

BIJLAGE 1

Is an exposure time of 3 d at 60°C sufficient to sanitise VFY household bio-waste?

Aad Termorshuizen, November 17, 2017

Abbreviations used

ECN = European Compost Network

FPR = Fertilising Products Regulation

SSO = source-separated organics

VA = Dutch Waste Management Association

Introduction

The concept Fertilising Products Regulation (FPR) defines minimum temperature-time profiles for aerobic composting (5 days (d) at 65°C, 7 d at 60°C or 14 d at 55°C). As explained in Termorshuizen (2017), this can be criticized from four points of view:

1. The scientific underpinning of these requirements seems poor,
2. Current scientific overviews on sanitation conditions for compost show contradictory results (Termorshuizen, 2017; Wichuk et al., 2011),
3. The more problematic pathogens clubroot and TMV are not only and primarily affected by temperature-time profile. For clubroot, a high moisture content during composting is essential. For TMV, microbial degradation is an important mechanism of inactivation which clearly is not optimal during the thermophilic phase of composting, and
4. Other activities at a composting plant needed to end up with compost free of pathogens are not included in the FPR (e.g. way of working with shovels, degree of material homogenization (which is affected by type of composting¹), and avoidance of recolonization with pathogens.

Although the process is already in an advanced phase and a complete reassessment of the requirements of hygienisation would be best, nevertheless, in this document we concentrate on the considerations for hygienisation for 3 days at 60°C². This short note lists these arguments.

Conclusions (Fig. 1)

- Increasing insight based on research as well as on developments in plant breeding (resistant cultivars) leads to modified conclusions on risk assessment as compared to previous studies.
- SSO expectedly contains only few potentially problematic pathogens at only low to very low densities. The likelihood that these pathogens lead, after composting for 3 d at 60°C, to problems at places where the compost is applied is therefore limited.
- Provided that all the material is completely exposed to a temperature-time profile of 3 d at 60°C, this will lead to hygienised SSO.
- For monostreams³, the advice is to organize ad hoc risk analyses, because in this case possible present pathogens may occur here in way much higher densities than in SSO.

¹ Tunnel composting has a much more homogeneous temperature distribution during composting than (outside) windrow composting.

² However, considering the multiple conditions that influence hygienisation, a local process validation could be an alternative for a generic time-temperature profile.

³ Industrial monostreams are defined here as bio-waste streams of homogeneous composition originating from agriculture or the food-processing industry, and thus, it is unequal from SSO household biowaste.

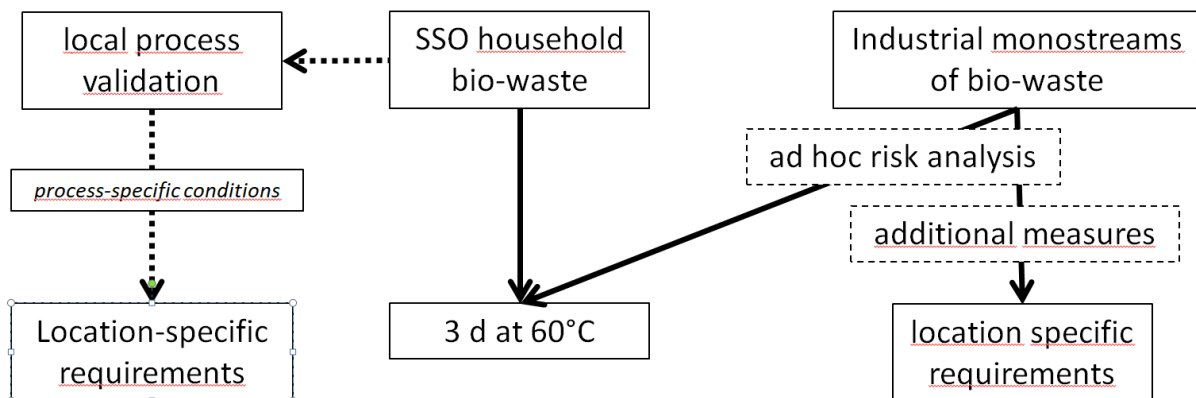


Figure 1. Illustration of the main findings of this note: SSO compost is safe after treatment for 3 d at 60°C. Industrial monostreams however need an ad hoc risk analysis which either leads to treatment of 3 d at 60°C, or, if there are additional risks, to elevated conditions. In principle, considering the multiple conditions that influence hygienisation, a local process validation could be an alternative for a generic temperature-time profile.

Detailed comments

To answer the question how safe composting of SSO is at a minimum of 3 d at 60°C, I discuss here all plant pathogens that are considered as potentially problematic in one or more of the following studies: Noble & Roberts (2004), Noble et al. (2009), Termorshuizen (2001), Termorshuizen et al. (2005), Termorshuizen (2017), and Wichuk et al. (2013)⁴. In order to write a concise report, the background from the publications are not cited here again but only summarized. Only where new information is added, full references are provided.

- *Polymyxa betae* (pathogen of sugar beet causing rhizomania and, in addition, vectoring the virus BNYVV). More recent work (van Rijn & Termorshuizen, 2007) indicates that this pathogen has no risk. The temperature-time profile needed for inactivation in water was 30 min at 60°C or 4 d at 55°C. Survival at 40°C in compost leachate was about 10× less than in water, indicating that the inactivation conditions in composts are likely even less severe than those reported for water. In addition, most usually farmers grow sugar beet varieties that are resistant to *Polymyxa betae*.
- *Spongospora subterranea* (pathogen of potato causing powdery scab and, in addition, vectoring the virus PMTV). Powdery scab resides in the skin of potato tubers and is likely to be able to end up in SSO. It is however not easy to say how common powdery scab currently is. In any case, many new cultivars are resistant or tolerant to powdery scab but on the other hand, some old cultivars that are susceptible are still grown to some extent.

There is only one reference to temperature-time inactivation profiles (Mackay & Shipton, 1983): powdery scab present on seed potatoes was controlled on average by 93% in a water bath after 10 min at 55°C. However, the variation was large: inactivation was 100% in 6 lots, 95% in 1 lot, 50% in 1 lot, and 0% in 2 lots.⁵ Since strong inactivation was observed in the Mackay & Shipton (1983) study at relatively mild conditions (10 min at 55°C), it is quite likely that

⁴ Except at one place, no mention is made of survival under dry conditions since this is not relevant for composting conditions.

⁵ In another study, Nielsen & Mølgaard (1997) reported that at at least 15 min at 90°C in a water bath powdery scab was inactivated, but they did not test more mild conditions. Although this reference may be used to indicate the high persistence of powdery scab this is incorrect, since in order to mention this a treatment leading to some survival of the pathogen should have been included also in the study.

inactivation is acting also at 3 d at 60°C during composting, also since during composting also other inactivation mechanisms are active than only temperature. Still, more research is desired.

- *Fusarium oxysporum* (pathogen of various plant hosts, causing root rot and wilting). Termorshuizen et al. (2005) did not deal with this pathogen in detail, therefore this has been done recently in Termorshuizen (2017). The conclusion was that a temperature-time profile of 3 d at 60°C is likely sufficient. There is one scientific report in which survival was mentioned at 21 d at 65-74° but this can be criticized⁶. In addition, the likelihood of bio-waste that is infected with the pathogen to enter SSO seems very low.
- *Plasmidiophora brassicae* (pathogen of cabbage crops causing club root). Termorshuizen et al. (2005) estimate that this potential problem is acceptable given the expected low levels of infected material to enter SSO. Research is needed to confirm that a high moisture content during composting (60% w/w) for some time in addition could even relax the current temperature-time profiles (Termorshuizen, 2017).
- *Olpidium brassicae* (vector of LBVV and TNV virus, pathogen of lettuce). Termorshuizen et al. (2005) estimate that these potential problems are acceptable given the expected, very low levels of infected material to enter SSO and the rare occurrence of the pathogen. However, the situation could be different for monostreams (see below).
- TMV (Tobacco and tomato mosaic virus, pathogens of multiple crops). Termorshuizen et al. (2005) estimate this problem as acceptable because of the rareness of the pathogen, and the fact that in practice resistant cultivars are used. In addition, an increase in the temperature-time profile will not improve a guarantee for complete inactivation. Rather, biological degradation could well be the primary mechanism of inactivation (Termorshuizen, 2017).
- CGMMV (Cucumber green mottle mosaic virus, a pathogen of cucumber). The disease is uncommon in the Netherlands and compost is not applied in substrate-grown cucumbers. Hence, the risks associated with the pathogen are considered low (Termorshuizen et al., 2005). The temperature-time inactivation profile of this pathogen is unclear. The only reference on this topic is from Avgelis & Manios (1992). In this study, it is reported that during composting of cucumber plant residues, the pathogen was still viable after 1, 2 and 3 days of composting but not after 4 or more days of composting. The temperature profile of these first 4 days was about 45, 62, 70 and 72°C. For judging monostreams (see below), more research is needed.⁷
- TRV (Tobacco rattle virus with a wide host range, vectored by some plant pathogenic nematodes including *Paratrichodorus* and *Trichodorus* spp.). Although TRV can survive at 3 d at 60°C, its vectors will be completely inactivated at these conditions, hence there is no risk (Termorshuizen et al., 2005).
- *Heterodera schachtii* (white beet cyst nematode, pathogen of sugar beets). Termorshuizen (2017) concluded that this pathogen is not an issue at 3 d at 60°C since several publications provide

⁶ In short and as explained in Termorshuizen (2017), this deals with a study by Christensen et al. (2001), where survival of *Fusarium oxysporum* f. sp. *lycopersici* (*Fusarium* wilt in tomato) strongly varied between 4 experiments. The authors were not able to explain this variation. The mechanism mentioned included biological degradation, which will be inactive during the thermophilic phase. Other studies, cited in Termorshuizen (2017), suggest lower temperature-time profiles needed for inactivation.

⁷ The often-reported high temperature resistance of CGMMV as being able to withstand 2 d at 72°C is based on the survival of *dry* material (Avgelis & Manios, 1992) hence this information is not useful for estimating the survival during composting (Shlevin et al., 2012).

convincing evidence for that whilst the single publication indicating more severe inactivation conditions is less convincing⁸.

- *Botryosphaeria obtusa* (wood pathogen with many hosts, only in S-Europe). According to Termorshuizen (2017)⁹, there is only a single study on the survival of this pathogen during composting. In this study, in one composting instance, no survival was found and in the other the lowest detectable amount survived. The study is unclear about the prevailing composting conditions, including temperature-time profiles. Also, the study had been performed in closed incubation bags, which may have reduced the exposure of the wood material to the composting conditions. Hence, to base composting requirements based on this study is unrealistic.
- *Macrophomina phaseolina* (causing charcoal rot in many crops, only in S-Europe). A small-scaled composting with a not detailed temperature-time profile (maximum temperature reached was 60-62°C for an unknown duration) did lead to survival after an incubation of 21-28 d. However, a water bath study indicated complete inactivation at the much more mild conditions of 1.7 h at 50°C. In addition in soil, Sheikh & Ghaffar (1987) found complete inactivation at 3 d at 50°C during incubations of wet soil in an incubator. Thus, it is concluded that this pathogen is inactivated after 3 d at 60°C composting.
- *Microdochium nivale* (causing snow mold, foot rot and leaf spots in cereals and grasses). This species has been studied only once and only in a water bath. Seed transmission seems to be a much higher risk than soil contamination.
- *Rhizoctonia solani* and *Sclerotinia sclerotiorum* (both pathogens causing root rot in many crops). Against quite a significant body of information that these pathogens are inactivated even at conditions that are milder than 3 d at 60°C, for each pathogen there appears to be a publication that considers the opposite. Based on reasonings detailed in Termorshuizen (2017), these opposite results are considered useless.

For industrial monostreams¹⁰, the advice is to organize an ad hoc risk analysis, because the possible presence of pathogens at significant densities is much higher in comparison with household bio-waste (Fig. 1). A possible workflow is:

- Determine the potential problem pathogens (e.g. for tomato residues: *Fusarium oxysporum* and TMV);
- Request a statement from the farmer/food processor on absence of potential problem pathogens¹¹; OR
- Make sure that the application of composted tomato residues is harmless, even if part of the problem pathogens survives the composting process¹²; OR
- Increase the temperature-time profile to conditions that safely ensure pathogen inactivation; OR
- Carry out research on inactivation conditions of the potential problem pathogens¹³.

⁸ The more doubtful results are from a 6-month incubation study of a hobby backyard composting heap. See Termorshuizen (2017).

⁹ Lecomte et al., 2006.

¹⁰ Industrial monostreams are defined here as biowaste streams of homogeneous composition originating from agriculture or the food-processing industry, and thus, it is unequal from SSO household biowaste.

¹¹ This could for example be done by indicating that the cultivars used were resistant to the potential problem pathogens. Or, if susceptible cultivars have been used, by an inspection report of an inspection authority, in The Netherlands e.g. Naktuinbouw (www.naktuinbouw.com).

¹² This would involve the separate composting and selling of this material in a way that other biowaste and compost streams are not contaminated.

¹³ This evidently is not an ad hoc solution.

References

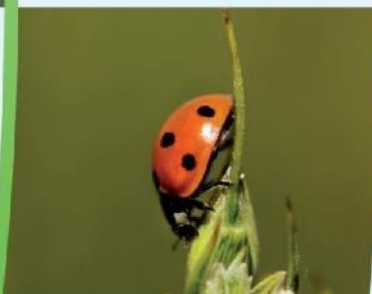
- Avgelis, A.D., Manios, V.I. 1992. Elimination of cucumber green mottle mosaic tobamovirus by composting infected cucumber residues. *Acta Horticulturae* 302: 311-314.
- Christensen, K.K., Kron, E., Carlsbaek, M. 2001. Development of a Nordic System for Evaluating the Sanitary Quality of Compost. *TemaNord* 2001: 550. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Lecomte, P., Louvet, G., Vacher, B., Guilbaud, P. 2006. Survival of fungi associated with grapevine decline in pruned wood after composting. *Phytopathologia Mediterranea*, 45 (SUPPL. 1), pp. S127-S130.
- Mackay, J.M., Shipton, P.J. 1983. Heat treatment of seed tubers for control of potato blackleg (*Erwinia carotovora* subsp. *atroseptica*) and other diseases. *Plant Pathology* 32: 385-393.
- Nielsen, S.L., Mølgaard, J.P. 1997. Incidence, appearance and development of potato mop-top furovirus-induced spraing in potato cultivars and the influence on yield, distribution in Denmark and detection of the virus in tubers by ELISA. *Potato Research* 40: 101-110.
- Noble, R., Roberts, S.J. 2004. Eradication of plant pathogens and nematodes during composting: A review. *Plant Pathology* 53: 548-568.
- Noble, R., Elphinstone, J.G., Sansford, C.E., Budge, G.E., Henry, C.M. 2009. Management of plant health risks associated with processing of plant-based wastes: A review. *Bioresource Technology* 100: 3431-3446.
- Termorshuizen, A.J. 2001. Risk assessment of compost with respect to (micro)biological contaminants. Advice to the Dutch Waste Management Association (in Dutch). Biological Farming Systems, Wageningen University.
- Termorshuizen, A.J., van Rijn, E., Blok, W.J. 2005. Phytosanitary risk assessment of composts. *Compost Science & Utilization* 13: 108-115.
- Termorshuizen, A.J. 2017. Feasibility of 3 d 60 C as phytosanitary requirement in the Fertilising Products Regulation. Advice to the Dutch Waste Management Association (in Dutch). Aad Termorshuizen Consultancy, 18 oktober 2017.
- Sheikh, A.H., Ghaffar, A. 1987. Time-temperature relationships for the inactivation of sclerotia of *Macrophomina phaseolina*. *Soil Biology & Biochemistry* 19: 313-315.
- Shlevin, E., Katan, J., Gamliel, A. 2012. Modeling pathogen response to elevated temperatures during solarization. pp. 153-161 in Gamliel & Katan (eds), *Soil Solarization – Theory and Practice*. APS Press.
- van Rijn, E., Termorshuizen, A.J. 2007. Eradication of *Polymyxa betae* by thermal and anaerobic condition and in presence of compost leachate. *J. Phytopathology* 155: 544-548.
- Wichuk, K.M., Tewari, J.P., McCartney, D. 2011. Plant pathogen eradication during composting: A literature review. *Compost Sci & Util* 19: 244-266.

Soil for life

BIJLAGE 2

Rapport 1716.N.17

Karakterisering van
organische meststoffen



nmi 

Rapport 1716.N.16

Karakterisering van organische meststoffen

Auteur(s) : ir. R. Postma & dr. A. Veeken (Vereniging Afvalbedrijven)

© 2017 Wageningen, Nutriënten Management Instituut NMI B.V.

Alle rechten voorbehouden. Niets uit de inhoud mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, op welke wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de directie van Nutriënten Management Instituut NMI.

Rapporten van NMI dienen in eerste instantie ter informatie van de opdrachtgever. Over uitgebrachte rapporten, of delen daarvan, mag door de opdrachtgever slechts met vermelding van de naam van NMI worden gepubliceerd. Ieder ander gebruik (daaronder begrepen reclame-uitingen en integrale publicatie van uitgebrachte rapporten) is niet toegestaan zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van NMI.

Disclaimer

Nutriënten Management Instituut NMI stelt zich niet aansprakelijk voor eventuele schadelijke gevolgen voortvloeiend uit het gebruik van door of namens NMI verstrekte onderzoeksresultaten en/of adviezen.

Verspreiding

Tim Brethouwer, Vereniging Afvalbedrijven

1x

Arjen Brinkmann, BVOR

1x

Inhoud

			pagina
1	Inleiding	2	
	1.1	Aanleiding	2
	1.2	Doelstelling	2
	1.3	Aanpak	2
2	Samenstelling en karakterisering van uiteenlopende organische producten		3
	2.1	Samenstelling producten	3
	2.2	Karakterisering van de organische producten	4
	2.3	Conclusies	7
3	Consequenties van extra fosfaatgebruiksruimte	8	
	3.1	Consequenties voor de aanvoer van EOS en N	8
	3.2	Consequenties voor nitraatuitspoeling?	9
	3.3	Nuancering van berekende nitraatuitspoeling	10
4	Nitraatuitspoeling bij composttoepassing in de akkerbouw		13
	4.1	Inleiding	13
	4.2	Nitraatuitspoeling bij compostgebruik	13
	4.3	Conclusies	15
	Literatuur		16

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

In hoofdstuk 5.3.3 van het Ontwerp 6^e Actieprogramma Nitraatrichtlijn is een maatregel beschreven waarbij de mogelijkheid wordt geboden om 5 kg fosfaat extra toe te dienen op bouwlandpercelen met een 'hoge' fosfaattoestand ($P_w > 55$), mits die fosfaat wordt toegediend in de vorm van 'mestsoorten met een hoog gehalte aan organische stof'. Aangegeven wordt dat het gaat om meststoffen als groen- en gft-compost, champost en strorijke (vaste) mest en dat de definitieve lijst van organische stofrijke meststoffen tegelijk met de inwerkingtreding van de maatregel vastgesteld wordt. Als criteria worden genoemd het gehalte aan effectieve organische stof (EOS) en de verhouding tussen stikstof (N) en EOS.

VA en BVOR hebben NMI gevraagd relevante informatie aan te leveren die kan worden gebruikt als basis voor een zienswijze op het ontwerp Zesde Actieprogramma Nitraatrichtlijn.

1.2 Doelstelling

1. Evalueren van aantal organische producten aan de hand van een schema dat is bedoeld voor de classificatie van producten als organische meststof of bodemverbeteraar
2. Effect van de genoemde maatregel voor de aanvoer van EOS, Nt en Nwz bij gebruik van uiteenlopende producten. Ook kijken naar N-beschikbaarheid en risico van NO_3 -uitspoeling.

1.3 Aanpak

1. De gemiddelde samenstelling van een aantal uiteenlopende organische producten (champost, strorijke vaste mest, digestaat van Cosun, berm- en slootmaaisel, vaste fractie van mestverwerking, gft- en groencompost) wordt achterhaald op basis van beschikbare informatie in databestanden, etc. Op basis van de EOS/Nmin- en de EOS/ P_2O_5 -verhouding worden de producten geplaatst in het genoemde karakteriseringschema (Postma et al., 2017).
2. De bijdrage van die producten aan de OS-voorziening en nutriëntenlevering wordt in beeld gebracht door na te gaan
 - Hoeveel EOS met uiteenlopende producten wordt aangevoerd, op basis van een P-gift van 20 kg P_2O_5 /ha met de betreffende producten;
 - Hoeveel Nt en Nwz wordt aangevoerd met de extra P-gift van 5 kg P_2O_5 /ha in de vorm van de uiteenlopende organische producten;
 - Wat de bijdrage is van de N die gepaard gaat met de extra P-gift van 5 kg P_2O_5 /ha aan de nitraatuitspoeling. Daartoe wordt gebruik gemaakt van de rekenregels van RIVM (Fraters et al., 2012) en het WOG-WOD model (Schröder et al., 2004), die uitgaan van een relatie tussen het N-overschot op de bodembalans en de nitraatuitspoeling naar het grondwater;
 - Wat de beschikbaarheid is van de N die gepaard gaat met de extra P-gift van 5 kg P_2O_5 /ha. Dit wordt inzichtelijk gemaakt met berekeningen met het MINIP-model (Janssen, 1996).

De resultaten van deze acties worden hierna beschreven.

2 Samenstelling en karakterisering van uiteenlopende organische producten

2.1 Samenstelling producten

De gemiddelde samenstelling van 11 beschouwde producten is weergegeven in Tabel 1. Naast de gangbare parameters, zoals het gehalte aan drogestof (DS) en organische stof (OS), N-, P- en K-totaal, is voor N een onderscheid gemaakt naar de minerale en de organische fractie, en zijn ook de humificatiecoëfficiënt (HC, dat is het aandeel van de organische stof die 1 jaar na toediening nog resteert) en de N-werkingscoëfficiënt (NWC, het percentage van de N in het product dat dezelfde werking heeft als kunstmest) vermeld. Voor de NWC's zijn zoveel mogelijk waarden gebruikt die wettelijk van toepassing zijn en voor die producten waarvoor geen NWC's bekend zijn, zijn ze afgeleid volgens de procedure beschreven door Van Dijk et al. (2005).

Tabel 1. Gemiddelde samenstelling van 11 organische producten.

Nr.	Product	DS, kg/ton	OS, kg/ton	HC	N-totaal, kg/ton	Nm, kg/ton	Norg, kg/ton	NWC, %	P ₂ O ₅ , kg/ton	K ₂ O ₅ kg/ton
1	Vaste rundveemest grupstal	267	155	0,70	7,7	1,1	6,6	40	4,3	8,8
2	Vaste rundveemest potstal (biol.)	247	167	0,70	6,1	1,3	4,8	40	3,1	9,9
3	Dikke fractie VDM	246	185	0,33	10,2	4,0	6,2	55	12,7	5,3
4	Dikke fractie VDMdigestaat	290	220	0,35	11,2	6,0	5,3	55	17,3	5,1
5	Dikke fractie RDMdigestaat	256	183	0,75	8,8	3,2	5,6	40	8,8	5,2
6	Champost	336	211	0,50	7,6	0,4	7,2	25	4,5	10,0
7	GFT-compost	652	222	0,90	7,8	0,8	7,0	10	4,2	6,7
8	Groencompost	594	185	0,90	5,3	0,5	4,8	10	3,4	6,9
9	Betafert vast (digestaat Cosun)	370	160	0,50	9,0	4,5	4,5	50	5,5	6,0
10	Betafert vloeibaar	75	40	0,50	4,0	2,7	1,3	50	1,5	5,5
11	Berm- & slootmaaisel	350	140	0,25	3,5	0,5	3,0	50	1,6	4,2

Opmerkingen bij de tabel:

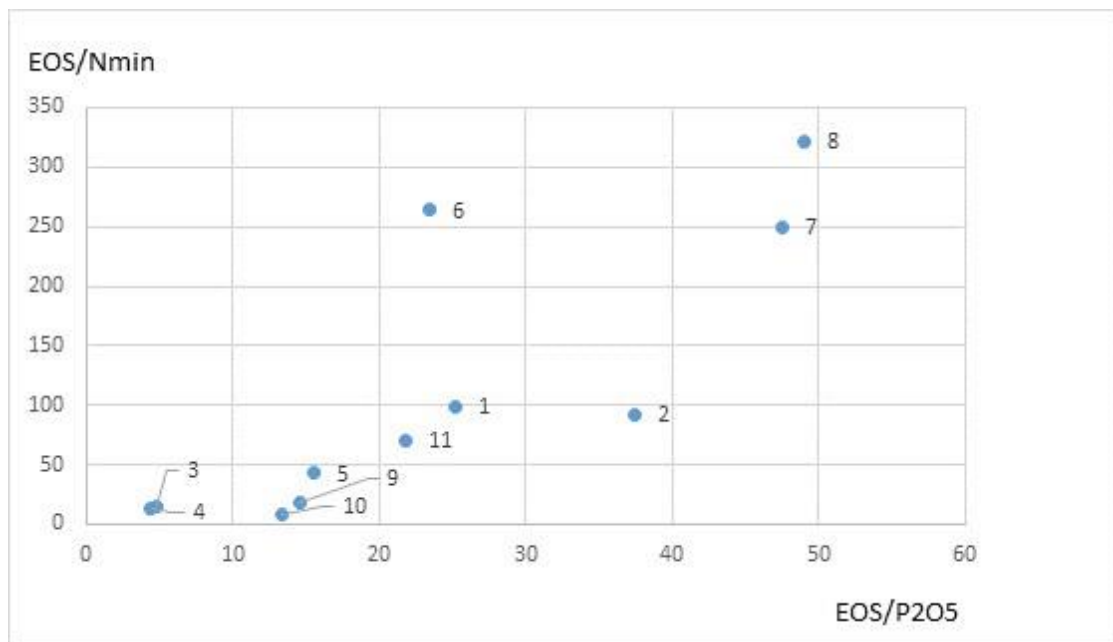
- Gegevens voor vaste rundveemest (grupstal) en champost zijn afkomstig uit ([https://www.handboekbodembemesting.nl/nl/handboekbodembemesting/Handeling/Organisch e-stofbeheer/Samenstelling-en-werking-organische-meststoffen/Samenstelling-organischemeststoffen.htm](https://www.handboekbodembemesting.nl/nl/handboekbodembemesting/Handeling/Organisch%20stofbeheer/Samenstelling-en-werking-organische-meststoffen/Samenstelling-organischemeststoffen.htm)).
- Gegevens van gft- en groencompost zijn afkomstig van keurcompost.nl. De verdeling van N-totaal over de organische en de minerale vorm is gebaseerd op handboekbodembemesting.nl.
- Gegevens van de andere mestproducten zijn afkomstig uit een databestand van NMI dat onder andere is gebruikt voor een studie over mestverwerking (Postma et al., 2013).
- De gegevens over het digestaat van Cosun (Betafert) zijn afkomstig uit een brochure op de website van Cropsolutions. Hierin is alleen het N-totaalgehalte weergegeven en is aangegeven dat het

grootste deel van de N aanwezig is in minerale vorm. Op basis hiervan is een schatting gemaakt van de verdeling van N over de organische en minerale vorm.

