



Vlaanderen
is open ruimte

Het effect van alternatieven van mestinjectie op stikstofverliezen en biodiversiteit bij grasland

COLOFON

Opdrachtgever:

Vlaamse Landmaatschappij
Koning Albert II-laan 15 bus 152
1210 Brussel

Uitvoerders:

Karoline D'Haene
ILVO
Burg. Van Gansberghelaan 109
9820 Merelbeke-Melle

Kurt Sannen
INBO
Herman Teirlinckgebouw
Havenlaan 88
1000 Brussel

Georges Hofman
UGent - Faculteit Bio-ingenieurswetenschappen
Coupure Links 653
9000 Gent

Datum Rapport: 01/09/2025

Depotnummer: D/2026/3241/052

• Impact van aanwendingstechnieken van mengmest op regenwormen	37
▪ Mestinjectie	38
▪ Bovengrondse bemesting	39
▪ Vergelijking impact bovengronds uitrijden met mestinjectie	40
• Impact van mestbehandeling op regenwormen	40
▪ Verdunnen met water	41
▪ Chemische additieven (aanzuren van mengmest)	41
▪ Biologische additieven	42
▪ Fysische additieven	43
▪ Eigenschappen van mengmest	43
• Impact van aangepast beheer op regenwormen	44
▪ Stalmest of compost	44
▪ Grasklaver	45
▪ Beweiding	45
4.2.3 Impact op andere bodembiodiversiteit	45
• Inleiding	45
• Impact van aanwendingstechnieken op ander bodemleven	46
▪ Potwormen	47
▪ Nematoden	47
▪ Bodemmicro-organismen (bacteriën en schimmels)	47
• Impact van mestbehandeling op ander bodemleven	49
▪ Verdunnen met water	49
▪ Chemische additieven	49
▪ Biologische additieven	50
▪ Fysische additieven	51
▪ Eigenschappen van mengmest	51
• Impact van aangepast beheer op ander bodemleven	51
▪ Stalmest of compost	51
▪ Grasklaver	52
▪ Beweiding	53
4.2.4 Conclusies impact op bodemleven	53
4.3 Botanische diversiteit en weidevogels	56
4.3.1 Botanische diversiteit van graslanden	56
• De ecologische rol van de soortenrijkdom van graslanden	56
• Impact van bemesting op botanische diversiteit	58
▪ Algemene impact van bemesting op botanische samenstelling	58
▪ Impact van mesttype	58
▪ Impact van aanwendingstechniek en behandeling op botanische diversiteit	60
• Mechanismen van impact	61
4.3.2 Weidevogels	61
• Ecologie van weidevogels	61
• Impact van aanwendingstechnieken van mengmest op weidevogels	63
▪ Directe effecten	63
▪ Indirecte effecten via voedselbeschikbaarheid	63
▪ Indirecte effecten via vegetatiestructuur	64
▪ Effecten gerelateerd aan specifieke technieken	64
4.3.3 Conclusies impact op botanische diversiteit en weidevogels	65
5 Conclusies en aanbevelingen	67
5.1 Algemene conclusies	67
5.2 Aanbevelingen voor beleid	73
5.3 Kennisleemtes en aanbevelingen voor verder onderzoek	74
6 Referenties	76

LIJST MET AFKORTINGEN EN SYMBOLEN

C	koolstof
CH ₄	methaan
cm	centimeter
CO ₂	koolstofdioxide
DCD	"dicyandiamide"
DMPP	"3,4-dimethylpyrazole phosphate"
DMPSA	"3,4-dimethylpyrazole succinic acid"
DS	droge stof
EM	effectieve micro-organismen
ha	hectare
HCl	zoutzuur of waterstofchloride
HNO ₃	salpeterzuur
H ₂ O	water
H ₃ PO ₄	fosforzuur
H ₂ S	waterstofsulfide
H ₂ SO ₄	zwavelzuur
K	kalium
KCl	kaliumchloride
kg	kilogram
m	meter
mm	millimeter
N	stikstof
N ₂	distikstof
NBPT	"urease (N-(n-butyl) thiophosphoric triamide"
NH ₃	ammoniak
NH ₄ ⁺	ammonium
N ₂ O	distikstofoxide of lachgas
NO ₃ ⁻	nitraat
NO ₃ ⁻ -N	nitraatstikstof
OS	organische stof
o.w.v.	omwille van
P	fosfor
pH	zuurtegraad
S	zwavel
SO ₄ ²⁻	sulfaat
TAN	totale ammoniakale stikstof
TN	totale stikstof
t.o.v.	ten opzichte van
vb.	voorbeeld
WFPS	"water filled pore space"

Figuur 1:	Verloop van de cumulatieve ammoniakemissie (% van toegediende totale ammoniakale stikstof (TAN)) na de bovengrondse breedwerpig toediening van runder- en varkensmest in mei 1989 op een Nederlands graslandperceel (zandbodem) (Gebaseerd op Vertregt & Selis, 1990).	10
Figuur 2:	Relatie tussen de ammoniak- (NH_3) emissie (als percentage van de toegediende totale ammoniakale stikstof (TAN)) (verticale as) en het drogestof- (DS) gehalte van mengmest (%) (horizontale as) bij bovengrondse breedwerpig toediening van mengmest in zes studies (Bron: Bittman et al., 2014).	11
Figuur 3:	Invloed van de zuurtegraad (pH) op de ammoniak/ammonium-verdeling (20°C) (Bron: Emerson et al., 1975).	11
Figuur 4:	Verloop van de cumulatieve ammoniakemissie (% van toegediende totale ammoniakale stikstof) na de bovengrondse breedwerpig toediening van rundermengmest in de late zomer (○) en winter (●) op een Duits graslandperceel (Bron: Whitehead, 1995 gebaseerd op Amberger, 1991).	12
Figuur 5:	Verschillende systemen om vloeibare organische meststoffen toe te dienen (Bron: Tits et al., 2018).	14
Figuur 6:	Gemiddelde drogestof opbrengst van de eerste en tweede grassnede (kg DS ha^{-1}) in functie van de verdunning na het toedienen van rundermengmest met een sleepvoetbemester op de Nederlandse Dairy Campus (kleiperceel - 2014) (Gebaseerd op van Schooten et al., 2015).	16
Figuur 7:	Lachgasemissies in functie van 'water filled pore space' (WFPS) en bodemtemperatuur (links) en WFPS en minerale stikstofhoeveelheid (rechts) in graslandpercelen. (a) Zijaanzicht en (b) bovenaanzicht op basis van metingen in gematigd klimaat in Nieuw-Zeeland en Duitsland (Bron: Müller & Sherlock, 2004).	24
Figuur 8:	Lachgasemissies (% van totale toegediende stikstof (N)) na de toediening van mengmest via een zodenbemester of via breedwerpig toediening op 5 locaties in Engeland (Bron: Williams et al., 2013).	25
Figuur 9:	Relatie tussen de berekende hoeveelheid extra beschikbare stikstof (N) (kg N ha^{-1}) bij aanwenden van verdunde mest met sleepvoet ten gevolge van emissiereductie ten opzichte van onverdunde mest en de gemeten extra N-opname door het gras (kg N ha^{-1}) op 2 Nederlandse graslandpercelen. Boven de punten zijn de bijbehorende verdunningen aangegeven, 1 : x = 1 deel mengmest : x deel water (Bron: CDM, 2020 gebaseerd op van Schooten et al. (2015)).	26
Figuur 10:	Lachgas- (N_2O) emissies in 2021 voor de controle (onbemest) en de objecten bemest met onverdunde en verdunde rundermengmest gefractioneerd toegediend aan de eerste 3 grassnedes (met uitzondering van behandeling 4x: 4 grassnedes) (toediening van mengmestfracties 3 of 4 keer van maart tot juni/juli) met een zodenbemester (Nederlandse zandbodem) (x:y geeft de verhouding mest:water weer) (Bron: Holshof et al., 2023).	27
Tabel 1:	Overzicht van het effect van de verschillende alternatieven van mengmest toegediend in de bodem op perceelsniveau van graslandpercelen op basis van de beschikbare onderzoeksdata. Een 😞, 😊 en 😊 wijzen respectievelijk op een negatief, neutraal en positief effect. Omdat er een interactie kan zijn van het effect van een maatregel met o.a. bodemeigenschappen en weersomstandigheden kunnen er verschillende emoticons gegeven worden om een effect van een maatregel te duiden. Een kleiner emoticon wijst op een lagere kans van het effect maar geeft geen informatie over de grootte ervan. Bij ? werden er geen of onvoldoende onderzoeksresultaten gevonden. Er wordt verondersteld dat de aanwendingstechniek correct toegepast wordt, bij de behandeling van mengmest de juiste dosis van de additieven toegediend wordt en de N-bemestingsdosis rekening houdt met de N-efficiëntie van de toegediende meststof.	72

1 DOEL VAN DE OPDRACHT

Bij de toepassing van dierlijke mest kunnen er stikstof- (N) verliezen onder de vorm van ammoniak (NH_3) emissies optreden. Om het risico op NH_3 -emissies te beperken is het in Vlaanderen verplicht om dierlijke mest emissiearm toe te dienen. Bij het emissiearm toedienen van dierlijke mest is er echter mogelijk een trade-off met andere vormen van N-verliezen of een negatief effect op de biodiversiteit. Het doel van deze opdracht is om op basis van de beschikbare literatuur voor verschillende maatregelen (aanwendingstechniek, drijfmestbehandeling of alternatief beheer) de impact van de N-bemesting op de N-verliezen en de biodiversiteit op grasland na te gaan. Het effect van het rantsoen of maatregelen in de stal of tijdens de opslag zijn geen onderwerp van deze literatuurstudie. De onderzoeksvragen van deze literatuurstudie zijn:

- Wat is de impact van de aanwendingstechniek van drijfmest, drijfmestbehandeling en aangepast beheer op zowel ammoniakale verliezen, lachgas- (N_2O) emissies als nitraat- (NO_3^-) uitspoeling bij graslandpercelen?
- Wat is de impact van de aanwendingstechniek van drijfmest, drijfmestbehandeling en aangepast beheer op zowel bodembiodiversiteit en botanische diversiteit van graslandpercelen als de populaties van weidevogels?

We analyseren de effecten op graslanden die in agrarisch gebruik zijn en bemest worden. Niet-bemeste graslanden die beheerd worden voor natuurdoelstellingen, zoals in reservaten of bij een beheerovereenkomst botanisch beheer, vallen buiten de scope van deze literatuurstudie.

2 INLEIDING

Graslandecosystemen vormen een substantieel en ecologisch cruciaal onderdeel van het Vlaamse agrarische landschap. Naast hun landbouwkundige rol, met name voor de veeteelt, hebben graslanden een belangrijke rol voor natuurbehoud en -herstel in het landbouwgebied. Ze leveren essentiële ecosysteemdiensten, zoals koolstof-(C) opslag, waterregulatie, het behoud van bodemstructuur en bodemvruchtbaarheid (D'Haene et al., 2010). De biodiversiteit in deze systemen is breed en omvat onder meer micro-organismen in de bodem, planten, insecten en vogels. In de zoektocht naar een duurzaam agrarisch graslandbeheer worden zelfregulerende processen in de bodem steeds belangrijker, waarbij bodembiota een sleutelrol spelen.

De afgelopen decennia heeft de intensivering van de landbouw, inclusief het mestbeheer, geleid tot aanzienlijke druk op milieu en biodiversiteit (Diaz et al., 2019). Grasland heeft een hoge N-opname en lange N-opnameperiode zodat de nitraatstikstof- (NO_3^- -N) residu's die in het najaar in graslandpercelen gemeten worden laag zijn en de NO_3^- -uitspoeling uit graslandpercelen naar grond- en oppervlaktewater beperkt zijn. Daarentegen kunnen bij de toediening van dierlijke mest en begrazing belangrijke ammoniakale verliezen optreden die door depositie tevens kunnen bijdragen aan vermisting en verzuring van de nabijgelegen natuur. Deze verliezen tonen aan dat de aanwending van mest op graslanden een cruciale hefboom vormen om de natuurdoelen te realiseren.

De laatste decennia kennen landbouwgebonden soorten als akkervogels en weidevogels een belangrijke achteruitgang en blijft de druk vanuit landbouw op biodiversiteit groot (Schneiders et al., 2020; Onkelinx et al., 2025). In intensieve systemen is het belang van bodemorganismen vaak genegeerd omdat processen als bodembewerking en nutriëntentoevoer steeds meer door menselijke input werden overgenomen in plaats van door natuurlijke processen (Brussaard et al., 1997).

