Effect van mesttoedieningstechniek op bodemleven en gasvormige emissies

G.L. Velthof, N.J. Hoekstra, G. Bonekamp, M.B.H. Ros, M. Bruinenberg, N. van Eekeren

WAGENINGEN UNIVERSITY & RESEARCH

Louis Bolk Instituut

Effect van mesttoedieningstechniek op bodemleven en gasvormige emissies

G.L. Velthof[1], N.J. Hoekstra[2], G. Bonekamp[2], M.B.H. Ros[1], M. Bruinenberg[2,3], N. van Eekeren[2]

1 Wageningen Environmental Research, Wageningen University & Research
2 Louis Bolk Instituut
3 Wageningen Livestock Research, Wageningen University & Research

Dit onderzoek is uitgevoerd door Wageningen Environmental Research en gesubsidieerd door het Ministerie van Landbouw, Visserij, Voedselzekerheid en Natuur, in het kader van het Beleidsondersteunend onderzoeksthema 'B2 Landbouwbodems- lachgasemissie koolstofvastlegging' (projectnummer BO- BO-43.10-003-002).

Wageningen Environmental Research
Wageningen, juni 2026

Gereviewd door:
G.J. Reinds, teamleider van Duurzaam Bodembeheer

Akkoord voor publicatie:
G.J. Reinds, teamleider van Duurzaam Bodembeheer

Rapport 3525
ISSN 1566-7197

Velthof, G.L., N.J. Hoekstra, G. Bonekamp, M.B.H. Ros, M. Bruinenberg, en N. van Eekeren, 2026. *Effect van mesttoedieningstechniek op bodemleven en gasvormige emissies.* Wageningen, Wageningen Environmental Research, Rapport 3525. 106 blz.; 15 fig.; 23 tab.; 110 ref.

In opdracht van het Ministerie van LVVN onderzochten Wageningen Environmental Research en het Louis Bolk Instituut het effect van mesttoedieningstechnieken op grasopbrengst, bodemkwaliteit en stikstofemissies. Tussen 2021 en 2025 zijn een literatuurstudie, veldmetingen, een incubatieonderzoek en een tweejarige veldproef uitgevoerd. Emissiearme technieken (zoals zodenbemesting) verlaagden de ammoniakemissie en verhoogden de stikstofbenutting ten opzichte van bovengrondse toediening, maar verhoogden de lachgasemissie. Nitraatuitspoeling werd niet beïnvloed door de mesttoedieningstechniek. Er zijn geen duidelijke korte- of langetermijneffecten van mesttoedieningstechniek gevonden op chemische en biologische bodemeigenschappen. Er zijn wel aanwijzingen voor een slechtere bodemstructuur en meer bodemverdichting onder zodenbemesten. De samenstelling van drijfmest varieerde sterk: drijfmest van bedrijven met bovengrondse toediening bevatte gemiddeld minder stikstof – door het extensievere beheer en een lager kunstmestgebruik – dan bedrijven die de mest emissiearm toedienen. In de veldproef waren de verschillen in drijfmestsamenstelling relatief klein en werden er geen effecten op stikstofprocessen of bodemkwaliteit gevonden.

Commissioned by the Ministry of LVVN, Wageningen Environmental Research and Louis Bolk Institute studied the effects of manure application techniques on grass yield, soil quality and nitrogen emissions. Between 2021 and 2025, a literature review, field measurements, incubation studies and a two year field trial were conducted. Low-emission techniques, such as shallow injection, reduced ammonia emissions and increased nitrogen use efficiency, but resulted in higher nitrous oxide emissions in field measurements. No effect was found on nitrate leaching. The studies showed no clear short- or long-term effects on chemical and biological soil properties. There are, however, indications of a poorer soil structure and more soil compaction under low emissions techniques. Manure composition varied widely; manure from farms using surface application contained less nitrogen due to more extensive management and lower fertilizer use. In the field trial, the differences in manure composition were relatively small and had no measurable effects on nitrogen processes or soil quality.

Trefwoorden: ammoniak, bodemkwaliteit, bodemleven, bovengronds, drijfmest, emissiearm, lachgas opbrengst, stikstof, toedieningstechniek

Dit rapport is gratis te downloaden van https://doi.org/10.18174/717945 of op www.wur.nl/environmental-research (ga naar 'Wageningen Environmental Research' in de grijze balk onderaan). Wageningen Environmental Research verstrekt *geen* gedrukte exemplaren van rapporten.

🅭 2026 Wageningen Environmental Research (instituut binnen de rechtspersoon Stichting Wageningen Research), Postbus 47, 6700 AA Wageningen, T 0317 48 07 00, www.wur.nl/environmental-research. Wageningen Environmental Research is onderdeel van Wageningen University & Research.

- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking van deze uitgave is toegestaan mits met duidelijke bronvermelding.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor commerciële doeleinden en/of geldelijk gewin.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor die gedeelten van deze uitgave waarvan duidelijk is dat de auteursrechten liggen bij derden en/of zijn voorbehouden.

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

Wageningen Environmental Research werkt met een gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem volgens ISO 9001 en een milieumanagementsysteem dat voldoet aan de norm ISO 14001.

Daarnaast geeft Wageningen Environmental Research via ISO 26000 invulling aan haar maatschappelijke verantwoordelijkheid.

Wageningen Environmental Research Rapport 3525 | ISSN 1566-7197

Foto omslag: Louis Bolk Instituut

Inhoud

Verantwoording **5**

Woord vooraf **7**

Samenvatting **9**

1 Introductie **11**

1.1 Achtergrond 11
1.2 Leeswijzer 12

2 Literatuuronderzoek **13**

2.1 Beleid en mesttoedieningstechnieken 13
2.2 Stikstofbenutting door grasland 15
2.3 Ammoniakemissie 16
2.4 Lachgasemissie en denitrificatie 17
2.5 Uit- en afspoeling van stikstof en fosfaat 19
2.6 Bodemkwaliteit 20
2.6.1 Bodemindicatoren 20
2.6.2 Fysische factoren 21
2.6.3 Chemische factoren 22
2.6.4 Biologische factoren 23
2.7 Mestkwaliteit 25
2.8 Belangrijkste kennisleemten 26
2.9 Conclusies 27

3 Langetermijneffect van bovengrondse bemesting en zodenbemesting: een veldonderzoek op veertig bedrijven **28**

3.1 Inleiding 28
3.2 Onderzoeksvragen en hypotheses 28
3.3 Onderzoeksopzet 28
3.3.1 Selectie van bedrijven en percelen 28
3.3.2 Metingen en analyses 30
3.3.3 Statistische analyse 32
3.4 Resultaten en discussie 32
3.4.1 Drijfmestsamenstelling en bemesting 32
3.4.2 Bodemchemische parameters 33
3.4.3 Bodemfysische parameters 35
3.4.4 Bodembiologische parameters 36
3.4.5 Vanhoof-test 38
3.4.6 Berekeningen van ammoniakemissie met het ALFAM-model 39
3.5 Algemene discussie 40
3.6 Conclusies 41

4 Incubatieproef: effect van mestsamenstelling en toedieningstechniek op emissies **43**

4.1 Inleiding 43
4.2 Onderzoeksopzet 43
4.2.1 Selectie, opslag en chemische analyse van mest 43
4.2.2 Ammoniak- en methaanemissies uit mest 44
4.2.3 Incubatie-experiment naar emissies uit aan grond toegediende mest 44
4.2.4 Gegevensverwerking en statistische analyse 44

4.3 Resultaten en discussie 45
4.3.1 Samenstelling van de mest 45
4.3.2 Directe NH_3- en CH_4-emissies uit mest 46
4.3.3 NH_3-, N_2O- en CO_2-emissies na mesttoediening 47
4.4 Conclusies 49

5 Veldproef: scheurvorming 50

5.1 Inleiding 50
5.2 Onderzoeksvragen en hypotheses 50
5.3 Onderzoeksopzet 50
5.4 Resultaten en discussie 51
5.4.1 Scheurvorming afhankelijk van bodemtype 51
5.4.2 Weinig effect op bodemvochtgehalte 52
5.5 Conclusies 52

6 Veldproef: effect van toedieningsmethode en drijfmesttype op opbrengst, bodemkwaliteit, stikstofbenutting en stikstofverliezen 54

6.1 Inleiding 54
6.2 Onderzoeksopzet 55
6.2.1 Locaties 55
6.2.2 Behandelingen 55
6.2.3 Bemesting 56
6.2.4 Metingen en data-analyses 58
6.3 Resultaten en discussie 61
6.3.1 Gewas 61
6.3.2 Bodem 64
6.3.3 Stikstofemissies 68
6.4 Conclusies 72

7 Conclusies 73

Literatuur 76

Bijlage 1 Bijlagen bij hoofdstuk 3 83

Bijlage 2 Bijlagen bij hoofdstuk 4 85

Bijlage 3 Bijlagen bij hoofdstuk 6 88

Verantwoording

Rapport: 3525
Projectnummer: BO-43.10-003-002

Wageningen Environmental Research (WENR) hecht grote waarde aan de kwaliteit van zijn eindproducten. Een review van de rapporten op wetenschappelijke kwaliteit door een referent maakt standaard onderdeel uit van ons kwaliteitsbeleid.

Akkoord referent die het rapport heeft beoordeeld,

functie: teamleider van Duurzaam Bodembeheer

naam: Dr. ir. Gert Jan Reinds

datum: 26 mei 2026

Akkoord teamleider voor de inhoud,

naam: Dr. ir. Gert Jan Reinds

datum: 26 mei 2026

Woord vooraf

Het onderzoeksproject naar de effecten van mesttoedieningstechnieken is in de periode 2021-2025 uitgevoerd door Wageningen Environmental Research en het Louis Bolk Instituut. De opzet en voorlopige resultaten zijn op verschillende momenten besproken met bestuursleden van de Vereniging tot Behoud van Boer en Milieu (VBBM) en met Peter Vanhoof (Organic Forest). De auteurs danken hen hartelijk voor hun waardevolle suggesties en kritische inbreng. Specifieke dank ook aan Peter Vanhoof voor zijn aanvullende metingen aan mest en bodem.

Dit onderzoek had niet kunnen plaatsvinden zonder de hulp van vele betrokkenen. Het onderzoek naar langjarige effecten op bodemkwaliteit had niet kunnen plaatsvinden zonder de medewerking van de veertig melkveehouders. Het veldonderzoek werd uitgevoerd op twee melkveebedrijven op zandgrond in Friesland. Wij bedanken de melkveehouders Dirk-Jelle Pool en Douwe en Dictus Hoeksma voor het beschikbaar stellen van percelen voor de veldproeven. UNIFARM en Dairy Campus worden bedankt voor hun inzet bij het bemesten en oogsten van de proefvelden.

Onze dank gaat ook uit naar Sebastian Kuśmierz, die als gastmedewerker bij Wageningen Environmental Research vele emissiemetingen in de incubatieproef heeft uitgevoerd. Daarnaast bedanken wij Gert van Dorland voor het uitvoeren van de lachgasmetingen gedurende twee jaar in een van de veldproeven in Friesland. Jonas Schepens wordt bedankt voor de bijdrage aan de data analyse en rapportage van het onderzoek naar langetermijneffecten in hoofdstuk 3.

De auteurs danken Jidske Knigge, Eline Keuning en Brenda Speek van Bioclear Earth voor het in kaart brengen van de bacteriën, schimmels en archaea met de DNA-techniek Next Generation Sequencing in de bemestingsproef in Friesland.

Het onderzoek naar scheurvorming (hoofdstuk 4) werd medegefinancierd door de provincie Fryslân.

Samenvatting

Tussen 1990 en 1995 is in Nederland de verplichting ingevoerd om mest emissiearm toe te dienen, met als doel het terugdringen van ammoniakemissie. Onderzoek bevestigt dat emissiearme mesttoediening inderdaad leidt tot een aanzienlijke reductie van ammoniakemissie. Toch bestaat er al geruime tijd weerstand binnen een deel van de agrarische sector tegen deze methode. Veehouders geven aan dat mestinjectie negatieve effecten kan hebben op het bodemleven en de bodemkwaliteit, wat mogelijk resulteert in lagere opbrengsten. Daarnaast kan bodemverdichting optreden door het gebruik van zware mestinjecteurs.

Door de jaren heen zijn er verschillende regelingen geweest die bedrijven onder bepaalde voorwaarden toestonden om mest toch breedwerpig bovengronds toe te dienen. De recentste vrijstellingsregeling is in 2025 verlengd en zal in 2026 worden geëvalueerd. Het toenmalige Ministerie van LNV (nu LVVN) heeft in 2021 Wageningen Environmental Research (WENR) en het Louis Bolk Instituut (LBI) gevraagd een project te starten om inzicht te krijgen in de effecten van emissiearme mesttoedieningstechnieken ten opzichte van bovengrondse toediening van runderdrijfmest.

WENR en LBI hebben tussen 2021 en 2025 onderzoek uitgevoerd dat bestond uit een literatuurstudie, metingen van bodemkwaliteit op zand- en veengrond van veertig melkveebedrijven met verschillende mesttoedieningstechnieken, incubatiestudies naar de relatie tussen mestsamenstelling en gasvormige emissies (van dezelfde veertig bedrijven aangevuld met tien conventionele bedrijven), veldonderzoek naar scheurvorming en tweejarige veldproeven. Hierbij is onderzocht wat de effecten van mesttoedieningstechniek zijn op biologische, chemische en fysische bodemkenmerken, de stikstofbenutting door gras, lachgasemissie, en het nitraatresidu na de oogst (een indicator voor nitraatuitspoeling). Ook is onderzocht in hoeverre deze effecten worden beïnvloed door de samenstelling van runderdrijfmest en de integrale bedrijfsvoering.

Uit de literatuur- en incubatiestudies blijkt dat ammoniakemissie aanzienlijk lager is bij emissiearme mesttoediening dan bij breedwerpige bovengrondse toediening. In de incubatiestudie met mest van vijftig bedrijven leidde het inwerken van mest ook tot een lagere ammoniakemissie dan oppervlakkige toediening. De veldmetingen in het onderzoek en literatuur laten zien dat lachgasemissie bij zodenbemesting hoger is dan bij bovengrondse toediening. In de incubatiestudie was er een grote variatie in het effect van mesttoedieningstechniek op lachgasemissie, waarbij, in tegenstelling tot de veldproef, gemiddeld geen significant verschil werd gevonden tussen oppervlakkige toediening en mestinjectie.

De stikstofbenutting door grasland (zonder klaver) bij emissiearm toegediende mest is in de meeste studies in de literatuur hoger dan bij bovengrondse toediening. Ook in de tweejarige veldproef op zandgrond waren de stikstofopname en -benutting hoger bij emissiearme bemesting. Berekeningen van stikstofbalansen van deze proef geven een duidelijke indicatie dat de lagere stikstofbenutting bij bovengrondse bemesting samenhangt met een hogere ammoniakemissie. De mesttoedieningstechniek had geen effect op het risico van nitraatuitspoeling in de veldproeven op grasland, en ook in de literatuur zijn geen studies gevonden die effecten van mesttoedieningstechniek op nitraatuitspoeling laten zien.

Uit de literatuur blijkt dat bodemverdichting door zware machines bij emissiearme technieken een aandachtspunt is. In het onderzoek naar langetermijneffecten van mesttoedieningstechniek hadden de percelen waarop mest bovengronds was toegediend een betere bodemstructuur en beworteling. De mesttoedieningstechniek kan ook een effect hebben op scheurvorming. In de veldproef trad op klei-houdende percelen bij aanhoudende droogte een sterkere scheurvorming op bij zodenbemesting dan bij bovengrondse bemesting. Nederlands onderzoek laat vrijwel altijd zien dat emissiearme mesttoediening leidt tot een hogere opbrengst dan breedwerpige bovengrondse toediening. De lagere ammoniakemissie bij zodenbemesting blijkt een groter positief effect te hebben op de opbrengst dan een mogelijk schadelijk effect van insnijden en scheurvorming. Bij klei-houdende percelen met een historie van scheurvorming kan hier rekening mee gehouden worden door met water verdunde drijfmest bovengronds uit te rijden met een sleepvoetbemester.

Zowel in het onderzoek naar langetermijneffecten van mesttoediening als in de tweejarige veldproef waren er weinig tot geen verschillen tussen bovengrondse en emissiearme bemesting in de onderzochte chemische en biologische bodemeigenschappen. Er is ook geen eenduidig bewijs in de literatuur gevonden voor langdurige negatieve effecten van mestinjectie op regenwormen en andere bodemorganismen. Wel werd in de veldproeven met de veertig percelen een betere bodemstructuur en beworteling gemeten op de percelen met bovengrondse mesttoediening. De in het project bemonsterde bedrijven die bovengronds mest uitrijden, waren gemiddeld minder intensief en gebruikten minder kunstmest dan bedrijven die zodenbemesting toepasten. De stikstof- en ammoniumgehaltes van mest van bedrijven met bovengrondse bemesting waren gemiddeld lager dan die van bedrijven die zodenbemesting toepasten.

In de tweejarige veldproef waren gewasopbrengst en stikstofbenutting hoger bij een intensief management (zodenbemesting, maximale drijfmestgift, kunstmest) dan bij een extensief management (bovengronds, lage drijfmestgift, klaver, geen kunstmest). In de huidige proef (waar de klaver op slechts één bedrijf goed aansloeg) kon de stikstofbinding door klaver de lagere stikstofbemesting en de waarschijnlijk hogere ammoniakemissie door bovengrondse mesttoediening niet volledig compenseren.

Het onderzoek laat grote verschillen zien in de samenstelling van drijfmest tussen melkveebedrijven, wat leidt tot uiteenlopende emissies van ammoniak, methaan, lachgas en kooldioxide. Een goed inzicht in de mestsamenstelling is daarom belangrijk om de landbouwkundige waarde van mest te verbeteren en emissies te beperken. Bedrijven die bovengronds mest uitrijden, zijn gemiddeld minder intensief en gebruiken minder kunstmest dan bedrijven die zodenbemesting toepassen. Daardoor bevat hun mest doorgaans minder stikstof en ammonium. In de tweejarige veldproef waren de verschillen in mestsamenstelling relatief klein en waren er geen aantoonbare effecten van deze verschillen op ammoniakemissie en stikstofbenutting.

Er wordt geconcludeerd dat emissiearme toediening van mest op grasland in het algemeen leidt tot een lagere ammoniakemissie, een hogere lachgasemissie en een vergelijkbare nitraatuitspoeling ten opzichte van bovengrondse toediening. De stikstofbenutting door grasland is daardoor hoger bij emissiearme mesttoediening. Uit het onderzoek volgen geen duidelijke korte- en langetermijneffecten van mesttoedieningstechnieken op chemische en biologische bodemeigenschappen. Wel worden er langetermijneffecten gemeten op bodemstructuur en beworteling. Er is een grote variatie in samenstelling van mest, die een effect kan hebben op gewasopname en emissies naar het milieu. Bedrijven die bovengronds mest uitrijden, zijn gemiddeld minder intensief en gebruiken minder kunstmest dan bedrijven die zodenbemesting toepassen. Daardoor bevat hun mest doorgaans minder stikstof en ammonium dan de mest van bedrijven met een intensiever management. Het risico op gasvormige emissies is daardoor ook lager.

1 Introductie

1.1 Achtergrond

In de periode 1990-1995 is de verplichting tot het emissiearm toedienen van mest in Nederland ingevoerd. Het doel was het terugdringen van de emissie van ammoniak (NH_3). Onderzoek laat zien dat emissiearme mesttoediening tot een forse reductie van ammoniakemissie leidt (bv. Goedhart et al., 2020; Huijsmans et al., 2016). Het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) concludeerde in 2009 in een evaluatie dat emissiearme mesttoediening zeer effectief is geweest in de reductie van ammoniakemissie (De Haan et al., 2009). Het PBL concludeerde verder dat negatieve effecten, zoals schade aan bodemstructuur, bodemleven en de weidevogelstand beperkt en van tijdelijke aard zijn.

Er is al langere tijd weerstand uit een deel van de sector tegen emissiearme mesttoediening. Het gaat hier onder andere over bedrijven die lid zijn van de Vereniging tot Behoud van Boer & Milieu (VBBM).[1] Deze veehouders geven aan dat 'mestinjectie' negatieve effecten heeft op bodemleven en bodemkwaliteit en daarmee op de opbrengst, waarbij factoren als verdroging door insnijden in de zode, toxische effecten van mestinjectie (ontwikkeling van blauwzuurgas) en vorming van lachgas (N_2O) worden genoemd.[2] Ook kan er mogelijk bodemcompactie optreden door zware mestinjecteurs en hebben boeren zelf meestal niet de machines om mest emissiearm toe te dienen. Dit in tegenstelling tot machines voor breedwerpig bovengrondse mesttoediening, die wel door boeren zelf wordt uitgevoerd.

In 2019 is in de Tweede Kamer een motie ingediend over het weidevogelbestendig maken van het mestbeleid. Hierin wordt aangegeven dat *"...overwegende dat het huidige mestbeleid leidt tot verharding van de bodem; overwegende dat hierdoor wormen niet meer aan de oppervlakte kunnen komen waardoor weidevogels minder voedsel hebben; ..."*. Onrust en Piersma (2019) concludeerden op basis van hun onderzoek dat zodenbemesting een negatief effect op regenwormen zou hebben en daardoor ook op de weidevogelpopulatie (Onrust en Piersma, 2019). De Commissie Deskundigen Meststoffenwet concludeerde daarentegen in 2020 dat er geen eenduidig bewijs is voor langdurige negatieve effecten van zodenbemesting op regenwormenaantallen in de bodem (CDM, 2020b).

Er zijn verschillende regelingen geweest waardoor bedrijven onder bepaalde voorwaarden toch breedwerpig bovengronds mest mogen toedienen. Bij de eerste vrijstellingsregeling in 2014 was de verwachting dat circa 250 bedrijven zich voor deze regeling zouden aanmelden. Het aantal aanmeldingen was bij het van start gaan van de regeling hoger en het aantal deelnemers is bij de vrijstellingsregeling bovengronds aanwenden runderdrijfmest 2019-2023 gestegen tot 514.[3,4] De regeling is in 2025 verlengd en wordt in 2026 geëvalueerd.[5] In 2025 was het aantal deelnemende bedrijven 546.

Het toenmalige Ministerie van LNV (huidige LVVN) heeft Wageningen Environmental Research (WENR) en het Louis Bolk Instituut (LBI) in 2021 gevraagd een project op te starten om de volgende vragen te beantwoorden:

- Welk effect heeft de (al dan niet wettelijk voorgeschreven) emissiearme toedieningstechniek voor drijfmest ten opzichte van het bovengronds aanwenden van runderdrijfmest – bij gelijke weersomstandigheden – op de factoren bodemleven, bodemkwaliteit, stikstofbenutting door het gras, nitraatuitspoeling, afspoeling van meststoffen en lachgasvorming?
- In hoeverre worden bovenstaande mogelijke effecten beïnvloed door de samenstelling van de runderdrijfmest (en daarmee de integrale bedrijfsvoering)?

[1] https://devbbm.nl/
[2] https://devbbm.nl/bovengronds-mest-aanwenden/
[3] https://www.rijksoverheid.nl/ministeries/ministerie-van-landbouw-natuur-en-voedselkwaliteit/documenten/kamerstukken/2019/11/21/kamerbrief-over-diverse-onderwerpen-mestbeleid
[4] https://www.rvo.nl/onderwerpen/mest/gebruiken-en-uitrijden/hoe-uitrijden/bovengronds
[5] https://open.overheid.nl/documenten/d8157199-69d9-4c67-9fe5-7bff45b81ca8/file

WENR en LBI hebben eerst een literatuurstudie uitgevoerd naar de effecten van mesttoedieningstechniek en mestsamenstelling op stikstofprocessen in de bodem, inclusief ammoniak- en lachgasemissies, nitraatuitspoeling, bodemkwaliteit en bodemleven. De resultaten van deze studie vormden de basis voor het experimentele onderzoek. Het experimentele onderzoek dat in de periode 2022-2024 is uitgevoerd, omvatte i) analyses van bodem- en mestmonsters van melkveebedrijven met verschillend management, ii) incubatiestudies naar gasvormige emissies uit deze mestmonsters, iii) een veldproef naar scheurvorming en iv) een tweejarige veldproef op twee locaties naar het effect van mesttoedieningsmethode en drijfmesttype op opbrengst, stikstofbenutting en -verliezen, bodemkwaliteit en bodemleven.

1.2 Leeswijzer

De opbouw van het rapport is al volgt:

- Hoofdstuk 2: Literatuurstudie
- Hoofdstuk 3: Langetermijneffecten van bovengrondse bemesting en zodenbemesting op bodemkwaliteit bij veertig melkveebedrijven
- Hoofdstuk 4: Incubatiestudies naar de relatie tussen mestsamenstelling en gasvormige emissies
- Hoofdstuk 5: Veldonderzoek naar scheurvorming (deels gefinancierd door de provincie Fryslân)
- Hoofdstuk 6: Tweejarige veldproeven naar effecten van mesttoedieningsmethode en drijfmesttype
- Hoofdstuk 7: Synthese en conclusies

In de bijlagen staan gedetailleerde overzichten van de resultaten van het experimentele onderzoek.

2 Literatuuronderzoek

Er is een literatuurstudie uitgevoerd ten behoeve van de opzet van het experimentele onderzoek, dat in de volgende hoofdstukken wordt beschreven. In dit hoofdstuk wordt eerst ingegaan op het ammoniakbeleid in relatie tot mesttoedieningstechnieken. Daarna wordt op basis van literatuur ingegaan op de effecten van mesttoedieningstechnieken van drijfmest op grasland op stikstofprocessen en bodemkwaliteit. Een deel van de boeren die mest breedwerpig bovengronds wil toedienen, hanteert een extensief management, waardoor de mestsamenstelling mogelijk afwijkt van die in de gangbare melkveehouderij. Mestkwaliteit kan invloed hebben op de bodemkwaliteit en op stikstofemissies. Daarom wordt in deze literatuurstudie ook aandacht besteed aan factoren die van invloed zijn op de samenstelling van dierlijke mest.

2.1 Beleid en mesttoedieningstechnieken

In 1989 is het 'Plan van aanpak beperking ammoniakemissie van de landbouw' opgesteld, dat in 1990 door de regering is vastgesteld (De Haan et al., 2009). Een van de maatregelen in deze aanpak was dat dierlijke mest emissiearm moest worden toegediend, zowel op grasland als op bouwland.

Tot 1990 werd alle drijfmest breedwerpig bovengronds toegediend aan grasland. In de periode 1990-1995 is emissiearme bemesting ingevoerd en vanaf 1995 werd alle drijfmest emissiearm toegediend (Tabel 1). De emissiearme technieken die op grasland zijn/worden toegepast, zijn de zodenbemester, de sleufkouterbemester en de sleepvoetbemester (Tabel 2.1). Sinds 2019 is toediening met een sleufkouter niet meer toegestaan en mag er met de sleepvoet alleen verdunde mest worden toegediend op veen- en kleigronden; op zandgrond is toediening van mest met de sleepvoet verboden.

Er zijn in de jaren 90 ook andere technieken onderzocht, zoals diepe mestinjectie in grasland, toediening van aangezuurde mest of andere middelen (bv. koolstof) en het inregenen van bovengronds toegediende mest. Deze technieken zijn uiteindelijk niet in de praktijk toegepast, omdat de reductie van emissie beperkt was (bovengrondse toediening van verdunde mest; bepaalde toedieningsmiddelen zoals koolstofhoudende stof), moeilijk controleerbaar waren (aangezuurde mest) of door landbouwkundige bezwaren (diepe injectie, i.v.m. schade aan de zode).

In het kader van de Small Business Innovation Research (SBIR-) regeling in 2015 is onderzoek uitgevoerd naar alternatieve emissiearme technieken, zoals verdunde mest bij sleepvoet, kouter-waterbemester, duo-spraybemester, pulse-trackbemester en afdekken van toegediende mest met gewasresten (CDM, 2017). Het doel van deze regeling was de ontwikkeling van mesttoedieningstechnieken die resulteren in minimaal een gelijkwaardige reductie van ammoniakemissie. Alleen toediening van verdunde mest bij sleepvoet (Huijsmans et al., 2017) en de pulse-trackbemester zijn op basis van dit onderzoek wettelijk toegestaan.

Sommige landbouwbedrijven hebben een ontheffing voor breedwerpig bovengrondse toediening van drijfmest op grasland, de Vrijstellingsregeling bovengronds aanwenden runderdrijfmest.[6] Deze regeling is in 2025 verlengd.[7] Het aantal bedrijven dat in 2025 meedeed aan deze regeling was 546. Voor deze ontheffing gelden allerlei voorwaarden (zie tekstbox).[8]

[6] https://www.rvo.nl/onderwerpen/mest/gebruiken-en-uitrijden/hoe-uitrijden/bovengronds
[7] https://open.overheid.nl/documenten/d8157199-69d9-4c67-9fe5-7bff45b81ca8/file
[8] https://www.rvo.nl/onderwerpen/mest/gebruiken-en-uitrijden/hoe-uitrijden/bovengronds

Tabel 2.1 *Aandelen drijfmesttoedieningstechnieken voor grasland (Van der Most et al., 2025).*

	Zodenbemester	Sleufkouter	Sleepvoet/ Sleepslang	Breedwerpig bovengronds
1990	0	0	0	100
1995	57	22	19	2
2000	56	23	20	1
2005	60	15	24	1
2010	62	24	14	1
2015	64	22	13	1
2020	84	0	15	2
2021	80	8	10	2
2022	80	9	9	2
2023	79	10	10	2
2024	79	10	10	2

In het kader van het stikstofbeleid werd er geëxperimenteerd met toediening van verdunde mest met zodenbemester aan grasland op zandgrond (CDM, 2020a). De overheid zag toediening van verdunde mest met een zodenbemester als een van de bronmaatregelen om ammoniakemissie te beperken. In onderzoek van Holshof et al. (2023) op zandgrond werden de ammoniak- en lachgasemissies gemeten bij twee mestverdunningen en toediening met de zodenbemester: 1 deel mest op ½ deel water (2:1) en 1 deel mest op 1 deel water (1:1). Over de acht uitgevoerde experimenten kon geen robuuste emissiereductie door verdunnen van mest bij zodenbemesting op zandgrond worden waargenomen. Ook was er geen significant verschil in lachgasemissie tussen verdunde en onverdunde mest.

Het Innovatieprogramma Mestaanwending (Bemest op z'n Best), dat eind 2025 is afgerond, was gericht op het halveren van de ammoniakemissie bij mestaanwending ten opzichte van de huidige niveaus.[9] Van de 61 vanuit de praktijk ingediende innovatievoorstellen zijn er 20 door 'Bemest op z'n Best' als kansrijk beoordeeld (Verloop et al., 2025). Daarvan zijn twaalf innovatievoorstellen onderzocht en gaven vier voorstellen aanleiding tot eigen onderzoek op basis van zogenoemde kennisvragen.

[9] Bemest op z'n Best - verantwoordeveehouderij.nl

Regeling Mest bovengronds uitrijden (Bron: RVO.nl)

Heeft u drijfmest van runderen met diercategorie 100, 101, 102, 104 en 120 en is deze mest op uw eigen bedrijf geproduceerd? Als u deze mest uitrijdt op grasland van uw eigen bedrijf, dan is er een vrijstelling bovengronds uitrijden.

Voor bovengronds uitrijden houdt u zich 2 jaar aan de voorwaarden. Het gaat om het jaar waarin u zich aanmeldt en het jaar daarvoor.

- U maakt geen gebruik van derogatie. U kiest dus zelf of u meedoet aan derogatie of aan bovengronds uitrijden.
- De runderdrijfmest is op uw eigen bedrijf geproduceerd.
- U voert geen dierlijke mest aan om uw grasland te bemesten.
- Runderdrijfmest rijdt u uit op grasland dat bij uw bedrijf hoort. De mest mag u niet binnen 2 meter van een watergang uitrijden.
- Voor de bemesting van bouwland op uw bedrijf gebruikt u alleen runderdrijfmest of vaste rundermest.
- In elk geval 85% van de oppervlakte landbouwgrond van het bedrijf is grasland.
- U rijdt van kunstmest niet meer dan 100 kilogram stikstof per hectare grasland uit op uw bedrijf.
- Het stikstofoverschot op uw bedrijf is maximaal 100 kilogram stikstof per hectare. Dit is berekend volgens het principe van een stikstofbalans op bedrijfsniveau.
- De droogstaande koeien met (diercategorie 100) op uw bedrijf zijn dag en nacht in de wei. In elk geval in de periode van 1 mei tot en met 30 september tot minimaal 3 weken voor de verwachte afkalfdatum.
- De runderen (met diercategorie 102 en 120) op uw bedrijf zijn minimaal 150 dagen dag en nacht in de wei. In elk geval in de periode van 15 maart tot en met 30 november.
- De runderen (met diercategorie 101) op uw bedrijf met een leeftijd van 6 maanden of ouder zijn in de periode van 1 juni tot en met 31 augustus dag en nacht in de wei.
- U houdt een kalender bij waarop u per dag bijhoudt hoeveel runderen per diercategorie in de wei zijn en hoeveel uren. Deze weidegangkalender mag niet meer dan 1 week achterlopen.
- Runderen hoeven niet de wei in op dagen dat zij ziek zijn.

Melk- en kalfkoeien

Heeft u op uw bedrijf melk- en kalfkoeien (diercategorie 100)? Dan houdt u zich ook aan deze voorwaarden:

- De melk- en kalfkoeien op uw bedrijf worden vanaf 2 weken na de kalfdatum geweid. In de periode van 15 maart tot en met 30 november zijn zij in elk geval 150 dagen en 6 uur per dag in de wei.
- Kunt u de mest die u op uw bedrijf produceert niet volledig plaatsen op uw eigen bedrijf? Dan mag de melkproductie van uw bedrijf niet hoger zijn dan 14.000 kilogram per hectare.
- In 2 periodes is het gemiddelde gewogen ureumgetal van melk die u op uw bedrijf produceert lager dan 21 milligram per 100 gram melk. Het gemiddelde moet lager zijn in beide periodes: van 1 januari tot en met 31 maart en van 1 december tot en met 31 december.

2.2 Stikstofbenutting door grasland

Huijsmans et al. (2016) hebben de stikstofbenutting en werkingscoëfficiënten van breedwerpig bovengrondse toegediende en emissiearme toegediende mest op grasland op zandgronden in Nederland vergeleken (Tabel 2.2). De werkingscoëfficiënt (Tabel 2.2) is de stikstof uit mest die een vergelijkbaar effect heeft op de stikstofopbrengst van grasland als kunstmest. Het is een relatieve maat, waarbij de werking van kunstmest op 100% wordt gezet. De werkingscoëfficiënt van breedwerpig bovengrondse toegediende drijfmest was gemiddeld 36% en die van emissiearm toegediende mest 56% (Tabel 2.2). Op basis van het verschil in werkingscoëfficiënt en de mestsamenstelling is door Huijsmans et al. (2016) een verschil berekend in stikstofverlies tussen emissiearm en breedwerpig bovengronds toegediende drijfmest (uitgedrukt als verschil in emissiefactor). Het op deze wijze berekende gemiddelde verschil in emissiefactor tussen breedwerpig

bovengrondse mesttoediening en emissiearme mesttoediening (43%; zie Tabel 2.2) komt redelijk overeen met het verschil in emissiefactor van gemeten ammoniakemissies tussen beide technieken (58%; zie Huijsmans et al., 2016). Het verschil tussen beide benaderingen (43 versus 58%) wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat de proeven waarin de opbrengst is gemeten niet dezelfde proeven zijn als de proeven waarin ammoniakemissie is gemeten. Daarnaast was het stikstofverlies door denitrificatie (en lachgasemissie) waarschijnlijk hoger bij emissiearme mesttoediening (zie volgende paragraaf).

Een overzicht van internationaal onderzoek van Webb et al. (2010) geeft geen eenduidig beeld over het effect van mesttoedieningstechniek op de opbrengst en op de stikstofbenutting. Sommige studies laten een hogere opbrengst zien, omdat er meer stikstof beschikbaar is bij emissiearme bemesting. In sommige studies leidt emissiearme bemesting tot lagere of vergelijkbare opbrengsten; beschadiging van de wortel door injectie wordt hierbij genoemd als een mogelijke oorzaak. Chen et al. (2001) geven aan dat het effect van de hogere beschikbaarheid van stikstof uit emissiearme bemesting een groter effect had dan de beschadiging van de wortels.

Tabel 2.2 *Werkingscoëfficiënten voor geïnjecteerde en oppervlakkig toegediende drijfmesten in experimenten en het hieruit berekende verschil in ammoniakemissiefactor in % van de ammoniakale stikstof (TAN); Huijsmans et al. (2016).*

Locatie	Jaar	Drijfmestsoort	Werkingscoëfficiënt in %		Verschil in berekende emissiefactor % van TAN
			Zodenbemesting	Breedwerpig oppervlakkig	
Wageningen	1990	Rund	48	18	63
Wageningen	1990	Varken	60	27	60
Wageningen	1991	Rund	46	24	47
Wageningen	1991	Varken	51	29	37
Hengelo	2002	Rund	65	53	26
Hengelo	2003	Rund	55	37	40
Hengelo	2004	Rund	46	34	26
Hengelo	2005	Rund	63	44	34
Drogeham	1999	Rund	27	14	29
Drogeham	2000	Rund	65	42	51
Drogeham	2001	Rund	78	50	61
Harkema	1999	Rund	54	38	36
Harkema	2000	Rund	60	39	45
Harkema	2001	Rund	69	50	41
Gemiddeld			56	36	43

2.3 Ammoniakemissie

Sinds begin jaren 90 is onderzoek uitgevoerd naar het effect van mesttoedieningstechniek op ammoniakemissie uit dierlijke mest. Het meeste onderzoek is uitgevoerd in de jaren 90 (Huijsmans et al., 2008). In de jaren 2000 is veel minder experimenteel onderzoek uitgevoerd, hoewel er in het kader van de SBIR-regeling (2015-2016) nog onderzoek is uitgevoerd naar alternatieve emissiearme mesttoedieningstechnieken. Recentelijk is onderzoek uitgevoerd naar het effect van verdunnen van mest op ammoniakemissie met zodenbemesting (Holshof et al., 2023) en is er onderzoek uitgevoerd in het kader van het project Bemest op z'n Best (Verloop et al., 2025).

De database met resultaten van het in Nederland uitgevoerde experimentele onderzoek wordt gebruikt voor het afleiden van emissiefactoren die gebruikt worden in Emissieregistratie (Van der Zee et al., 2025). Goedhart et al. (2020) hebben een update uitgevoerd van de methode om ammoniakemissie uit zodenbemesting en sleepvoet te berekenen op basis van de bestaande gegevens uit de database van Huijsmans. De resultaten van Goedhart et al. (2020) vormen de basis van de huidige emissiefactoren die Nederland hanteert (zie hieronder).

In het kader van de SBIR-regeling is onderzoek uitgevoerd naar alternatieve technieken, zoals verdunde mest bij sleepvoet (CDM, 2017). Aan deze alternatieve systemen werd de eis gesteld dat de ammoniakemissie uit toegediende drijfmest vergelijkbaar of lager is dan die bij gebruik van een zodenbemester (onder vergelijkbare omstandigheden). De CDM concludeerde dat:

- De emissie bij gebruik van de Kouter-waterbemester niet gelijkwaardig of lager was.
- De emissie bij gebruik van de Duo-spraybemester niet gelijkwaardig of lager was.
- De emissie bij gebruik van de Pulse-trackbemester gelijkwaardig of lager was.
- De zodenbemester waarbij de toegediende mest met gewasresten wordt afgedekt, al aan de eisen van het Besluit Gebruik Meststoffen voldeed.
- De emissie bij toediening van met water verdunde mest met een verdunningsfactor van 1 : 1 en van 1 (mest) : 0,5 (water) met de sleepvoet gelijkwaardig of lager was dan die bij zodenbemesting.
- De emissie bij toediening van verdunde mest met een verdunningsfactor van 1 (mest) : 0,25 (water) met de sleepvoet niet gelijkwaardig of lager was dan die bij zodenbemesting.

Het emissieonderzoek naar verdunde mest met sleepvoet is gerapporteerd door Huijsmans et al. (2017); het effect op stikstofbenutting van deze techniek is gerapporteerd door Van Schooten et al. (2017).
In het onderzoek van Holshof et al. (2023) over acht experimenten op grasland op zandgrond kon geen significant effect door verdunnen van mest bij zodenbemesting worden waargenomen. De gemiddelde ammoniakemissie was 25,0% van de toegediende TAN bij onverdunde mest en 24,1% bij verdunde mest.

Enkele bevindingen voor grasland uit het project Bemest op z'n Best zijn (Verloop et al., 2025):

- Realtime monitoring kan zorgvuldige uitvoering van zodenbemesting en NH_3-emissieverlaging ten opzichte van de huidige praktijk ondersteunen.
- Injectie van mest in de bodem op grasland resulteert in minimale NH_3-emissie en in minder geur dan zodenbemesting. De uitdaging is echter om de schade aan de graszode zo veel mogelijk te beperken.
- De effectiviteit van de verschillende toevoegmiddelen aan mest is nog niet goed vastgesteld.
- Plasmolyse verlaagt NH_3-emissie uit de dunne mestfractie.
- Schuin insnijden van de graszode en daarin mest doseren, verkleint het contactoppervlak van mest met lucht, maar het effect hiervan op de NH_3-emissie op grasland is nog onbekend.
- Gelijktijdige en kortdurende beregening bij mesttoediening reduceert de NH_3-emissie nauwelijks; langdurig beregenen zou effectiever kunnen zijn.
- Het aanzuren van mest kan potentieel de NH_3-emissies verlagen, maar de hoge zwaveldosering is een mogelijk probleem.

De emissiefactoren die momenteel worden toegepast voor drijfmesttoediening aan grasland in emissieregistratie zijn (Van der Most et al., 2025; Van der Zee et al., 2025):

- Zodenbemesting: 17% van ammoniakaal stikstof (TAN);
- Sleepvoet met verdunde mest: 17% van TAN;
- Bovengronds: 71% van TAN.

De emissiefactoren voor mesttoedieningstechnieken die wettelijk niet meer zijn toegestaan maar wel worden gebruikt voor de historische reeksen van ammoniakemissie, zijn:

- Sleufkouter: 21,7% van TAN;
- Sleepvoet met onverdunde mest: 26,4% van TAN.

Ook in internationale studies worden forse emissiereducties van emissiearme mesttoedieningstechnieken gerapporteerd (Hafner et al., 2019; Webb et al., 2014; Van der Weerden et al., 2021; Flossman et al., 2025; Epper et al., 2025).

2.4 Lachgasemissie en denitrificatie

Lachgas wordt gevormd onder zuurstofarme omstandigheden tijdens de biologische bodemprocessen nitrificatie en denitrificatie. Als mest emissiearm wordt toegediend, neemt de ammoniakemissie af en daarmee neemt de hoeveelheid minerale stikstof in de bodem toe. Hierdoor kan de emissie van lachgas ook toenemen. Door het inwerken van de drijfmest in de bodem en het geconcentreerd plaatsen van mest in sleufjes in de bodem worden zuurstofarme omstandigheden in de bodem gecreëerd, die het risico op lachgasvorming doen toenemen.

In Tabel 2.3 staan de emissiefactoren die gebruikt worden in Emissieregistratie (Van der Most et al., 2025; Van der Zee et al., 2025). Er wordt bij lachgas – in tegenstelling tot ammoniak – onderscheid gemaakt naar grondsoort. Lachgas wordt gevormd tijdens biologische processen in de bodem, waardoor grondsoort en -eigenschappen een belangrijkere rol spelen dan bij de fysisch-chemische processen in mest waarbij ammoniak wordt gevormd. Grondsoort heeft wel een effect op de mate waarin drijfmest in de bodem kan dringen, wat ook een effect kan hebben op ammoniakemissie.

De lachgasemissiefactoren voor toediening van dierlijke mest zijn voor minerale gronden gebaseerd op metingen en op veengrond op basis van resultaten van een incubatieproef (Velthof & Mosquera, 2011a). De lachgasemissie is hoger bij emissiearme mesttoediening dan bij breedwerpig bovengrondse mesttoediening. Er wordt geen onderscheid gemaakt tussen emissiearme mesttoedieningstechnieken, omdat er geen gegevens zijn om dit onderscheid te maken. De onzekerheid in de emissiefactor voor lachgas is groot. In het kader van het BO-onderzoek van LVVN sinds 2022 worden er lachgasmetingen uitgevoerd bij mesttoediening aan grasland, zowel bij minerale gronden als veengronden. De resultaten van dit onderzoek en afleiding van nieuwe emissiefactoren worden in 2026/2027 gepubliceerd.
Ook in internationaal onderzoek wordt gewezen op de mogelijke toename van lachgasemissie bij emissiearme mesttoediening (Thorman et al., 2020; Webb et al., 2010).

Opgemerkt wordt dat ammoniak een zogenaamde bron van indirecte lachgasemissie is, die ook wordt meegerekend in emissieregistratie (Van der Most et al., 2025; Van der Zee et al., 2025). De aanname is dat vervluchtigde ammoniak ergens weer in de bodem terechtkomt via stikstofdepositie en dat daar lachgas kan worden gevormd. Deze zogenaamde indirecte lachgasemissie moeten worden gerapporteerd in de jaarlijkse rapportage over broeikasgasemissie, conform de richtlijnen van de Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) van de Verenigde Naties.[10] Er wordt in deze richtlijnen aangenomen dat 1% van de uit de landbouw vervluchtigde ammoniak (alle bronnen, dus ook stallen) in lachgas wordt omgezet. Ook NOx-emissie leidt tot indirecte lachgasemissie, zowel voor bronnen binnen en buiten de landbouw.

De ammoniakemissie uitgedrukt als stikstofverlies is groter dan de lachgasemissie. Het ammoniakverlies bedraagt ongeveer 8,5% van de met drijfmest toegediende stikstof, uitgaande van een ammoniakemissiefactor van 17% van de TAN en een TAN-aandeel van 50% van de stikstof in drijfmest. Het stikstofverlies door lachgasemissie bedraagt 1% of lager (Tabel 2.3). Het verschil in lachgasemissie tussen systemen met emissiearme en breedwerpige bovengrondse mesttoediening is veel kleiner of verwaarloosbaar als niet alleen de directe lachgasemissie door mesttoediening wordt beschouwd, maar ook de indirecte lachgasemissie door ammoniakemissie en de directe lachgasemissie die ontstaat door aanvullende stikstofbemesting ter compensatie van het hogere stikstofverlies door breedwerpig bovengrondse mesttoediening (Velthof en Mosquera, 2011b). Hierbij moet wel worden opgemerkt dat op het moment de voorwaarde voor ontheffing (zie Tekstbox in paragraaf 2.2) geen ruimte geeft voor compensatie met kunstmeststikstof. Verder zijn veel bedrijven die bovengronds mest uitrijden extensief beheerd en wordt er geen kunstmest gebruikt om een hogere ammoniakemissie bij bovengronds bemesten te compenseren.