- Gegevens van berm- en slootmaaisel zijn afgeleid uit een recente studie die NMI heeft uitgevoerd voor de BVOR (Postma, 2017). De samenstelling van berm- en slootmaaisel kan sterk variëren, maar er is gebruik gemaakt van een gemiddelde samenstelling. In vers maaisel is vrijwel alle N in organische vorm aanwezig.

2.2 Karakterisering van de organische producten

Op basis van de gegevens over de samenstelling zijn de organische producten ingedeeld in het classificatieschema. Zie Figuur 1.



Figuur 1. Indeling van organische producten op basis van EOS/P₂O₅ en EOS/N_{min}. De indeling is beschreven door Postma et al. (2017). Voor de producten die horen bij de nummers zie Tabel 1.

Hieruit blijkt het volgende:

- Gft- en groencompost (producten 7 en 8) onderscheiden zich van de andere producten doordat ze een hoge EOS/N_{min}- én een hoge EOS/P₂O₅-ratio hebben. In deze producten is zowel de hoeveelheid minerale N als het P-gehalte laag ten opzichte van het gehalte aan effectieve organische stof (EOS) en daarmee is de nutriëntenlevering ondergeschikt aan de organische stoflevering.
- Biologische vaste rundveemest uit de potstal (product 2) heeft weliswaar een hoge EOS/P₂O₅ratio, maar bevat relatief veel N_{min} ten opzichte van EOS;
- Champost (product 6) heeft een hoge EOS/N_{min}-ratio, maar bevat daarentegen relatief veel fosfaat ten opzichte van EOS;
- Alle andere producten bevatten relatief veel N_{min} én fosfaat ten opzichte van EOS, hetgeen betekent dat ze allemaal een aanzienlijke nutriëntenlevering hebben. Zie ook Tabel 2.

Tabel 2. Aanvoer van N_{min}, P₂O₅ en Nwz per 1000 kg aangevoerde EOS.

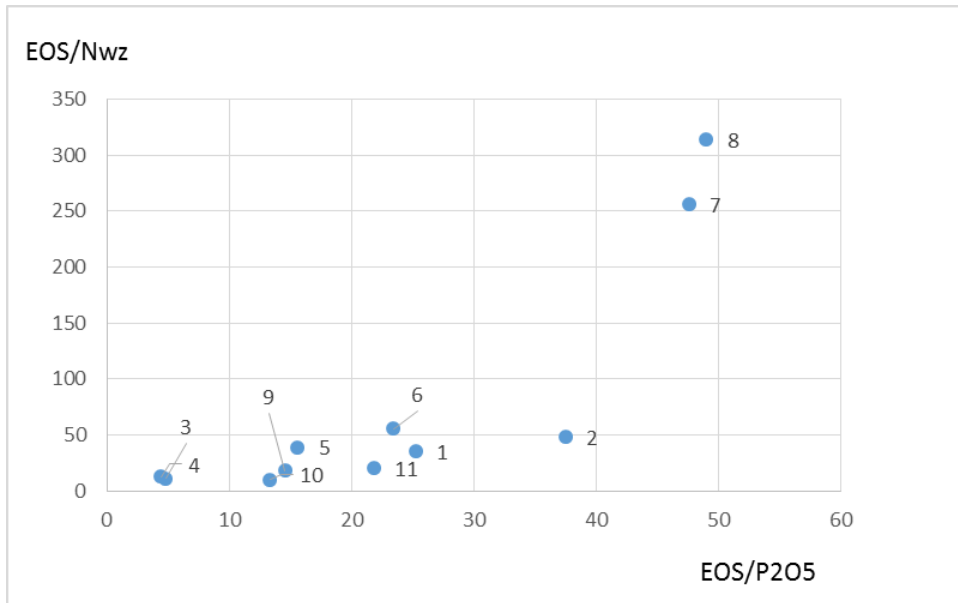
Nr.	product	kg Nmin/ha	kg P ₂ O ₅ /ha	kg Nwz/ha
1	Vaste rundveemest grupstal	10	40	28
2	Vaste rundveemest potstal (biol.)	11	27	21
3	Dikke fractie VDM	66	208	92
4	Dikke fractie VDM-digestaat	78	225	80
5	Dikke fractie RDM-digestaat	23	64	26
6	Champost	4	43	18
7	GFT-compost	4	21	4
8	Groencompost	3	20	3
9	Betafert vast (digestaat Cosun)	56	69	56
10	Betafert vloeibaar	135	75	100
11	Berm- & slootmaaisel	14	46	50

De OS-aanvoer van 1000 kg EOS/ha die als uitgangspunt is gebruikt voor tabel 2, is ongeveer de helft van de benodigde EOS-aanvoer op hectarebasis in akkerbouw- en tuinbouwrotaties. Bij alle organische producten leidt dat tot een aanvoer van minimaal 20 kg P₂O₅/ha, wat 40% is van de toegestane Paanvoer volgens de P-gebruiksnorm bij een hoge P-toestand. Producten met een relatief lage P-aanvoer zijn GFT- en groencompost en in wat mindere mate ook champost en de vaste rundveemesten. Alleen bij GFT- en groencompost is de P-aanvoer voor 50% vrijgesteld, waardoor bij een P-aanvoer van 20 kg P₂O₅ volgens de wet slechts 10 kg P₂O₅ wordt aangevoerd. De dikke fracties uit verwerkte varkensdrijfmest bevatten relatief veel fosfaat: met 1000 kg EOS wordt meer dan 200 kg P₂O₅ aangevoerd.

De minerale N-aanvoer is eveneens laag voor de composten en daarnaast ook bij champost, en in iets mindere mate bij de vaste rundveemesten en het berm- en slootmaaisel.

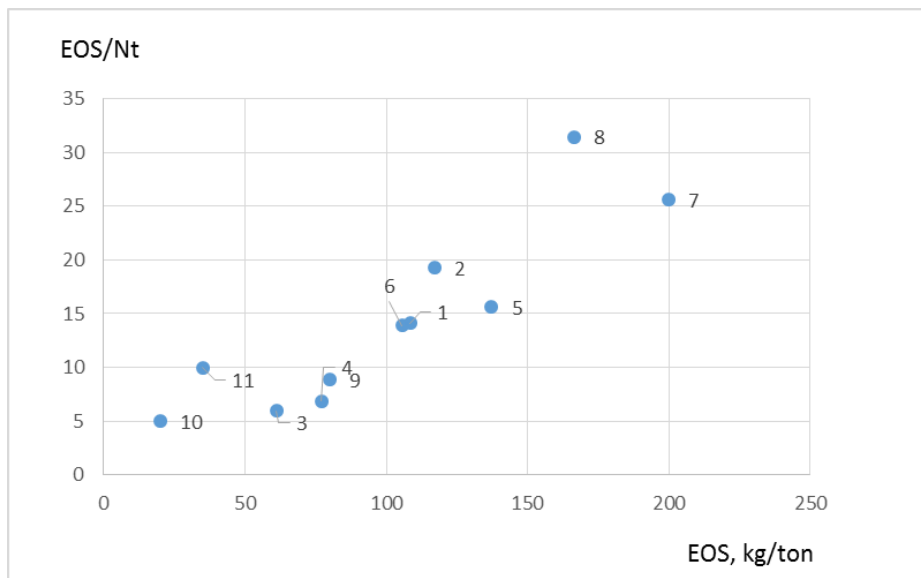
Recent is een rapport uitgebracht dat door LBI is uitgevoerd in opdracht van Stichting Milieukeur (Staps et al., 2017). Daarin wordt aanbevolen om organische stof die naar de bodem wordt aangevoerd te karakteriseren met EOS / P₂O₅ én EOS/Nwz. Dit sluit dus aan bij de systematiek die is beschreven in Figuur 1, maar de N-levering uit organische producten wordt gekarakteriseerd met Nwz in plaats van met Nmin. Nwz is eigenlijk een betere maat om de N-beschikbaarheid te karakteriseren dan Nmin, alleen is het niet direct te meten. Een inschatting kan worden gemaakt met behulp van methoden die zijn beschreven door Van Dijk et al. (2005). Voor de meest voorkomende organische mestsoorten zijn wettelijke werkingscoëfficiënten afgeleid.

In Figuur 2 is weergegeven wat dit betekent als de 11 eerder genoemde producten worden weergegeven als functie van deze parameters. Zoals hiervoor al is aangegeven is er van uitgegaan dat de N-werkingscoëfficiënt in principe gelijk is aan de wettelijke NWC (Tabel 1). Het beeld is vergelijkbaar met dat in Figuur 1, maar de verschillen tussen de producten zijn groter geworden. Vooral de EOS/Nwz van gft- en groencompost is veel hoger dan die van de andere producten. Dit blijkt ook uit tabel 2, waarin de hoeveelheid Nwz die wordt aangevoerd met 1000 kg EOS minimaal een factor 4-5 lager is dan van de andere producten



Figuur 2. Indeling van organische producten op basis van EOS/P₂O₅ en EOS/Nwz. Voor de producten die horen bij de nummers zie Tabel 1.

Tenslotte gaan we nog even in op de criteria die in het ontwerp voor het 6^e Actieprogramma zijn genoemd: het EOS-gehalte en de verhouding tussen N en EOS. Voor dezelfde 11 producten hebben we dat weergegeven in een vergelijkbare figuur, waarbij nu op de x-as het EOS-gehalte is weergegeven.



Figuur 3. Indeling van de producten op basis van EOS en EOS/Nt. Voor de producten die horen bij de nummers zie Tabel 1.

Het beeld is in grote lijnen vergelijkbaar met dat in Figuur 1 en 2, maar het is minder onderscheidend. De producten liggen dicht bij elkaar en het grote verschil tussen de composten en de andere organische producten (zoals in Figuur 2) is minder duidelijk. Verder lijkt er sprake te zijn van een verband tussen het EOS-gehalte en de EOS/Nt-ratio. Enkele kanttekeningen:

- Het is de bedoeling om bodemverbetersaars te selecteren die weinig beschikbare nutriënten (N en P) leveren ten opzichte van de hoeveelheid EOS. Daarom zijn wij van mening dat de

verhouding tussen de hoeveelheid EOS en werkzame N een betere maat is dan de verhouding tussen de hoeveelheid EOS en totaal N, zoals voorgesteld in het Ontwerp 6^e actieprogramma.

- Daarnaast zijn wij van mening dat EOS/P₂O₅ een betere maat is om een mineraalarme bodemverbeteraar te selecteren dan het EOS-gehalte als zodanig. Het gaat immers om de organische stoflevering in verhouding met de nutriëntenlevering.

2.3 Conclusies

Goede criteria voor het selecteren van bodemverbeteraars die in aanmerking komen voor extra Pgebruiksruimte zijn de verhouding tussen EOS en N_{wz} en EOS en P₂O₅. Dit zijn betere alternatieven dan de criteria die nu in het Ontwerp 6^e Actieprogramma zijn genoemd.

Bij het indelen van uiteenlopende organische producten op basis van de genoemde criteria (EOS/N_{wz} en EOS/P₂O₅), onderscheiden vooral gft- en groencompost zich sterk van de andere producten. Gft- en groencompost leveren veel effectieve organische stof en weinig nutriënten.

3 Consequenties van extra fosfaatgebruiksruimte

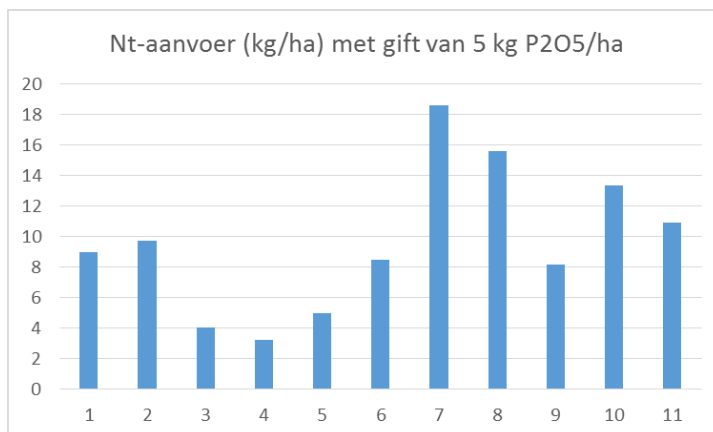
3.1 Consequenties voor de aanvoer van EOS en N

In het ontwerp 6^e Actieprogramma is beschreven dat het de bedoeling is om 5 kg P₂O₅ per ha extra toe te kunnen dienen op bouwlandpercelen met hoge fosfaattoestand (P_w>55). Als voorwaarde is genoemd dat dan wel minimaal 20 kg P₂O₅ per ha met de betreffende bodemverbeteraar toegediend moet worden. In Figuur 4 is weergegeven hoeveel EOS er wordt aangevoerd met de 11 eerder genoemde organische producten, als de P-gift met deze producten 20 kg P₂O₅/ha bedraagt.



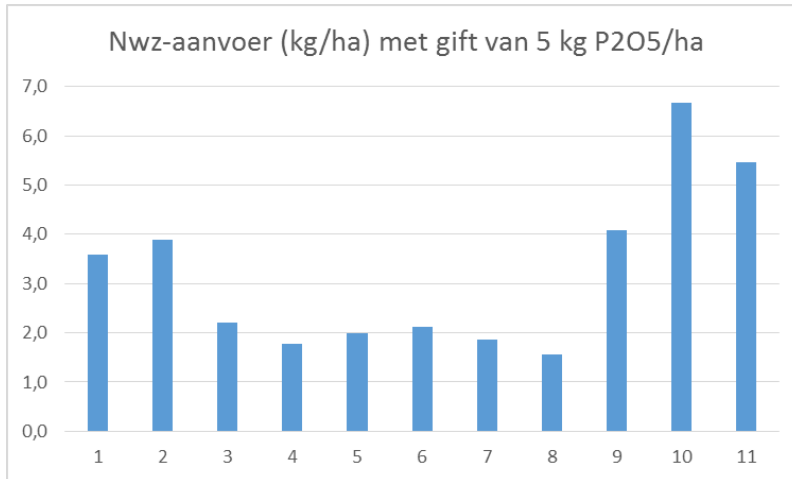
Figuur 4. EOS-aanvoer met de 11 organische producten bij 20 kg P₂O₅/ha.

Uit de Figuur blijkt dat de producten 7 en 8 (gift- en groencompost) ver boven de rest uitsteken. Dit komt enerzijds door de hoge EOS/P₂O₅-ratio van deze producten, maar dit effect wordt versterkt doordat de P in deze producten voor 50% is vrijgesteld. In werkelijkheid wordt met de producten 7 en 8 dus 40 kg P₂O₅/ha aangevoerd, maar wettelijk hoeft slechts met 20 kg P₂O₅ te worden gerekend. Andere producten waar redelijke hoeveelheden EOS aangevoerd kunnen worden met de 20 kg P₂O₅ zijn de producten 1 en 2 (strorijke mest), product 6 (champost) en product 11 (berm en slotmaaisel). Als we dan kijken naar de hoeveelheid stikstof die wordt aangevoerd met de extra P-gebruiksruimte van 5 kg P₂O₅/ha, zien we het beeld dat in Figuur 5 is weergegeven. De verhouding tussen N en P van de organische producten is bepalend voor de N-aanvoer die gepaard gaat met de extra P-aanvoer. Bij rundveemest (producten 1 en 2) is de N/P-ratio hoger dan bij varkensmest (producten 3-5). Bij de composten speelt weer mee dat meer P is aangevoerd (40 kg P₂O₅, waarvan 20 kg P₂O₅ wettelijk), waardoor de N-aanvoer voor de producten 7 en 8 relatief hoog is. Hierbij moet worden opgemerkt dat de N-aanvoer die gepaard gaat met de extra P-ruimte waarschijnlijk **niet** zal zijn vrijgesteld.



Figuur 5. Nt-aanvoer per product die gepaard gaat met een extra P-gebruiksruimte van 5 kg P₂O₅/ha.

De totale N-aanvoer die gepaard met de organische producten is eigenlijk alleen van belang voor de dierlijke mesten, aangezien daarvoor de gebruiksnorm voor dierlijke mest (maximaal 170 kg N-totaal per ha uit dierlijke mest) van toepassing is. Voor de andere (plantaardige) producten, is vooral de aanvoer van *werkzame N* van belang. Die is weergegeven in Figuur 6.



Figuur 6. Nwz-aanvoer per product die gepaard gaat met een extra P-gebruiksruimte van 5 kg P₂O₅/ha.

Uit Figuur 6 blijkt dat de aanvoer van werkzame N die gepaard gaat met de extra P-gebruiksruimte van 5 kg P₂O₅/ha beperkt is, maar dat er nog wel sprake is van aanzienlijke verschillen tussen de producten. Zo wordt met de producten 3-8 (producten van varkensmest, champost, gft- en groencompost) slechts rond de 2 kg werkzame N /ha aangevoerd, terwijl met het digestaat van Cosun (betafert vloeibaar) 3x zoveel werkzame N wordt toegediend. Zoals hiervoor reeds is aangegeven, zal ook de werkzame N die gepaard gaat met de extra P-gebruiksruimte van 5 kg P₂O₅/ha waarschijnlijk niet vrijgesteld zijn. Dit betekent dat bij de invulling van gebruiksnormen voor werkzame N rekening moet worden gehouden met de werkzame N-aanvoer van de organische producten.

3.2 Consequenties voor nitraatuitspoeling

Een vraag die gesteld kan worden is of de extra P-gift van 5 kg P₂O₅/ha ook zal leiden tot een extra risico van nitraatuitspoeling. En of dit ook afhangt van de wijze waarop die extra P-gift wordt ingevuld (meststofkeuze). Dit is niet zo gemakkelijk te zeggen, omdat dit afhangt van het effect van een eventuele wijziging van de meststofkeuze op het risico van nitraatuitspoeling. Aangezien geopereerd zal moeten worden binnen de gebruiksruimte voor werkzame N, zijn geen grote effecten te verwachten. Immers, ook de werkzame N die wordt aangevoerd met bodemverbeteraars (ook voor zover die betrekking hebben op de extra P-ruimte) zullen moeten worden aangewend binnen de gebruiksruimte voor werkzame N.

Ter onderbouwing van de gebruiksnormen wordt het risico van nitraatuitspoeling berekend met het WOG-WOD model (Schröder et al., 2004). Uitgangspunt daarbij is de relatie tussen het N-overschot op de bodembalans enerzijds en nitraatgehalten in het grondwater anderzijds. Deze relaties zijn afgeleid uit gegevens van Landelijk Meetnet Mestbeleid van RIVM (Fraters et al., 2012).

Zo kan met de genoemde relaties van RIVM / WOG-WOD een inschatting worden gemaakt of een wijziging van de bemestingswijze (bijvoorbeeld door een andere meststofkeuze) leidt tot een toename

van het uitspoelingsrisico voor nitraat. Voorwaarde is dat informatie beschikbaar is over veranderingen in het N-overschot op de bodembalans ten gevolge van de gewijzigde bemestingswijze. En die informatie hebben we niet in relatie tot de extra P-gebruiksruimte van 5 kg P₂O₅/ha die mogelijk wordt geboden.

Ter illustratie hebben we voor een hypothetische situatie met behulp van de rekenregels van WOGWOD berekend wat de consequenties zijn voor de nitraatuitspoeling als de N-aanvoer die gepaard gaat met de extra P-gift van 5 kg P₂O₅/ha direct leidt tot een zelfde verhoging van het N-overschot op de bodembalans (Tabel 3). In de praktijk zal dat vrijwel nooit het geval zijn, omdat een bodem-verbeteraar veelal een organische meststof zal vervangen. Het effect op het N-overschot van de bodembalans kan verschillend uitpakken, afhankelijk van de eigenschappen (vooral de werkingscoëfficiënt) van die producten.

Tabel 3. Berekende verhoging van nitraatgehalte in grondwater door een verhoging van het N-overschot op de bodembalans door gebruik van uiteenlopende organische producten.

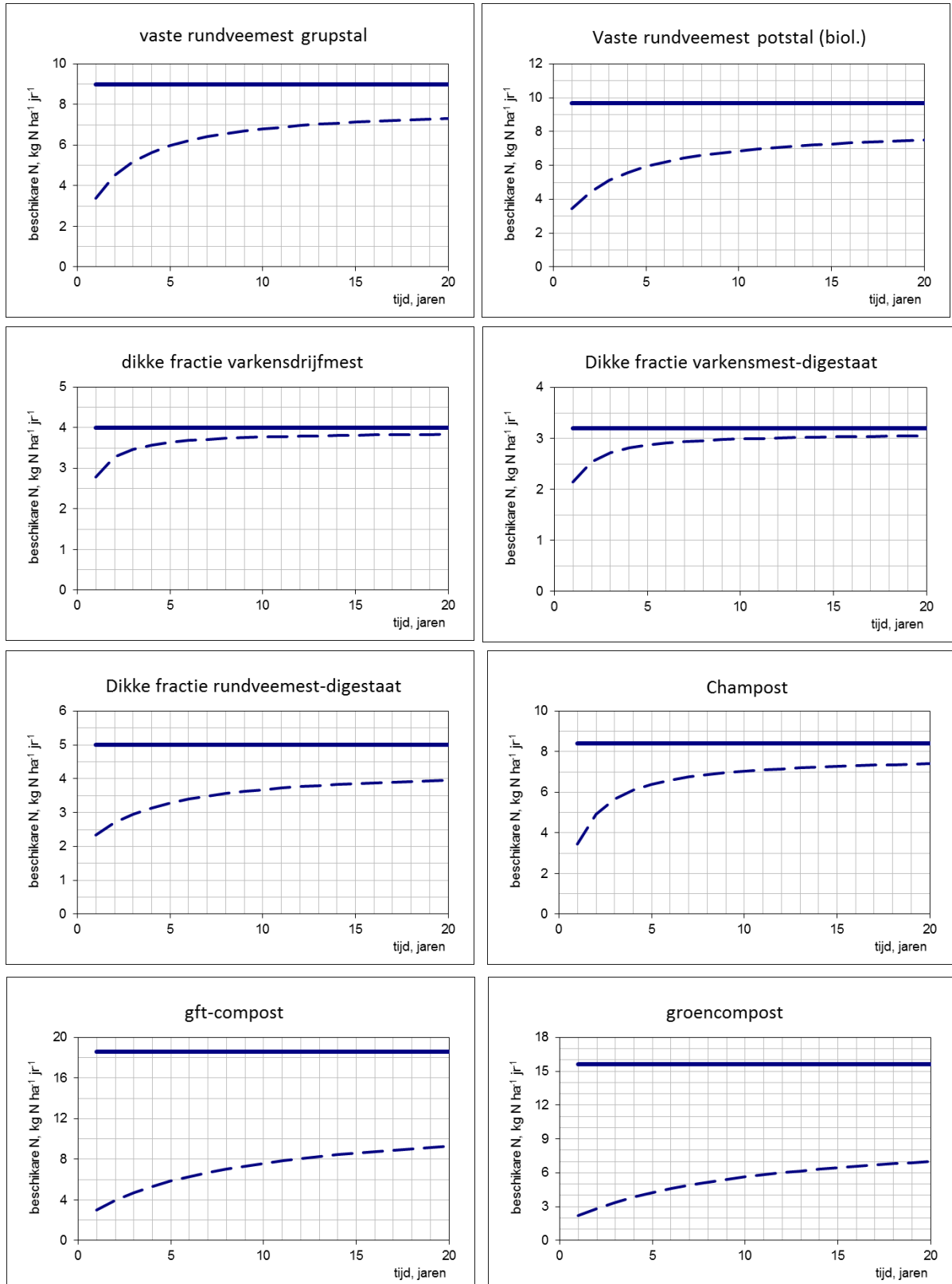
Prod. P ₂ O ₅ /ha extra	Nt-overschot bij 5 kg P ₂ O ₅ /ha extra	verhoging NO ₃ -concentratie door toename N-overschot, afhankelijk van grondsoort en grondwatertrap (GT)				Nr.
		zand		klei		
		GT IV	GT VII	GT IV	GT VII	
1	9,0	4,4	8,5	1,7	3,2	
2	9,7	4,8	9,2	1,8	3,5	
3	4,0	2,0	3,8	0,7	1,4	
4	3,2	1,6	3,1	0,6	1,2	
5	5,0	2,4	4,7	0,9	1,8	
6	8,4	4,1	8,0	1,6	3,0	
7	18,6	9,1	17,6	3,4	6,6	
8	15,6	7,6	14,7	2,9	5,6	
9	8,2	4,0	7,7	1,5	2,9	
10	13,3	6,5	12,6	2,5	4,8	

Uit de resultaten blijkt dat de verschillen tussen de producten in de mate waarin ze bijdragen aan de nitraatuitspoeling overeenkomt met de Nt-aanvoer met die producten (onder andere Figuur 5). Dit is logisch omdat ze daar direct uit zijn berekend. Er zijn wel vrij grote verschillen tussen grondsoorten en grondwatertrappen in de mate waarin het verhoogde N-overschot op de bodembalans bijdraagt aan een verhoging van het berekende nitraatgehalte (Tabel 3).