Mestaanwending is in landbouwproductiesystemen fundamenteel om de bodemvruchtbaarheid te handhaven, door de toevoer van nutriënten. De manier waarop dit gebeurt, heeft echter diepgaande en complexe effecten op de graslandbiodiversiteit. Deze effecten zijn sterk afhankelijk van het mesttype, de eigenschappen van de mest, de aanwendingstechniek, de dosering en het tijdstip. Er bestaat een groeiende wetenschappelijke en maatschappelijke consensus dat een dieper inzicht in deze effecten, en met name in de onderliggende ecologische mechanismen, noodzakelijk is voor de ontwikkeling van duurzamere landbouwpraktijken die zowel productiedoelstellingen als biodiversiteitsbehoud kunnen integreren (Tschardt et al., 2012).

3 STIKSTOFVERLIEZEN

3.1 INLEIDING

Een deel van de N toegediend via mengmest op graslandpercelen kan als NH_3 , N_2O , distikstof (N_2) of NO_3^- verloren gaan. Vaak is er echter een trade-off tussen de verschillende N-verlieswegen. In de literatuur werd er nagegaan of er voor deze N-verlieswegen onderzoek over het effect van aanwendingstechnieken, mengmestbehandeling en aangepast beheer gebeurd is. Indien beschikbaar werden er reviewartikels of -rapporten gebruikt.

3.2 AMMONIAKALE VERLIEZEN

3.2.1 Inleiding

In de urine bevindt zich ureum en in de feces is urease aanwezig. Wanneer ureum en urease bij elkaar komen, wordt het ureum door het enzyme urease omgezet tot NH_3 /ammonium (NH_4^+) wat tot NH_3 -emissies leidt. De NH_3 -verliezen en depositie resulteren in een aantal milieuproblemen zoals verzuring, vermisting en afname van de biodiversiteit. Daarnaast is NH_3 -depositie verantwoordelijk voor de (indirecte) emissie van N_2O , en een bron van secundair fijn stof (Mosquera et al., 2016).

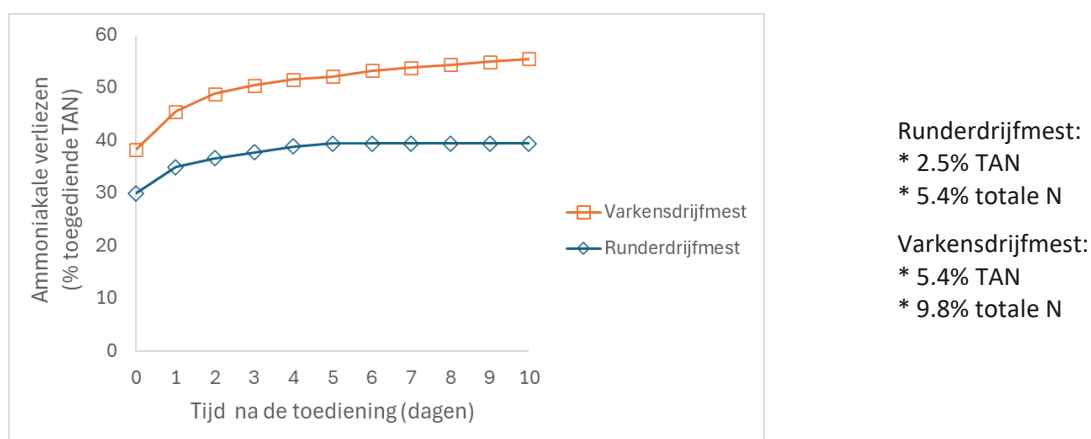
Bij het uitrijden van dierlijke mest kunnen er NH_3 -emissies optreden. De grootste verliezen vinden direct na het uitrijden op het perceel plaats (Figuur 1). Alhoewel de geur bij de toediening van mengmest door een complex mengsel van verschillende vluchtige stoffen veroorzaakt wordt, kan een verlaging van de NH_3 -emissies de geur verminderen en de N-efficiëntie van de toegediende meststoffen verhogen (Bittman et al. 2014; Defra, 2024; van Boxmeer et al., 2024).

De eigenschappen van de mengmest die de NH_3 -emissies bepalen, zijn:

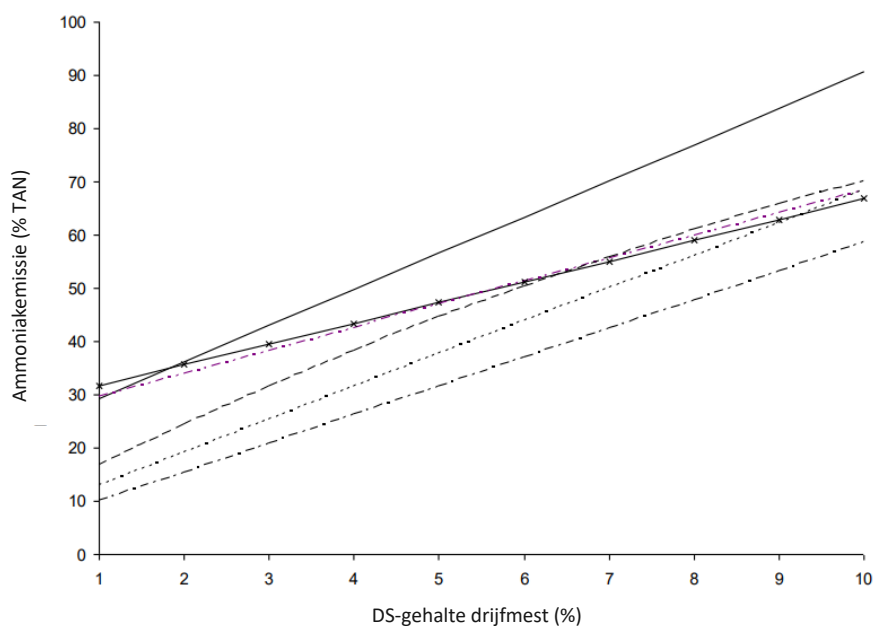
1. Totale ammoniakale N (TAN): hoe hoger het gehalte aan ammoniakale N ($= \text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) in de mengmest, hoe hoger de NH_3 -emissies (Figuur 1) (Brusselmans et al., 2016; Mosquera et al., 2016; Akoumianaki, 2022; Maenhout, 2023).
2. Droge stofgehalte: bij mengmest leidt een hoger drogestof- (DS) gehalte doorgaans tot hogere NH_3 -emissies na het uitrijden. Het DS-gehalte bepaalt namelijk mee de infiltratie in de bodem (Figuur 2) (Bittman et al., 2014; Brusselmans et al., 2016; Mosquera et al., 2016; CDM, 2020; Akoumianaki, 2022; Maenhout, 2023).
3. Zuurtegraad (pH): hoe hoger de pH van de mest, hoe meer NH_3 -emissies kunnen optreden (Figuur 3). De pH-waarde van de mest wordt door de mestsamenstelling beïnvloed (Emerson et al., 1975; Bussink et al., 1994; Nunez et al., 2007; Bittman et al., 2014; Brusselmans et al., 2016; Mosquera et al., 2016; CDM, 2020; Akoumianaki, 2022; Maenhout, 2023).

Mesttemperatuur: een hogere mesttemperatuur bevordert de processen die leiden tot NH_3 -emissies. Ook de luchttemperatuur en de windsnelheid spelen hierbij een rol (Figuur 4) (Bussink et al., 1994; Whitehead, 1995; Nunez et al., 2007; Bittman et al., 2014; Brusselmans et al., 2016; Mosquera et al., 2016; Akoumianaki, 2022; Holshof et al., 2023; Maenhout, 2023; van Boxmeer et al., 2024).

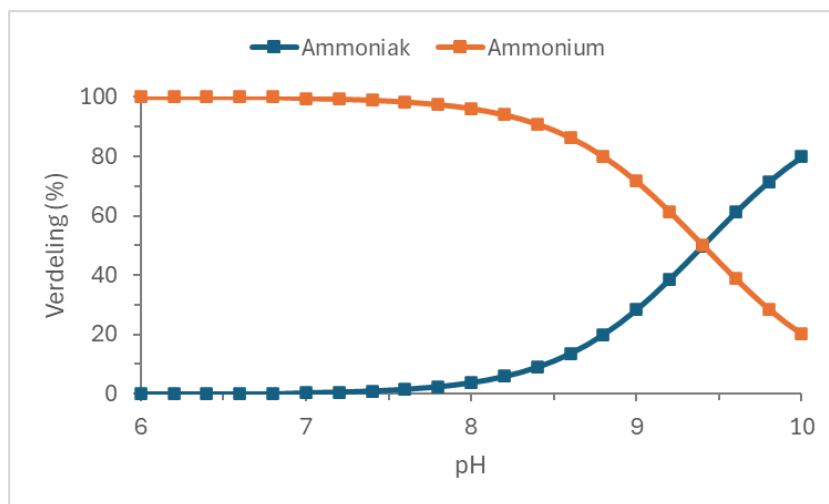
Bij de toediening van mengmest is de variatie van de mengmestsamenstelling zeer groot. Vanhoof et al. (2020) deelden mengmest in 2 groepen op basis van de mestsamenstelling gecorreleerd aan de te verwachten gasproductie tijdens de opslag en bij toediening, maar ook aan het rantsoen. Naast NH_3 kunnen er ook andere mestgassen gevormd worden zoals het giftige waterstofsulfide (H_2S), methaan (CH_4) en koolstofdioxide (CO_2) (Starmans et al., 2009). De hoeveelheid nog aanwezige verteerbare organische materiaal in de mengmest bepaalt de hoeveelheden van de verschillende gassen die tijdens de anaerobe afbraak in de mestopslag potentieel gevormd kunnen worden (Anonymus, 2018). Mengmest afkomstig van dieren met een N-rijk rantsoen heeft een hoge pH en TAN-gehalte (Powell et al., 201; Nightingale et al., 2022). Vanhoof et al. (2020) duiden mengmest van dieren gevoerd met een N-rijk rantsoen (zo ingeschat via een hoog ureumgehalte) en hoog TAN-gehalte als “rottende” mengmest. Dit type mengmest kan veel mestgassen vormen met een penetrante geur wat op bederf of rotting wijst. Wanneer melkkoeien een eiwitarm en structuurrijk rantsoen krijgen met een goede synchronisatie van snel en traag afbreekbaar eiwit en energie, daalt het melkureum en wordt de N-benutting efficiënter (Broderick & Reynal, 2009; Nousiainen et al., 2004). Dit kan gebeuren zonder verlies aan melkproductie, op voorwaarde dat de energievoorziening en de hoeveelheid effectieve vezel voldoende zijn (Zebeli et al., 2012). Een eiwitarmere en C-rijker rantsoen leidt tot mengmest met een lager TAN-gehalte en hogere C/N-verhouding dan mengmest van melkvee met een eiwitrijk rantsoen. De mengmestgroep met een laag TAN-gehalte en een hoge C/N-verhouding werd geduid als “rijpende” mest. Bij dit type mengmest worden er lagere gasverliezen verwacht en dus minder geurvorming tijdens de opslag (Anonymus, 2024b). Er wordt aangenomen dat in de 2 mengmestgroepen andere micro-organismen domineren en dat het nog nauwelijks gekende mestmicrobioom de processen en de gevormde gassen beïnvloedt (Anonymus, 2024b). De gradaties van deze indeling moet nog verder wetenschappelijk onderzocht worden (zie ook 5.3).



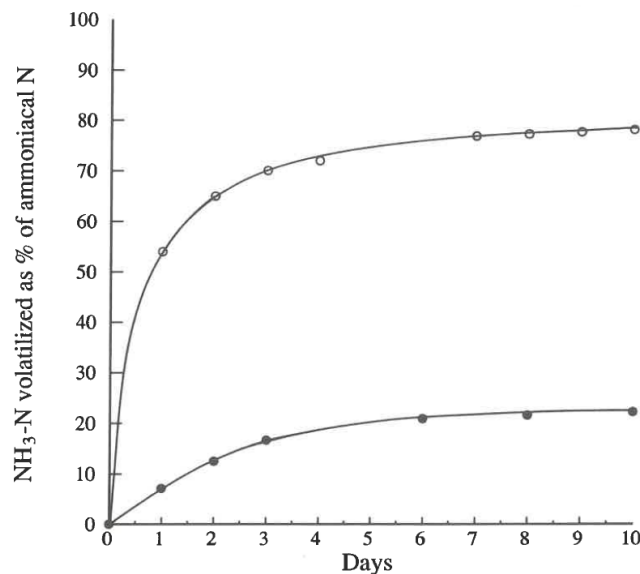
Figuur 1: Verloop van de cumulatieve ammoniakemissie (% van toegediende totale ammoniakale stikstof (TAN)) na de bovengrondse breedwerpig toediening van runder- en varkensmengmest in mei 1989 op een Nederlands graslandperceel (zandbodem) (Gebaseerd op Vertregt & Selis, 1990).