Tabel 2.3 *Gemiddelde lachgasemissiefactoren (directe emissie in % van stikstof toegediend) voor drijfmest toegediend aan grasland. De emissiefactoren voor minerale gronden zijn gebaseerd op veldmetingen en die voor veengronden zijn schattingen gebaseerd op incubatieproeven (Velthof en Mosquera, 2011a).*

Toedieningstechniek	Minerale gronden	Veengronden
Emissiearm	0,3 ± 0,1 (n=7)	1
Breedwerpig bovengronds	0,1 ± 0,02 (n=5)	0,5

Lachgas wordt met name gevormd tijdens denitrificatie. Bij dit proces wordt niet alleen lachgas (N_2O) gevormd, maar ook stikstofgas (N_2) en stikstofoxide (NOx). Bepaling van denitrificatieverliezen is moeilijk, omdat 80% van de lucht uit N_2 bestaat en het daardoor niet mogelijk is om een kleine toename in N_2-concentratie bij een meting van denitrificatie vast te stellen. Denitrificatie wordt bepaald door toepassing van remmende stoffen (acetyleen: remt de omzetting van lachgas naar stikstofgas, waardoor lachgas het

[10] https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/index.html

eindproduct is van denitrificatie), gebruik van stikstofisotopen en incubatie van grond onder omstandigheden waarin de lucht is volledig is vervangen door een He-O_2-mengsel (bv. Butterbach-Bahl et al., 2013). Al deze methoden zijn moeilijk uitvoerbaar (moeilijker dan de bepaling van lachgasemissie) en hebben allerlei haken en ogen, zoals het verstoren van de bodem om acetyleen in te brengen, toediening van gelabelde stikstof en het volledig verwijderen van luchtstikstof uit de lucht in meetsystemen. Er zijn daardoor weinig meetgegevens beschikbaar over denitrificatieverliezen uit bodems. Desondanks worden in onderstaande paragraaf enkele resultaten weergegeven van onderzoek naar denitrificatieverliezen uit toegediende drijfmest; in al deze studies is inhibitie met acetyleen toegepast.
In onderzoek van Velthof et al. (1996) werd naast lachgasemissie ook het totale stikstofverlies door denitrificatie gemeten. Zowel het totale denitrificatieverlies als de lachgasemissies uit grasland waren zeer laag. Bij geïnjecteerde (zodenbemester) runderdrijfmest werd geen denitrificatieverlies gemeten en bij breedwerpig bovengronds toegediende rundermest was het denitrificatieverlies 0,4%. In onderzoek van De Klein et al. (1996) ging 7% van de TAN uit geïnjecteerde mest verloren door denitrificatie (zo'n 3,5% van totaal-N). Er werd in dit onderzoek geen vergelijking gemaakt met bovengronds toegediende mest. Denitrificatieverliezen in onderzoek in Engeland varieerden van 1,7% van stikstof bovengronds toegediend als drijfmest, tot 6,8% bij zodenbemesting bij toediening in het voorjaar (Thompson et al., 1987). Het totale stikstofverlies door denitrificatie is hoger dan de lachgasemissie, maar ten opzichte van ammoniakemissie zijn de stikstofverliezen door denitrificatie beperkt, zowel bij bovengronds breedwerpige toediening als bij emissiearme toediening.

2.5 Uit- en afspoeling van stikstof en fosfaat

Er is geen onderzoek bekend in Nederland waarin een vergelijking is gemaakt tussen de uit- en afspoeling van stikstof van breedwerpig bovengronds toegediende mest en emissiearm toegediende mest. Door emissiearme mesttoediening is er meer minerale stikstof aanwezig in de bodem, waardoor stikstofopname door het gras en lachgasemissie/denitrificatie hoger zijn. Ook het risico op uit- en afspoeling zou bij emissiearme mesttoediening hoger kunnen zijn, doordat er meer stikstof in de bodem aanwezig is.

Nitraatuitspoeling naar het grondwater treedt op in de wintermaanden als de minerale stikstof, die aan het eind van het groeiseizoen in de bodem aanwezig is, door het neerslagoverschot naar het grondwater spoelt. De hoeveelheid minerale stikstof die aan het eind van het groeiseizoen in de bodem aanwezig is, wordt bepaald door de aan- en afvoer van stikstof gedurende het groeiseizoen. De tijdschaal waarop nitraatuitspoeling optreedt (de winterperiode), is dus anders dan die van ammoniakemissie (grootste verliezen binnen enkele uren na mesttoediening) en lachgasemissie (enkele dagen tot weken na mesttoediening). Een eventueel effect van mesttoedieningstechniek op nitraatuitspoeling is dus minder direct zichtbaar dan die op de emissies van ammoniak en lachgas.

Grasland heeft een relatief hoge stikstofopnamecapaciteit en een lang groeiseizoen. Uit proefveldonderzoek uit de jaren 80 en 90 blijkt dat op gemaaid grasland tot 300-400 kg werkzame stikstof/ha per jaar kan worden toegediend zonder dat de hoeveelheid minerale stikstof in de bodem in de herfst veel toeneemt (Ten Berge et al., 2002). Bij de huidige stikstofgebruiksnormen (vaak lager dan het landbouwkundig bemestingsadvies) is het niet waarschijnlijk dat emissiearme mesttoediening leidt tot meer nitraatuitspoeling dan bovengrondse toediening in grasland. Hierbij wordt opgemerkt dat het risico op nitraatuitspoeling op grasland lager is dan op bouwland door de hogere denitrificatiecapaciteit als gevolg van een grotere hoeveelheid makkelijk afbreekbare koolstof in de bovengrond (Munch en Velthof, 2007). Risico op nitraatuitspoeling uit grasland treedt met name op bij scheuren en herinzaai, bij beweiding laat in het groeiseizoen en/of droge zomers met een lage stikstofopname.

Oppervlakkige afspoeling van stikstof en fosfaat naar sloten treedt op onder extreem natte omstandigheden, en met name als deze optreden vlak na bemesting. In onderzoek van Van der Salm et al. (2012) leidde een extreem natte periode in het voorjaar tot oppervlakkige afspoeling van stikstof en fosfaat uit pas toegediende mest (emissiearm). Dit effect was het gehele jaar meetbaar in de stikstof- en fosforconcentraties in de sloot. Er is geen onderzoek uitgevoerd naar de risico's op oppervlakkige afspoeling van stikstof en fosfaat bij bovengrondse en emissiearme mesttoediening. Verwacht wordt dat dit risico bij zodenbemesting kleiner is dan bij bovengrondse toediening, omdat een deel van de mest bij zodenbemesting in de grond zit. Het verschil in

risico zal waarschijnlijk klein zijn voor breedwerpig bovengrondse mesttoediening en sleepvoetbemesting (ook bovengronds). Kayser et al. (2015) concludeerden in een studie in Duitsland dat de mesttoedieningstechniek een kleiner effect op uitspoeling uit grasland had dan de stikstofgift.

2.6 Bodemkwaliteit

2.6.1 Bodemindicatoren

Bij bodemkwaliteit zijn zowel chemische, fysische als biologische indicatoren belangrijk. Er zijn voor een uniforme en integrale beoordeling van de bodemkwaliteit van landbouwgronden achttien bodemindicatoren afgeleid; zie Tabel 2.4 (De Haan et al., 2021). Bij het uitvoeren van onderzoek om na te gaan wat het effect van mesttoedieningstechniek op bodemkwaliteit en emissies is, is het belangrijk dat dezelfde mestsoort wordt gebruikt en dat alleen de mesttoedieningstechniek varieert. In discussies over mogelijke effecten van mesttoedieningstechniek op bodemkwaliteit wordt soms een vergelijking gemaakt tussen zodenbemesting van drijfmest en breedwerpig bovengrondse toediening van vaste mest (bv. Onrust en Piersma, 2019). Dit is geen zuivere vergelijking, omdat de samenstelling van drijfmest en vaste mest verschilt. Dit verschil in mestsamenstelling kan een effect op gewasopbrengst en bodemkwaliteit hebben.

Tabel 2.4 *Bodemindicatoren voor landbouwgronden in Nederland (BLN versie 1.1; De Haan et al., 2021; Van den Elsen et al., 2019).*

Nr.	indicator	Klassieke meetmethode	Snelle, goedkopere meetmethode	Eenheid
Organische stof indicatoren				
1	Organische stofgehalte	Gloeiverlies 550 °C	NIRS*	%
2	Organische koolstofgehalte	Koolstof, 550 °C	NIRS*	%
3	Afbreekbare fractie organische stof	Extractie in heet water	n.b.	mg kg^{-1}
Fysische indicatoren				
4	Watervasthoudend vermogen	Zandbak/drukpan	PTF: textuur + OS%	m^3 m^{-3}
5	Aggregaatstabiliteit	Natte zeefmethode	n.b.	%
6	Indringingsweerstand	Penetrometer	n.b.	MPa
7	Droge bulkdichtheid	Massa na drogen 105 °C	PTF: OS%	kg m^{-3}
Chemische indicatoren				
8	Zuurgraad (pH)	Extractie in $CaCl_2$	NIRS	—
9	Stikstof totaal (N-totaal)	DUMAS	NIRS*	g kg^{-1}
10	Potentieel mineraliseerbare stikstof	Anaerobe incubatie	n.b.	mg kg^{-1}
11	Fosfaatvoorraad en -beschikbaarheid	Extractie in ammoniumlactaat-azijnzuur	NIRS	g P_2O_5 100 g^{-1}
		Extractie in $CaCl_2$	n.b.	mg P kg^{-1}
12	Kalivoorraad en -beschikbaarheid	Co-hexamine	NIRS	$mmol^+$ kg^{-1}
		Extractie in $CaCl_2$	n.b.	mg K kg^{-1}
Biologische indicatoren				
13	Nematoden, aantallen en diversiteit	Microscopie	PCR	# 100 ml^{-1} verse grond
				# taxa 100 ml^{-1} verse grond
14	Plantparasitaire nematoden	Microscopie	PCR	# 100 ml^{-1} verse grond
15	Bacteriële biomassa	Microscopie	PLFA	µg C g^{-1} droge grond
16	Schimmelbiomassa	Microscopie	PLFA	µg C g^{-1} droge grond
17	Regenwormen, aantallen en diversiteit	Mosterd extractie	n.b.	# m^{-2}
Overige indicatoren				
18	Visuele beoordeling	Visueel	n.b.	—

n.b. = niet beschikbaar.

2.6.2 Fysische factoren

Bodemverdichting
Breedwerpig bovengrondse mesttoediening kan met kleinere en lichtere mesttankjes door een boer zelf worden uitgevoerd. Ook sleepvoetbemesting vraagt weinig trekkracht en kan door boeren zelf worden uitgevoerd. Bemesting met een zodenbemester wordt meestal door loonwerkers uitgevoerd en hierbij worden vaak zware machines met veel trekkracht gebruikt. Drijfmest kan ook met een sleepslang vanuit de mestput worden toegepast, zodat er dan geen zware machine het land op hoeft te rijden.
De zwaardere apparatuur die meestal bij emissiearme mesttoediening wordt gebruikt, kan mogelijk tot meer bodemverdichting leiden die gemeten kan worden via de indringingsweerstand in de bodemindicatoren voor landbouwgronden in Nederland (BLN) (Tabel 2.4). Door verdichting daalt het poriënvolume van de bodem en dit beïnvloedt de doorlatendheid van de bodem voor water en lucht, de bewortelbaarheid en de zuurstofvoorziening en daarmee bijvoorbeeld ook weer lachgasemissie. Het zijn vooral zandgronden en lichte zavelgronden met een laag kleigehalte die blijvend kunnen verdichten tot een compacte grond zonder grote poriën. Op zwaardere kleigronden is draagkracht bij uitrijden vaak al een probleem.

Er kan onderscheid worden gemaakt tussen verdichting van de bovengrond en ondergrond. De bovengrond kan worden geploegd, waardoor de verdichting in de bovenste ca. 30 cm wordt opgeheven. Verdichting van de ondergrond onder de ploegzool is een doorlopend cumulatief proces, dat op de lange duur resulteert in een blijvend homogeen verdichte ondergrond (Van den Akker, 2019). Een goed opgezette, systematische inventarisatie naar ondergrondverdichting en maatregelen om ondergrondverdichting op te heffen, heeft in Nederland nooit plaatsgevonden. Uit een beperkte inventarisatie (128 locaties) blijkt dat 45% van het oppervlak van Nederlandse ondergronden verdicht is (Van den Akker, 2019). Onderzoek van een student naar ondergrondverdichting van graslandpercelen op zandgronden en lichte zavelgronden in de Achterhoek bevestigt dat er sprake is van ondergrondverdichting op deze gronden (Sietzema, 2015; 2016).

Bodemverdichting kan leiden tot een lagere grasopbrengst. Door te bemesten met zware machines kunnen de wielen sporen in de grond vormen. De kans hierop is het grootst wanneer de bodem nat is. De gewasopbrengst in de sporen is lager dan ernaast (De Boer en Van Eekeren, 2007; Schröder et al., 2006). Technische maatregelen (bandengrootte, -lasten en -spanning) kunnen bij zowel emissiearme toediening als breedwerpig bovengrondse toediening de schade aan bodemstructuur sterk beperken (Huijsmans et al., 2008; De Haan et al., 2009).

Beschadiging van de graszode
In een studie uit de jaren 80 zijn de voor- en nadelen van breedwerpig bovengrondse mesttoediening en diepe mestinjectie beschreven (Prins en Snijders, 1987). Bij breedwerpig bovengrondse mesttoediening kan schade optreden door besmeuring en verbranding van het gras door direct contact met mest. Injectie kan leiden tot beschadiging van de graszode. Dit effect was volgens Prins en Snijders (1987) kleiner bij ondiepe injectie (5 cm) op zandgrond (vergelijkbaar met de huidige zodenbemesting) dan bij diepere injectie (15-20 cm) op veen- en kleigrond.

Schade door het insnijden van de bodem zal groter zijn onder droge omstandigheden dan onder natte omstandigheden. Naast een direct effect van insnijden op de zodekwaliteit kan het insnijden mogelijk ook leiden tot verdroging van de bodem en scheuren in de bodem. Er is geen uitgebreid onderzoek uitgevoerd naar het effect van zodenbemesting op het vochtgehalte van de bodem. Van Vliet en De Goede (2006) hebben in het voorjaar van 2002 en de zomer van 2003 in Drogeham veldonderzoek gedaan naar het effect van bemestingsmethoden. Gedurende beide meetperioden varieerde het bodemvocht aanzienlijk, maar was er geen verschil te zien in vochtgehalte tussen veldjes waarin drijfmest met zodenbemesting toegediend werd en veldjes waarin mest breedwerpig bovengronds werd aangewend; zie Bijlage 3 uit CDM (2020b). In een veldonderzoek op klei op veen was er in het relatief natte voorjaar en zomer van 2021 geen zichtbare scheurvorming en er was geen verschil in vochtgehalte tussen veldjes met zodenbemesting of sleepvoetbemesting (Hoekstra et al., 2023a&b). De hier beschreven mogelijk nadelige effecten van insnijden van de graszode gelden alleen voor zodenbemesting. Bij sleepvoet wordt mest op bodem tussen het gras gelegd en wordt er niet in de grond gesneden.

Een andere oorzaak voor schade aan de graszode is de trekkracht van de banden van een zodenbemester. Hierdoor kan de graszode op enkele centimeters diepte afknappen en verschuiven. Het herstel van wortels geeft bovengronds een directe opbrengstderving en ondergronds heeft het wegvallen van beworteling een negatief effect op bodemstructuur.

Nederlands onderzoek op grasland (zonder klaver) laat bijna altijd zien dat emissiearme mesttoediening leidt tot een hogere opbrengst dan breedwerpig bovengrondse toediening (Huijsmans et al., 2016). Het stikstofeffect op opbrengst, door het beperken van ammoniakemissie, is blijkbaar groter dan een schadelijk effect van insnijden. Dit sluit niet uit dat er geen perioden in het jaar zijn waarin wel opbrengstreductie door insnijden in de zode kan optreden.

2.6.3 Chemische factoren

Schadelijke en toxische stoffen in mest
Drijfmest wordt zuurstofloos opgeslagen en hierbij kunnen schadelijke stoffen worden gevormd, zoals ammoniak en waterstofsulfide (H_2S). Deze gassen, en ook CO_2 en methaan (CH_4), kunnen in stallen en mestkelders tot hoge en schadelijke concentraties oplopen.

Ammoniak kan in de bodem ook het biologische proces nitrificatie deels remmen, met name de omzetting van nitriet (NO_2) naar nitraat (NO_3), waardoor er nitriet en lachgas gevormd worden (Chalk and Smith, 1983; Heil et al., 2016; Oenema et al., 1997). Dit proces is met name van belang bij bemesting waarbij (tijdelijk) hoge ammoniumconcentraties te verwachten zijn, zoals bij het gebruik van ureummeststoffen, injectie van vloeibare ammoniakmeststof en beweiding. Een lokale verhoging van de bodem-pH, zoals bij het gebruik van ureum, zorgt daarbij voor extra verhoging van ammoniakconcentraties in de bodem door het verschuiven van het evenwicht tussen ammoniak en ammonium. De ammoniaktoxiciteit van nitrificerende bacteriën is een tijdelijk proces en zal enkele dagen duren; door buffering door de bodem daalt de pH uiteindelijk en wordt het gevormde ammoniak omgezet in ammonium, dat vervolgens genitrificeerd kan worden. Het is niet duidelijk of dit proces ook optreedt bij de toepassing van drijfmest. Het risico lijkt dan groter bij zodenbemesting dan bij breedwerpig bovengrondse toediening, omdat de mest en daarmee de ammoniak sterker wordt geconcentreerd bij zodenbemesting.

In de wetenschappelijke literatuur worden geen studies gerapporteerd naar het effect van mesttoedieningstechniek op chemische bodemindicatoren. Het is niet waarschijnlijk dat de mesttoedieningstechniek een groot effect heeft op gewasgroei en bodemkwaliteit door andere mogelijk schadelijke verbindingen die in drijfmest kunnen voorkomen, zoals H_2S, vetzuren, zware metalen, hormonen, medicijnresten, pesticiden en cyanide op bodemkwaliteit. Een deel van deze verbindingen zal snel vervluchtigen naar de lucht of wordt afgebroken in de bodem. In de periode vlak na bemesting kunnen mogelijk wel effecten zichtbaar zijn. Het is aannemelijk dat vervluchtiging sneller optreedt bij breedwerpig bovengrondse toediening dan emissiearme mesttoediening. Afbraak in de bodem zal mogelijk sneller optreden bij zodenbemesting. Uv-licht kan de afbraak van bepaalde organische verbindingen in mest versnellen (He et al., 2021). Thiele-Bruhn en Peters (2007) concludeerden dat fotodegradatie onder veldomstandigheden kan bijdragen aan de vermindering van de concentratie van antibiotica in een dunne laag mest die op het bodemoppervlak aanwezig is. Deze omstandigheden zijn niet aanwezig wanneer antibiotica snel in diepere bodemlagen terechtkomen, bijvoorbeeld door infiltrerend water of wanneer mest in de bodem wordt ingewerkt. Er is in de wetenschappelijke literatuur geen studie gevonden of fotodegradatie van potentieel schadelijk organische verbindingen in relatie tot mesttoedieningstechniek een effect heeft op biologische bodemkwaliteit.

Zware metalen worden niet afgebroken in de bodem of lucht en mesttoedieningstechniek heeft geen effect op de hoeveelheid zware metalen in de bodem. Bij breedwerpige mesttoediening worden zware metalen meer homogeen verspreid in de bodem ten opzichte van emissiearme bemesting; over een periode van jaren zal er echter geen groot verschil bestaan tussen mesttoedieningstechnieken in het gehalte en de verdeling van zware metalen uit mest in de bodem. Zoutschade door mest kan onder droge omstandigheden optreden; dit kan zowel optreden bij breedwerpig bovengrondse mesttoediening als bij zodenbemesting. Verwacht wordt dat de hierboven genoemde beschadiging van de zode door insnijden, versterkt wordt door zoutschade. Ook over dit onderwerp zijn amper studies te vinden, behalve de eerdergenoemde studie van Van Vliet en De Goede (2006).

2.6.4 Biologische factoren

Regenwormen
In Tabel 2.5 staat een samenvatting van de belangrijkste resultaten van studies naar effecten van mesttoedieningstechnieken op regenwormen, die ook onderdeel zijn van de BLN. Deze tabel is opgesteld in het kader van een advies van de CDM (CDM, 2020b). In het CDM-advies werd geconcludeerd dat het effect van mestinjectie op de regenwormenpopulatie in graslanden niet gemakkelijk en eenduidig is samen te vatten. In de beschikbare literatuur staan zowel positieve als negatieve effecten beschreven en deze verschillen vaak per soort of per ecologische groep (Tabel 2.5). Daarnaast verschillen de hoeveelheid en biomassa van regenwormen in graslanden sterk in de ruimte en in de tijd, waardoor mogelijke effecten moeilijk te registreren zijn. In de studies die het effect van mestinjectie op regenwormen meenemen, is vaak geen expliciet onderscheid gemaakt tussen de bemestingsmethode (bovengronds versus injectie of zodenbemesting) en de mestsoort (bijvoorbeeld drijfmest versus ruwe stalmest). Hierdoor is het onmogelijk om eventuele effecten zonder meer aan een van de twee factoren toe te schrijven.

De studie van Van Vliet en De Goede (2006) is de enige bij de auteurs bekende studie die een duidelijk onderscheid maakt tussen toedieningsmethoden door dezelfde mestsoort op verschillende manieren toe te dienen zonder daarbij veel onbekende verstorende factoren toe te laten (Tabel 2.5), met name omdat in deze studie ook een behandeling werd meegenomen waarbij injectie gesimuleerd werd, maar de mest toch bovengronds werd toegediend. In deze studie verminderde bovengronds bemesten met drijfmest de wormenpopulatie tijdens een nat voorjaar en zodenbemesting verminderde de wormenpopulatie in een droge zomer. Een complicerende factor hierbij is dat het bodemleven zich op den duur aanpast aan een mestsoort en mogelijk de mesttoedieningstechniek (Van der Ploeg et al., 2007; Rashid et al., 2013), waardoor het vertrekpunt van de huidige mesttoedieningstechniek en de bemestingshistorie van een perceel mogelijk heel belangrijk kunnen zijn.

Al dan niet zodenbemesting had in het onderzoek van De Boer en Van Eekeren (2007) na negen weken geen effect op de aantallen wormen in de bovenste 20 cm van de bodem, maar in de wielsporen werd een lagere biomassa aan wormen aangetroffen. In een recente studie van Hoekstra et al. (2023a&b) werd een directe vergelijking gemaakt tussen drijfmest zodenbemesting versus sleepvoetbemesting (uitgevoerd met dezelfde machine en drijfmest). Daarnaast was er ook een behandeling waarin er wel injectiesnedes werden gemaakt, maar zonder drijfmestbemesting. In het relatief natte voorjaar van 2021 was er geen significant verschil in het aantal wormen en de wormbiomassa tussen zodenbemesting en sleepvoetbemesting. Wel was er in drie van de vier meetrondes een negatieve trend zichtbaar (niet significant, maar gemiddeld over alle rondes -6% minder wormen en -9% lagere biomassa) bij zodenbemesting ten opzichte van sleepvoetbemesting. Ook was er geen consistent effect van het snijden op regenwormen.

Tabel 2.5 *Samenvattend overzicht van de verschillende studies in relatie tot mesttoediening en effect op regenwormen (CDM, 2020b; Hoekstra et al., 2023).*

Studie	Mesttype	Toediening	Vergelijking methode mogelijk?	Meet-tijdstip	Effect gemeten	Opmerkingen
Kruk (1994)	Drijfmest	Bovengrond; zodenbemesting	Ja	Maart-april 1991	Geen significante effecten	Verstorende/ ontbrekende factoren, zoals verschillen in bemestingstijdstip, bemestingsgeschiedenis en ligging van de percelen.
Oosterveld (2006)	Drijfmest; vaste mest	Bovengronds; zodenbemes-ting; sleepvoet	Nee (alleen tussen zodenbemesting en sleepvoet)	Voorjaar 2002 en 2005	2002: geen effect op aantallen, negatief effect op biomassa; 2005: negatief effect op biomassa, geen effect op aantallen	Niet alle resultaten worden vermeld.
De Goede et al. (2003)	Drijfmest (met additieven)	Bovengronds; zodenbemesting	Ja	Zomer en herfst 2000	Zomer: negatief effect op één locatie; herfst: positief effect voor endogene soorten op beide locaties	
Van Vliet en De Goede (2006)	Drijfmest	Bovengronds; zodenbemesting	Ja	Voorjaar 2002 en zomer 2003	2002: negatieve effecten voor zodenbemesting zonder mest en voor bovengrondse aanwending; 2003: negatief effect voor zodenbemesting met mest	Ook gekeken naar het effect van injectiesneden zonder daadwerkelijke injectie van drijfmest. Wormenaantallen worden in de tijd vergeleken. Niet direct tussen behandelingen.
Onrust en Piersma (2019)	Injectie drijfmest; bovengronds vaste mest	Bovengronds; zodenbemesting	Nee	September-oktober 2013	Negatief effect zodenbemesting + drijfmest op detrivoren, geen effect op geophagen	Verstorende factoren, zoals verschillen in management en grondwaterniveau tussen behandelingen.
Hoekstra et al. (2023a)	Drijfmest	Sleepvoet, zodenbemesting	Ja	April-juli 2021	Geen significant effect zodenbemesting met mest op aantal en biomassa (trend negatief effect zodenbemesting in 3 van 4 rondes)	Geen consistent effect van injectiesneden zonder injectie van drijfmest.

Overige bodemorganismen

Er zijn een groot aantal soorten bacteriën en schimmels in een bodem aanwezig, waarvan de activiteit en populaties sterk kunnen variëren. De bacteriële biomassa en schimmelbiomassa zijn bodemindicatoren die gebruikt worden bij de beoordeling van de bodemkwaliteit (zie Tabel 2.4). Een beoordeling van de bodemkwaliteit op basis van de activiteit en populatie van bacteriën en schimmels is echter lastig. Naast positieve effecten op de bodem en gewas kunnen bacteriën en schimmels namelijk ook negatieve effecten veroorzaken, zoals emissies van lachgas en methaan en vorming van nitriet en andere schadelijke verbindingen (bv. uit afbraak van organische verontreinigingen). Ook kunnen bacteriën en schimmels leiden tot plantenziekten.

Drijfmest bevat stoffen die de activiteit en populatie van bacteriën en schimmels in de bodem beïnvloeden. Het gaat hierbij zowel om negatieve (bv. de remming door zware metalen) als positieve (bv. stimulatie door afbreekbare organische stof) effecten, die kortdurend (dagen tot weken) en langdurig kunnen zijn. Het is niet te verwachten dat op langere termijn de mesttoedieningstechniek leidt tot een verandering van de activiteit en/of populatie van bacteriën en schimmels. Op kortere termijn (vlak na toediening) kunnen mogelijk wel verschillen ontstaan tussen mesttoedieningstechnieken op de aanwezigheid en activiteit van micro-organismen, omdat de verdeling van mest in de bodem anders is. De samenstelling van mest heeft naar

verwachting een groter effect op micro-organismen dan de mesttoedieningstechniek. In een review van verschillende onderzoeken concludeerden Huijsmans et al. (2008) dat er geen eenduidig effect is van mesttoedieningstechniek op emelten, potwormen en nematoden.

Pathogenen in mest
In mest kunnen ziekteverwekkende bacteriën voorkomen, zoals E. Coli (Van Leuken et al., 2017). Het is onbekend of en in hoeverre verspreiding van pathogenen uit mest via het milieu bijdraagt aan het optreden van ziekte bij mensen in Nederland (Van Leuken et al., 2017).

Bij breedwerpig bovengrondse mesttoediening is het risico groter op direct contact van het gras met pathogenen dan bij sleepvoet- (op bodem tussen het gras) en zodenbemesting. Maaien van de graszode en beweiding door koeien vindt enkele weken na bemesting plaats. Onduidelijk is hoe groot het risico op aanwezigheid van pathogenen op het gras dan nog is (door neerslag, droogte en uv-licht bij bovengronds uitrijden) en of de door mest geraakte grasdelen wel worden gemaaid of begraasd. Ook is de vraag of besmetting van koeien met pathogenen via bemest grasland een risico is, aangezien een koe in de stal al direct in contact staat met mest.

De kans op overleving van pathogenen in mest als deze op of in de bodem zijn toegediend, is waarschijnlijk op termijn klein. In het onderzoek van Hodgson et al. (2016) werd vastgesteld dat E. colibacteriën en darmbacteriën (enterokokken) in mest langer in de bodem aanwezig bleven bij zodenbemesting dan bij oppervlakkige toediening. Dit verschil werd waarschijnlijk veroorzaakt door factoren zoals temperatuur, uv-licht en regenval.

2.7 Mestkwaliteit

Het onderzoeksproject is gericht op het effect van mesttoedieningstechniek op stikstofprocessen en mestkwaliteit. Boeren die mest breedwerpig bovengronds toedienen, hebben een relatief extensief management, bijvoorbeeld met meer extensief beheerd gras (stikstofarm en rijk aan celwanden), waardoor de mestsamenstelling mogelijk anders is dan die van de gangbare melkveehouderij. Het rantsoen heeft een sterk effect op de mestsamenstelling (o.a. Reijs, 2007; De Visser et al., 2005). Een rantsoen met een lager ruw eiwitgehalte wordt gezien als een belangrijke maatregel om de ammoniakemissie te verlagen (Migchels et al., 2025). De mestsamenstelling is ook van invloed op de stikstofprocessen en bodemkwaliteit. Daarom is er in het experimentele onderzoek, beschreven in de volgende hoofdstukken, ook aandacht besteed aan het effect van mestkwaliteit op stikstofprocessen en bodemkwaliteit in relatie tot mesttoedieningstechniek. De mestkwaliteit kan gedeeltelijk beoordeeld worden aan de hand van de chemische samenstelling. Hierbij zijn de volgende kenmerken van belang:

- Drogestofgehalte
- Nutriënten (N, P, K, Na, Mg)
- NH_4-N (ammoniakale stikstof; TAN)
- Totaal ammoniakale stikstof ten opzichte van totaal stikstof in de mest
- PH
- Organische stikstof ten opzichte van totale stikstof
- Organische stof in de mest
- C/N-ratio
- Afbreekbaarheid van organische stof in de mest
- Aanwezigheid van schadelijke verbindingen, zoals zware metalen, pesticiden en ander organische verbindingen.

De mestsamenstelling heeft de volgende effecten:

<u>Stikstofbenutting door grasland</u>. Naarmate de verhouding TAN/N-totaal toeneemt, zal de stikstofbenutting binnen het jaar van toediening hoger worden (behalve in jaren met een hoog verlies aan minerale N door gasvormige emissies of uitspoeling). De meerjarige stikstofwerking is hoger voor mest, die relatief veel organische stikstof bevat (lage TAN/N-totaal-verhouding).

Ammoniakemissie. Het risico op ammoniakemissie uit drijfmest neemt toe naarmate:
- de TAN/Ntotaal-verhouding toeneemt;
- de pH hoger is;
- het drogestofgehalte lager wordt;
- de C/N-verhouding lager wordt;
- de absolute concentratie aan TAN in de mest toeneemt.

TAN is de stikstof die gevoelig is voor emissie naar de atmosfeer. Ammonium wordt bij een hoge pH omgezet in ammoniak (neemt sterk toe boven pH 7; Freney et al. (1983). Naarmate het drogestofgehalte van een mest hoger is, zal de mest minder snel in de bodem kunnen dringen, waardoor het risico op ammoniakemissie toeneemt (Amberger, 1991).

Lachgas en denitrificatie. Het risico op denitrificatie en lachgasemissie neemt toe naarmate de mest uit meer minerale stikstof bestaat en naarmate de mest meer afbreekbare organische stof bevat. Gemakkelijk afbreekbare organische stof is de energiebron voor denitrificerende bacteriën. Vluchtige vetzuren zijn in het algemeen gemakkelijk afbreekbaar en kunnen de activiteit van denitrificerende bacteriën stimuleren (Paul en Beauchamp, 1989). Indien mest uit verbindingen bestaat die de biologische processen nitrificatie en denitrificatie remmen (bv. zware metalen of organische verbindingen), dan kan dit een effect hebben op de emissie van lachgas. Remming van nitrificatie en denitrificatie kan zowel tot een af- als toename van lachgasemissie leiden, afhankelijk van welk enzym in deze processen wordt geremd.

Nitraatuitspoeling. Het risico op nitraatuitspoeling is sterk afhankelijk van de gift (en het stikstofoverschot) en het tijdstip van toediening. De mestsamenstelling heeft een minder groot effect op nitraatuitspoeling dan op de emissies die vlak na toediening optreden: ammoniak en lachgas. Nitraatuitspoeling naar het grondwater treedt met name op vanaf oktober, wanneer de hoeveelheid neerslag hoger is dan de verdamping en er een neerwaarts transport optreedt. De minerale N (TAN) in mest wordt in de bodem in het groeiseizoen gemakkelijk omgezet in nitraat. Deze nitraat kan door het gras worden opgenomen, waardoor het risico op uitspoeling beperkt is. Naarmate de mest later in het seizoen wordt toegediend, zal het risico op uitspoeling toenemen. Een deel van de organische stikstof komt vrij als nitraat door mineralisatie en nitrificatie. Als dit laat in het najaar optreedt, in de periode met een lage stikstofopname door het gras (korte dagen), dan neemt het risico op uitspoeling toe. Een hoge C/N-verhouding van mest kan mogelijk leiden tot een lager risico op uitspoeling, omdat de koolstof kan leiden tot immobilisatie en denitrificatie van stikstof.

Afspoeling van stikstof en fosfaat. Het risico op afspoeling van stikstof en fosfaat neemt toe naarmate de mest een hoger gehalte aan droge stof heeft en daardoor minder snel in de bodem dringt. Het risico op fosfaatafspoeling wordt groter als de N/P-verhouding van de mest lager is en de mest op basis van stikstof wordt toegediend.

Bodemkwaliteit. Mestkwaliteit kan een effect hebben op het bodemleven. De hoeveelheid en activiteit van bodemleven kunnen toenemen naarmate mest meer organische stof bevat (Van Eekeren et al., 2009; Deru, 2021). De bemesting met twee verschillende drijfmestsoorten (laag en hoog C/N) op verschillende bemestingsniveaus leidde echter niet tot grote verschuivingen in de bodembiologische parameters in het onderzoek van De Boer et al. (2007). Mest kan ook indirect via het gewas een effect hebben op de biologische bodemkwaliteit. Hogere opbrengsten en biomassa kunnen via gewasresten (inclusief wortelresten) leiden tot een hogere aanvoer van organische stof naar de bodem, waardoor de biologische bodemkwaliteit kan worden verhoogd. De aanwezigheid van toxische stoffen in de mest, zoals zware metalen en restanten van pesticiden, hormonen en geneesmiddelen, kan een negatief effect hebben op de biologische en chemische bodemkwaliteit.

2.8 Belangrijkste kennisleemten

Op basis van deze literatuurstudie wordt geconcludeerd dat bij de volgende onderwerpen de belangrijkste kennisleemten bestaan.
- Stikstofverliezen door denitrificatie bij verschillende mesttoedieningstechnieken en mestkwaliteit.
- Effect van emissiearme mesttoediening op lachgasemissie ten opzichte van breedwerpig bovengrondse toediening en zodenbemesting.

- Effect van mesttoedieningstechniek en mestkwaliteit op het risico op nitraatuitspoeling naar grondwater.
- Effect van mesttoedieningstechniek en mestkwaliteit op het risico op oppervlakkige afspoeling van stikstof en fosfaat naar oppervlaktewater.
- Effect van mesttoedieningstechniek op bodemverdichting, met name in de ondergrond.
- Effect van mesttoedieningstechniek op risico op beschadiging van de zode en op vochtgehalte in de bovengrond.
- Effect van mesttoedieningstechniek en mestkwaliteit op vervluchtiging en afbraak (in de bodem en door zonlicht) van mogelijk aanwezige schadelijk stoffen in mest, zoals ammoniak, H_2S, vetzuren, zware metalen, hormonen, medicijnresten, pesticiden en cyanide.
- Effect van mesttoedieningstechnieken en mestkwaliteit op regenwormen, micro-organismen, pathogenen en andere bodemorganismen.
- Effect van management op mestkwaliteit.

Het onderzoek dat in de volgende hoofdstukken wordt beschreven, was gericht op kwantificering van de effecten van mesttoedieningstechnieken, in combinatie met mestsamenstelling op stikstofprocessen en -verliezen, grasopbrengst en -kwaliteit en bodemkwaliteit. Een meer gedetailleerde toelichting van de opzet wordt in de verschillende hoofdstukken gegeven.

2.9 Conclusies

De belangrijkste conclusies uit de literatuurstudie zijn:
- Emissiearme mesttoedieningstechnieken, zoals zodenbemesting, verminderen ammoniakemissie aanzienlijk ten opzichte van breedwerpige bovengrondse aanwending. De stikstofbenutting van emissiearm toegediende mest is hoger dan bij bovengrondse toediening, wat leidt tot hogere gewasopbrengsten.
- Zodenbemesting kan lokaal in de bodem leiden tot hoge minerale stikstofgehaltes en zuurstofarme omstandigheden, waardoor lachgasemissie kan toenemen.
- Mesttoedieningstechniek lijkt geen effect te hebben op nitraatuitspoeling in grasland; de hoogte van de minerale stikstofgift is de belangrijkste factor die uitspoeling bepaalt.
- Bodemverdichting door zware machines bij emissiearme technieken is een aandachtspunt, met name in de ondergrond van vooral zandgronden.
- Het insnijden van de bodem bij zodenbemesting kan leiden tot beschadiging van de zode, met name onder droge omstandigheden. Nederlands onderzoek laat bijna altijd zien dat emissiearme mesttoediening leidt tot een hogere opbrengst dan breedwerpig bovengrondse toediening. Het stikstofeffect op de opbrengst, door beperken van ammoniakemissie, is blijkbaar groter dan een schadelijk effect van insnijden. Dit sluit niet uit dat er geen perioden in het jaar zijn waarin wel opbrengstreductie door insnijden in de zode kan optreden.
- Mesttoedieningstechniek heeft waarschijnlijk geen invloed op effecten van mogelijk schadelijke stoffen in drijfmest, zoals H_2S, vetzuren, zware metalen, hormonen, medicijnresten, pesticiden en cyanide, op gewasgroei en bodemkwaliteit. Uv-licht kan de afbraak van bepaalde organische verbindingen in oppervlakkig toegediende mest versnellen. Er is geen studie gevonden waaruit blijkt dat fotodegradatie van potentieel schadelijk organische verbindingen in mest een positief effect heeft op biologische bodemkwaliteit.
- In één studie werd vastgesteld dat E. colibacteriën en darmbacteriën (enterokokken) in mest langer in de bodem aanwezig bleven bij zodenbemesting dan bij oppervlakkige mesttoediening.
- Er is geen eenduidig bewijs voor langdurig negatieve effecten van zodenbemesting op regenwormen en andere bodemorganismen.
- De samenstelling van mest beïnvloedt de stikstofbenutting door grasland, stikstofprocessen en emissies (ammoniak, lachgas, nitraat en denitrificatie), evenals de bodemkwaliteit. Boeren die mest bovengronds aanwenden, werken vaak extensief, waardoor hun mestkwaliteit kan afwijken van het gemiddelde. Daarom is het essentieel om bij onderzoek naar de effecten van mesttoedieningstechnieken ook de mestkwaliteit mee te nemen.

3 Langetermijneffect van bovengrondse bemesting en zodenbemesting: een veldonderzoek op veertig bedrijven

3.1 Inleiding

De meeste veldexperimenten die de effecten van zodenbemesting en bovengrondse drijfmesttoediening hebben onderzocht, richtten zich op de kortetermijneffecten (tot maximaal drie jaar). Echter, verschillen in de effecten van toedieningsmethode op bodemkwaliteit (o.a. bodemleven en -structuur) zijn mogelijk pas op de lange termijn zichtbaar. Om de langetermijneffecten van mesttoedieningstechniek op de bodem te onderzoeken, is een veldonderzoek op veertig bedrijven gedaan. In dit onderzoek is gekeken naar het integrale effect van de toedieningstechniek. Dit houdt in dat de effecten van machines, bedrijfsvoering en drijfmestsamenstelling allemaal een rol spelen in de meetresultaten.

3.2 Onderzoeksvragen en hypotheses

In dit onderzoek zijn de langetermijneffecten van bovengrondse mesttoediening vergeleken met zodenbemesting op veertig praktijkpercelen op veen- en zandgrond. Het onderzoek was gericht op de effecten van mesttoedieningstechniek op de chemische, fysische en biologische kwaliteit (regenwormen, nematoden, schimmels en microbiota) van de bodem. Daarnaast zijn belangrijke bedrijfskenmerken en mestkwaliteit die samenhangen met de keuze voor mesttoedieningstechniek in kaart gebracht. Voor het onderzoek waren de volgende hypotheses geformuleerd:

- Bedrijven met bovengrondse mesttoediening (BTT) zijn in het algemeen extensiever en voeren in de winter vaak eiwitarmer dan bedrijven die zodenbemesting (LET) toepassen, waardoor de geproduceerde drijfmest een lager stikstof- en ammoniakgehalte (TAN-gehalte) heeft op bedrijven met bovengrondse bemesting.
- De gehaltes aan stikstof en fosfaat in de bodem zijn door het verschil in mestkwaliteit lager op de bedrijven met bovengrondse bemesting dan op bedrijven met zodenbemesting.
- Er is minder verdichting van de bodem op de bedrijven met bovengrondse bemesting, omdat de machines waarmee mest wordt toegediend lichter zijn.
- Zodenbemesting reduceert de biomassa en abundantie van bodemfauna ten opzichte van bovengrondse toediening.

3.3 Onderzoeksopzet

3.3.1 Selectie van bedrijven en percelen

Er zijn twintig paren graslandpercelen (in totaal veertig percelen) geselecteerd. De gepaarde bedrijven lagen op minder dan 6 km afstand van elkaar om bodem en regionale verschillen zo veel mogelijk te beperken. De mest op het ene perceel werd bovengronds (BTT) uitgereden en op het andere perceel met een emissiearme mesttoedieningstechniek (LET). De percelen van één paar lagen op verschillende bedrijven, waardoor het management en mestsamenstelling ook verschilde. Er waren tien paren op veengrond (veen en klei-op-veen) en tien paren op zandgrond. De LET-bedrijven gebruikten zodenbemesting (verplicht op zandgrond) en in twee gevallen sleepvoetbemesting met verdunde mest op veen. Aanvullende selectiecriteria voor individuele percelen waren: 1) graslandleeftijd ouder dan 5 jaar, 2) drijfmest als hoofdbron van bemesting, 3) een laag aandeel klaver in de zode en 4) een per paar vergelijkbaar beweidings- en maaimanagement (gemengd of alleen maaien). De gepaarde bedrijven waren bij voorkeur beide ofwel biologisch ofwel gangbaar. Dit was echter niet altijd haalbaar, omdat bedrijven met BTT vaker biologisch waren. De locatie van de geselecteerde bedrijven is weergegeven in Figuur 3.1 en in Tabel 3.1 staat een overzicht met een aantal bedrijfs- en perceelskenmerken.

Figuur 3.1 *Locatie van de geselecteerde praktijkpercelen op veengrond (ronde symbolen) en zand (driehoek). Gepaarde bedrijven hebben dezelfde kleur en overlappen elkaar meestal op de kaart.*

Tabel 3.1 *Achtergrondinformatie (gemiddelde met standaarddeviatie tussen haakjes) van de veertig geselecteerde bedrijven op zand en veengrond met bovengrondse mesttoediening (BTT) en emissiearm (LET). Significante verschillen tussen de bedrijven door toedieningstechniek (TT) en bodemtype (BT) worden weergegeven met ** = P < 0,01; * = P < 0,05; . = P < 0,1 en ns = niet significant. – betekent dat er geen statistiek kan worden uitgevoerd voor de betreffende parameter.*

	Zand		Veen		P-waarde[1]		
	BTT	**LET**	**BTT**	**LET**	**TT**	**BT**	**TTxBT**
Aantal bedrijven	10	10	10	10	-	-	-
Aantal bedrijven met biologische bedrijfsvoering	8	4	6	1	-	-	-
Jaren bovengrondse bemesting (aantal jaren)	8 (8)		12 (11)		-	-	-
Intensiteit (kg melk / ha)	9470 (2161)	12059 (3906)	10648 (3496)	12688 (2382)	**	ns	ns
Kunstmest 2021 (kg N / ha)	14 (32)	73 (74)	16 (47)	87 (40)	**	ns	ns
Drijfmest 2021 (m^3 / ha)	28 (12)	46 (17)	46 (14)	47 (11)	.	**	.
Graslandleeftijd (jaren)	26 (13)	14 (9)	33 (16)	26 (18)	*	.	ns
Aandeel klaver (%)	6 (6)	5 (6)	3 (5)	0 (1)	ns	ns	ns
Bodem textuur:					ns		
Lutum (%)	5 (6)	4 (2)	27 (16)	27 (15)	ns	**	ns
Silt (%)	14 (6)	14 (5)	22 (5)	21 (7)	ns	**	ns
Zand (%)	75 (12)	76 (7)	25 (22)	28 (23)	ns	**	ns
Organische stof (%)	6,7 (2,1)	6,6 (2,7)	26,6 (9,1)	24,6 (9,8)	ns	**	ns

[1] TT= Toedieningstechniek, BT = Bodemtype, . P <0,1; * P < 0,05; ** P < 0,01; ns = niet significant.

De geselecteerde bedrijven met bovengrondse mesttoediening pasten deze methode gemiddeld acht (zand) en twaalf (veen) jaar toe (drie tot twintig jaar, waarbij drie jaar als minimum en twintig jaar als maximum is gesteld). De intensiteit (kg melk/ha) was gemiddeld lager op bedrijven met BTT dan LET. Van de 20 BTT-bedrijven waren er veertien biologisch ten opzichte van vijf biologische LET-bedrijven. De gemiddelde kunstmestgift in 2021 was lager voor BTT- dan LET-bedrijven, zowel op zand als op veen. De graslandleeftijd (jaren in gras) was gemiddeld hoger voor BTT dan LET. Het aandeel klaver in de percelen was laag en verschilde statistisch niet tussen toedieningstechnieken en grondsoort. De bodemtextuuranalyses kwamen gemiddeld genomen goed overeen met de verwachting op basis van het geselecteerde bodemtype: op de zandgronden was het gemiddelde aandeel lutum, zand en organische stof respectievelijk 4,4%, 75,4% en 6,7% op veen was dit respectievelijk 2,8%, 26% en 25%. Er waren geen significante verschillen tussen BTT- en LET-bedrijven in textuur en gehalte aan organische stof.

3.3.2 Metingen en analyses

De percelen zijn bemonsterd tussen 24 en 28 april 2022, na de eerste bemesting met rundveedrijfmest, maar vóór de eerste maaisnede. Dit moment van bemonstering is gekozen om ook de kortetermijneffecten van de mesttoedieningstechniek mee te nemen. Het gemiddelde aantal dagen tussen bemonstering en de voorgaande drijfmestbemesting was 18 en 32 voor BTT en LET op veen en 13 en 28 voor BTT en LET op zand. Het aantal dagen tussen bemesting en meting was significant hoger bij LET dan bij BTT ($P < 0,001$). Op ieder graslandperceel werd een vierkant proefvlak van 5 × 5 m uitgezet voor de bodembemonstering. Per proefvlak werd een bulkmonster samengesteld uit negentig willekeurig genomen grondboringen (0-10 cm diepte, Ø 2,3 cm). Het samengestelde monster werd gezeefd over een 1 cm maaswijdte om plantenresten te verwijderen, vervolgens gehomogeniseerd en veldvochtig bewaard bij 4°C tot de analyse. Uit dit monster werden deelmonsters genomen voor de fysische en chemische analyses, alsook voor de analyse van nematoden en micro-organismen.

Chemische bodemanalyses
De deelmonsters voor chemische analyse zijn vóór de analyse gedroogd in een droogstoof bij 40°C. Vervolgens zijn de volgende parameters bepaald door Eurofins Agro volgens het zogenaamde Basispakket klassiek (Wageningen, Nederland): zuurgraad (pH-KCl), organischestofgehalte (OS), totaalkoolstof (C-totaal), totaalstikstof (N-totaal), totaalfosfaat (P-totaal), bodemvoorraad fosfaat (P-AL) en plantbeschikbaar fosfaat (P-PAE). Daarnaast werden de beschikbare gehaltes aan kalium (K), magnesium (Mg) en zwavel (S) bepaald met een 0,01 M $CaCl_2$-extractie.