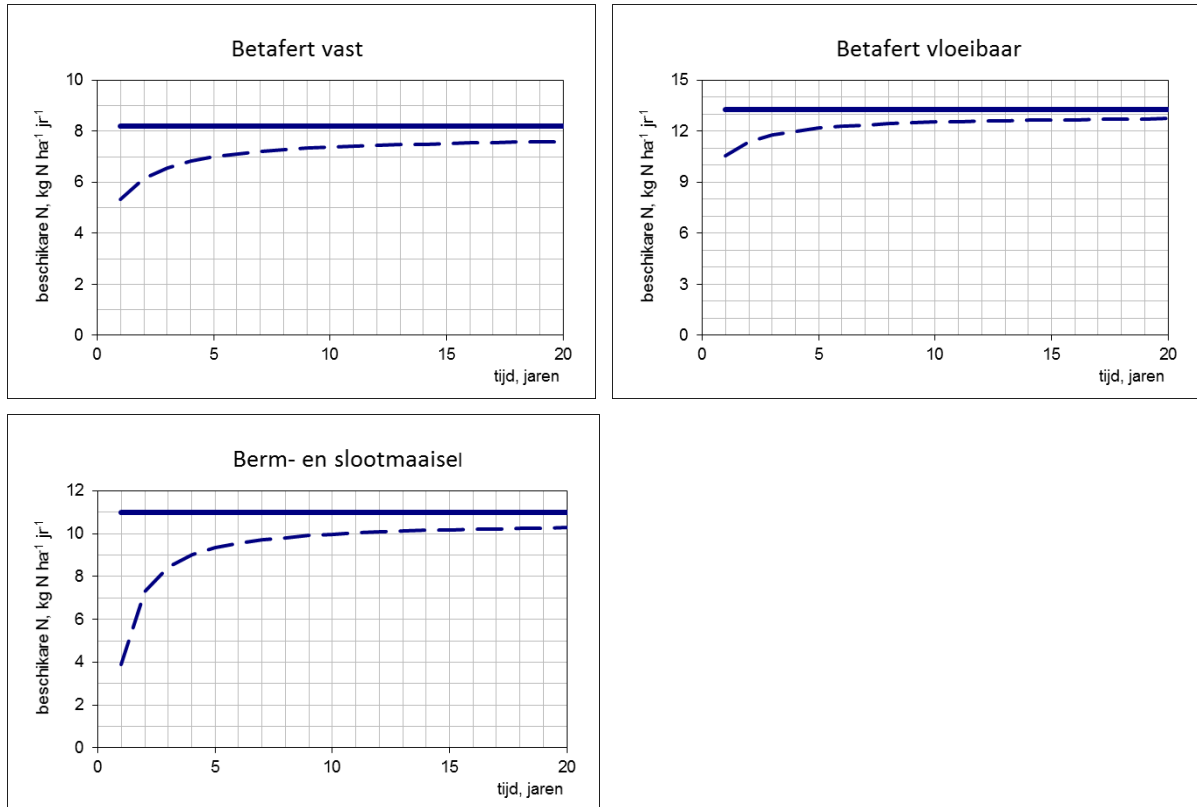
3.3 Nuancering van berekende nitraatuitspoeling

In Tabel 3 zijn de gevolgen van hypothetische verhogingen van het N-overschot op de bodembalans voor het nitraatgehalte in grondwater berekend volgens de relaties die daarvoor zijn afgeleid door RIVM en die worden gebruikt in WOG-WOD. Uitgangspunt daarbij is dat het N-overschot op de bodembalans volledig uitspoelbaar is. Op de lange termijn zal dat het geval zijn, maar op de kortere termijn (5-10 jaar) is dat niet het geval.

Dit is geïllustreerd met Minip-berekeningen voor de 11 uiteenlopende producten, waarbij is getoond hoe de N-beschikbaarheid zich ontwikkelt bij een jaarlijkse toediening van het product (Figuur 7). Voor het toedieningsniveau is gekozen voor de N-giften die gepaard gaan met de extra P-gift van 5 kg P_2O_5 /ha, toegediend met de verschillende producten. Uit de figuren blijkt dat er vooral bij de composten zelfs na 20 jaar toediening slechts een deel van de N-gift beschikbaar is.



Figuur 7a. Ontwikkeling van de N-beschikbaarheid bij een jaarlijkse toediening van organische meststoffen ten opzichte van de hoeveelheid N-totaal die is toegediend (1^e deel).



Figuur 7b. Ontwikkeling van de N-beschikbaarheid bij een jaarlijkse toediening van organische meststoffen ten opzichte van de hoeveelheid N-totaal die is toegediend (2^e deel).

4 Nitraatuitspoeling bij composttoepassing in de akkerbouw

4.1 Inleiding

Organische bodemverbetersaars bevatten stikstof die mogelijk kan uitspoelen naar grondwater als nitraat. Verse compost bevat nagenoeg geen minerale stikstof omdat ammonium via de beluchting >95% wordt verwijderd via de gasfase als ammoniak. In een opslag nagerijpte compost bevat minerale stikstof, hoofdzakelijk in de vorm van nitraat. Deze is afkomstig door de nalevering van ammonium via organische stof afbraak (stikstofmineralisatie) die wordt omgezet in nitraat (nitrificatie).

Verdere afbraak van organische stof in compost vindt plaats in de bodem waarbij ammonium wordt gevormd die weer wordt omgezet naar nitraat. In het groeiseizoen kan deze gevormde minerale stikstof worden opgenomen door het gewas. Buiten het groeiseizoen is er echter geen opname en zal het nitraat een andere bestemming hebben. Mogelijk wordt nitraat omgezet naar stikstofgas (denitrificatie) maar wanneer dit niet gebeurt zal nitraat via regenwater uitspoelen naar diepere bodemlagen en uiteindelijk terecht komen in het grondwater.

De afbraak van organisch materiaal is sterk afhankelijk van de temperatuur, bij lage temperatuur is de afbraak lager ($Q_{10}=2$; per 10 °C neemt de afbraaksnelheid met een factor 2 af). In de winter zal dus aanzienlijk minder nitraat worden gevormd dan in de zomer.

Het WOG-WOD model voorspelt een aanzienlijk verlies van stikstof uit compost dat kan leiden tot nitraatuitspoeling, aangezien een groot deel van N in compost niet werkzaam is en bijdraagt aan het Noverschot op de bodembalans. In gepubliceerde onderzoeksresultaten ziet men echter vaak dat compostgebruik niet leidt tot een verhoogde nitraatuitspoeling. Als het gebruik van compost inderdaad niet leidt tot een verhoogd risico van nitraatuitspoeling, dan dient het WOG-WOD model voor bodemverbeteraars als compost te worden geëvalueerd. In paragraaf 4.2 worden een aantal studies waarin is gekeken naar de nitraatuitspoeling uit compost kort beschreven. Voor een toetsing van het WOG-WOD-model aan deze studies is een uitgebreidere beschrijving nodig.

4.2 Nitraatuitspoeling bij compostgebruik

Inagro heeft in een 12 jarige bemestingsproef (sinds 2003) uitgevoerd op het biologisch proefbedrijf te Beitem, Vlaanderen (Beeckman et al., 2016). In deze proef wordt het effect van verschillende bemestingsstrategieën op zowel bodemkwaliteit als gewasopbrengst nagegaan. Hierin zijn een aantal praktijkgerichte bemestingsstrategieën met stalmest, drijfmest of compost in een vaste biologische groenteteeltrotatie met elkaar vergeleken. De teeltrotatie die wordt gevolgd is: prei, wortel, zomertarwe met onderzaai klaver, koolgewas, aardappel en éénjarige grasklaver. Van de groencompost werd 20 ton/ha/jaar toegepast. Deze zorgde voor een significante toename van het organische koolstofgehalte in de bodem en droeg bij tot meer bodemleven. Daarnaast vertoonde het een stabielere gewasopbrengst bij een lagere dosis toegediende werkzame stikstof en minder risico op nitraatuitspoeling.

Een veldproef met groenteteelt die van 2000-2010 door Inagro is uitgevoerd toonde aan dat compost kan worden gebruikt zonder risico op uitspoeling. Het nitraatgehalte ligt meestal onder het nitraatgehalte van minerale bemesting. Enkel in de eerste maanden van het groeiseizoen hebben de compostbehandelingen een iets hoger nitraatgehalten.

Gerke et al. (1999) hebben het "Danish Nitrogen Simulation System" DAISY gebruikt om de effecten van langjarig gebruik van rijpe en niet-rijpe compost te berekenen. Voor de kalibratie van het model zijn resultaten van laboratoriumexperimenten en een 4,5 jaar veldexperimenten gebruikt. Voor de zandgrond is een acceptabel lage nitraatuitspoeling haalbaar bij een compostdosering van 10 ton compost per hectare per jaar.

Door WRAP (2016) is gerapporteerd dat bij toediening in de herfst van groen- en GFT-compost gedurende 3 jaar op een zandige leemgrond bij 250 kg N/ha/jaar er geen verschil in nitraatuitspoeling is gedurende de winter in vergelijking met de controle zonder meststof-toediening.

Een veldproef met rijpe groencompost bij een toepassing met 250, 500 en 750 kg N/ha/jaar gedurende 4 jaar liet geen verhoogde nitraatuitspoeling zien ten opzichte van geen dosering van N, stalmest 250 kg N en kippenmest 250 kg N/ha/j (HDRA, 2000)

In een 6-jarige veldproef in Oostenrijk werd groen- en GFT-compost in de herfst toegediend met een dosis van 20 tot 70 ton/ha/jaar. De regelmatige composttoediening van 20 en 40 ton/ha gaf geen verhoogde nitraatconcentraties. Alleen hoge giften tot 70 ton/ha gaven hogere nitraatgehalten maar deze dosis wordt in de praktijk niet of nauwelijks toegepast.

In een langjarige veldproef werd de nitraatuitspoeling vergeleken van rijpe GFT-compost met minerale kunstmest (Erhart et al., 2007). Na 11 jaar composttoediening van 16 en 23 ton/ha/jaar werd geen verhoogde nitraatuitspoeling gevonden ten opzichte van kunstmest.

In een veldproef in Duitsland werd in 1992, 1993 en 1995 stabiele en niet-stabiele compost in een dosering van 30 en 100 ton/ha vergeleken met een standaard kunstmest (Petersen en Stöppler-Zimmer, 1999). Er werden geen verschillen in nitraatconcentraties gemeten. Op basis van de resultaten wordt een eenmalige hoge gift van 100 ton droge stof/jaar van stabiele compost op een 'very light, sandy' bodem afgeraden door de kans op nitraatuitspoeling. Een gift van 100 ton drogestof betekent ongeveer 150 ton/ha/jaar en dat is een dosering die in de praktijk nooit gebruikt wordt.

D'Hose et al. (2016) hebben in een meerjarige veldproef de effecten van onder meer compostgebruik op het koolstofgehalte, bodemkwaliteit en nutriëntenuitspoeling onderzocht. Door tenminste 4 jaar compost toe te passen boven op het gebruik van dierlijke mest kon het koolstofgehalte van de bodem significant verhoogd worden. En dit zonder dat het leidde tot hogere nitraat- en fosfaatuitspoeling.

Op een zandige leemgrond is vanaf 2008 elke herfst compost toegepast in doseringen van 0, 5 en 15 ton/ha/jaar (Willekens et al., 2014). Na 3 jaar bleef het bodem organische stofgehalte op peil en leidde dit niet tot hogere nitraatgehalten.

Van 1993 tot 2003 werd de toediening van compost, dierlijke mest en kunstmest met elkaar vergeleken (Hepperly et al., 2009). Compost gaf t.o.v. dierlijke mest en kunstmest de laagste nutriëntverliezen naar grond- en oppervlaktewater.

In een veldexperiment werd de opbouw van microbiële biomassa, de extraheerbare N, nitraatuitspoeling en N-opname door mais gevolgd voor zaagselcompost met hoge C/N (20 ton/ha), kunstmest en geen behandeling als controle (Herai et al., 2006). Ook werden kolomtesten uitgevoerd. De nitraatuitspoeling bij gebruik van compost was lager dan bij de kunstmest. Geconcludeerd wordt dat de vorming van microbiële biomassa in de bodem leidt tot een afname van extraheerbare N en dientengevolge in een lagere nitraatuitspoeling.

Experimenten werden uitgevoerd op kalk- en zandgrond met verschillende bodemverbeteraars (GFTcompost, zuiveringsslibcompost, compost van ONF en zuiveringsslib en N-kunstmest als controle) waarbij gedurende 2 jaar N-totaal, NH₄ en NO₃ werden gemonitord (Jaber et al., 2005). Er was geen verschil tussen de nitraatconcentraties voor de 3 behandelingen en bleef onder het gewenste niveau van 10 mg/l.

4.3 Conclusies

Uit de aangehaalde referenties blijkt dat de nitraatuitspoeling bij toepassing van compost vaak lager of vergelijkbaar is dan bij toepassing van dierlijke mest en kunstmest. Dit betekent dat een (gedeeltelijke) vrijstelling van de N-aanvoer met compost geen grote risico's voor de nitraatuitspoeling oplevert.


Voor een evaluatie van rekenmodellen die berekenen wat de bijdrage van uiteenlopende meststoffen aan de nitraatuitspoeling is, is een kwantitatieve beschouwing nodig, waarbij giften aan werkzame N en totaal N met de uiteenlopende meststoffen bekend dienen te zijn.

De eigenschappen van composten kunnen sterk verschillen en dit heeft consequenties voor het risico van nitraatuitspoeling. Zo is er sprake van grote verschillen tussen compost uit GFT- en groencompost enerzijds en compost uit dierlijke mest en zuivere plantaardige reststromen anderzijds. Door het hoge aandeel aan houtachtig inputmateriaal en de aanwezige bodemmineralen is de stikstofmineralisatie (en daarmee ook het risico van nitraatuitspoeling) van GFT- en groencompost veel lager dan van andere compostsoorten.

Literatuur

- Beeckman A., Vervisch B., Delanote L. (2016). Belang van organische bemesting duidelijk na 12 jaar. <http://www.ccbt.be/sites/default/files/belang%20van%20organische%20bemesting%20duidelijk%20na%2012%20jaar.pdf> (laatst geraadpleegd op 15 november 2017).
- Erhart, E., Feichtinger, F., & Hartl, W. (2007). Nitrogen leaching losses under crops fertilized with biowaste compost compared with mineral fertilization. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 170, 608-614.
- D'Hose T., Ruyschaert G., Viaene N., Debode J., Vanden Nest T., Van Vaerenbergh J. Cornelis W., Willekens K., Vandecasteele B. (2016). Farm compost amendment and non-inversion tillage improve soil quality without increasing the risk for N and P leaching. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 225, 126-139.
- Fraters, B., T.C. van Leeuwen, A. Hooijboer, M.W. Hoogeveen, L.J.M. Boumans en J.W. Reijs, 2012. De uitspoeling van het stikstofoverschot naar grond- en oppervlaktewater op landbouwbedrijven Herberekening van uitspoelfracties. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. Bilthoven RIVM Rapport 680716006/2012
- Gerke, H., H., Arning, M., Stöppler-Zimmer, H. (1999). Modeling long-term compost application effects on nitrate leaching. *Plant and Soil* 213, 75-92.
- Hartl, W., Putz, B. & Erhart, E. (2003). Influence of rates and timing of bio-waste compost application on rye yield and soil nitrate levels. *European Journal of Soil Biology*, 39, 129-139.
- Hepperly P., Lotter D., Ziegler Ulsh C., Seidel R.,Reider C. (2009). Compost, Manure and Synthetic Fertilizer Influences Crop Yields, Soil Properties, Nitrate Leaching and Crop Nutrient Content. *Compost Science & Utilization*, 17, 117-126.
- Herai Y., Kouno K., Hashimoto M., Nagaoka T. (2006). Relationships between microbial biomass nitrogen, nitrate leaching and nitrogen uptake by corn in a compost and chemical fertilizer amended regosol. *Soil Science & Plant Nutrition*, 52, 186-194.

- HDRA (2000). Final report: Researching the use of compost in agriculture Environmental Body Project 948082.001.
- Jaber F., Shukla S., Stoffella P., Obreza T., Hanlon E. (2005). Impact of Organic Amendments on Groundwater Nitrogen Concentrations for Sandy and Calcareous Soils. *Compost science & utilization*, 13, 194-202.
- Janssen, B.H. (1996). Nitrogen mineralization in relation to C:N ratio and decomposability of organic materials. *Plant and Soil* 181, 39-45.
- Petersen U., Stöppler-Zimmer, H., 1996. Anwendungsversuche mit Komposten unterschiedlichen Rottegrades. Technische Universität Hamburg-Harburg, Abfallwirtschaft, Neue Techniken der Kompostierung, Dokumentation des 2. BMBF-Statusseminars "Neue Techniken der Kompostierung". Hamburg: Economica Verlag, Bonn, Hamburger Berichte.
- Postma R (2017) Vrijstellingsregeling plantenresten en de aanvoer van nutriënten naar landbouwpercelen. NMI-rapport 1679A, NMI, Wageningen, 19 pp.
- Postma, R., Van Rotterdam-Los, D., Schils, R., Zwart, K. and Van Erp, P (2013) Inventarisatie, toepasbaarheid en klimaateffecten van producten van mest. NMI rapport 1473.N.11, NMI, Wageningen, 85 pp.
- Postma R., A. Veeken, T. Brethouwer, L. van Schöll & A. Termorshuizen (2017) Duurzaam hergebruik van organische reststromen als bodemverbeteraar; optimaal bedienen van de biobased economy én de bodem. *Bodem*, nummer 5, oktober 2017, 34-36.
- Schröder, J.J., H.F.M. Aarts, M.J.C. Bode, M.J.C., W. van Dijk, W., J.C. van Middelkoop, M.H.A. de Haan, R.L.M. Schils, G.L. Velthof & W.J. Willems (2004) Gebruiksnormen bij verschillende landbouwkundige en milieukundige uitgangspunten. *Rapport Plant Research International* 79, 166 p.
- Staps S, GJ van der Burgt & C. Koopmans (2017) Beleidsvorming CE biomassa en voedsel; verkennende studie. Nottiie deel 1: kennisvragen 1 t/m 3. Projectnummer BB261, Louis Bolk Instituut, Bunnik, 29 pp.
- Van Dijk W, Van Dam AM, Van Middelkoop J, De Ruijter F & Zwart K (2005) Onderbouwing Nwerkingscoëfficiënt overige organische meststoffen; studie t.b.v. onderbouwing gebruiksnormen. PPO-rapport nummer 343, PPO, Lelystad, 50 pp.
- Willekens W., Vandecasteele B., De Neve S. (2014). Limited short-term effect of compost and reduced tillage on N dynamics in a vegetable cropping system. *Scientia Horticulturae*, 178, 79-86.
- WRAP (2016). Literature review - Compost stability – impact and assessment. https://www.researchgate.net/publication/308892310_Literature_review_Compost_stability_impact_and_assessment (laatst geraadpleegd op 15 november 2017).



www.nmi-agro.nl

nutriënten management
instituut nmi bv
nieuwe kanaal 7c
6709 pa wageningen
nmi@nmi-agro.nl



EIP-AGRI Focus Group - Nutrient recycling

The value of recycling organic matter to soils

Classification as organic fertiliser or organic soil improver

Adrie Veeken (NL), Fabrizio Adani (IT), David Figueiro (PT), Lars Stoumann Jensen (DK)

1. Introduction

Nutrient recycling mainly involves the recycling of organic waste or residual sources from agricultural, industrial and communal activities. Relevant organic sources are animal manures and organic wastes from urban and industrial activities (Möller, 2016). In the European Waste Framework directive, organic waste is legally defined by the term bio-waste: biodegradable garden and park waste, food and kitchen waste from households, restaurants, caterers and retail premises, and comparable waste from food processing plants. Bio-waste does not include forestry or agricultural residues, manure, sewage sludge, or other biodegradable waste such as natural textiles, paper or processed wood; it also excludes those by-products of food production that never become waste (European Commission, 2008).

Nutrient recycling is mainly focussed on nitrogen (N) and phosphate (P) as these components can replace chemical fertilisers to minimise extraction of fossil P resources and to reduce the environmental impacts of mineral nitrogen fertiliser production. Additionally, when not properly managed, nutrient recycling may result in negative environmental impacts as nitrogen and phosphate can pollute groundwater and surface waters and ammonia and nitrous oxide may be released to the atmosphere, contributing to eutrophication, acidification and climate change. The Nitrate directive, Water Framework directive and NEC directives are the regulatory instruments that prevent and control these negative impacts.

In the discussion related to nutrient recycling of organic sources a relevant aspect is often overlooked: the value of organic matter for sustaining soil quality. Agriculture is not only about nutrient application, for an economically viable agricultural production system soil quality and production (soil fertility) are of key importance. In this, soil organic matter (SOM) plays a crucial role as it is directly related to chemical, physical and biological properties of the soil (Murphy, 2014):

- Soil organic matter has clear effects on water holding capacity, cation exchange capacity, aggregate stability and buffering capacity to acidification.
- Soil organic matter also has a definite effect on the compaction and strength characteristics of soils which in combination with friability can determine how the soil responds to traffic and tillage.
- Soil organic matter is an important factor in providing a nutrient supply and in nutrient cycling, especially of nitrogen, but also of significant proportions of phosphorus and sulphur and other micronutrients.

Besides organic matter, organic sources can also deliver compounds such as lime, K and Mg and trace elements. These aspects are not covered in this mini-paper.

Farmers acknowledge the importance of soil organic matter as they use exogenous sources of organic matter and apply management practices to minimise SOM decay (Soilservice, 2012; EIP-AGRI, 2015). But despite this awareness, intensive agricultural practices have resulted in a decline in soil fertility and SOM across European regions. Decreases in SOM appear mainly as a consequence of intensive arable cropping systems and an underestimation of the relevance of soil organic matter (European Commission, 2011).

Based on these arguments, nutrient recycling by organic sources should not only focus on nutrient recycling but also on the value of organic matter in the organic sources. As such, organic sources can both serve as nutrient fertiliser and/or as soil improver. On the other hand, the nutrient efficiency of organic sources is variable and can be hard to predict. Moreover, when organic sources are applied as soil improver, care should be taken to avoid excess N and P dosing, resulting in soil and water pollution.

Therefore we consider it important to make a distinction between organic sources that mainly contribute to nutrient fertilisation and organic sources that mainly contribute to soil organic matter. In this way, organic sources can be applied in a dedicated way and negative environmental impacts can be prevented. In this chapter the idea of distinguishing organic sources in an organic fertiliser or an organic soil improver is further elaborated. For this, we first focus on composition and features of the various organic sources. Next, we present parameters that can be used to best represent the properties of a fertiliser and a soil improver. Based on these parameters a classification scheme is proposed to distinguish between an organic fertiliser and an organic soil improver. The mini-paper ends with conclusions and recommendations for research and policies.

2. Pros and cons of the application of organic sources in agriculture

As discussed before, organic sources can have a positive effect on the soil quality and supply nutrients. However, negative aspects of the application of these organic sources should not be ignored. As discussed in the mini-paper by Eory et al. (2016), assessing the environmental effects of recycled organic fertilisers is a complex task where the whole life cycle of the products needs to be considered. Instead of applying the comprehensive assessment methodology of the life cycle assessment (LCA), we limit ourselves here to addressing the most relevant aspects that need to be considered when assessing organic sources, as shown in Table 1.

This mini-paper will only focus on the effective organic matter in relation to nutrient supply resulting in a classification scheme for organic fertilisers and soil improvers. The other aspects are not within the scope of this paper but are partly addressed by other mini-papers of this EIP-AGRI Focus Group on Nutrient Recycling.