Figuur 2: Relatie tussen de ammoniak- (NH_3) emissie (als percentage van de toegediende totale ammoniakale stikstof (TAN)) (verticale as) en het drogestof- (DS) gehalte van mengmest (%) (horizontale as) bij bovengrondse breedwerpig toediening van mengmest in zes studies (Bron: Bittman et al., 2014).



Figuur 3: Invloed van de zuurtegraad (pH) op de ammoniak/ammonium-verdeling (20°C) (Bron: Emerson et al., 1975).



Figuur 4: Verloop van de cumulatieve ammoniakemissie (% van toegediende totale ammoniakale stikstof) na de bovengrondse breedwerpige toediening van rundermengmest in de late zomer (○) en winter (●) op een Duits grasland-perceel (Bron: Whitehead, 1995 gebaseerd op Amberger, 1991).

Ook de bodemeigenschappen beïnvloeden de NH_3 -emissies. Bij een nattere bodem zijn de NH_3 -emissies lager, tenzij bij zeer natte bodems die geen vloeistof meer kunnen opnemen. Hoe hoger de bodem-pH, hoe hoger de NH_3 -emissies. Een hogere bodemtemperatuur bevordert de processen die leiden tot NH_3 -emissies (Hofman et al., 1995; Bouwman et al., 2002; Brusselmans et al., 2016; Mosquera et al., 2016).

Planten beïnvloeden de NH_3 -emissies op verschillende manieren. De N-opname vermindert de aanwezige minerale N-hoeveelheid. De begroeiing beïnvloedt ook de windsnelheid boven het grondoppervlak en de bodemtemperatuur en -vochtigheid. Zo zijn de temperaturen over het algemeen lager en na regen blijft de bodemvochtigheid een langere periode hoger bij de aanwezigheid van gras, wat leidt tot een lagere NH_3 -emissie dan bij braak. Het aanbrengen van mengmest op het gras kan echter ook tot een groter mestoppervlak en hogere NH_3 -emissies leiden (Bouwman et al., 2002; Brusselmans et al., 2016).

Aangezien de NH_3 -emissies hoger zijn bij een hogere temperatuur, terwijl hoge neerslaghoeveelheden de NH_3 -emissies beperken, wordt er bij voorkeur bemest bij een lage temperatuur, weinig wind en zonneshijn en indien er na toediening van de meststof neerslag wordt verwacht (Bouwman et al., 2002; Brusselmans et al., 2016; Akoumianaki, 2022; Maenhout, 2023). Neerslag kan de infiltratiesnelheid van de mest versnellen en de TAN-concentratie verdunnen. Daarnaast kan neerslag ook mest van het gras afspoelen en aldus het mestoppervlak verkleinen en de mengmest van de wind afschermen (Brusselmans et al., 2016). Bij de toediening van mengmest worden de hoogste NH_3 -emissies in de zomer gemeten. In Engeland waren de gemiddelde NH_3 -emissies in de zomer en de rest van het jaar respectievelijk 53 en 28% TAN (Misselbrook et al., 2023). De review van Owusu-Twum et al. (2023) gaf bij de breedwerpige toediening van mengmest in de lente, zomer en herfst respectievelijk gemiddelde NH_3 -emissies van 60, 70 en 52% TAN. Bij de toediening van mengmest 's avonds waren de gemeten NH_3 -emissies tot 70% lager dan bij de toediening overdag (Owusu-Twum et al., 2023).

Ook via de aanwendingstechniek en de mestsamenstelling kunnen de NH₃-emissies beperkt worden. De mestsamenstelling van de dierlijke mest is niet enkel afhankelijk van de diersoort maar ook van de ouderdom van de mest en de voedersamenstelling. Zodoende kunnen de NH₃-emissies verlaagd worden door het inspelen op de voedersamenstelling, maar ook door het toevoegen van water of andere producten aan de mengmest (o.a. zwavelzuur (H₂SO₄), salpeterzuur (HNO₃)) (Nicholson et al., 2011; Bittman et al., 2014; Mosquera et al., 2016; Akoumianaki, 2022; Maenhout, 2023).

In deze literatuurstudie vergelijken we de NH₃-emissies van alternatieve methoden van mesttoediening t.o.v. technieken waarbij de mengmest in de bodem wordt gebracht bij grasland. Ammoniakemissies worden uitgedrukt als percentage van de toegediende totale ammoniakale N (% TAN).

3.2.2 Impact van aanwendingstechnieken van mengmest op ammoniakale verliezen

Omwille van de verschillende factoren die de NH₃-emissies beïnvloeden, wordt er een grote range aan NH₃-emissies bij de verschillende aanwendingstechnieken¹ vastgesteld. Ammoniakemissie uit mengmest is beperkt als het contactoppervlak van de mengmest met de lucht minimaal is. De methode van mestaanwending bepaalt het contactoppervlak van mest met lucht en heeft daardoor een groot effect op NH₃-emissie (CDM, 2020).

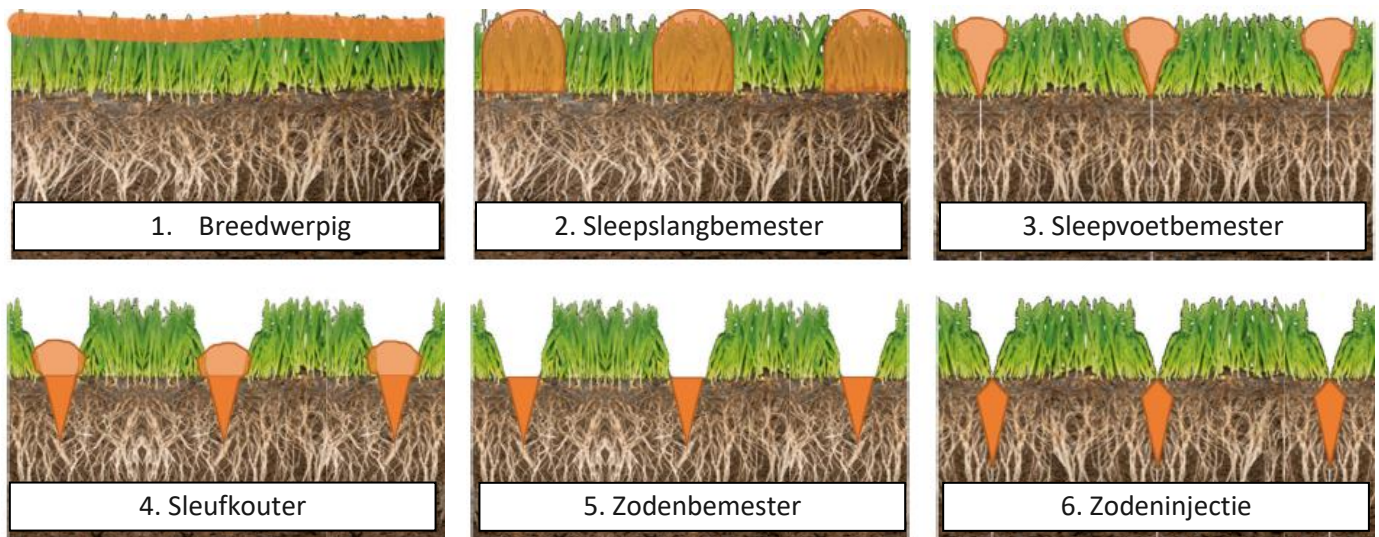
In Vlaanderen worden er verschillende systemen gebruikt om vloeibare organische meststoffen toe te dienen (Figuur 5) (Tits et al., 2018). In deze literatuurstudie worden de technieken ingedeeld op basis van de locatie waar de mengmest terechtkomt.

De traditionele techniek voor mengmestaanwending was breedwerpig¹ uitspreiden. Onder breedwerpig uitspreiden wordt verstaan dat onbehandelde vloeibare mest breedwerpig over het grondoppervlak wordt uitgespreid. Bij de andere technieken wordt de mengmest in banden op en/of in de bodem gebracht. Sommige technieken zoals mengmesttoediening via sleepslangbemesters (brede band) en sleepvoetbemesters (smalle band) brengen de mest in banden op de bodem. Bij de sleufkouter wordt de mest deels op en deels in de bodem aangebracht. Bij sommige technieken is het de bedoeling dat alle mest in de bodem terechtkomt (zodenbemester (slot blijft open) en zodeninjectie (slot wordt gesloten)). De zodeninjector wordt echter weinig gebruikt omdat de

¹ In Vlaanderen worden er verschillende systemen gebruikt om vloeibare organische meststoffen toe te dienen (Tits et al., 2018):

1. De traditionele techniek voor mestaanwending is breedwerpig ("broadcasting" of "splash plates") uitspreiden waarbij onbehandelde vloeibare mest breed wordt uitgespreid over het grondoppervlak. De drijfmest kan daarna op het oppervlak blijven of ondergewerkt worden. In Vlaanderen is het verplicht om de drijfmest onmiddellijk na spreiding onder te werken om ammoniakale verliezen te beperken en is verboden bij grasland.
2. Met een sleepslangtechniek ("trailing hose" of "band application") wordt een vorm van bandapplicatie toegepast waarbij vloeibare mest in smalle stroken op de bodem of het grasland wordt aangebracht. De mest wordt gelost op of juist boven de grond via een reeks distributieslangen.
3. De sleepvoettechniek ("trailing shoe" of "narrow band application") is een vorm van bandapplicatie. Door de aanwezigheid van 'voeten' aan het uiteinde van de distributieslangen wordt de mest in smalle stroken (max. 5 cm breed) direct op de bodem aangebracht, terwijl het gewas opzij gedrukt of opgelicht wordt.
4. Met de sleufkouter wordt de drijfmest in open, ondiepe sleuven (max. 3 cm) in de bodem gebracht (open slot) en komt een deel van de drijfmest op en naast de open sleuf terecht.
5. Met de zodenbemester ("disc injector") wordt de drijfmest in door schijfwielen gemaakte open, ondiepe sleuven (4 tot 8 cm) in de bodem gebracht (open slot) maar komt de drijfmest niet op en naast de open sleuf terecht.
6. Bij de zodeninjector wordt de drijfmest in open, ondiepe sleuven in de bodem gebracht en wordt de sleuf na injectie met een wiel dichtgedrukt (gesloten slot).

mengmest dieper in de bodem moet gebracht worden wat een hogere trekkracht vraagt dan bij een zodenbemester (Janssens et al., 2004).



Figuur 5: Verschillende systemen om vloeibare organische meststoffen toe te dienen (Bron: Tits *et al.*, 2018)

Gezien het grote contact met de lucht zijn de NH_3 -emissies bij breedwerpig uitspreiden aanzienlijk. De gemiddelde emissies liggen meestal in de range van 40-70% van de aangebrachte TAN, hoewel waarden buiten deze range ook voorkomen (Huijsmans et al., 2001; Brusselmans et al., 2016). Andere nadelen van het breedwerpig uitspreiden is een ongelijke verdeling van de mest (voornamelijk onder winderige omstandigheden) en mogelijke schade aan het gras (besmeuring en verbranding). Het voordeel van deze techniek is dat ze snel en goedkoop is (Brusselmans et al., 2016). Omdat bij de breedwerpige bovengrondse toepassing van mengmest op grasland zeer hoge NH_3 -emissies gemeten worden, is deze toepassing van mengmest in Vlaanderen verboden. Om de NH_3 -emissies bij de toediening van mengmest op grasland te reduceren, kunnen technieken toegepast worden die erop gericht zijn het contactoppervlak van de mengmest met de lucht te minimaliseren.