Fysische bodemanalyses
De bulkdichtheid en het vochtgehalte van de bodem zijn bepaald in de 5-10 cm bodemlaag, met behulp van drie ongestoorde ringmonsters van elk 100 cm^3 per proefvlak (Eijkelkamp, Giesbeek, Nederland). De indringingsweerstand van de bodem is gemeten met een elektronische penetrometer (Eijkelkamp, Giesbeek, Nederland) met een kegeloppervlak van 1 cm^2 (voor zandgronden) of 2 cm^2 (voor veengronden) en een tophoek van 60°. De kegelweerstand werd per centimeter bodemdiepte geregistreerd en uitgedrukt als het gemiddelde van tien metingen per proefvlak voor de bodemlagen 0-10, 10-20, 20-30 en 30-60 cm. Daarnaast werd een visuele bodembeoordeling uitgevoerd in twee profielkuilen naast het proefvlak, gebaseerd op Koopmans & Brands (2002). Deze beoordeling werd gedaan voor twee bodemlagen: 0-25 cm en 25-50 cm. De beoordeling omvatte visuele observaties van bodemstructuurelementen (kruimels, afgeronde en scherphoekige blokstructuren), de diepte van de donkere laag en de aanwezigheid van een storende of verdichte laag. Tijdens deze visuele beoordeling werd ook een score toegekend aan wortelontwikkeling (schaal 1-10, waarbij 1 = geen wortels en 10 = bovengemiddelde wortelgroei), het percentage jonge wortels en de activiteit van het bodemleven (schaal 1-10, waarbij 1 = laag en 10 = hoog).

Biologische bodemkenmerken
Voor de bepaling van regenwormparameters werden twee bodemblokken van 20 × 20 × 20 cm per proefvlak bemonsterd. De blokken werden naar het laboratorium gebracht, waar de regenwormen handmatig gesorteerd, geteld, gewogen en gefixeerd werden in 70% ethanol vóór identificatie. Het aantal en de biomassa werden uitgedrukt per vierkante meter. Volwassen wormen werden tot op soort geïdentificeerd, met een onderscheid tussen strooisel-bewonende, bodem-bewonende en pendelende regenwormen (Bouche, 1996).

Vrij levende nematoden werden geëxtraheerd uit een deelmonster van 200 g veldvochtige bodem met behulp van de Oostenbrink-elutriator (Oostenbrink, 1960). Het totale aantal nematoden werd geteld en uitgedrukt per 100 g verse bodem. De nematoden werden gefixeerd in heet formaldehyde (4%). Ten minste 150 willekeurig geselecteerde nematoden per monster werden geïdentificeerd tot op geslacht en, indien mogelijk, tot op soort. Nematodengeslachten en -soorten werden toegewezen aan functionele groepen met behulp van de online Nematode Indicator Joint Analysis (NINJA) tool (Sieriebriennikov et al., 2014), volgens Yeates et al. (1993) en Bongers (1988).

De biomassa van bacteriën, schimmels, protozoa en actinomyceten werd bepaald door Eurofins (Wageningen, Nederland) via PLFA-analyse. PLFA's zijn de belangrijkste lipiden in celmembranen van levende organismen. Voor de extractie werd 4 g veldvochtige bodem gebruikt. De PLFA's werden gescheiden met een Trace 1300 gaschromatograaf en geanalyseerd met een TSQ 8000 massaspectrometer. Een

Eurofins-databank en interne standaarden werden toegepast om voor verschuivingen in retentietijd te corrigeren. De analyse werd uitgevoerd volgens NPR-CEN-ISO/TS 29843-1 en ISO/TS 29843-2:2021. PLFA 10Me-16:0, 10Me-17:0, 10Me-18:0, 12Me-18:0, i15:0, ai15:0, i16:0, ai16:0, 16:1ω7c, 17:1w8c, i17:0, i17:0ω7c, ai17:0, cy17:0, 18:1ω7c, 18:1ω9t, 18:1ω12t, cy19:0ω7c en cy19:0ω9c waren markers voor bacteriën, en PLFA 18:2ω6 was een marker voor saprofytische schimmels. PLFA 10Me16:0, 10Me17:0 en 10Me18:0 zijn gebruikt als markers voor actinomyceten, en PLFA 20:4ω6c voor protozoen.

Daarnaast zijn op alle percelen bodemmonsters genomen op 0-15 cm en 40-50 cm en geanalyseerd volgens de Vanhoof-test. Dit is een eigen meetmethode van Peter Vanhoof om het functionele bodemleven in beeld te brengen onder gecontroleerde omstandigheden gebaseerd op de Rusch-test (Rusch, 1968, zie ook *https://www.organic-forest.org/bodemvruchtbaarheid* voor verdere uitleg).

De verse bodemmonsters werden gezeefd en vervolgens opgelost in 75 ml water bij kamertemperatuur. Er werden twee oplossingen gemaakt van de bodemmonsters van 0-15 cm (bovengrond) en een van het bodemmonster van 40-50 cm (ondergrond). Voor het meten van de pH, EC en Eh werd de Consort C3050-multimeter gebruikt. De pH-electrode van Consort is de SP10B en werd geijkt met een pH 7- en pH 4-ijkoplossing. De EC-electrode van Consort SK27B werd geijkt met een 0,01 M KCl- en 0,10 M KCl-ijkoplossing (1,41 en 12,88 mS/cm). De Eh-electrode van Consort SO50 werd geijkt met een 124 mV-ijkoplossing. Het ijken gebeurde volgens het ijkprotocol van het meettoestel. De eerste metingen aan de bodemoplossingen werden twee uur na het maken van de oplossing gedaan. Tijdens de metingen werd de oplossing geroerd met een gewone magneetroerder op een zo laag mogelijk toerental.

Twee uur na het maken van de oplossingen is aan een van de twee bodemoplossingen van de bovengrond en de oplossing met de ondergrond een capsule met halve gram van een mengsel van enkelvoudige suikers toegevoegd. Deze suikers zijn een imitatie van wortelexudaten en bedoeld om te testen of bodemorganismen actief worden bij een beschikbaarheid van enkelvoudige suikers (bovengrond met suikers, bovengrond zonder suiker en ondergrond met suiker). Na de eerste meting gingen de drie potjes in een voorverwarmde broedstoof – met ingestelde temperatuur op 27°C ± 0,5°C graden – gedurende een periode van 22 uur. Na de incubatieperiode werden de potjes na 22 uur ± 10 minuten uit de broedstoof genomen, dus 24 uur na het maken van de bodemoplossingen. Er werd niet geschud, maar een halve minuut zo langzaam mogelijk geroerd (net genoeg om de bodemoplossing in beweging te houden zonder bezinklaag) op de magneetroerder vooraleer de meting begon. In het algemeen is de pH snel stabiel. De Eh kan tot 10 minuten blijven dalen, met name in de oplossing met toegevoegde suiker. Tijdens de Eh-meting daalt de meetwaarde, om na een tijdje terug te gaan stijgen (door oxidatie van het monster). De laagste waarde wordt genoteerd. Soms daalt de Eh erg langzaam, in dat geval wordt de waarde na 10 minuten genoteerd.

Vervolgens wordt vanuit de pH en Eh de rH_2 berekend (Prof. Joseph Orszagh, Universiteit Mons (B), 2010), de rH_2 is een logaritmische maat voor de partiële zuurstofdruk in een milieu:

$$rH_2 = \frac{2FE.10^{-3}}{R(t+273)\ln 10} + 2pH$$

daarbij is:
F = constante van Faraday = 96500 C/eq
E' = de ORP waarde in mV ten opzichte van een referentievloeistof Ag/AgCl
(bij de door ons gebruikte redoxelectrode is E = E' + 223,9 mV)
R = de gasconstante = 8,314 J/(mol.°K)
t = temperatuur in °C.
pH = pH-H2O
ln10= 2,3026

Zo worden drie meetwaarden verkregen, die het bodemmilieu beschrijven: pH-H2O, Eh, EC en daaruit twee berekende waarden rH_2 en TDS in kg/ha. Op basis van deze milieuparameters kan bepaald worden in welke toestand de boven- en ondergrond zijn (zuur – basisch, hoge – lage partiele zuurstofdruk, hoge – lage zoutconcentratie of osmotische druk).

Drijfmestanalyse
Drijfmestmonsters uit de winteropslag van de veertig melkveebedrijven werden verzameld in het vroege voorjaar van 2022. Na homogenisering werd een deel van elk monster opgestuurd naar een commercieel laboratorium voor routineanalyses (Agrarisch Laboratorium Noord Nederland; https://www.alnn.nl/en/), waar de monsters werden behandeld en geanalyseerd volgens de Nederlandse standaardprotocollen voor mestanalyse (NEN7430; NEN7432; NEN7433; NEN7434; NEN7435). Hierbij werden gehaltes van DS, ruw as, organische stof, totaal N, TAN, fosfor, kalium, natrium, magnesium, zwavel en pH bepaald.

Daarnaast werd uit de drijfmest het ammoniakemissiepotentieel (AEP) gemeten. Dit is bepaald door het vaststellen van de ammoniakconcentratie (in ppm) na een incubatie van 31 minuten. Hierbij wordt een vers mestmonster van 400 g en een oppervlak van 154 cm^2 blootgesteld aan een luchtstroom met een debiet van 30 L uur^{-1} met een relatieve luchtvochtigheid van 40-50%. De NH_3-concentratie wordt gemeten met een meetsysteem van de Interessengemeinschaft Gesunde Gulle uit Duitsland (De Jong et al., 2025).

3.3.3 Statistische analyse

De verzamelde gegevens zijn geanalyseerd om de effecten van toedieningstechniek en bodemtype op de gemeten factoren te onderzoeken. Hiervoor is een ANOVA-test uitgevoerd:

$$y = Toedieningstechniek * Bodemtype + Paar + \epsilon$$

Hierin zijn de toedieningstechniek, het bodemtype en de interactie daartussen als vast effect meegenomen. Paar is als willekeurig effect meegenomen en ϵ als foutterm.
Wanneer de parameters geen normaal verdeelde residuen hadden, is er een worteltransformatie toegepast. Wanneer deze weer geen normaal verdeelde residuen opleverde, is de parameter met een non-parametrische test geanalyseerd.
Om het verschil in effect van BTT en LET op bodemchemische, -fysische en -biologische parameters te beschrijven, is de log-responsverhouding (LRR) uitgerekend voor elk paar:

$$LRR = ln\left(\frac{BAT}{LET}\right)$$

Waarbij een getal onder 0 aangeeft dat de parameter hoger is bij LET en een getal boven 0 aangeeft dat de parameter hoger is voor BTT. Op deze manier kunnen de sterktes van de effecten op verschillende parameters (met verschillende eenheden) beter met elkaar vergeleken worden. Omdat de LRR niet met nullen kan rekenen, zijn nullen in de dataset vervangen door 0,1*de minimale waarde die niet 0 was van de betreffende parameter (Smith, 2018).

3.4 Resultaten en discussie

3.4.1 Drijfmestsamenstelling en bemesting

Gemiddeld genomen was het N-totaalgehalte van de drijfmest 16% lager (significant) en de ammoniakale stikstof (TAN) 12% lager (trend) voor BTT-bedrijven dan voor LET-bedrijven. Ook het ammoniakemissiepotentieel (AEP) was lager bij BTT dan bij LET-bedrijven: 20% op zand en 27% op veen. De NH_3 - emissie gemeten in de incubatiestudie die in Hoofdstuk 4 wordt beschreven, was ook lager bij BTT- dan bij LET-bedrijven (maar niet statistisch significant). De correlatie tussen het AEP en de NH_3-emissie uit de laboratoriummeting (hoofdstuk 4) was hoog, R^2 = 0,67 (Bijlage 1).

Het organischestofgehalte in de drijfmest was vergelijkbaar voor BTT- en LET-bedrijven en de C:N-ratio was gemiddeld 17% hoger voor BTT. Dit reflecteert de minder intensieve (vaak biologische) bedrijfsvoering op bedrijven met bovengrondse mesttoediening, ook gerelateerd aan de eisen die worden gesteld voor het verkrijgen van ontheffing voor bovengrondse drijfmestaanwending. Er waren geen statistisch significante verschillen tussen mesttoedieningstechnieken en grondsoorten bij de andere analyses van mestsamenstelling.

Naast de verschillen in de samenstelling van de drijfmest, verschilde ook de hoeveelheid stikstof- en de fosfaatgift uit drijfmest significant tussen de twee toedieningstechnieken. Op zand lagen de bemestingsniveaus voor stikstof en fosfaat zo'n 40% lager bij BTT-bedrijven, op veen lag de stikstofgift 23% lager en de fosfaatgift 4% lager bij BTT-bedrijven. Vergelijkbare patronen waren zichtbaar voor de hoeveelheid bemesting van kali en organische stof, maar deze waren niet significant.

Tabel 3.2 *Drijfmestsamenstelling in het voorjaar van 2022 voor de BTT- en LET-bedrijven op zand en veen (n=10 per bodemtype-toedieningstechniek combinatie, standaarddeviatie tussen haakjes) en het percentuele verschil tussen BTT en LET[1] per bodemtype (vetgedrukt indien het gemiddelde verschil over beide bodemtypes statistisch significant is). Significante effecten van toedieningstechniek (TT) en bodemtype (BT) worden weergegeven met ** = P < 0,01; * = P < 0,05; . = P < 0,1 en ns = niet significant.*

	Zand			**Veen**			**P-waarde***		
	BTT	**LET**	**%[1]**	**BTT**	**LET**	**%[1]**	**TT**	**BT**	**TTxBT**
Droge stof (g/kg)	85 (21)	79 (17)	7,6	77 (17)	78 (18)	-1,3	ns	ns	ns
N-totaal (g/kg)	2,9 (0,55)	3,2 (0,74)	-9,4	2,6 (0,74)	3,4 (0,73)	-24	**	ns	ns
N-organisch (g/kg)	1,4 (0,58)	1,7 (0,51)	-18	1,3 (0,50)	1,7 (0,41)	-24	**	ns	ns
TAN (g/kg)	1,5 (0,41)	1,5 (0,33)	0	1,3 (0,25)	1,7 (0,34)	-24	.	ns	ns
TAN[3] (% N-totaal)	52 (15)	49 (6)	6,1	53 (11)	49 (2)	8,2	ns	ns	ns
Organische stof (g/kg)	59 (14)	57 (9)	3,5	56 (10)	59 (16)	-5,1	ns	ns	ns
C:N-ratio	10,3 (2,13)	9,5 (2,89)	8,4	11,1 (1,94)	8,8 (2,13)	26	*	ns	ns
pH	7,2 (0,15)	7,3 (0,17)	-1,4	7,2 (0,10)	7,3 (0,16)	1,4	ns	ns	ns
P_2O_5 (g/kg)	1,4 (0,34)	1,4 (0,15)	0	1,3 (0,27)	1,3 (0,38)	0	ns	ns	ns
K_2O (g/kg)	5,5 (0,90)	5,4 (1,61)	1,9	5,0 (1,51)	5,3 (1,05)	-5,7	ns	ns	ns
Drijfmest stikstofgift (kg/ha)[2]	80 (31)	142 (52)	-44	125 (59)	163 (59)	-23	**	.	ns
Drijfmest P_2O_5 gift (kg/ha)[2]	37,8 (17,0)	63,5 (24,5)	-41	60,1 (25,7)	62,5 (23,2)	-3,8	*	ns	.
Drijfmest K_2O gift (kg/ha)[2]	154 (76)	232 (45)	-34	238 (112)	249 (82)	-4,4	.	.	ns
Drijfmest OS gift (kg/ha)[2]	1706 (833)	2581 (823)	-34	2615 (1028)	2775 (1089)	-5,8	.	.	ns
AEP[3] (ppm NH_3)	41,8 (8,2)	52,1 (20,1)	-20	41,0 (9,8)	56,3 (12,3)	-27	**	ns	ns
NH_3-emissie in incubatiestudie (hoofdstuk 4) mg N/m²/uur	3,32 (0,97)	4,14 (2,53)	-20	2,52 (0,88)	3,81 (0,97)	-21	.	ns	ns

[1] Percentuele verschil berekend als (BTT-LET)/LET x 100%.

[2] Berekend o.b.v. drijfmestgift in 2021 (Tabel 3.1) en gehaltes van voorjaar 2022.

[3] Ammoniakemissie potentieel.

3.4.2 Bodemchemische parameters

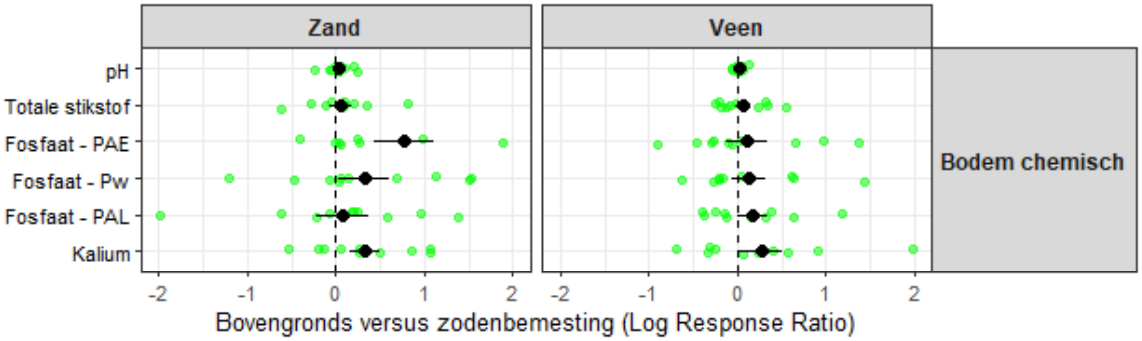
Gemiddelde waarden voor de onderzochte bodemchemische parameters voor BTT- en LET-percelen op zand en veen zijn te vinden in Tabel 3.3. In Figuur 3.2 wordt het verschil tussen BTT en LET weergegeven in de vorm van de log-responsratio, waarbij waarden < 0 aangeven dat de betreffende parameter lager was voor BTT dan voor LET, en waarden groter dan 0 een positief effect van BTT ten opzichte van LET weergeven.

Er waren nauwelijks verschillen in de bodemchemische samenstelling tussen BTT- en LET-percelen. Alleen was er een trend voor een hogere fosfaat- en kalitoestand op BTT- ten opzichte van LET-percelen, met name voor plantbeschikbare fosfaat (P-PAE) (P<0,1) op de zandbedrijven. Dit zou te maken kunnen hebben met de latere bemesting op BTT-percelen en/of de gemiddeld lagere stikstofgift op de BTT-percelen in combinatie met hogere ammoniakemissie, waardoor de verwachte gewasgroei lager is (in de geselecteerde percelen, waarin zeer beperkt klaver aanwezig was). Dit resulteert in een lagere fosfor- en kaliumopname door het gewas, terwijl de fosfaat en kali wel is bemest, waardoor er netto meer in de bodem overblijft. Op de veenpercelen kan dit effect gedeeltelijk zijn gecompenseerd door de hogere NLV op zowel de BTT- en LET-percelen, waardoor de productie en fosfaat- en kali-opname hoger is dan verwacht op basis van enkel bemesting.

Tabel 3.3 *Bodemchemische parameters voor de BTT- en LET-bedrijven op zand en veen (n=10 per bodemtype-toedieningstechniek combinatie, standaarddeviatie tussen haakjes) en het percentuele verschil tussen BTT en LET[1] per bodemtype (vetgedrukt indien het gemiddelde verschil over beide bodemtypes statistisch significant is). Significante effecten van toedieningstechniek (TT) en bodemtype (BT) worden weergegeven met ** = P < 0,01; * = P < 0,05; . = P < 0,1 en ns = niet significant.*

	Zand			Veen			P-waarde*		
	BTT	**LET**	**%**	**BTT**	**LET**	**%**	**TT**	**BT**	**TTxBT**
pH	5,6 (0,22)	5,4 (0,55)	3,7	5,4 (0,32)	5,3 (0,30)	1,9	ns	ns	ns
Totale stikstof (mg N/kg)	3322 (1063)	3177 (1182)	4,6	13903 (5205)	13326 (5407)	4,3	ns	**	ns
Organische stof (%)	6,7 (2,1)	6,6 (2,7)	1,5	26,6 (9,1)	24,6 (9,8)	8,1	ns	**	ns
Fosfaat – PAE (mg P/kg)	3,07 (2,34)	1,40 (1,01)	119	1,57 (1,14)	1,83 (2,43)	-14	.	ns	ns
Fosfaat – Pw (mg P_2O_5/l)	43,7 (22,5)	31,3 (21,2)	40	21,0 (12,3)	21,5 (22,6)	-2,3	ns	*	ns
Fosfaat – PAL (mg P_2O_5/100 g)	43,0 (20,3)	38,5 (26,1)	12	39,9 (21,1)	36,6 (31,1)	9,0	ns	ns	ns
Kalium (mg K/kg)	196 (117)	140 (79)	40	225 (134)	202 (168)	11	ns	ns	ns

[1] Percentuele verschil berekend als (BTT-LET)/LET x 100%.



Figuur 3.2 *Visualisatie van de verschillen in bodemchemische parameters tussen BTT- en LET-percelen. De verschillen zijn in beeld gebracht door middel van de ln-transformatie van de respons-ratio (BTT / LET), de zogenaamde log-respons ratio (LRR). De gekleurde punten geven de respons voor alle gepaarde percelen, de zwarte stip is de gemiddelde respons van de tien paren per bodemtype en de zwarte lijn de standaardfout. Negatieve waarden geven aan dat de betreffende parameter lager was voor BTT ten opzichte van LET, positieve waarden geven een positief effect van BTT ten opzichte van LET weer. De verschillen tussen BTT en LET waren niet statistisch significant (P > 0,05) voor de bodemchemische parameters.*

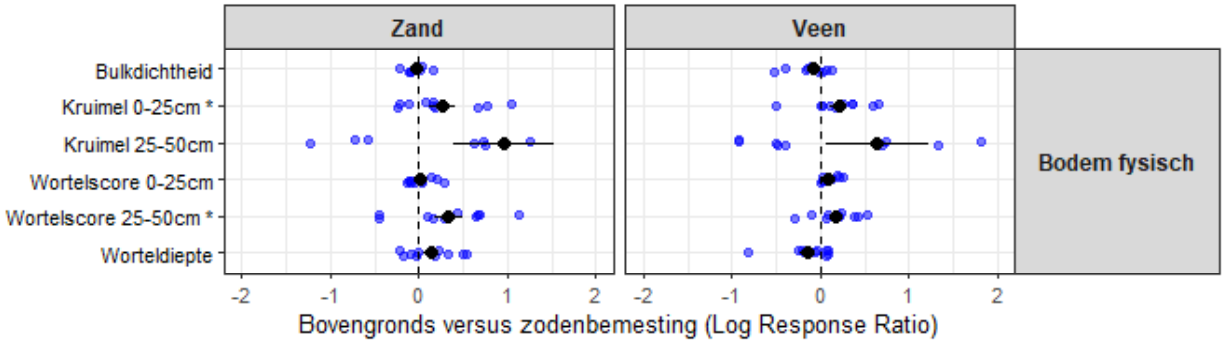
3.4.3 Bodemfysische parameters

Er waren significante verschillen tussen BTT- en LET-percelen op de onderzochte parameters voor fysische eigenschappen van de bodem (Tabel 3.4 en Figuur 3.3). Het percentage kruimel in de bovenlaag (0-25 cm) was op beide grondsoorten significant hoger bij BTT dan bij LET. Ook in de onderlaag (25-50 cm) had BTT gemiddeld genomen een positief effect op het aandeel kruimel, maar het verschil was niet significant. Het hogere percentage kruimel (positief voor bodemstructuur) bij BTT in de onderlaag sluit wel aan bij het significant lagere aandeel scherphoekige bodemdelen (negatief voor bodemstructuur) bij BTT dan bij LET. Het waargenomen hoger percentage kruimel en/of lager percentage scherp-blokkige elementen in de bodem is een indicator voor een goede bodemstructuur en veelal gerelateerd aan een lagere verdichting (lage bulkdichtheid), een goede beworteling en een goede waterdoorlatendheid van de bodem. Dit is een mogelijk gevolg van een lager (trek)gewicht van de gebruikte machines op BTT-percelen. Er was echter geen significant verschil in de bulkdichtheid (Figuur 3.3) en de indringingsweerstand in de boven- of ondergrond (niet weergegeven). Wel was in de onderlaag (25-50 cm) de wortelscore significant hoger voor BTT dan voor LET, en in de bovenlaag (0-25 cm) een positieve trend. De hogere wortelscore bij BTT is mogelijk gerelateerd aan de betere bodemstructuur, maar kan ook komen door de lagere beschikbare stikstofbemesting, waardoor planten meer wortels vormen om de beschikbare stikstof te benutten (De Boer et al., 2016).

Tabel 3.4 *Bodemfysische parameters voor de BTT- en LET-bedrijven op zand en veen (n=10 per bodemtype-toedieningstechniekcombinatie, standaarddeviatie tussen haakjes en het percentuele verschil tussen BTT en LET[1] per bodemtype (vetgedrukt indien het gemiddelde verschil over beide bodemtypes statistisch significant is). Significante effecten van toedieningstechniek (TT) en bodemtype (BT) worden weergegeven met ** = P < 0,01; * = P < 0,05; . = P < 0,1 en ns = niet significant.*

	Zand			**Veen**			**P-waarde***		
	BTT	**LET**	**%**	**BTT**	**LET**	**%**	**TT**	**BT**	**TTxBT**
Bulkdichtheid (g/cm³)	1,20 (0,11)	1,23 (0,14)	-2,4	0,62 (0,11)	0,70 (0,20)	-11	.	**	ns
Kruimel 0-25 cm (%)	38,8 (16,3)	29,8 (13,1)	30	55,8 (14,8)	46,5 (15,2)	20	*	**	ns
Kruimel 25-50 cm (%)	9,2 (8,7)	9,0 (15,3)	2,2	33,8 (19,0)	28,0 (21,4)	21	ns	**	ns
Scherpblokkig 0-25 cm (%)	30,8 (17,8)	40,2 (19,2)	-23	12,8 (9,6)	15,8 (18,2)	-19	ns	**	ns
Scherpblokkig 25-50 cm (%)	60,0 (23,1)	68,7 (28,1)	-13	14,0 (14,3)	23,5 (13,1)	-40	*	**	ns
Wortelscore 0-25 cm (%)	7,2 (0,75)	7,1 (0,88)	1,4	7,3 (0,70)	6,7 (0,94)	9,0	.	ns	ns
Wortelscore 25-50 cm (%)	3,79 (1,15)	3,08 (1,77)	23	3,48 (1,05)	2,85 (0,50)	22	*	ns	ns
Worteldiepte (cm)	56,5 (13,7)	50,1 (14,9)	13	57,5 (15,5)	64,5 (9,0)	-11	ns	ns	*

[1] Percentuele verschil berekend als (BTT-LET)/LET x 100%.



Figuur 3.3 *Visualisatie van de verschillen in bodemfysische parameters tussen BTT- en LET-percelen. De verschillen werden in beeld gebracht door middel van de ln-transformatie van de respons-ratio (BTT / LET), de zogenaamde log-responsratio (LRR). De gekleurde punten geven de respons voor alle gepaarde percelen, de zwarte stip is de gemiddelde respons van de 10 paren per bodemtype en de zwarte lijn de standaardfout. Negatieve waarden geven aan dat de betreffende parameter lager was voor BTT ten opzichte van LET, positieve waarden geven een positief effect van BTT ten opzichte van LET weer. Parameters waarvoor het verschil tussen BTT en LET statistisch significant is (LRR <0 of > 0), zijn gemarkeerd met * achter de parameternaam. De verdeling van waarden voor scherphoekige bodemdelen bleek niet geschikt voor het berekenen van de logresponsverhouding, dus deze parameter kon niet worden opgenomen in deze figuur.*

3.4.4 Bodembiologische parameters

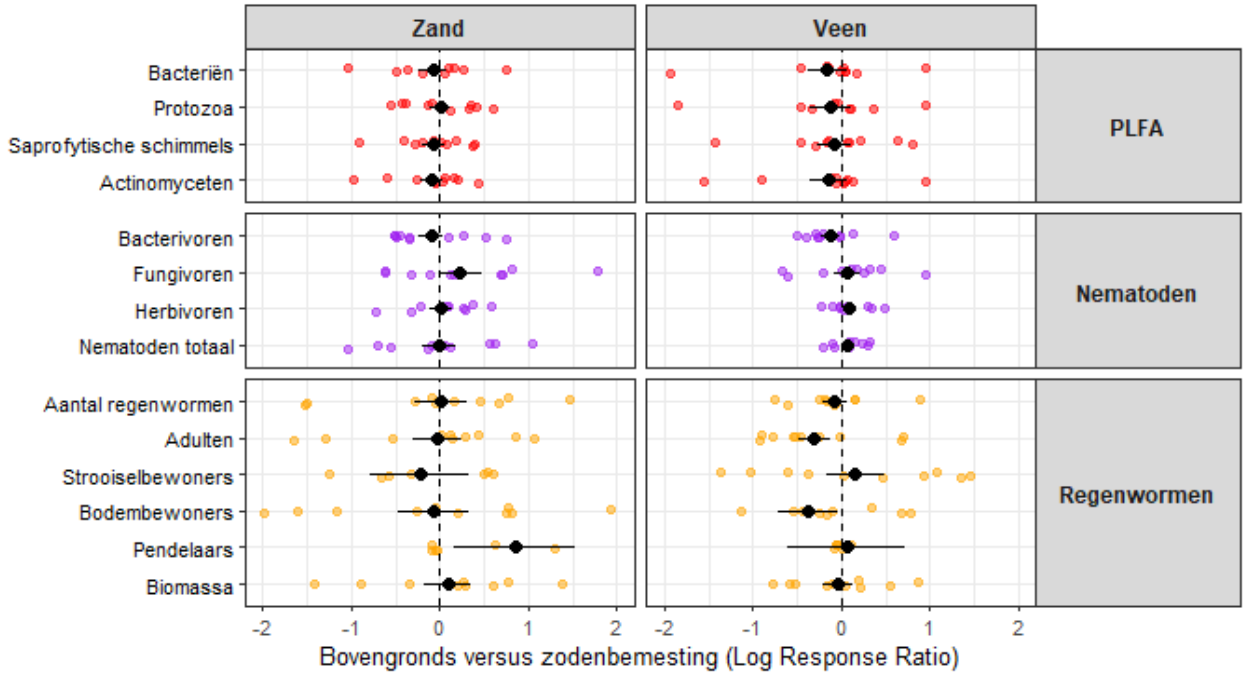
Op beide grondsoorten zijn er geen significante verschillen in de onderzochte parameters voor bodembiologie gevonden tussen BTT- en LET-percelen (Tabel 3.5 en Figuur 3.4). We hadden verwacht dat er tussen BTT en LET grotere verschillen zouden zitten door de verstoring van de bodem bij zodenbemesting, zoals meer saprofytische schimmels, schimmeletende nematoden en meer (strooiselbewonende) regenwormen bij BTT dan LET. Dit was niet het geval. Resultaten van deze bodembiologische parameters sluiten aan op recent onderzoek op zandgrond in de Achterhoek waarin de bodembiologische verschillen tussen intensief gebruikt grasland en onbemest extensief kruidenrijk grasland zijn vergeleken (Van Eekeren et al., 2025). Hier lijkt de leeftijd van het grasland een dominanter effect op de bodembiologie te hebben dan bemesting. De percelen in onderliggend onderzoek hadden minimaal een leeftijd van meer dan vijf jaar en gemiddeld veel hoger, waardoor deze al langer niet verstoord zijn (zie Tabel 3.1). Hoewel er weinig significante effecten waren van de toedieningstechniek, waren er wel duidelijke verschillen tussen de twee grondsoorten. Bij de percelen op veen werden significant meer bacteriën, protozoa, schimmels en actinomyceten gevonden dan op zand. Dit is gerelateerd aan het hogere organischestofgehalte en de hogere nutriëntenconcentraties op veen ten opzichte van zand.

Tabel 3.5 *Bodembiologische parameters voor de BTT- en LET-bedrijven op zand en veen (n=10 per bodemtype-toedieningstechniekcombinatie, standaarddeviatie tussen haakjes) en het percentuele verschil tussen BTT en LET er bodemtype[1] (vetgedrukt indien het gemiddelde verschil over beide bodemtypes statistisch significant is). Significante effecten van toedieningstechniek (TT) en bodemtype (BT) worden weergegeven met ** = P < 0,01; * = P < 0,05; . = P < 0,1 en ns = niet significant.*

	Zand			**Veen**			**P-waarde***		
	BTT	**LET**	**%**	**BTT**	**LET**	**%**	**TT**	**BT**	**TTxBT**
PLFA									
Bacteriën (µg PLFA/g grond)	35 (17)	39 (19)	-10	111 (38)	124 (35)	-10	ns	**	ns
Protozoa (µg PLFA/g grond)	0,38 (0,14)	0,39 (0,15)	-2,6	0,82 (0,41)	0,90 (0,38)	-8,9	ns	**	ns
Saprofytische schimmels (µg PLFA/g grond)	0,94 (0,38)	1,04 (0,52)	-10	2,23 (1,18)	2,52 (1,41)	-12	ns	**	ns
Actinomyceten (µg PLFA/g grond)	4,3 (1,5)	4,8 (2,2)	-10	12,2 (4,5)	14,1 (4,7)	-13	ns	**	ns
Nematoden									
Nematoden total (n/100g)	3628 (1672)	3488 (1075)	4,0	2662 (624)	2448 (462)	8,7	ns	**	ns
Bacterivoren (%)	42,7 (17,9)	44,9 (11,1)	-4,9	29,3 (6,8)	33,5 (8,6)	-13	ns	**	ns
Fungivoren (%)	5,4 (2,9)	4,2 (1,9)	29	8,6 (2,7)	8,7 (4,0)	-1,1	ns	**	ns
Herbivoren (%)	41,9 (15,5)	40,0 (10,1)	4,8	48,6 (8,7)	44,6 (5,8)	9,0	ns	ns	ns
Regenwormen									
Regenwormen (n/m^2)	529 (348)	500 (308)	5,8	808 (548)	850 (470)	-4,9	ns	.	ns
Adulten (n/m^2)	139 (82)	131 (56,3)	6,1	220 (135)	324 (212)	-32	.	*	*
Strooiselbewoners (n/m^2)	98 (84)	82 (52,4)	20	154 (87)	160 (128)	-3,8	ns	*	ns
Bodembewoners (n/m^2)	366 (304)	354 (284)	3,4	582 (486)	618 (371)	-5,8	ns	ns	ns
Pendelaars (n/m^2)	28,5 (39,0)	11,2 (18,1)	154	7,0 (16,4)	5,8 (14,3)	21	.	*	.
Biomassa (g/m^2)	166 (84)	147 (83)	13	165 (82)	182 (108)	-9,3	ns	ns	ns

[1] Percentuele verschil berekend als (BTT-LET)/LET x 100%.

Ook voor de aantallen nematoden werden enkel significante verschillen gevonden tussen de twee grondsoorten en niet voor de toedieningstechnieken (Figuur 3.4). Het totaalaantal nematoden en de bacterievoren waren hoger bij zand, terwijl de fungivoren meer voorkwamen op veen. De verschillende parameters gemeten voor regenwormen varieerden sterk tussen de percelen, waardoor er geen significante verschillen werden gevonden van toedieningstechniek (Figuur 3.4). Er was een trend (P<0,1) voor een hoger aantal pendelaars op BTT- dan LET-bedrijven op zand, maar niet op veen, waar normaliter ook het aantal pendelaars laag is door de hogere grondwaterstand. Dit effect op pendelaars zou te maken kunnen hebben met lagere verstoring op BTT-percelen. Het gebrek aan een duidelijk effect van BTT en LET op regenwormen in het algemeen, komt overeen met bevindingen in de literatuur (zie paragraaf 2.7.4), waar zowel positieve als negatieve effecten worden beschreven die verschillen per ecologische groep en voor verschillende meetperiodes. Ook het bemestingsniveau kan een effect hebben op regenwormen, waarbij met name bodembewonende wormen positief worden beïnvloed door een hogere stikstofbemesting. Dit positieve effect van een hogere bemesting kan optreden door directe input van stikstofrijk organisch materiaal (bijvoorbeeld in de vorm van drijfmest) of door het verbeteren van de kwaliteit en kwantiteit van gewasresiduen zoals klavers (Van Eekeren et al., 2009).



Figuur 3.4 *Visualisatie van de verschillen in bodembiologische parameters tussen BTT- en LET-percelen. De verschillen werden in beeld gebracht door middel van de ln-transformatie van de respons-ratio (BTT / LET), de zogenaamde log-responsratio (LRR). De gekleurde punten geven de respons voor alle gepaarde percelen, de zwarte stip is de gemiddelde respons van de tien paren per bodemtype en de zwarte lijn de standaardfout. Negatieve waarden geven aan dat de betreffende parameter lager was voor BTT ten opzichte van LET, positieve waarden geven een positief effect van BTT ten opzichte van LET weer. De verschillen tussen BTT en LET waren niet statistisch significant (P > 0,05) voor de bodembiologische parameters.*

3.4.5 Vanhoof-test

Met de Vanhoof-test zijn bodemparameters over elektrochemische eigenschappen, nutriëntbeschikbaarheid en de geïnduceerde ademhaling van het bodemleven gemeten in de boven- (0-15 cm) en ondergrond (40-50 cm) van de veertig bedrijven in deze proef (Tabel 3.5 en Bijlage 1). In de bovengrond werd een significant verschil gevonden in de rH_2 met name zichtbaar op zandgrond. Dit is een logaritmische maat voor de partiële zuurstofdruk in een milieu, wat kan wijzen op minder verdichting en betere gasuitwisseling. Daarnaast was er een trend voor een hogere CEC op BTT-bedrijven, ook voornamelijk zichtbaar op zandgrond. Voor de parameters over elektrochemische eigenschappen en nutriëntbeschikbaarheid in de ondergrond zijn geen significante verschillen voor gevonden tussen BTT- en LET-bedrijven, alleen tussen de twee grondsoorten.

Tabel 3.6 *Elektrochemische parameters uit de Vanhoof-test in de boven- (0-15 cm) en ondergrond (40-50 cm) voor de BTT- en LET-bedrijven op zand en veen (n=10 per bodemtype-toedieningstechniek combinatie, standaarddeviatie tussen haakjes). % geeft percentuele verschil tussen BTT en LET. Significante effecten van toedieningstechniek (TT) en bodemtype (BT) worden weergegeven met ** = P < 0,01; * = P < 0,05; . = P < 0,1 en ns = niet significant.*

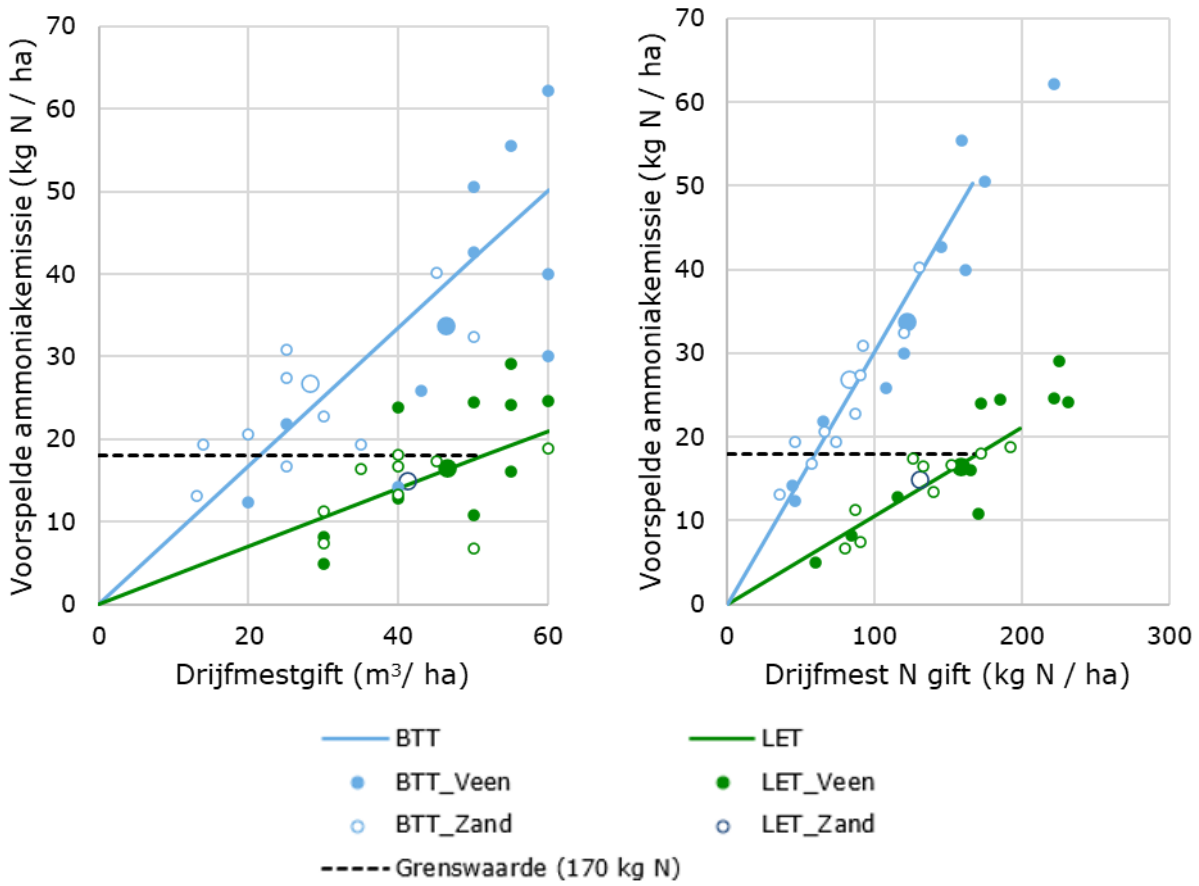
	Zand			Veen			P-waarde		
	BTT	**LET**	**%**	**BTT**	**LET**	**%**	**TT**	**BT**	**TTxBT**
BOVENGROND									
CEC	7,5 (1,1)	6,4 (1,2)	17	28,6 (8,7)	28,6 (8,7)	0	.	**	.
pH	6,2 (0,25)	6,0 (0,60)	3,3	5,8 (0,35)	5,7 (0,34)	1,8	ns	.	ns
Eh	420 (53)	358 (46)	17	421 (63)	422 (61)	-0,2	ns	.	.
rH_2	26,6 (2,0)	24,1 (1,4)	10	25,9 (1,9)	25,8 (1,8)	0,4	*	ns	*
EC	0,16 (0,05)	0,15 (0,04)	6,7	0,23 (0,05)	0,23 (0,06)	0	ns	**	ns
ONDERGROND									
pH	5,7 (0,55)	5,8 (0,74)	-1,7	5,6 (0,30)	5,6 (0,42)	0	ns	ns	ns
Eh	426 (76)	357 (45)	19	434 (58)	433 (78)	0,2	.	.	.
rH_2	25,9 (1,7)	23,7 (1,8)	9,3	25,9 (1,7)	25,9 (2,0)	0	.	.	.
EC	0,12 (0,03)	0,10 (0,01)	20	0,26 (0,04)	0,27 (0,05)	-3,7	ns	**	ns

3.4.6 Berekeningen van ammoniakemissie met het ALFAM-model

Om inzicht te krijgen in de verschillen in ammoniakemissie als gevolg van verschillen in de toedieningsmethode in combinatie met de hoeveelheid en samenstelling van de drijfmest op de veertig bedrijven op zand en veen, is het Europese ALFAM-model gebruikt (Hafner et al., 2025). In dit model wordt de ammoniakemissie geschat op basis van de toedieningstechniek, de hoeveelheid aangebrachte drijfmest, de gemiddelde TAN-concentratie, het drogestofgehalte en de pH van de mest van LET- en BTT-bedrijven (Tabellen 3.1 en 3.2) en weergegevens (temperatuur, windsnelheid en neerslag). Dit model is geparametriseerd met data van metingen in Europa, waaronder uit Nederland. De voorspelde ammoniakemissie is berekend met het ALFAM-model op basis van de mesttoedieningstechniek en gemiddelde samenstelling van de veertig bemonsterde bedrijven (Tabel 3.1 en 3.2) en gemiddelde weergegevens (temperatuur = 14°C, windsnelheid 4,5 m/s en neerslag = 0,1 mm).

In Figuur 3.5 staat het verband tussen de totale drijfmestgift en de bijbehorende drijfmeststikstofgift met de voorspelde ammoniakemissie weergegeven. De voorspelde ammoniakemissie bij een gelijke drijfmestgift is lager voor bedrijven met LET. Uit de figuren kan worden afgeleid dat bij een maximale drijfmestgift van 170 kg N/ha (~50 m^3/ha) op bedrijven met LET de voorspelde ammoniakemissie 18 kg NH_3-N/ha is (zwarte gestippelde lijn). Een vergelijkbare ammoniakemissie wordt bij BTT (met bijbehorende mestsamenstelling) volgens de berekeningen gerealiseerd bij een drijfmestgift van 60 kg N/ha (21 m^3).

De berekeningen zijn indicatief en laten het grote effect van mesttoedieningstechniek op ammoniakemissie zien. De voorspelde ammoniakemissie is zeer gevoelig voor de omstandigheden tijdens drijfmestaanwending, en met name de hoeveelheid neerslag na mestaanwending. De werkelijke weersomstandigheden tijdens mesttoediening met zowel BTT als LET zijn niet meegenomen in de berekeningen.



Figuur 3.5 *Het verband tussen a) drijfmestgift (m^3/ha) en b) drijfmest stikstofgift (kg N/ha) met de voorspelde ammoniakemissie (kg NH_3-N/ha) op basis van het ALFAM-model voor de veertig bedrijven met BTT (blauw) en LET (groen) op veen (dichte symbolen) en zand (open symbolen). De grote symbolen geven het gemiddelde per groep weer en de kleine symbolen geven de waarden voor individuele bedrijven. De zwarte gestippelde lijn geeft de voorspelde ammoniakemissie weer bij een maximale drijfmestgift van 170 kg N/ha bij LET. NB De absolute voorspelde emissieniveaus zijn sterk afhankelijk van omstandigheden gedurende en na mesttoediening.*

3.5 Algemene discussie

In overeenkomst met de hypothese hadden de BTT-bedrijven in deze studie een minder intensieve bedrijfsvoering (lagere melkproductie/ha en een lagere kunstmestgift, vaker biologisch) en de graslandleeftijd was hoger. Ook waren de stikstof- en ammoniakgehaltes in de drijfmest gemiddeld lager op deze bedrijven. In tegenstelling tot de verwachting vonden we geen lagere stikstofgehaltes in de bodem op BTT-percelen. Wel was er een trend voor een hogere bodemfosfaattoestand, terwijl een lagere toestand verwacht werd.

Er was geen direct verschil in verdichting tussen BTT- en LET-percelen, maar BTT-percelen hadden een hoger aandeel kruimelstructuur en een betere beworteling. Beide zijn indicatoren voor een betere bodemstructuur en minder verdichting. Dit werd ook bevestigd door de hogere rH_2 op met name zandgrond. Dit is een logaritmische maat voor de partiële zuurstofdruk in een milieu, wat kan wijzen op minder verdichting. Er waren geen significante verschillen tussen BTT- en LET-percelen met betrekking tot de bodembiologie (microbiologie, nematoden en regenwormen). Alleen op zand was er een trend voor meer pendelende regenwormen op BTT-percelen.