Table 1. Main aspects to be considered in the assessment of organic sources when applied in agriculture

Positive effects	Negative effects
<p><u>Soil fertility and quality.</u> Organic sources can increase soil organic matter (SOM). Soil organic matter plays a key role in maintaining soil aggregation and aeration, hydraulic conductivity and water availability, cation exchange and buffer capacity and the supply of mineralisable nutrients.</p>	<p><u>Nutrient leaching.</u> Mineral nitrogen and phosphate and mineralisation of organic matter may result in emissions of N and P to ground and surface water when the nutrients are not used by plants.</p>
	<p><u>Gaseous emissions.</u> Presence of mineral nitrogen (ammonium) may result in NH₃ emissions (acidification and particulate matter formation) and anaerobic degradation and transformations process may lead to emissions of CH₄ and N₂O (greenhouse gases).</p>
<p><u>Carbon storage.</u> Degradation of organic matter can be reduced in soil and in this ways carbon can be sequestered for longer periods. The net carbon sequestration may reduce CO₂ emissions and mitigates global warming. It is still under debate what the magnitude of this carbon cycle–climate feedback is (He et al. 2016)</p>	<p><u>Inorganic and organic pollutants.</u> Organic sources may contain unwanted substances that may harm the flora, fauna and humans. Examples are heavy metals, PAH's, dioxins, pesticides, residues of medicines, etc.</p>
<p><u>Disease suppression.</u> Organic soil amendments can reduce the impact of soil-borne diseases (Bonanomi et al. 2010).</p>	<p><u>Safety/hygienic aspects.</u> Presence of human and plant pathogens, animal by-products, weeds and seeds, etc.</p>
	<p><u>Macroscopic impurities.</u> Presence of materials such as stones, glass, metals and plastics can be harmful and also decrease the market value of the product.</p>

Criteria for safe use of organic sources such as compost and digestate are established in the upcoming revision of the Fertiliser Regulation (European Commission, 2016). These criteria are based on the study elaborated by the Joint Research Centre's Institute for Prospective Technological Studies (JRC-IPTS) to establish end-of-waste criteria, i.e. criteria that a given waste stream has to fulfil in order to cease to be waste (Saveyn and Eder, 2014). To prevent the presence of contaminants in compost/digestate and guarantee the safe use in agriculture, a restrictive list of input materials can be used and prevents the use of the organic fraction of mixed municipal household waste, sewage sludge, industrial sludge, dredging sludge, and animal by-products of category 1 (according to Regulation (EC) No 1069/2009). Also, quality assurance schemes (QAS) for compost and digestate have been introduced in several European Member States in the last 20 years. On the basis of these experiences the European Compost Network developed a European Quality Assurance Scheme (ECN-QAS) for compost and digestate (European Compost Network, 2016).

3. Organic sources to increase soil organic matter

Organic matter has a positive impact on the physical, chemical and biological characteristics of the soil (Diacono and Montemurro, 2010). Different organic matter pools affect different soil functions. There are many possible organic sources of fresh organic matter that can be added to the soil for the creation of soil organic matter; examples are crop residues, forest litter, manure, compost and digestate. Some types of organic matter break down quickly and some take longer to degrade. In contrast to fresh plant residues or animal manure, composted or digested organic materials decompose slowly when added to soil because they have already undergone a significant amount of decomposition during the biological treatment, concentrating the more recalcitrant fraction.

Effective organic matter (EOM)

When organic matter is applied to soils, decomposition by soil microbes starts. Part of the organic matter is used for growth of the microbes whereas another part is emitted as CO₂ through respiration. After some time, the more stable less easily degradable organic matter remains and contributes to the existing soil organic matter. The part of the input that remains one year after addition is called "effective organic matter".

To express the rate of decomposition (or degradation), the term effective organic matter (EOM) is introduced. EOM is defined as the organic matter that is still available after one year after incorporation in the soil. The remaining percentage of organic matter is also referred to as humified (residual) organic matter. Table 3 in the appendix shows the effective organic matter content of several organic sources together with the nutrient composition. EOM is calculated from the organic matter content and the humification coefficient (HC), where HC is defined as the fraction of effective organic matter to total organic matter. During composting, organic matter is degraded and water is evaporated resulting in compost with a high organic matter content and humification coefficient. Therefore, EOM values of compost can be a factor 10 higher compared to fresh manures.

4. Classification of organic sources as fertiliser or soil improver

Based on the discussion above we propose a classification for organic fertilisers and organic soil improvers. Whether an organic source can be considered a "fertiliser" or a "soil improver" depends on its effect on plant nutrition. Fertilisers are a source of readily available nutrients and have a direct, short-term effect on plant growth. Soil improvers affect plant growth indirectly by improving the physical and biological properties of the soil, such as water retention, aeration and microbial activity and diversity. A suitable definition for both categories is given in the proposal of the revised Fertiliser Regulation (European Commission, 2016) as listed in Table 2.

Table 2 shows that the revised Fertiliser Regulation does not give a clear distinction between the two categories. Neither the nutrient content nor the organic matter content reflect the differences between a fertiliser and a soil improver:

- Minimum nutrient contents are given for an organic fertiliser but no maximum contents are given for a soil improver.
- Comparing the values of Table 3 with the legal definition in Table 2 shows that none of the solid organic sources can qualify as an organic fertiliser as the nutrient content is too low.
- Only total organic matter content (expressed as organic carbon) is given in Table 2 ignoring the concept of EOM that is directly related to the soil improving quality and not the total organic matter content.
- Remarkable to observe in Table 2 that the organic matter carbon of an organic fertiliser has to be higher than the organic matter content of an organic soil improver, 15% organic carbon vs. 7,5% by mass.

Table 2 Definitions of solid organic fertiliser and organic soil improvers according to the draft version of the revised Fertiliser Regulation (European Commission COM(2016) 157 final)

Solid organic fertiliser	Organic soil improver
A fertiliser shall be a CE marked fertilising product aimed at providing nutrients to plants.	A soil improver shall be a CE marked fertilising product aimed at being added to the soil for the purpose of maintaining, improving or protecting the physical or chemical properties, the structure or the biological activity of soil.
An organic fertiliser shall contain carbon (C) and nutrients of solely biological origin, excluding material that is fossilized or embedded in geological formations.	An organic soil improver shall consist exclusively of material of solely biological origin, excluding material that is fossilized or embedded in geological formations.
A solid organic fertiliser shall contain 40% or more dry matter by mass.	The CE marked fertilising product shall contain 40% or more dry matter.
The CE marked fertilising product shall contain at least one of the following declared nutrients in the minimum quantities stated: 2,5% by mass of total nitrogen (N), 2% by mass of total phosphorus pentoxide (P ₂ O ₅), or 2% by mass of total potassium oxide (K ₂ O).	No declaration and minimum quantities of N, P ₂ O ₅ and K ₂ O.
Organic carbon (C) shall be present in the CE marked fertilising product by at least 15% by mass.	Organic carbon (C) shall be present in the CE marked fertilising product by at least 7.5% by mass.

We propose the following parameters to best reflect the difference between an organic fertiliser and an organic soil improver:

- The effective organic matter content (EOM): EOM gives good indication of the part of the organic matter that contributes to soil organic matter and soil quality. EOM can be determined by measuring the organic matter content and multiplying by the humification coefficient (HC of most organic sources are well documented).
- The mineral nitrogen content (N-mineral): gives good indication of nitrogen that is directly available to plant. N-mineral (ammonia and nitrate) determination is a standard routine analysis.
- The total phosphate content (P₂O₅): gives a good approximation of the P availability. Determination of total P₂O₅ is a standard routine analysis.

The availability of N-organic and P₂O₅ can also be measured by incubation tests but we have chosen here to select parameters that are relevant, readily available in literature for many organic sources and are easy to determine by standard chemical analysis (cheap and accessible).

For the classification, we use the intrinsic characteristics of both categories:

- an organic soil improver should contain a high level of EOM to contribute to soil organic matter and should be low in nutrients as it is not a fertiliser;
- for an organic fertiliser it is the other way around: high in nutrients and low in EOM.

Based on this concept, we introduce the ratios EOM/N-mineral and EOM/P₂O₅ as parameters to distinguish between fertiliser and soil improver shown in Figure 1 for the organic sources of Table 3.

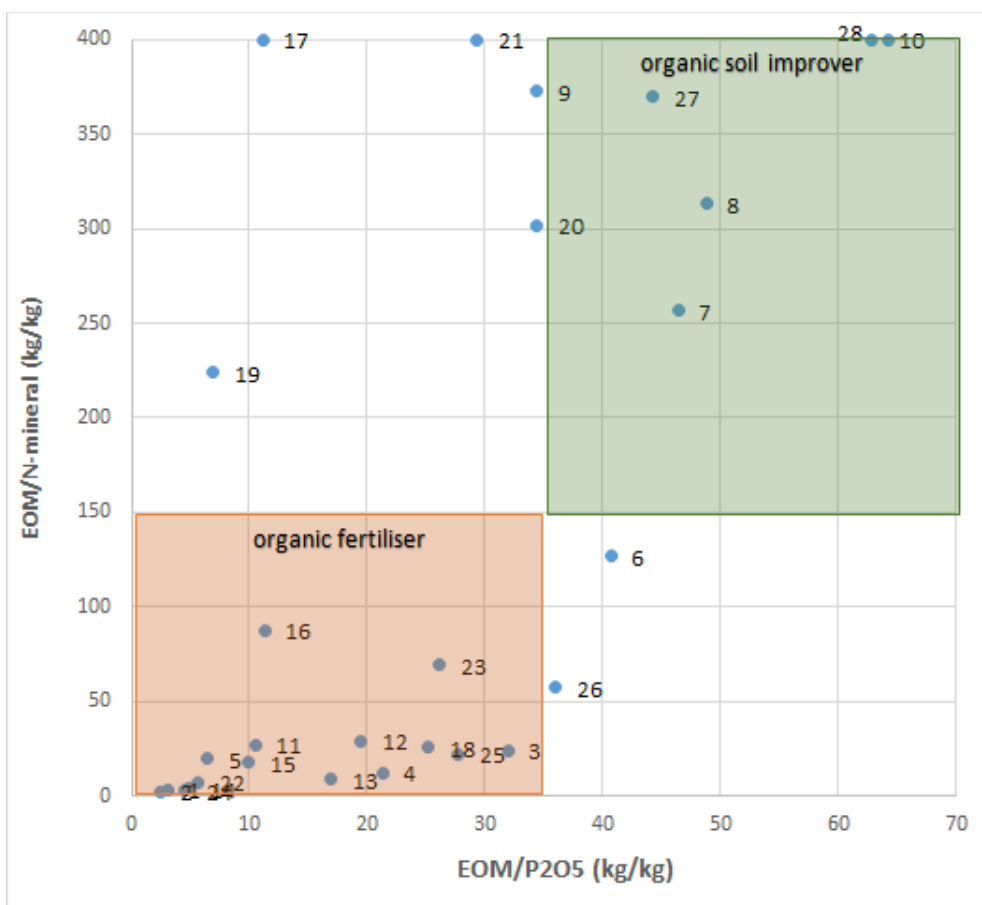


Figure 1 Classification of organic fertilisers and organic soil improvers on basis of EOM/N-mineral and EOM/P₂O₅ (numbers correspond to the numbers of the 2nd column in Table 3); EOM/N-mineral of 3 organic sources (#10, #17, #21 and #28) are set at 400 as they have values >400 and would fall outside the graph

Figure 1 shows that almost all the organic sources congregate in two quadrants in the lower-left and upper-right corners. There is a clear distinction between products having a high EOM/N-mineral and EOM/P₂O₅ ratio and products with low EOM/N and/or EOM/P₂O₅. This also reflects common agricultural practices: animal manures are mainly used as fertiliser value, they supply N and P needs of many crops because greater than 25% of their total N and P contents are in forms readily available for crop uptake. Compost is a good example of a soil improver, it is generally not considered a fertiliser substitute, and mainly used by farmers to build up soil organic matter and improve soil fertility.

Based on the results in Figure 1 we propose to complement the definitions of organic fertiliser and soil improver in the revised Fertiliser Regulation (see Table 2) to make the differences between both categories more evident:

- Conditions to qualify as organic fertiliser: EOM/N-mineral < 150 and EOM/P₂O₅ < 35
- Conditions to qualify as organic soil improver: EOM/N-mineral > 150 and EOM/P₂O₅ > 35

There are only few organic sources that do not fulfil both conditions and/or fall in between.

This is a first proposal to classify organic sources that needs further elaboration and fine-tuning in collaboration with other stakeholders.

5. Conclusions

This mini-paper has the objective to make clear that recycling organic resources is more than just nutrients (N and P). Organic sources contain effective organic matter (EOM) that is essential to maintain soil fertility. Some organic sources like fresh animal manures mainly supply nutrients and only contain low levels of EOM. Other sources like green compost contains high levels of EOM and the amount of directly plant-available nutrients is low. Therefore, it makes sense to distinguish between these properties and establish two categories of organic sources for agriculture, i.e. fertiliser and soil improver. Moreover, via organic sources it is often not possible to supply EOM, without at the same time also supplying N and P that may leach to ground- and surface waters.

To make farmers and policy makers more aware of the various organic sources, the differences between an organic fertiliser and an organic soil amendment were discussed. The draft revision of the Fertiliser Regulation already anticipates on this difference by introducing different product categories. However, in the definitions no clear distinction is made between the two categories. In this paper, a classification scheme is introduced to distinct between organic fertiliser and organic soil improver based on the rations of EOM/N-mineral and EOM/P2O5. Both parameters can be calculated from readily available data and are easy to determine by routine analysis. Also some discriminatory values are proposed to classify organic sources between organic fertiliser and organic soil improver.

Based on the classification scheme it may be of help to:

- Farmers: to choose the best organic sources for their specific need, fertiliser or soil improver
- Policy makers: to take into account the differences in properties between organic fertilisers and organic soil improvers when drafting new legislation.

In a recent study, D'Hose et al. (2016) have shown that farmers can use compost to increase organic matter in the top soil without inducing higher N and P leaching. In this way, soil quality can be improved without negative effects on groundwater and surface waters. Another positive aspect of soil improvers is the fact that EOM can possibly accumulated in the top soil increasing the total organic matter content, depending by pedoclimatic condition. In this way, EOM may contribute to carbon sequestration and reduction of greenhouse gas emissions. However, there is still debate about the effect of carbon stabilization processes and the turnover time of slow and passive reservoirs on the mitigation of global warming (He et al., 2016).

These positive effects of soil improvers could be an argument to give organic soil improvers a special status in European or national fertiliser legislation. For example:

- allow organic sources that classify as organic soil improver to be used outside the growing season
- nitrogen and phosphate in organic soil improvers could get a partial exemption in relation to the legal constraints for N and P as laid down in the Nitrate and Water Framework directive.

6. Research questions and needs

What type of external organic matter is needed to improve soil fertility? It is presumed that not the total pool of organic matter affects soil fertility but specific fractions of organic matter. How can we describe and assess the organic matter quality? Is Effective Organic Matter the proper indicator?

Elaborate further on the proposed classification of organic fertiliser and soil improver. Are the criteria EOM/N-mineral and EOM/P₂O₅ suitable or do we need other criteria? What values do we need to adopt for the classification?

What are the mechanisms that determine the N and P leaching to soils in organic soil improvers? How can we improve soil fertility (soil organic matter) and at the same time minimise harmful N and P emission to soil and water?

Long-term field trials are needed to demonstrate the value of organic matter in organic sources for soil fertility and quality. Also, more information is needed to get more information on the leaching behaviour of N and P in organic sources. Several examples of field trials are:

- BOPACT. Soil organic matter management within the legal constraints of the fertilization laws. Institute for Agricultural and Fisheries Research (ILVO, Flanders); [http://pure.ilvo.vlaanderen.be/portal/nl/publications/soil-organic-matter-management-within-the-legal-constraints-of-the-fertilization-laws--bopact-field-trial\(271dcd4b-5174-4944-af4d-00a621555ed1\).html](http://pure.ilvo.vlaanderen.be/portal/nl/publications/soil-organic-matter-management-within-the-legal-constraints-of-the-fertilization-laws--bopact-field-trial(271dcd4b-5174-4944-af4d-00a621555ed1).html).
- FERTIPLUS. Fertiplus will take up the challenge to identify innovative processing technologies and strategies to convert urban and farm organic waste to valuable and safe products for agriculture and allow industries to develop projects and provide adequate information on use and quality of the products; <http://www.fertiplus.eu/>.
- REFERTIL. Reducing mineral fertilisers & chemicals use in agriculture by recycling treated organic waste as compost and bio-char products; <http://www.refertil.info/>.
- SmartSOIL. A research project which aim has been to contribute to reversing the current degradation trend of European agricultural soils by improving soil carbon management in European arable and mixed farming systems covering intensive to low-input and organic farming systems; <http://smartsoil.eu/>.

7. References

- Bonanomi G., Antignani V., Capodilupo M., Scala F. (2010). Identifying the characteristics of organic soil amendments that suppress soilborne plant diseases. *Soil Biology and Biochemistry*, 42, 136–144.
- D’Hose T., Ruysschaert G., Viaene N., Debode J., Vanden Nest T., Van Vaerenbergh J., Cornelis W., Willekens K., Vandecasteele B. (2016). Farm compost amendment and non-inversion tillage improve soil quality without increasing the risk for N and P leaching. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 225, 126–139.
- Diacono M., Montemurro F. (2010). Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 3 (2), 401-422.
- EIP-AGRI (2015). Soil organic matter matters - Investing in soil quality for long-term benefits. https://ec.europa.eu/eip/agriculture/sites/agri-eip/files/eip-agri_brochure_soil_organic_matter_matters_2016_en_web.pdf.
- European Commission (2008). Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives.
- European Commission (2011). Soil organic matter management across the EU – best practices, constraints and trade-offs. Retrieved from http://ec.europa.eu/environment/soil/som_en.htm.
- European Commission (2016). Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council laying down rules on the making available on the market of CE marked fertilising products and amending Regulations (EC) No 1069/2009 and (EC) No 1107/2009.
- European Compost Network (2016). European Quality Assurance Scheme for Compost and Digestate. Retrieved from <http://www.compostnetwork.info/about-the-ecn-qas-2.html>.
- Eory V., Kabbe C., Hajdú Z., Hidalgo D. (2016). Environmental effects of nutrient recovery from organic materials used as fertilisers. Mini-paper for EIP-AGRI Focus Group - Nutrient recycling.
- Forrestal P., Adani F., Veeken A., Bernard J, Jensen L. (2016). Nutrient use efficiency from bio-based fertilisers. Mini-paper for EIP-AGRI Focus Group - Nutrient recycling.
- He Y., Trumbore S., Torn M., Harden J, Vaughn L., Allison S., Randerson J. (2016). Radiocarbon constraints imply reduced carbon uptake by soils during the 21st century. *Science* 353, 1419-1424.
- Möller K. (2016). Assessment of Alternative Phosphorus Fertilizers for Organic Farming: Compost and Digestates from Urban Organic Wastes. Retrieved from <https://shop.fibl.org/de/artikel/c/duengung/p/1699-compost-and-digestates.html>.
- Murphy B. (2014). Soil Organic Matter and Soil Function – Review of the Literature and Underlying Data. Department of the Environment, Canberra, Australia.
- Prasad M. (2013). A Literature Review on the Availability of Phosphorus from Compost. Cré Compost Association of Ireland.
- Saveyn H., Eder P. (2014). End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate): Technical proposals. JRC Scientific and Policy Reports.
- Soilservice (2012). Soil as natural capital - Agricultural production soil fertility and farmers economy. Retrieved from <http://www.lu.se/soil-ecology-group/reserach/soilservice>.



Table 3 Composition of several organic sources with respect to organic matter, nitrogen and phosphate (all values in g/kg fresh matter or otherwise mentioned)

Organic sources	Number ¹	Dry matter	Organic matter	HC ² (% OM)	EOM	N-total	C/N ³ (kg/kg)	N-mineral	N-organic	P2O5	EOM/N-mineral (kg/kg)	EOM/P2O5 (kg/kg)
Data Netherlands												
Pig slurry	1	57	43	0,33	14	7,1	3,5	4,6	2,5	4,6	3	3
Digested pig slurry	2	82	32	0,34	11	7,1	2,6	5,2	1,9	4,6	2	2
Cattle slurry	3	86	64	0,75	48	4,1	8,9	2,0	2,1	1,5	24	32
Digested cattle slurry	4	69	48	0,67	32	4,1	6,7	2,6	1,5	1,5	12	21
Solid pig manure	5	260	153	0,33	51	7,9	11,0	2,6	5,3	7,9	20	6
Solid cow manure	6	267	152	0,75	114	5,3	16,3	0,9	4,4	2,8	127	41
Bio-waste compost	7	661	217	0,90	195	7,6	16,3	0,8	6,8	4,2	257	46
Green waste compost	8	594	185	0,90	166	5,3	19,9	0,5	4,8	3,4	313	49
Data Flanders												
bio-waste compost	9	667	249	0,90	224	12,7	11,5	0,5	12,2	6,5	373	34
green waste compost	10	578	194	0,96	186	7,2	15,9	0,1	7,1	2,9	1695 ⁵	64
solid pig manure	11	299	230	0,42	97	10,7	12,7	3,6	7,1	9,2	27	11
solid cattle manure	12	242	184	0,42	78	8,5	12,8	2,7	5,8	4	29	19
cattle slurry	13	86	64	0,40	25	5,2	7,2	2,9	2,3	1,5	9	17
pig slurry	14	83	56	0,36	20	8,6	3,8	5,5	3,1	4,2	4	5
digestate manure-energy crops	15	88	54	0,72	39	4,6	6,9	2,2	2,4	3,9	18	10
solids of digestate manure-energy crops	16	253	170	1,23	209	8,0	12,5	1,5	6,5	11,3	87	11
dried digestate manure-energy crops	17	839	522	0,79	411	22,3	13,8	0,8	21,6	37	549 ⁵	11
Data Denmark												
digestate household waste	18	15	9,8	0,8 ⁴	8	0,5	11,0	0,3	0,2	0,31	25	25
sewage sludge	19	160	112	0,4 ⁴	45	5,6	11,8	0,02	5,6	6,4	224	7
bio-waste compost	20	575	302	0,9 ⁴	272	10,1	17,7	0,04	10,0	7,9	302	34
green waste compost	21	625	188	0,95 ⁴	178	7,2	15,4	0,02	7,2	6,1	445 ⁵	29
pig slurry	22	45	38	0,35 ⁴	13	5,1	4,5	1,9	3,2	2,4	7	6
cattle slurry	23	85	68	0,75 ⁴	51	4,5	8,8	0,7	3,8	2,0	69	26
Data Germany												
pig slurry	24	5	38,2	0,33 ⁴	13	5,6	3,96	4,2	1,4	2,8	3	5
cattle slurry	25	8	63	0,75 ⁴	47	3,9	9,34	2,1	1,8	1,7	22	28
solid cattle manure	26	233	186	0,75 ⁴	140	8,06	13,38	2,4	5,6	3,9	57	36
bio-waste compost*	27	638	247	0,9 ⁴	222	9,44	15,86	0,6	8,8	5,0	370	44
green waste compost*	28	623	234	0,9 ⁴	211	7,35	19,50	0,25	7,1	3,4	842 ⁵	63

¹correspond to the numbers in Figure 1; ²Humification coefficient (HC): the remaining percentage of organic matter after one year of incorporation in the soil; ³assuming a C content of 57% for OM; ⁴HC values of Denmark and Germany are derived from measured values of data from Netherlands and Flanders; ⁵EOM/N-mineral values higher than 400 are capped to 400 in Figure 1

Soil for life

BIJLAGE 4

Rapport 1672.N.16

Het gebruik van organische
bodembeteraars in
relatie tot het mestbeleid



Rapport 1672.N.16

Het gebruik van organische bodemverbeters in relatie tot het mestbeleid

Auteur(s) : ir. R. Postma en dr.ir. G.H. Ros

© 2017 Wageningen, Nutriënten Management Instituut NMI B.V.

Alle rechten voorbehouden. Niets uit de inhoud mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, op welke wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de directie van Nutriënten Management Instituut NMI.

Rapporten van NMI dienen in eerste instantie ter informatie van de opdrachtgever. Over uitgebrachte rapporten, of delen daarvan, mag door de opdrachtgever slechts met vermelding van de naam van NMI worden gepubliceerd. Ieder ander gebruik (daaronder begrepen reclame-uitingen en integrale publicatie van uitgebrachte rapporten) is niet toegestaan zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van NMI.

Disclaimer

Nutriënten Management Instituut NMI stelt zich niet aansprakelijk voor eventuele schadelijke gevolgen voortvloeiend uit het gebruik van door of namens NMI verstrekte onderzoeksresultaten en/of adviezen.