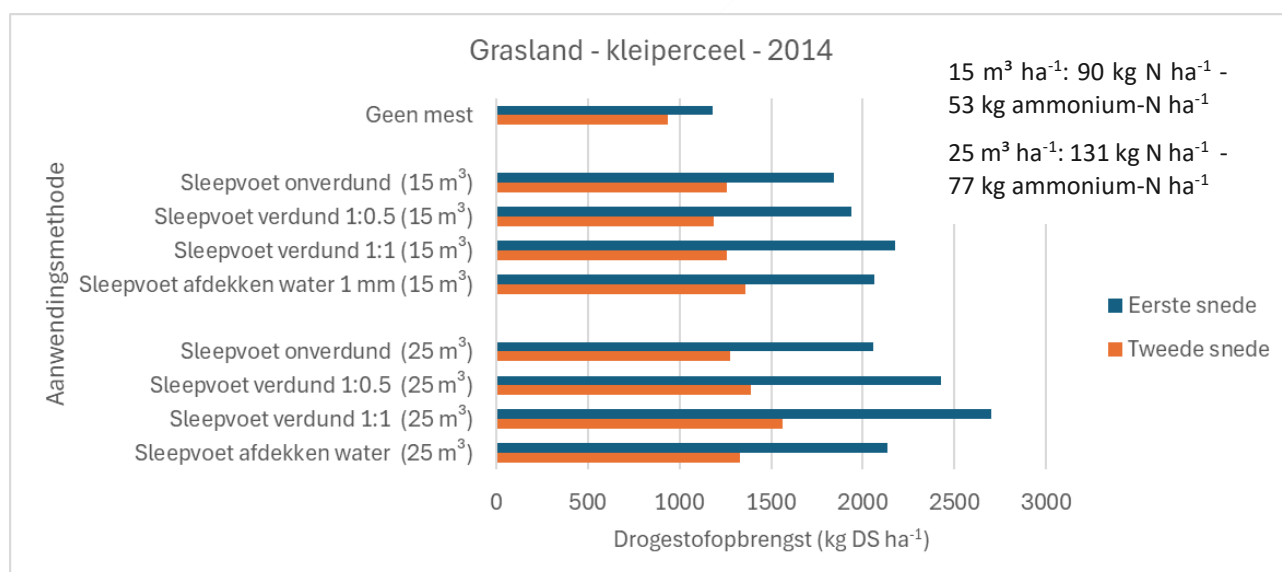
De laagste NH_3 -emissies worden gemeten bij aanwendingstechnieken waarbij de mengmest in de bodem aangebracht wordt. Bij een zodenbemester waarbij alle mengmest in de bodem wordt gebracht, worden de NH_3 -emissies met gemiddeld 70-90% gereduceerd t.o.v. breedwerpige bovengrondse toediening (Huijsmans et al., 2001; Webb et al., 2010; Maenhout, 2023), maar de variatie tussen onderzoeken is groot (variërend van 23 tot 99%) (Janssens et al., 2004; Webb et al., 2010; VITO, 2012). Nederlands onderzoek geeft aan dat de NH_3 -emissies bij een zodenbemester in grasland van 1 tot 25% TAN variëren (gemiddeld 6% TAN) (Huijsmans et al., 2001). De N-efficiëntie van mengmesttoediening bij een zodenbemester in grasland is gemiddeld 20% hoger dan bij bovengrondse breedwerpige toediening (Huijsmans et al., 2008).

Bij technieken zoals een sleepvoet- en sleepslangbemester waarbij de mengmest respectievelijk in een smalle en brede strook op de bodem wordt gebracht, zijn de reducties van de NH_3 -emissies beperkt. Bij deze systemen is de

Nederlands onderzoek toonde dat het effect van het verdunnen van mengmest niet alleen afhangt van de verhouding van de mengmest en de waterhoeveelheid maar ook van de aanwendingstechniek:

- * Bij bovengrondse breedwerpige aanwending van mengmest toegediend op grasland daalde de NH_3 -emissie met meer dan 50% (variërend tussen 18-73%) bij verdunning van de mengmest (1:3 mengmest: water of 3 maal meer water dan mengmest) t.o.v. onverdunde mest (Huijsmans & Verwijs, 2008; CDM, 2020).
- * Bij klei- en veenbodems leidde de toediening van verdunde mengmest (1:0.5 mengmest:water) met een sleepvoetbemester tot een reductie van 20-50% t.o.v. onverdunde mengmest. De NH_3 -emissies van verdunde mengmest (1:1 of 1:0.5 mengmest:water) met een sleepvoetbemester waren volgens Huijsmans et al. (2015 & 2017) vergelijkbaar als bij een zodenbemester (4-29% TAN - gemiddeld 17% TAN), maar lagere waterhoeveelheden hebben een lagere NH_3 -emissiereductie.
- * Holshof et al. (2023) maten daarentegen op 8 graslandpercelen op zandbodems geen robuuste NH_3 -emissiereductie bij de toediening van verdunde mengmest (1:0.5 of 1:1 mengmest:water) met een zodenbemester.

Het verlagen van de NH_3 -emissies door het verdunnen van mengmest kan ook indirect via opbrengstverschillen vastgesteld worden. In een droge periode in 2014 werd op de klei van Nederlandse Dairy campus mest met verschillende verdunningen van rundermengmest (15 en 25 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ zonder extra minerale meststoffen) met sleepslangen toegediend en werden de opbrengsten van de eerste 2 sneden bepaald. Met verdunning werden er significant hogere opbrengsten gemeten in de eerste maar niet in de 2^{de} snede na de mengmesttoediening (Figuur 6) (van Schooten et al., 2015).



Figuur 6: Gemiddelde drogestof opbrengst van de eerste en tweede grassnede (kg DS ha^{-1}) in functie van de verdunning na het toedienen van rundermengmest met een sleepvoetbemester op de Nederlandse Dairy Campus (kleiperceel - 2014) (Gebaseerd op van Schooten et al., 2015).

Een alternatief om de infiltratiesnelheid van de mest te verhogen, is het sproeien met water, ook wel inregen genoemd, na breedwerpige toediening van mengmest. Bijkomend voordeel is dat de mest van het gras wordt

afgespoeld. Bij het inregenen van mengmest varieerden de NH_3 -emissies in Nederland van 15 tot 40% en was de gemiddelde NH_3 -emissiereductie 50% (18-73%). Hierbij spelen zowel de toegediende waterhoeveelheid als de weersomstandigheden een rol. Bij het later toedienen van het water dan de mengmest is het belangrijk dat de tijd tussen de toediening van beide zo klein mogelijk is (Huijsmans & Verwijs, 2008). Het 'afdekken' van de mengmest toegediend met een sleepvoetbemester met 1 mm water had geen duidelijk effect op de opbrengst en dus waarschijnlijk ook niet op de NH_3 -emissies (Figuur 6) (van Schooten et al., 2015).

Potentiële nadelen van het verdunnen van mengmest met water zijn het extra transport en werklast en de beschikbaarheid van water (CDM, 2020; Truysers et al., 2023). Bij natte bodems is er een risico op trade-off met N_2O -emissies en NO_3^- -uitloging. Hoe natter de bodem, hoe minder diep de N in de bodem dringt en hoe lager de NH_3 -emissiereductie. Indien er bij het verdunnen van mengmest vaker of met zwaardere machines op de percelen gereden wordt, is er een verhoogd risico op bodemverdichting (CDM, 2020).

- Additieven

- Chemische additieven

- ✓ Chemisch aanzuren

Aangezien de pH van de mengmest, naast de pH van de bodem, de NH_3 -emissies beïnvloedt, kunnen door toedienen van anorganische zuren (vb. zwavelzuur, salpeterzuur, fosforzuur (H_3PO_4) of zoutzuur (HCl)) de NH_3 -emissies verlaagd worden door een verhoging van de $\frac{\text{NH}_4^+}{\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3}$ -verhouding (Bussink et al., 2014; Fangueiro et al., 2015; Puente-Rodríguez et al., 2022). De nodige hoeveelheid zuur per eenheid mest is afhankelijk van het mesttype (zoals het DS-gehalte) en het type zuur dat wordt gebruikt. Een voordeel van het aanzuren bij aanwenden is dat er minder zuur toegevoegd hoeft te worden dan bij het aanzuren van mengmest in de stal (Fangueiro et al., 2015; Seidel et al., 2017; Puente-Rodríguez et al., 2022).

Onderzoek naar het effect van (chemisch) aanzuren op de NH_3 -emissies bij de toepassing van mengmest op percelen gebeurde vooral voor het additief zwavelzuur. Uit onderzoek blijkt dat de mest-pH de belangrijkste factor is die de NH_3 -emissiereductie beïnvloedt:

- Aanzuren tot mest-pH 5.2 - 5.9 met sleepvoet in Nederland: daling van 24% (van Boxmeer & Ogink, 2023);
- Aanzuren tot mest-pH 5 met sleepslang in Nederland: daling van 90% (van Boxmeer & Ogink, 2023);
- Aanzuren tot mest-pH 6.4 met sleepslang in Denemarken (2 herhalingen op zandleembodem): daling van 49% (van Boxmeer & Ogink, 2023);
- Aanzuren tot mest-pH 6.0-6.5 met sleepslang in Denemarken en Duitsland: bij een pH 6.0 en 6.5 een daling van respectievelijk 79% en 42 % bij rundermengmest (Seidel et al., 2017);
- Toediening van verzurende additieven tijdens de opslag of net voor de toepassing van mengmest:

- daling bij de toediening van 40-80% en 15-80% bij respectievelijk toevoeging bij varkens- en rundermest (Fangueiro et al., 2015)²;
- gemiddelde daling van 60% (Sajeev et al., 2018) bij toepassing van mestmest;
- Toediening van verzurende additieven tijdens de opslag: een gemiddelde daling met 85% (Bussink et al., 2014) bij toepassing van de mestmest.

Zwavel (S) is een essentieel element voor gewasgroei en speelt een belangrijke rol bij de ontwikkeling en groei van landbouwgewassen. Door een almaar dalende S-depositie is voor enkele gewassen S-bemesting nodig. Het gebruik van mest aangezuurd met zwavelzuur kent echter ook een aantal nadelen (CDM, 2014; Akoumianaki, 2022; van Boxmeer & Ogink, 2023):

- De aanwezigheid van sulfaten (SO_4^{2-}) leidt mogelijk ook tot extra SO_4^{2-} -uitspoeling naar grond- en oppervlaktewater. Er is een risico dat het uitgespoelde SO_4^{2-} onder zuurstofloze omstandigheden wordt omgezet tot het toxische waterstofsulfide (H_2S). Sulfide is giftig voor waterplanten en andere (aquatische) organismen. Sulfide kan binden aan ijzer(hydr)oxiden, waarbij fosfaat kan vrijkomen. Het vrijgekomen fosfaat kan leiden tot eutrofiëring van oppervlaktewater (CDM, 2014; Akoumianaki, 2022);
- Landbouwkundig gezien kan een S-overdosis in de bodem leiden tot een lagere opname van micronutriënten door het gewas. Ook de bodem-pH beïnvloedt de opneembaarheid van micronutriënten (CDM, 2014);
- Verzuring van de bodem door het toedienen van aangezuurde mest is ongewenst o.w.v. het negatief effect op de nutriëntenbeschikbaarheid en -opneembaarheid, opbrengsten en het bodemleven (zie ook 4.2.2 en 4.2.3) (B3W, 2023);
- Daarnaast zijn er risico's bij transport en het gebruik van hoog geconcentreerd zwavelzuur op het landbouwbedrijf (CDM, 2014; Fangueiro et al., 2015; Akoumianaki, 2022).

Er is beperkt onderzoek naar het effect van andere zuren op de NH_3 -emissies bij de toepassing van mestmest op percelen:

- Het additief salpeterzuur resulteerde bij breedwerpig toediening bij grasland op 5 percelen in Nederland in een daling van 85, 72 en 55% bij respectievelijk een mest-pH 4.5, 5.0 en 6.0 (Bussink et al., 1994; Huijsmans & Verwijs, 2008). Ook het gebruik van salpeterzuur kan veiligheidsrisico's met zich meebrengen door vorming van nitreuze dampen (van Boxmeer & Ogink, 2023);
- Het additief formaldehyde (mest-pH 5.6-6.1) resulteerde bij een breedwerpig toediening in Nederland in een daling van 98-100% (Huijsmans & Verwijs, 2008). Echter door de kankerverwekkende eigenschappen en het risico op irritatie bij de inademing van formaldehyde en allergische reacties is het de bedoeling om het gebruik van formaldehyde uit te faseren (Anonymus, 2016).

Het effect van verlaagde NH_3 -emissies door het aanzuren van mestmest kan ook indirect vastgesteld worden door hogere opbrengsten en N-efficiënties (Fanguiero et al., 2015).