In deze studie zijn verschillen in het effect van bovengrondse mesttoediening (BTT) ten opzichte van zodenbemesting (LET) op bodemkwaliteit in kaart gebracht door steeds twee nabijgelegen percelen (op BTT-

en LET-bedrijven) met elkaar te vergelijken. Het grote voordeel van deze methode is dat op deze manier het langjarige effect van de verschillende methodes in kaart kunnen worden gebracht, terwijl de duur van de meeste proeven maximaal 2-4 jaar is. Een ander groot verschil met een aangelegde veldproef is dat met deze opzet ook de andere verschillen in bedrijfsvoering tussen BTT- en LET-bedrijven kunnen worden meegenomen bij het vergelijken. Zo zijn er mogelijk ook verschillen in bijvoorbeeld het (trek)gewicht van de gebruikte machines (bij mesttoediening) die niet in kaart zijn gebracht. De combinatie van deze factoren resulteerde dus niet in grote verschillen in bodemkwaliteit op de geteste BTT- en LET-percelen. Er zijn enkele factoren die mogelijke effecten van toedieningstechniek gemaskeerd zouden kunnen hebben, zoals:

- De gepaarde percelen zijn zo geselecteerd dat onderliggende bodemeigenschappen zoals percentage zand, lutum en silt zo veel mogelijk vergelijkbaar waren. Gemiddeld genomen waren er geen verschillen tussen LET- en BTT-percelen in deze factoren, maar er kan niet worden uitgesloten dat er verschillen in bodemeigenschappen aanwezig geweest zijn die effecten van mesttoedieningstechniek hebben gemaskeerd. In andere proeven met waarnemingen op gepaarde percelen zijn wel significante behandelingsverschillen aangetoond (bv. Iepema et al., 2020; Zetterlind et al., 2025); in deze studies werden andere behandelingen onderzocht en dus niet het effect van mesttoedieningstechniek.
- Timing monstername: alle bodemmetingen zijn tussen 24 en 28 april uitgevoerd. Echter de uitrijdatum voor drijfmest was gemiddeld eerder voor LET- dan BTT-percelen. Daardoor was de tijdsduur tussen bemesting en bemonstering langer op LET-percelen. Dat zou mogelijk gevolgen kunnen hebben voor de gevonden verschillen en dan met name op de parameters die door de recente bemesting worden beïnvloed.
- De metingen zijn slechts op één moment uitgevoerd. We weten dat met name bodembiologie sterk kan fluctueren door het jaar heen. Anderzijds was het bemonsteringmoment (in het voorjaar relatief kort na bemesting) juist uitgekozen om maximale verschillen te kunnen aantonen.
- De combinatie van verschillende managementfactoren met een positief en negatief effect kan netto in 'geen effect' resulteren.

3.6 Conclusies

In dit onderzoek zijn de langetermijneffecten van BTT vergeleken met LET op veertig praktijkpercelen op veen- en zandgrond. BTT-bedrijven waren in deze studie gemiddeld minder intensief en gebruikten minder kunstmest dan LET-bedrijven. Daarnaast waren de stikstof- en TAN-gehaltes van de mest van BTT-bedrijven gemiddeld lager dan van LET-bedrijven. Het gehalte aan organische stof in de mest was vergelijkbaar. Samen met het lagere stikstofgehalte resulteerde dit in een C:N-ratio die gemiddeld hoger was bij bedrijven met bovengrondse bemesting.

Over het algemeen werden er weinig significante verschillen gevonden tussen de bodemparameters van percelen met BTT ten opzichte van LET. De chemische bodemparameters lieten geen significante verschillen zien; alleen het plantbeschikbare fosfaat (P-PAE) en de kali waren iets hoger op BTT- ten opzichte van LET-percelen ($P < 0,1$). Dit zou het gevolg kunnen zijn de latere bemesting op BTT-bedrijven en van een lagere gewasgroei, omdat de beschikbare stikstof voor gewasopname lager is (lagere stikstofgift in combinatie met een potentieel hogere ammoniakemissie, vergelijkbaar stikstofleverend vermogen en klaveraandeel) bij BTT. Hierdoor neemt het gewas minder fosfor en kalium op en blijft er dus meer fosfaat en kali in de bodem achter.

De fysische bodemeigenschappen verschilden enigszins tussen de twee toedieningstechnieken. Het percentage kruimel in de bovenlaag (0-25 cm) was op zowel zand als veen zand hoger bij BTT dan bij LET. Ook in de onderlaag (25-50 cm) had BTT gemiddeld genomen een positief effect op het aandeel kruimelstructuur, maar het verschil was niet significant. Het hogere percentage kruimel (positief voor bodemstructuur) bij BTT in de onderlaag sluit wel aan bij het significant lagere aandeel scherphoekige bodemdelen (negatief voor bodemstructuur) bij BTT dan bij LET. Het waargenomen hogere percentage kruimel en een lager percentage scherp-blokkige elementen in de bodem zijn een indicator voor een goede bodemstructuur en veelal gerelateerd aan een lagere verdichting (lage bulkdichtheid), een goede beworteling en een goede waterdoorlatendheid van de bodem. Dit werd ook bevestigd door de hogere rH_2 een (logaritmische maat voor de partiële zuurstofdruk) op met name zandgrond; dit kan wijzen op minder verdichting. Deze verschillen in fysische bodemeigenschappen duiden op minder verdichting op BTT-percelen

en zouden een gevolg kunnen zijn van een lager (trek)gewicht van de machines die gebruikt worden bij bovengrondse bemesting. Er was echter geen significant verschil in de bulkdichtheid en de indringingsweerstand. Wel was in de onderlaag de wortelscore significant hoger voor BTT dan voor LET. Deze hogere wortelscore kan gerelateerd zijn aan een betere bodemstructuur, maar kan ook komen door de lagere stikstofbemesting, waardoor de plant dat uit diepere lagen gaat halen.

Het bodemleven, gemeten aan micro-organismen (PLFA), nematoden en wormen, verschilde niet significant tussen BTT- en LET-percelen. Er was enkel een trend ($P<0.1$) voor een hoger aantal pendelaars op BTT- dan LET-bedrijven op percelen op zandgrond. Dit effect zou mogelijk te maken kunnen hebben met lagere verstoring van de bodem op BTT-percelen.

Berekeningen met het ALFAM-model op basis van de gemeten gemiddelde mestsamenstelling resulteren in een ammoniakemissie van 18 kg NH_3-N/ha bij een drijfmestgift van 170 kg N/ha (~50 m^3/ha) op bedrijven met LET. Een vergelijkbare ammoniakemissie wordt bij BTT (met bijbehorende mestsamenstelling) volgens de berekeningen gerealiseerd bij een drijfmestgift van 60 kg N/ha (21 m^3).

Geconcludeerd wordt dat er in dit onderzoek weinig verschillen vastgesteld werden tussen percelen met bovengrondse en emissiearme bemesting in de onderzochte chemische en biologische bodemeigenschappen. Er lijken wel verschillen in fysische bodemparameters te bestaan, die mogelijk het gevolg kunnen zijn van een lager (trek)gewicht van de machines die gebruikt worden bij bovengrondse bemesting.

4 Incubatieproef: effect van mestsamenstelling en toedieningstechniek op emissies

4.1 Inleiding

Dierlijke mest is een belangrijke bron van koolstof (C) en nutriënten in landbouwsystemen. Met name rundveedrijfmest wordt veel gebruikt in heel Europa en in regio's met een aanzienlijke melkveehouderij in het bijzonder (Eurostat, 2019). Het aanwenden van drijfmest draagt bij aan organische stofopbouw in de bodem (Teixeira et al., 2021) en vermindert de behoefte van gewassen aan minerale meststoffen. Daarnaast kan aanwending leiden tot uitstoot van broeikasgassen zoals methaan (CH_4) en lachgas (N_2O), uitstoot van ammoniak (NH_3) en uitspoeling van stikstof (N) en fosfor (P) (Cárdenas et al., 2021; Holly et al., 2017; Hou et al., 2015). De omvang van de uitstoot van gasvormige emissies uit opgeslagen en aangewende drijfmest wordt sterk beïnvloed door de samenstelling van de mest, maar ook door omgevingsfactoren zoals temperatuur (Cárdenas et al., 2021; Rennie et al., 2021), bodemvocht en microbiële activiteit (Fang et al., 2022; Sabir et al., 2021) en managementfactoren zoals timing en aanwendingsmethode (Bell et al., 2016; De Rosa et al., 2018; Webb et al., 2010; Zhou et al., 2022).

Er bestaan modellen om de uitstoot van koolstof en stikstof uit mest op verschillende schalen in te schatten, te monitoren en te evalueren. Deze modellen zijn vaak gebaseerd op eenvoudige emissiefactoren voor gasvormige emissies als percentage van de toegediende stikstof of koolstof en bevatten geen informatie over omgevingsfactoren of management (Li et al., 2021a&b; Shen et al., 2018). Bij het afleiden van deze emissiefactoren wordt vaak geen rekening gehouden met andere eigenschappen van mest dan koolstof en organische stikstof, en voor NH_3 ook TAN (totaal ammoniakaal N), ondanks dat het bekend is dat andere factoren zoals droge stof en pH een rol spelen. Verschillende erkende modellen, waaronder Tier 1- en Tier 2-benaderingen van het EMEP (Europees monitoring- en evaluatieprogramma) (EEA, 2019), maken wel onderscheid tussen mest van verschillende diercategorieën of nemen TAN-gehaltes in de mest mee. Daarnaast geven algemeen aanvaarde emissiefactoren vaak geen goed beeld van de variabiliteit in de uitstoot (Rennie et al., 2021; Sommer et al., 2022). Gezien de variabiliteit in de eigenschappen van drijfmest is het belangrijk om de impact en variabiliteit van mestsamenstelling van rundveedrijfmest op de uitstoot van gasvormige emissies te bestuderen (Van der Weerden et al., 2023).

Het doel van deze studie was om inzicht te krijgen in de relatie tussen de samenstelling van rundveedrijfmest en de potentiële uitstoot van gasvormige emissies, zowel direct uit de mest als na toediening aan de bodem. De hypothese hierbij is dat een groot deel van de variatie in emissies verklaard kan worden door verschil in de eigenschappen van mest, met name drogestofgehalte (DS-gehalte), pH en de type stikstofverbindingen (TAN vs. organisch N).

Om deze hypothese te toetsen, is een uitgebreid incubatieonderzoek uitgevoerd, waarin emissies van NH_3 en CH_4 uit de mest zelf alsook emissies van NH_3, N_2O en CO_2 uit mest na toediening aan de bodem zijn onderzocht.

4.2 Onderzoeksopzet

4.2.1 Selectie, opslag en chemische analyse van mest

Drijfmestmonsters uit de winteropslag van vijftig melkveebedrijven (veertig monsters uit onderzoek in hoofdstuk 3) werden verzameld in het vroege voorjaar van 2022. Na homogenisering werd een deel van elk monster opgestuurd naar een commercieel laboratorium voor routineanalyses (Agrarisch Laboratorium Noord-Nederland; https://www.alnn.nl/en/) waar de monsters werden behandeld en geanalyseerd volgens de Nederlandse standaardprotocollen voor mestanalyse (NEN7430; NEN7432; NEN7433; NEN7434;

NEN7435). Hierbij werden gehaltes van DS, ruw as, organische stof, totaal-N, TAN, fosfor, kalium, natrium, magnesium, zwavel en pH bepaald. Het resterende deel van de mestmonsters werd bewaard bij 4°C voor de incubatieproeven.

4.2.2 Ammoniak- en methaanemissies uit mest

Om de variatie in potentiële NH_3- en CH_4-emissies rechtstreeks uit de drijfmestmonsters te bepalen, zijn korte incubatiemetingen uitgevoerd met glazen potten van 1 L. Polypropyleen containers (100 ml, met een oppervlakte van 38 cm^2) werden gevuld met 50 ml gehomogeniseerde drijfmest en deze werden in de glazen pot geplaatst. Vervolgens is over 180 seconden met vier metingen de toename van NH_3- en CH_4-concentraties in de potten bepaald met een Innova 1512 foto-akoestische gasanalyzer (LumaSense Technologies, Denemarken), die met teflonbuizen op de pot was aangesloten. Om consistente en nauwkeurige metingen te garanderen, werd de lucht in de potten aan het begin van elke meting ververst en gemengd met behulp van een kleine elektrische ventilator. Deze gehele experimentele procedure, inclusief homogenisering, toepassing, menging, kamerventilatie en metingen, werd respectievelijk drie- (voor CH_4) en viermaal (voor NH_3) herhaald.

4.2.3 Incubatie-experiment naar emissies uit aan grond toegediende mest

Voor het meten van NH_3-, N_2O- en CO_2-emissies uit de mest na toediening aan de bodem werden incubatiestudies uitgevoerd met de vijftig mestsoorten en niet-bemeste controles. Hierbij werd gebruikgemaakt van transparante potjes (550 ml) van polypropyleen, die gevuld werden met bovengrond van een zandgrond (2% klei, 20% silt) van een grasland uit de buurt van Wageningen (organische stof: 4%; pH-$CaCl_2$: 5,7; N-totaal: 1480 mg kg^{-1}; P-totaal: 170 mg kg^{-1}; K-totaal 129 mg kg^{-1}). De grond werd bevochtigd tot 80% van de veldcapaciteit. Na een pre-incubatieperiode van zes dagen werden de meststoffen toegediend met een dosering van 38,5 mg N per pot (ongeveer 10 g N m^{-2}). De drijfmest werd zowel oppervlakkig toegediend als 'emissiearm'. Bij het laatste werd een sleuf van 1 cm breed en 5 cm diep gecreëerd waarin de drijfmest gegoten werd. Elke behandeling werd drie keer herhaald. Tijdens zowel de pre-incubatie als het eigenlijke experiment werd de temperatuur op 22°C gehouden en de relatieve luchtvochtigheid op 38%.

De emissiemetingen werden uitgevoerd met behulp van de 'gesloten kamer'-techniek. Hierbij werden de potten afgesloten met een deksel met rubberen septa voor een incubatietijd van 10 minuten (eerste zes dagen) of 20 minuten (daarna), waarna de toename in gasconcentraties gemeten werd met een Innova 1512 foto-akoestische gasanalyzer. Voor het begin van de incubatieperiode werd hierbij de lucht in de pot ververst met een handventilator. De metingen werden uitgevoerd op dag 1, 2, 4, 7, 9, 11, 13, 15, 17 en 21 na mesttoediening. De cumulatieve gasfluxen tijdens het experiment werden bepaald met behulp van lineaire interpolatie tussen meetpunten.

4.2.4 Gegevensverwerking en statistische analyse

Om de interacties tussen mestsamenstelling en gasvormige emissies te onderzoeken, is gebruikgemaakt van *principal component analysis* (PCA) en meervoudige lineaire regressie in R, met de pakketten *nlme* (Pinheiro et al., 2020) en *FactomineR* (Lê et al., 2008). Voor de emissiegegevens is gebruikgemaakt van het gemiddelde van de (drie of vier) herhalingen. Voor de parameters met betrekking tot de mestsamenstelling was per drijfmest één set gegevens beschikbaar.

Met PCA is de relatie tussen de mestsamenstelling en de gasvormige emissies, zowel uit de mest zelf als na toediening, bestudeerd. Hiertoe zijn eerst de gebruikte variabelen gestandaardiseerd naar de gemiddelde en standaardafwijking om de vergelijkbaarheid te garanderen (Abdi & Williams, 2010). Voor de regressieanalyse werden de normaliteit en homogeniteit van de modelresiduen gecontroleerd en waar deze niet voldeden, zijn logtransformaties toegepast op de inputvariabelen. De selectie van verklarende modelvariabelen (mestsamenstelling) is gebaseerd op correlatieanalyse tussen de eigenschappen van de mest en de gasvormige emissies en op basis van expert judgement (Fangueiro et al., 2017; Van der Weerden et al., 2023; Velthof et al., 2005). Daarbij is rekening gehouden met colineariteit om overfitting van de modellen te voorkomen.

De gedetailleerde resultaten zijn in Bijlage 2 opgenomen.

4.3 Resultaten en discussie

4.3.1 Samenstelling van de mest

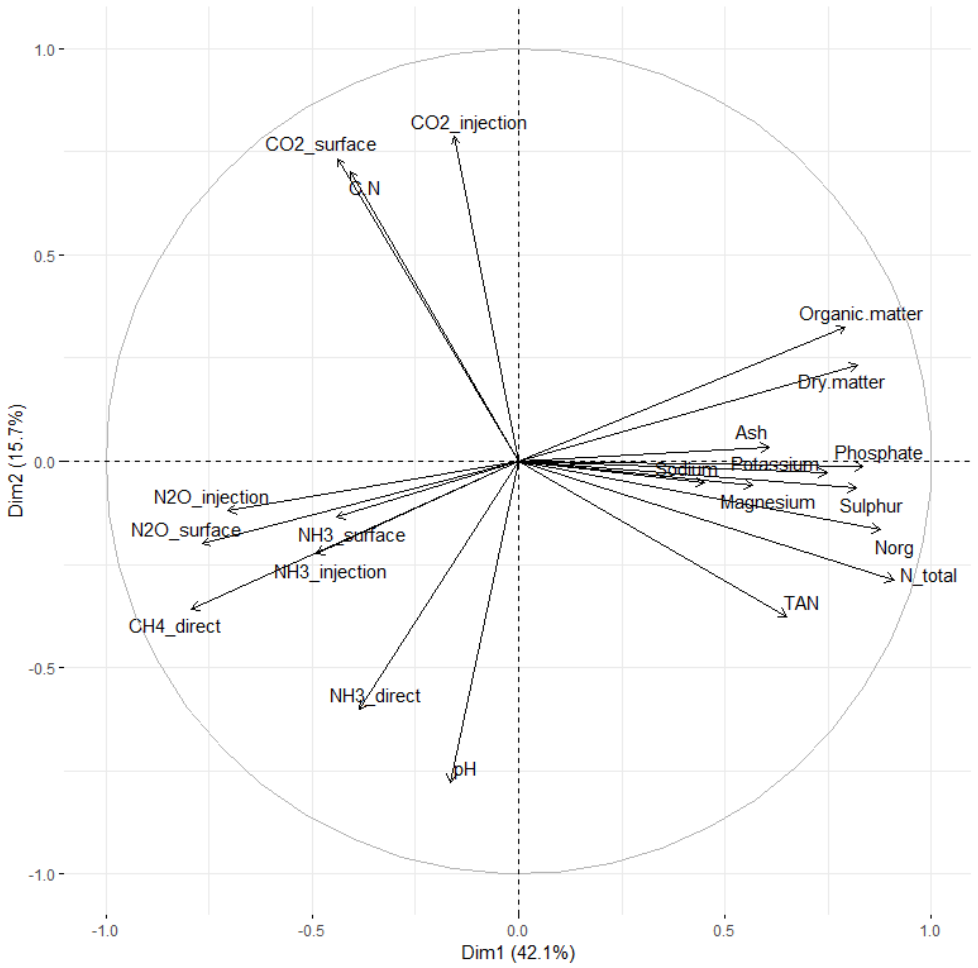
Er was een behoorlijke variatie in de samenstelling tussen de verschillende drijfmesten. Het gemiddelde DS-gehalte van de drijfmesten bedroeg 81 g kg^{-1}, variërend van 40 tot 118 g kg^{-1} (Tabel 4.1). De totale stikstofconcentratie van de mest varieerde van 1,1 tot 4,7 g N kg^{-1} en de verhouding TAN:N-totaal varieerde van 0,34 tot 0,93. Voor het incubatie-experiment vertaalt zich dit in een toedieningshoeveelheid van 9,09 tot 2,13 kg mest m^{-2} om een stikstofinput van 10 g N m^{-2} te bereiken. De pH-waarden van de mest varieerden tussen 6,82 en 7,54. De variabiliteit in de samenstelling van de mest leidde tot duidelijke verschillen in de toediening van andere nutriënten dan N aan de bodem in het incubatie-experiment. Bij een stikstofaanvoer van 10 g N m^{-2} varieerde de TAN-input bijvoorbeeld van 2,6 tot 10,9 g N m^{-2} en de OM-input van 82 tot 331 g m^{-2}.

Tabel 4.1 *Samenvattende statistieken van de eigenschappen van de mestmonsters (n=50).*

Mesteigenschap	Gem[1]	SD	CV	Min	Q1	Med	Q3	Max
Droge stof (g kg^{-1})	81	19	0,23	40	68	81	91	118
Ruw as (g kg^{-1})	22	9	0,40	10	16	20	25	56
Organische stof (g kg^{-1})	58	12	0,21	28	50	60	67	80
Totaal stikstof (g N kg^{-1})	3,2	0,8	0,25	1,1	2,7	3,1	3,8	4,7
Ammoniakaal stikstof (TAN; g N kg^{-1})	1,5	0,4	0,24	0,8	1,3	1,5	1,7	2,5
Organisch stikstof (g N kg^{-1})	1,6	0,6	0,34	0,2	1,3	1,6	2,1	2,6
TAN : Totaal N (-)	0,49	0,09	0,19	0,34	0,46	0,49	0,52	0,93
C : N (-)	9,5	2,3	0,24	4,1	8,3	9,2	10,8	16,6
Fosfor (g P kg^{-1})	0,61	0,14	0,23	0,31	0,52	0,61	0,70	1,00
N : P (-)	5,3	1,2	0,23	3,1	4,7	5,3	5,7	11,1
Kalium (g K kg^{-1})	4,4	0,9	0,20	1,5	3,8	4,4	5,0	6,1
N : K (-)	0,74	0,16	0,22	0,43	0,62	0,73	0,83	1,28
Magnesium (g Mg kg^{-1})	0,72	0,28	0,38	0,36	0,54	0,66	0,84	1,93
Natrium (g Na kg^{-1})	0,55	0,21	0,39	0,22	0,45	0,52	0,67	1,48
Zwavel (g S kg^{-1})	0,4	0,1	0,29	0,2	0,4	0,4	0,5	0,7
pH (-)	7,14	0,17	0,41	6,82	7,06	7,21	7,28	7,54
Ammoniak Emissie Potentieel (AEP; ppm)	48,8	13,6	0,28	21,2	39,8	47,3	53,8	92,2
EC (mS cm^{-1})	16,3	2,2	0,13	9,3	14,9	16,5	18,0	20,0

[1] Gem = gemiddelde; SD = standaarddeviatie; CV = variatiecoëfficiënt; Min = minimum; Q1 = eerste kwartiel; Med = mediaan; Q3 = derde kwartiel; Max = maximum.

De PCA laat zien dat er collineaire interacties bestonden tussen de gemeten emissies en drijfmestparameters (Figuur 4.1). Het totaal N-gehalte was sterk sturend voor zowel PC1 (eigenwaarde = 42,2%) als PC2 (eigenwaarde = 14,1%), wat betekent dat de variatie in de samenstelling van de mestmonsters (drogestof-, en nutriëntengehaltes) voor een groot deel samenhangt met de variatie in het N-totaalgehalte. Er waren sterke correlaties tussen de gemeten mestparameters, zoals N-totaal, TAN, Norg, S, P, Mg, Na, as, droge stof en organische stof. Het totale N-gehalte van de mestmonsters was positief gecorreleerd aan andere mestparameters, maar negatief gecorreleerd aan de gemeten cumulatieve NH_3-, N_2O- en CO_2-emissies uit de incubatieproef (Figuur 4.1). Verhoogde emissies bij een lager N-gehalte zouden kunnen komen door de hogere hoeveelheid mest die toegediend moet worden om eenzelfde stikstofdosering te bereiken.



Figuur 4.1 *Principal component-analyse van de mestsamenstelling en de verschillende emissies. De lengte van de vectoren vertegenwoordigt de correlatie tussen de variabelen en de principal components (x- en y-assen). De hoek tussen twee vectoren geeft de mate van correlatie aan tussen twee variabelen: een hoek dichtbij 0 graden impliceert een sterke positieve correlatie, een hoek dichtbij 180 graden een sterk negatief verband, en een hoek rond de 90 graden geen correlatie.*

4.3.2 Directe NH_3- en CH_4-emissies uit mest

De NH_3-emissies die rechtstreeks uit de mestmonsters werden gemeten, varieerden van 28 tot 334 mg N m^{-2} uur^{-1}, met een gemiddelde van 126 mg N m^{-2} uur^{-1}. Voor CH_4 lagen de emissies tussen de 0,18 tot 10,23 g C m^{-2} uur^{-1}, met een gemiddelde van 2,53 g C m^{-2} uur^{-1} (Tabel 4.2). De variatiecoëfficiënten van de directe emissies waren 0,40 en 0,87 voor NH_3 en CH_4, respectievelijk.

Tabel 4.2 *Samenvattende statistieken van de gasvormige emissies gemeten direct uit de mest en na toediening aan de bodem (n=50).*

Emissies		Gem[1]	SD	CV	Min	Q1	Med	Q3	Max
Directe emissies uit mest									
NH_3 (mg N m^{-2} uur^{-1})		126	50	0,40	28	94	120	155	334
CH_4 (g C m^{-2} uur^{-1})		2,05	1,79	0,87	0,17	0,68	1,48	3,00	7,72
Emissies na toediening									
NH_3, cumulatief (mg N m^{-2})	opp.[2]	234	74	0,30	129	196	230	289	458
	ea.	64	29	0,46	7	42	67	80	136
N_2O, cumulatief (mg N m^{-2})	opp.	209	239	1,14	20	53	97	281	1179
	ea.	245	378	1,54	24	79	107	313	2471
CO_2, cumulatief (g C m^{-2})	opp.	34	9	0,26	21	28	33	37	64
	ea.	31	8	0,27	18	26	28	36	68

1 Gem = gemiddelde; SD = standaarddeviatie; CV = variatiecoëfficiënt; Min = minimum; Q1 = eerste kwantiel; Med = mediaan; Q3 = derde kwantiel; Max = maximum.

2 opp. = oppervlakkig toegediend; ea. = emissiearm toegediend.

Uit de meervoudige lineaire regressie kwamen het TAN-gehalte en de pH van de mest als belangrijkste factoren voor het verklaren van directe NH_3-emissie uit de mestmonsters (Tabel 4.3). Het model waarin deze parameters waren opgenomen, verklaarde 49% van de waargenomen variabiliteit in emissie. Zowel TAN als pH waren positief gecorreleerd met NH_3-emissie. Deze relaties zijn bekend en het effect van zowel TAN als pH op de NH_3-emissies rechtstreeks uit mest is al eerder beschreven in de literatuur (bv. Sommer et al., 2022). Voor CH_4 bevatte het beste model het organischestofgehalte en TAN-gehalte van de drijfmest alsook de pH (Tabel 4.3). De opslag van dierlijke mest creëert een omgeving die methaanvorming bevordert (Ambrose et al., 2023; Hilgert et al., 2023; Ólafsdóttir et al., 2023). De optimale pH hiervoor ligt rond de 7 en verzuring van de mest kan de CH_4-uitstoot verminderen (Ambrose et al., 2023; Overmeyer et al., 2023).

Tabel 4.3 *Meervoudige regressiemodellen ter beschrijving van de variatie in de directe emissies uit de mestmonsters. Een - geeft aan dat de parameter geen significante bijdrage had aan het model.*

Emissies	Regressiemodel				
	Intercept	pH	TAN (g N kg^{-1})	OM (g kg^{-1})	R^2
NH_3 (mg N m^{-2} uur^{-1})	-1230	181	37,7	-	0,49
CH_4 (g C m^{-2} uur^{-1})	-22,8	4,24	-1,16	-0.0649	0,60

4.3.3 NH_3-, N_2O- en CO_2-emissies na mesttoediening

De NH_3-emissies in de incubatiestudie waren het hoogst direct na toediening van de mest aan de bodem. Na een week waren deze emissies vrijwel verdwenen. Het emissiearm aanbrengen van de mest reduceerde de NH_3-verliezen aanzienlijk; de cumulatieve NH_3-emissies varieerden van 129 tot 458 mg N m^{-2} met een gemiddelde van 234 mg N m^{-2} voor oppervlakkige bemesting, en van 7 tot 136 mg N m^{-2} – met een gemiddelde van 64 mg N m^{-2} – voor emissiearme bemesting (Tabel 4.2). Daarmee werden NH_3-emissies met gemiddeld 75% (56% tot 95%) teruggebracht bij emissiearme toediening in de proefopzet in het lab. Dit komt overeen met veel andere studies die melden dat het emissiearm toedienen of onmiddellijk inwerken van mest de NH_3-emissie effectief vermindert (bv. Fangueiro et al., 2017; Herr et al., 2019; Nyameasem et al., 2022; Webb et al., 2010). De resultaten laten zien dat er aanzienlijke verschillen bestaan in de reductiepercentages van NH_3-emissies tussen de 50 mestsoorten als gevolg van inwerking, variërend van een reductie van 56% tot 95%. Er werden echter geen significante correlaties waargenomen tussen de reductiepercentages en de geteste samenstellingsparameters (gegevens niet weergegeven).

NH_3-emissies uit de incubatieproef waren minder sterk gecorreleerd aan mestparameters dan de directe NH_3-emissies uit mest. Alleen de pH werd als een significante factor geïdentificeerd voor het voorspellen van

emissies. De modellen verklaarden respectievelijk 12,4% en 16% van de waargenomen variatie voor oppervlaktebemesting en emissiearme toediening (Tabel 4.4). Het TAN-gehalte had geen significant effect op de NH_3-emissie in de incubatieproef.

De N_2O-emissies namen toe na mesttoediening en bereikten een piek na ongeveer 7-8 dagen, waarna ze weer geleidelijk afnamen. Het grootste deel van de gemeten emissies was op dag 17 weer terug op het achtergrondniveau. Dit verschilt met het emissiepatroon voor NH_3 doordat NH_3-emissies worden gestuurd door fysisch-chemische omstandigheden en direct beschikbare TAN, terwijl N_2O-emissies gestuurd worden door biologische processen als nitrificatie en denitrificatie (Li et al., 2021b; Liang et al., 2015; Zhou et al., 2019). De cumulatieve N_2O-emissies varieerden van 20 tot 1836 mg N_2O-N m^{-2}, met een gemiddelde van 209 mg N m^{-2} voor oppervlakkige bemesting, en van 24 tot 2471 mg N m^{-2}, met een gemiddelde van 246 mg N m^{-2} voor emissiearme toediening (Tabel 4.2). De emissies waren zeer variabel (variatiecoëfficiënt 1,14 voor oppervlaktebemesting en 1,55 voor injectie). De gemiddelde N_2O-emissie van emissiearm toegediende mest was iets hoger dan die van oppervlakkig toegediende mest, maar dit verschil was statistisch niet significant. Dit is waarschijnlijk gerelateerd aan de korte duur van het experiment en de gecontroleerde opzet (afwijking van veldomstandigheden). Veldstudies uitgevoerd over langere tijd hebben aangetoond dat injectie of inwerking van mest de N_2O-emissie verhoogt (Thorman et al., 2020; Velthof & Mosquera, 2011b; Webb et al., 2010).

De pH van de mest en de hoeveelheid vocht toegediend met de mest (dit is direct gerelateerd aan het drogestofgehalte en N-concentratie van de mest) waren belangrijke factoren bij het verklaren van totale N_2O-fluxen voor beide toedieningsmethoden (Tabel 4.4). De pH kan twee tegengestelde effecten hebben op N_2O. Enerzijds wordt denitrificatie geremd bij een relatief lage pH van de bodem en kan een stijgende pH de denitrificatiesnelheid verhogen. Anderzijds neemt de N_2O/N_2-verhouding van de denitrificatieproducten af bij een stijgende pH (Šimek & Cooper, 2002). Daarom tonen studies in de literatuur zowel negatieve als positieve correlaties aan tussen de pH en de N_2O-uitstoot (Seidel et al., 2017; Russenes et al., 2016; Žurovec et al. 2021; Van der Weerden et al., 2023). Daarnaast kan een grotere hoeveelheid vochttoediening (bij eenzelfde stikstofgift, maar lagere DS- en gehaltes) lokaal zorgen voor een hogere bodemvochtigheid (dus een lager zuurstofgehalte), wat zowel nitrificatie als de denitrificatie kan versnellen (Chen et al., 2016; Xia et al., 2020). Voor N_2O verklaarden de beste modellen 68% en 79% van de variabiliteit in emissies voor oppervlakkige en emissiearme toediening. Voor de emissiearme toediening was er ook een positieve relatie met TAN en Norg, maar dit was niet het geval bij oppervlakkige toediening.

De CO_2-fluxen namen na een korte piek geleidelijk af gedurende de incubatieproef. De cumulatieve CO_2-emissie voor de mesten varieerde van 21 tot 64 g C m^{-2}, met een gemiddelde van 34 g C m^{-2} voor oppervlakkige toediening, en van 18 tot 68 g C m^{-2} – met een gemiddelde van 31 g C m^{-2} – voor emissiearme toediening (Tabel 4.2). Over het algemeen waren de CO_2-emissies minder variabel dan de N_2O- en NH_3-fluxen (variatiecoëfficiënt van 0,26 en 0,27 voor oppervlakkige en emissiearme toediening).

Tabel 4.4 *Meervoudige regressiemodellen ter beschrijving van de variatie in de emissies gemeten na mesttoediening aan de bodem. Een - geeft aan dat de parameter geen significante bijdrage had aan het model.*

Emissies	Regressiemodel								
	Toedie-ning	Intercept	pH	TAN	Norg	C : N	OS	Vocht	R^2
			(-)	(g kg^{-1})	(g kg^{-1})	(-)	(g kg^{-1})	(g)	
NH_3 (mg N·m^{-2})	opp.[1]	-829	149	-	-	-	-	-	0,12
	ea.	-415	66,7	-	-	-	-	-	0,16
N_2O (mg N·m^{-2})	opp.	-3599	463	-	-	-	-	15,6	0,68
	ea.	-6102	561	315	270	-	-	44,4	0,79
CO_2 (mg C·m^{-2})	opp.	147	-16,9	-	-	2,494	-0,270	-	0,64
	ea.	129	-13,5	-	-	4,46	-0,426	-0,613	0,56

[1] opp. = oppervlakkig toegediend; ea. = emissiearm toegediend.

Voor de CO_2-emissies waren er significante effecten te vinden voor de C/N-verhouding van de mest, organische stofgehalte, pH, en de hoeveelheid toegediende mest (Tabel 4.4). Voor oppervlakkige en emissiearme toediening verklaarden de beste modellen 64% en 56% van de variatie. Een deel van de gemeten CO_2-flux aan het begin van het experiment is waarschijnlijk anorganische C die in drijfmest aanwezig is. Deze emissies worden met name gestuurd door (veranderingen in) de pH van de drijfmest (Petersen et al., 2014). In dit onderzoek kan de uitgestoten CO_2 echter niet worden toegewezen aan organische of anorganische C. De C/N-verhouding verklaarde een groot gedeelte van de gemeten CO_2 uitstoot. Dit is een directe weerspiegeling van de hoeveelheid koolstof die is toegevoegd bij het experiment. Omdat er op basis van N bemest werd (elke kamer een gelijke hoeveelheid N), liepen de hoeveelheden mest, en daarmee de hoeveelheid C toegediend, behoorlijk uiteen. Daarnaast was er boven op dit effect, tegen verwachting, een negatieve relatie tussen het OS-gehalte en de CO_2-uitstoot, wat in contrast staat met wat werd verwacht en gevonden is in andere onderzoeken (bv. Xu et al., 2017). Dat deze twee parameters beide zijn opgenomen in het model suggereert dat de emissies vooral gestuurd worden door de hoeveelheid C die is aangebracht, maar dat daarnaast ook de vorm van koolstofverbindingen belangrijk is.

4.4 Conclusies

De incubatieproeven lieten een grote spreiding zien in de chemische samenstelling en de emissies van NH_3, CH_4, N_2O en CO_2 voor de genomen rundveedrijfmestmonsters. De pH van de mest was een belangrijke factor die gerelateerd kon worden aan verschillende gemeten emissies. De NH_3- en N_2O-emissies na toediening aan de bodem varieerden sterk, wat erop wijst dat niet alleen de stikstofgift, maar ook andere eigenschappen van mest de uitstoot van gasvormige N beïnvloeden. De in de incubatieproeven gesimuleerde emissiearme toediening van mest reduceerde de NH_3-emissies sterk ten opzichte van oppervlakkige aanbreng, maar voor N_2O waren er geen significante verschillen. Dit werd waarschijnlijk veroorzaakt door de duur en opzet van de incubatieproef.

5 Veldproef: scheurvorming

5.1 Inleiding

Zodenbemesting kan leiden tot ongewenste scheurvorming en mogelijk tot uitdroging van de bodem. Dit kan resulteren in een lagere grasgroei bij droge omstandigheden en in een meer open zode. Uitdroging zou ook negatieve gevolgen kunnen hebben voor de beschikbaarheid van regenwormen voor weidevogels.

5.2 Onderzoeksvragen en hypotheses

Het doel van dit onderzoek was het experimenteel bepalen van het effect van zodenbemesting en bovengrondse bemesting op scheurvorming en op het bodemvochtgehalte van veen-, klei-, klei-op-veen- en zandpercelen. De hypothese was dat zodenbemesting onder droge omstandigheden leidt tot scheurvorming en dat daardoor de bodem sneller uitdroogt dan bij bovengrondse bemesting. Verwacht werd dat het risico op scheurvorming door zodenbemesting groter is op klei- en veengronden dan op zandgronden.

5.3 Onderzoeksopzet

In 2022 is er op zeven praktijkpercelen van zeven melkveebedrijven (twee Veen, twee Klei, twee Zand en één Klei-op-Veen) een veldproef uitgevoerd (Tabel 5.1, voor meer informatie zie Hoekstra et al., 2023b). Op ieder perceel zijn vier behandelingen in vier herhalingen uitgevoerd in plots van 20 m lengte en de werkbreedte van de bemester.

- **BB-DM:** Bovengronds - met drijfmest: drijfmest werd breedwerpig uitgereden (perceel Klei-op-Veen met sleepvoet)
- **BB-C:** Bovengronds - controle zonder drijfmest: er is alleen over de plots heen gereden, zonder bemesting
- **ZB-DM:** Zodenbemester - met drijfmest
- **ZB-C:** Zodenbemester - controle zonder drijfmest: alleen snijden met zodenbemester, zonder mest injectie

De bemesting werd uitgevoerd met praktijkmachines in twee rondes (half maart en half mei/juni) met drijfmestgiften variërend van 15-25 m^3/ha (Tabel 5.1).

Tabel 5.1 *Overzicht van de zeven percelen op klei (K), zand (Z) en veen (V) en de datum en drijfmestgiften tijdens de twee bemestingsrondes in 2022.*

Perceel	Bodem (0-10 cm)				Ronde 1		Ronde 2	
	Type	OS (%)	Lutum (%)	pH	Datum	Gift (m^3)	Datum	Gift (m^3)
K1	Klei	14,4	39	5,7	18-3	25	8-6	20
K2	Klei	10,7	26	6,4	15-3	15	2-6	15
KV	Klei-op-veen	17,7	39	5,5	nvt	nvt	2-5	15
Z1	Zand	5,1	1	5,6	17-3	25	2-5	20
Z2	Zand	8,1	5	5,2	17-3	25	23-5	23
V1	Veen	23,1	35	5,0	nvt	nvt	24-5	20
V2	Veen	16,3	2	5,2	17-3	15	24-6	15

Het bodemvochtgehalte en de scheurvorming werden gemeten vóór bemesting en in twee tot drie meetrondes na bemesting. Het bodemvochtgehalte op 0-7 cm diepte werd gemeten met een draagbare bodemvochtsensor (Delta-T bodemvochtsensor HH2, met SM150T sensor) op twintig plekken per plot. Daarnaast is op alle plots de scheurvorming gemonitord door op negen plekken in elke plot de aanwezigheid

en diepte van de scheur (indien aanwezig) te bepalen met een liniaal of duimstok. Op basis hiervan kon zowel de gemiddelde scheurdiepte als de proportie van scheuren (aantal plekken met zichtbare scheur / 9) worden bepaald.

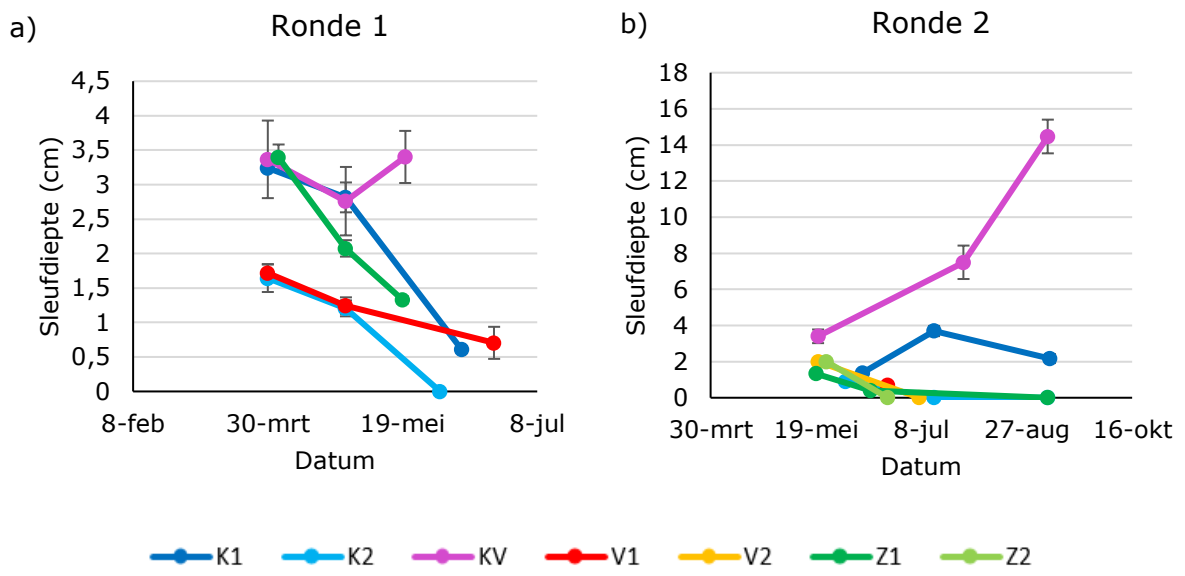
Figuur 5.1 *a) Scheuren volgen de sleuven van de zodenbemester (KV); b) De duimstok meet in dit voorbeeld ongeveer 38 cm scheurdiepte (KV); c) scheuren lopen door tot in het schalterveen (KV, 6/9/22).*

5.4 Resultaten en discussie

5.4.1 Scheurvorming afhankelijk van bodemtype

Tijdens de eerste bemestingsronde waren de bemestingssleuven op alle percelen binnen een paar weken na toediening verdwenen, met uitzondering van het perceel KV (Figuur 5.1a). Ook onder de droge omstandigheden na de tweede bemestingsronde in mei 2022 verdwenen de sleuven op de meeste percelen snel. Alleen op het perceel KV en in mindere mate de percelen K1 en V1 bleven de sleuven langer zichtbaar en was er sprake van (sterke) scheurvorming (Figuur 5.1b). De sleuven op perceel V1 waren slecht zichtbaar door het hoge gras, waardoor metingen niet mogelijk waren. De percelen KV, K1 en V1 werden gekenmerkt door een hoger lutumgehalte dan de overige percelen (Tabel 5.1). Op perceel KV was de scheurdiepte op plots waar zodenbemesting was toegepast eind augustus gemiddeld 15 cm, met maximale dieptes tot 40 cm. De scheuren liepen hier helemaal door het kleidek heen tot in het onderliggende veen (Afbeelding 5.1c). Er was geen verschil tussen de behandelingen van de zodenbemester met en zonder drijfmest.

Ook op de behandelingen met bovengrondse mesttoediening was op deze drie percelen sprake van scheurvorming, maar dit was niet gerelateerd aan de bemesting en dit was veel minder dan bij de behandelingen waarin met de zodenbemester gesneden werd (scheuren zichtbaar op 20% ten opzichte van 80% van de gemeten plekken). Deze resultaten staan in scherp contrast met bevindingen uit een proef op klei-op-veen in het relatief natte jaar 2021, toen er op geen enkel moment sprake was van scheurvorming (Hoekstra et al., 2023a).



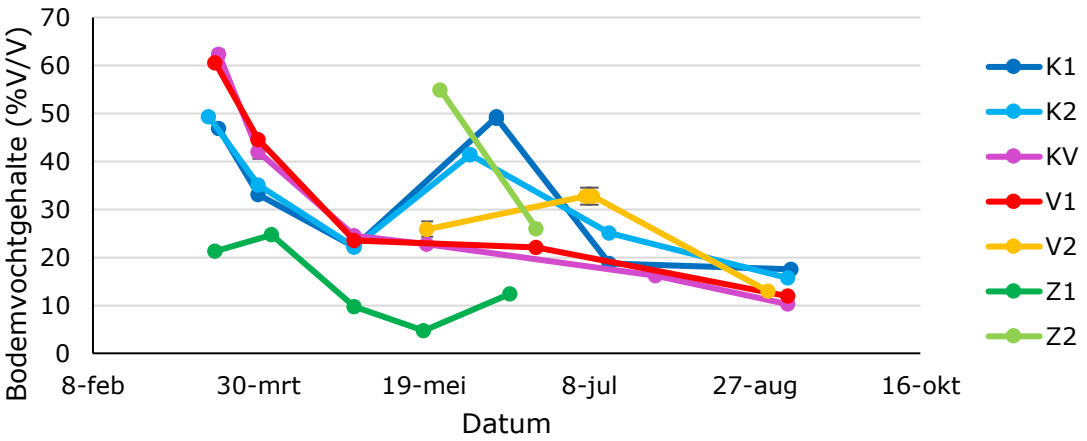
Figuur 5.2 *Gemiddelde sleufdiepte (negen metingen per plot, foutbalken = standaardfout) op plots met zodenbemesting gedurende a) Ronde 1 en b) Ronde 2 voor de zeven percelen. NB. Assen verschillen voor Ronde 1 en Ronde 2.*

5.4.2 Weinig effect op bodemvochtgehalte

Het bodemvochtgehalte varieerde sterk tussen de verschillende percelen, en nam sterk af gedurende de droge zomer in 2022 (Figuur 5.2). In tegenstelling tot de verwachtingen werd er geen effect van zodenbemesting en scheurvorming op het bodemvochtgehalte op 7 cm diepte gevonden. Op perceel KV was de bodem vlak naast een scheur wel iets droger (tot 30% lager), maar dit effect was op perceelniveau niet zichtbaar. Er was ook geen duidelijk verschil in bodemvochtgehalte tussen percelen met en zonder drijfmest. Deze resultaten komen overeen met bevindingen in een vergelijkbare proef op klei-op-veen uit 2021 (Hoekstra et al., 2023a): ook toen was er geen effect van zodenbemesting op bodemvochtgehalte.

5.5 Conclusies

Onder de relatief droge omstandigheden in het voorjaar en de zomer van 2022 vond bij aanhoudende droogte op twee van de zeven gemonitorde percelen sterke scheurvorming plaats. Dit in tegenstelling tot het natte 2021, toen er geen scheurvorming optrad. De twee percelen met scheuren werden gekenmerkt door een hoog lutumgehalte in de bodem. Op deze twee percelen waren veel meer scheuren zichtbaar op de plots met zodenbemesting dan met bovengrondse bemesting (in respectievelijk 80% en 20% van alle meetpunten). De meeste scheuren volgden de injectiesleuven van de zodenbemester.
Er was geen effect van zodenbemesting op het bodemvochtgehalte, zelfs niet bij sterke scheurvorming.
Op klei- en veenpercelen mag drijfmest bovengronds met een sleepvoetbemester worden uitgereden, mits dit wordt verdund (verdunning zorgt voor afname in ammoniakemissie). Deze mesttoedieningstechniek leidt tijdens droge periodes tot minder risico op scheurvorming dan zodenbemesting.



Figuur 5.3 *Gemiddelde verloop in bodemvochtgehalte op 7 cm diepte (gemiddeld over bovengrondse mesttoediening en zodenbemesting) in Ronde 1 en Ronde 2 op de verschillende percelen. Er was geen significant effect van mesttoedieningsmethode op het vochtgehalte.*

6 Veldproef: effect van toedieningsmethode en drijfmesttype op opbrengst, bodemkwaliteit, stikstofbenutting en stikstofverliezen

6.1 Inleiding

Een tweejarige veldproef op twee graslandpercelen (één perceel op twee bedrijven) op zandgrond is uitgevoerd om het effect van mesttoedieningsmethode (bovengronds of zodenbemesting) en drijfmesttype (drijfmest van een BAT- en LET-bedrijf) te bepalen op:
- grasopbrengst, grassamenstelling en stikstofbenutting;
- chemische, fysische en biologische bodemparameters; en
- lachgasemissies, nitraatuitspoeling en stikstofbodemoverschot.