Verspreiding

De heer T. Brethouwer, Vereniging Afvalbedrijven

1x

Inhoud

Samenvatting en conclusies

pagina

2

1 Inleiding	3
2 Berekening N-verliezen met WOG-WOD model en MINIP	6
2.1 Algemeen	6
2.2 Wijze waarop nitraatuitspoeling wordt berekend in het WOG-WOD model	6
2.3 Stikstof-aanvoer op de bodembalans: totaal en werkzaam	8
2.4 Wijze waarop nitraatuitspoeling kan worden berekend met MINIP	10
2.5 Conclusie	11
3 Consequenties extra vrijstelling bodemverbetersaars voor EOS-aanvoer	12
3.1 Algemeen	12
3.2 Opzet en uitvoering	12
3.3 Consequenties van extra P-ruimte bodemverbetersaars voor EOS-aanvoer	12
3.4 Mogelijke criteria voor het definiëren van organische bodemverbetersaars	13
Literatuur	16
Bijlage 1. Achtergrond berekening nitraatgehalte grondwater volgens WOG-WOD en MINIP	18

Samenvatting en conclusies

De Staatssecretaris van Economische Zaken heeft in het kader van het Zesde Actieprogramma Nitraatrichtlijn aangegeven dat hij na wil gaan hoe bodemverbeterende maatregelen op landbouwbedrijven kunnen worden bevorderd, onder andere door *'te bezien hoe het gebruik van bodemverbeteraars op verantwoorde wijze kan worden bevorderd'*. De Vereniging Afvalbedrijven (VA) wil graag pro-actief meedenken met de overheid over de wijze waarop dat kan worden vormgegeven. In dat kader heeft de VA aan het Nutriënten Management Instituut (NMI) gevraagd in een bureaustudie een aantal zaken nader te verkennen. Het betreft de volgende zaken:

- De wijze waarop N-verliezen bij de toepassing van bodemverbeteraars wordt berekend in het WOG-WOD model (dat wordt gebruikt ter onderbouwing van gebruiksnormen) in vergelijking met andere modellen, zoals een uitspoelingsmodel op basis van het MINIP-model.
- Consequenties van een mogelijke verhoogde vrijstelling van het gebruik van bodemverbeteraars voor de aanvoer van effectieve organische stof (EOS).

In het WOG-WOD model wordt de nitraatuitspoeling berekend op basis van het overschot van N-totaal op de bodembalans, het neerslagoverschot en een uitspoelfractie die afhangt van grondsoort, grondgebruik en grondwatertrap. Voor organische meststoffen en bodemverbeteraars is het uitgangspunt dat alle organische N die in het eerste jaar niet werkzaam is, op lange termijn vrijkomt en bijdraagt aan het uitspoelbare N-overschot. Het huidige model gaat bij de berekening van het nitraatgehalte uit van die eindsituatie. De consequentie van deze benadering is dat de berekende uitspoeling toeneemt naarmate het niet-werkzame deel van de N in een meststof toeneemt (bij een gelijkblijvende aanvoer van werkzame stikstof).

Om dit effect te illustreren is met behulp van een eenvoudig afbraakmodel (MINIP) in beeld gebracht welk deel van de gegeven stikstof op korte termijn daadwerkelijk kan uitspoelen; het resterende nietwerkzame deel verhoogt de hoeveelheid stikstof in de bodem zonder verhoging van minerale Nverliezen. Bij een scenario met uitsluitend kunstmest wordt met WOG-WOD en MINIP op deze manier dezelfde nitraatuitspoeling berekend, maar bij een scenario met maximale inzet van GFT-compost leidt de MINIP-benadering tot een lager nitraatgehalte dan de WOG-WOD benadering. Dit verschil is het grootst op de korte termijn, maar is ook na een beschouwde periode van 100 jaar nog aanzienlijk. De modelvergelijking laat zien dat de keuze van WOG-WOD om geen rekening te houden met het type bemesting dat het N-overschot bepaalt (organisch dan wel kunstmest) ervoor zorgt dat de nitraatuitspoeling bij gebruik van bodemverbeteraars/ compost wordt overschat; een worst-case scenario dat niet aansluit bij de agronomische expertise over afbraak van deze producten.

Uitgaande van een verhoogde vrijstelling van 5-10 kg P₂O₅ per ha boven op de huidige P-gebruiksnorm voor bodemverbeteraars, is voor een aantal verschillende praktijksituaties berekend wat de consequenties zijn voor de extra aanvoer van effectieve organische stof (EOS). Hieruit blijkt dat de EOS-aanvoer significant kan worden verhoogd door een extra P-gebruiksruimte van 5 kg P₂O₅/ha voor gft- en/of groencompost (uitgaande van 50% vrijstelling van P). Dit is vooral het geval in situaties waar weinig OS wordt aangevoerd met gewasresten (bijvoorbeeld bij veel vollegrondsgroenten en/of knolgewassen) en/of dierlijke mest (bijvoorbeeld bij gebruik varkensdrijfmest), aangezien de relatieve bijdrage van compost aan de EOS-aanvoer op de OS-balans dan relatief groot is (20-30%). Als er al sprake is van een relatief hoge aanvoer van EOS (bijvoorbeeld door achterlaten stro en gebruik rundvee(drijf)mest) is de procentuele verhoging van de EOS-aanvoer met extra compost beperkt tot ruim 10%. Een verhoging van de P-gebruiksnorm voor bodemverbeteraars zal niet tot een hoger risico

van N- en P-emissies mogen leiden. Het is echter lastig te voorspellen wat het netto-effect van een hogere aanvoer van bodemverbeteraars op de uitspoeling van nitraat en fosfaat zal zijn.

Aangezien door de overheid wordt nagedacht over manieren om het gebruik van bodemverbeteraars te bevorderen, terwijl het begrip bodemverbeteraar niet is gedefinieerd in de Nederlandse Meststoffenwet, lijkt het van belang dit begrip te definiëren. Daarbij lijkt het zinvol om onderscheid te maken tussen “organische bodemverbeteraars”, die vooral organische stof leveren en “organische meststoffen”, die vooral nutriënten leveren. Door Veeken et al. (2016) is een voorstel gedaan om een onderscheid te maken tussen organische meststoffen en bodemverbeteraars op basis van de verhouding tussen de hoeveelheid EOS enerzijds en beschikbare nutriënten anderzijds. Voorgestelde grenswaarden lagen bij een EOS/N_{min} van 150 kg/kg en bij een EOS/P₂O₅ van 35 kg/kg. Als de actuele waarden voor beide parameters hoger zijn dan de grenswaarden is sprake van een bodemverbeteraar en als ze lager zijn van een organische meststof. Dit lijkt een verbetering ten opzichte van het onderscheid dat tussen deze categorieën wordt gemaakt in de voorstellen voor de EU-Meststoffenverordening, die momenteel wordt herzien. Aanbevolen wordt om naast de ratio's tevens een parameter op te nemen zoals het gehalte aan OS, EOS of DS (droge stof), om te voorkomen dat ook producten met zeer lage gehalten (zoals vloeibare producten) in aanmerking komen. Verder is de meetbaarheid van de EOS een aandachtspunt.

Conclusies:

- Bij het gebruik van het WOG-WOD model bestaat er een reëel risico dat de nitraatuitspoeling wordt overschat voor praktijksituaties waarbij bodemverbeteraars en compost worden ingezet. Dit effect is het grootst op de korte termijn.
- De EOS-aanvoer kan substantieel worden verhoogd door het creëren van een extra Pgebruiksruimte van 5 kg P₂O₅/ha voor bodemverbeteraars, zoals gft- en/of groencompost. Dit is vooral het geval in situaties waar weinig OS wordt aangevoerd met gewasresten en dierlijke mest. In de praktijk kan er 10-30% extra organische stof worden aangevoerd.
- Het is zinvol om onderscheid te maken tussen “organische bodemverbeteraars”, die vooral organische stof leveren en “organische meststoffen”, die vooral nutriënten leveren. Dit kan worden gedaan op basis van het EOS-gehalte en op basis van de verhouding tussen de hoeveelheid EOS enerzijds en beschikbare nutriënten (N_{min} en P-totaal) anderzijds. Grenswaarden hiervoor verdienen echter nog een betere onderbouwing.

1 Inleiding

Het organische stofgehalte in landbouwgronden is van grote waarde voor chemische, fysische en biologische bodemkwaliteitsaspecten. De laatste jaren wordt er veel aandacht besteed aan de dreigende achteruitgang van organische stofgehalten in landbouwgronden (onder andere Conijn & Lesschen, 2015), alhoewel dat in Nederland niet blijkt uit een analyse van beschikbare gegevens van grondonderzoek van het afgelopen decennium (Brolsma et al., 2016). Hoe dan ook, een goed organische stofbeheer wordt zowel op Europees als op nationaal niveau gezien als een van de speerpunten van duurzaam bodembeheer (Delsalle, 2014; TCB, 2016). In dat kader is het van belang om vooral voor bouwplannen waarbij weinig organische stof in gewasresten op het land achterblijft voldoende aanvoermogelijkheden met organische meststoffen en bodemverbeteraars te hebben. Daarbij moet worden geopereerd binnen de randvoorwaarden van het nationale mestbeleid, ofwel het stelsel van gebruiksnormen.

Voor het gebruik van meststoffen en bodemverbeteraars op agrarische praktijkbedrijven gelden in Nederland de volgende gebruiksnormen:

- Dierlijke mest: deze norm bedraagt maximaal 170 kg N-totaal en 230-250 kg N-totaal per hectare in de vorm van dierlijke mest voor derogatiebedrijven (melkveebedrijven met minimaal 80% grasland);
- Werkzame stikstof: deze norm is per gewas, teelt en grondsoort vastgesteld. Dit is weergegeven in tabellen die beschikbaar zijn via de website van RVO <http://www.rvo.nl>;
- Fosfaat: de gebruiksnorm is afhankelijk van grondgebruik (grasland of bouwland) en de fosfaattoestand van de bodem.

Voor het bepalen van de gift aan werkzame stikstof zijn voor organische meststoffen en bodemverbeteraars werkingscoëfficiënten afgeleid, die verschillen per type organische meststof. De gift aan werkzame stikstof wordt berekend uit het (gemeten) N-totaalgehalte van de meststof, de wettelijk vastgestelde werkingscoëfficiënt van die betreffende meststof en de hoogte van de meststofgift. Voor de meeste drijfmesten bedraagt de werkingscoëfficiënt tussen 60 en 80%, voor vaste mesten tussen 30 en 60%, voor champost 25% en voor gft- en groencompost 10%. De lage werkingscoëfficiënt van compost is gebaseerd op de lage N-beschikbaarheid in het eerste jaar na toediening.

Voor de gebruiksnorm voor fosfaat geldt dat de fosfaataanvoer wordt berekend uit het (gemeten) fosfaatgehalte in meststoffen en de hoogte van de meststofgift. Daarbij geldt dat het fosfaatgehalte in de meststoffen voor 100% meetelt, met uitzondering van compost, waarvoor het fosfaat tot een gehalte van 7,0 mg P₂O₅/kg drogestof voor 50% meetelt. Bij hogere P-gehalten telt het deel daarboven volledig mee. Het argument voor de gedeeltelijke vrijstelling van P in compost is dat een deel van de P die met compost wordt toegediend is gebonden aan gronddeeltjes die in de compost aanwezig is. Dit wordt de basisvruchtbenadering genoemd (Ehlert, 2005).

De Staatssecretaris van Economische Zaken heeft in een brief van 20 december 2016 aan de Tweede Kamer over het Zesde Actieprogramma Nitraatrichtlijn aangegeven dat hij na wil gaan hoe bodemverbeterende maatregelen op landbouwbedrijven kunnen worden bevorderd, o.a. door *'te bezien hoe het gebruik van bodemverbeteraars op verantwoorde wijze kan worden bevorderd'* (Van Dam, 2016). De Vereniging Afvalbedrijven wil graag pro-actief meedenken met de overheid over de wijze waarop het gebruik van bodemverbeteraars op verantwoorde wijze kan worden bevorderd.

In dat kader zijn een aantal issues besproken in een gesprek tussen medewerkers van VA en NMI in het najaar van 2016. Dit betreft:

1. De wijze waarop N-verliezen bij de toepassing van bodemverbeteraars worden berekend in het WOG-WOD model in vergelijking met andere modellen die wel rekening houden met de vorm waarin de stikstof wordt aangevoerd, zoals NDICEA en de Bodemverkenner. Het vrijkomen van stikstof uit organische mestproducten en bodemverbeteraars wordt daarbij gekwantificeerd via een eenvoudig afbraakmodel van organische stof (MINIP, Janssen (1996)). Het WOG-WOD model wordt gebruikt ter onderbouwing van de gebruiksnormen;
2. De mogelijke bijdrage die bodemverbeteraars kunnen leveren aan de realisatie van het vier promille initiatief;
3. Consequenties van een mogelijke verhoogde vrijstelling van het gebruik van bodemverbeteraars voor de aanvoer van effectieve organische stof (EOS).

In een vervolgoverleg tussen VA en NMI in het voorjaar van 2017 is afgesproken dat punt 1 en 3 in de hier beschreven studie nader zullen worden verkend.

2 Berekening N-verliezen met WOG-WOD model en MINIP

2.1 Algemeen

Het WOG-WOD model is een statisch model en gaat uit van het totale stikstofoverschot op de bodembalans. Een eerste versie hiervan is beschreven door Schröder et al. (2004) en latere versies door Schröder et al. (2005, 2007, 2009, 2011 en 2015). Het model wordt gebruikt ter onderbouwing en evaluatie van gebruiksnormen. Het verschaft inzicht in de niveaus van gebruiksnormen waarbij de nitraatdoelstelling kan worden gerealiseerd. In dit hoofdstuk staat de vraag centraal hoe het N-verlies bij gebruik van bodemverbeteraars in het model wordt bepaald en hoe zich dat verhoudt tot andere modellen, zoals Ndicea en Bodemverkenner (beide gebaseerd op model Janssen / MINIP (Janssen, 1996). Er zal ook gebruik worden gemaakt van eerdere vergelijkingen tussen WOG-WOD en MAMBOSTONE. Het laatste model wordt gebruikt voor de evaluatie van het mestbeleid (Velthof & Van Grinsven, 2006; Groenendijk et al., 2014).

2.2 Wijze waarop nitraatuitspoeling wordt berekend in het WOG-WOD model

Basis van het model wordt gevormd door de bodembalans voor N-totaal in de evenwichtssituatie (lange termijn). Dit betekent o.a. dat het model veronderstelt dat de jaarlijkse aanvoer van organische N via mest en gewasresten op lange termijn gelijk is aan de jaarlijkse afbraak van organische N via mest en gewasresten (Schröder et al., 2004). Alleen voor veengronden wordt uitgegaan van een netto Nmineralisatie, aangezien daar in veel gevallen sprake is van een netto daling van de hoeveelheid organische stikstof in de bodem. Voor de minerale gronden wordt dus uitgegaan van een evenwichtssituatie, waarbij de afbraak van organische stikstof in de bodem wordt gecompenseerd door de aanvoer van organische stikstof met organische stikstof uit gewasresten en organische meststoffen.

Invoertermen op de bodembalans zijn:

- Aanvoer van N met organische en minerale meststoffen
- Netto N-mineralisatie (alleen voor veengronden) • Depositie
- N-fixatie (biologische N-binding).

Afvoerposten op de bodembalans zijn:

- Afvoer van N met oogstproduct en eventueel gewasresten
- Ammoniakvervluchting.

In formule wordt het overschot van stikstof op de bodembalans als volgt gedefinieerd:

$$\begin{aligned}
 & NNNNNNNNNNNNNhNNoo NNoo bbNNbbNNbbbbbbbbbbNN \\
 & = AAbbbbNNNNNNNN bbNNbbNNbbbbbb - AAbbNNNNNNNN bbNNbbNNbbbbbb + \\
 & bbNNooNNNNbboobbNN + NNbbbbbbbbbbNN NNbbbbbbNNNNbbbbNNNNbbbbNNNNbb \\
 & + bbbbbNNNNbbbbbbNNbboobbNN
 \end{aligned}$$

Een deel van het stikstofoverschot kan uitspoelen en het grondwater belasten met nitraat. In het WOGWOD model wordt dat deel berekend op basis van de empirische resultaten van het Landelijk Meetnet Mestbeleid (LMM): de relatie tussen N-overschot en NO₃-gehaltes in het grondwater zijn daarmee gebaseerd op daadwerkelijke metingen op bedrijven.

De nitraatconcentratie wordt berekend met de formule:

$$\begin{aligned}
 &BBNNbbNNbbNNNNNNNNNNNNhNNoo \\
 &NN_{NNNN3} = 443 \text{ —————} \\
 &UUbbooNNooNNNNbbbbbNNbbNNooobbNN \\
 &NNNNNNNNNNbbbbbNNNNNNNNNNNNNNhNNoo
 \end{aligned}$$

De uitspoelfractie is afhankelijk van de grondsoort, het gewas en de grondwatertrap. Fraters et al. (2012) geeft de uitspoelfractie als een waarde per combinatie van gewas en grondsoort bij grondwatertrap VIII, vermenigvuldigd met een correctiefactor voor de grondwatertrap:

$$\begin{aligned}
 &UUbbooNNooNNNNbbbbbNNbbNNooobbNN = \\
 &UUbbooNNooNNNNbbbbbNNbbNNooobbNN_{GGGGGGGGGG}(NNNNggbbNN, bbNNbbNNbb)_{xx} \\
 &GGoo_NNNNNNNNNNooobbNNbbbbbNNooNNNN
 \end{aligned}$$

waarin $UUbbooNNooNNNNbbbbbNNbbNNooobbNN_{GGGGGGGGGG}(NNNNggbbNN, bbNNbbNNbb)$ waarden aanneemt volgens Tabel 2.1.

Tabel 2.1. Uitspoelfracties van het bodemoverschot van nitraat voor grasland en bouwland op zand, klei- en veengrond (Fraters et al., 2012).

Gewas	Zand	Klei	Veen
Grasland	0,44	0,11	0,05
Snijmais en overig bouwland	0,90	0,34	-

De Gt-correctiefactor is vermeld in 2.2.

Tabel 2.2. Correctiefactor voor de grondwatertrap van de uitspoelfracties (Fraters et al., 2012).

	Grondwatertrap										
	VII*	VII	VI	V*	V	IV	III*	III	II*	II	I
Correctiefactor	1	0,83	0,65	0,48	0,50	0,43	0,31	0,08	0,05	0,05	0,05

Fraters et al. (2012) geeft eveneens waarden voor het langjarig gemiddelde neerslagoverschot, afgeleid van een landelijke middeling van modelresultaten. Er wordt geen rekening gehouden met verschillen tussen regio's en het feit dat zuidoost zand een lager langjarig neerslagoverschot heeft dan bijvoorbeeld De Bilt. Voor het voldoen aan de drinkwaternorm van 50 mg nitraat per liter in het grondwater is het maximaal toelaatbaar bodemoverschot (totaal N) af te leiden met de volgende formule:

$$\begin{aligned}
 &50 \text{ NNNNNNNNNNNbbbbbNNNNNNNNNNNNNNhNNoo} \\
 &BBNNbbNNbbNNNNNNNNNNNNNNhNNoo = \\
 &\text{—————} \\
 &443 \text{ UUbbooNNooNNNNbbbbbNNbbNNooobbNN}
 \end{aligned}$$

Dit leidt voor zandgronden tot een toelaatbaar bodemoverschot van 41 tot 214 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ (Tabel 2.3):

Tabel 2.3. Maximum bodemoverschot (kg N ha⁻¹ jr⁻¹) waarbij de nitraatnorm niet wordt overschreden.

Grondwatertrap	Grasland	Snijmais en bouwland
VII*	91	41
VII	100	45
VI	131	54
V*	195	72
V	192	69

2.3 Stikstof-aanvoer op de bodembalans: totaal en werkzaam

Het stikstofoverschot wordt berekend door de totale aanvoer van stikstof met mest en depositie te verminderen met de N-afvoer met het geogste gewas (in geval van gras met gemaaid of door het dier opgenomen gras) en vervluchtigingsverliezen (Fraters et al., 2007). Dit is beschreven in een protocol dat is samengevat in Tabel 2.4.

Tabel 2.4. Samenvatting van het protocol voor het berekenen van het stikstofoverschot (in kg ha⁻¹ jaar⁻¹) op de bedrijfsbalans (bovenste deel) en het overschot op de bodembalans (onderste deel).

Omschrijving posten	Berekeningsmethodiek	
<i>Aanvoer bedrijf</i>	Kunstmest	Hoeveelheid ^a * N-gehalte ^o
	Krachtvoer en enkelvoudige voeders	Hoeveelheid ^a * N-gehalte ^o
	Ruwvoer	Hoeveelheid ^a * N-gehalte ^f
	Plant aardige producten (zaai- plant- en pootgoed)	Hoeveelheid ^a * N-gehalte ^g
	Dierlijke mest en compost	Hoeveelheid ^b * N-gehalte ^h
	Dieren	Hoeveelheid ^b * N-gehalte ⁱ
<i>Afvoer bedrijf</i>	Dierlijke producten (melk, wol, eieren)	Hoeveelheid ^c * N-gehalte ^j
	Gewassen en overige plant aardige producten	Hoeveelheid ^c * N-gehalte ^g
	Dieren	Hoeveelheid ^d * N-gehalte ^h
	Dierlijke mest en compost	Hoeveelheid ^d * N-gehalte ⁱ
<i>Overschot Bedrijfsbalans</i>	Aanvoer – Afvoer	
<i>Correctie aanvoer bodem</i>	+ Netton mineralisatie	Gedifferentieerd per grondsoort ^k
	+ Atmosferische depositie	Gedifferentieerd per provincie ^l
	+ N-binding door vlinderbloemigen	Alle vlinderbloemigen ^m
	- Vervluchtiging uit stal en opslag	Op basis van diersoort, stalsysteem en beweidingssysteem ⁿ
- Vervluchtiging toediening en beweiding	Kunstmest en dierlijke mest op basis van werkelijke mestproductie, beweiding en toedieningsmethode ^o	
<i>Overschot Bodembalans</i>	Overschot bedrijfsbalans + correctie aanvoer bodem	

Voor de berekening van de gewasopname wordt uitgegaan van (voor gewasopname) werkzame stikstof en bekende responscurven van gewassen (Prognose-module in WOG2.0; zie Schröder et al., 2015). Voor organische meststoffen wordt daarbij gerekend met de wettelijke werkingscoëfficiënten om de aanvoer aan werkzame stikstof te berekenen.

De uitspoelfracties zijn door Fraters et al. (2012) empirisch vastgesteld door stikstofoverschotten op de bodembalans te delen door gemeten nitraatconcentraties in grondwater. Daarbij wordt geen onderscheid gemaakt naar de wijze waarop het N-overschot is opgebouwd. Aangezien een bepaald Noverschot op zeer uiteenlopende wijze tot stand kan komen, bijvoorbeeld door gebruik van varkensdrijfmest (met een hoge N-werkingscoëfficiënt) en N-kunstmest of door gebruik van compost (met een lage werkingscoëfficiënt) aangevuld met N-kunstmest. Bij een zelfde aanvoer van werkzame N, zal de totale N-aanvoer in de situatie met compost hoger zijn dan in de situatie met varkensdrijfmest.

Dit is uitgewerkt in een getallenvoorbeeld (bijlage 1). In dit voorbeeld is het N-overschot voor een modelbouwplan (bestaande uit 33% consumptie-aardappel, 33% suikerbieten, en 33% wintertarwe) op klei, overige zand en zuidelijk zand berekend voor drie scenario's, die verschillen in de wijze waarop de volgens de gebruiksnormen toegestane hoeveelheid werkzame N is aangevoerd:

1. Volledig via kunstmest;
2. Met maximale inzet van varkensdrijfmest (rekening houdend met wettelijke werkingscoëfficiënt van 60% op klei en 80% op zand) en aangevuld met kunstmest;
3. Met maximale inzet van gft-compost (rekening houdend met wettelijke werkingscoëfficiënt van 10%) en aangevuld met kunstmest.

Hieruit blijkt duidelijk dat het totale N-overschot voor scenario 1 het laagst en voor scenario 3 het hoogst is. Als op basis van het N-overschot, het neerslagoverschot en de uitspoelfractie het nitraatgehalte in grondwater wordt berekend, resulteert dit daardoor voor scenario 3 in de hoogste nitraatgehalten (ver boven de norm van $50 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$). Het is geen verrassing dat een hoger N-overschot leidt tot een hogere nitraatuitspoeling, want dat is een van de uitgangspunten van het WOG-WOD model. Een vraag die we hier ter discussie stellen is of een hoger N-overschot in alle situaties gepaard gaat met een hogere nitraatuitspoeling, ook als die tot stand komt door het gebruik van compost. Voortbouwend op agronomisch inzicht en procesmodellen voor stikstof verwachten we dat het daadwerkelijk vrijkomen van stikstof (en dus ook het soort N-bemesting) invloed heeft op de nitraatuitspoeling.

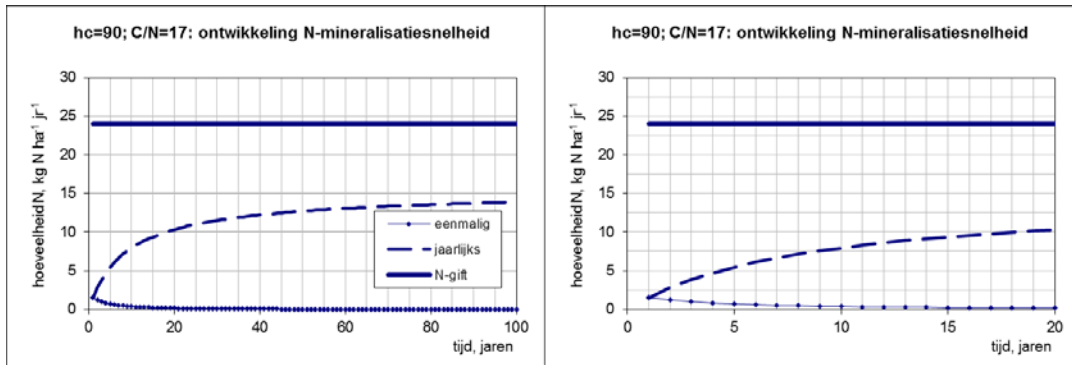
Dit wordt bevestigd door Schröder et al. 2015, die beschrijven dat in het WOG-WOD model een hoger aandeel niet-werkzame N van een meststof leidt tot een hogere nitraat-uitspoeling, omdat daarmee het N-overschot toeneemt. Bij bodemverbeteraars, zoals compost, is het aandeel niet-werkzame N erg groot en concreet betekent dit dan ook dat het berekende N-verlies bij gebruik van compost groter is dan bij gebruik van varkens- of rundveedrijfmest. Door Schröder et al. (2015) wordt hieraan de volgende discussie gewijd: '*...het gebruik van compost aanvankelijk slechts in geringe mate bijdraagt aan het uitspoelbare bodemoverschot, maar dat dit op lange termijn verandert als een evenwicht is bereikt tussen de aanvoer van N met de bodemverbeteraar en de cumulatieve mineralisatie van N uit herhaald gebruik van de bodemverbeteraar*'. In het model wordt dit onderscheid tussen wat er op korte en lange termijn gebeurt niet gemaakt en wordt uitgegaan van de situatie op de lange termijn. Daarbij wordt er in het WOG-WOD model van uitgegaan wordt dat de cumulatieve N-mineralisatie uit compost op lange termijn gelijk is aan de totale N-aanvoer met compost.