² In de review van Fangueiro et al. (2015) wordt er geen opdeling gemaakt naar de methode van verzuring of een opdeling tussen akkerbouw- en graslandpercelen.

✓ Nitrificatieremmers

Metingen bij de toevoeging van nitrificatieremmers in Canada (3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP)) en China (dicyandiamide (DCD)) duiden op een stijging van de NH_3 -emissies (Lasisi et al., 2020; Liu et al., 2022). In de recente review van Adu-Poku et al. (2022) werd er bij de toevoeging van een nitrificatieremmer in 2 van de 3 onderzoeken een verhoging van de NH_3 -emissies vastgesteld.

✓ Ureaseremmers

Ondanks de grote daling van NH_3 -emissies bij de toevoeging van de ureaseremmer urease (N-(n-butyl) thiophosphoric triamide (NBPT) bij het gebruik van ureumhoudende minerale meststoffen (gemiddeld 61% en variërend van 57 tot 61% bij 165 observaties) (Matse et al., 2024) werd er in Canada geen effect gemeten bij de toevoeging NBPT bij varkensmest. Dit werd verklaard door het feit dat het ureum uit de urine reeds tijdens de opslag in NH_4^+ werd omgezet (Lasisi et al., 2020). Daarentegen werd er na de toediening van de ureaseremmer hydroquinone bij varkensmest op gras op een zandleembodem in Korea een NH_3 -emissiereductie van 27% gemeten (Park et al., 2021). Er werd echter ureum aan de mengmest toegediend wat het afwijkende resultaat kan verklaren.

■ Biologische of organische additieven

Een alternatief voor het chemisch aanzuren is het aanzuren met organische zuren of het gebruik maken van biologisch aanzuren van mest. Bij toediening van organische zuren kan gebruik gemaakt worden van vb. melkzuur, azijnzuur, citroenzuur en oxaalzuur. Biologisch aanzuren kan door zuurproducerende micro-organismen of enzymen toe te voegen aan de mest. Biologische aanzuring kan ook door de toediening van suikers (vb. glucose of sucrose) of afval- of reststoffen uit de industrie (vb. wei, bietmelasse, bietsnippers of energierijke gewassen) die als substraat voor de micro-organismen kunnen dienen. Het toevoegen van gemakkelijk verteerbaar organisch materiaal leidt tot de vorming van azijnzuur en melkzuur (een vergelijkbaar proces als bij het inkuilen van gras), waardoor een snelle pH-daling optreedt. Naast de verlaging van de pH, kunnen emissies ook gereduceerd worden omdat tijdens deze fermentatie met bacteriën de N uit de mengmest omgezet wordt tot (en dus vastgelegd wordt in) microbieel eiwit. Dit positief effect op de NH_3 -emissies werd tijdens de opslag vastgesteld (Bussink et al., 2014; Fangueiro et al., 2015; Bussink & van Rotterdam, 2023; Bussink, 2024).

In hun review vonden van Boxmeer & Ogink (2023) geen wetenschappelijke onderzoeksresultaten die het positief effect van biologische of organische additieven specifiek bij de mengmesttoepassing aantonen.

■ Fysische additieven

Door toevoeging van kleimineralen (vaak bentoniet), zeolieten of een ander fysisch additief (vb. huminezuren en actieve kool) met een negatief geladen oppervlak kan o.w.v. een hoog adsorptievermogen theoretisch NH_4^+ gebonden worden. Een ander mogelijk positief effect van de toevoeging van fysische additieven aan mengmest is het groter oppervlak dat ter beschikking is voor kolonisatie door zuurproducerende bacteriën wat de verzuring van de mengmest kan stimuleren (Bussink et al., 2014; Holshof & Bussink, 2002; Bussink et al., 2024).

Bij de toediening van fysische additieven aan mengmest werd er soms een verlaging van de NH_3 -emissies tijdens de opslag of in de stal gemeten o.a. bij zeolieten met clinoptiloliet. Clinoptiloliet is bekend om zijn hoge kationen-uitwisselingscapaciteit en brede inzetbaarheid in milieutoepassingen, landbouw en waterzuivering. Uit zowel mestcontainerproeven als uit dierproeven bij runderen en varkens bleek dat de zeolietproducten weinig tot geen werking hadden tijdens koude, vochtige maanden. Onderzoek naar de toediening van zeolieten bij mengmest in de stal en tijdens de opslag maten zowel geen effect als een daling van de NH_3 -emissies t.o.v. onbehandelde mengmest (Vandicke et al., 2024).

De review van Boxmeer & Ogink (2023) vond geen wetenschappelijk onderzoek over het effect van fysische additieven bij de mengmesttoepassing. Park et al. (2024) vonden bij de toediening van zeolieten aan varkensmengmest in een raaigras-maïsrotatie in Italië een daling van de NH_3 -emissies met 17-24% t.o.v. onbehandelde mengmest.

3.2.4 Impact van aangepast beheer op ammoniakale verliezen

- Inleiding

Een aangepast beheer kan de NH_3 -verliezen in andere locaties van een landbouwbedrijf beïnvloeden, maar deze vallen buiten deze literatuurstudie. Deze evaluatie gaat over de NH_3 -verliezen op grasland op perceelsniveau.

- Stalmest

In een review over NH_3 -verliezen bij de toediening van runder-, varkens- en pluimveestalmest in Nederland (hoofdzakelijk bovengrondse toediening zonder onderwerking bij akkerbouwpercelen) waren de gemiddelde NH_3 -verliezen respectievelijk 65 (variërend tussen 43 en 100 bij 7 proeven), 40 (variërend tussen 28 en 52 bij 4 proeven) en 20 (variërend tussen 11 en 26 bij 8 proeven) % TAN. Op basis van internationale literatuur waren de gemiddelde NH_3 -verliezen respectievelijk 55 (variërend tussen 30 en 80), 70 (variërend tussen 44 en 89) en 45 (variërend tussen 21 en 92) % TAN. De grote variatie werd toegeschreven aan de variatie in mestsamenstelling (DS-gehalte, pH en/of TAN-gehalte) tussen bedrijven (Huijsmans et al., 2007). Mogelijk spelen ook de weersomstandigheden een rol in de grote variatie van de NH_3 -verliezen.

Er zijn echter grote verschillen in de verhouding TAN t.o.v. totale N (TN) van mengmest en stalmest. Vb. de gemiddelde TAN/TN-verhoudingen van rundermengmest en -stalmest (2012-2023 - België) was respectievelijk 51% (= 2.1 kg TAN / 1000 kg mest gedeeld door 4.1 kg TN / 1000 kg mest) en 9% (= 0.7 kg TAN / 1000 kg mest gedeeld door 7.5 kg TN / 1000 kg mest) (Nawara et al., 2024). De verschillende TAN/TN-verhouding van mengmest en stalmest heeft een effect op de NH_3 -emissies in functie van toegediende TN. De review van van der Weerden et al. (2021) duidt gemiddeld op 8 keer lagere NH_3 -verliezen voor eenzelfde hoeveelheid toegediende TN bij stalmest in vergelijking met mengmest (bovengrondse toediening). Gemiddeld waren de NH_3 -verliezen bij de toediening van stalmest 3% TN (van der Weerden et al., 2021). Dit lage percentage werd verklaard door het feit dat een veel hoger % N in organische vorm in stalmest dan in mengmest aanwezig is. Echter in Ierland waren gemodelleerde NH_3 -verliezen in % TN bij stalmest slechts beperkt lager tot vergelijkbaar t.o.v. mengmest bij bovengrondse toediening (Nicholson et al., 2011). Dit werd verklaard door het hoger DS-gehalte van stalmest, wat resulteerde in hogere NH_3 -emissies in % toegediende TAN bij stalmest dan bij mengmest (Defra, 2024). De bovengrondse toediening van

stalmest resulteerde in Ierland in gemodelleerde hogere NH_3 -verliezen dan het in de bodem toedienen van mengmest (Nicholson et al., 2011). De modelberekeningen in Nederland duiden op hogere NH_3 -verliezen bij de bovengrondse toediening van stalmest dan het in de bodem toedienen van mengmest (Pijlman et al., 2018).

- **Compost**

Compostering is een biologisch proces waarbij micro-organismen zorgen voor een omzetting van vers organisch materiaal in stabiele organische stofverbindingen, met vrijstelling van warmte, CO_2 en waterdamp (H_2O). Tijdens het composteringsproces wordt warmte geproduceerd, waardoor een deel van het water uit de mest verdampt (afname van de mestmassa en -volume) en ziektekiemen worden gedood. Stalmest en de dikke fractie van mengmest kunnen gecomposteerd worden (Huijsmans & Mosquera, 2007).

Een literatuurstudie rapporteerde een hoger DS-gehalte en een lager TAN-gehalte bij compost dan bij ruwe mest. De beschikbare literatuurgegevens lieten geen eenduidig beeld van de verwachte TN-gehalten en pH zien. Uit de beschikbare literatuurstudies blijkt wel dat de NH_3 -emissie na toediening van gecomposteerde mest als verwaarloosbaar wordt beschouwd wat gelinkt is aan de zeer lage TAN/TN-verhouding van compost. Bij rijpende compost is het TAN-gehalte extra laag door het nitrificatieproces, de omzetting van ammoniakale N naar NO_3^- -N (Huijsmans & Mosquera, 2007). Shah et al. (2012) maten vergelijkbare NH_3 -verliezen bij de toediening van stalmest en gecomposteerde stalmest.

Bij het composteren zelf kunnen echter ongewenste N-emissies optreden (NH_3 , N_2O en N_2) (Huijsmans & Mosquera, 2007). Deze kunnen sterk beperkt worden door het co-composteren van mest met bruine reststromen. Een voldoende hoge C/N-verhouding van het uitgangsmengsel, het beheersen van de temperatuur en het vochtgehalte op peil houden zijn effectieve maatregelen om de gasvormige N-emissies te beperken (Bernal et al., 2009).

- **Grasklaver**

De NH_3 -verliezen dalen door de teelt van grasklaver t.o.v. gras omdat de toegediende hoeveelheid werkzame N lager is (Cashman et al., 2025). Aangezien de lagere N-bemestingshoeveelheid bij de teelt van grasklaver t.o.v. gras waarschijnlijk eerder een daling van de hoeveelheid gebruikte minerale meststoffen is, wordt er geen effect van de toepassing van de mengmest verwacht. Om het N-fixerend potentieel van grasklaver te kunnen benutten, wordt de N-bemesting bij grasklaver het best gestopt na de tweede snede. De N-fixerende bacteriën in de wortelknobbels worden pas bij hogere temperaturen actief. Klaver, en dan vooral de witte klaver, groeit in het voorjaar minder snel dan gras. De N-behoefte voor grasklaver is voor de eerste en de tweede snede vergelijkbaar met die van zuiver gras. De installatie van klaver in de zode lijdt onder de concurrentie van Engels raaigras tijdens de begingroei zodat ook een beperking van de bemesting tijdens de eerste sneden het klaveraandeel ten goede komt (Anonymus, 2024b & c).

- **Beweiding**

Bij beweiding zijn de NH_3 -emissies beperkter dan in de stal omdat ureum in de urine aanwezig is en urease in de feces. De kans dat feces en urine op dezelfde plaats worden uitgescheiden is veel kleiner in een weide dan in een stal (van den Bogaert & Boussery, 2020). De urine en feces worden zeer heterogeen verspreid over de weide met als gevolg dat op begraasd grasland op korte afstanden grote variaties in minerale N gemeten worden. Deze variabiliteit is niet alleen het gevolg van de relatief willekeurige depositie van dierlijke uitwerpselen over de volledige weide, maar ook van de voorkeur van het vee voor bepaalde plaatsen, zoals paden, schaduwrijke plaatsen en drinkplaatsen (Bogaert et al., 2000)³.

