een gevaar voor suboptimale bemesting. In alle andere gevallen is de stikstofnorm gelijk of groter aan het bemestingsadvies. De suboptimale bemesting zal voornamelijk negatieve economische gevolgen veroorzaken maar heeft naar verwachting een positief effect op het milieu.

De aangescherpte stikstofgebruiksnormen kunnen eveneens indirecte gevolgen hebben voor de bodemvruchtbaarheid. Indien minder dierlijke mest wordt angewend kan het organisch stofgehalte dusdanig afnemen zodat bodemstructuur, het vochthoudend vermogen en andere mogelijke functies van organische stof in de bodem worden aangetast (Ten Berge *et al.*, 2007).

Fosfaat

De gebruiksnormen voor totaal fosfaat zijn niet bodemspecifiek en maken beperkt onderscheid naar gewas (MNP, 2007). Het gebruik van fosfaatmeststoffen op bouwen grasland wordt berekend uit het gebruik van dierlijke mest, kunstmest en overige meststoffen op een bedrijf. Over een periode van 10 jaar (2006-2015) wordt de gebruiksnorm voor fosfaat aangescherpt tot evenwichtbemesting in 2015 (zie tabel B1.3). De aanvoer van fosfaat met bemesting dient dan gelijk te zijn aan de afvoer met oogstproducten plus een extra aanvoer ter compensatie van een onvermijdbaar verlies van $<5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$. Er is een overgangperiode ingesteld om de aansluiting met het beleid op basis van MINAS geleidelijk te laten verlopen. De opname van akkerbouwgewassen is forfaitair gesteld op $65 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$. Wanneer de verliesnorm in MINAS van 20 kg ha^{-1} en het gebruik van fosfaatkunstmest in 2005 van 30 kg ha^{-1} hierbij worden opgeteld komt het totale fosfaatgebruik voor 2005 op 115 kg ha^{-1} uit. Met ingang van 2006 zullen de fosfaatgebruiksnormen geleidelijk dalen naar evenwichtsbemesting in 2015.

Tabel B1..3 Fosfaatgebruiksnormen ($\text{kg ha}^{-1} \text{ P2O5 jr}^{-1}$) in de periode 2006-2015.

Jaar	2006	2007	2008	2009*	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Bouwland	95	90	85	80	75	70	70	65	65	60

* De normen voor 2009 en daarna zijn indicatief en moeten nog worden vastgesteld (Staatscourant [2005] in MNP [2007]).

Het bemestingsadvies voor fosfaat heeft in tegenstelling tot de de fosfaatgebruiksnorm een bodem- en gewasgericht karakter. Het advies wordt opgesteld aan de hand van de fosfaattoestand van de bodem en de gewasbehoefte, waarbij de fosfaattoestand wordt aangegeven met het Pw-getal ($\text{mg P}_2\text{O}_5 \text{ L}^{-1} \text{ grond}$) (Van Dijk, 2003). Er bestaan verschillende waarderingen voor de fosfaattoestand van de bodem (Tabel B1.4) en de gewasgroepen zijn ingedeeld in 5 groepen, afnemend in fosfaatbehoefte: $0 > 1 > 2 > 3 > 4 > 5$. Tot gewasgroep 0 behoren bijvoorbeeld de

vollegrondsgroentengewassen zoals andijvie en verschillende slasoorten die een relatief grote fosfaatbehoefte hebben.

Tabel B1.4 Waardering van de fosfaattoestand van de bodem (Van Dijk, 2003).

Waardering	Pw
Zeer laag	<11
Laag	11–20
Voldoende	21–30
Ruim voldoende	31–45
Vrij hoog	46–60
Hoog	>60

Slechts ongeveer 5% van de Nederlandse landbouwgronden is fosfaatfixerend en/of fosfaatarm en heeft een lage waardering van de fosfaattoestand overeenkomend met zeer laag en laag in Tabel B1.4 (Derde Actieprogramma [2004-2009]] in MNP [2007]; Neutel, 1994; Schoumans *et al.*, 2004). Het is mogelijk om gedurende een bepaalde periode een fosfaatnorm van 160 kg ha⁻¹ toe te staan voor bedrijven met fosfaatarme of –fixerende gronden. Deze extra gift mag alleen in de vorm van fosfaatkunstmest gegeven worden en als de gebruiksnormen voor dierlijke mest en totaal stikstof niet worden overschreden. Het overgrote deel van de landbouwgronden heeft echter een veel hogere fosfaattoestand en op 85% van het Nederlandse landbouwareaal valt het bemestingsadvies lager uit of is gelijk aan de indicatieve gebruiksnorm van 60 kg P₂O₅ ha⁻¹ jr⁻¹ in 2015. Volgens het MNP (2007) zal de geplande evenwichtsbemesting daar waarschijnlijk niet leiden tot een lagere gewasopbrengst “in de periode tot 2015 en geruime tijd daarna”. Voor de overige 10 tot 15% van het landbouwareaal roept het gebruik van deze generieke gebruiksnorm voor fosfaat vragen op bij beleid en in de praktijk. Bedrijven met fosfaatbehoefte gewassen komen mogelijk in de knel omdat de gebruiksnorm lager uitvalt dan het specifieke bemestingsadvies voor deze gewassen. Tabel B1.5 laat zien om welke omstandigheden het gaat.