Drijfmest afkomstig van de twee bedrijven (BAT- en LET-drijfmest) werd met beide toedieningstechnieken op een perceel op beide bedrijven toegediend (met vergelijkbare stikstofbemestingsniveaus). Daarnaast was er nog een extensieve en intensieve behandeling waarmee praktijkbemestingsniveaus op BAT- en LET-bedrijven werden gesimuleerd. Deze behandeling is toegevoegd om het effect van bovengrondse bemesting op opbrengst, bodemkwaliteit en stikstofemissies te bepalen, wanneer dit onderdeel is van een extensief bedrijfssysteem (met een lager bemestingsniveau en een relatief laag stikstofgehalte in de mest, op een perceel met klaver waarbij geen kunstmest wordt gebruikt) vergeleken met een intensief bedrijfssysteem (met een relatief hoog stikstofgehalte in de drijfmest en hoger bemestingsniveau en met aanvullende kunstmestbemesting en geen klaver).

Deze proef is opgezet om in een gecontroleerde situatie in het veld de effecten van deze twee toedieningstechnieken te kunnen meten, als aanvulling op het meerjarige praktijkonderzoek (hoofdstuk 3) en emissiemetingen onder gecontroleerde omstandigheden (hoofdstuk 4). Op basis van de literatuurstudie (hoofdstuk 2) en het onderzoek beschreven in hoofdstuk 3-5 zijn bij deze onderzoeksvragen de volgende hypotheses opgesteld:
- Effect van mesttoedieningstechniek: zodenbemesting zorgt voor een hogere stikstofopbrengst en stikstofbenutting dan bovengrondse bemesting als gevolg van lagere ammoniakverliezen direct na het uitrijden. Daarnaast zorgt zodenbemesting voor hogere lachgasemissies dan bovengrondse bemesting.
- Effect van mesttype: de verwachting is dat BAT-drijfmest een lager aandeel minerale stikstof heeft (TAN/N-totaal-ratio) en dat dit resulteert in een lagere stikstofbenutting door het gras in het jaar van toediening. Daarnaast neemt het risico op verliezen door denitrificatie en ammoniakemissie af. Tevens kan het lagere stikstofgehalte in de mest een effect hebben op de samenstelling van het bodemleven.
- Vergelijking tussen een intensief en extensief praktijkscenario:
  - Een extensief bedrijfssysteem kan de ammoniak- en lachgasemissies beperken door een betere mestkwaliteit en een lager bemestingsniveau, wat de groei van grasklaver stimuleert en zorgt voor een goed werkend bodemleven, wat resulteert in een betere stikstofbenutting.
  - Een intensief bedrijfssysteem beperkt de ammoniakemissies en verhoogt de grasopbrengst en stikstofbenutting door het toepassen van zodenbemesting en kunstmest, maar er kunnen hogere lachgasemissies en schade aan de bodem optreden.

6.2 Onderzoeksopzet

Een tweejarige veldproef is opgezet om het effect van mesttoedieningstechniek (bovengronds of zodenbemesting) en mesttype (hoog of laag stikstofgehalte) op grasopbrengst en -kwaliteit, stikstofbenutting en -verliezen en op bodemkwaliteit te meten. De proef is uitgevoerd in 2023 en 2024 op twee nabijgelegen melkveebedrijven op zandgrond in het oosten van Friesland.

6.2.1 Locaties

De veldproef is uitgevoerd op twee percelen van twee gangbare melkveebedrijven. De bedrijven en percelen zijn gekozen op basis van onderstaande selectiecriteria:

- Mesttoedieningstechniek: Bedrijf 1 heeft al jarenlang een ontheffing voor bovengrondse bemesting en past dit op alle percelen toe. Bedrijf 2 past zodenbemesting toe.
- Mesttype: Bedrijf 1 heeft drijfmest met een relatief laag stikstofgehalte en het drijfmeststikstofgehalte van bedrijf 2 ligt hoger.
- Permanent gras op zandgrond.
- Homogeen perceel.
- Niet biologisch (i.v.m. kunstmestbehandelingen).
- Geen of beperkt klaver in de geselecteerde percelen: op perceel 1 was geen klaver aanwezig. Op perceel 2 leek het aandeel klaver bij veldinspectie in februari 2023 zeer beperkt (en was geen klaver ingezaaid), maar bleek later in het jaar toch significant aanwezig. Daarom is gekozen om de klaver hier uit alle plotjes (met uitzondering van de praktijk-Extensief behandeling) te spuiten.

6.2.2 Behandelingen

In de proef is het effect van drie verschillende factoren onderzocht:

- Toedieningstechniek: bovengronds of zodenbemesting.
- Drijfmesttype: Mest 1 van Bedrijf 1 (laag stikstofgehalte) en Mest 2 van Bedrijf 2 (hoog stikstofgehalte).
- Locatie: Bedrijf 1 heeft een geschiedenis van bovengrondse bemesting, terwijl Bedrijf 2 juist altijd zodenbemesting heeft toegepast.

De proefbehandelingen bestonden uit de verschillende combinaties van deze onderzoeksfactoren (Tabel 6.1), waarbij 170 kg stikstof per ha van Mest 1 of Mest 2 werd toegediend via beide toedieningstechnieken. Daarnaast zijn er twee praktijkbehandelingen toegevoegd om de effecten van toedieningstechniek als onderdeel van een intensief of extensief bedrijfssysteem te testen. Hiervoor is een “Extensief”-behandeling gemaakt, die gebruikmaakt van slechts 130 kg stikstof per ha van Mest 1 met de bovengrondse toedieningstechniek en met klaver. De “Intensief”-behandeling bestaat daarentegen uit 170 kg stikstof per hectare uit Mest 2, toegediend met zodenbemesting, wat is aangevuld met 140 kg stikstof uit kunstmest (kalkammonsalpeter). Tot slot is er een stikstoftrap (N-trap) toegevoegd van 0, 85 en 170 kg stikstof per ha uit kunstmest (kalkammonsalpeter) om de stikstofbenutting van de proef- en praktijkbehandelingen te kunnen berekenen. In totaal waren er negen verschillende behandelingen in vier herhalingen, op twee locaties, wat resulteerde in een totaal van 72 proefplotjes van 3 x 10 m.

Tabel 6.1 *Beschrijving van de behandelingen in de veldproef. Alle behandelingen werden in vier herhalingen toegepast op een perceel van Bedrijf 1 en Bedrijf 2.*

	Behandeling	**Code**	**Toedieningstechniek**	**Mesttype**	**Drijfmest** (kg N/ha)	**Kunstmest** (kg N/ha)	**Klaver**
Proef	Bovengronds, Mest 1	BB-M1	Bovengronds	Mest 1	170	0	Nee
	Bovengronds, Mest 2	BB-M2	Bovengronds	Mest 2	170	0	Nee
	Zodenbemester, Mest 1	ZB-M1	Zodenbemester	Mest 1	170	0	Nee
	Zodenbemester, Mest 2	ZB-M2	Zodenbemester	Mest 2	170	0	Nee
Praktijk	Extensief	Ext	Bovengronds	Mest 1	130	0	Ja
	Intensief	Int	Zodenbemester	Mest 2	170	140	Nee
N-trap	N0	N0	n.v.t.	n.v.t.	0	0	Nee
	N85	N85	n.v.t.	n.v.t.	0	85	Nee
	N170	N170	n.v.t.	n.v.t.	0	170	Nee

De botanische samenstelling van het grasland op de twee bedrijven is in het voorjaar van 2023 en 2024 bepaald. De gemiddelde samenstelling over de twee jaar is te zien in Tabel 6.2. Uit deze tabel wordt duidelijk dat op Bedrijf 1 het percentage landbouwkundig goed gewaardeerde grassen wat hoger is en het percentage kruiden wat lager is dan op het Bedrijf 2. Het belangrijkste verschil tussen de twee bedrijven is het hogere percentage klaver op Bedrijf 2. Alleen voor behandeling Extensief was klaver gewenst. Daartoe is in 2023 klaver doorgezaaid in de Extensief-plotjes van Bedrijf 1 (breedwerpig, op drie verschillende momenten in voor- en najaar) en in juli 2023 is de klaver op Bedrijf 2 uit alle plotjes (behalve behandeling Extensief) weggespoten. Op Bedrijf 1 sloeg de klaver niet goed aan en resulteerde dit in 2024 in gemiddeld 0,5% klaver in de Extensief-behandeling. Op Bedrijf 2 was er in 2024 bij de Extensief-behandeling gemiddeld 19% klaver aanwezig, terwijl dit bij de andere behandelingen rond de 3% lag. De klaver op Bedrijf 2 was niet ingezaaid, en was daardoor niet gelijkmatig verdeeld binnen de plotjes (Afbeelding 6.1).

Afbeelding 6.1 *Klaver in de Extensief-plotjes op Bedrijf 2 in 2024.*

Tabel 6.2 *De botanische samenstelling (% bedekking) van proefpercelen op Bedrijf 1 en Bedrijf 2 in het voorjaar van 2023 en 2024. Grassen met een goede, matige of slechte landbouwkundige waardering op basis van o.a. opbrengst en voederwaarde.*

	Bedrijf 1	**Bedrijf 2**
Goede grassen (%)	60,2	49,9
Matige grassen (%)	32,9	29,0
Slechte grassen (%)	3,3	5,2
Kruiden (%)	3,6	10,4
Klaver (%)	0,1	5,5

6.2.3 Bemesting

De drijfmestbemesting werd uitgevoerd met behulp van een proefveldmachine van Unifarm van 3 m breed en een tank van 3,5 m^3, zowel voor de bovengrondse als voor de zodenbemesting (Afbeelding 6.2). De eerste bemesting vond plaats in maart na de eerste drie snedes (Proef + Extensief) of enkel na de eerste snede (Intensief) (Tabel 6.3). De gerealiseerde bemesting staat in Bijlage 3. Omdat er in het voorjaar van 2023 relatief veel insporing van het uitrijden van de drijfmest werd gezien op de bemeste plotjes en dit mogelijk een effect had op de stikstofbenutting, is er in 2024 ook over de plotjes met de stikstoftrap

gereden. Stikstofkunstmest (KAS) voor de behandelingen “N-trap” en “Intensief” werd handmatig verspreid over vier giften. Voor de behandeling Intensief is dit een week na de drijfmestbemesting gedaan. Op alle plotjes is fosfaat (P_2O_5), kali (K_2O) en zwavel (S) naar behoefte toegevoegd, zodat dit geen limiterende factoren kunnen zijn en enkel naar het effect van stikstof gekeken kon worden.

Afbeelding 6.2 *Zodenbemesting (links) en bovengrondse toediening (rechts) van drijfmest op de proefveldjes met de proefveldmachine van Unifarm.*

Tabel 6.3 *Planning van mesttoediening per behandeling. De werkelijk gerealiseerde stikstofbemesting staat weergegeven in Bijlage 3.*

		Drijfmest stikstofgift (kg N /ha)					m^3/ha*	Kunstmest stikstofgift (kg N / ha)				
Set	**Behandeling**	**R1**	**R2**	**R3**	**R4**	**Totaal**	**Totaal**	**R1**	**R2**	**R3**	**R4**	**Totaal**
Proef	BB-M1	62	46	31	31	170	59	0	0	0	0	0
	BB-M2	62	46	31	31	170	45	0	0	0	0	0
	ZB-M1	62	46	31	31	170	59	0	0	0	0	0
	ZB-M2	62	46	31	31	170	45	0	0	0	0	0
Praktijk	Ext	33	33	33	33	130	43	0	0	0	0	0
	Int	111	60	0	0	170	45	40	40	35	25	140
N-trap	N0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	N85	0	0	0	0	0	0	30	25	17,5	12,5	85
	N170	0	0	0	0	0	0	60	50	35	25	170

Bij elke bemestingsronde zijn mestmonsters genomen en geanalyseerd voor o.a. droge stof, N-totaal, C/N, TAN, organische stof en pH door het laboratorium ALNN (Tabel 6.4). Daarnaast werd uit de drijfmest het ammoniakemissiepotentieel (AEP) gemeten (zie hoofdstuk 3 voor beschrijving).

De analyses lieten zien dat het verschil tussen Mest 1 en Mest 2 minder uitgesproken was dan verwacht (Tabel 6.4). Het stikstofgehalte (N-totaal) en de ammoniakale stikstof (TAN) van Mest 1 lagen een klein beetje lager dan bij Mest 2. Enerzijds kwam dit beeld overeen met de verschillen in de drijfmestsamenstelling op BTT- en LET-bedrijven (Tabel 3.2), maar dit lijkt voornamelijk veroorzaakt te zijn door verschillen in het drogestofgehalte (het drogestofgehalte was bij Mest 1 lager dan bij Mest 2). De pH van de mest was iets lager bij Mest 2 dan bij Mest 1, waardoor de potentiële ammoniakemissie (AEP) juist lager was bij Mest 2 dan bij Mest 1 (in tegenstelling tot de verwachting op basis van N-totaal en TAN).

Tabel 6.4 *Mestsamenstelling van Mest 1 en Mest 2 in 2023 en 2024. Gewogen gemiddelde van vier bemestingsrondes. De mestsamenstelling per ronde staat in Bijlage 3.*

	Droge stof (g/kg)	N-totaal (g/kg)	C/N	TAN (g/kg)	TAN % N-totaal	Organische stof (g/kg)	pH	AEP (ppm NH_3)[2]	EC (mS/cm)
2023									
Mest 1	53	2,7	7,4	1,2	45	41	7,7	62	16,5
Mest 2	63	3,3	6,8	1,4	43	46	7,2	52	19,5
Verschil[1]	-16%	-17%	+9%	-13%	+5%	-12%	+6%	+20%	-16%
2024									
Mest 1	67	3,2	8,1	1,4	46	52	7,3	66	14,0
Mest 2	77	3,7	7,7	1,6	44	57	6,9	36	17,5
Verschil	-13%	-14%	+4%	-10%	+4%	-9%	+6%	+87%	-20%

[1] Verschil berekend als (Mest 1 – Mest 2) / Mest 2 x 100%.

[2] Ammoniak emissie potentieel.

De weersomstandigheden in de dagen gedurende en na bemesting en over het hele groeiseizoen werden geregistreerd bij het KNMI-station in Drachten (neerslag) of Leeuwarden (temperatuur, windsnelheid, straling) (Bijlage 3). 2023 had een erg nat voorjaar, gevolgd door een warme zomer, met relatief veel regen in de loop van de zomer en in de herfst. 2024 was opnieuw een warm en nat jaar (KNMI).

6.2.4 Metingen en data-analyses

Om de effecten van mesttoedieningstechniek en mesttype op gewas, emissies en bodem te bepalen, zijn meerdere metingen gedaan. Een totaaloverzicht van gemeten variabelen is te vinden in Bijlage 3.

Gewas

In beide jaren van de proef zijn de grasopbrengst, stikstofopbrengst, voederwaarde en stikstofbenutting bepaald. De grasopbrengst is gemeten over vier (2023) of vijf (2024) snedes per jaar. Met een Haldrup-oogstmachine zijn stroken van 1,5 bij 8 m uit de plotjes gemaaid en is de opbrengst bepaald. Een monster is gedroogd (24 uur, 70°C) voor de bepaling van het drogestofgehalte en analyse van de voederwaarde (Eurofins, Wageningen). N-totaal is bepaald met de Dumas-methode; alle overige parameters zijn op basis van NIRS bepaald.

De stikstofbenutting door gras is voor alle proef- en praktijkbehandelingen berekend met de Apparent Nitrogen Recovery (ANR). De ANR geeft aan welk percentage van de toegediende stikstof in een bepaalde behandeling (B) is opgenomen door het gras. Daarbij wordt gecorrigeerd voor de stikstofopname in een situatie zonder bemesting (de 0N-behandeling):

Formule 1

$$ANR_B = \frac{Nopbrengst_B - Nopbrengst_{0N}}{Nbemesting_B}$$

De stikstofwerking van de mest (de relatieve werking van bemesting ten opzichte van kunstmest) is berekend uit de verhouding van de ANR_B van het mestobject en de ANR van kunstmest bij 170 kg N/ha (ANR_{KM170}) met de volgende formule:

Formule 2

$$N\text{-}werking_B = \frac{ANR_B}{ANR_{KM170}}$$

Omdat het aandeel klaver in de Extensieve plotjes op Bedrijf 2 in 2024 gemiddeld 19% was, is er een inschatting gemaakt van de verwachte bijdrage van de door klaver gebonden stikstof aan de totale stikstofopbrengst in de extensieve plotjes. De stikstofbinding door klaver is geschat op basis van het aandeel klaver in de plotjes vermenigvuldigd met de drogestofopbrengst en de stikstofbinding per ton klaver (geschat

op 35-55 kg N per ton klaver, www.bemestingsadvies.nl). De gebonden stikstof kan ook resulteren in een overschatting van de berekende ANR van de bemesting. Om hiervoor te corrigeren, is de ANR ook berekend door de stikstofbinding (bij 35 en 55 kg N per ton klaver) te behandelen als stikstofinput door deze op te tellen bij de stikstofbemesting in de noemer van Formule 1.

Bodem
In oktober 2024, na twee seizoen met behandelingen, zijn bodemmetingen gedaan in alle proef- en praktijkplotjes en de N0- en N-trap-plotjes op beide locaties (2 x 28 plotjes) om inzicht te krijgen in het effect van bemestingsbehandelingen op de bodembiologie, bodemstructuur en bodemchemie. Alle metingen zijn gedaan in het centrale deel van de plotjes, waar niet overheen was gereden met de bemester.

Bodemchemische analyses (Eurofins, zie Bijlage 3) zijn uitgevoerd op bulkmonsters gestoken op 0-10 cm diepte met een graslandboor. Om de fysische bodemeigenschappen te beschrijven, zijn in elke plot twee profielkuilen gegraven op 0-25 en 25-50 cm diepte en hierin is het percentage kruimelige, rondblokkige en scherphoekige bodemdelen bepaald door experts. Daarnaast is de doorworteling en de aanwezigheid van macroporiën gescoord. Ook is op elke plot de indringingsweerstand van de bodem gemeten met een penetrometer (Eijkelkamp, tien metingen per plot, conus 1 cm^2). De bulkdichtheid en het vochtgehalte van de bodem zijn bepaald op drie plekken per plot met bodemringen op 5 cm diepte.

Om een goed beeld te krijgen van het bodemleven, zijn metingen uitgevoerd aan microbiologische PLFA, nematoden, springstaarten en mijten en wormen. Het aantal, gewicht en soorten van regenwormen zijn bepaald in twee plaggen van 20 x 20 x 20 cm per plot. De nematodengemeenschap werd bepaald in bulkmonsters genomen op 0-10 cm. In laboratorium Nemacontrol zijn de nematoden uit het grondmonster geëxtraheerd en bewaard in een potje met 4% formaline tot het moment van determinatie. Nematoden werden door het LIOS (laboratory of soil ecology and plant health) gedetermineerd tot op soortniveau en ingedeeld in vijf functionele groepen: bacterivoren, fungivoren, herbivoren, omnivoren en predatoren. De hoeveelheden en soorten springstaarten en mijten werden bepaald in drie ongestoorde monsters (5-10 cm diepte) per plot. De hoeveelheid bacteriën, schimmels en protozoa in de bodem op 0-10 cm diepte werden bepaald m.b.v. de PLFA-methode (Eurofins). Bioclear earth heeft in oktober 2024 mengmonsters genomen in alle proef- en praktijkplotjes en de N0-/N-trap-plotjes op beide locaties (2 x 28 plotjes) voor analyse van de soorten bacteriën, archaea en schimmels. De monsters zijn gestoken met een guts (5-25 cm diepte) en in het veld direct geconserveerd. Bioclear earth heeft de bacteriën, schimmels en archaea (oerbacteriën) in kaart gebracht met de DNA-techniek Next Generation Sequencing (NGS). Hiervoor is gebruikgemaakt van de Illumina MiSeq i100. De bacteriën en archaea zijn op naam gebracht op basis van het 16S rRNA gen, de schimmels zijn op naam gebracht op basis van het ITS-gen.

Daarnaast zijn op alle plotjes op beide locaties bodemmonsters genomen op 0-15 cm en 40-50 cm en geanalyseerd volgens de Vanhoof-test. Dit is een eigen meetmethode van Peter Vanhoof om het functionele bodemleven in beeld te brengen onder gecontroleerde omstandigheden gebaseerd op de Rusch-test (Rusch, 1968, zie ook *https://www.organic-forest.org/bodemvruchtbaarheid* voor verdere uitleg).

Voor meer details voor alle bodemmetingen zie ook paragraaf 3.2.2.

Lachgasemissie
In de veldproef zijn op Bedrijf 1 gedurende twee jaar de lachgasemissies gemeten. Daarvoor is gebruikgemaakt van de 'gesloten kamertechniek', zoals beschreven door Van 't Hull et al. (2025). Hiervoor is in elk veldje een pvc-ring (20 cm diameter, 10 cm hoogte) in de grond geplaatst tot een diepte van 5 cm. Voor een meting wordt een kamer (4,7 L) op de ring geplaatst en wordt na een incubatietijd van 10 tot 14 minuten de toename van de lachgasconcentratie gemeten met behulp van een PICARRO G2508 gas analyzer. Uit deze toename kunnen de emissies op het meettijdstip berekend worden door aan te nemen dat de lachgasconcentratie lineair toeneemt over de incubatietijd. Deze aanname is bij elke meetronde gecheckt door voor enkele veldjes een continue meting van 10 minuten te doen. De emissies zijn gedurende het groeiseizoen wekelijks vastgesteld, en buiten het groeiseizoen (november-februari) tweewekelijks. Cumulatieve emissies per jaar zijn bepaald door de gemeten emissiewaarden lineair te interpoleren in de tijd. Op Bedrijf 2 zijn geen lachgasemissies gemeten vanwege logistieke en budgettaire restricties.

Om een indicatie te krijgen van het totale broeikaseffectpotentieel van bemesting zijn aan de cumulatieve (directe) lachgasemissies vervolgens schattingen van indirecte lachgasemissies toegevoegd om tot een geschatte totale emissie per veldje te komen. Indirecte lachgasemissies zijn emissies die voortkomen uit andere stikstofemissies die elders weer neerdalen. Voor deze berekening zijn de standaard emissiefactoren gebruikt zoals ze in de Nederlandse rekenmethodologie zijn opgenomen (Van der Zee et al., 2025). Hierbij gelden ammoniakemissiefactoren van 0,71 voor bovengronds uitrijden en 0,17 voor zodenbemesting van drijfmest (beide o.b.v. TAN), een ammoniakemissiefactor van 0,025 voor kunstmest, een emissiefactor van 0,012 voor NO_X uit zowel drijfmest als kunstmest, en een emissiefactor van 0,01 voor lachgas uit depositie van andere stikstofemissies (allen o.b.v. totaal-N toegediend). De totale emissies zijn omgerekend naar CO_2-equivalenten, waarbij uitgegaan is van een broeikaseffectpotentieel voor N_2O van 273 keer die van CO_2 (Forster et al., 2021).

Ammoniakemissie
Ammoniakemissies zijn in deze veldproef niet gemeten, omdat werkelijke emissies niet betrouwbaar kunnen worden gemeten in kleine plots in een veldproef. Om inzicht te krijgen in de grootte van ammoniakemissie die tijdens deze proef heeft plaatsgevonden, is het Europese ALFAM-model gebruikt (Hafner et al., 2025). In dit model wordt de ammoniakemissie geschat op basis van de toedieningstechniek, hoeveelheid aangebrachte drijfmest, de TAN-concentratie, drogestofgehalte en pH van de mest en weergegevens (temperatuur, wind en regen). Dit model is geparametriseerd met data van metingen in Europa, waaronder uit Nederland.

Minerale stikstof in de bodem
De hoeveelheid minerale stikstof (nitraat en ammonium) in de bodem is bepaald in het najaar van 2023 en 2024 op dieptes van 0-30, 30-60 en 60-90 cm (Eurofins). De minerale stikstof die in het najaar nog in de bodem zit (met name in de diepere lagen), heeft het risico uit te spoelen naar grond- of oppervlaktewater en daarmee verloren te gaan voor de gewassen. In het kader van onderzoek naar bedrijfsspecifieke doelsturing is de hoeveelheid minerale stikstof in de 0-90 cm laag na de oogst een van de mogelijke indicatoren.

Stikstofbodemoverschot
Het stikstofbodemoverschot is berekend als de som van stikstof toegediend via bemesting, stikstofbinding (geschat o.b.v. klaveropbrengst, zie boven) en het stikstofleverend vermogen van de bodem minus de stikstofopname door het gewas. Het stikstofleverend vermogen van de bodem is de stikstofopbrengst van de plots zonder bemesting (gecorrigeerd voor geschatte stikstofbinding). De stikstofdepositie was ongeveer 17 kg N/ha, maar deze is niet meegerekend in het stikstofbodemoverschot, omdat deze indirect al in het stikstofleverend vermogen van de bodem zit verwerkt (ervan uitgaande dat 100% van depositie wordt benut door het gras). Aangezien deze waarde voor alle plots gelijk is, heeft dit ook geen effect op onderlinge verschillen tussen behandelingen.

Statistische analyses
Er zijn verschillende statistische analyses uitgevoerd om de verzamelde data te analyseren. Allereerst is er met een ANOVA getest of er een effect is van de toedieningstechniek of mesttype op de gemeten factoren. Hiervoor zijn enkel de vier behandelingen uit de set "proef" geanalyseerd, met het volgende model:

$$y = Toedieningstechniek * Mesttype * Locatie * Jaar + LocatieBlokPlot + \epsilon \qquad \text{(Model Proef)}$$

Hierin zijn toedieningstechniek, mesttype, locatie en jaar en de interacties daartussen als vast effect meegenomen. LocatieBlokPlot is als willekeurig effect meegenomen en ϵ als foutterm.

Vervolgens zijn alle "proef", "praktijk" en soms N0-behandelingen gezamenlijk getest met het volgende ANOVA-model:

$$y = Behandeling * Locatie * Jaar + LocatieBlokPlot + \epsilon \qquad \text{(Model Behandeling)}$$

Hierin zijn behandeling, locatie en jaar en de interacties daartussen als vast effect meegenomen. LocatieBlokPlot is als willekeurig effect meegenomen en E als foutterm.

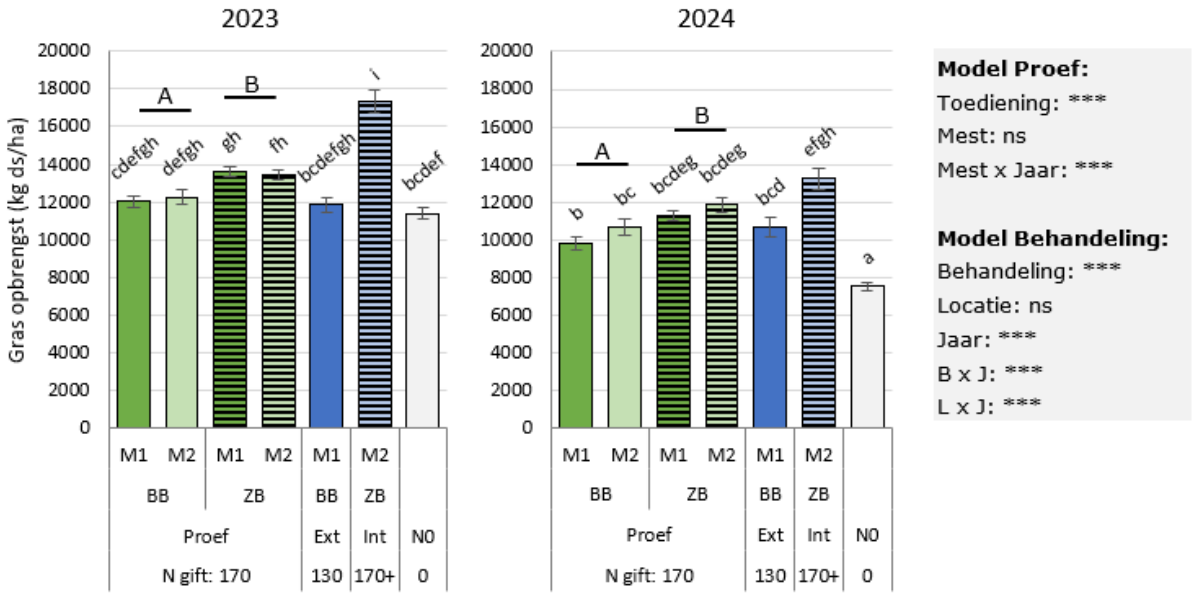
Wanneer variabelen alleen in 2024 gemeten zijn, is het Jaar-effect uit het model gehaald en is de willekeurige term aangepast naar LocatieBlok. Variabelen met niet-normaal verdeelde residuals zijn met een vergelijkbaar model geanalyseerd met de non-parametrische Aligned Rank Transform test. Alle statistische analyses zijn uitgevoerd met R-software (R Core Team, 2025).

6.3 Resultaten en discussie

6.3.1 Gewas

De belangrijkste resultaten worden hieronder toegelicht en gepresenteerd in figuren. Voor een volledig overzicht van behandelingsgemiddeldes en resultaten van de statistische analyses wordt naar Bijlage 3 verwezen.

Opbrengst
De grasopbrengst verschilde significant tussen bovengrondse bemesting en zodenbemesting (Figuur 6.1) en was gemiddeld 1354 kg droge stof/ha (12%) hoger bij zodenbemesting. In 2023 was er geen effect van type mest op gewasopbrengst, in 2024 resulteerde Mest 2 in een iets hogere grasopbrengst dan Mest 1 (significante Mest x Jaar interactie). De opbrengst van de behandeling Extensief was vergelijkbaar met de twee proefbehandelingen met bovengrondse bemesting. De kleine reductie in drijfmestbemesting van de Extensief-behandeling resulteerde dus niet in een meetbaar lagere opbrengst, en werd mogelijk deels gecompenseerd door de klaver (zie ook paragraaf Stikstofopbrengst). De hoogste opbrengst (gemiddeld 15.283 kg droge stof/ha) werd gehaald bij de Intensief-behandeling, en is waarschijnlijk het resultaat van het hogere stikstofbemestingsniveau (zowel drijfmest als kunstmest). Het verschil met de andere behandelingen was kleiner in 2024 dan in 2023. De gemiddelde opbrengst in 2024 lag significant lager (16%) dan in 2023, met een groter verschil op Bedrijf 2 dan op Bedrijf 1. De onderlinge verhoudingen tussen behandelingen waren erg vergelijkbaar voor de twee bedrijven en de twee jaren.



Figuur 6.1 *Het effect van toedieningstechniek (BB = bovengronds; ZB = zodenbemesting) en drijfmesttype (M1 en M2) bij een stikstofgift van 170 kg / ha (Proef) en een Extensief (Ext, lagere bemesting, klaver) en Intensief (Int, met kunstmest) en onbemeste (N0) behandeling op de grasopbrengst (kg droge stof/ha) in 2023 (links) en 2024 (rechts) gemiddeld over bedrijf 1 en bedrijf 2; n = 8, foutbalk = standaardfout). Behandelingen met niet-overlappende gelijke letters boven de balken zijn statistisch significant verschillend volgens model "Proef" (hoofdletters) of model "Behandeling" (kleine letters). Significante effecten worden weergegeven met ** = P < 0,01; * = P < 0,05; . = P < 0,1 en ns = niet significant.*

Stikstofopbrengst
De stikstofopbrengst vertoonde een vergelijkbaar patroon als de totale grasopbrengst (zie Bijlage 3). De stikstofopbrengst was significant hoger bij zodenbemesting (256 kg N/ha) dan bij bovengrondse bemesting (224 kg N/ha). Er was geen effect van mesttype op de stikstofopbrengst. De N-opbrengst van de Extensief-behandeling was gemiddeld genomen vergelijkbaar met de "Proef-BB"-behandelingen. Intensief had de hoogste stikstofopbrengst; gemiddeld 378 kg N/ha. De stikstofopbrengst was in 2023 hoger dan in 2024, maar dit verschilde per bedrijf: bij Bedrijf 1 was het verschil iets meer dan 50 kg N/ha, terwijl het op Bedrijf 2 met 100 kg N/ha verschilde.

De berekende stikstofbinding door klaver in de Extensief-behandeling op Bedrijf 2 in 2024 varieerde van 86 tot 128 kg N/ha (op basis van 35 en 55 kg N/ton klaver). Dit kwam overeen met respectievelijk 38% en 57% van de totale stikstofopbrengst van gras en klaver.

Het stikstofleverend vermogen van de bodem (de stikstofopbrengst op de N0-plotjes zonder stikstofbemesting) was in 2023 228 kg N/ha en in 2024 136 kg N/ha. Het grote verschil tussen de twee jaren wordt waarschijnlijk (deels) veroorzaakt door de rijsporen die in 2023 niet aanwezig waren op de N0-plotjes en in 2024 wel. Daarnaast was de stikstofvoorraad in de bodem in 2024 waarschijnlijk lager dan in 2023, omdat er in 2023 niet bemest is op deze N0-plotjes.

Voederwaarde
Het ruweiwitgehalte was significant hoger voor zodenbemesting (122 g/kg) ten opzichte van bovengrondse bemesting (117 g/kg) en dit reflecteert de hogere stikstofopname bij zodenbemesting. Er was geen effect van mesttype op het ruweiwitgehalte. Het ruweiwitgehalte van de Extensief-behandeling was hoger voor Bedrijf 2 (132 g/kg) dan voor Bedrijf 1 (116 g/kg) en weerspiegelt het hogere stikstofgehalte van de klaver op Bedrijf 2. Het ruweiwitgehalte was het hoogst voor de Intensief-behandeling (150 g/kg). De DVE en OEB volgden hetzelfde patroon als ruw eiwit; de grootste verschillen in DVE en OEB waren te zien in de Intensief-behandeling, met significant hogere DVE (82 g/kg) en OEB (-6 g/kg). DVE was iets lager (maar wel statistisch significant) bij bovengrondse bemesting (gemiddeld 74 g/kg) ten opzichte van zodenbemesting (gemiddeld 76 g/kg). De OEB was ook iets lager bij bovengrondse bemesting, voornamelijk veroorzaakt door verschillen op Bedrijf 1, van gemiddeld -29 bij bovengrondse bemesting tot gemiddeld -26 bij zodenbemesting.

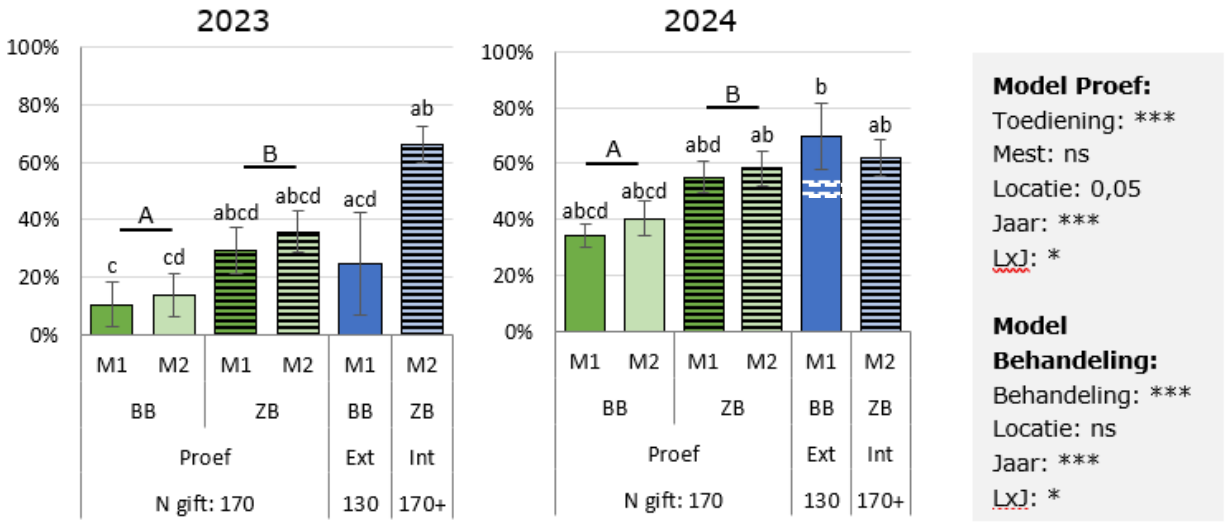
De VEM (gemiddeld 896) en VCOS (verteerbaarheidscoëfficiënt organische stof, gemiddeld 74,5%) waren gemiddeld significant hoger bij zodenbemesting dan bovengrondse bemesting, maar het verschil was erg klein (<1% toename). In beide gevallen was er geen effect van mesttype.

Voor een gedetailleerd overzicht van voederwaardes voor alle behandelingen wordt naar Bijlage 3 verwezen.

Stikstofbenutting
De stikstofbenutting door gras is berekend als ANR (Figuur 6.2, Formule 1). De lage berekende benutting in 2023 werd waarschijnlijk grotendeels veroorzaakt door de rijsporen door de bemester in de proef- en praktijk-behandelingen, terwijl deze sporen niet bij de N-trap aanwezig was. Zorgvuldig bodemgebruik kan dus een grote impact op de grasopbrengst hebben. In 2024 is ook met de bemester over de N-trap-plotjes gereden en dit is waarschijnlijk de reden dat de percentages ANR in 2024 beter overeenkomen met de verwachting. Het verschil tussen bovengrondse en zodenbemesting lag in beide jaren rond de 20 procentpunt, in het voordeel van zodenbemesting. Daarnaast leek Mest 2 een iets hogere stikstofbenutting te hebben dan Mest 1 (5 procentpunt), maar dit was niet statistisch significant.

De stikstofbenutting voor Extensief lag in 2023 tussen het niveau van Proef-BB en Proef-ZB in, maar was in 2024 (ANR 70%) hoger dan alle andere behandelingen. Dit werd veroorzaakt door het effect van klaver in de Extensief-behandeling op Bedrijf 2 in dat jaar, aangezien klaver zorgt voor een extra stikstofinput die hier niet meegerekend is. Als we de ANR berekenen met de berekende stikstofbinding op basis van 35 of 55 kg N per ton klaver als extra input (Formule 2), dan is de gemiddelde ANR voor Extensief in 2024 respectievelijk 53% en 49% (witte lijntjes in Figuur 6.2).

De ANR voor de Intensief-behandeling was relatief hoog (66% en 62% in 2023 en 2024). Dit heeft er deels mee te maken dat deze waarde inclusief de benutting van de stikstof uit kunstmest is. Als we de ANR van Intensief corrigeren voor de ANR van kunstmest (respectievelijk 69% in 2023 en 71% in 2024), dan kwam de geschatte ANR exclusief de bijdrage van kunstmest uit op 59% en 53% in 2023 en 2024. In 2023 was de ANR van Intensief hoger dan voor de overige behandelingen, mogelijk is dat gerelateerd aan minder rijsschade (slechts twee drijfmestapplicaties in plaats van vier) en de relatief hoge stikstofgift, waardoor het opbrengstverschil met de onbemeste plotjes groter was.



Figuur 6.2 *Het effect van toedieningstechniek (BB = bovengronds; ZB = zodenbemesting) en drijfmesttype (M1 en M2) bij een stikstofgift van 170 kg / ha (Proef) en een Extensief (Ext, lagere bemesting, klaver) en Intensief (Int, met kunstmest) en onbemeste (N0) behandeling op de ANR (%, benutting van stikstofbemesting) in 2023 (links) en 2024 (rechts) gemiddeld over Bedrijf 1 en Bedrijf 2; n = 8, foutbalk = standaardfout). Behandelingen met niet-overlappende gelijke letters boven de balken zijn statistisch significant verschillend volgens model "Proef" (hoofdletters) of model "Behandeling" (kleine letters). Significante effecten worden weergegeven met ** = P < 0,01; * = P < 0,05; . = P < 0,1 en ns = niet significant. De witte lijntjes voor behandeling Ext geven de waardes weer gecorrigeerd voor de berekende stikstofbinding door klaver o.b.v. 35 en 55 kg N per ton klaver (opgeteld bij noemer in Formule 1). ANR voor behandeling Int is voor de gehele bemesting (kunstmest en drijfmest).*

Stikstofwerkingscoëfficiënt

De stikstofwerkingscoëfficiënt geeft aan met hoeveel kunstmeststikstof de werking van 100 kg N uit drijfmest overeenkomt (zie ook www.Bemestingsadvies.nl. Deze is alleen berekend voor de behandelingen met mesttoedieningstechnieken bij 170 kg N / ha (Proef), om vertekening door de bijdrage van klaver en kunstmest uit te sluiten. In beide jaren was de stikstofwerking significant (P<0,001) hoger voor zodenbemesting (52% in 2023 en 87% in 2024, gem. 70%) dan voor bovengrondse bemesting (13% en 57%, gem 35%). Er was geen significant effect van mesttype. In 2023 was de stikstofwerking lager dan voor 2024, zoals eerder besproken bij ANR.

Discussie over effecten van toedieningstechniek op grasopbrengst en stikstofbenutting

Zowel de stikstofopbrengst als de totale grasopbrengst was significant hoger bij zodenbemesting vergeleken met bovengrondse bemesting, respectievelijk 16% en 12%, wat overeenkomt met eerder Nederlands onderzoek (Huijsmans et al., 2016). De gemeten toename in opbrengst bij zodenbemesting geeft aan dat het positieve effect van een hogere beschikbaarheid van stikstof door zodenbemesting groter was dan het mogelijke nadelige effect door insnijden van de bodem.

De stikstofbenutting uitgedrukt als stikstofwerking was in het onderzoek van Huijsmans et al. (2016) gemiddeld 20 procentpunt hoger bij zodenbemesting dan bij bovengrondse bemesting. In de huidige proef

was dat verschil nog iets groter (gemiddeld 34 procentpunt). Zoals eerder beschreven, werd het absolute ANR-niveau sterk beïnvloed doordat er in 2023 niet over de N0-plotjes heen is gereden. In 2024 werd de ANR mogelijk juist iets overschat doordat het op basis van een tweedejaars onbemest plotje werd berekend. Echter, bovenstaande had geen effect op het verschil in ANR tussen de verschillende bemestingsbehandelingen, en deze verschillen waren consistent over beide jaren. De enige uitzondering hierop was de Intensief-behandeling die in 2023 een relatief hoge opbrengst en stikstofbenutting had ten opzichte van de andere behandelingen.

6.3.2 Bodem

Chemische bodemeigenschappen
Over het algemeen waren er geen eenduidige effecten van toedieningstechniek of mesttype op de chemische bodemsamenstelling aan het einde van deze tweejarige proef (zie Bijlage 3). De pH en de CEC waren lager bij N0 dan bij de andere behandelingen. Daarnaast was er een aantal kleine, maar inconsistente verschillen tussen toedieningstechniek en mesttype.

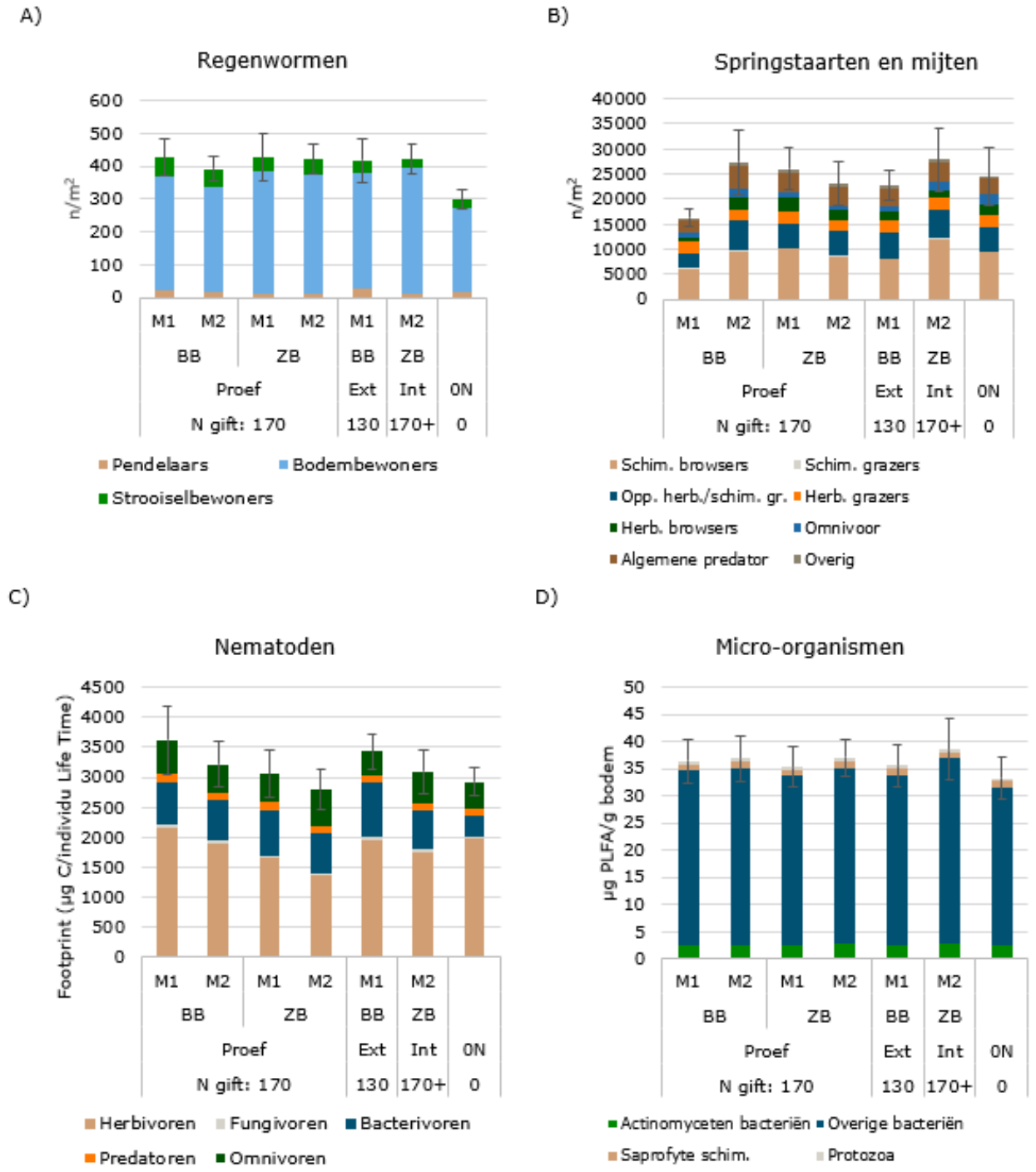
Fysische bodemeigenschappen
Er waren ook geen (consistente) effecten te zien van toedieningstechniek en mesttype op de bodemfysische eigenschappen, zoals kruimelige of scherp-blokkige bodemdelen, bulkdichtheid, indringingsweerstand, beworteling en macroporiën. Tijdens de proef was er geen sprake van scheurvorming en de sleuven die gemaakt werden bij het zoden bemesten, waren na een paar weken al nauwelijks meer zichtbaar. Dit beeld komt overeen met de resultaten uit hoofdstuk 5, waarin er op zandgrond (zelfs tijdens droogte) geen zichtbaar effect was van zodenbemesting op scheur- of sleufvorming.

In de praktijk wordt bovengrondse bemesting vaak uitgevoerd met kleinere, lichtere machines, terwijl voor zodenbemesting vaak zware machines worden gebruikt. Die zware machines kunnen zorgen voor verdichting van het land en door de trekkracht van de banden kan de zode beschadigd raken (paragraaf 2.7.2). In de huidige proef zijn voor beide toedieningstechnieken dezelfde machines gebruikt, dus dit effect speelt in deze proef geen rol. Ook het effect van mesttype was verwaarloosbaar en dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de relatief kleine verschillen in mestsamenstelling tussen de twee drijfmesttypes.