In een review van Ierse proefvelddata vonden Owusu-Twum et al. (2023) NH_3 -emissies variërend van 5 tot 35% van de TN bij urine en 3 tot 12% TN bij feces. De brede range werd verklaard door verschillen tussen dieren, bodemeigenschappen en klimaat. Echter ook het rantsoen kan de spreiding van de verliezen mee verklaren. De lagere procentuele verliezen bij de feces dan bij de urine zijn te verklaren door het hogere percentage organische N (Owusu-Twum et al., 2023). Anderzijds infiltreert de urine die door grazende dieren wordt uitgescheiden vaak in de bodem voordat er substantiële NH_3 -emissies kunnen plaatsvinden (Bittman et al., 2014; CDM, 2020). Daarom zijn de NH_3 -emissies per dier lager voor grazende dieren dan voor dieren die worden gehuisvest waar de uitwerpselen worden opgevangen, opgeslagen en op het land gebracht. De emissiereductie die wordt bereikt door de begrazing te verhogen, hangt onder andere af van de uitgangssituatie (emissie van niet-grazende dieren), de tijd dat de dieren grazen en het N-bemestingsniveau van de weide (Bittman et al., 2014; Mosquera et al., 2016). Omwille van het positief effect op bedrijfsniveau wordt beweiding erkend als een NH_3 -emissiereducerende maatregel in het kader van het PAS-beleid. Voglmeier et al. (2018) vonden dat tijdens de begrazingsperiode (mei-oktober) 7.6% TN (6.4 en 8.7% TN bij 2 verschillende Zwitserse kuddes) via NH_3 -emissies verloren ging.

Recent Vlaams onderzoek gaf aan dat 40-45% van de uitgescheiden N via urine op het weiland terechtkomt (Van den Bossche et al., 2023). De inschatting is dat de NH_3 -emissies bij beweiding iets hoger zijn dan bij het toedienen van mengmest in de bodem maar lager dan bij andere aanwendingstechnieken. In het EMAMV-model gaat men ervan uit dat 8% van de N uitgescheiden via beweiding via NH_3 verloren gaat (VMM, 2023).

3.3 LACHGASVERLIEZEN

3.3.1 Inleiding

Lachgas wordt in de bodem gevormd tijdens de microbiologische processen denitrificatie en nitrificatie. Denitrificatie is het proces waarbij NO_3^- onder zuurstofarme omstandigheden wordt omgezet in de gasvormige N-verbindingen N_2O en N_2 . Organische stof wordt hierbij door de denitrificerende bacteriën als energiebron gebruikt.

³ Op 19 oktober 1995 (tweede begrazing gebeurde van 15 juli tot 1 november) maten Bogaert et al. (2020) in de 0-30 cm bodemlaag van een Vlaams weiland maximaal 283 kg NO_3^- -N ha⁻¹ en 316 kg minerale N ha⁻¹ terwijl er gemiddeld 56 kg NO_3^- -N ha⁻¹ en 70 kg minerale N ha⁻¹ in de 0-30 cm bodemlaag gemeten werd. Omwille van de beperkte oppervlakte en op basis van de N-concentratie in de uitwerpselen werd ingeschat dat er bij beweiding door urine en feces respectievelijk pieken tot 1200 en 2000 kg totale N ha⁻¹ op de bodem terechtkwamen (Lantinga et al., 1987; Jarvis et al., 1995; Selbie, 2014). Door een betere voedersamenstelling, nl. lagere proteïeninhoud, verlaagt de N-excretie (Selbie, 2014) zodat de voormelde pieken een overschatting van de huidige landbouwpraktijken zijn.

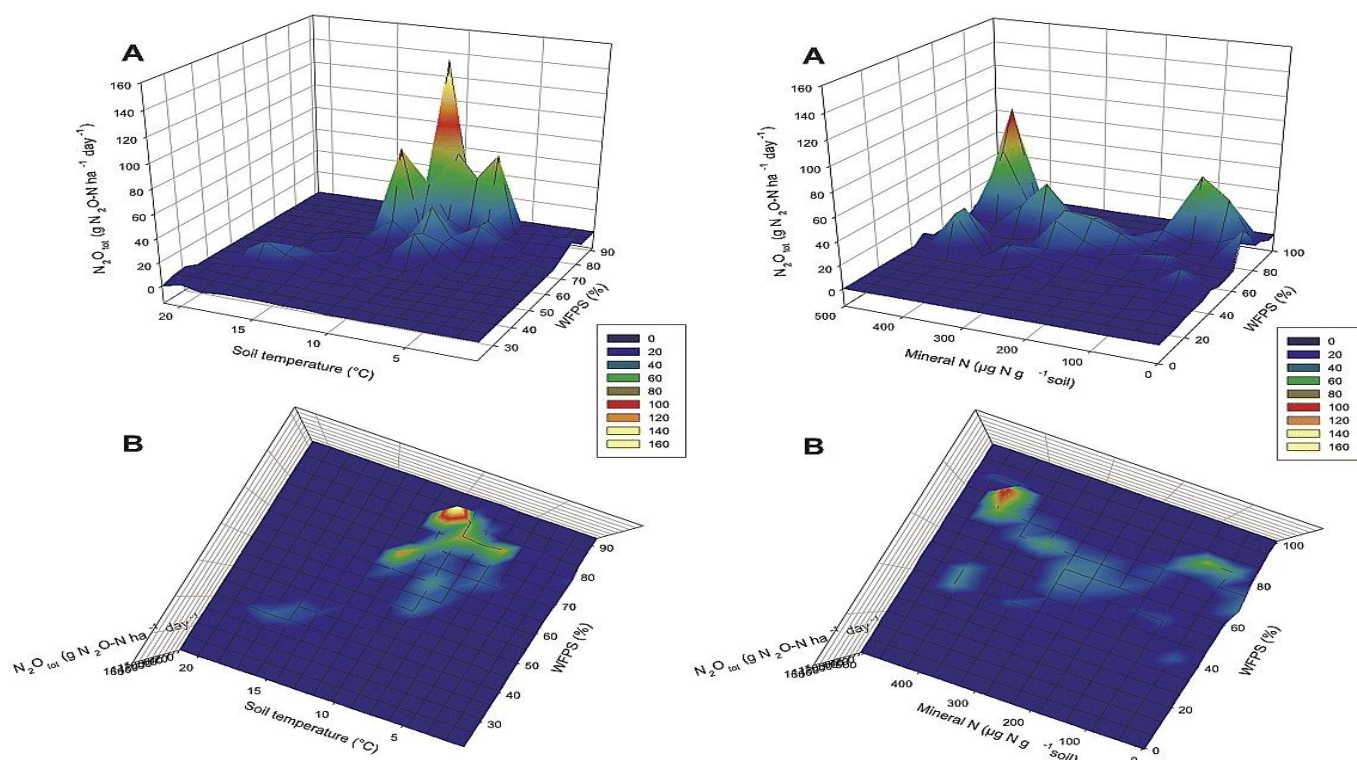
Nitrificatie is het proces waarbij NH_4^+ onder zuurstofrijke omstandigheden wordt omgezet tot NO_3^- . Lachgas kan hierbij als bijproduct worden gevormd. Men gaat ervan uit dat voor de meeste landbouwgronden denitrificatie een veel grotere bron van N_2O is dan nitrificatie (Velthof et al., 2002).

De grootte-orde van de N_2O -emissies is veel lager dan de NH_3 -emissies. Lachgas is echter een veel sterker broeikasgas dan koolstofdioxide (CO_2). Lachgasemissies worden uitgedrukt als percentage van de toegediende TN (% TN).

Er worden grote verschillen in N_2O -emissies gemeten. Deze zijn te verklaren door het effect van:

- Bodemeigenschappen:
 - Vocht/zuurstofgehalte: bij een hoger vochtgehalte en lager zuurstofgehalte zijn de N_2O -emissies hoger (Figuur 7). Bij bodemverdichting is het risico op N_2O -emissies hoger (Velthof et al., 2000; Müller & Sherlock, 2004; Wang et al., 2021);
 - Organische stof- (OS) gehalte: bij een hoger OS-gehalte is er meer gemakkelijk afbreekbare C aanwezig en is het risico op N_2O -emissies hoger (Velthof et al., 2000; Wang et al., 2021);
 - Bodemtextuur: de bodemtextuur heeft een groot effect op de waterhuishouding, zuurstofvoorziening en OS-gehalte in de bodem. In het algemeen is de volgorde in N_2O -emissies veen > klei > leem > zand (Velthof et al., 2000; Charles et al., 2017; Wang et al., 2021);
 - Bodem-pH: bij een hogere bodem-pH zijn de N_2O -emissies lager (Žurovec et al., 2021).
- Weersomstandigheden:
 - Temperatuur: bij een hogere temperatuur nemen de denitrificatie- en nitrificatieactiviteit toe en verhogen meestal de N_2O -emissies (Figuur 7) (Velthof et al., 2000; Müller & Sherlock, 2004; Wang et al., 2021);
 - Neerslag: bij meer neerslag verhogen de N_2O -emissies (Velthof et al., 2000).

Onder verschillende omstandigheden variëren de $\text{N}_2/\text{N}_2\text{O}$ -verhoudingen omdat hun effect op de snelheid van de vorming van N_2O en N_2 anders is. In zeer natte omstandigheden wordt er vooral N_2 gevormd en is er een hoge $\text{N}_2/\text{N}_2\text{O}$ -verhouding (Wang et al., 2021). Incubaties van onverstoorte bodemstalen onder anaerobe omstandigheden van Philips et al. (2015) duiden op een hogere stimulatie van de vorming van N_2O dan van N_2 en een lage $\text{N}_2/\text{N}_2\text{O}$ -verhouding bij hogere temperaturen. Andere incubaties gaven een omgekeerd beeld. Mogelijke verklaringen voor de verschillende resultaten zijn de voorbehandeling van de bodem of het interactieve effect van verschillende factoren (Phillips et al., 2015; Wang et al., 2021).



Figuur 7: Lachgasemissies in functie van 'water filled pore space' (WFPS)⁴ en bodemtemperatuur (links) en WFPS en minerale stikstofhoeveelheid (rechts) in graslandpercelen. (a) Zijaanzicht en (b) bovenaanzicht op basis van metingen in gematigd klimaat in Nieuw-Zeeland en Duitsland (Bron: Müller & Sherlock, 2004).

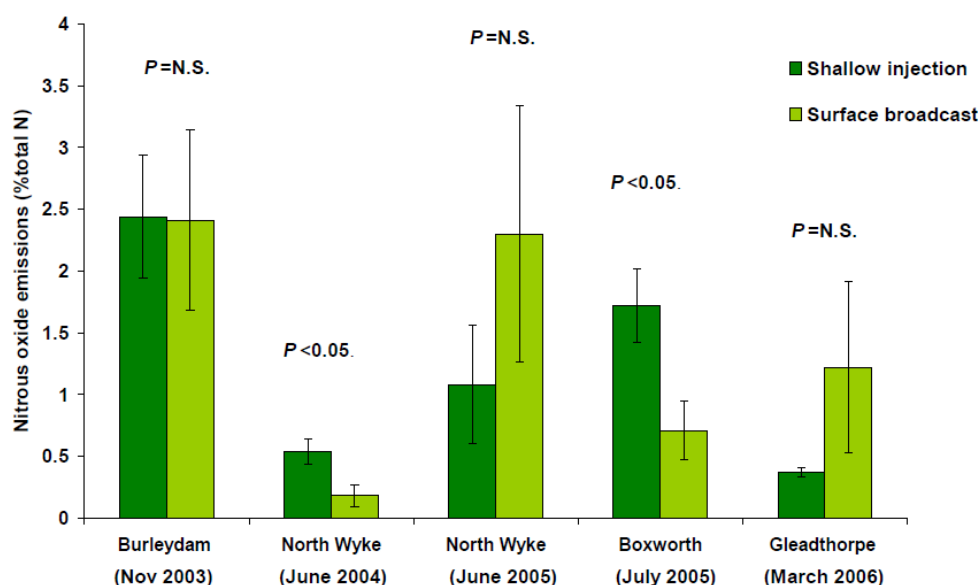
Daarnaast beïnvloeden ook het bodem- en graslandbeheer (vb. drainage en N-bemestingshoeveelheid) de N₂O-emissies (Velthof et al., 2000). Hogere N-bemestingshoeveelheden verhogen meestal de N₂O-emissies (Velthof et al., 2003; Chadwick et al. 2011). Het fractioneren van de N-bemesting verlaagt de gasvormige N₂O-emissies (Velthof et al., 2002; Eagle et al., 2017). Hoge giften aan dierlijke mest zullen leiden tot omstandigheden die voordelig zijn voor denitrificatie (veel organische stof (OS) en hoge zuurstofconsumptie), maar deze omstandigheden kunnen ook leiden tot een relatief sterke vorming van N₂ t.o.v. N₂O tijdens denitrificatie (Velthof et al., 2002). Ook het tijdstip van de bemesting beïnvloedt de N₂O-emissies. Bij graslandpercelen worden er bij bemesting in de herfst hogere N₂O-emissies gemeten dan bij bemesting in de lente. Dit wordt verklaard door het hoger bodemvochtgehalte en -temperatuur en lagere N-opname in het najaar (Thorman et al., 2007; Petersen et al., 2013; Wang et al., 2021).