Twee vragen die naar aanleiding hiervan kunnen worden gesteld zijn:

1. Is de aanname in het WOG-WOD model dat de cumulatieve N-mineralisatie uit compost op lange termijn gelijk wordt aan de totale N-aanvoer met compost juist en zo ja, op welke termijn?
2. Wat betekent dat voor de periode dat nog geen sprake is van het veronderstelde evenwicht, ofwel voor de korte termijn?

Ad 1.

In Figuur 2.1 is weergegeven hoe de hoogte van de N-mineralisatie (in $\text{kg ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) uit compost volgens berekening met het MINIP-model (Janssen, 1996) toeneemt bij een jaarlijkse toepassing van compost in een dosering van 24 kg N ha^{-1} gedurende een periode van 100 dan wel 20 jaar. Er is uitgegaan van de samenstelling van een gemiddelde GFT-compost (C/N-quotiënt van 17) en een humificatiecoëfficiënt van 0,90 (a-waarde 7,5).



Figuur 2.1. Verloop van hoogte van de N-mineralisatie uit compost (in kg N per ha per jaar) volgens berekening met het MINIP-model bij een jaarlijkse toepassing van compost in een dosering van 24 kg N ha⁻¹ gedurende 100 (links) dan wel 20 (rechts) jaar.

Uit de berekening blijkt dat de N-mineralisatie uit compost na 100 jaar nog geen 14 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ is; dit betekent dat zelfs op langere termijn niet alle gegeven stikstof uitspoelt naar het grondwater. Compost zorgt daarmee voor een ophoging van de hoeveelheid stikstof in de bodem. Wellicht benadert de N-mineralisatie uit compost op veel langere termijn wel de jaarlijkse gift van 24 kg N ha⁻¹ en is de aanname in WOG-WOD theoretisch wel juist, maar voor de praktijk lijkt dat niet erg relevant, omdat dan een periode van 10 jaar al heel lang is. Uit een nadere beschouwing van de eerste 20 jaar na een jaarlijkse toediening van compost blijkt dat het N-mineralisatieniveau na 5 jaar ca. 6 kg N ha⁻¹ (ofwel 25% van de totale N-gift), na 10 jaar ca 8 kg N ha⁻¹ (ofwel 33% van de totale N-gift) en na 20 jaar ca 10 kg N ha⁻¹ (ofwel 42% van de totale N-gift) bedraagt.

Voortbouwend op de inzichten vanuit een procesmatig mineralisatiemodel als MINIP laat zien dat de aanname dat alle toegediende N uiteindelijk vrijkomt en dus bijdraagt aan het uitspoelbare bodemoverschot niet opgaat binnen een tijdshorizon van 100 jaar. Dit betekent dat de gebruikte aanname in het WOG-WOD model zorgt voor een overschatting van de nitraatuitspoeling bij gebruik van bodemverbeteraars / composten.

Ad 2.

Het onder 1 beschreven effect is groter naarmate de beschouwde periode na de start van het gebruik van bodemverbeteraars korter is. Dit blijkt duidelijk uit Figuur 2.1, waarin het gat tussen de N-gift en de jaarlijkse N-mineralisatie vlak na de start van het gebruik van bodemverbeteraars het grootst is.

2.4 Wijze waarop nitraatuitspoeling kan worden berekend met MINIP

Met het MINIP-model kan de afbraak van organische stof en de daarmee gepaard gaande mineralisatie van N worden berekend. Voor organische meststoffen en bodemverbeteraars kan dat worden gedaan op de manier waarop dat in Figuur 3.1 is weergegeven. Hiermee wordt dus berekend hoeveel N beschikbaar komt voor het gewas en hoe dit verloopt in de tijd. Deze informatie kan worden gebruikt in een dynamisch model, waarbij de informatie wordt gecombineerd met het aanbod van minerale N uit andere bronnen, het verloop van de N-opname door het gewas en met weersgegevens waaruit het neerslagoverschot kan worden berekend. Dit wordt bijvoorbeeld gedaan in NDICEA, waarmee Nuitspoeling kan worden berekend. Het betekent ook dat de N-mineralisatie die optreedt binnen de groeiperiode van het gewas in principe door het gewas kan worden opgenomen, tenzij het totale aanbod aan minerale N hoger is dan de opname door het gewas.

Als dit wordt vereenvoudigd kan een N-balans voor minerale N worden opgesteld, waarbij het aanbod van minerale N wordt vergeleken met de N-opname en N-afvoer door het gewas. Bij meerjarige toediening van organische mesten en bodemverbeteraars moet daarbij rekening worden gehouden met de N-nalevering van de giften in voorgaande jaren (zoals voor compost weergegeven in Figuur 2.1). Met andere woorden: we standaardiseren het N-overschot voor een situatie dat alleen kunstmest zou worden gebruikt. Vervolgens kan de nitraatuitspoeling worden berekend uit het overschot aan minerale N op dezelfde manier als dat ook is gedaan in LMM op basis van N-totaal, dus met de uitspoelfracties.

Als dit wordt gedaan voor een scenario met maximale inzet van gft-compost, blijkt dat de berekende nitraatuitspoeling aanzienlijk lager is dan volgens de hiervoor beschreven werkwijze van WOG-WOD. Het verschil is het grootst op korte termijn (in Tabel 2.5 bij een jaarlijks herhaalde gift gedurende een periode van 5 jaar) en neemt op lange termijn (in Tabel 2.5 bij een jaarlijks herhaalde gift gedurende 100 jaar) af. Maar ook na een periode van 100 jaar is de berekende nitraatuitspoeling bij gebruik van MINIP nog slechts 53-64% van de berekende uitspoeling met WOG-WOD (Bijlage 1 en Tabel 2.5).

Tabel 2.5. Nitraatgehalten in grondwater voor een scenario met 100% kunstmest of maximale inzet van gft-compost (jaarlijks herhaald, gedurende een periode van 5, 10, 20 of 100 jaar), berekend volgens de WOG-WOD systematiek of MINIP (zie Bijlage 1 voor uitgangspunten).

Scenario	Klei				Overig zand				Zuidelijk zand			
	5jr	10jr	20jr	100jr	5jr	10jr	20jr	100jr	5jr	10jr	20jr	100jr
100% kunstmest	25	25	25	25	18	18	18	18	0	0	0	0
max. compost WOG-WOD	108	108	108	108	171	171	171	171	192	192	192	192
max. compost MINIP	39	46	53	69	44	50	71	100	30	47	65	101

2.5 Conclusie

In het WOG-WOD model wordt de nitraatuitspoeling berekend op basis van het overschot van N-totaal op de bodembalans, het neerslagoverschot en een uitspoelfractie die afhangt van grondsoort, grondgebruik en grondwatertrap. Voor organische meststoffen en bodemverbeteraars is het uitgangspunt dat alle organische N die in het eerste jaar niet werkzaam is, op lange termijn vrijkomt en bijdraagt aan het uitspoelbare N-overschot. De consequentie van deze benadering is dat de berekende uitspoeling toeneemt naarmate het niet-werkzame deel van de N in een meststof toeneemt. In het model wordt echter geen onderscheid gemaakt naar de korte en lange termijn en wordt uitgegaan van de situatie op lange termijn. Dit betekent dat er sprake kan zijn van een overschatting van de nitraatuitspoeling op korte termijn, met name als gebruik wordt gemaakt van bodemverbeteraars.

Met het MINIP-model wordt de afbraak van organische stof en de daarbij vrijkomende stikstof berekend. Dit kan worden gebruikt voor een balans voor minerale stikstof. Als het overschot op deze balans wordt gecombineerd met het neerslagoverschot en de hiervoor genoemde uitspoelfractie, kan eveneens de nitraatuitspoeling worden berekend. Gebruik makend van dit procesmodel is vervolgens in beeld gebracht wat een hogere aanvoer van stikstof met bodemverbeteraars zou betekenen voor de nitraatuitspoeling. Bij een scenario met uitsluitend kunstmest wordt met WOG-WOD en MINIP dezelfde nitraatuitspoeling berekend, maar bij een scenario met maximale inzet van GFT-compost leidt de MINIPbenadering tot een lager nitraatgehalte dan de WOG-WOD benadering. Dit verschil neemt toe naarmate de beschouwde periode van de scenario's korter is.

3 Consequenties extra vrijstelling bodemverbeteraars voor EOS-aanvoer

3.1 Algemeen

Het doel van dit hoofdstuk is om de consequenties van een extra vrijstelling van bodemverbeteraars voor de EOS-aanvoer in beeld te brengen, door:

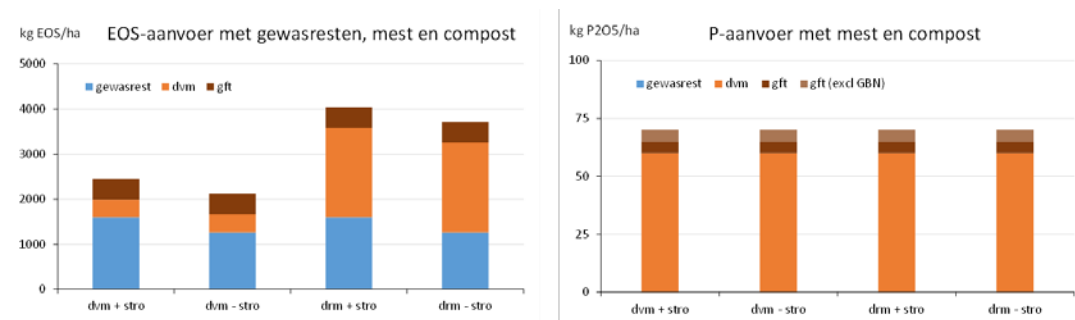
- te kwantificeren wat de consequenties zijn voor de aanvoer van EOS, als de P-gebruiksruimte wordt vergroot en die extra ruimte met bodemverbeteraars wordt ingevuld.
- de consequenties van het gebruik van bodemverbeteraars met een verschillende EOS/P₂O₅ratio voor de EOS-aanvoer door te rekenen.
- aan te geven welke criteria gebruikt zouden kunnen worden voor het definiëren van bodemverbeteraars en nagaan welke grenswaarden daar bij horen.

3.2 Opzet en uitvoering

Allereerst kwantificeren we wat de consequenties zijn voor de aanvoer van EOS, als de P-gebruiksruimte wordt vergroot en als die extra ruimte met bodemverbeteraars wordt ingevuld. Dit is berekend voor de modelbouwplannen die in onderdeel 2 zijn gebruikt en waarbij aannames zijn gedaan voor een bepaald gebruik aan dierlijke mest (100% van P-gebruiksruimte van 60 kg P₂O₅/ha benut door toediening varkensdrijfmest of rundveedrijfmest), en waarbij extra P kan worden aangevoerd (bijvoorbeeld 5-10 kg P₂O₅) via bodemverbeteraars / compost. Hierbij is het effect van een aantal varianten (bodemverbeteraars met een verschillende EOS/P₂O₅-ratio) voor de EOS-aanvoer doorgerekend. Ook is ingegaan op de vraag wat dit betekent voor het risico van N- en P-uitspoeling. Daarnaast wordt aangegeven welke criteria gebruikt zouden kunnen worden voor het definiëren van bodemverbeteraars en nagaan welke grenswaarden daar bij horen. Hierbij wordt voortgebouwd op een notitie die is opgesteld door de EIP Focus Group Nutrient Recycling, waarin een combinatie van de EOS/ P₂O₅-ratio en de EOS/ Nmin-ratio wordt gebruikt (Veeken et al., 2016). Tevens wordt ingegaan op een onderbouwing van mogelijke grenswaarden die daarbij gehanteerd kunnen worden.

3.3 Consequenties van extra P-ruimte bodemverbeteraars voor EOS-aanvoer

De uitkomsten van de berekeningen van de EOS-aanvoer in een standaard-bouwplan in de akkerbouw met aanvoer van varkensdrijfmest of rundveedrijfmest is weergegeven in Figuur 3.1. Daarbij is onderscheid gemaakt naar 4 situaties die worden gevormd door combinaties van het mestgebruik (varkensdrijfmest of rundveedrijfmest) en de behandeling van het tarwestro (al dan niet afvoeren).



Figuur 3.1. EOS-aanvoer (links) en P-aanvoer (rechts) met gewasresten, mest en GFT-compost voor 4 uiteenlopende scenario's (VDM +/- stro; RDM +/- stro). De extra aanvoer van EOS met de GFT-compost bedraagt 23-28% in de situaties met VDM en 13-14% in de situaties met RDM.

Uit het voorbeeldbouwplan in Figuur 3.1 blijkt dat de EOS-aanvoer substantieel kan worden verhoogd door een extra P-gebruiksruimte van 5 kg P_2O_5 /ha voor gft- en/of groencompost (uitgaande van 50% vrijstelling van P). Uit de figuur blijkt dat dit vooral het geval is in situaties waar weinig OS wordt aangevoerd met gewasresten (In Figuur 3.1 de situatie waarbij stro wordt afgevoerd, maar dit zal ook het geval zijn bij veel vollegrondsgroenten en/of knolgewassen) en/of dierlijke mest (bijvoorbeeld bij gebruik varkensdrijfmest i.p.v. rundveedrijfmest), aangezien de relatieve bijdrage van compost aan de EOS-aanvoer op de OS-balans dan relatief groot is (ca. 25% in de situatie met afvoer van stro en gebruik varkensdrijfmest in Figuur 3.1). Als er al sprake is van een relatief hoge aanvoer van EOS (bijvoorbeeld door achterlaten stro en gebruik rundvee(drijf)mest in Figuur 3.1) is de procentuele verhoging van de EOS-aanvoer met extra compost beperkt (in de situatie van Figuur 3.1 tot ruim 10%).

De hogere EOS-aanvoer die kan worden gerealiseerd door het toedienen van meer compost zal de volgende effecten op de bodemkwaliteit en/of de gewasopbrengst kunnen hebben: • Hoger OS-gehalte (beperkt)

- Hogere N-mineralisatie (door groot aandeel organische, niet-werkzame N)
- Hoger vochthoudend vermogen (door hoger OS-gehalte; beperkt)
- Hogere gewasopbrengst (onzeker, wellicht door hoger OS-gehalte en/of hogere aanvoer aan spoorelementen)

Een verhoging van de P-gebruiksnorm voor bodemverbeteraars zal niet tot een hoger risico van N- en P-emissies mogen leiden, omdat dat kan leiden tot een verslechtering van de kwaliteit van grond- en oppervlaktewater. Aangezien de hoeveelheid niet-werkzame N die wordt aangevoerd toeneemt en dus ook het overschot op de N-balans, zal de berekende N-uitspoeling in de door de overheid gebruikte modellen, zoals WOG-WOD, eveneens toenemen (zie ook voorgaande hoofdstuk). Zoals in het voorgaande hoofdstuk is aangegeven, is dit enerzijds nog omgeven met de nodige onzekerheid (aangezien modelbenaderingen tot verschillende resultaten leiden) en anderzijds kan het effect op de Nbalans (verhoging N-overschot) teniet worden gedaan als de gewasopbrengst en daardoor de onttrekking eveneens toeneemt bij de verhoogde aanvoer van compost. Het gaat om het uiteindelijke netto-effect van de hogere EOS-aanvoer op de (deels tegengestelde) effecten op de bodemkwaliteit en resulterende nitraat-uitspoeling.

Voor het risico van een verhoogde P-aanvoer met compost op het risico van een verhoogde Puitspoeling verwijzen we naar een voorgaande studie (Van Rotterdam et al., 2016). Daaruit blijkt dat ook het netto-effect van een verhoogde P-aanvoer met compost op het risico van P-emissies onzeker is. Er is tot op heden geen sluitend bewijs dat de toepassing van compost zorgt voor een verbetering dan wel verslechtering van de grondwaterkwaliteit.

3.4 *Mogelijke criteria voor het definiëren van organische bodemverbeteraars*

Organische reststromen kunnen worden onderscheiden naar (zie o.a. Bell et al., 2013)

- Herkomst van het materiaal, zoals dierlijk (mest of anders), plantaardig (bijvoorbeeld maaisel), afkomstig uit de verwerkende industrie en/of huishoudens, etc.
- Verwerkingsproces, zoals vergisting, compostering, verbranding, of anders
- Eigenschappen van het eindproduct, zoals het gehalte aan droge stof, het gehalte en de vorm waarin nutriënten aanwezig zijn, de bekalkende waarde, het gehalte en de kwaliteit (zowel stabiliteit als C/N-ratio, etc.) van organische stof, onkruidzaden, pathogenen en/of eventuele verontreinigingen. Dit betreft zowel de landbouwkundige waarde als het gehalte aan potentieel schadelijke stoffen, zoals zware metalen, organische microverontreinigingen, pathogenen, etc.

De landbouwkundige waarde kan worden gekwantificeerd d.m.v. de volgende parameters:

- Gehalten en beschikbaarheid van nutriënten: totaalgehalten aan nutriënten kunnen relatief eenvoudig worden bepaald. Voor de beschikbaarheid is dat aanzienlijk lastiger, aangezien standaard testen daarvoor ontbreken. Vaak worden hiertoe gemakkelijk beschikbare fracties van het betreffende nutriënt bepaald (bijvoorbeeld nitraat en/of ammonium in het geval van stikstof), maar eigenlijk zou de werkingscoëfficiënt bepaald moeten worden (Van Dijk et al, 2005). Dit is de hoeveelheid van het nutriënt toegediend met kunstmest die dezelfde werking heeft als 100 kg van dat nutriënt in de organische meststof. Het vaststellen hiervan is echter omslachtig en praktisch niet tot nauwelijks uitvoerbaar. In wetgeving wordt meestal uitsluitend gewerkt met totaalgehalten.
- Bekalkende waarde: dit is alleen van belang voor kalkmeststoffen en hier niet relevant.
- Gehalte en stabiliteit organische stof: hierbij gaat het enerzijds om het totaalgehalte van organische stof en anderzijds om de effectiviteit er van, die in dit geval wordt bepaald door de stabiliteit. Het totaalgehalte is eenvoudig te meten, maar voor de stabiliteit is dat lastiger. Er is een kortdurende, gestandaardiseerde test beschikbaar (ref. Oxitop), maar bij voorkeur wordt de hoeveelheid effectieve organische stof (organische stof die na 1 jaar nog over is) bepaald in een langdurige incubatieproef (ca. 3 maanden).

Als we ons beperken tot een indeling op basis van de landbouwkundige waarde van de eindproducten (omdat die vooral de waardevolle werking na toediening aan de bodem bepalen), kan een globaal onderscheid worden gemaakt naar producten die vooral nutriënten leveren en producten die vooral bodemverbeterende eigenschappen hebben, zoals de levering van organische stof en/of een bekalkende waarde. Op basis daarvan kunnen de genoemde producten worden ingedeeld in de categorie 'organische meststoffen' en/of 'bodemverbeteraars'. De term bodemverbeteraars is niet gedefinieerd in de Nederlandse Meststoffenwet, maar wel in concept-stukken van de Europese meststoffenverordening, die momenteel wordt herzien. Een vraag die hierbij gesteld kan worden is hoe dit onderscheid meetbaar gemaakt kan worden. Ofwel: wat zijn de criteria op basis waarvan een product het stempel 'organische meststof' dan wel 'bodemverbeteraar' krijgt.

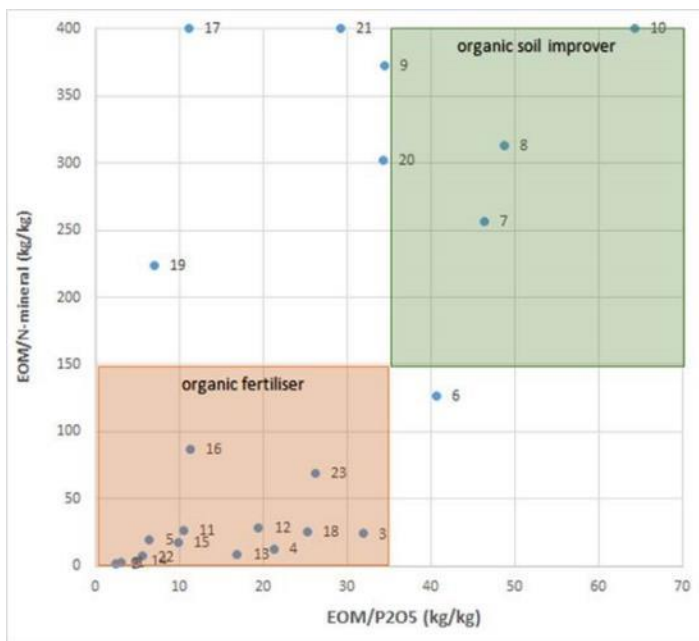
Criteria voor de beoordeling van de landbouwkundige waarde van organische reststromen dienen een selectie van parameters te bevatten en daarnaast grenswaarden voor die parameters. Zowel in de Nederlandse meststoffenwet als in de Europese Meststoffenverordening worden hiervoor criteria gehanteerd die voorschrijven om welke parameters het gaat, hoe die moeten worden gemeten en welke grenswaarden worden gehanteerd. Zo zijn er in de concept EU-Meststoffenverordening eisen voorgesteld voor het minimale organische C-gehalte voor organische meststoffen (>15 %) en organische bodemverbeteraars (>7,5 %), terwijl er voor de organische meststoffen ook minimale gehalten zijn voorgesteld voor het N (>2,5 %), P (>2 %) of K-gehalte (>2 %). Daarbij valt op dat:

- Het minimale organische C-gehalte van organische meststoffen (>15 %) hoger is dan van organische bodemverbeteraars (>7,5 %);
- Er geen eisen worden gesteld aan de stabiliteit van de organische C van bodemverbeteraars;
- Er geen maximale nutriëntengehalten zijn opgenomen voor bodemverbeteraars.

Door Veeken et al. (2016) is een voorstel gedaan om een onderscheid te maken tussen organische meststoffen en bodemverbeteraars op basis van de verhouding tussen de hoeveelheid effectieve organische stof (EOS) enerzijds en beschikbare nutriënten (voor stikstof via nitraat en ammonium en voor fosfaat op basis van het totaalgehalte) anderzijds (Figuur 3.2). Voorgestelde grenswaarden lagen bij een EOS/N_{min} van 150 kg/kg en bij een EOS/P₂O₅ van 35 kg/kg (afgeleid op pragmatische wijze; zie

verder). Als de actuele waarden voor beide parameters hoger zijn dan de grenswaarden is sprake van een bodemverbeteraar en als ze lager zijn van een organische meststof. Het resulteert er in dat de producten 7, 8 en 10 in Figuur 3.2 (respectievelijk een gft- en twee groencomposten) worden ingedeeld in de categorie organische bodemverbeteraar, maar product 6 (vaste stalmest), 9 (een gft-compost), 20 (een gft-compost) en 21 (een groencompost) er net buiten vallen.

Aangezien we hiervoor hebben gesteld dat een bodemverbeteraar primair wordt toegediend vanwege de bodemverbeterende werking (bijvoorbeeld door het toedienen van stabiele organische stof) en niet vanwege de nutriëntenlevering, terwijl dat bij een organische meststof precies andersom is, lijken de criteria om onderscheid te maken tussen organische meststoffen en bodemverbeteraars goed gekozen. Het gaat daarbij immers om de verhouding tussen (een maat voor) stabiele organische stof en (beschikbare) nutriënten.



Figuur 3.2. Voorstel voor onderscheid tussen organische meststoffen en bodemverbeteraars op basis van de verhouding tussen EOS en Nmin (y-as) en EOS en P-totaal (x-as). Punten zijn gebaseerd op organische producten met sterk uiteenlopende eigenschappen. Bron: Veeken et al., 2016.