Tabel B1.5: Geadviseerde hoeveelheid fosfaatbemesting in kg P₂O₅ ha⁻¹ (gewasgroep 0, 2002; overige gewasgroepen, 1992)(Van Dijk, 2003). Cellen zijn gekleurd wanneer het bemestingsadvies hoger is dan de indicatieve fosfaatgebruiksnorm van 60 kg P₂O₅ ha⁻¹ jr⁻¹ in 2015.

Pw	Dekzand, dalgrond, rivierklei en löss					Zeeklei, zeezand				
	Gewasgroepen					Gewasgroepen				
	0	1	2	3	4	0	1	2	3	4
25	-	135	110	75	40	245	135	95	45	0
30	235	120	90	55	20	190	120	75	20	
35	155	105	75	40	0	130	105	55	0	
40	95	85	55	20		85	85	40		
45	70	70	40	0		70	70	20		
50	55	55	20			55	55	0		
55	35	35	0			35	35			
60	20	20				20	20			

De gevolgen van evenwichtsbemesting op de fosfaattoestand van de bodem op de lange termijn zijn onbekend. In het MNP-rapport over “Werking van de Meststoffenwet 2006” (2007) staat dus dat evenwichtsbemesting op 85% van het landbouwareaal waarschijnlijk niet leidt tot lagere gewasopbrengsten in de periode tot 2015 en geruime tijd daarna. Het is niet bekend hoe lang “geruime tijd daarna”

precies is en of evenwichtbemesting de fosfaattoestand uitgedrukt in Pw van de bodem kan doen dalen.

Middelvoorschriften¹²

Naast de gebruiksnormen voor dierlijke mest, totaal stikstof en fosfaat heeft Nederland eveneens de plicht om voorschriften vast te stellen met betrekking tot de wijze van aanwending van meststoffen. Het gaat hierbij om vier onderdelen:

- Het aanwijzen van periodes waarin het gebruik van kunstmest niet is toegestaan;
- Het gebruik van meststoffen op steile hellingen;
- Het gebruik van meststoffen in de nabijheid van waterlopen, en
- Methoden voor de aanwending van kunstmest.

Hieruit volgen allerlei maatregelen die onnodige milieuverontreinigingen moeten voorkómen. In deze paragraaf worden echter alleen de maatregelen besproken die invloed kunnen hebben op de bodemvruchtbaarheid. Met het oog op de bodemvruchtbaarheid is vooral het aanwijzen van perioden waarin het aanwenden van mest niet is toegestaan van belang. Voor het aanwenden van dierlijke mest op zand- en lössgronden bestaat een algeheel verbod tussen 1 september en 31 januari. Voor bouwland op veen is per 2006 een verbod op het aanwenden van drijfmest tussen 16 september en 31 januari van kracht, en voor bouwland op klei wordt de verbodsperiode geleidelijk uitgebreid (2005-2009) tot de periode 16 september en 31 januari. Het gebruik van stikstofkunstmest is per 2002 algeheel verboden tussen 16 september en 31 januari. Alleen voor de teelt van vollegrondsgroenten, fruit en bloembollen bestaan uitzonderingen. Deze winterbemesting moet dan binnen de gebruiksnorm voor stikstof vallen. De voorschriften inzake verbodsperiodes zijn van groot belang voor de fysische bodemvruchtbaarheid van de bodem. Het aanwenden van mest op natte gronden kan namelijk ernstige gevolgen hebben voor deze fysische bodemvruchtbaarheid. Volgens Clevering (2002) stuit het toedienen van dierlijke mest op zware kleigronden in het voorjaar op problemen. Als de dierlijke mest onder natte omstandigheden moet worden toegediend kan er structuurschade ontstaan door insporing of bodemverdichting. Als de mest echter later in het voorjaar wordt toegediend wordt het groeiseizoen gekort en vindt er een lagere gewasopbrengst plaats. Op kleigronden is het dus van groot belang om de mest in het beperkte aantal werkbare dagen aan te wenden. Voorschriften voor methoden voor het aanwenden van meststoffen op of in de bodem zouden eventueel kunnen voorzien in een verbeterde toepassing van mestaanwending. Structuurschade kan wellicht worden voorkomen door bijvoorbeeld het gebruik van lichte apparatuur en brede banden met een lage bandspanning (Clevering, 2002). Binnen de huidige regelgeving zijn echter geen voorschriften met betrekking tot de te gebruiken apparatuur voorhanden.

¹² Gebaseerd op het Derde Nederlandse Actieprogramma (2004-2009)