In tegenstelling tot de NH₃-emissies die kort na toediening plaatsvinden, kan het effect van maatregelen enkele weken tot maanden later plaatsvinden en moeten de N₂O-emissies gedurende een geheel jaar gemeten worden. Korte meetperiodes uit oude proeven kunnen een vertekend beeld geven van het effect van maatregelen op de N₂O-emissies (Wang et al., 2021).

⁴ 'Water filled pore space': het volumetrisch percentage van de bodemporiën dat met water gevuld is.

3.3.2 Impact van aanwendingstechnieken van mengmest op lachgasemissies

Bij het in de bodem brengen van mengmest is een verhoogd risico op N₂O-emissies gelinkt aan het feit dat in principe de minerale N-hoeveelheid in de bodem hoger is dan bij een bovengrondse toediening van mengmest (Velthof et al., 2003; Huijsmans et al., 2008). Op 5 Engelse graslandpercelen verschilde het effect van het in de bodem brengen van mengmest t.o.v. breedwerpige toepassing op de N₂O-emissies tussen de locaties (meting gedurende 3 maanden na de mengmesttoediening) (Figuur 8) (Williams et al., 2013).



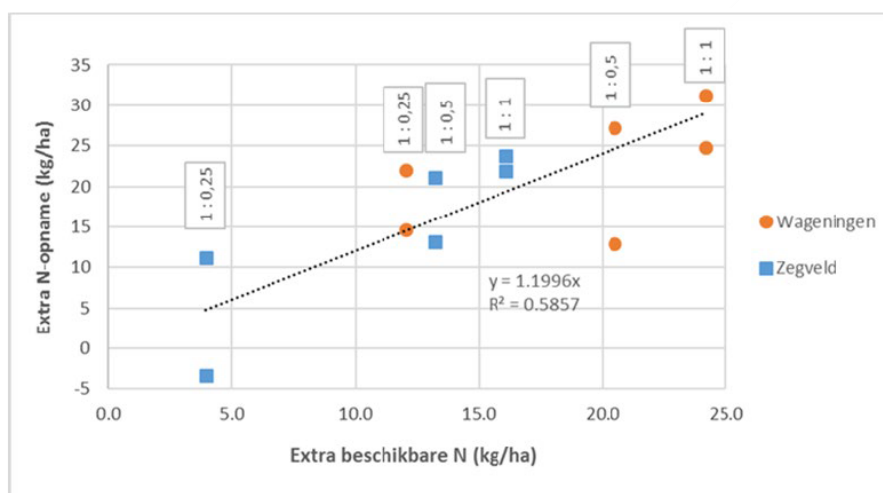
Figuur 8: Lachgasemissies (% van totale toegediende stikstof (N)) na de toediening van mengmest via een zodenbemester of via breedwerpige toediening op 5 locaties in Engeland (Bron: Williams et al., 2013).

Bij een Noord-Italiaans graslandperceel waren de gemeten jaarlijkse N₂O-emissies bij het toedienen van mengmest in de bodem niet significant hoger dan bij breedwerpige toepassing (toediening in januari, maart of oktober) (Maris et al., 2021). Op 4 Duitse graslandpercelen werd er geen verschil in jaarlijkse N₂O-emissies gemeten bij het toedienen van mengmest in de bodem t.o.v. breedwerpige aanwending (2 mengmesttoedieningen per jaar tussen maart en juli) (Nyameasem et al., 2023). In een Deens en Duits graslandperceel werden er hogere jaarlijkse N₂O-emissies gemeten bij het in de bodem aanbrengen van rundermengmest dan bij de toediening met sleepslangen (2 tot 4 toedieningen) (Seidel et al., 2017). In een review van Webb et al. (2010) werd er geen consequent effect van het toedienen van mengmest in de bodem t.o.v. op de bodem op N₂O-emissies vastgesteld. Dit werd verklaard door een hogere N₂/N₂O-verhouding bij het toedienen van mengmest in de bodem t.o.v. een bovengrondse toediening (Seidel et al., 2017). Chadwick et al. (2011) stelden dat het erop lijkt dat wanneer omstandigheden geschikt zijn voor denitrificatie, het in de bodem brengen van mengmest kan resulteren in verhoogde N₂O-emissies terwijl het in de bodem brengen van mengmest onder andere omstandigheden het potentieel heeft om NH₃-emissies te reduceren zonder N₂O-emissies te verhogen.

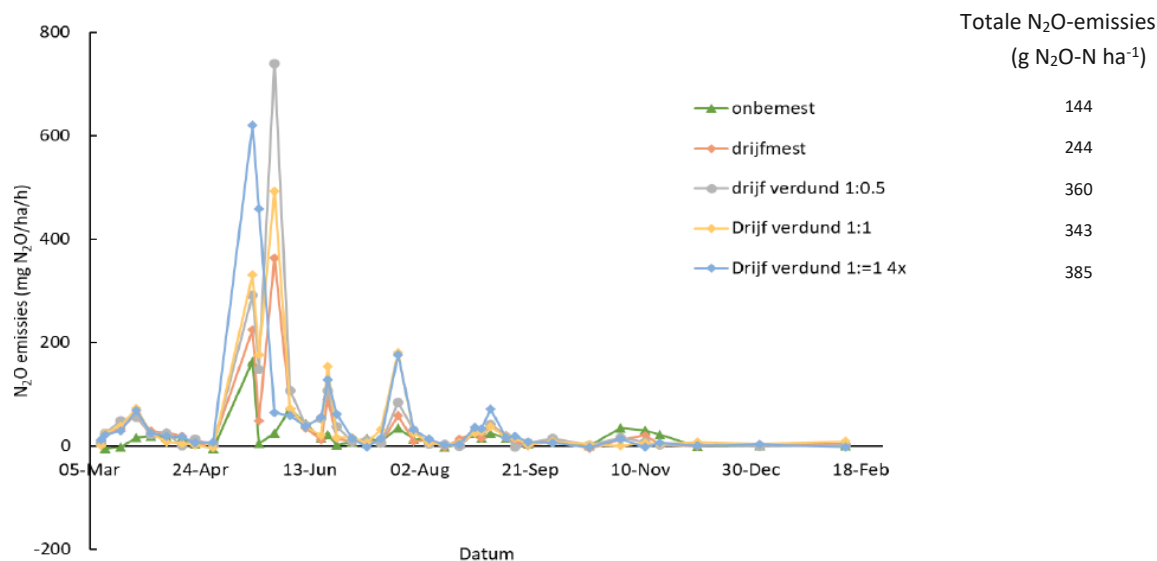
3.3.3 Impact van mengmestbehandeling op lachgasemissies

- Verdunnen met water

Het toedienen van verdunde mest kan het risico op N₂O-emissies vergroten t.o.v. onverdunde mest, omdat er op eenzelfde tijdsspanne beperkt meer N in de bodem beschikbaar komt en de kans op zuurstofarme omstandigheden groter is. Echter bij het onderzoek van van Schooten et al. (2015) werd de extra N die in grasland ter beschikking kwam door het verdunnen van mengmest door het gras zelf opgenomen (Figuur 9) (van Schooten et al., 2015; CDM, 2020). Door het verdunnen kan ook de gemakkelijk afbreekbare organisch materiaal uit mest dieper in de bodem dringen en de N₂O-productie uit de reeds in de bodem aanwezige NO₃⁻ bevorderen (CDM, 2020). Door Holshof et al. (2023) werden er bij een graslandperceel op een zandbodem geen significant hogere N₂O-emissies gemeten bij de toediening van verdunde versus onverdunde mengmest (Figuur 10). In zandbodems is het risico op zuurstofarme omstandigheden echter laag.



Figuur 9: Relatie tussen de berekende hoeveelheid extra beschikbare stikstof (N) (kg N ha⁻¹) bij aanwenden van verdunde mest met sleepvoet ten gevolge van emissiereductie ten opzichte van onverdunde mest en de gemeten extra N-opname door het gras (kg N ha⁻¹) op 2 Nederlandse graslandpercelen. Boven de punten zijn de bijbehorende verdunningen aangegeven, 1 : x = 1 deel mengmest : x deel water (Bron: CDM, 2020 gebaseerd op van Schooten et al. (2015)).



Figuur 10: Lachgas- (N₂O) emissies in 2021 voor de controle (onbemest) en de objecten bemest met onverdunde en verdunde rundermengmest gefractioneerd toegediend aan de eerste 3 grassnedes (met uitzondering van behandeling 4x: 4 grassnedes) (toediening van mengmestfracties 3 of 4 keer van maart tot juni/juli) met een zodenbemester (Nederlandse zandbodem) (x:y geeft de verhouding mest:water weer) (Bron: Holshof et al., 2023).

- **Additieven**

- **Chemische additieven**

- ✓ Chemisch en biologisch aanzuren

Salpeterzuur heeft het nadeel dat het de N₂O-emissie verhoogt (23% tot meer dan een verdubbeling) wat gelinkt is aan denitrificatie van de NO₃⁻ aanwezig in salpeterzuur (Bussink et al., 2014; Fangueiro et al., 2015; Sajeev et al. (2018). In hun literatuurreview vonden Sajeev et al. (2018) een gemiddelde daling van de N₂O-emissie met 52% bij het gebruik van andere zuren (akkerbouw- en graslandpercelen). Ze verklaarden dit door een lagere activiteit van nitrificerende bacteriën onder meer zure omstandigheden en het verlies van beschikbare C door het aanzuren van de mengmest (Sajeev et al., 2018; Saue & Tamm, 2018). In een Deens en 5 Duitse graslandpercelen werden er vergelijkbare N₂O-emissies gemeten bij het aanzuren van rundermengmest met zwavelzuur (toegediend via bandbemesting) als bij het toedienen van mengmest in de bodem (Seidel et al., 2017; Nyameasem et al., 2023). In een incubatie-experiment werd de eerste weken na de toediening van aangezuurde mengmest een daling van de N₂O-emissie en daarna een stijging t.o.v. niet-aangezuurde mengmest gemeten (Fangueiro et al., 2010 & 2015).

- ✓ Nitrificatieremmers

De toediening van nitrificatieremmers kan in een daling van de N₂O-emissies resulteren (Li et al., 2013; Eagle et al., 2017; Bakker et al., 2020). Er wordt een grote variatie in het effect van nitrificatieremmers op de N₂O-emissies vastgesteld die o.a. door verschillen in bodemvochtgehalte en -temperatuur verklaard kunnen worden (Petersen

et al., 2013). Bij metingen na injectie van mengmest in het najaar bij de teelt van gerst in Canada leidde de toediening van nitrificatieremmers enkel op de droogste locatie tot significant lagere jaarlijkse N₂O-emissies (daling van respectievelijk 81 en 58% bij de toediening van nitrapyrin en DMPP), maar niet op de locatie met een hoger bodemvochtgehalte. Bij de injectie van mengmest in de lente (met niet-significant lagere emissies dan in het najaar) werd er geen effect van de toediening van nitrificatieremmers op de jaarlijkse N₂O-emissies vastgesteld (Lin et al., 2017). Op 3 graslandpercelen in het Verenigd Koninkrijk was er daarentegen een significante daling door de toevoeging van DCD in de lente maar een niet-significante daling bij de toediening in de herfst (bandtoepassing of breedwerpig) (Thorman et al., 2020). Op 4 Duitse graslandpercelen was er een daling van de N₂O-emissies door toevoeging van DMPP bij de toediening van mengmest met een zodenbemester (toediening in maart - juli) (Nyameasem et al., 2023). Ook bij maïspcelen in Duitsland (mengmest in de bodem toegediend) (DMPP, nitrapyrin, DCD, DMPSA (3,4-dimethylpyrazole succinic acid) of “Piadin”) werden er lagere N₂O-emissies gemeten na de toediening van nitrificatieremmers aan mengmest (Herr et al., 2020).

✓ Ureaseremmers

Na de toepassing op gras van varkensmengmest verrijkt met ureum op een zandleembodem in Korea bedroeg de gemeten N₂O-emissie na 56 dagen de helft bij de toevoeging van een ureaseremmer t.o.v. onbehandelde mengmest (Park et al., 2021). Dit is echter een verlaging van de N₂O-verliezen van de aanwezige ureum en niet van de mengmest (zie ook 3.2.3). Er werden geen proefvelddata gevonden die het effect van ureaseremmers in vergelijkbare omstandigheden als in Vlaanderen onderzochten.