Bodembiologie
Voor het bodemleven is gekeken naar regenwormen, springstaarten en mijten, nematoden, schimmels en bacteriën. Over het algemeen waren de effecten van toedieningstechniek, mesttype en praktijkscenario's op het bodemleven in deze proef zeer beperkt. Wel waren er grote verschillen tussen de bedrijven, deze worden aan het einde van dit hoofdstuk verder besproken.

Regenwormen
Er was geen effect van toedieningstechniek op het aantal regenwormen (gemiddeld 402 per m^2), de totale regenwormbiomassa, het aantal gevonden soorten en de aantallen strooiselbewoners, bodembewoners en pendelaars (Figuur 6.4A, Bijlage 3). Dit komt overeen met het literatuuronderzoek (hoofdstuk 2), waarin werd geconcludeerd dat er geen eenduidig bewijs is voor langdurige negatieve effecten van zodenbemesting op het aantal regenwormen in de bodem. In de literatuur staan zowel positieve als negatieve effecten beschreven en deze verschillen vaak per meetperiode en per ecologische groep.

Ook van het type mest werd nauwelijks een effect gezien, enkel dat op Bedrijf 2 het aantal strooiselbewoners bij Mest 1 hoger was dan bij Mest 2, maar dit was op Bedrijf 1 niet het geval. Aangezien de samenstelling van de twee drijfmesten niet sterk verschillend was (en de totale stikstofbemesting gelijk was), is de afwezigheid van effecten niet verrassend. Ook de "praktijk"-behandelingen hadden geen significant effect op het bodemleven. De controle, zonder bemesting, resulteerde wel in een significant lager aantal regenwormen. Dit komt overeen met de resultaten uit eerdere onderzoeken, die ook veelal een positief effect van bemesting op regenwormen laten zien (Van Eekeren et al., 2009). Dit kan zowel een direct effect zijn door de toevoeging van (stikstofrijke) organische stof in drijfmest, maar ook een indirect effect, door de toename van de hoeveelheid en kwaliteit van gewasresten bij hogere bemestingsniveaus.



Figuur 6.3 *Bodembiologie gemeten in 2024: A) aantallen wormen per functionele groep, B) aantallen springstaarten en mijten per functionele groep, C) nematoden footprint en D) micro-organismen (PLFA). Waardes zijn gemiddelde van de twee bedrijven (n=8) en de foutbalken geven de standaardfout van het totaal weer.*

Springstaarten en mijten

Er was geen significant hoofdeffect van toedieningstechniek op het totale aantal springstaarten en mijten (gemiddeld 23980 per m^2) en voor de verschillende functionele groepen. Mesttype zelf had enkel een significant effect op het aantal opportunistische herbofungivore grazers, waarbij Mest 1 minder had bij bovengrondse bemesting op Bedrijf 1. De behandeling (geanalyseerd met model Behandeling) had enkel effect op het totale aantal springstaarten en mijten, waarbij BB-M1 het laagst scoorde en BB-M2 en Intensief het hoogst.

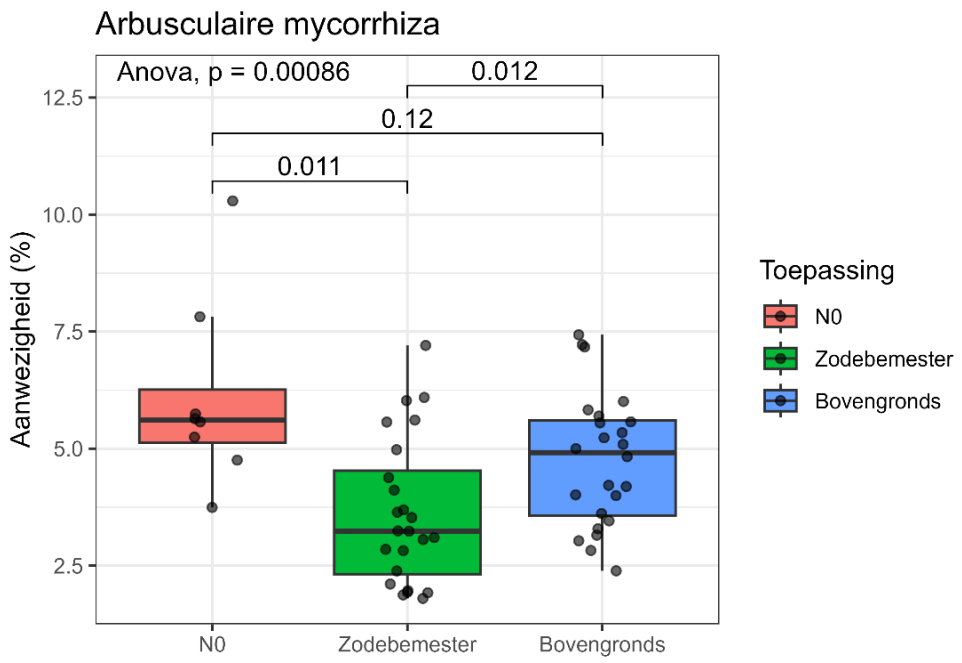
Nematoden
Nematoden zijn weergegeven als de footprint (µg C/individu Life Time) van de verschillende functionele groepen (Figuur 6.4C). De herbivore footprint was significant hoger bij bovengrondse bemesting dan bij zodenbemesting. Dit kan gerelateerd zijn aan een hogere activiteit aan beworteling bij een lagere stikstofbeschikbaarheid in de bodem bij bovengronds mest uitrijden. Er is echter geen significant verschil van beworteling tussen de behandelingen gemeten. De onbemeste behandeling had het laagst aantal bacterivore nematoden en het hoogst aantal herbivore nematoden, wat gerelateerd is aan geen bemesting (minder voedsel voor bacterivore nematoden) en mogelijk meer activiteit van wortels door geen bemesting, wat resulteert in meer voedsel voor herbivore nematoden. Er waren verder geen significante effecten van toedieningstechniek en mesttype op de overige nematodengroepen. Ook de twee praktijkbehandelingen waren niet significant verschillend van elkaar of van de proefbehandelingen.

Micro-organismen
Micro-organismen zijn gemeten met behulp van PLFA (Figuur 6.4D). Deze methode is gevoelig voor veranderingen door beheer, zoals bemesting en verstoring. Mesttoedieningstechniek had geen significant hoofd-effect op de micro-organismen (PLFA). Alleen voor het aantal saprofyte schimmels was er een significante interactie tussen toedieningstechniek en locatie. Op Bedrijf 1 was het aantal saprofyte schimmels bij bovengrondse bemesting iets hoger dan bij zodenbemesting en op Bedrijf 2 was dit andersom, maar de verschillen tussen de twee toedieningstechnieken waren op geen van beide bedrijven significant. Mesttype had geen significant effect op de geteste microbiële groepen.

Microbiologie DNA techniek
Een beoordeling van de bodemkwaliteit op basis van bacteriën en schimmels is lastig. Naast positieve effecten op bodem en gewas kunnen bacteriën en schimmels namelijk ook negatieve effecten veroorzaken, zoals emissies van lachgas en methaan, en vorming van nitriet en andere schadelijke verbindingen (bv. uit afbraak van organische verontreinigingen). DNA-analyses kunnen meer inzicht geven in de aanwezigheid van specifieke (functionele) soorten en groepen, maar maken, in tegenstelling tot PLFA, geen onderscheid tussen actieve en dode organismen.

Voor ieder type micro-organisme (bacteriën, schimmels en archaea) is de microbiële diversiteit (Shannon index) van de bodem bepaald per behandeling. Er werd geen significant effect van toedieningstechniek op de diversiteit gevonden. Alleen voor de schimmels was er een significant lagere diversiteit in de plots die werden bemest ten opzichte van de referentie die geen stikstof heeft ontvangen (N0). Arbusculaire mycorrhiza (AM) zijn schimmels die samenwerken met de wortels van planten en een positieve invloed kunnen hebben op de gezondheid van het gewas. Het aandeel AM was significant hoger wanneer bovengronds werd bemest ten opzichte van zodenbemesting ($p=0,012$) (Figuur 6.5). Tevens was er een significant hoger aandeel AM aanwezig in de referentie behandelingen die geen stikstof hebben ontvangen (N0) ten opzichte van de behandelingen met zodenbemesting ($p=0,011$). De hogere aanwezigheid van AM bij N0 en bovengronds bemesten kan verklaard worden door de negatieve reactie van AM op stikstof (Han et al., 2020). Bij bovengrondse bemesting komt er minder ammoniakale stikstof in de bodem terecht, waardoor de AM minder worden onderdrukt.

Denitrificatie is een biologisch proces waarbij nitraat door bacteriën wordt omgezet naar stikstofgas (N_2). Bij onvolledige denitrificatie kan het broeikasgas lachgas ontstaan (N_2O). In de data is een trend waarneembaar (niet significant) waarbij er een hoger aandeel denitrificerende bacteriën aanwezig is in de plots met zodenbemesting (resultaten niet getoond). Deze resultaten sluiten aan bij de emissiemetingen (paragraaf 6.3.3), waarbij hogere lachgasemissies zijn gemeten bij de behandelingen met zodenbemesting. Er werden geen significante verschillen tussen bovengrondse toediening en zodenbemesting gevonden in de overige microbiologische groepen.



Figuur 6.4 *Het aandeel arbusculaire mycorrhiza op de onbemeste plots (N0) en de proefbehandelingen met zodenbemesting of bovengrondse drijfmest toediening (gemiddeld over beide bedrijven en drijfmest types, exclusief de praktijkbehandelingen).*

Vanhoof-test
Er waren nagenoeg geen significante verschillen in de Vanhoof-test tussen de behandelingen. Voor resultaten zie Bijlage Tabel S6.9. Net zoals andere bodemmetingen liet de Vanhoof-test duidelijk verschillen zien tussen de twee proefpercelen.

Locatie effecten
Er waren duidelijk verschillen in de hoeveelheid en samenstelling van het bodemleven tussen de twee proefpercelen op twee verschillende bedrijven. Zo kwamen op Bedrijf 2 meer regenwormen, saprofyte schimmels, bacteriën, protozoa en herbivore, omnivore en predatore nematoden voor, terwijl er op Bedrijf 1 meer springstaarten en mijten en meer bacterivore nematoden voorkwamen. De effecten van de locatie waren over het algemeen veel groter dan de behandelingseffecten (dit geldt ook voor de DNA-resultaten). Het is echter lastig om deze verschillen toe te schrijven aan specifieke bedrijfs- of perceelskenmerken in relatie tot mesttoedieningstechniek en mestsamenstelling.

Discussie over effecten van toedieningstechniek op bodemkwaliteit en bodemleven
Het effect van toedieningstechniek op bodemkwaliteit en bodemleven is een belangrijk discussiepunt dat erg leeft in de praktijk. In deze proef kon na twee jaar een directe vergelijking worden gemaakt tussen bovengrondse bemesting en zodenbemesting voor twee types drijfmest op twee locaties (al dan niet met een voorgeschiedenis van bovengrondse toediening) op zandgrond. Alleen het aandeel arbusculaire mycorrhiza was hoger op de bovengrondse plots ten opzichte van met een zodenbemester bemeste plots, wat gerelateerd was aan de lagere hoeveelheid stikstof die in de bodem terechtkomt bij bovengrondse mesttoediening. Op de onbemeste plots zonder stikstof was het aandeel arbusculaire mycorrhiza nog hoger. Over het algemeen waren er geen of nauwelijks effecten van toedieningstechniek en drijfmesttype op bodemchemische, -fysische en -biologische parameters. Deze resultaten kwamen overeen met de metingen naar de langetermijneffecten in hoofdstuk 3.

Mogelijke effecten die in de praktijk spelen en niet zijn meegenomen in de huidige proefopzet:
- Bovengrondse bemesting wordt vaak uitgevoerd met kleinere, lichtere machines, terwijl voor zodenbemesting vaak zware machines worden gebruikt. Die zware machines kunnen zorgen voor verdichting van het land en door de trekkracht van de banden kan de zode beschadigd raken (hoofdstuk 2). In deze proef zijn voor beide toedieningstechnieken dezelfde machines gebruikt, dus dit

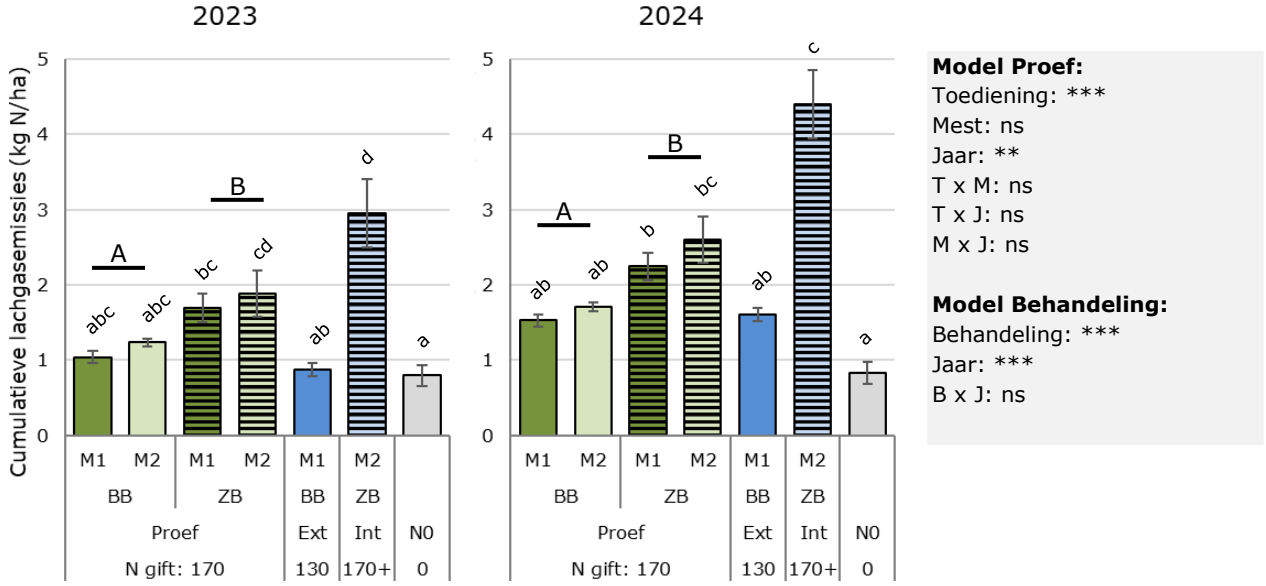
effect speelt in deze proef geen rol. In de langetermijnproef (hoofdstuk 3) werd er een effect gemeten op een betere bodemstructuur en beworteling bij bovengrondse mesttoediening.

- De bodemmetingen werden uitgevoerd op plots waarop de verschillende behandelingen gedurende twee jaren waren toegepast. Mogelijk is er een groter effect op een langere termijn dan twee jaar, omdat bepaalde bodemprocessen of verschuivingen in bodembiologie pas op langere termijn zichtbaar worden. Deze mogelijke langetermijneffecten zijn in de langetermijnproef (hoofdstuk 3) gemeten, maar ook hier waren er geen duidelijk effecten op de bodembiologie.
- De verschillen tussen de mesttypes (N-totaal, N-TAN) waren beperkt in deze proef.
- De meeste bodemmetingen zijn uitgevoerd in monsters die in het najaar van het tweede jaar zijn genomen. Dit is een momentopname, maar geven juist inzicht in de blijvende effecten.

6.3.3 Stikstofemissies

Lachgasemissies

De cumulatieve lachgasemissies waren hoger in 2024 dan in 2023, met name door hogere emissies na bemestingen in de zomer van 2024 (eind juni – eind september; zie Figuur 6.5). Dit effect kwam ook naar voren in beide statistische modellen (Figuur 6.5). Binnen de proefopzet was er daarnaast een significant effect van toedieningstechniek op lachgasemissies, waarbij zodenbemesting leidde tot hogere emissies dan bovengronds aanwenden. Dit effect is al eerder gerapporteerd in de literatuur (Thorman et al., 2020; Velthof & Mosquera, 2011b; Web et al., 2010) en wordt vaak gerelateerd aan hogere NH_3-emissies bij bovengrondse toediening, waardoor er minder stikstof in de bodem overblijft voor nitrificatie en denitrificatie, de processen waarbij lachgas gevormd wordt. Hoewel de emissies uit Mest 2 in alle gevallen iets hoger waren dan die uit Mest 1, was er geen significant effect van mestsoort of een interactie tussen mestsoort en toediening op lachgasemissie. De extensieve behandeling met een verlaagde stikstofgift leidde tot een cumulatieve emissie die vergelijkbaar was met de controle en met de behandelingen binnen de proef waar bovengronds bemest werd. De intensieve behandeling met zodenbemesting en extra kunstmestgift leidde daarentegen tot de hoogste lachgasemissies gemeten in de hele veldproef, waarbij ook de emissies uit de kunstmesttrappen (niet in de figuur weergegeven) werden overschreden. Het is bekend dat een combinatie van dierlijke mest en kunstmest vaak leidt tot verhoogde lachgasemissies door de combinatie van nitraat uit kunstmest en makkelijk afbreekbare koolstof uit de drijfmest.



Figuur 6.5 *Cumulatieve lachgasemissies over 2023 (april 2023-maart 2024) en 2024 (april 2024-december 2024) gemeten op Bedrijf 1 (n = 4, foutbalk = standaardfout). Voor behandelingen en afkortingen, zie Tabel 6.1. Behandelingen binnen een jaar met niet-overlappende gelijke letters boven de balken zijn statistisch significant verschillend volgens model Proef (hoofdletters) of model Behandeling (kleine letters).*

De lachgasemissiefactoren berekend in deze studie waren gemiddeld hoger dan de emissiefactoren gebruikt in de NEMA-methodiek. Emissiefactoren voor N_2O-emissie voor behandelingen met bovengrondse bemesting varieerden van 0,15 tot 0,62% van toegediende N (Tabel 6.5), waar in de Nederlandse methodiek een emissiefactor van 0,1% aangehouden voor bovengrondse aanwending op grasland op minerale gronden (Van der Zee et al., 2025). Voor zodenbemesting is deze waarde 0,3%, terwijl de emissiefactoren in de veldproef uiteenliepen van 0,56 tot 1,03% in de behandelingen waar alleen zodenbemesting werd toegepast. De berekende indirecte lachgasemissies (op basis van emissiefactoren gebruikt in de NEMA-methodiek) variëren sterk in grootte (0,03-0,56 kg N_2O-N/ha) en waren in sommige gevallen hoger dan de gemeten directe emissies. De indirecte emissies laten daarbij een effect van mesttoedieningstechniek zien dat omgekeerd is aan dat van de directe emissies, waarbij bovengrondse toediening leidt tot hogere indirecte lachgasemissies, met name door hogere ammoniakemissies na aanwending. Als de directe en indirecte emissies worden opgeteld, zijn er geen significante verschillen meer te zien van toedieningstechniek binnen de proef.

Tabel 6.5 *Totale directe en indirecte N_2O-emissies (kg N/ha en ton CO_2-eq/ha) en N_2O-emissiefactoren in 2023 en 2024.*

		Directe N_2O-emissies kg N/ha		**Emissiefactor % van N toegediend**		**Indirecte N_2O-emissies kg N/ha**		**Totale emissies ton CO_2-eq/ha**	
Set	**Behandeling**	**2023**	**2024**	**2023**	**2024**	**2023**	**2024**	**2023**	**2024**
Proef	BB-M1	0,24 ± 0,40	0,70 ± 0,58	0,15 ± 0,25	0,43 ± 0,35	0,53	0,56	0,33 ± 0,17[ab]	0,54 ± 0,25[a]
	BB-M2	0,44 ± 0,19	0,88 ± 0,48	0,27 ± 0,12	0,51 ± 0,28	0,51	0,41	0,41 ± 0,08[ab]	0,62 ± 0,21[a]
	ZB-M1	0,90 ± 0,61	1,42 ± 0,48	0,56 ± 0,38	0,86 ± 0,29	0,14	0,15	0,45 ± 0,26[ab]	0,67 ± 0,21[a]
	ZB-M2	1,09 ± 0,83	1,77 ± 0,76	0,68 ± 0,51	1,03 ± 0,44	0,14	0,15	0,53 ± 0,36[b]	0,82 ± 0,33[ab]
Praktijk	Ext	0,07 ± 0,37	0,77 ± 0,85	0,06 ± 0,31	0,62 ± 0,68	0,40	0,42	0,20 ± 0,16[ab]	0,51 ± 0,37[a]
	Int	2,16 ± 1,14	3,58 ± 0,84	0,69 ± 0,36	1,22 ± 0,39	0,20	0,19	1,01 ± 0,49[c]	1,61 ± 0,49[b]
N-trap	N85	0,23 ± 0,28	0,84 ± 0,34	0,27 ± 0,33	0,99 ± 0,40	0,03	0,03	0,11 ± 0,12[a]	0,38 ± 0,14[a]
	N170	0,45 ± 0,17	2,34 ± 1,24	0,26 ± 0,10	1,38 ± 0,73	0,06	0,06	0,22 ± 0,07[ab]	1,03 ± 0,53[ab]

Ammoniakemissies

De huidige proefopzet (met kleine, naast elkaar gelegen proefveldjes) leende zich slecht voor betrouwbare ammoniakemissiemetingen tijdens en na het uitrijden van drijfmest. Om toch enig inzicht in de mogelijke verschillen in ammoniakemissie te krijgen, zijn er simulaties uitgevoerd met het ALFAM2 model (Hafner et al., 2025) voor alle uitrijmomenten in 2023 en 2024. In dit model wordt de ammoniakemissie geschat op basis van de toedieningstechniek, hoeveelheid aangebrachte drijfmest, de TAN-concentratie, drogestofgehalte en pH van de mest en weergegevens (temperatuur, wind en regen) in de 48 uur volgend op het uitrijden. De gemodelleerde ammoniakemissie (% van toegediende TAN) was 17% voor zodenbemesting, wat gelijk is aan de huidige gebruikte emissiefactor in EmissieRegistratie (17%, van der Most, 2025). De gemodelleerde ammoniakemissie voor bovengrondse bemesting was 55%, wat iets lager ligt dan de Nederlandse emissiefactor van 71% in NEMA.

Het verschil in de voorspelde ammoniakemissie voor Mest 1 en Mest 2 was verwaarloosbaar (slechts 0,5% emissie). Dit was ook naar verwachting, aangezien de mestsamenstelling niet zo verschillend was als eerder gedacht. Het effect van mesttype was dus veel kleiner dan het effect van toedieningstechniek. Als gevolg daarvan waren de berekende emissiefactoren voor behandeling Extensief en Intensief vergelijkbaar met de emissiefactoren voor respectievelijk bovengrondse toediening en zodenbemesting. Omgerekend naar kg N per ha bedroeg de berekende ammoniakemissie gemiddeld 40 kg N/ha voor bovengrondse bemesting en

13 kg N/ha voor zodenbemesting, een verschil van 28 kg N/ha (Tabel 6.4). De voorspelde ammoniakemissie was ruim 17 kg N/ha hoger voor behandeling Extensief dan voor Intensief: de lagere drijfmestgift bij Extensief kon dus niet compenseren voor de hogere voorspelde emissiefactor als gevolg van het bovengronds uitrijden.

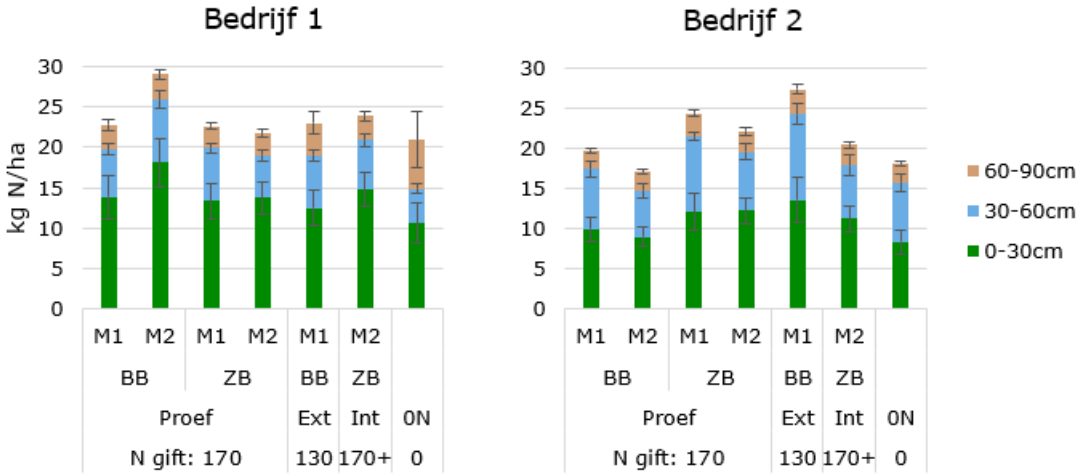
Tabel 6.6 *Overzicht van het effect van toedieningstechniek (BB=bovengrondse bemesting, ZB = zodenbemesting), mesttype en praktijk scenario op stikstofinput, output, verliezen en bodem stikstofbalans op perceelsniveau (kg N/ha). De gemiddeldes en de % verschillen ((A-B)/B x 100%) staan weergegeven gemiddeld over de twee meetjaren en twee bedrijven.*

	Toedieningstechniek				**Mesttype**				**Praktijk scenario**			
	BB	**ZB**	**BB-ZB**	**%**	**M1**	**M2**	**M1-M2**	**%**	**Ext**	**Int**	**Ext-Int**	**%**
Stikstof input	353	353	-1	0%	351	356	-5	-1%	359	495	-136	-27%
Drijfmest	165	165	0	0%	163	167	-4	-2%	122	164	-42	-26%
Kunstmest	0	0	0	0%	0	0	0	0%	0	140	-140	-100%
Stikstofbinding klaver[1]	6	7	-1	-9%	6	8	-1	-16%	55	8	46	562%
Bodem N-levering[2]	182	182	0	0%	182	182	0	0%	182	182	0	0%
Stikstof output												
Opname gras	223	256	-33	-13%	235	245	-10	-4%	240	378	-138	-36%
Verliezen emissies												
Ammoniakemissie[3]	41	13	28	217%	27	26	1	4%	31	13	18	135%
Lachgasemissie	1,0	1,5	-0,5	-33%	1,3	1,4	-0,1	-7%	1,25	3,75	-2,50	-66%
N bodemoverschot Incl. emissies[4]	129	97	32.3	33%	116	112	4.6	4%	119	117	1.9	2%
N bodemoverschot Excl. emissies[4]	89	84	4.6	5%	89	86	3.6	4%	88	104	-15.6	-15%

[1] Gebaseerd op 45 kg N per ton klaver.
[2] Gebaseerd op de stikstofopbrengst van de onbemeste behandelingen. Aangenomen wordt dat de stikstofinput in de vorm van stikstofdepositie (ongeveer 17 kg N/ha) hier (deels) in meegenomen is.
[3] Ammoniakemissie voorspeld met ALFAM model.
[4] Stikstofbodemoverschot = N-input – N-output. De stikstofemissies naar de atmosfeer zijn hier niet (inclusief emissies) of wel (exclusief emissies) van afgetrokken.

Bodem minerale stikstof

De hoeveelheid minerale stikstof op verschillende dieptes in de bodem verschilde niet significant tussen de toedieningstechnieken, mesttypes en behandelingen (Figuur 6.6). Op Bedrijf 1 was er geen verschil in de hoeveelheid minerale stikstof tussen de twee jaren. Op Bedrijf 2 lag de hoeveelheid minerale stikstof in de bovengrond (0-30 cm) lager in 2023 dan in 2024 en vergeleken met Bedrijf 1. De hoeveelheid in de bodemlaag eronder (30-60 cm) lag in 2024 hoger dan in 2023 en vergeleken met Bedrijf 1. Er is geen onderzoek bekend in Nederland waarin nitraatuitspoeling bij bovengrondse en zodenbemesting wordt vergeleken. Over het algemeen was de totale hoeveelheid minerale stikstof in de bodem aan het eind van het seizoen laag, kleiner dan 30 kg N/ha. Bij deze lage waarden voor minerale stikstof in de herfst wordt een lage nitraatuitspoeling verwacht (Ten Berge et al., 2002).



Figuur 6.6 *Minerale stikstof in de bodem op verschillende dieptes, gemiddelde van 2023 en 2024 (n=8).*

Stikstofbodemoverschot

Het stikstofbodemoverschot is de balans tussen stikstofaanvoer en -afvoer en is daarmee een indicator voor het stikstofverlies op perceelsniveau in kg N/ha. Als hier ook nog de stikstofemissies naar de lucht van worden afgetrokken, is het tevens een indicator voor potentiële verliezen door uit- en afspoeling en denitrificatieverliezen als N_2 (dit is weergegeven als Excl. emissies in Tabel 6.4). Het gemiddelde stikstofbodemoverschot was 115 kg N/ha (Incl. emissies) en 90 kg N/ha (Excl. emissies).

Het stikstofbodemoverschot (zonder correctie voor emissies) was 32 kg N/ha hoger bij bovengrondse bemesting dan zodenbemesting. Dit werd veroorzaakt door een lagere stikstofopname door het gewas. Dit verschil is vrijwel gelijk aan het berekende verschil in het stikstofverlies door ammoniakemissie. Het stikstofbodemoverschot Excl. emissies is vergelijkbaar voor beide mesttoedieningstechnieken.

Er was weinig tot geen effect van mesttype op stikstofbodemoverschot. Dit wordt veroorzaakt door de beperkte verschillen in mestsamenstelling tussen beide mesttypes. Het stikstofbodemoverschot Incl. emissies was vergelijkbaar voor Extensief en Intensief en het stikstofbodemoverschot Excl. was hoger voor Intensief. De relatief lage waarden voor stikstofbodemoverschot zijn in lijn met de relatief lage stikstofbemesting en ondersteunen de waarneming dat stikstofverliezen door nitraatuitspoeling minimaal waren.

Discussie over effecten van toedieningstechniek op stikstofemissies

De N_2O-emissie was lager bij bovengrondse bemesting dan bij zodenbemesting. Er waren geen verschillen tussen de toedieningstechnieken in de hoeveelheid N-mineraal in de bodem aan het einde van het groeiseizoen. Bovengrondse bemesting resulteerde in een hogere voorspelde ammoniakemissie (28 kg N/ha) en een hoger stikstofbodemoverschot (32 kg N/ha). Hogere verliezen in ammoniak waren sterk vergelijkbaar met lagere stikstofopname uit drijfmest door het gras.

Het stikstofverlies door lachgasemissie is gering en heeft daarmee een verwaarloosbaar effect op stikstofbenutting en de stikstofbodemoverschot. Maar lachgas is een sterk broeikasgas en effecten van maatregelen op lachgasemissie moeten daarom op basis van effecten op broeikasgasemissies worden beschouwd. In de historische reeks van lachgasemissie is zichtbaar dat de lachgasemissie uit de landbouw toenam door het overstappen van bovengrondse mesttoediening naar emissiearme bemesting begin jaren 90 (Van der Most et al., 2025).

6.4 Conclusies

Op basis van de resultaten van deze tweejarige veldproef waarin zodenbemesting is vergeleken met bovengrondse bemesting kunnen we concluderen dat bovengrondse bemesting resulteert in een lagere gewasopbrengst (-11%) en stikstofbenutting (-44%). De gemodelleerde ammoniakemissie was hoger bij bovengrondse bemesting en dit verschil was vergelijkbaar met het verschil in gewas stikstofopname en het verschil in stikstofbodemoverschot. Dit geeft aan dat de lagere stikstofbenutting bij bovengrondse bemesting direct gerelateerd was aan de hogere verliezen door ammoniakemissie. De gemeten lachgasemissie was lager bij bovengrondse bemesting dan bij zodenbemesting. Het stikstofbodemoverschot gecorrigeerd voor emissies naar de lucht was vergelijkbaar voor beide methodes en consistent met de gemeten lage stikstofmineraalgehaltes in de bodem aan het einde van het groeiseizoen.

Er is geen significant negatief effect gevonden van zodenbemesting op chemische en biologische bodemparameters. Ook fysische bodemparameters waren niet verschillend, wat ook niet te verwachten was omdat de twee mesttoedieningstechnieken (bovengronds en zodenbemesting) met dezelfde tractor en mesttank werden uitgevoerd.

Er waren geen grote verschillen in samenstelling van de twee onderzochte drijfmesten. Daardoor waren er ook geen duidelijke verschillen in opbrengst en stikstofverliezen tussen de twee mesten.

Er zijn twee systemen getest die representatief zijn voor de praktijksituatie op bedrijven met bovengrondse mesttoediening (Extensief: bovengronds, lage drijfmestgift met Mest 1, met klaver, zonder kunstmest) en zodenbemesting (Intensief: zodenbemesting, maximale drijfmestgift met M2 met kunstmest). De gewasopbrengst en ook de stikstofbenutting waren hoger voor Intensief dan Extensief. De stikstofbinding door klaver (alleen op Bedrijf 2) kon niet geheel compenseren voor de lagere stikstofbemesting (zowel drijfmest als kunstmest) en de hogere ammoniakverliezen door bovengrondse mesttoediening. Er waren geen significante verschillen in bodemparameters tussen beide systemen. De gemodelleerde ammoniakemissie was hoger voor Extensief, terwijl de lachgasemissie lager was. Stikstofbodemoverschot en bodemnitraat waren niet verschillend. Het stikstofbodemoverschot exclusief emissies was lager voor Extensief dan Intensief.

7 Conclusies

Het toenmalige Ministerie van LNV (huidige LVVN) heeft Wageningen Environmental Research (WENR) en het Louis Bolk Instituut (LBI) in 2021 verzocht een project op te starten om de volgende vragen te beantwoorden:

- Welk effect heeft de (al dan niet wettelijk voorgeschreven) emissiearme toedieningstechniek voor drijfmest ten opzichte van het bovengronds aanwenden van runderdrijfmest – bij gelijke weersomstandigheden – op de factoren: bodemleven, bodemkwaliteit, stikstofbenutting door het gras, nitraatuitspoeling, afspoeling van meststoffen en lachgasvorming?
- In hoeverre worden bovenstaande mogelijke effecten beïnvloed door de samenstelling van de runderdrijfmest (en daarmee de integrale bedrijfsvoering)?

WENR en LBI hebben in de periode 2021-2025 onderzoek uitgevoerd naar het effect van mesttoediening, bestaande uit een literatuurstudie, metingen van de bodemkwaliteit op percelen op zand- en veengrond van melkveebedrijven waarop verschillende mesttoedieningstechnieken zijn toegepast, incubatiestudies naar de relatie tussen mestsamenstelling en gasvormige emissies, veldonderzoek naar scheurvorming en een tweejarige veldproef naar het effect van toedieningstechniek en drijfmestsamenstelling op grasopbrengst, stikstofbenutting, bodemkwaliteit (inclusief bodemleven), lachgasemissies en stikstofverliezen.
De belangrijkste conclusies van de verschillende studies staan in de hoofdstukken 2-6 beschreven. In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de belangrijkste conclusies met betrekking tot de bovengenoemde vragen van LVVN.

Wat is het effect van mesttoedieningstechniek op stikstofbenutting door het gras, lachgasemissie en nitraatuitspoeling, afspoeling van meststoffen en lachgasvorming?

- Uit de literatuurstudie volgt dat emissiearme mesttoedieningstechnieken leiden tot een aanzienlijke reductie van ammoniakemissie ten opzichte van breedwerpige bovengrondse drijfmesttoediening. Dit wordt bevestigd in de incubatiestudie (hoofdstuk 4), waarin de ammoniakemissies van vijftig runderdrijfmesten duidelijk lager waren bij inwerken dan bij oppervlakkige toediening. De reductie door injectie varieerde van 56% tot 95%. Ook de ammoniakemissie gemodelleerd met model ALFAM in de tweejarige veldproef (hoofdstuk 6) was hoger bij bovengrondse bemesting dan bij zodenbemesting.
- De stikstofbenutting bij emissiearm toegediende mest is in de meeste studies in de literatuur hoger dan bij bovengrondse toediening. Ook in de tweejarige veldproef waren de stikstofopname en -benutting hoger bij emissiearme bemesting dan bij bovengrondse toediening. Berekeningen van de stikstofbalans gaven een duidelijke indicatie dat de lagere stikstofbenutting bij bovengrondse bemesting in deze proef gerelateerd was aan een hogere ammoniakemissie.
- De lachgasemissie neemt in de meeste studies in de literatuur toe door het injecteren van mest. In de incubatiestudie met mesten van vijftig bedrijven (hoofdstuk 4) waren er grote verschillen tussen de mesten in het effect van mesttoediening op lachgasemissie; gemiddeld had de toedieningstechniek in deze incubatiestudie geen effect op de lachgasemissie. In de metingen van lachgasemissie gedurende twee jaar in de veldproef (hoofdstuk 5) was de lachgasemissie lager bij bovengrondse bemesting dan bij zodenbemesting. Het is niet duidelijk waarom mesttoedieningstechniek in veldmetingen wel tot een duidelijk verschil in lachgasemissie leidt, maar dat dit veel minder duidelijk naar voren komt in de incubatiestudie. De resultaten van lachgasemissie in de veldproeven zijn beter 'vertaalbaar' naar de praktijk dan die van een incubatieproef.
- Mesttoedieningstechniek heeft geen effect op (het risico op) nitraatuitspoeling in grasland; dit blijkt zowel uit de literatuurstudie als uit de tweejarige veldproef. Er zijn geen studies gevonden naar het effect van mesttoedieningstechniek op afspoeling. In de veldproef met verschillende objecten in kleine plots kon ook geen afspoeling worden bepaald.

Deze conclusies zijn samengevat in Tabel 7.1.

Tabel 7.1 *Samenvatting van het effect van mesttoedieningstechniek (bovengrondse bemesting ten opzichte van zodenbemesting) op stikstofbenutting door het gras, lachgasemissie en nitraatuitspoeling, afspoeling van meststoffen en lachgasvorming.*

Parameter	H2. Literatuur	H4. Laboratorium-emissies	H6. Veldproef-toediening en drijfmesttype
Gewas			
DS-opbrengst	↓		↓
Stikstofbenutting (ANR)	↓		↓
N emissies			
Lachgasemissie	↓	0	↓
Ammoniakemissie	↑	↑	↑
Nitraatuitspoeling (N-min bodem)	0		0
Stikstofbodemoverschot (incl. emissies)			↑
Stikstofbodemoverschot (excl. emissies)			0
Afspoeling			

↓ Positief effect bovengrondse bemesting t.o.v. zodenbemesting, ↓ Negatief effect van bovengrondse bemesting t.o.v. zodenbemesting, 0 Geen aantoonbaar effect van bovengrondse bemesting t.o.v. zodenbemesting, ☐ Niet gemeten / geen informatie beschikbaar

Wat is het effect van mesttoedieningstechniek op bodemleven en bodemkwaliteit?

- Uit de literatuurstudie volgt dat bodemverdichting door zware machines bij emissiearme technieken een aandachtspunt is, en dat geldt met name in de ondergrond van zandgronden. In het veldonderzoek naar effecten van mesttoediening op lange termijn (hoofdstuk 3) was er bij zodenbemesting een slechtere bodemstructuur in de bovenlaag (minder kruimels) en onderlaag (meer scherp-blokkige elementen). Ook was de doorworteling slechter op percelen van bedrijven met zodenbemesting.
- In de veldproef beschreven in hoofdstuk 5 vond bij aanhoudende droogte een sterkere scheurvorming plaats bij zodenbemesting dan bij bovengrondse bemesting op klei-houdende percelen. Op klei- en veenpercelen mag drijfmest bovengronds met een sleepvoetbemester worden uitgereden, mits dit wordt verdund. Deze mesttoedieningstechniek leidt tijdens droge periodes tot minder risico op scheurvorming dan zodenbemesting. Nederlands onderzoek laat bijna altijd zien dat emissiearme mesttoediening leidt tot een hogere opbrengst dan breedwerpig bovengrondse toediening. Het stikstofeffect op de opbrengst is blijkbaar groter dan een mogelijk schadelijk effect van insnijden.
- Er is geen eenduidig bewijs in de literatuur voor langdurige negatieve effecten van mestinjectie op regenwormen en andere bodemorganismen. Zowel in het onderzoek naar effecten van mesttoediening op lange termijn (hoofdstuk 3) als in de tweejarige veldproef (hoofdstuk 6) waren er weinig tot geen verschillen tussen bovengrondse en emissiearme bemesting in de onderzochte chemische en biologische bodemeigenschappen.

Deze conclusies zijn samengevat in Tabel 7.2.

Tabel 7.2 *Samenvatting van het effect van mesttoedieningstechniek (bovengrondse bemesting ten opzichte van zodenbemesting) op bodemleven en bodemkwaliteit.*

Parameter	H2. Literatuur	H3. Langetermijn-veldproef	H5. Veldproef scheurvorming	H6. Veldproef aanwending en drijfmesttype
Bodem				
Verdichting en structuur	Risico op verdichting bij LET in ondergrond zand	Betere bodemstructuur en beworteling	Risico scheurvorming op klei-houdende gronden	0
Biologisch	Geen eenduidig effect	0		0*

Positief effect bovengrondse bemesting t.o.v. zodenbemesting, 0 Geen aantoonbaar effect van bovengrondse bemesting t.o.v. zodenbemesting, ☐ Niet gemeten / geen informatie beschikbaar

*alleen positief effect op aandeel arbusculaire mycorrhiza (DNA techniek) bij zowel bovengrondse bemesting als 0-bemesting gerelateerd aan de lagere hoeveelheid stikstof die in de bodem terechtkomt bij bovengrondse mesttoediening.

In hoeverre worden effecten van mesttoedieningstechniek op stikstofprocessen en bodemkwaliteit beïnvloed door de samenstelling van de runderdrijfmest?

- De bedrijven die bovengronds mest uitrijden, waren in de studie uit hoofdstuk 3 gemiddeld minder intensief en gebruikten minder kunstmest dan bedrijven die zodenbemesting toepasten. De stikstof- en ammoniumgehaltes van de mest van bedrijven met bovengrondse bemesting waren gemiddeld lager dan van bedrijven die zodenbemesting toepasten.
- Er waren grote verschillen in samenstelling van de monsters van drijfmest van vijftig melkveebedrijven (N, TAN, P, K, organische stof, pH). Er was ook een grote variatie in de gasvormige emissies uit deze mesten (NH_3, CH_4, N_2O, en CO_2). Inzicht in de mestsamenstelling is belangrijk om de landbouwkundige waarde van mest te verhogen en de emissies naar het milieu te beperken.
- In de tweejarige veldproef waren de gerealiseerde verschillen in mestsamenstelling relatief klein (en hingen vooral samen met verschillen in drogestofgehalte) en deze kleine verschillen in drijfmestsamenstelling had hier geen effect op de gemeten parameters.

Geconcludeerd wordt dat emissiearme toediening van mest aan grasland in het algemeen leidt tot een lagere ammoniakemissie en vergelijkbare nitraatuitspoeling dan bovengrondse toediening. De stikstofbenutting door grasland van de toegediende mest is daardoor hoger bij emissiearme mesttoediening dan bij bovengrondse mesttoediening. De lachgasemissie was bij emissiearme toediening wel duidelijk hoger. Dit zou inhouden dat bij een bovengrondse toediening van 60 kg N uit drijfmest per ha een vergelijkbare ammoniakemissie gerealiseerd kan worden als 170 kg N uit drijfmest per ha via zodenbemesting, maar met een lagere lachgasemissie. Uit het onderzoek volgen geen duidelijke korte- en langetermijneffecten van mesttoedieningstechnieken op chemische en biologische bodemeigenschappen. Wel was op de percelen met bovengrondse toediening in hoofdstuk 3 een significant betere bodemstructuur en beworteling te zien. Dit wordt mogelijk verklaard door het gebruik van lichtere machines of een lagere frequentie van mest uitrijden bij bovengronds mest uitrijden. Er is een grote variatie in samenstelling van mest die een effect kan hebben op gewasopname en emissies naar het milieu. In het uitgevoerde veldonderzoek waren de verschillen in mestsamenstelling echter minimaal en hebben we geen effect op stikstofprocessen en bodemkwaliteit kunnen meten.

Literatuur

Abdi, H., & Williams, L. J. (2010). Principal component analysis. Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics, *2*(4), 433–459. https://doi.org/10.1002/wics.101

Akker, van den J.J.H. (2019). Bodemverdichting: ondergrond en bovengrond. Fact finding paper in opdracht van de Raad voor de leefomgeving en infrastructuur. https://www.rli.nl/sites/default/files/fact_finding_paper_4_bodemverdichting_ondergrond_en_bovengrond_-_jan_van_den_akker_wur.pdf

Amberger, A. (1991). Ammonia emission during and after land spreading of slurry. In: Nielsen, V.C., Voorburg, J.H., & L'Hermite, P. (Eds.) Odour and ammonia emissions from livestock farming. Elsevier applied science, Londen, pp. 126–131.

Ambrose, H. W., Dalby, F. R., Feilberg, A., & Kofoed, M. V. W. (2023). Additives and methods for the mitigation of methane emission from stored liquid manure. Biosystems Engineering, *229*, 209–245. https://doi.org/10.1016/J.BIOSYSTEMSENG.2023.03.015

Bell, M. J., Hinton, N. J., Cloy, J. M., Topp, C. F. E., Rees, R. M., Williams, J. R., Misselbrook, T. H., & Chadwick, D. R. (2016). How do emission rates and emission factors for nitrous oxide and ammonia vary with manure type and time of application in a Scottish farmland? *Geoderma*, *264*, 81–93. https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2015.10.007

Berge, ten H.F.M., Van der Meer, H.G., Carlier, L., Baan Hofman, T., & Neeteson J.J. (2002). Limits to nitrogen use on grassland. Environmental Pollution 118, 225–238. https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00315-3

Butterbach-Bahl, K., Baggs, E.M., Dannenmann, M., Kiese, R., Zechmeister-Boltenstern, S. (2013). Nitrous oxide emissions from soils: How well do we understand the processes and their controls? Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 368, 20130122. https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0122

Cárdenas, A., Ammon, C., Schumacher, B., Stinner, W., Herrmann, C., Schneider, M., Weinrich, S., Fischer, P., Amon, T., & Amon, B. (2021). Methane emissions from the storage of liquid dairy manure: Influences of season, temperature and storage duration. Waste Management, 121, 393–402. https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2020.12.026

CDM (2017). CDM-advies 'Beoordeling alternatieve mesttoedieningssystemen'. https://www.wur.nl/upload_mm/9/2/a/392e7151-dd14-48f8-aedd-798542e7a328_1719217_Oene%20Oenema%20bijlage%201.pdf

CDM (2020a). CDM-advies 'Effecten van verdunning van mest bij mestaanwending op zandgrond'. https://www.wur.nl/web/file?uuid=fa006768-ec92-4237-bfb0-a17ce77ce3c1&owner=497277b7-cdf0-4852-b124-6b45db364d72&contentid=474806&elementid=15671520

CDM (2020b). CDM-advies 'Effect van mesttoediening op regenwormen als voedsel voor weidevogels' https://www.wur.nl/web/file?uuid=3301cf6c-7ac7-44d5-b349-362cf08981cb&owner=497277b7-cdf0-4852-b124-6b45db364d72&contentid=547717&elementid=15965032

Chalk, P.M. & Smith, C.J. (1983). Chemodenitrification. In: Freney, J.R., & Simpson, J.R. (Eds.) Gaseous loss of nitrogen from plant-soil systems. Developments in Plant and Soils Sciences 9, 65–89.