Uiteraard zijn er ook discussiepunten:

- De stabiliteit van organische stof, uitgedrukt in effectieve organische stof, is niet eenvoudig te meten. Van de meeste bekende organische producten is die ongeveer bekend, maar het is ook duidelijk dat sprake kan zijn van grote verschillen tussen individuele partijen van hetzelfde product. Van een onbekend product zou je de hoeveelheid EOS (afgeleid uit het organische stofgehalte * de humificatiecoëfficiënt) bij voorkeur willen meten in een incubatieproef van ca. 3 maanden. Het is praktisch lastig uitvoerbaar om dit van ieder product steeds opnieuw uit te voeren, tenzij die stabiliteitsmeting gecorreleerd is met parameters die routinematig en snel kunnen worden gemeten. Een andere optie is om na te gaan in hoeverre de oxitop-methode (meting kost enkele dagen) ingezet kan worden bij het karakteriseren van de humificatiecoëfficiënt.
- De N-beschikbaarheid wordt gekarakteriseerd door het NH_4 -gehalte, terwijl eigenlijk de Nwerkingscoëfficiënt zou moeten worden bepaald. Dit is een tijdrovende en kostbare aangelegenheid en gebruik van het NH_4 -gehalte als maat voor de N-beschikbaarheid is daarom een goed alternatief. Er zijn studies bekend waarin het NH_4 -gehalte wordt voorgesteld als de beste

indicator voor Nbeschikbaarheid. Een alternatief hiervoor is om de werkingscoëfficiënt (die voor veel meststoffen wettelijk is vastgesteld) te gebruiken of een berekening op basis van C/N-ratio in combinatie met de stabiliteit van organische stof, omdat dan ook de nalevering van organische N wordt meegenomen.

- De beschikbaarheid van nutriënten is in de beschreven methodiek beperkt tot die voor N en P, terwijl ook andere nutriënten, zoals K, Mg en S een belangrijke rol kunnen spelen. In aanvulling op de genoemde parameters, zou ook de verhouding tussen het gehalte aan EOS en bijvoorbeeld het K-gehalte ook nog gebruikt kunnen worden.
- Omdat er alleen wordt gewerkt met ratio's en niet met minimaal vereiste gehalten, kunnen er met deze werkwijze in theorie ook producten met zeer lage gehalten aan EOS worden beoordeeld als bodemverbeteraar, bijvoorbeeld vloeibare producten. Dit lijkt niet gewenst en wellicht moet dan ook worden overwogen om in aanvulling op de genoemde parameters ook een minimale eis voor het gehalte aan OS, EOS of DS in het vers product op te nemen.

De hoogte van de gekozen grenswaarden voor het onderscheid tussen organische meststoffen en bodemverbeteraars is op pragmatische wijze afgeleid. Hierover is dan ook discussie mogelijk en een uitgebreidere evaluatie lijkt dan ook gewenst. Bij de voorgestelde grenswaarden resulteert een aanvoer van 1000 kg EOS (wat een aanzienlijke hoeveelheid is) in een aanvoer van 7 kg N_{min} en 35 kg P₂O₅. De aanvoer van N_{min} is bij deze hoeveelheid EOS erg laag, maar de P-aanvoer is nog vrij aanzienlijk (in vergelijking met de P-opname door een gewas en de P-gebruiksnorm). De consequentie hiervan is dat de maximale gift met een bodemverbeteraar in de praktijk veelal zal worden bepaald door het Pgehalte in die bodemverbeteraar (in verband met de maximale P-aanvoer die is vastgelegd in de Pgebruiksnorm), alhoewel er sprake is van gedeeltelijke vrijstelling van P in bodemverbeteraars.

Samengevat,

- De door Veeken et al. (2016) voorgestelde systematiek om onderscheid te maken tussen organische meststoffen en bodemverbeteraars lijkt zinvol en een verbetering ten opzichte van het huidige onderscheid in de voorstellen voor de herziene EU-meststoffenverordening.
- Een aandachtspunt is de meetbaarheid van de EOS. Het lijkt zinvol om na te gaan of daarvoor gebruik kan worden gemaakt van de gestandaardiseerde Oxitop-methode.
- In aanvulling op de genoemde parameters lijkt het zinvol het EOS-gehalte toe te voegen.
- De voorgestelde grenswaarden voor het onderscheid tussen organische meststoffen en bodemverbeteraars zijn redelijk, maar een uitgebreidere evaluatie lijkt zinvol.

Literatuur

- Bell A et al. (2013) Réseau PRO: establishing a method for the referencing of organic residues recycled in agriculture in a database. Contribution to Ramiran 2013, 15th International Conference, held from 3-5 June, Versailles, France. http://www.ramiran.net/doc13/Proceeding_2013/homepage.html.
- Ehlert, P.A.I., 2005. Toepassing van de basisvruchtbehandeling op fosfaat van compost; Advies. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-rapport 5. 66 blz. 10 fig.; 7 tab.; 18 ref.; 2 bijl.
- Fraters, B., T.C. van Leeuwen, A. Hooijboer, M.W. Hoogeveen, L.J.M. Boumans en J.W. Reijs, 2012. De uitspoeling van het stikstofoverschot naar grond- en oppervlaktewater op landbouwbedrijven Herberekening van uitspoelfracties. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. Bilthoven RIVM Rapport 680716006/2012
- Janssen, B.H. (1996). Nitrogen mineralization in relation to C:N ratio and decomposability of organic materials. *Plant and Soil* 181, 39-45.

- Schröder, J.J., H.F.M. Aarts, M.J.C. Bode, M.J.C., W. van Dijk, W., J.C. van Middelkoop, M.H.A. de Haan, R.L.M. Schils, G.L. Velthof & W.J. Willems (2004) Gebruiksnormen bij verschillende landbouwkundige en milieukundige uitgangspunten. Rapport Plant Research International 79, 166 p.
- Schröder, J.J., H.F.M. Aarts, J.C. van Middelkoop, M.H.A. de Haan, R.L.M. Schils, G.L. Velthof, B. Fraters & W.J. Willems (2005). Limits to the use of manure and mineral fertilizer in grass and silage maize production, with special reference to the EU Nitrates Directive. Report 93, Plant Research International, Wageningen, 48 pp.
- Schröder, J.J., H.F.M. Aarts, J.C. van Middelkoop, M.H.A. de Haan, R.L.M. Schils, G.L. Velthof, B. Fraters & W.J. Willems, 2007. Permissible manure and fertilizer use in dairy farming systems on sandy soils in The Netherlands to comply with the Nitrates Directive target. *European Journal of Agronomy* 27, 102-114.
- Schröder, J.J., H.F.M. Aarts, J.C. van Middelkoop, G.L. Velthof, J.W. Reijs & B. Fraters, 2009. Nitrates Directive requires limited inputs of manure and mineral fertilizer in dairy farming systems. Report 222. Plant Research International, Wageningen, 37 pp.
- Schröder, J.J., W. van Dijk & H. Hoek, 2011. Modelmatige verkenningen naar de relaties tussen stikstofgebruiksnormen en de waterkwaliteit van landbouwbedrijven. Rapport 415, Plant Research International, Wageningen UR, Wageningen, 52 pp.
- Van Rotterdam D & Postma R (2016) Effect van compostgebruik in de Nederlandse landbouw op de fosfaatbeschikbaarheid en -uitspoeling: een verkennende literatuurstudie. NMI-rapport 1636.N.16, Wageningen, 21 pp.
- Veeken A, Adani F, Fanguero D & Stoumann Jensen L (2016) The value of recycling organic matter to soils - Classification as organic fertiliser or organic soil improver. Publication of EIP-Agro Focus Group on nutrient cycling. 9 pp.

Bijlage 1. Achtergrond berekening nitraatgehalte grondwater volgens WOG-WOD en MINIP.

Tabel 1. Aanvoer aan werkzame N voor gewassen in een modelbouwplan voor 3 combinaties van grondsoort en regio. Afvoer van N bij 'gemiddelde' opbrengsten. Gewas

in rotatie	N-gebruiksnorm (kg/ha) = aanvoer werkzame N			N-afvoer			opbrengst,			gehalte,	
	kg/ton	afvoer, kg/ha			t/ha	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
	klei	overig zand	zuidelijk zand								
cons.aard (33%)	250	235	188	50	3,3	1,1	5,5	165	55	275	
s.bieten (33%)	150	145	116	70	1,8	0,9	2,3	126	63	161	
w.tarwe (33%)	245	160	160	9	20	7,8	4,9	180	70,2	44,1	

Tabel 2. Berekende N-overschotten en NO₃-gehalten in grondwater (volgens WOG-WOD) voor 3 combinaties van grondsoort en regio en 3 scenario's met organische mest.

Gewas	N-overschot bij 100% kunstmest			bij maximale inzet vdm			bij maximale inzet gft (via overschot N-totaal - conform WOG-WOD)		
	klei	overig zand	zuidelijk zand	klei	overig zand	zuidelijk zand	klei	overig zand	zuidelijk
cons.aard	85	70	23	128	92	45	279	264	217
s. biet	24	19	-10	67	41	12	218	213	184
wtarwe	65	-20	-20	108	2	2	259	174	174
gemiddeld	58	23	-2	101	45	19	252	217	192
neerslagoverschot	353	332	332	353	332	332	353	332	332
uitspoelfractie	0,34	0,59	0,75	0,34	0,59	0,75	0,34	0,59	0,75
NO ₃ -gehalte, mg NO ₃ /l	25	18	0	43	35	19	108	171	192

Tabel 3. Uitgangspunten voor de scenario's 2 en 3 (maximale inzet VDM dan wel GFT) en resulterende aanvoer aan werkzame N (Nwz) en niet-werkzame N (Nnwz).

scenario	grond	kg Nt/ton	kg P2O5/ton	P-gbn,kg/ha	ton/ha	kg Nt/ha	WC wett.	kg Nwz/ha	kg Nnwz/ha
max VDM	klei	7	3,9	60	15,4	107,7	60	64,6	43,1
	zand	7	3,9	60	15,4	107,7	80	86,2	21,5
max GFT	klei	7,6	2,1	60	28,4	215,6	10	21,6	194,1
	zand	7,6	2,1	60	28,4	215,6	10	21,6	194,1

Tabel 4. Berekening van nitraatgehalte in grondwater op basis van N-mineraalbalans (opgesteld met behulp van MINIP-berekening) bij toepassing van het scenario waarbij gft-compost jaarlijks maximaal wordt ingezet. De beschouwde periode van dit scenario is gevarieerd (5, 10, 20 en 100 jaar).

gewas	maximale inzet gft op klei				maximale inzet gft op overig zand				maximale inzet gft op zuidelijk zand			
	5 jr	10 jr	20 jr	100 jr	5 jr	10 jr	20 jr	100 jr	5 jr	10 jr	20 jr	100 jr
cons.aard	117	135	152	189	102	120	137	174	55	73	90	127
sbiet	56	74	91	128	51	40	86	123	22	40	57	94
wtarwe	97	115	132	169	12	30	47	84	12	30	47	84
gemiddeld	90	108	125	162	55	63	90	127	30	47	65	101
neerslagoverschot	353	353	353	353	332	332	332	332	332	332	332	332
uitspoelfractie	0,34	0,34	0,34	0,34	0,59	0,59	0,59	0,59	0,75	0,75	0,75	0,75
NO ₃ -gehalte, mg NO ₃ /l	39	46	53	69	44	50	71	100	30	47	65	101

Voor berekening van NO₃-uitspoeling op basis van MINIP-berekening wordt gebruik gemaakt van een berekende N-mineralisatie op basis van een jaarlijkste gift van gft-compost. De hoogte van de N-mineralisatie neemt toe naarmate de beschouwde periode waarin het scenario van toepassing is toeneemt (zie Figuur 2.1).

Het gebruik van organische bodemverbeteraars in relatie tot het mestbeleid (NMI, 2017)



www.nmi-agro.nl

nutriënten management
instituut nmi bv
nieuwe kanaal 7c
6709 pa wageningen
nmi@nmi-agro.nl

Soil for life

BIJLAGE 5

Report 1679.N.17A

Vrijstellingsregeling
plantenresten en de
aanvoer van nutriënten
naar landbouwpercelen



Rapport 1679.N.17A

Vrijstellingsregeling plantenresten en de aanvoer van nutriënten naar landbouwpercelen

Auteur(s): ir. R. Postma

© 2017 Wageningen, Nutriënten Management Instituut NMI B.V.

Alle rechten voorbehouden. Niets uit de inhoud mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, op welke wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de directie van Nutriënten Management Instituut NMI.

Rapporten van NMI dienen in eerste instantie ter informatie van de opdrachtgever. Over uitgebrachte rapporten, of delen daarvan, mag door de opdrachtgever slechts met vermelding van de naam van NMI worden gepubliceerd. Ieder ander gebruik (daaronder begrepen reclame-uitingen en integrale publicatie van uitgebrachte rapporten) is niet toegestaan zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van NMI.

Disclaimer

Nutriënten Management Instituut NMI stelt zich niet aansprakelijk voor eventuele schadelijke gevolgen voortvloeiend uit het gebruik van door of namens NMI verstrekte onderzoeksresultaten en/of adviezen.

Verspreiding

BVOR, de heer A. Brinkmann

1x

Inhoud

1 Inleiding

pagina

2

2 Omvang en consequenties van aanvoer nutriënten met maaisel	2
2.1 Te beantwoorden vragen	2
2.2 Hoeveelheid materiaal die wordt aangevoerd naar landbouwpercelen	3
2.3 Samenstelling materiaal: (effectieve) organische stof en nutriënten	3
2.4 Aanvoer van nutriënten met berm- en slootmaaisel naar landbouwpercelen	4
2.5 Beschikbaarheid van nutriënten in relatie tot gebruiksnormen en bemestingsadviezen	5
2.6 Risico van uitspoeling van nutriënten	8
2.7 Aanvoer van (effectieve) organische stof	9
2.8 Hoeveelheid nutriënten in maaisel in kleine kringloop in vergelijking met compost	10
3 Conclusies	11
Literatuur	11

1 Inleiding

Bij het onderhoud van watergangen en wegbermen komt maaisel vrij (Figuur 1.1). Dit maaisel valt onder art.10.2 van de Wet Milieubeheer en wordt daardoor gezien als afvalstof (zie bijvoorbeeld www.raadvanstate.nl zaaknummer 200709122/1).

Sinds 2005 is de Vrijstellingsregeling plantenresten van kracht (<http://wetten.overheid.nl/BWBR0019048/2017-01-01>). Maaisel wordt daarmee -onder voorwaarden- vrijgesteld van het stortverbod buiten (afvalverwerkende) inrichtingen. De voorwaarden hebben vooral betrekking op de kwaliteit van het maaisel (schoon en onverdacht) en de afstand waarbinnen het maaisel mag worden ondergewerkt. Het maaisel mag op of in de bodem worden gebracht op het perceel waar dit is vrijgekomen of op het aangrenzende perceel (= perceel binnen een afstand van maximaal 100m van de plaats waar het maaisel vrijkomt). Of, in gevallen waarin het aangrenzende perceel niet geschikt is, op een ander perceel van het bedrijf waartoe het aangrenzend perceel behoort, en dat ligt binnen een afstand van maximaal één kilometer van de plaats waar het maaisel is vrijgekomen.

De Vrijstellingsregeling plantenresten wordt herzien, en in dat kader wordt overwogen de afstand waarbinnen het maaisel mag worden toegepast te verruimen naar 5 kilometer (Smit, 2017), waarmee de mogelijkheden om maaisel op landbouwpercelen toe te passen worden verruimd.

De Branche Vereniging Organische Reststoffen (BVOR) heeft aan NMI gevraagd om inzichtelijk te maken hoeveel nutriënten met maaisel (kunnen) worden aangevoerd naar landbouwpercelen en hoe zich dit verhoudt tot hoeveelheden die met reguliere meststoffen mogen worden aangevoerd binnen de kaders die daarvoor zijn gesteld door de Meststoffenwet (stelsel van gebruiksnormen). Dit tegen de achtergrond dat de N- en P-aanvoer naar landbouwpercelen met plantenresten in het kader van de Vrijstellingsregeling niet meetellen voor de mestboekhouding.



Figuur 1.1. Foto's van maaisel waaruit blijkt dat de vegetatiesamenstelling van het materiaal sterk kan variëren. Het betreft hier voorbeelden van slootmaaisel (links) en bermmaaisel (rechts).

2 Omvang en consequenties van aanvoer nutriënten met maaisel

2.1 Te beantwoorden vragen

In overleg met BVOR zijn de volgende te beantwoorden vragen geformuleerd:

- Wat is de hoeveelheid materiaal die op individuele percelen wordt aangebracht;

- Wat zijn voorkomende gehalten aan (effectieve) organische stof en nutriënten in het materiaal, waarbij we onderscheid maken naar sloot- en bermmaaisel (en eventueel natuurgras);
- Hoe hoog is de aanvoer van nutriënten met maaisel in relatie tot de gebruiksnormen;
- Wat is de beschikbaarheid van nutriënten uit het maaisel;
- Wat is het risico van uit- en afspoeling in relatie tot het tijdstip van toediening;
- Hoeveel (effectieve) organische stof wordt aangevoerd met het maaisel;
- Wat is de hoeveelheid nutriënten in maaisel dat op nationaal niveau via de kleine kringloop wordt verwerkt in vergelijking met de hoeveelheid nutriënten in compost.
- Wat is het belang van registratie van de aanvoer in relatie tot het mestbeleid (gebruiksnormen); □
Op welke wijze kan de hiervoor genoemde registratie in de praktijk vorm krijgen.

De vragen worden in de hierna volgende paragrafen behandeld.

2.2 *Hoeveelheid materiaal die wordt aangevoerd naar landbouwpercelen*

Er is niet veel informatie beschikbaar over de hoeveelheid berm- en slootmaaisel die op landbouwpercelen wordt aangebracht. Dit komt ook doordat deze stroom vrijwel nooit wordt geregistreerd, waardoor er geen waarnemingen worden gedaan aan hoeveelheden en samenstelling van het materiaal.

Door Waterschap de Dommel is in de periode 2008-2013 in een pilot op praktijkschaal geëxperimenteerd met de toepassing van bermmaaisel op landbouwgronden bij 22 agrarisch ondernemers en andere aangelanden (Schilte, 2014). Aangegeven is dat de deelnemers aan de pilot gemiddeld 300 m³ maaisel ontvingen en dat de gift per hectare gemiddeld 57 m³ bedroeg. De spreiding rond het gemiddelde was groot, waarbij de laagst gift 12 m³ per ha was en de hoogste gift 151 m³.

In het kader van het project Vruchtbare Kringloop Achterhoek wordt een pilot "slootmaaisel als bodemverbeteraar" uitgevoerd. In een brochure over deze pilot wordt aangegeven dat hieraan 5 agrarisch ondernemers meewerken die gemiddeld 50-100 ton maaisel ontvangen. De gift per hectare is niet vermeld en wordt bepaald door de agrarisch ondernemers die het verdelen over één of meerdere percelen. De agrarisch ondernemers in dit project slaan het materiaal, dat ze deels in het najaar ontvangen, op en/of het wordt gecomposteerd. Vervolgens wordt het in het voorjaar toegediend.

2.3 *Samenstelling materiaal: (effectieve) organische stof en nutriënten*

Voor de samenstelling van het berm- en slootmaaisel zijn in het kader van deze studie vooral de volumedichtheid, het drogestofgehalte, het organische stofgehalte en de gehalten aan de (macro)nutriënten van belang.

Er worden in de literatuur vrijwel geen gegevens beschreven van het volumegewicht van berm- en slootmaaisel, maar in het algemeen zal dit variëren tussen 500 – 900 kg per m³, afhankelijk van de versheid, het vochtgehalte, de structuur en pakking van het materiaal. Daarom gaan we uit van een gemiddelde dichtheid van 700 kg per m³, wat iets lager is dan het volumegewicht van compost.

Het drogestofgehalte wordt in veel studies niet vermeld, maar Van der Wal et al. (2011) geven op basis van een overzicht van literatuurgegevens aan dat het in berm- en slootmaaisel varieert tussen 15 en 55%. De drogestofgehalten zijn afgeleid van Wiersma & Kolkman (2009). Dit komt overeen met analysesresultaten van enkele monsters van bermmaaisel (26% drogestof) en slootmaaisel (46% drogestof) die door BVOR aan NMI zijn aangeleverd.

Het organische stofgehalte wordt vooral bepaald door het aandeel gronddeeltjes dat met het maaien en verzamelen is meegekomen met het maaisel en van de afbraak van organische stof die reeds heeft plaatsgehad vanaf het moment van maaien tot het moment van bemonstering. Spijker et al. (2004) vermelden op basis van een grootschalige praktijkproef naar de geschiktheid van bermmaaisel als meststof een organische stofgehalte tussen 14 en 57% (gewichtsprocent) van de drogestof. Het maaisel was afkomstig van 8 uiteenlopende locaties in Nederland (Gelderland, Overijssel en Noord Brabant). Het stikstofgehalte van bermmaaisel varieerde in een overzicht dat enige jaren geleden is opgesteld door Ros et al. (2011) tussen 3 en 27 g N per kg drogestof, het fosforgehalte tussen 0,9 en 6,3 g P per kg drogestof en het kaligehalte tussen 2 en 47 g K per kg drogestof. De gehalten van slootmaaisel lagen in dezelfde orde van grootte.

Spijker & Ehlert (2004) geven aan dat het N- en P-gehalte in maaisel afhangt van de voedselrijkdom van het terrein waarvan het maaisel afkomstig is. Ze geven aan dat bij een matig voedselarm grasland maaisel wordt verkregen met een N-gehalte van zo'n 3 g N per kg drogestof en 1 g P per kg drogestof, terwijl een voedselrijk grasland resulteert in gehalten van 12 g N per kg drogestof en 2 g P per kg drogestof. Het is niet duidelijk uit welke studies deze getallen afkomstig zijn.

De getallen van Waterschap Aa en Maas zijn wat hoger, aangezien daar werd vastgesteld dat het maaisel dat bij het Waterschap kwam (zowel voorjaars- als najaarmaaisel) gemiddeld 15 g N per kg drogestof en 3 g P per kg drogestof bevatte (Van der Hulst, 2008 in Van der Wal, 2011).

In Tabel 2.1 is een samenvatting gegeven van de variatie in de samenstelling van berm- en slootmaaisel die op basis van de uiteenlopende bronnen wordt gevonden.

Tabel 2.1. Overzicht voorkomende samenstelling (inclusief variaties) van berm- en slootmaaisel. Het volumegewicht is uitgedrukt in kg per m³ op basis van het verse materiaal, het drogestofgehalte in kg per ton vers product en het organische stofgehalte (OS-gehalte) en de gehalten aan nutriënten zijn weergegeven in kg per ton drogestof. Bronnen: Ros et al., 2011; Spijker et al., 2004; Spijker & Ehlert, 2004; Van der Wal et al., 2011.

Product	Volume- gewicht, kg/m ³	DS- gehalte, kg/ton vers	OS- gehalte, kg/ton vers	N, kg/ton ds	P, kg/ton ds	K, kg/ton ds	S, kg/ton ds	Mg, kg/ton ds	C/N- ratio
Bermmaaisel	500-900	150- 550	140-570	3-27	0,9- 6,3	2-47	<1,7	1,4- 2,0	22,5
Slootmaaisel	500-900	150- 550	140-570	6-30	1-10	4-28	1-17	1-6	10-80

Uit de tabel blijkt dat er aanzienlijke variaties in de samenstelling voorkomen, die onder andere het gevolg zijn van de volgende factoren:

- variaties in de groeiomstandigheden (voedselrijkdom);
- verschillen in de aard en samenstelling van de vegetatie (welke gras- en plantensoorten);
- de mate waarin gronddeeltjes in het maaisel aanwezig zijn;
- de ouderdom van het maaisel (tijdstip monsternamen ten opzichte van maaidatum); en de wijze waarop het materiaal is opgeslagen.

2.4 Aanvoer van nutriënten met berm- en slootmaaisel naar landbouwpercelen

Op basis van de hiervoor beschreven gegevens over de hoeveelheden maaisel die op landbouwpercelen worden aangebracht en de gemiddelde samenstelling (inclusief variatie), kan worden berekend hoeveel organische stof en nutriënten met het maaisel wordt aangevoerd.

Voor de berekening is de toegediende hoeveelheid gevarieerd: er is gerekend met hoeveelheden van 12, 56 en 150 m³ per ha. Dit zijn de laagste, de gemiddelde en de hoogste dosering die in een pilot van Waterschap de Dommel op 22 deelnemende bedrijven is toegepast (Schilte, 2014).

Voor de samenstelling is uitgegaan van de gemiddelde cijfers die in Tabel 2.2 zijn weergegeven.

Tabel 2.2. Gemiddelde samenstelling van berm- en/of slootmaaisel die gebruikt is voor de berekening van de N-, P- en K-aanvoer naar landbouwpercelen.

Product	Volume- gewicht, kg/m ³	DS- gehalte, kg/ton vers	OS- gehalte, kg/ton vers	N, kg/ton ds	P, kg/ton ds	K, kg/ton ds	C/N- ratio
Berm- en/of slootmaaisel	700	350	400	10	2	10	20

De berekende giften aan vers materiaal, drogestof, organische stof en nutriënten is weergegeven in Tabel 2.3.

Tabel 2.3. Berekende aanvoer van drogestof, organische stof en de nutriënten stikstof, fosfor en kali (in kg per ha) voor een lage, een gemiddelde en een hoge dosering van maaisel op landbouwpercelen.