Chen, Y., Zhang, Q., & Petkau D.S. (2001). Evaluation of different techniques for liquid manure application. Applied Engineering in Agriculture, 489–496. doi: 10.13031/2013.6473

De Boer, H.C., & Van Eekeren, N. (2007). Bodemverdichting door berijden bij zodebemesten: effecten op opbrengst en voederwaarde van grasklaver, bodemstructuur en biologische bodemkwaliteit 47. Animal Science Group, Lelystad. Bodemverdichting door berijden bij zodebemesten: effecten op opbrengst en voederwaarde van gras-klaver, bodemstructuur en biologische bodemkwaliteit

De Boer, H.C., Van Eekeren, N., & Hanegraaf M.C. (2007). Ontwikkeling van opbrengst en bodemkwaliteit van grasland op een zandgrond bij bemesting met organische mest of kunstmest. Rapport 69, Animal Science Group. Ontwikkeling van opbrengst en bodemkwaliteit van grasland op een zandgrond bij bemesting met organische mest of kunstmest

H. C. de Boer, Joachim Deru, Nyncke Hoekstra, Nick van Eekeren. 2016. Strategic timing of nitrogen fertilization to increase root biomass and nitrogen-use efficiency of Lolium perenne L. Plant and Soil.

De Rosa, D., Rowlings, D. W., Biala, J., Scheer, C., Basso, B., & Grace, P. R. (2018). N2O and CO2 emissions following repeated application of organic and mineral N fertiliser from a vegetable crop rotation. Science of The Total Environment, 637–638, 813–824. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.05.046

De Jong, L., Deru, J., Vanhoof, P., Hahn, K., Hensen, A., & Erisman, J. W. (2025). Bepaling ammoniakemissie melkveebedrijven. Louis Bolk Instituut.

Deru, J. (2021). Soil quality and ecosystem services of peat grasslands. PhD thesis, Wageningen University]. Wageningen University. https://doi.org/10.18174/548000

EEA (2019). EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019. Technical guidance to prepare national emission inventories. EEA Report No 13/2019. https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2019 (accessed 25 June 2023)

Epper, C. A., Zavattaro, L., Velthof, G. L., Thuriès, L., Steinsberger, T., Sørensen, P., Richards, K., Oberson, A., Möller, K., Merbold, L., Menzi, H., Liebisch, F., Levavasseur, F., Leiber, F., Kupper, T., Krol, D., Janke, D., Hofmeier, M., Hoekstra, N. J.,... Mayer, J. (2025). Optimizing nitrogen use efficiency in European livestock systems: From feed to plant growth. In D. L. Sparks (Ed.), Advances in Agronomy (Vol. 191, pp. 277-362). (Advances in Agronomy; Vol. 191). Apple Academic Press Inc. https://doi.org/10.1016/bs.agron.2025.01.003

Eurostat (2019). Agri-Environmental Indicator - Livestock Patterns. Eurostat. https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Agri-environmental_indicator_-_livestock_patterns#Focus_on_the_agricultural_holdings_with_livestock_in_2016 (accessed 22 July 2023)

Fang, C., Zhou, L., Liu, Y., Xiong, J., Su, Y., Lan, Z., Han, L., & Huang, G. (2022). Effect of micro-aerobic conditions based on semipermeable membrane-covered on greenhouse gas emissions and bacterial community during dairy manure storage at industrial scale. *Environmental Pollution*, *299*, 118879. https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2022.118879

Fangueiro, D., Pereira, J. L. S., Macedo, S., Trindade, H., Vasconcelos, E., & Coutinho, J. (2017). Surface application of acidified cattle slurry compared to slurry injection: Impact on NH_3, N_2O, CO_2 and CH_4 emissions and crop uptake. *Geoderma*, *306*, 160–166. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.07.023

Floßmann S., Lei K., van Grinsven S., Ostler U., Stange C.F., Kögel-Knabner I., Völkel J., Dannenmann M. (2025). Full nitrogen balances for different cattle slurry fertilization techniques in a temperate grassland. Agriculture, Ecosystems and Environment, 393, art. no. 109843. 10.1016/j.agee.2025.109843

Forster, P., Storelvmo, T., Armour, K., Collins, W., Dufresne, J.-L., Frame, D., Lunt, D.J., Mauritsen, T., Palmer, M.D., Watanabe, M., Wild, M., & Zhang, H., 2021: The Earth's Energy Budget, Climate Feedbacks, and Climate Sensitivity. In Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pirani, A., Connors, S.L., Péan, C., Berger, S., Caud, N., Chen, Y., Goldfarb, L., Gomis, M.I., Huang, M., Leitzell, K., Lonnoy, E., Matthews, J.B.R., Maycock, T.K., Waterfield, T., Yelekçi, O., Yu, R., & Zhou B. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 923–1054, doi:10.1017/9781009157896.009

Freney, J.R., Simpson, J.R., & Denmead, O.T. (1983). Volatilization of ammonia. In: Freney, J.R., & Simpson, J.R. (Eds.) Gaseous loss of nitrogen from plant-soil systems. Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk, The Hague, pp. 1-31.

Goede, de R.G.M., Brussaard, L., & Akkermans, A.D.L. (2003). On-farm impact of cattle slurry manure management on biological soil quality. NJAS - Wageningen J. Life Sci. 51(1–2): 103–133. https://doi.org/10.1016/S1573-5214(03)80029-5

Goedhart, P.W., Mosquera, J., & Huijsmans, J.F.M. (2020). Estimating ammonia emission after field application of manure by the integrated horizontal flux method: a comparison of concentration and wind speed profiles. Soil Use and Management, 36(2), 338–350. https://doi.org/10.1111/sum.12564

Haan, de B.J., Van Dam, J.D., Willems, W.J., Van Schijndel, M.W., Van der Sluis, S.M., Van den Born, G.J., & Van Grinsven, J.J.M. (2009). Emissiearm bemesten geëvalueerd. Plan Bureau voor de Leefomgeving https://www.pbl.nl/sites/default/files/downloads/500155001.pdf

Haan, de J. J., Van den Elsen, H.G.M., Hanegraaf, M.C., & Visser, S.M. (2021). Bodemindicatoren voor landbouwgronden in Nederland (BLN versie 1.1). Wageningen Plant Research. https://edepot.wur.nl/550065

Hafner, S.D., Pacholski, A., Bittman, S., Carozzi, M., Chantigny, M., Génermont, S., Häni, C., Hansen, M. N., Huijsmans, J., Kupper, T., Misselbrook, T., Neftel, A., Nyord, T., & Sommer, S. G. (2019). A flexible

semi-empirical model for estimating ammonia volatilization from field-applied slurry. Atmospheric Environment, 199, 474–484. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.11.034

Hafner, S. D., Pedersen, J., Fuß, R., Kamp, J. N., Dalby, F. R., Amon, B., ... & Sommer, S. G. (2025). Improved tools for estimation of ammonia emission from field-applied animal slurry: Refinement of the ALFAM2 model and database. *Atmospheric Environment*, *340*, 120910.

Han, Y., Feng, J., Han, M., & Zhu, B. (2020). Responses of arbuscular mycorrhizal fungi to nitrogen addition: a meta-analysis. *Global Change Biology*, *26*(12), 7229-7241.

He, S., Liu, T., Kang, C., et al. (2021). Photodegradation of dissolved organic matter of chicken manure: Property changes and effects on Zn^{2+}/Cu^{2+} binding property. Chemosphere, 276, 130054. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130054

Heil, J., Vereecken, H., & Brüggemann, N. (2016). A review of chemical reactions of nitrification intermediates and their role in nitrogen cycling and nitrogen trace gas formation in soil. European Journal of Soil Science, 67, 23–39. https://doi.org/10.1111/ejss.12306

Herr, C., Mannheim, T., Müller, T., & Ruser, R. (2019). Effect of cattle slurry application techniques on N_2O and NH_3 emissions from a loamy soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, *182*(6), 964–979. https://doi.org/10.1002/jpln.201800376

Hilgert, J. E., Herrmann, C., Petersen, S. O., Dragoni, F., Amon, T., Belik, V., Ammon, C., & Amon, B. (2023). Assessment of the biochemical methane potential of in-house and outdoor stored pig and dairy cow manure by evaluating chemical composition and storage conditions. *Waste Management*, *168*, 14–24. https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2023.05.031

Hodgson CJ, Oliver D.M., Fish R.D., Bulmer N.M., Heathwaite A.L., Winter M., and Chadwick D.R. (2016) Seasonal persistence of faecal indicator organisms in soil following dairy slurry application to land by surface broadcasting and shallow injection. J Environ Manage. 2016 183:325-332. doi: 10.1016/j.jenvman.2016.08.047

Hoekstra, N.J., J. de Stigter, N. van Eekeren, 2023a. Het effect van drijfmestaanwending met zodenbemester en sleepvoet op bodemvocht, scheurvorming, regenwormen en grasopbrengst op klei-op-veen. 2023-005 LbP. Louis Bolk Instituut, Bunnik.

Hoekstra, N.J., J. de Stigter, N. van Eekeren, 2023b. Het effect van zodenbemesting en bovengrondse drijfmestaanwending op scheurvorming en uitdroging van de bodem op klei, veen en zand. 2023-011 LbP. Louis Bolk Instituut, Bunnik.

Holly, M. A., Larson, R. A., Powell, J. M., Ruark, M. D., & Aguirre-Villegas, H. (2017). Greenhouse gas and ammonia emissions from digested and separated dairy manure during storage and after land application. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *239*, 410–419. https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2017.02.007

Holshof, G., Huijsmans, J., & Velthof, G. (2023). Effect van toediening van verdunde drijfmest met een zodenbemester op grasopbrengst, ammoniak- en lachgasemissies op zandgrond. (Rapport / Wageningen Livestock Research; No. 1433). Wageningen Livestock Research. https://doi.org/10.18174/632631

Hou, Y., Velthof, G. L., & Oenema, O. (2015). Mitigation of ammonia, nitrous oxide and methane emissions from manure management chains: A meta-analysis and integrated assessment. *Global Change Biology*, *21*(3), 1293–1312. https://doi.org/10.1111/gcb.12767Huijsmans, J.F.M. (2003). Manure application and ammonia volatilization. Wageningen Universiteit. https://edepot.wur.nl/121465

Huijsmans, J.F.M., Hol, J.M.G., Van Schooten, H.A., & Verwijs, B.R. (2017). Ammoniakemissie bij met water verdunde mest toegediend met een sleepvoetenmachine op grasland: resultaten 2016–2017. (Rapport / Wageningen Plant Research; No. WPR-754). Wageningen Plant Research. https://doi.org/10.18174/444996

Huijsmans, J.F.M., Schroder, J., Mosquera, J., Vermeulen, G.D., Ten Berge, H.F.M., & Neeteson, J.J. (2016). Ammonia emissions from cattle slurries applied to grassland: Should application techniques be reconsidered? Soil Use and Management, 32, 109–116. https://doi.org/10.1111/sum.12201

Huijsmans, J.F.M., Schröder, J.J., Vermeulen, G.D., De Goede, R.G.M., Kleijn, D., & Teunissen, W.A. (2008). Emissiearme mesttoediening: ammoniakemissie, mestbenutting en nevenaspecten. (Rapport / Plant Research International; No. 195). Plant Research International. https://edepot.wur.nl/29323

Iepema, G., Deru, J. G., Bloem, J., Hoekstra, N., de Goede, R., Brussaard, L., & van Eekeren, N. (2020). Productivity and topsoil quality of young and old permanent grassland: An on-farm comparison. Sustainability, 12(7), 2600.

Kayser, M., Breitsameter, L., Benke, M. et al. Nitrate leaching is not controlled by the slurry application technique in productive grassland on organic–sandy soil. Agron. Sustain. Dev. 35, 213–223 (2015). https://doi.org/10.1007/s13593-014-0220-y

Klein, M.C.A., Van Logtestijn, R.S.P., Van der Meer, L.G.H., & Geurink, J.H. (1996). Nitrogen losses due to denitrification from cattle slurry injected into grassland soil with and without a nitrification inhibitor. Plant and Soil, 183(2), 161–170. https://doi.org/10.1007/BF00011431

Kruk, M. (1994). Meadow bird conservation on modern commercial dairy farms in the Western peat district of the Netherlands: Possibilities and limitations. PhD thesis, Rijksuniversiteit Leiden. https://hdl.handle.net/1887/8073

Lê, S., Josse, J., & Husson, F. (2008). FactoMineR: An R package for multivariate analysis. *Journal of Statistical Software*, *25*(1), 1–18. https://doi.org/10.18637/jss.v025.i01

Leuken, van J.P.G., Hoeksma, P., Nijsten, D.R.E., Schijven, J.F., Schmitt, H., & De Roda Husman, A.M. (2017). Verkenning van de microbiologische risico's van mest voor de gezondheid op basis van een systematisch literatuuronderzoek. RIVM Rapport 2017-0100. https://edepot.wur.nl/426140

Li, C., Salas, W., Zhang, R., Krauter, C., Rotz, A., & Mitloehner, F. (2021a). Manure-DNDC: A biogeochemical process model for quantifying greenhouse gas and ammonia emissions from livestock manure systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, *93*(2), 163–200. https://doi.org/10.1007/s10705-012-9507-z

Li, Y., Zheng, Q., Yang, R., Zhuang, S., Lin, W., & Li, Y. (2021b). Evaluating microbial role in reducing N2O emission by dual isotopocule mapping following substitution of inorganic fertilizer for organic fertilizer. *Journal of Cleaner Production*, *326*, 129442. https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2021.129442

Migchels, G., Reijs, J., de Kool, E., de Haan, M., & Jager, J. (2025). Technisch reductiepotentieel voor ammoniak, methaan en lachgas in de melkveehouderij. (Rapport / Wageningen Livestock Research; No. 1589). Wageningen Livestock Research. https://doi.org/10.18174/700357

Most, van der M., van Bruggen, C., Bannink, A., Bleeker, A., Bussink, D. W., van Dooren, H. J. C., Huijsmans, J. F. M., Kros, J., Oltmer, K., Ros, M. B. H., Schulte-Uebbing, L., Velthof, G. L., & van der Zee, T. C. (2025). Emissies naar lucht uit de landbouw berekend met NEMA voor 1990-2023. (WOT-technical report; No. 283). WOT Natuur & Milieu. https://doi.org/10.18174/699440

Munch, J. C., & Velthof, G. L. (2007). Denitrification and agriculture. In H. Bothe, SJ. Ferguson, & WE. Newton (Eds.), Biology of the Nitrogen Cycle (pp. 331-341). Elsevier.

Nyameasem, J. K., Zutz, M., Kluß, C., Huf, M. T., Essich, C., Buchen-Tschiskale, C., Ruser, R., Flessa, H., Olfs, H.-W., Taube, F., Taube, F., & Reinsch, T. (2022). Impact of cattle slurry application methods on ammonia losses and grassland nitrogen use efficiency. *Environmental Pollution*, *315*. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120302

Oenema, O., Velthof, G.L., Yarnulk, S., & Jarvis, S.C. (1997). Nitrous oxide emissions from grazed grassland. Soil Use and Management 13, 288–295. https://edepot.wur.nl/49213

Ólafsdóttir, S. S., Jensen, C. D., Lymperatou, A., Henriksen, U. B., & Gavala, H. N. (2023). Effects of different treatments of manure on mitigating methane emissions during storage and preserving the methane potential for anaerobic digestion. *Journal of Environmental Management*, *325*, 116456. https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2022.116456

Onrust, J., & Piersma, T. (2019). How dairy farmers manage the interactions between organic fertilizers and earthworm ecotypes and their predators. Agric. Ecosyst. Environ. 273: 80–85. https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.12.005

Oosterveld, E. (2006). Betekenis van waterpeil en bemesting voor weidevogels. Levende Nat. 107: 134–137.

Overmeyer, V., Trimborn, M., Clemens, J., Hölscher, R., & Büscher, W. (2023). Acidification of slurry to reduce ammonia and methane emissions: Deployment of a retrofittable system in fattening pig barns. *Journal of Environmental Management*, *331*, 117263. https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2023.117263

Paul, J.W., & Beauchamp, E.G. (1989). Effect of carbon constituents in manure on denitrification in soil. Can. J. Soil Sci. 69:49–61.

Petersen, V., Markfoged, R., Hafner, S. D., & Sommer, S. G. (2014). A new slurry pH model accounting for effects of ammonia and carbon dioxide volatilization on solution speciation. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, *100*(2), 189–204. https://doi.org/10.1007/s10705-014-9637-6

Pinheiro, J. C., Bates, D. M., & R-core. (2020). Linear and Nonlinear Mixed Effects Models *[R package nlme version 3.1-149]*. https://api.semanticscholar.org/CorpusID:225198499

Ploeg, van der J.D., Groot, J.C.J., Verhoeven, F.P.M., & Lantinga, E.A., (2007). Interpretation of results from on-farm experiments: manure-nitrogen recovery on grassland as affected by manure quality and application technique. A sociological analysis. NJAS e Wageningen Journal of Life Sciences 54, 255–268. https://doi.org/10.1016/S1573-5214(07)80018-2

Prins, W.H., & Snijders, P.J.M. (1987). Negative effects of animal manure on grassland due to surface spreading and injection. In: Van der Meer, H.G., Unwin, R.J., Van Dijk, T.A., & Ennik, G.C. (Eds.) Animal

Manure on Grassland and Fodder Crops. Fertilizer or Waste?. Developments in Plant and Soil Sciences, vol 30. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-009-3659-1_8

Rashid, M.I., De Goede, R.G.M., Brussaard, L., & Lantinga, E.A. (2013). Home field advantage of cattle manure decomposition affects the apparent nitrogen recovery in production grasslands. Soil Biology and Biochemistry, 57, 320–326. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.10.005

R Core Team (2025). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.

Reijs, J. (2007). Improving slurry by diet adjustments: a novelty to reduce N losses from grassland based dairy farms. PhD thesis, Wageningen University. Improving slurry by diet adjustments: a novelty to reduce N losses from grassland based dairy farms | PhD Theses

Rennie, T. J., Grant, B. B., Gordon, R. J., Smith, W. N., & VanderZaag, A. C. (2021). Regional climate influences manure temperature and methane emissions – A pan-Canadian modelling assessment. *Science of The Total Environment*, *750*, 142278. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.142278

Russenes, A. L., Korsaeth, A., Bakken, L. R., & Dörsch, P. (2016). Spatial variation in soil pH controls off-season N2O emission in an agricultural soil. Soil Biology and Biochemistry, 99, 36–46. https://doi.org/10.1016/J.SOILBIO.2016.04.019

Sabir, M. S., Shahzadi, F., Ali, F., Shakeela, Q., Niaz, Z., & Ahmed, S. (2021). Comparative Effect of Fertilization Practices on Soil Microbial Diversity and Activity: An Overview. *Current Microbiology*, *78*(10), 3644–3655. https://doi.org/10.1007/s00284-021-02634-2

Salm, van der C., Van den Toorn, A., Chardon, W.J., & Koopmans, G.F. (2012). Water and nutrient transport on a heavy clay soil in a fluvial plain in the Netherlands. Journal of Environmental Quality, 41(1), 229–241. https://doi.org/10.2134/jeq2011.0292

Schooten, van H. A., Huijsmans, J.F.M., & Van Houwelingen, K.M. (2017). Benutting verdunde mest aangewend met sleepvoetenmachine op grasland: Resultaten éénjarige veldproeven op klei- en veengrond 2016. (Wageningen Livestock Research rapport; No. 1084). Wageningen Livestock Research. https://doi.org/10.18174/440968

Schröder. J., Van Eekeren, N., & Oosterhof, D. (2006). De stikstofstromen bij Oosterhof nader bekeken. Bioveem, rapport 13. ASG Wageningen. https://edepot.wur.nl/19858

Seidel, A., Pacholski, A., Nyord, T., Vestergaard, A., Pahlmann, I., Herrmann, A., & Kage, H. (2017). Effects of acidification and injection of pasture applied cattle slurry on ammonia losses, N2O emissions and crop N uptake. Agriculture, Ecosystems & Environment, 247, 23–32. https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2017.05.030

Shen, J., Treu, R., Wang, J., Thorman, R., Nicholson, F., & Bhogal, A. (2018). Modeling nitrous oxide emissions from three United Kingdom farms following application of farmyard manure and green compost. *Science of The Total Environment*, *637–638*, 1566–1577. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.05.101

Sietzema, A. (2015). Bodemgezondheid in de vruchtbare kringloop. Onderzoek naar ondergrondverdichting van graslandpercelen op zandgronden en lichte zavels in de Achterhoek. Stageverslag. Hogeschool VHL Arnhem.

Sietzema, A. (2016). Bodemverdieping. De invloed van bodemverdichting op de waterhuishouding en gewasproductie van graslanden gelegen op de zandgronden van de Achterhoek. Afstudeerscriptie Land- en watermanagement. Hogeschool VHL Velp.

Šimek, M., & Cooper, J. E. (2002). The influence of soil pH on denitrification: progress towards the understanding of this interaction over the last 50 years. European Journal of Soil Science, 53(3), 345–354. https://doi.org/https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2002.00461.x

Smith, A.O., 2018. The log-0 problem: analysis strategies and options for choosing c in log(y + c). https://aosmith.rbind.io/2018/09/19/the-log-0-problem/, accessed November 2025.

Sommer, S. G., Hafner, S. D., Laubach, J., Van der Weerden, T. J., Leytem, A. B., & Pacholski, A. (2022). Model for calculating ammonia emission from stored animal liquid manure. *Biosystems Engineering*, *223*, 41–55. https://doi.org/10.1016/J.BIOSYSTEMSENG.2022.08.007

Teixeira, F., Basch, G., Alaoui, A., Lemann, T., Wesselink, M., Sukkel, W., Lemesle, J., Ferreira, C., Veiga, A., Garcia-Orenes, F., Morugán-Coronado, A., Mataix-Solera, J., Kosmas, C., Glavan, M., Zoltán, T., Hermann, T., Vizitiu, O. P., Lipiec, J., Frąc, M., Fleskens, L. (2021). Manuring effects on visual soil quality indicators and soil organic matter content in different pedoclimatic zones in Europe and China. *Soil and Tillage Research*, *212*, 105033. https://doi.org/10.1016/J.STILL.2021.105033

Ten Berge, H. F. M., van der Meer, H. G., Carlier, L., Baan Hofman, T., & Neeteson, J. J. (2002). Limits to nitrogen use on grassland. *Environmental Pollution*, *118*, 225-238. https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00315-3

Thiele-Bruhn, S., & Peters, D. (2007). Photodegradation of pharmaceutical antibiotics on slurry and soil surfaces. Landbauforschung Völkenrode 1: 13-23

Thompson, R.B., Ryden, J.C., & Lockyer, D.R. (1987). Fate of nitrogen in cattle slurry following surface application or injection to grassland. Journal of Soil Science 38, 689–700.

Thorman, R.E., Nicholson, F.A., Topp, C.F.E., Bell, M.J., Cardenas, L.M., Chadwick, D.R., Cloy, J.M., Misselbrook, T.H., Rees, R.M., Watson, C.J., & Williams, J.R. (2020). Towards country-specific nitrous oxide emission factors for manures applied to arable and grass-land soils in the UK. Frontiers in Sustainable Food Systems, 4(62).

Van den Elsen, H.G.M., Knotters, M., Heinen, M., Römkens, P.F.A.M., Bloem, J., & Korthals, G.W. (2019). Noodzakelijke indicatoren voor de beoordeling van de gezondheid van Nederlandse landbouwbodems; De meest relevante fysische, chemische en biologische indicatoren voor het meten van de bodemgezondheid. Rapport 2944, Wageningen Environmental Research. http://edepot.wur.nl/475874.

Van der Weerden, T. J., Noble, A. N., Beltran, I., Hutchings, N. J., Thorman, R. E., de Klein, C. A. M., & Amon, B. (2023). Influence of key factors on ammonia and nitrous oxide emission factors for excreta deposited by livestock and land-applied manure. *Science of The Total Environment*, *889*, 164066. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.164066

Van Eekeren, N., De Boer, H., Bloem, J., Schouten, T., Rutgers, M., De Goede, R., & Brussaard, L. (2009). Soil biological quality of grassland fertilized with adjusted cattle manure slurries in comparison with organic and inorganic fertilizers. Biol. Fertil. Soils 45: 5595–608. https://doi.org/10.1007/s00374-009-0370-2

Van 't Hull, J., van Middelkoop, J., van Schooten, H., Ros, M., van Groenigen, J. W., & Velthof, G. (2025). Potential measures to reduce nitrate and nitrous oxide losses from renovated grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *384*, Article 109549. https://doi.org/10.1016/j.agee.2025.109549

Velthof, G.L., & Mosquera, J. (2011a). Calculation of nitrous oxide emission from agriculture in the Netherlands: update of emission factors and leaching fraction. (Alterra-report; No. 2151). Alterra. https://edepot.wur.nl/169366

Velthof, G.L., & Mosquera, J. (2011b). The impact of slurry application technique on nitrous oxide emission from agricultural soils. Agriculture, Ecosystems and Environment 140, 298–308. https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.12.017

Velthof, G. L., Nelemans, J. A., Oenema, O., & Kuikman, P. J. (2005). Gaseous Nitrogen and Carbon Losses from Pig Manure Derived from Different Diets. *Journal of Environmental Quality*, *34*(2), 698–706. https://doi.org/https://doi.org/10.2134/jeq2005.0698

Velthof, G.L., Oenema, O., Postma, R., & Van Beusichem, M.L. (1996). Effects of type and amount of applied nitrogen fertilizer on nitrous oxide fluxes from intensively managed grassland. Nutrient Cycling in Agroecosystems volume 46, 257–267.

Verloop, K., Verwijs, B. (Ed.), Rinsema, M., Huijsmans, J., van der Vegte, Z., Wichink Kruit, R., Bussink, W., Pijlman, J., & Paes, M. (2025). *Bemest op z'n best*. (Rapport / Stichting Wageningen Research, Wageningen Plant Research; No. WPR-1501). Wageningen Plant Research. https://doi.org/10.18174/702950

Visser, M. de, J. Reijs, G. André, N. van Eekeren & E. Lantinga (2005). Kwaliteit van rundveedrijfmest. BIOVEEM rapport 8, Animal Sciences Group, Lelystad. Kwaliteit van rundveedrijfmest

Van Vliet, van P.C.J., & De Goede, R.G.M. (2006). Effects of slurry application methods on soil faunal communities in permanent grassland. Eur. J. Soil Biol. 42: 348–353. https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2006.09.004

Webb, J., Lalor, S.T.J., Bittman, S., Misselbrook, T., Sutton, M.A., Menzi, H., Döhler, H., Smith, K., Gyldenkaerne, S., Hutchings, N.J., Van der Hoek, K., Fiani, E., Lukin, S., & Klimont, Z. (2014). Manure application techniques. In: Bittman, S., Dedina, M., Howard, C.M., Oenema, O., & Sutton, M.A. (Eds.) Options for Ammonia Mitigation: Guidance from the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen, Centre for Ecology and Hydrology, Edinburgh, UK.

Webb, J., Pain, B., Bittman, S., & Morgan, J. (2010). The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response—A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *137*(1–2), 39–46. https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2010.01.001

Weerden, van der T.J., Noble, A., De Klein, C.A.M., Hutchings, N., Thorman, R.E., Alfaro, M.A., Amon, B., Beltran, I., Grace, P., Hassouna, M., Krol, D.J., Leytem, A.B., Salazar, F., & Velthof, G.L. (2021). Ammonia and nitrous oxide emission factors for excreta deposited by livestock and land-applied manure. Journal of Environmental Quality, 50(5), 1005–1023. https://doi.org/10.1002/jeq2.20259

Xia, F., Mei, K., Xu, Y., Zhang, C., Dahlgren, R. A., & Zhang, M. (2020). Response of N2O emission to manure application in field trials of agricultural soils across the globe. *Science of The Total Environment*, *733*, 139390. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.139390

Xu, Y., Chen, Z., Ding, W., & Fan, J. (2017). Responses of manure decomposition to nitrogen addition: Role of chemical composition. *Science of the Total Environment*, *587–588*, 11–21. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.033

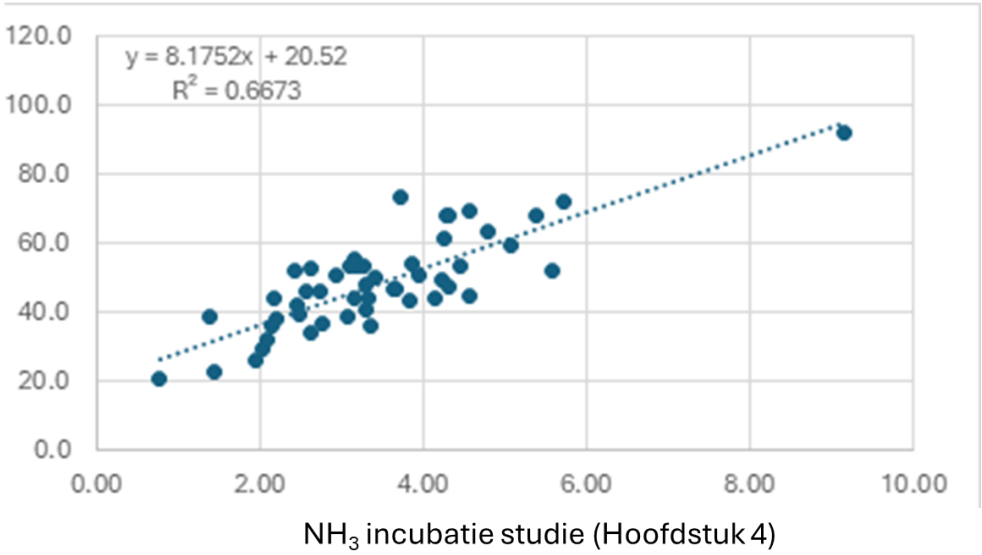
Zee, van der T. C., Bleeker, A., van Bruggen, C., Bussink, W., van Dooren, H. J. C., Groenestein, C. M., Huijsmans, J. F. M., Kros, H., van der Most, M., Oltmer, K., Ros, M., Schulte-Uebbing, L. F., & Velthof, G. L. (2025). Methodology for the calculation of emissions from agriculture: Calculations for methane, ammonia, nitrous oxide, nitrogen oxides, non-methane volatile organic compounds, fine particles and carbon dioxide emissions using the National Emission Model for Agriculture (NEMA). (RIVM report; No. 2025-0003). RIVM. https://edepot.wur.nl/691954

Zetterlind, B., Janssen, P., Geerts, R., Visser, T., Stip, A., Zwetsloot, M. J., Hoffland, E., & van Eekeren, N. (2025). Multispecies grasslands sustain on-farm forage productivity and quality while reducing nitrogen fertilizer inputs. Plant and Soil. Advance online publication. https://doi.org/10.1007/s11104-025-08006-0

Zhou, W., Ma, Q., Wu, L., Hu, R., Jones, D. L., Chadwick, D. R., Jiang, Y., Wu, Y., Xia, X., Yang, L., & Chen, Y. (2022). The effect of organic manure or green manure incorporation with reductions in chemical fertilizer on yield-scaled N2O emissions in a citrus orchard. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *326*, 107806. https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2021.107806

Žurovec, O., Wall, D. P., Brennan, F. P., Krol, D. J., Forrestal, P. J., & Richards, K. G. (2021). Increasing soil pH reduces fertiliser derived N2O emissions in intensively managed temperate grassland. Agriculture, Ecosystems & Environment, 311, 107319. https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2021.107319

Bijlage 1 Bijlagen bij hoofdstuk 3



Figuur S3.1 *Correlatie tussen mestparameters Ammoniak Emissie Potentieel (AEP) en de NH_3-meting uit de laboratoriumstudie (zie hoofdstuk 4).*

Bodemparameters Vanhoof-test

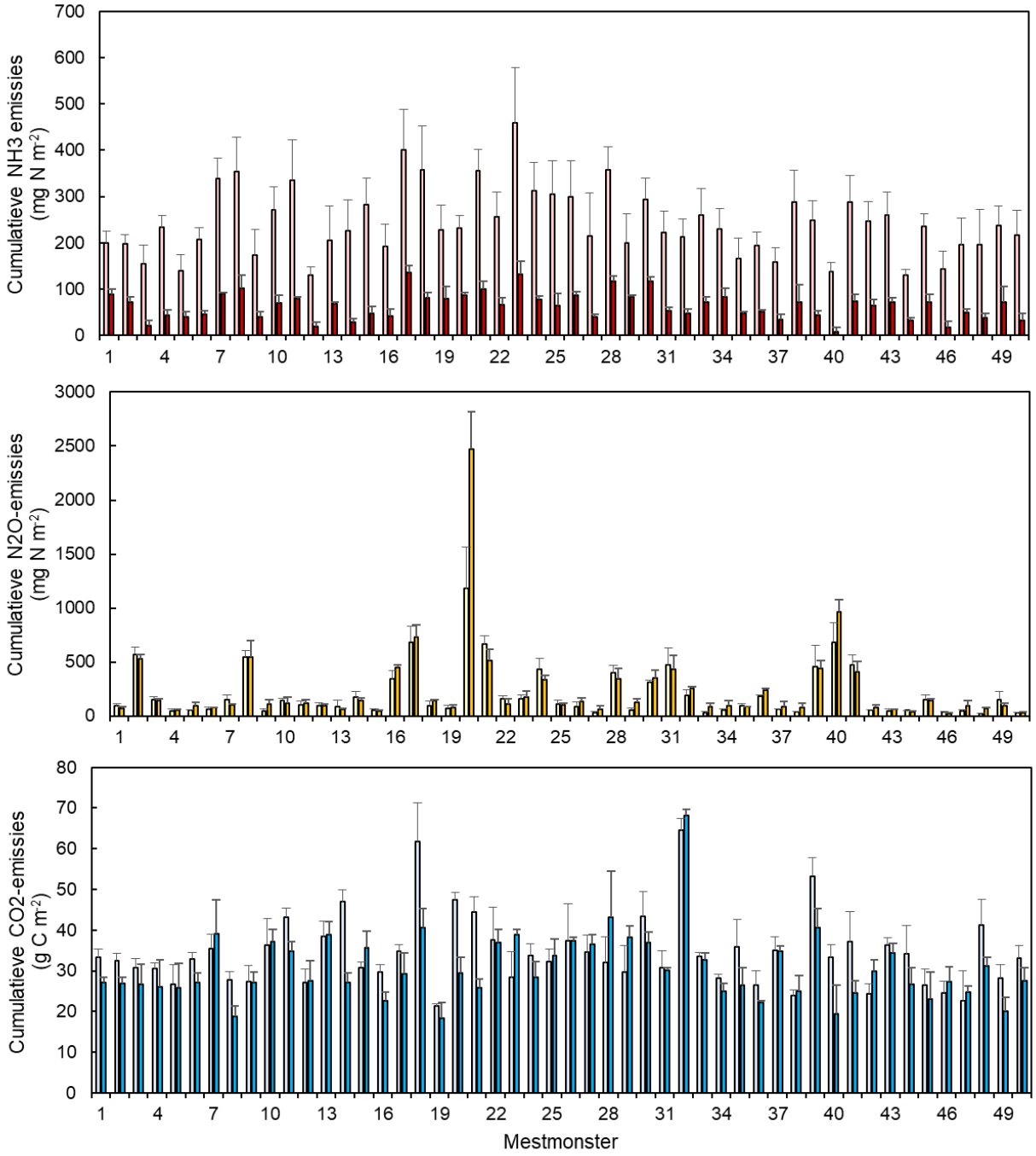
Tabel S3.1 *Parameters over nutriëntenbeschikbaarheid uit snel beschikbare elektrolyten, mineralisatie van organische stof en symbiose in de rhizosfeer uit de Vanhoof-test op de boven- (0-15 cm) en ondergrond (40-50 cm) voor de BTT- en LET-bedrijven op zand en veen (n=10 per bodemtype-toedieningstechniek combinatie, standaarddeviatie tussen haakjes). % geeft percentuele verschil tussen BTT en LET, dikgedrukt geeft significant verschil aan. Significante effecten van toedieningstechniek (TT) en bodemtype (BT) worden weergegeven met ** = P < 0,01; * = P < 0,05; . = P < 0,1 en ns = niet significant.*

	Zand			Veen			P-waarde*		
	BTT	**LET**	**%**	**BTT**	**LET**	**%**	**TT**	**BT**	**TTxBT**
BOVENGROND									
Snel	600 (230)	590 (180)	1,7	915 (201)	922 (263)	-0,8	ns	**	ns
Min	105 (81)	94 (103)	**12**	206 (101)	77 (136)	**168**	*	ns	.
Rhizo	945 (279)	861 (339)	9,8	1211 (417)	1180 (424)	2,6	ns	.	ns
Totaal	1650 (461)	1545 (453)	6,8	2332 (560)	2180 (577)	7,0	ns	**	ns
ONDERGROND									
Snel	456 (143)	380 (62)	20	1037 (182)	1071 (232)	-3,2	ns	**	ns
Min	147 (133)	152 (235)	-3,3	407 (296)	573 (529)	-29	ns	*	ns
Totaal	604 (179)	532 (232)	14	1444 (373)	1644 (626)	-12	ns	**	ns
BOVEN + ONDER									
Totaal	2254 (549)	2078 (634)	8,5	3776 (716)	3824 (1109)	-1,3	ns	**	ns

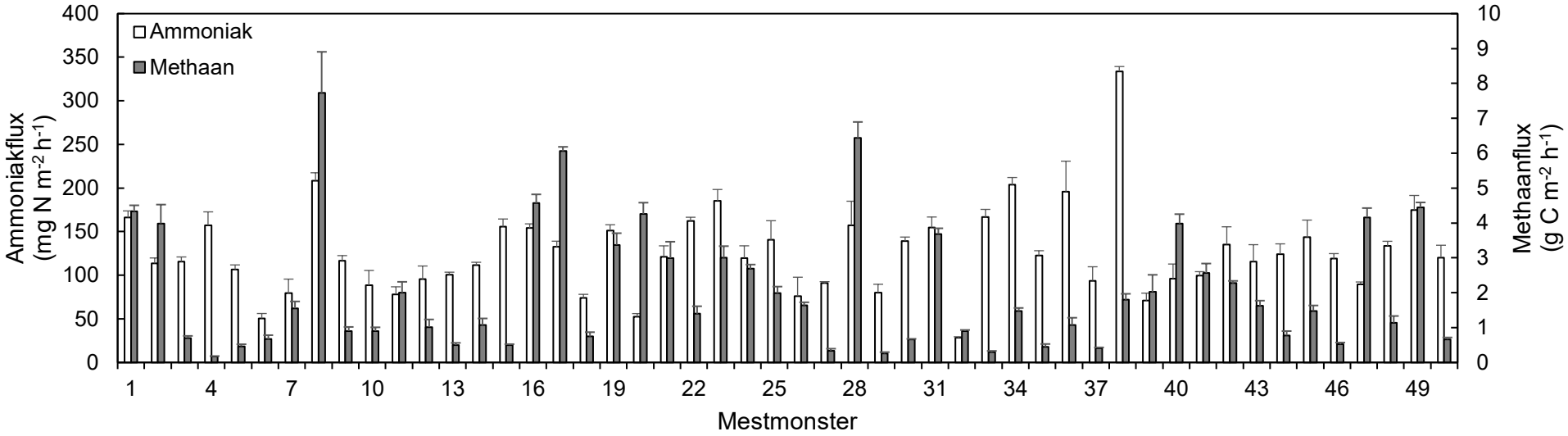
Tabel S3.2 *Parameters uit de Vanhoof-test over de geïnduceerde ademhaling van het bodemleven (mineralisatie van organische stof en symbiose in de rhizosfeer) in de boven- (0-15 cm) en ondergrond (40-50 cm) voor de BTT- en LET-bedrijven op zand en veen (n=10 per bodemtype-toedieningstechniek combinatie, standaarddeviatie tussen haakjes). % geeft percentuele verschil tussen BTT en LET, dikgedrukt geeft significant verschil aan. Significante effecten van toedieningstechniek (TT) en bodemtype (BT) worden weergegeven met ** = P < 0,01; * = P < 0,05; . = P < 0,1 en ns = niet significant.*

	Zand			**Veen**				**P-waarde***	
	BTT	**LET**	**%**	**BTT**	**LET**	**%**	**TT**	**BT**	**TTxBT**
Mineralisatie Bovengrond	39 (24)	21 (18)	86	44 (27)	38 (31)	16	.	ns	ns
Rhizosfeer Bovengrond	42 (17)	51 (31)	-18	76 (37)	70 (50)	8,6	ns	.	ns
Rhizosheer Ondergrond	60 (25)	29 (23)	107	99 (34)	104 (34)	-4,8	ns	**	*
Ademhaling Totaal	140 (54)	101 (50)	39	219 (54)	211 (63)	3,8	.	**	ns

Bijlage 2 Bijlagen bij hoofdstuk 4



Figuur S4.1 *Cumulatieve ammoniak- (boven), lachgas- (midden) en koolstofdioxide-emissies gemeten tijdens de incubatiestudie naar emissies uit mestproducten. Lichte balken geven potten met oppervlakkig toegediende mest weer, donkere balken die waar emissiearme toediening is gesimuleerd. De foutenbalken geven de standaardfout weer (n=3).*



Figuur S4.2 *Gemiddelde ammoniak- en methaanfluxen direct gemeten uit de mestmonsters. De foutenbalken geven de standaardfout weer (n=4 voor ammoniak en n=3 voor methaan).*

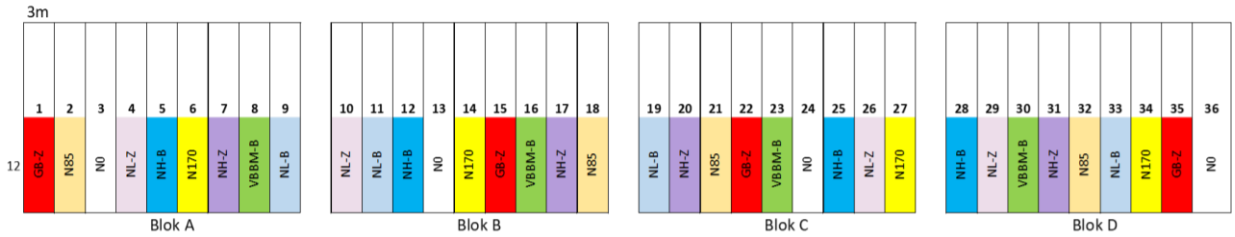
Tabel S4.1 *Pearson-correlatie (R) matrix met daarin de verbanden tussen verschillende gemeten mestparameters.*

	DM	Ash	OM	TAN	Norg	Ntot	P	K	Mg	Na	C/N	S	pH
DM	1	0.81	0.91	0.26	0.68	0.59	0.80	0.63	0.63	0.51	0.08	0.76	-0.18
Ash		1	0.49	0.14	0.45	0.38	0.62	0.47	0.75	0.56	-0.06	0.60	0.03
OM			1	0.28	0.68	0.61	0.75	0.60	0.40	0.35	0.16	0.70	-0.29
TAN				1	0.48	0.79	0.52	0.53	0.28	0.12	-0.69	0.50	0.04
Norg					1	0.92	0.70	0.56	0.42	0.38	-0.47	0.70	-0.05
Ntot						1	0.73	0.63	0.42	0.32	-0.64	0.72	-0.01
P							1	0.64	0.62	0.34	-0.21	0.80	-0.05
K								1	0.35	0.28	-0.27	0.72	0.00
Mg									1	0.31	-0.16	0.54	0.14
Na										1	-0.13	0.33	0.09
C/N											1	-0.24	-0.27
S												1	0.04
pH													1

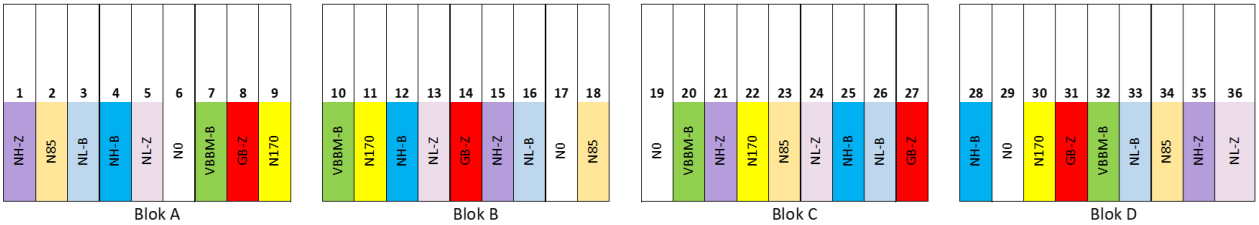
Bijlage 3 Bijlagen bij hoofdstuk 6

S6.1 Materiaal en methode

Bedrijf 1:



Bedrijf 2:



Figuur S6.1 *Proefopzet van de veldproef.*

Tabel S6.1.1 *Gerealiseerde drijfmestbemesting, per jaar en ronde (kg N/ha).*

Set	Behandeling	Ronde 1 kg N/ha	Ronde 2 kg N/ha	Ronde 3 kg N/ha	Ronde 4 kg N/ha	Totaal kg N/ha	Totaal m^3/ha
2023							
Proef	**BB-M1**	54	56	28	24	161	49
	BB-M2	58	57	20	26	161	59
	ZB-M1	54	56	28	24	161	49
	ZB-M2	58	57	20	26	161	59
Praktijk	**Ext**	31	37	28	24	120	44
	Int	101	74	0	0	175	46
N-trap	**N0**	0	0	0	0	0	0
	N85	0	0	0	0	0	0
	N170	0	0	0	0	0	0
2024							
Proef	**BB-M1**	64	51	26	23	164	52
	BB-M2	58	46	35	34	172	47
	ZB-M1	64	51	26	23	164	52
	ZB-M2	58	46	35	34	172	47
Praktijk	**Ext**	32	34	33	26	125	40
	Int	101	53	0	0	154	42
N-trap	**N0**	0	0	0	0	0	0
	N85	0	0	0	0	0	0
	N170	0	0	0	0	0	0

Tabel S6.1.2 *Mestsamenstelling met ranges.*

		Droge stof (%)	N-totaal (%)	C/N	N-ammoniak (%)	N-ammoniak (% N-tot.)	Organische stof (%)	pH	Pot. NH_4-emissie (ppm NH_4)	EC (mS/cm)
2023										
Mest 1	Gem	53	2,7	7,4	1,2	45	41	7,7	62	16,5
	Min-max	49-61	2,4-3,1	6,9-8,2	0,9-1,7	38-61	36-46	7,6-7,8	54-65	16,0-16,7
Mest 2	Gem	63	3,3	6,8	1,4	43	46	7,2	52	19,5
	Min-Max	36-83	2,2-4,1	3,8-7,8	0,5-2,1	23-75	21-64	6,9-7,7	44-62	18,6-21,9
Verschil		-16%	-17%	+9%	-13%	+5%	-12%	+6%	+20%	-16%
2024										
Mest 1	Gem	67	3,2	8,1	1,4	46	52	7,3	66	14,0
	Min-max	49-72	2,6-3,4	6,7-8,6	1,4-1,5	41-53	35-56	7,3-7,4	49-80	11,9-16,3
Mest 2	Gem	77	3,7	7,7	1,6	44	57	6,9	36	17,5
	Min-Max	71-80	3,5-3,8	7,0-8,3	1,4-1,7	38-47	52-60	6,8-7,1	25-45	17,1-18,1
Verschil		-13%	-14%	+4%	-10%	+4%	-9%	+6%	+87%	-20%

S6.2 Gewas

Tabel S6.2.1 *Gemiddelde en standaarddeviaties van de gemeten gewasparameters per behandeling, jaar en bedrijf.*

Variabele	Eenheid	Jaar	Bedrijf	BB-M1		BB-M2		ZB-M1		ZB-M2		Ext		Int	
				Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd
Opbrengst	kg ds/ha	2023	1	11817	714	12656	995	13807	1005	13344	834	11636	1073	17007	1419
		2023	2	12237	1175	11824	1406	13421	844	13525	1031	12097	1382	17630	2231
		2024	1	10305	755	11619	1068	11743	535	12594	1184	10704	1287	14086	2185
		2024	2	9364	1166	9735	740	10795	812	11160	734	10597	2142	12408	711
N-opbrengst	kg N/ha	2023	1	229	21	261	22	293	34	290	27	234	24	441	54
		2023	2	246	42	239	48	258	22	281	25	280	82	431	60
		2024	1	212	24	238	19	251	17	268	24	221	33	363	65
		2024	2	173	25	174	19	203	16	205	14	225	58	275	22
ANE	%	2023	1	2,2	1,4	7,4	2,9	14,1	3	11,6	4,7	1,5	6	17,5	2,9
		2023	2	5,6	4,6	3	4,1	13,3	9,5	13,7	6,1	6,5	13,2	20,2	7
		2024	1	17,4	3,5	24,2	2,4	26,1	3,1	29,9	6,2	26,1	8,3	22,6	5,2
		2024	2	11	4,4	12,6	4	19,7	5,6	20,9	2,7	24,4	16,8	16,5	2,8
ANR	%	2023	1	0,07	0,22	0,27	0,18	0,45	0,06	0,44	0,23	0,13	0,3	0,7	0,13
		2023	2	0,07	0,28	0,01	0,22	0,13	0,25	0,27	0,21	0,36	0,74	0,62	0,25
		2024	1	0,43	0,12	0,56	0,04	0,67	0,11	0,73	0,12	0,64	0,22	0,75	0,18
		2024	2	0,26	0,07	0,25	0,12	0,44	0,16	0,43	0,05	0,76	0,49	0,49	0,11
N-werking ANE	%	2023	1	0,09	0,05	0,31	0,11	0,6	0,12	0,49	0,2	0,06	0,25	0,75	0,19
		2023	2	0,18	0,1	0,09	0,11	0,47	0,34	0,51	0,21	0,19	0,56	0,74	0,07
		2024	1	0,55	0,13	0,76	0,12	0,82	0,09	0,95	0,23	0,83	0,29	0,72	0,23
		2024	2	0,6	0,48	0,6	0,18	0,93	0,21	1,06	0,48	1,12	0,74	0,81	0,25
N-werking ANR	%	2023	1	-0,01	0,52	0,41	0,24	0,87	0,52	0,68	0,12	0,05	0,69	1,35	0,82
		2023	2	0	0,43	-0,06	0,29	0,15	0,46	0,37	0,28	0,47	1,37	0,91	0,15
		2024	1	0,51	0,18	0,65	0,05	0,78	0,1	0,87	0,19	0,75	0,3	0,88	0,2
		2024	2	0,62	0,48	0,52	0,23	0,87	0,19	0,96	0,43	1,44	0,84	1,03	0,27
N-verlies	kg N/ha	2023	1	155	37	119	29	91	9	90	37	106	37	94	41
		2023	2	146	44	158	35	135	40	116	33	75	86	118	78
		2024	1	94	20	76	7	55	18	46	20	45	28	73	52
		2024	2	122	12	129	20	93	26	98	8	30	60	150	32

Variabele	Eenheid	Jaar	Bedrijf	BB-M1		BB-M2		ZB-M1		ZB-M2		Ext		Int	
				Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd
Ruw as	g/kg ds	2023	1	81	3	80	4	81	3	85	4	82	2	90	2
		2023	2	81	4	82	4	90	8	81	3	86	4	85	6
		2024	1	85	2	84	3	88	2	90	4	87	1	88	3
		2024	2	74	1	73	2	74	3	75	1	85	4	75	3
VCOS	g/kg ds	2023	1	71	1	71	1	72	0	72	1	72	0	72	2
		2023	2	74	1	75	1	75	1	75	1	75	1	74	1
		2024	1	75	1	75	1	75	1	75	1	75	1	75	0
		2024	2	77	1	76	1	77	1	78	1	77	1	76	1
Ruw eiwit	g/kg ds	2023	1	116	7	119	9	128	5	130	2	115	4	160	4
		2023	2	119	10	127	4	127	15	130	4	137	29	153	10
		2024	1	118	5	115	3	124	6	124	4	117	5	150	5
		2024	2	106	6	107	4	110	4	107	3	126	10	135	8
Suiker	g/kg ds	2023	1	130	11	129	12	116	6	115	1	136	6	90	7
		2023	2	149	9	152	6	150	16	154	8	145	16	114	8
		2024	1	139	11	141	5	133	13	125	12	142	7	110	6
		2024	2	175	11	183	10	181	11	191	6	155	12	148	6
Ruwe celstof	g/kg ds	2023	1	278	5	277	6	275	7	276	5	276	5	278	7
		2023	2	254	13	259	9	256	9	257	6	250	11	271	7
		2024	1	249	3	251	4	252	5	254	4	248	5	254	3
		2024	2	238	3	240	4	241	7	235	6	234	11	248	6
VEM		2024	1	880	20	881	30	881	23	882	22	878	26	887	21
		2024	2	910	36	901	42	918	33	919	27	905	30	909	33
DVE		2024	1	77	7	77	9	79	8	79	8	77	8	84	6
		2024	2	76	9	76	8	78	9	78	8	81	10	83	8
OEB		2024	1	-7,3	28	-7,8	31	-3,8	27	-2,3	28	-7,9	29	12,3	22
		2024	2	-27,7	24	-26,0	22	-26,2	23	-27,7	24	-9,0	35	-9,6	20

Tabel S6.2.2 *P-waardes voor het effect van toediening (T), mest (M), locatie (L) en jaar (J) en interacties op basis van "Model Proef" (zie paragraaf 6.2.4 voor toelichting) op gewasparameters. Vanaf 3-weg interacties alleen de significante interacties in tabel opgenomen.*

	Toediening	Mest	Locatie	Jaar	TxM	TxL	TxJ	MxJ	LxJ	TxMxL	TxLxJ	T:M:L:J
Opbrengst	***		*	***				*	***			
N-opbrengst	***		***	***					***			
ANE	***		**	***					***			
ANR	***		***	***								
N-werking ANE[1]	***			***								
N-werking ANR	***		0,05	***					*	0,10		
N-verlies	***		***	***								
Kalium	**		***	***						*	*	
Fosfor	0,06		***						***	*		
Ruw as	**		***	**					***	0,07	0,09	0,10
VCOS	*		***	***					**			
Ruw eiwit[1]	***		**	***		*		0,08	***			
Suiker			***	***		**			***			
Ruwe celstof			***	***					*			
VEM	*		***	n.v.t.		*	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.		n.v.t.	n.v.t.
DVE	**			n.v.t.			n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.		n.v.t.	n.v.t.
OEB	*		***	n.v.t.		*	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.		n.v.t.	n.v.t.