Parameter	Eenheid	Laag	Gemiddeld	Hoog
Vers materiaal	m ³ /ha	12	56	150
Vers materiaal	ton/ha	8,4	39,2	105,0
Drogestof	ton/ha	2,9	13,7	36,8
Organische stof	ton/ha	1,2	5,5	14,7
Stikstof	kg N _i /ha	29	137	368
Fosfor	kg P/ha	6	27	74
Fosfor	kg P ₂ O ₅ /ha	13	63	168
Kali	kg K/ha	29	137	368
Kali	kg K ₂ O/ha	35	165	441

2.5 Beschikbaarheid van nutriënten in relatie tot gebruiksnormen en bemestingsadviezen

De beschikbaarheid van nutriënten uit berm- en slootmaaisel dat aan de bodem van landbouwpercelen wordt toegediend verschilt per nutriënt. Voor stikstof is dit geen 100%, omdat de stikstof voor het grootste deel in organische vorm aanwezig is en het door gewassen alleen in minerale vorm, als ammonium en/of nitraat, kan worden opgenomen. De organische N moet dan ook eerst door het biologische mineralisatieproces worden omgezet in minerale vorm. De snelheid waarmee dat gebeurt hangt af van:

- de eigenschappen van het materiaal (de afbreekbaarheid en de C/N-ratio):
- de omstandigheden, zoals temperatuur en vochtgehalte; en □ de grondsoort, zoals klei- en zandgrond.

Een van de weinige proeven die zijn gedaan naar de N-beschikbaarheid van berm- en slootmaaisel is beschreven door Zwart (2001). Hij heeft de N-opname door maïs in een potproef met klei- en zandgrond gemeten bij meerdere N-giften met kunstmest en berm- en slootmaaisel. Vastgesteld werd dat de Nbeschikbaarheid van berm- en slootmaaisel aanzienlijk lager was dan van kunstmest en dat de

beschikbaarheid in slootmaaisel hoger was dan van bermmaaisel. Verder was de N-beschikbaarheid op zandgrond aanzienlijk hoger dan op kleigrond.

De N-efficiëntie (het deel van de toegediende N dat is opgenomen door het gewas) bedroeg voor kunstmest bij de hoogste N-gift 59% op kleigrond en 82% op zandgrond. Voor slootmaaisel was dit respectievelijk 34 en 55% en voor bermmaaisel resp. 13 en 30%. Het is onduidelijk of hierbij is gecorrigeerd voor de opname in het controle-object zonder N-gift. Een dergelijke correctie is nodig om de schijnbare N-benutting (apparent N-recovery) te berekenen.

Bij organische meststoffen wordt de N-beschikbaarheid van organische producten gerelateerd aan die van kunstmest (kalkammonsalpeter). De efficiëntie van de N uit het organische product in vergelijking met die van kunstmest wordt dan de N-werkingscoëfficiënt genoemd (Van Dijk et al, 2005). In het Handboek Bodem en bemesting is een overzicht gegeven van de N-werkingscoëfficiënten van een groot aantal dierlijke meststoffen in afhankelijkheid van het toedieningstijdstip. Voor rundveedrijfmest varieert de N-werkingscoëfficiënt tussen 50 en 55% en voor varkensdrijfmest tussen 65 en 80%. Overigens is dit alleen het geval bij een optimaal toedieningstijdstip (in het voorjaar). Als de meststoffen op een minder gunstig moment worden toegediend (bijvoorbeeld in het najaar) is de N-werking veel lager. Voor de mestwetgeving is voor de belangrijkste organische meststoffen en bodemverbeteraars een Nwerkingscoëfficiënt afgeleid, die van belang is voor het berekenen van de werkzame N-gift (die wordt getoetst aan de gebruiksnorm voor werkzame N die per gewas en grondsoort is vastgelegd). In Tabel 2.4 zijn de N-werkingscoëfficiënten van een aantal organische meststoffen en bodemverbeteraars weergegeven. Dit zijn de wettelijke getallen waarmee moet worden gerekend.

Tabel 2.4. Wettelijke N-werkingscoëfficiënten van een aantal organische mesten en bodemverbeteraars (bron: RVO).

Mestsoort	Grondsoort	N-werkingscoëfficiënt, %
Rundveedrijfmest	Alle	60
Varkensdrijfmest	Kleigrond	60
Varkensdrijfmest	Zand- en lössgrond	80
Champost	Alle	25
Compost	Alle	10
Overige organische mest	Alle	50

De N-werkingscoëfficiënt van berm- en slootmaaisel is niet bekend, maar kan op verschillende manieren worden afgeleid. Grofweg zijn de volgende twee methoden beschikbaar:

1. Afleiden uit proefresultaten, zoals de potproef van Zwart (2001); en
2. Berekening volgens een protocol dat is beschreven door Van Dijk et al. (2005).

Ad 1.

Op basis van de gegevens van Zwart (2001) kan een gemiddelde N-werkingscoëfficiënt voor berm- en slootmaaisel worden berekend. Voor slootmaaisel bedraagt die ca. 70% en voor bermmaaisel 40%. Het grote verschil tussen sloot- en bermmaaisel is opmerkelijk, maar daarbij moet worden bedacht dat het slechts om enkele monsters gaat, waarbij het de vraag is hoe representatief dat materiaal is voor alle sloot- en bermmaaisels.

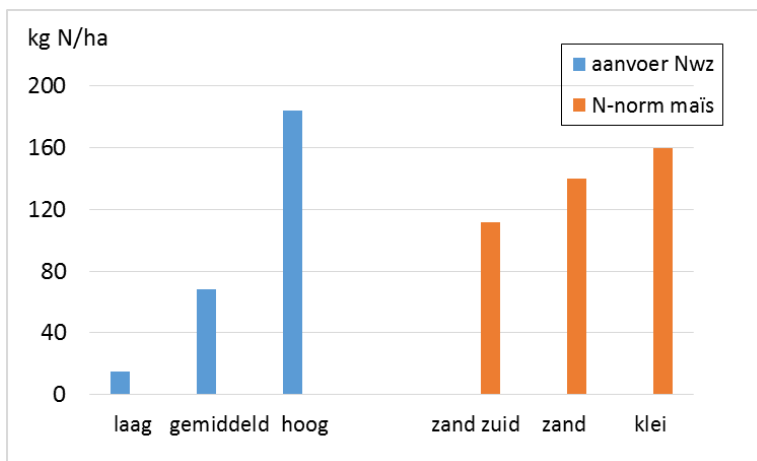
Ad 2.

Van Dijk et al. (2005) hebben de N-werkingscoëfficiënt van bermmaaisel berekend op basis van een modelberekening, waarbij rekening wordt gehouden met de afbreekbaarheid (gekaracteriseerd met de

initiële leeftijd of humificatiecoëfficiënt) en de C/N-quotiënt. Voor de humificatiecoëfficiënt is uitgegaan van een waarde van 25% en voor de C/N-ratio van een waarde van ca. 20. De berekende Nwerkingscoëfficiënt voor bermmaaisel bedroeg daarmee 40% voor voorjaarstoepassing en 30% voor najaarstoepassing. Daarbij werd opgemerkt dat de waarden indicatief zijn, omdat geen metingen beschikbaar zijn van de afbreekbaarheid.

Op basis van het voorgaande, lijkt een gemiddelde N-werkingscoëfficiënt van 50% voor berm- en slootmaaisel een redelijke schatting te zijn. Dit betekent dat de helft van de totale hoeveelheid N die met berm- en slootmaaisel naar landbouwpercelen wordt aangevoerd (Tabel 2.3) wordt aangemerkt als werkzame N. In de praktijk kan de werkzaamheid van de met maaisel toegediende N aanzienlijk lager zijn, vooral als het materiaal in het najaar op het perceel wordt aangebracht, of als het gaat om een extra N-aanvoer die niet wordt meegeteld in de mestboekhouding. In dat geval zal een aanzienlijk deel van de met maaisel toegediende N verloren gaan en draagt die minder bij aan de N-voorziening van gewassen (zie verder). De N-werkingscoëfficiënt moet dan ook worden beschouwd als de haalbare Nwerking bij een optimale toediening (optimaal niveau en tijdstip van de gift).

Uitgaande van de N-aanvoer bij een lage, een gemiddelde en een hoge gift betekent dat respectievelijk een aanvoer van 15, 68 en 185 kg werkzame N per ha. In Figuur 2.1 is die aanvoer vergeleken met de N-gebruiksnormen voor snijmaïs op derogatiebedrijven en in Tabel 2.5 met de gebruiksnorm voor werkzame N van een aantal grote akkerbouwgewassen (Tabel 2.5).



Figuur 2.1. Aanvoer van werkzame N (Nwz) met maaisel bij een lage, gemiddelde en hoge dosering in vergelijking met de N-gebruiksnorm voor snijmaïs op derogatiebedrijven op uiteenlopende grondsoorten.

Tabel 2.5. Gebruiksnormen voor werkzame N (in kg N/ha) voor een aantal akkerbouwgewassen in 2017.

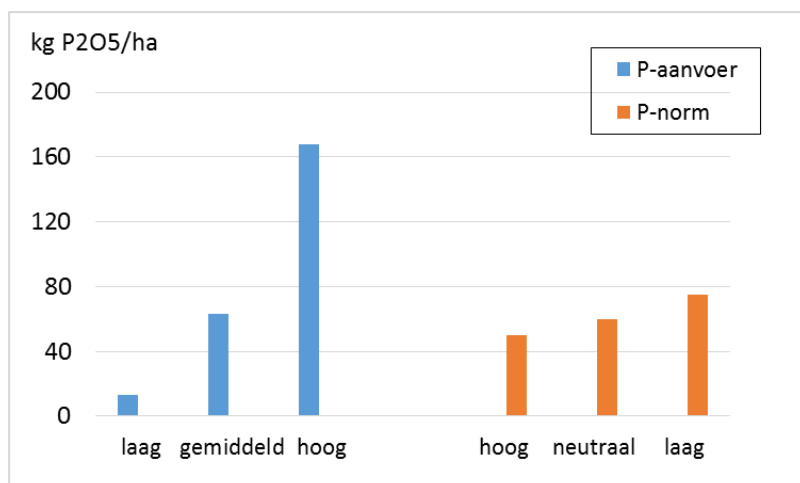
Gewas	klei	Zuidelijk zand	Overig zand	löss
Snijmaïs op derogatie	160	112	140	112
Snijmaïs zonder derogatie	185	112	140	112
Consumptieaardappel (overig)	250	188	235	184
Suikerbieten	150	116	145	116
Wintertarwe	245	160	160	190
Zaaiui	170	120	120	120

Bij alle organische meststoffen, met uitzondering van compost, wordt er bij de gebruiksnorm voor fosfaat vanuit gegaan dat de fosfaat voor 100% werkt. De P-aanvoer bij een lage, een gemiddelde en een hoge gift bedraagt respectievelijk 13, 63 en 168 kg P₂O₅ per ha. In relatie tot de fosfaatgebruiksnormen zijn

dat grote hoeveelheden (Tabel 2.6 en Figuur 2.2), zeker als wordt bedacht dat deze hoeveelheden voor 100% werkzaam zijn. Op bedrijfsniveau leiden de hoeveelheden van 63 en 168 kg P₂O₅ per ha in de meeste gevallen zelfs tot een overschrijding van de P-gebruiksnorm.

Tabel 2.6. Fosfaatgebruiksnormen voor bouwland, afhankelijk van de P-toestand van de bodem.

Categorie	Pw-getal	P-gebruiksnorm, kg P ₂ O ₅ /ha
Laag	< 36	75
Neutraal	36-55	60
Hoog	>55	50



Figuur 2.2. P-aanvoer met maaisel bij een lage, gemiddelde en hoge dosering in vergelijking met de Pgebruiksnorm bij een lage, neutrale en hoge P-toestand.

De kali in organische meststoffen en bodemverbeteraars is volledig beschikbaar voor het gewas. De giften van 35, 165 en 441 kg K₂O per ha zijn vanuit landbouwkundig oogpunt aanzienlijk. Dit blijkt uit de bemestingsadviezen voor akkerbouwgewassen (handboekbodemenbemesting.nl), die voor K in het algemeen (afhankelijk van het gewas en de K-toestand van de bodem) maximaal 200 kg K₂O per ha bedragen.

2.6 Risico van uitspoeling van nutriënten

Het risico van uitspoeling van nutriënten is vooral aanwezig als de nutriëntengift hoger is dan de nutriëntenopname door het gewas en/of als de nutriënten worden aangebracht op de bodem op een tijdstip dat er sprake is van een neerslagoverschot en een beperkte opname door het gewas (bijvoorbeeld najaar, winter, vroege voorjaar). Vooral de uitspoeling van nitraat moet zoveel mogelijk worden beperkt, omdat de Europese Nitraatrichtlijn een maximaal gehalte van 50 mg NO₃ per liter in grondwater voorschrijft. Dit is een belangrijke aanleiding geweest voor het mestbeleid en het stelsel van gebruiksnormen (voor dierlijke mest, werkzame stikstof en fosfaat) dat in dat kader is ontwikkeld. In het mestbeleid is daarom de hoogte van de meststoffengift gereguleerd en zijn er ook voorschriften voor het tijdstip waarop meststoffen op de bodem mogen worden aangebracht.

Het WOG-WOD-model (Schröder et al., 2004) wordt door de overheid gebruikt ter onderbouwing en evaluatie van gebruiksnormen. Het verschaft inzicht in de niveaus van gebruiksnormen waarbij de nitraatdoelstelling kan worden gerealiseerd. In het model wordt de nitraatuitspoeling berekend uit de bodembalans voor N-totaal (aanvoer van N met organische en minerale meststoffen, depositie en

Nfixatie minus N-afvoer van N met oogstproduct en eventueel gewasresten en ammoniakvervluchtiging). Een deel van het stikstofoverschot kan uitspoelen en het grondwater belasten met nitraat. In het WOG-WOD model wordt dat deel berekend op basis van de empirische resultaten van het Landelijk Meetnet Mestbeleid (LMM): de relatie tussen N-overschot en NO₃-gehaltes in het grondwater zijn daarmee gebaseerd op daadwerkelijke metingen op bedrijven. De uitspoelfractie is afhankelijk van de grondsoort, het gewas (Tabel 2.7) en de grondwatertrap (Tabel 2.8; Fraters et al., 2012).

Tabel 2.7. Uitspoelfracties van het bodemoverschot van nitraat voor grasland en bouwland op zand, klei- en veengrond (Fraters et al., 2012).

Gewas	Zand	Klei	Veen
Grasland	0,44	0,11	0,05
Snijmais en overig bouwland	0,90	0,34	-

De correctiefactor voor de grondwatertrap is vermeld in Tabel 2.8. Een hogere grondwatertrap resulteert in een hogere uitspoelingsfractie, omdat onder droge omstandigheden weinig nitraat verdwijnt door denitrificatie. Onder natte omstandigheden is dat juist wel het geval, waardoor bij een lage grondwatertrap het aandeel van het totale N-verlies dat uitspoelt als nitraat gering is.

Tabel 2.8. Correctiefactor voor de grondwatertrap van de uitspoelfracties (Fraters et al., 2012).

	Grondwatertrap										
	VII*	VII	VI	V*	V	IV	III*	III	II*	II	I
Correctiefactor	1	0,83	0,65	0,48	0,50	0,43	0,31	0,08	0,05	0,05	0,05

Dit betekent bijvoorbeeld dat het N-overschot op de bodembalans van een bouwlandperceel op een droge zandgrond (bijvoorbeeld grondwatertrap VII*) voor 90% ($0,9 * 1$) bijdraagt aan de nitraatuitspoeling, terwijl het N-overschot van een zelfde perceel op een natte zandgrond (bijvoorbeeld grondwatertrap III*) slechts voor 27% ($0,9 * 0,31$) bijdraagt aan de nitraatuitspoeling.

Als berm- en slootmaaisel buiten de mestboekhouding op landbouwpercelen wordt aangebracht, dragen de aangevoerde nutriënten volledig bij aan het N-overschot op de bodembalans (er vanuit gaande dat de gewassen worden bemest volgens de gebruiksnormen) en dus ook aan de nitraatuitspoeling. Vooral op droge zandgronden kan dit leiden tot een aanzienlijke verhoging van de nitraatuitspoeling door de aanvoer van N met berm- en slootmaaisel.

Als het materiaal in het najaar wordt opgebracht, zal de uitspoeling sneller optreden en mogelijk ook hoger zijn dan bij een toediening in het voorjaar. Bij toediening van het materiaal in het voorjaar, is er nog een kans dat de extra N-aanvoer wordt opgenomen door het gewas, mits het gewas in staat is tot die extra N-opname.

2.7 Aanvoer van (effectieve) organische stof

Uitgaande van een humificatiecoëfficiënt van 25%, bedraagt de aanvoer van effectieve organische stof bij de lage, de gemiddelde en hoge dosering van berm- en slootmaaisel (Tabel 2.3) respectievelijk 294, 1372 en 3675 kg EOS per ha. In relatie tot een gemiddelde behoefte van 2500 kg EOS per ha, zijn dat aanzienlijke hoeveelheden. Berm- en slootmaaisel kan dus een zinvolle bijdrage leveren aan de OSvoorziening van landbouwpercelen.

2.8 Hoeveelheid nutriënten in maaisel in kleine kringloop in vergelijking met compost

Exacte getallen voor de hoeveelheid maaisel die op nationaal niveau via de Vrijstellingsregeling wordt verwerkt zijn niet voorhanden, want het materiaal wordt immers niet geregistreerd. Door de BVOR wordt dit (conservatief) geschat op tenminste 300-400 kton/jaar, op basis van:

- Hoeveelheid die vrijkomt/wordt afgevoerd (bijvoorbeeld Koppejan et al., 2009) minus de hoeveelheid die bij composteerders / vergisters wordt aangeleverd;
- Opgaven van Waterschappen, gemeenten (openbare rapporten, hoeveelheden in maaibestekken).

De hoeveelheid compost die op nationaal niveau in de landbouw wordt gebruikt bedraagt circa 1 miljoen ton, waarbij ongeveer de helft bestaat uit gft compost en de helft uit groencompost. De gemiddelde samenstelling van deze producten is weergegeven in Tabel 2.7.

Tabel 2.7. Gemiddelde samenstelling van groen- en gft-compost (bron: Keurcompost.nl).

Product	DS- gehalte, kg/ton vers	OS- gehalte, kg/ton vers	N, kg/ton ds	P ₂ O ₅ , kg/ton ds	K ₂ O, kg/ton ds	C/N-ratio
groencompost	594	185	8,9	5,7	11,6	17
gft-compost	661	217	11,5	6,4	10,1	14

Op basis van de informatie over de hoeveelheden en de samenstelling van berm- en slootmaaisel (tabel 2.2) en gft- en groencompost (Tabel 2.7) is de totale aanvoer van nutriënten met deze producten naar landbouwgronden op nationaal niveau berekend (Tabel 2.8).

Tabel 2.8. Berekende aanvoer van nutriënten naar landbouwgronden met berm- en slootmaaisel in vergelijking met groen- en gft-compost.

Product	kton	N, ton	P ₂ O ₅ , ton	K ₂ O, ton
berm- en slootmaaisel	300-400	1050-1400	480-640	1260-1680
groencompost	500	2650	1700	3450
gft-compost	500	3800	2100	3350

Uit Tabel 2.8 blijkt dat de totale aanvoer van nutriënten met berm- en slootmaaisel op nationaal niveau niet te verwaarlozen is. De N-aanvoer bedraagt 16-22% en de P-aanvoer 13-17% van de hoeveelheid die met groen- en gft-compost samen wordt aangevoerd.

Bij een verruiming van de Vrijstellingsregeling plantenresten door het vergroten van de afstand waarbinnen het maaisel mag worden toegepast van 1 naar 5 km, zal de hoeveelheid maaisel die naar landbouwpercelen wordt aangevoerd toenemen. Hierdoor wordt ook het voorschrijven van de 'Kleine Kringloop' in maaibestekken aantrekkelijker.

In de praktijk zullen door het verruimen van de Vrijstellingsregeling steeds meer stromen van buiten landbouwbedrijven worden aangevoerd naar die landbouwbedrijven, waardoor het maaisel steeds meer het karakter krijgt van een aangevoerde meststof.

3 Conclusies

Het opbrengen van berm- en slootmaaisel op landbouwpercelen kan een significante bijdrage leveren aan de nutriëntenbehoefte van gewassen op die percelen, maar zolang het maaisel buiten de mestboekhouding wordt toegepast, zal het in hoge mate bijdragen aan de nitraatuitspoeling. Het uiteindelijke effect op de nitraatuitspoeling hangt af van de hoogte van de dosering van het maaisel, de samenstelling, het moment van toediening, de grondsoort, het grondgebruik en de grondwatertrap.

Het zou goed zijn berm- en slootmaaisel te beschouwen als organische meststof en ook als zodanig te behandelen. Dit betekent dat het maaisel een plaats dient te krijgen in de mestboekhouding en dat het volume/massa en de samenstelling van het materiaal dat wordt aangevoerd naar landbouwpercelen bekend dient te zijn. Ten behoeve van de samenstelling van het materiaal zou gewerkt kunnen worden met forfaitaire waarden.

In Tabel 3.1 is de N- en P-aanvoer met berm- en slootmaaisel op basis van een conservatieve schatting bij een lage, gemiddelde en hoge dosering vergeleken met de gebruiksnormen voor N en P (in kg per hectare). Vooral de P-aanvoer is aanzienlijk in vergelijking met de P-gebruiksnorm.

Tabel 3.1. Overzicht van de N- en P-aanvoer met berm- en slootmaaisel en de N- en P-gebruiksnormen (in kg per ha).

Aanvoer met berm- en slootmaaisel		gebruiksnormen		
dosering	Werkzame stikstof, kg Nwz/ha	fosfaat, kg P ₂ O ₅ per ha	N-gebruiksnorm snijmaïs, kg Nwz/ha	P-norm bouwland, kg P ₂ O ₅ per ha
Laag	15	13	112-185	50-75
Gemiddeld	68	63	112-185	50-75
Hoog	184	168	112-185	50-75


Op nationaal niveau is de totale aanvoer van nutriënten met berm- en slootmaaisel aanzienlijk. Zo bedraagt de N-aanvoer op basis van een conservatieve schatting 16-22% en de P-aanvoer 13-17% van de totale hoeveelheid die met groen- en gft-compost samen wordt aangevoerd.

Bij een verruiming van de Vrijstellingsregeling plantenresten door het vergroten van de afstand waarbinnen het maaisel mag worden toegepast van 1 naar 5 km, zal de hoeveelheid maaisel die naar landbouwpercelen wordt aangevoerd toenemen. Daarbij zal er in toenemende mate sprake zijn van de aanvoer van maaisel dat afkomstig is van buiten het landbouwbedrijf, waardoor het steeds meer het karakter krijgt van een aangevoerde meststof. Het belang om deze stromen te registreren, te kwantificeren en op te nemen in de mestboekhouding van landbouwbedrijven neemt daardoor toe.

Literatuur

Fraters, B., T.C. van Leeuwen, A. Hooijboer, M.W. Hoogeveen, L.J.M. Boumans en J.W. Reijs, 2012. De uitspoeling van het stikstofoverschot naar grond- en oppervlaktewater op landbouwbedrijven. Herberekening van uitspoelfracties. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. Bilthoven RIVM Rapport 680716006/2012.

- Koppejan J, Elbersen W, Meeusen M, Bindraban P (2009) Beschikbaarheid van Nederlandse biomassa voor electriciteit en warmte in 2020. Procede biomass, project 200809, 99 pp.
- Ros GH, Termorshuizen AJ & Van Dijk TA (2011) Risico's van diffuse verspreiding van groenafvalstromen. NMI-rapport 1474.N.11, NMI, Wageningen, 48 pp.
- Schilte L (2014) Evaluatierapport kleine kringloop maaisel. Waterschap de Dommel, 12 pp + bijlagen.
- Schröder, J.J., H.F.M. Aarts, M.J.C. Bode, M.J.C., W. van Dijk, W., J.C. van Middelkoop, M.H.A. de Haan, R.L.M. Schils, G.L. Velthof & W.J. Willems (2004) Gebruiksnormen bij verschillende landbouwkundige en milieukundige uitgangspunten. Rapport Plant Research International 79, 166 p.
- Smit H (2017) Bodemkwaliteit, een complex van factoren. Presentatie gehouden tijdens de bijeenkomst "hergebruik van organische reststromen als bodemverbeteraar", georganiseerd door het Nutrient Platform, Doetinchem, 7 september 2017.
- Spijker JH & Ehlert (2004) Alternatieve verwerkingsmethoden en werkbare wetgeving voor berm-, oever- en slootmaaisel; mogelijkheden voor het onderwerken van maaisel op landbouwgronden in een kleine en een grote kringloop. Alterra rapport 1071, Wageningen, 55 pp.
- Spijker JH, Ehlert PAI, De Jong JJ, Niemeijer CM, Scheepens PC & De Vries EA (2004) Geschiktheid van bermmaaisel als meststof. Een verslag van acht praktijkproeven. Alterra rapport 963, Wageningen, 64 pp.
- Van der Hulst W (2008) Maaiselonderzoek Voorjaar 2004. Waterschap Aa en Maas, den Bosch.
- Van der Wal AJ, Lommen, JL, Den Hollander HJ & Tolkamp W (2011) KRW-pilot praktische bedrijfsinnovaties in de landbouw; deelproject slootkanten. CLM-rapport 774, CLM, Culemborg, 73 pp.
- Van Dijk W, Van Dam AM, Van Middelkoop J, De Ruijter F & Zwart K (2005) Onderbouwing Nwerkingscoëfficiënt overige organische meststoffen; studie t.b.v. onderbouwing gebruiksnormen. PPO-rapport nummer 343, PPO, Lelystad, 50 pp.
- Zwart KB (2001) De bemestende waarde van bermmaaisel, slootmaaisel en heideplagsel. Plant Research International, Nota 108, Wageningen.



www.nmi-agro.nl

nutriënten management
instituut nmi bv
nieuwe kanaal 7c
6709 pa wageningen
nmi@nmi-agro.nl