[1] Met non-parametrische test geanalyseerd.

Significante effecten worden weergegeven met ** = P < 0,01; * = P < 0,05; . = P < 0,1 en leeg = niet significant. N.v.t. = niet van toepassing

Tabel S6.2.3 *P-waardes voor het effect van Behandeling (B), Locatie (L) en Jaar (J) op gewasparameter op basis van "model Behandeling" (zie paragraaf 6.2.4 voor toelichting).*

	Behandeling	Locatie	Jaar	BxL	BxJ	LxJ	BxLxJ
Opbrengst	***		***		***	***	
N-opbrengst	***	*	***		***	***	
ANE	**		***		***	***	
ANR	**		***		0,07	*	
N-werking ANE[1]	***		***		**		
N-werking ANR[1]	***		***			*	
N-verlies	**	**	***			0,06	
Kalium	***	***	***	**	*	*	
Fosfor	***	***				***	
Ruw as	**	***	**	**	*	***	*
VCOS		***	***			**	
Ruw eiwit[1]	***	0,06	***	**	0,08	***	
Suiker	***	***	***	***		***	
Ruwe celstof	*	***	***			**	
VEM		***		*			
DVE	***	0,05					
OEB	***	***		***			

[1] Met non-parametrische test geanalyseerd.

Significante effecten worden weergegeven met ** = P < 0,01; * = P < 0,05; . = P < 0,1 en leeg = niet significant.

S6.3 Bodemfysisch en -chemisch

Tabel S6.3.1 *Gemiddeldes en standaarddeviaties per behandeling en locatie.*

Variabele	Eenheid	Bedrijf	BB-M1		BB-M2		ZB-M1		ZB-M2		Ext		Int		N0	
			Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd
Bulkdichtheid		1	1,2	0,1	1,2	0,0	1,2	0,0	1,2	0,0	1,2	0,1	1,2	0,1	1,2	0,0
		2	1,1	0,0	1,0	0,1	1,1	0,1	1,0	0,0	1,1	0,1	1,1	0,0	1,0	0,1
Bodemvocht-gehalte	%	1	29	3	33	1	30	3	30	2	31	3	33	2	32	1
		2	47	2	46	3	46	1	47	1	47	1	47	1	47	0
Structuur: kruimel 0-25 cm	%	1	60	8	51	13	45	20	50	7	54	8	64	10	74	4
		2	30	12	36	3	26	13	38	5	26	8	18	6	18	6
Structuur: afgerond 0-25 cm	%	1	16	3	28	6	25	11	23	10	16	6	23	5	18	3
		2	18	10	15	6	25	16	14	5	15	4	15	6	23	10
Structuur: scherp 0-25 cm	%	1	24	10	21	17	30	15	28	9	30	14	14	6	9	2
		2	53	6	49	5	49	9	49	6	59	10	68	3	60	7
Wortelscore 0-25 cm	1-10	1	7,9	0,3	7,4	0,5	7,6	0,5	7,4	0,5	7,8	0,5	7,3	0,5	7,5	0,4
		2	7,2	0,3	6,9	0,6	6,4	0,5	7,1	0,3	6,9	0,3	6,4	0,5	6,6	0,4
Jonge wortels 0-25 cm	%	1	12,5	2,9	13,0	4,8	12,5	2,9	11,8	2,4	11,9	3,8	13,8	4,8	11,3	2,2
		2	10,8	8,4	12,5	6,5	8,8	4,8	11,3	4,8	12,5	2,9	9,4	1,3	7,5	1,8
Bodemleven-score 0-25 cm	1-10	1	7,6	0,8	7,8	0,5	7,4	0,6	7,4	0,8	7,6	0,5	6,9	0,9	6,9	0,4
		2	7,1	1,0	6,4	0,5	6,3	0,6	6,5	0,6	6,8	0,6	6,6	0,8	6,5	0,4
Macroporiën 0-25 cm	n	1	6,8	3,1	7,3	2,1	7,5	3,7	5,0	1,4	5,0	1,8	5,3	1,7	3,5	0,9
		2	2,8	2,4	2,5	1,3	4,0	2,2	3,3	1,3	2,5	1,3	2,0	1,8	3,0	1,9
Kruimel 25-50 cm	%	1	64	11	63	9	68	9	63	5	63	5	63	5	60	7
		2	38	13	43	10	50	8	40	0	44	11	33	17	43	8
Afgerond 25-50 cm	%	1	18	3	21	5	19	3	19	5	19	9	23	9	23	4
		2	15	6	13	5	13	5	24	5	21	6	20	7	20	7
Scherp 25-50 cm	%	1	19	9	16	13	14	8	19	8	19	11	15	4	18	4
		2	48	10	45	13	38	5	36	5	35	9	48	13	38	8
Wortelscore 25-50 cm	1-10	1	6,9	0,6	6,4	0,5	6,6	0,5	6,5	0,4	6,5	0,6	6,3	0,5	6,3	0,3
		2	4,9	0,3	4,9	0,3	4,8	0,3	5,0	0,0	6,3	2,5	4,6	0,5	6,0	2,3
Jonge wortels 25-50 cm	%	1	5,0	0,0	5,0	0,0	5,0	0,0	5,0	0,0	5,0	0,0	5,0	0,0	5,0	0,0
		2	7,5	2,9	7,5	2,9	5,0	0,0	5,0	0,0	7,5	5,0	5,0	0,0	5,0	0,0
Bodemleven score 25-50 cm	1-10	1	4,0	0,0	4,0	0,0	4,5	0,6	4,0	0,0	4,0	0,0	3,8	0,5	4,0	0,0
		2	4,1	0,3	4,0	0,0	4,0	0,0	3,9	0,3	4,3	0,5	3,5	0,6	4,0	0,0
Diepte beworteling	cm	1	74	4	67	4	69	1	76	8	72	8	68	8	73	7
		2	42	13	47	13	45	7	45	6	43	5	43	5	46	5
Eurofins; 0-10 cm																
N-totaal bodem-voorraad	mg/kg	1	4085	605	4438	315	4515	519	4110	560	4130	681	4475	619	4268	456
		2	5498	609	5090	631	5015	590	5030	564	5303	590	5305	574	5168	209
P-plant-beschikbaar	mg/kg	1	3,5	0,4	2,9	0,2	3,0	0,2	3,5	0,5	2,8	0,3	2,9	0,2	2,4	0,5
		2	1,6	0,3	1,3	0,2	1,2	0,2	1,5	0,3	1,4	0,5	1,3	0,3	1,0	0,2
P-plant-beschikbaar	mg P_2O_5 /100 g	1	35	4	25	14	32	3	34	2	25	15	24	14	29	13
		2	32	4	31	3	30	3	31	3	31	6	31	4	27	3
K-plant-beschikbaar	mg/kg	1	134	74	186	14	169	25	129	51	107	18	132	84	97	38
		2	149	7	184	33	126	18	160	25	99	5	116	14	91	11
S-totale bodem-voorraad	mg/kg	1	520	39	513	26	503	22	503	50	498	21	500	22	498	29
		2	643	36	598	17	613	57	598	29	620	29	640	65	613	33
Mg-plant-beschikbaar	mg/kg	1	165	83	205	21	208	24	184	79	206	20	132	89	142	18
		2	222	15	217	14	214	27	223	13	232	20	190	15	185	11

Variabele	Eenheid	Bedrijf	BB-M1		BB-M2		ZB-M1		ZB-M2		Ext		Int		N0	
			Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd
Na-plant-beschikbaar	mg/kg	1	18	6	22	4	21	3	16	9	17	1	20	4	13	2
		2	29	3	29	3	29	5	29	2	24	1	25	5	17	2
Koolzure kalk	%	1	0,20	0,00	0,20	0,00	0,20	0,00	0,20	0,00	0,20	0,00	0,20	0,00	0,20	0,00
		2	0,20	0,00	0,20	0,00	0,20	0,00	0,20	0,00	0,20	0,00	0,20	0,00	0,20	0,00
Organische stof	%	1	7,9	0,4	8,0	0,4	7,9	0,6	8,1	0,5	7,6	0,6	8,0	0,7	7,8	0,1
		2	8,4	1,0	8,2	0,2	7,7	0,5	8,2	0,4	8,3	0,4	8,1	0,3	8,3	0,2
Lutum	%	1	2,3	0,5	2,0	0,0	2,0	0,0	2,0	0,0	2,0	0,0	2,0	0,0	2,0	0,0
		2	3,3	0,5	3,0	0,0	2,8	0,5	3,0	0,0	3,3	0,5	3,0	0,0	3,0	0,4
Klei-humus (CEC)	mmol+ /kg	1	87	1	83	4	79	5	87	2	80	9	80	7	75	3
		2	78	3	77	2	76	2	80	3	78	3	75	3	70	1
S-plant-beschikbaar	mg/kg	1	10,3	5,1	7,4	0,9	7,4	2,0	18,0	10,2	6,7	1,8	27,1	31,9	8,4	2,0
		2	10,1	0,8	10,3	1,3	8,8	1,6	9,7	1,6	10,5	1,0	9,8	2,4	9,0	0,7
pH (CaCl2)		1	5,2	0,0	5,2	0,1	5,1	0,1	5,2	0,1	5,1	0,2	5,1	0,1	5,0	0,1
		2	5,1	0,0	5,1	0,1	5,0	0,0	5,1	0,0	5,1	0,0	5,0	0,0	5,0	0,0
C-anorganisch	%	1	0,06	0,00	0,06	0,00	0,06	0,00	0,06	0,00	0,06	0,00	0,06	0,00	0,06	0,00
		2	0,06	0,00	0,06	0,00	0,06	0,00	0,06	0,00	0,06	0,00	0,06	0,00	0,06	0,00
Silt	%	1	15	1	15	1	16	1	15	2	16	0	16	1	16	1
		2	13	2	14	2	13	1	13	1	13	1	13	2	13	1
Zand	%	1	75	1	75	1	75	1	75	2	75	1	75	1	75	1
		2	75	2	75	2	77	1	76	1	76	1	76	2	76	2

Tabel S6.3.2 *Gemiddeldes en standaarddeviaties per behandeling en locatie.*

Variabele	Eenheid	Bedrijf	BB-M1		BB-M2		ZB-M1		ZB-M2		Ext		Int		N0	
			Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd
Indringings-weerstand 0-10 cm	MPa	1	1,1	0,0	1,0	0,0	1,1	0,1	1,1	0,1	1,1	0,1	1,1	0,1	1,2	0,1
		2	1,0	0,1	0,9	0,1	1,0	0,1	0,8	0,1	0,9	0,1	1,0	0,1	1,1	0,2
Indringings-weerstand 0-30 cm	MPa	1	1,5	0,1	1,5	0,1	1,5	0,1	1,5	0,1	1,5	0,1	1,5	0,0	1,7	0,1
		2	1,6	0,1	1,6	0,2	1,5	0,1	1,5	0,2	1,5	0,1	1,6	0,1	1,6	0,1
Indringings-weerstand 11-20 cm	MPa	1	1,7	0,1	1,6	0,1	1,6	0,2	1,7	0,1	1,7	0,1	1,7	0,1	1,9	0,2
		2	1,6	0,2	1,5	0,2	1,5	0,1	1,6	0,3	1,5	0,2	1,6	0,1	1,7	0,2
Indringings-weerstand 21-30 cm	MPa	1	1,8	0,2	1,8	0,2	1,8	0,1	1,9	0,1	1,8	0,1	1,8	0,0	2,1	0,3
		2	2,2	0,1	2,3	0,3	2,2	0,2	2,1	0,1	2,1	0,1	2,2	0,3	2,1	0,2
Indringings-weerstand 30-60 cm	MPa	1	1,8	0,1	1,8	0,2	1,7	0,1	1,6	0,1	1,7	0,1	1,8	0,2	2,4	0,8
		2	3,0	0,3	3,0	0,3	3,0	0,2	3,0	0,5	2,8	0,3	2,9	0,4	2,4	0,6
Indringings-weerstand 31-40 cm	MPa	1	1,9	0,1	1,9	0,3	1,9	0,1	1,9	0,1	1,8	0,1	1,9	0,1	2,2	0,4
		2	2,6	0,3	2,6	0,2	2,5	0,2	2,5	0,5	2,5	0,2	2,6	0,2	2,3	0,4
Indringings-weerstand 41-50 cm	MPa	1	1,8	0,2	1,7	0,2	1,6	0,2	1,5	0,1	1,6	0,2	1,7	0,2	2,3	0,7
		2	3,0	0,4	2,9	0,2	2,8	0,2	2,9	0,6	2,7	0,4	2,7	0,2	2,4	0,6
Indringings-weerstand 51-60 cm	MPa	1	1,9	0,2	1,7	0,2	1,6	0,2	1,5	0,1	1,6	0,2	1,9	0,4	2,7	1,1
		2	3,4	0,4	3,4	0,5	3,7	0,3	3,6	0,7	3,1	0,4	3,3	0,8	2,6	0,8

Tabel S6.3.3 *Statistische uitkomsten van Model Proef.*

	Toediening	Mest	Locatie	TxM	TxL	MxL	TxMxL
Fysisch							
Bulkdichtheid			***				
Bodemvochtgehalte			***				0,10
Kruimel 0-25			***				
Afgerond 0-25				*		*	
Scherp 0-25			***				
Wortelscore 0-25			**	*		0,06	
Jonge wortels 0-25							
Bodemleven-score 0-25			*				
Macroporiën 0-25			**				
Kruimel 25-50[1]			***				
Afgerond 25-50[1]				0,09			**
Scherp 25-50	0,06		**				
Wortelscore 25-50			***			0,08	
Jonge wortels 25-50[1]	*		*		*		
Bodemleven-score 25-50[1]	*	***	*	*	***	*	*
Diepte beworteling			**				**
Chemisch							
N-totaal bodemvoorraad			*				*
P-plantbeschikbaar			***	***			
EFB_P_AL[1]				*			
K-plantbeschikbaar		0,06		*			*
S-totaal bodemvoorraad			***				
Mg-plantbeschikbaar							0,09
Na-plantbeschikbaar			**				
Koolzure kalk							
Organische stof							
Lutum[1]			***		0,07	0,07	0,07
Klei-humus (CEC)		0,08	**	***			
S-plantbeschibaar[1]		*		**	*	0,08	**
pH (CaCl2)	**	**	0,06	***			**
C-anorganisch							
Silt			*		0,09		
Zand					*		

[1] Met non-parametrische test geanalyseerd.

Tabel S6.3.4 *Statistische uitkomsten van Model Proef.*

	Toediening	Mest	Locatie	TxM	TxL	MxL	TxMxL
Indringingsweerstand 0-30							
Indringingsweerstand 30-60			***				
Indringingsweerstand 0-10		0,07	*		0,09		
Indringingsweerstand 11-20				*			
Indringingsweerstand 21-30			*				
Indringingsweerstand 31-40			**				
Indringingsweerstand 41-50[1]			***				
Indringingsweerstand 51-60			***		0,09		

[1] Met non-parametrische test geanalyseerd.

Tabel S6.3.5 *Statistische uitkomsten van Model Behandeling.*

	Behandeling	Locatie	BxL
Bulkdichtheid		**	
Bodemvochtgehalte		***	
Kruimel 0-25		***	***
Afgerond 0-25			
Scherp 0-25		***	**
Wortelscore 0-25	*	**	
Jonge wortels 0-25			
Bodemleven-score 0-25		*	
Macroporiën 0-25		***	
Kruimel 25-50[1]		**	
Afgerond 25-50[1]			
Scherp 25-50		**	
Wortelscore 25-50		**	
Jonge wortels 25-50[1]	0,08	***	
Bodemleven-score 25-50[1]	*	*	0,06
Diepte beworteling		***	
N-totaal bodemvoorraad		*	0,08
P-plantbeschikbaar	**	***	
EFB_P_AL[1]			
K-plantbeschikbaar	***		
S-totaal bodemvoorraad		***	
Mg-plantbeschikbaar	**		
Na-plantbeschikbaar	***	***	
Koolzure kalk			
Organische stof			
Lutum[1]		***	
Klei-humus (CEC)	***	*	
S-plantbeschibaar[1]			
pH (CaCl2)	***		
C-anorganisch			
Silt		*	
Zand			

Tabel S6.3.6 *Statistische uitkomsten van Model Behandeling.*

	Behandeling	Locatie	BxL
Indringingsweerstand 0-30	0,08		
Indringingsweerstand 30-60		***	
Indringingsweerstand 0-10	0,07	**	0,06
Indringingsweerstand 11-20	0,08		
Indringingsweerstand 21-30		**	
Indringingsweerstand 31-40		***	
Indringingsweerstand 41-50[1]		***	
Indringingsweerstand 5160		***	

[1] Met non-parametrische test geanalyseerd.

S6.4 Wormen

Tabel S6.4.1 *Gemiddeldes en standaarddeviaties per behandeling en locatie.*

Variabele	Eenheid	Bedrijf	BB-M1		BB-M2		ZB-M1		ZB-M2		Ext		Int		N0	
			Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd
Shannon-index		1	0,68	0,07	0,61	0,28	0,29	0,11	0,64	0,44	0,51	0,13	0,27	0,22	0,57	0,30
		2	1,24	0,22	1,13	0,27	1,15	0,06	1,09	0,26	1,10	0,36	1,08	0,24	0,82	0,40
Aandeel juveniel		1	0,66	0,17	0,62	0,08	0,72	0,17	0,62	0,16	0,64	0,15	0,74	0,12	0,61	0,07
		2	0,65	0,05	0,57	0,02	0,58	0,10	0,58	0,05	0,52	0,11	0,62	0,12	0,49	0,03
Wormen-biomassa	g/m^2	1	118	7	134	68	75	17	121	49	118	33	111	54	111	24
		2	158	60	155	53	170	40	142	38	195	36	141	23	142	14
Wormen-gewicht	g	1	0,40	0,13	0,41	0,11	0,32	0,09	0,38	0,09	0,42	0,15	0,31	0,14	0,49	0,14
		2	0,29	0,10	0,33	0,11	0,28	0,06	0,28	0,04	0,40	0,16	0,30	0,07	0,40	0,08
Bodembewoners (incl. halve)	n/m^2	1	249	71	268	105	222	43	273	108	250	80	339	162	188	31
		2	440	143	378	26	523	118	450	63	455	161	425	42	323	53
Pendelaars (incl. halve)	n/m^2	1	23	12	11	17	3	6	19	16	19	16	13	18	19	11
		2	24	22	21	13	19	16	6	13	30	13	9	12	13	0
Aantal soorten	n	1	3,8	0,5	3,0	0,8	2,3	0,5	3,3	1,5	3,3	1,0	2,5	1,3	2,6	0,9
		2	5,3	1,3	5,3	1,0	6,3	1,7	5,3	0,5	5,0	1,4	5,0	0,8	3,7	1,2
Strooiselbewoners (incl. halve)	n/m^2	1	38	35	38	25	15	15	45	37	24	17	4	6	24	13
		2	80	46	66	42	72	21	48	18	56	38	51	24	31	7
Aantal wormen (incl. halve)	n/m^2	1	313	82	320	123	240	54	337	140	294	83	362	167	231	15
		2	547	169	466	42	616	118	504	70	551	206	486	62	369	56

Tabel S6.4.2 *Statistische uitkomsten van Model Proef.*

	Toediening	Mest	Locatie	TxM	TxL	MxL	TxMxL
Shannon-index			**				
Aantal soorten			***				0,08
Wormen biomassa			*				
Aantal wormen			***			0,06	
ind_worm_gewicht_g							
Strooiselbewoners						*	
Bodembewoners			***				
Pendelaars							0,06
Aandeel juveniel		0,06					

Tabel S6.4.3 *Statistische uitkomsten van Model Behandeling.*

	Behandeling	Locatie	BxL
Shannon-index		**	
Aantal soorten		***	
Wormen biomassa		**	
Aantal wormen		***	
ind_worm_gewicht_g	0,07		
Strooiselbewoners	0,06	0,06	
Bodembewoners		***	
Pendelaars			
Aandeel juveniel			

S6.5 Springstaarten en mijten

Tabel S6.5.1 *Gemiddeldes en standaarddeviaties per behandeling en locatie.*

Variabele	Eenheid	Bedrijf	BB-M1		BB-M2		ZB-M1		ZB-M2		Ext		Int		N0	
			Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	Sd
Arthropods predator	n/m²	1	593	315	886	1031	705	183	757	303	713	362	755	330	639	312
		2	159	159	468	559	441	428	552	639	412	666	117	83	198	111
Schimmel-etende browser	n/m²	1	5891	1836	12434	4462	9997	1981	11778	3636	7261	2561	18157	11404	13401	10923
		2	5580	1664	6454	1404	10408	3242	4887	2781	8512	6469	5643	2827	5561	1445
General predator	n/m²	1	4491	1759	8161	4990	6944	1594	6319	3583	6230	2163	6768	3446	5275	2440
		2	476	187	1129	767	795	559	810	518	803	250	1189	516	1080	338
Herbivore browser	n/m²	1	1413	1476	3849	1754	4480	4698	2431	778	2507	1084	2035	1127	2543	1490
		2	892	350	1330	365	1477	735	1137	281	1258	446	1126	605	1531	393
Herbivore grazer	n/m²	1	1831	558	2579	1077	2781	2229	2357	511	2734	1735	2938	560	2565	1424
		2	2846	1664	1728	838	1596	956	2333	799	1887	403	1960	1000	2094	388
Omnivoor	n/m²	1	863	385	2171	1795	1311	957	1286	510	1352	748	2605	1309	3336	2525
		2	670	292	751	572	927	449	716	340	810	238	526	359	780	350
Opp. Herb. Schim. Grazer	n/m²	1	5456	3071	9869	3137	7952	4427	8409	960	7663	1069	8320	5961	8440	3227
		2	1553	621	1833	1121	1826	382	1490	591	3033	1499	2448	1377	1219	414
Totaal_M2	n/m²	1	20782	3748	40835	16536	34455	10700	34101	5703	28602	558	42658	11471	36491	13378
		2	12238	1025	13788	1648	17471	5300	12020	4230	16755	7709	13059	5486	12461	1668

Tabel S6.5.2 *Statistische uitkomsten van Model Proef.*

	Toediening	Mest	Locatie	TxM	TxL	MxL	TxMxL
Schimmel etende browser			*	*		**	
Opp. Herb. Schim. Grazer[1]		*	***			*	
Herbivore browser[1]			**	*			0,08
Herbivore grazer							0,09
Omnivoor							
General predator[1]			***	*			
Arthropods predator			0,09				
totaal_M2[1]		0,07	***	*		*	

[1] Met non-parametrische test geanalyseerd.

Tabel S6.5.3 *Statistische uitkomsten van Model Behandeling.*

	Behandeling	Locatie	BxL
Schimmel etende browser	0,06	*	**
Opp. Herb. Schim. Grazer[1]		***	
Herbivore browser[1]	0,08	**	
Herbivore grazer			
Omnivoor	0,07	0,08	*
General predator[1]		***	
Arthropods predator		0,06	
totaal_M2[1]	*	***	*

[1] Met non-parametrische test geanalyseerd.

S6.6 Nematoden

Tabel S6.6.1 *Gemiddeldes en standaarddeviaties per behandeling en locatie.*

Variabele	Eenheid	Bedrijf	BB-M1		BB-M2		ZB-M1		ZB-M2		Ext		Int		N0	
			Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	Sd
Bacterivore footprint	µgC/ind/LT	1	986	305	992	440	1033	638	906	266	1334	981	970	526	484	114
		2	448	195	374	75	515	76	382	43	495	140	321	125	215	47
Bacterivores total	%	1	52	13	46	8	48	7	49	7	48	4	47	4	35	4
		2	20	3	18	2	21	2	20	4	23	4	19	1	15	1
Channel Index		1	12	9	12	6	10	5	13	5	11	8	13	4	30	11
		2	22	14	32	15	17	7	19	4	22	13	41	9	44	5
Ectoparasites	% van herb.	1	33	4	40	8	30	3	38	5	33	7	42	10	37	12
		2	17	6	10	2	16	3	15	1	13	4	15	3	14	2
Enrichment Index		1	74	17	68	11	69	16	66	15	72	15	69	12	55	13
		2	47	20	46	15	52	9	51	8	51	9	34	5	38	4
Epidermal feeders	% van herb.	1	23	5	30	4	29	8	26	8	28	5	22	4	23	2
		2	68	5	76	3	69	4	72	5	66	8	67	3	68	3
Fungivore footprint	µgC/ind/LT	1	45	16	46	22	33	14	40	11	43	7	29	6	45	11
		2	40	9	45	6	45	21	45	17	41	23	41	22	45	16
Fungivores total	%	1	8	4	8	4	6	2	9	1	8	1	7	1	9	2
		2	6	3	6	1	6	2	7	3	7	3	6	2	8	3
Herbivore footprint	µgC/ind/LT	1	1204	195	1249	221	1146	130	991	148	1230	582	1000	379	1151	238
		2	3139	1436	2543	1085	2142	899	1745	1126	2687	1071	2516	817	2782	912
Herbivoren totaal	%	1	35	11	41	7	43	9	38	6	41	3	42	4	51	3
		2	57	5	62	2	59	3	54	4	57	5	60	4	62	2
Omnivore footprint	µgC/ind/LT	1	221	67	208	30	149	27	200	67	172	55	173	108	192	49
		2	899	257	746	118	793	214	1042	127	636	282	872	438	718	183
Omnivores total	%	1	3	1	3	1	3	1	3	1	3	1	3	1	3	1
		2	12	5	10	1	11	2	15	3	10	4	11	4	12	2
Predator footprint	µgC/ind/LT	1	62	15	42	22	46	5	38	15	41	17	47	39	43	19
		2	223	116	193	32	209	80	196	67	171	36	224	75	167	77
Predators total	%	1	2	1	1	1	1	0	2	1	2	1	1	1	2	1
		2	4	2	4	1	4	2	4	1	4	1	4	1	3	1
Structure Index		1	78	5	74	8	79	2	74	6	79	3	75	5	78	2
		2	82	7	81	5	82	4	85	4	78	6	79	4	85	3
Total_number	n/100g	1	6188	1784	5277	1435	5207	857	4737	921	5393	924	5065	778	4605	360
		2	6255	2131	6414	538	6785	854	6028	669	5720	971	6228	1181	5539	503

Tabel S6.6.2 *Statistische uitkomsten van Model Proef.*

	Toediening	Mest	Locatie	TxM	TxL	MxL	TxMxL
Total_number							
Channel Index			*				
Enrichment Index			*				
Structure Index			*				
Herbivores total			***	0,09			
Ectoparasites			***			**	
Epidermal feeders		0,05	***	0,07			
Fungivores totaal							
Bacterivores totaal			***				
Omnivores totaal			***	0,10			
Predators totaal			**				
Herbivore footprint	*		*				
Fungivore footprint							
Bacterivore footprint			*				
Omnivore footprint			***	0,06			0,10
Predator footprint			**				
Aantal soorten			***		*		
Shannon Index							**
Shannon Index excl. dauerlarven			**				

Tabel S6.6.3 *Statistische uitkomsten van Model Behandeling.*

	Behandeling	Locatie	BxL
Total_number			
Channel Index	***	**	0,06
Enrichment Index		**	
Structure Index		0,07	
Herbivores totaal	*	***	
Ectoparasites		***	
Epidermal feeders	*	***	
Fungivores totaal			
Bacterivores totaal[1]	**	***	
Omnivores totaal		***	
Predators totaal		**	
Herbivore footprint		*	
Fungivore footprint			
Bacterivore footprint[1]	**	**	
Omnivore footprint		***	
Predator footprint		**	
Aantal soorten	0,09	***	0,05
Shannon Index			*
Shannon Index exdauer		**	

[1] Met non-parametrische test geanalyseerd.

S6.7 Micro-organismen (PLFA)

Tabel S6.7.1 *Gemiddeldes en standaarddeviaties per behandeling en locatie.*

Variabele	Eenheid	Bedrijf	BB-M1		BB-M2		ZB-M1		ZB-M2		Ext		Int		N0	
			Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd
Biomassa	µg/g	1	30	3	30	1	29	3	31	1	28	2	31	3	28	1
		2	51	6	52	6	50	1	50	0	56	11	50	8	46	8
Bacteriën totaal	µg/g	1	25	2	25	1	24	3	25	1	24	2	25	1	24	1
		2	45	4	45	4	44	1	45	2	49	9	42	6	39	5
Actinomyceten bacteriën	µg/g	1	1,8	0,2	1,9	0,2	1,9	0,3	2,0	0,2	2,0	0,1	2,0	0,2	1,9	0,0
		2	3,3	0,5	3,3	0,5	3,2	0,1	3,3	0,2	3,5	0,8	3,1	0,6	2,8	0,5
Saprofyten	µg/g	1	1,0	0,2	1,0	0,1	1,1	0,2	1,2	0,1	0,8	0,1	1,3	0,3	1,1	0,0
		2	1,4	0,1	1,6	0,3	1,3	0,1	1,5	0,2	1,3	0,2	1,4	0,7	1,3	0,1
Protozoa	µg/g	1	0,47	0,06	0,55	0,16	0,45	0,02	0,57	0,14	0,41	0,06	0,49	0,05	0,53	0,06
		2	0,66	0,14	0,60	0,14	0,61	0,09	0,63	0,04	0,60	0,04	0,60	0,06	0,51	0,11

Tabel S6.7.2 *Statistische uitkomsten van Model Behandeling.*

	Toediening	Mest	Locatie	TxM	TxL	MxL	TxMxL
Micr. biomassa			***				
Bacteriën totaal			***				
Actinomyceten bacteriën			***				
Saprofyten schimmels		0,09	***		*		
Protozoa			*				

Tabel S6.7.3 *Statistische uitkomsten van Model Behandeling.*

	Behandeling	Locatie	BxL
Micr. biomassa		***	
Bacteriën totaal		***	
Actinomyceten bacteriën		***	
Saprofyten schimmels		**	
Protozoa		*	

S6.8 N-mineraal bodem

Tabel S6.8.1 *Gemiddeldes en standaarddeviaties per behandeling, jaar en locatie.*

Diepte	Eenheid	Bedrijf	Jaar	BB-M1		BB-M2		ZB-M1		ZB-M2		Ext		Int		N0	
				Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd
0-30 cm	kg N/ ha	1	2023	12,5	6,8	17,8	10,5	10,8	6,1	16,3	6,6	12,3	7,9	15,8	8,1	12,8	9,0
		1	2024	15,3	7,9	18,5	5,8	16,0	5,3	11,3	2,4	12,8	4,0	13,8	0,4	8,5	2,7
		2	2023	7,0	3,6	7,0	2,1	6,8	0,8	10,0	4,4	9,8	4,3	7,3	1,3	4,5	1,5
		2	2024	13,0	2,5	11,0	3,3	17,5	5,0	14,5	3,8	17,5	8,6	15,3	3,1	12,3	2,3
30-60 cm	kg N/ ha	1	2023	5,0	1,9	6,8	4,0	5,8	2,3	4,3	2,3	6,3	2,5	6,0	2,9	3,3	1,3
		1	2024	6,8	1,3	8,8	1,5	7,3	0,4	6,3	1,3	6,8	1,1	6,3	1,3	5,3	1,1
		2	2023	5,0	1,9	4,8	1,9	8,8	1,5	5,0	2,1	8,8	4,3	3,5	1,5	4,8	1,8
		2	2024	10,0	0,0	6,8	2,9	10,0	0,0	9,8	1,6	12,5	1,5	9,8	2,4	10,0	1,2
60-90 cm	kg N/ ha	1	2023	3,5	2,6	3,8	1,8	2,8	1,3	3,5	1,5	6,0	4,9	4,0	2,1	10,0	12,7
		1	2024	2,5	0,9	2,5	0,9	2,8	1,3	2,0	0,0	2,0	0,0	2,0	0,0	2,0	0,0
		2	2023	2,0	0,0	2,0	0,0	2,0	0,0	2,0	0,0	2,0	0,0	2,0	0,0	2,0	0,0
		2	2024	2,5	0,9	2,8	1,3	3,8	1,1	3,0	1,7	4,3	1,5	3,3	1,3	2,8	1,3

Tabel S6.8.2 *Statistische uitkomsten van Model Proef. Vanaf 3-wegs interacties alleen de significante interacties in tabel opgenomen.*

Diepte	Toediening	Mest	Locatie	Jaar	TxM	TxL	TxJ	MxL	MxJ	LxJ
0-30 cm				*						
30-60 cm				***						
60-90 cm[1]								0,06	0,09	*

[1] Met non-parametrische test geanalyseerd.

Tabel S6.8.3 *Statistische uitkomsten van Model Behandeling.*

	Behandeling	Locatie	Jaar	BxL	BxJ	LxJ	BxLxJ
0-30 cm		**	***			**	
30-60 cm		**	***			**	
60-90 cm[1]	0,07	***	*		0,06	***	*

[1] Met non-parametrische test geanalyseerd.

S6.9 Vanhoof-test

Tabel S6.9.1 *Gemiddeldes en standaarddeviaties per behandeling en locatie.*

Waarden[1]	Eenheid	Bedrijf	BB-M1		BB-M2		ZB-M1		ZB-M2		Ext		Int		N0	
			Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd	Gem	sd
pH bovengrond		1	5,91	0,13	5,78	0,10	5,72	0,17	5,88	0,06	5,77	0,07	5,81	0,24	5,75	0,12
		2	5,70	0,08	5,74	0,05	5,72	0,09	5,70	0,05	5,65	0,09	5,66	0,05	5,56	0,08
rH2 bovengrond		1	23,4	0,7	23,6	0,6	22,9	0,6	23,3	0,4	23,1	0,5	23,0	1,0	23,3	0,6
		2	21,5	0,6	22,0	0,5	22,2	0,5	22,2	0,9	21,5	0,5	21,9	0,5	21,5	0,3
Nutriënten snel gebonden bovengrond	kg/ha	1	823	29	869	105	749	75	843	75	677	38	741	107	773	126
		2	1060	89	1188	97	1107	150	1163	115	1095	91	1058	105	1084	64
pH miner.[2] bovengrond		1	-0,08	0,22	-0,05	0,12	-0,02	0,34	-0,22	0,10	0,03	0,12	-0,10	0,35	-0,06	0,15
		2	-0,07	0,12	-0,12	0,05	-0,07	0,10	-0,05	0,09	-0,06	0,06	-0,02	0,07	-0,06	0,24
rH2 miner.[2] bovengrond		1	6,54	9,67	18,87	6,71	10,43	8,79	10,49	14,92	17,98	4,54	10,35	8,42	13,09	13,67
		2	4,27	11,35	6,53	9,61	8,62	8,85	6,07	14,90	4,43	8,79	10,55	7,46	3,11	9,21
Nutriënten miner.[2] bovengrond	kg/ha	1	304	48	379	42	383	41	328	139	464	54	313	91	408	78
		2	145	69	108	115	105	71	146	26	113	118	83	25	156	50
pH symbio.[3] bovengrond		1	-0,59	0,19	-0,55	0,09	-0,57	0,17	-0,42	0,21	-0,62	0,20	-0,56	0,20	-0,56	0,05
		2	-0,39	0,11	-0,36	0,08	-0,40	0,07	-0,32	0,04	-0,35	0,07	-0,30	0,10	-0,31	0,19
rH2 symbio.[3] bovengrond		1	15,3	4,1	15,1	3,0	15,3	2,8	13,6	4,3	16,6	1,3	14,7	2,6	15,8	1,2
		2	14,5	2,3	13,9	1,7	14,9	2,6	12,1	3,2	13,3	0,6	11,6	1,2	12,7	3,8
Nutriënten symbio.[3] bovengrond	kg/ha	1	1682	205	1578	63	1666	188	1630	189	1520	153	1643	268	1583	237
		2	1718	253	1930	222	1872	103	1941	104	1843	94	1789	64	1845	81
pH ondergrond		1	4,98	0,12	5,03	0,46	4,83	0,04	4,90	0,09	4,76	0,12	4,93	0,16	4,83	0,04
		2	5,85	0,07	5,88	0,03	5,85	0,07	5,84	0,06	5,87	0,11	5,88	0,17	5,82	0,09
rH2 ondergrond		1	20,9	1,0	21,3	0,7	20,5	0,9	20,6	0,9	20,5	0,6	20,8	1,1	20,8	1,1
		2	20,8	0,5	21,1	0,6	21,5	0,3	21,4	1,0	21,2	0,7	21,8	0,9	20,7	0,6
Nutriënten snel gebonden ondergrond	kg/ha	1	514	21	541	88	481	16	444	49	493	41	454	48	583	118
		2	704	152	665	36	604	37	738	92	650	14	636	54	797	210
pH symbio.[3] ondergrond		1	-0,26	0,08	-0,35	0,42	-0,12	0,16	-0,22	0,15	-0,04	0,09	-0,31	0,14	-0,16	0,13
		2	-0,55	0,17	-0,53	0,12	-0,46	0,23	-0,42	0,20	-0,47	0,17	-0,45	0,18	-0,52	0,09
rH2 symbio.[3] ondergrond		1	-1,42	1,49	-3,26	1,06	-1,93	1,27	-1,54	1,15	-2,68	0,63	-1,95	1,52	-2,14	1,50
		2	-1,99	1,06	-2,05	0,91	-2,35	0,91	-1,92	1,78	-1,81	1,05	-2,51	1,07	-1,85	0,94
Som[4] nutriënten bovengrond	kg/ha	1	2809	182	2826	159	2798	145	2801	120	2661	159	2697	390	2764	413
		2	2923	319	3225	238	3084	181	3250	212	3051	62	2930	144	3085	24
Nutriënten snel gebonden bovengrond	%	1	0,29	0,02	0,31	0,02	0,27	0,04	0,30	0,02	0,26	0,03	0,28	0,02	0,28	0,02
		2	0,37	0,05	0,37	0,02	0,36	0,03	0,36	0,02	0,36	0,02	0,36	0,02	0,35	0,02

[1] Bovengrond = 0-15 cm en ondergrond = 40-50 cm.

[2] Wijziging na 22u bebroeden zonder suiker.

[3] Wijziging na 22u bebroeden met suiker.

[4] Som van nutriënten: snel beschikbaar + uit mineralisatie + uit symbiose.

Tabel S6.9.2 *Statistische uitkomsten van Model Proef.*

	Toediening	Mest	Locatie	TxM	TxL	MxL	TxMxL
pH bovengrond			*				*
rH2 bovengrond			*		*		
Nutriënten snel gebonden bovengrond		0,05	***				
pH miner. bovengrond							
rH2 miner. bovengrond							
Nutriënten miner. bovengrond			***				
pH symbio. bovengrond			*				
rH2 symbio. bovengrond							
Nutriënten symbio. bovengrond			*				
pH ondergrond[1]			***				
rH2 ondergrond							
Nutriënten snel gebonden ondergrond			***				0,07
pH symbio. ondergrond			**				
rH2 symbio. ondergrond							
Som nutriënten bovengrond			*				
%Nutriënten snel gebonden bovengrond			**				

[1] Met non-parametrische test geanalyseerd.

Tabel S6.9.3 *Statistische uitkomsten van Model Behandeling.*

	Behandeling	Locatie	BxL
pH bovengrond		*	
rH2 bovengrond		**	
Nutriënten snel gebonden bovengrond		***	
pH miner. bovengrond			
rH2 miner. bovengrond			
Nutriënten miner. bovengrond		***	
pH symbio. bovengrond		***	
rH2 symbio. bovengrond			
Nutriënten symbio. bovengrond		***	
pH ondergrond[1]		***	
rH2 ondergrond			
Nutriënten snel gebonden ondergrond	0,08	**	
pH symbio. ondergrond		**	
rH2 symbio. ondergrond			
Som nutriënten bovengrond		***	
%Nutriënten snel gebonden bovengrond		***	

[1] Met non-parametrische test geanalyseerd.

S6.10 Lachgasemissies

Tabel S6.10.1 *Cumulatieve lachgasemissies gemeten per proefveldje voor beide meetjaren.*

Veldje	Behandeling	Blok	Emissies (kg N/ha)	
			2023	2024
1	Int	1	3,36	5,02
2	N85	1	0,91	1,72
3	N0	1	0,47	0,86
4	ZB-M1	1	2,07	2,66
5	BB-M2	1	1,14	1,24
6	N170	1	0,95	2,56
7	ZB-M2	1	2,16	1,75
8	Ext	1	0,75	1,04
9	BB-M1	1	1,12	1,10
10	ZB-M1	2	1,68	2,49
11	BB-M1	2	1,13	1,79
12	BB-M2	2	1,15	1,82
13	N0	2	0,65	0,77
14	N170	2	1,30	2,42
15	Int	2	3,94	2,72
16	Ext	2	1,13	2,80
17	ZB-M2	2	2,44	2,81
18	N85	2	1,16	1,19
19	BB-M1	3	1,11	2,06
20	ZB-M2	3	1,93	3,37
21	N85	3	1,07	1,54
22	Int	3	2,68	5,25
23	Ext	3	0,80	1,04
24	N0	3	1,07	0,70
25	BB-M2	3	1,37	2,17
26	ZB-M1	3	1,18	1,44
27	N170	3	1,31	2,50
28	BB-M2	4	1,28	1,60
29	ZB-M1	4	1,83	2,38
30	Ext	4	0,79	1,52
31	ZB-M2	4	1,02	2,46
32	N85	4	0,98	2,23
33	BB-M1	4	0,79	1,16
34	N170	4	1,40	5,19
35	Int	4	1,84	4,63
36	N0	4	1,00	0,98

To explore the potential of nature to improve the quality of life

Wageningen Environmental Research
Postbus 47
6700 AB Wageningen
T 0317 48 07 00
wur.nl/environmental-research

Rapport 3525
ISSN 1566-7197

De missie van Wageningen University & Research is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen University & Research bundelen Wageningen University en gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 7.900 medewerkers (7.100 fte), 2.500 PhD- en EngD-kandidaten, 12.700 studenten en 80.000 Leven Lang Leren-deelnemers behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.