■ Biologische of organische en fysische additieven

Er werden geen onderzoeken gevonden die het effect van biologische of organische additieven op N₂O-emissies onderzochten.

■ Fysische additieven

Het onderzoek naar het effect van de toevoeging van fysische additieven aan mengmest op de N₂O-emissies is beperkt. Park et al. (2024) vonden bij de toediening van zeolieten aan varkensmengmest in een raaigras-maïsrotatie in Italië een daling van de N₂O emissies met 16-32% t.o.v. onbehandelde mengmest.

3.3.4 Impact van aangepast beheer op lachgasemissies

• Stalmest of compost

Bij incubaties werden er lagere N₂O-verliezen (% TN) gemeten bij stalmest dan bij mengmest wat door de lagere TAN/TN-verhouding verklaard werd (Velthof et al., 2003). Op een lers graslandperceel werden er in de herfst lagere of vergelijkbare N₂O-verliezen gemeten bij de toediening bij vaste mest van rundvee, varkens en kippen (0.05-0.2 % TN) dan bij varkensmengmest (0.2% TN) (Chadwick et al., 2011). Een review van Charles et al. (2017) duidde op gemiddeld lagere N₂O-verliezen bij de toediening van compost (0.43% TN) dan bij het gebruik van stalmest (1.01%

TN) of mengmest (1.11% TN). De toediening van compost kan in een verlaging van de N₂O-verliezen t.o.v. minerale meststoffen resulteren (Valkama et al., 2024).

- **Grasklaver**

De N₂O-verliezen zijn lager bij de teelt van grasklaver dan gras (Li et al., 2013; Cashman et al., 2025). Omwille van de lagere N-bemestingshoeveelheid bij de teelt van grasklaver t.o.v. gras is dit waarschijnlijk eerder een gevolg van een daling van het gebruik van minerale meststoffen dan van de toepaste mengmesthoeveelheid.

- **Beweiding**

Extra begrazing van dieren kan leiden tot een toename van N₂O-emissies (Velthof & Oenema, 1995; Velthof et al., 2000; Nunez et al., 2007; Li et al., 2013; Bittman et al., 2014). In urineplekken en bij feces is (een zeer hoge) minerale N-hoeveelheid aanwezig en is bijgevolg ook de kans op de vorming van N₂O-emissies hoger. De N₂O-emissies uit urineplekken varieerden in Nederland van 0.4 tot 5.0% van de urine TN, terwijl de N₂O-emissies uit feces tussen 0.1 en 0.7% TN uiteenliepen. Door betreding en vertrapping en bijgevolg bodemverdichting en de verslechtering van de N-opname door het gras is er bijkomend een verhoogde kans op N₂O-emissies (Oenema et al., 1997; Velthof et al., 2000). Op 3 Ierse graslandpercelen bedroegen de gemiddelde N₂O-emissies gedurende een geheel jaar 1.18% (0.30 - 4.81% TN) en 0.31 (-0.02 - 1.48% TN) voor respectievelijk urine en feces. Er werden hogere verliezen gemeten in het najaar en bij nattere graslanden (Krol et al., 2016). De belangrijkste factor die de N₂O-emissie op perceelsniveau bepaalt, is de graasdichtheid.

3.4 NITRAATUITSPOELING

3.4.1 Inleiding

Nitraatuitspoeling naar het grondwater treedt op als NO₃⁻ in de bodemoplossing vanuit de wortelzone naar diepere bodemlagen uitspoelt. Nitraatuitspoeling treedt in Vlaanderen vooral op in de periode oktober - maart. Tijdens het groeiseizoen is er gemiddeld genomen een neerslagtekort waardoor er alleen bij hevige en langdurige neerslag in de zomer NO₃⁻ naar diepere bodemlagen kan migreren (CDM, 2020).

Aangezien de belangrijkste methode om NO₃⁻-uitloging te beperken de toepassing van de 6 J's (de juiste mestsoort en juiste dosis, op het juiste tijdstip, met de juiste aanwendingstechniek, op de juiste plaats en met het juiste teeltplan of teeltrotatie) is, wordt NO₃⁻-uitspoeling kort besproken worden wanneer relevant. Indien de N-efficiëntie toeneemt, moet de toegediende N-bemestingshoeveelheid aangepast worden.

3.4.2 Impact van aanwendingstechnieken van mengmest op nitraatuitloging

Er is weinig onderzoek naar het effect van aanwendingstechnieken op NO_3^- -uitspoeling. Uit de metingen van NO_3^- -N-residu's blijken deze voor graslandpercelen laag tot zeer te laag zijn waardoor de verliezen naar grond- en oppervlaktewater gering zijn. Er is een gelijk of hoger risico op NO_3^- -uitspoeling bij de toediening van mengmest met een zodenbemester dan bij de breedwerpige toediening van mengmest indien de N-bemestingshoeveelheid toegediend via minerale meststoffen niet aangepast wordt aan de hogere N-efficiëntie van een zodenbemester. Het effect van aanwendingstechnieken hangt af van het bodemvochtgehalte en de N-vraag op het toedieningstijdstip (Huijsmans et al., 2008; Akoumianaki, 2022). In Noord-Ierland werd er met ceramische cups geen verschil in NO_3^- -uitspoeling gemeten noch bekomen via een modelmatige benadering bij het in de bodem toedienen van mengmest in een graslandperceel t.o.v. bij breedwerpige toepassing. Het tijdstip van de bemesting had wel een belangrijke impact op de NO_3^- -uitspoeling. Er werden hogere NO_3^- -verliezen gevonden bij de toediening van mengmest in de herfst (17 oktober 2017) dan in de lente (26 maart 2018) (Maris et al., 2021). Metingen van de NO_3^- -uitspoeling gedurende 4 jaar op een Duits gemaaid graslandperceel gaven geen verschil bij de toediening van mengmest via een sleepvoetbemester, zodenbemester of breedwerpige toediening. Er was wel een duidelijk effect van de toegediende N-bemestingshoeveelheid (Kayser et al., 2015). Daarentegen werd er op een Portugees akkerperceel waarbij de N-bemestingshoeveelheid niet aan de aanwendingstechniek werd aangepast een hogere NO_3^- -uitspoeling gemodelleerd voor de mengmestinjectie dan bij bandbemesting. Echter een deel van de N die niet via NH_3 -emissies was verloren gegaan, werd door de aanwezige teelt opgenomen (Cameira et al., 2020).

3.4.3 Impact van mengmestbehandeling op nitraatuitloging

- Verdunnen met water

Met uitzondering van zeer natte bodems, zal bij toediening van verdunde mest het risico op NO_3^- -uit- en afspoeling niet of nauwelijks veranderen, omdat de waterhoeveelheid die wordt toegediend beperkt is. Afhankelijk van de verdunning en de mestgift wordt maximaal enkele mm per jaar extra water met verdunde mengmest toegediend. Ook de extra N-hoeveelheid die in de bodem terecht komt door verdunning van de mengmest zal op grasland, met een hoge N-opnamecapaciteit, niet leiden tot een noemenswaardige extra NO_3^- -uitspoeling. Omdat de verdunde mengmest beter in de bodem dringt, is het risico op afspoeling mogelijk kleiner bij verdunde mengmest op voorwaarde dat de mesttoediening plaatsvindt onder omstandigheden dat de bodem voldoende opgedroogd is en de verdunde mengmest voldoende in de bodem kan infiltreren (CDM, 2020).

- Additieven

- Chemische additieven

- ✓ Chemisch en biologisch aanzuren

Gelinkt aan de wijzigingen in microbiële activiteit door het aanzuren, kan een pH-verlaging in mengmest ook de NO_3^- -uitspoeling gunstig beïnvloeden in jaren met veel regen in het voorjaar. Dit wordt toegeschreven aan een vertraagde nitrificatie van NH_4^+ na aanzuring van de mengmest. Voorwaarde is dat de N-bemesting op de N-vraag van de teelt wordt afgestemd (Fangueiro et al., 2015; Park et al., 2018).

- ✓ Nitrificatie- en ureaseremmers

Als na de toediening van mengmest een periode komt met veel regen, dan neemt het risico op NO_3^- -uitspoeling toe. Toedienen van nitrificatieremmer aan drijfmest is in theorie een maatregel om NO_3^- -uitspoeling te beperken (CDM, 2020 & 2025).

Metingen van de NO_3^- -concentratie in ceramische cups op 0.5 m diep in een zandleembodem in Korea gedurende 56 dagen gaf vergelijkbare metingen bij de controle en bij toediening van een nitrificatie- en/of ureaseremmer (Park et al., 2021).

- Biologische of organische en fysische additieven

Er werden geen onderzoeken gevonden die het effect van biologische of organische en fysieke additieven op NO_3^- -uitloging onderzochten met uitzondering van het effect van zeolieten. van Mullekom et al. (2019) vonden in het een éénjarige proef (zeer droge jaar 2018) dat het toepassen van zeolieten op een perceel grasland tijdens de winter zorgde voor een 70-80% lager NO_3^- -gehalte in het poriënwater op -70 cm (lysimeters), zowel bij inmengen van zeolieten in mengmest (toegevoegd tijdens het opzuigen van de mengmest uit de mestput) als bij oppervlakkig strooien van de zeolieten rechtstreeks op het land. Echter, in een tweejarig vervolgonderzoek (droge weersomstandigheden in 2021 en gemiddelde weersomstandigheden in 2022) werd net een stijging van het NO_3^- -gehalte in het poriënwater gevonden van gemiddeld 52%. Er werd geen verklaring gegeven voor het verschil in effect van zeolieten op de NO_3^- -uitloging bij graslandpercelen (de Boer et al., 2022).

3.4.4 Impact van aangepast beheer op nitraatuitloging

- **Stalmest of compost**

In hun review duiden D’Haene & Hofman (2025) op het belang van het in rekening brengen van de N-werkingscoëfficiënten van organische meststoffen en de extra N-vrijstelling via mineralisatie bij een verhoogde bodem-OS-concentratie door de regelmatige toediening van stalmest of compost. Deze auteurs gaven ook aan dat bij een perceelsspecifieke bemesting de langdurige toediening van stalmest of compost niet automatisch tot hogere NO₃⁻-N-residu’s in het najaar leidt.

- **Grasklaver**

De NO_3^- -N-residu's zijn beperkt hoger bij grasklaver- dan graspercelen (De Vlieghe *et al.*, 2018; De Vlieghe & Vanden Nest, 2019). In het derogatiemonitoringsnetwerk 2016 - 2019 werden er op praktijkpercelen daarentegen geen verschillen in NO_3^- -N-residu's tussen de gras- en grasklaverpercelen gemeten (Odeurs *et al.*, 2020; Nawara *et al.*, 2021).

Rode klaver is veel droogtetoleranter dan gras omdat ze dieper wortelen en zo meer beschikbaar water hebben zodat de grasmat beter tegen een langdurige droogte beschermd is en in droge jaren in lagere NO_3^- -N-residu's dan

bij grasland resulteert (Elsen *et al.*, 2014; Nawara *et al.*, 2021). In de sperperiode van het droge jaar 2022 waren de gemiddelde NO_3^- -N-residu's bij gras- en grasklaverpercelen respectievelijk 38 en 44 kg NO_3^- -N ha⁻¹ (VLM, 2023).

- **Beweiding**

Extra begrazing van dieren kan leiden tot een toename van NO_3^- -uitspoeling (Velthof *et al.*, 2000). Voor begraasd grasland zijn door de achtergelaten uitwerpselen de NO_3^- -N-residu's in het najaar gemiddeld beperkt hoger dan bij uitsluitend gemaaid grasland. De bezettingsgraad alsook het einde van de begrazingsperiode speelt hierbij een belangrijke rol. Een verdere, beperkte minimalisatie van de NO_3^- -N-residu's bij begraasd grasland kan gehaald worden door (Hofman *et al.*, 1998; Stopes *et al.*, 2002; De Vlieghe *et al.*, 2003a & b; Nawara *et al.*, 2021):

- frequenter maaibeurten in te lassen en de laatste snede te maaien;
- een beperkte of geen begrazing in het najaar;
- minder bemesten op plaatsen waar de dieren vaak vertoeven zoals drinkplaatsen, schaduwplekken, in- en uitgangen.

3.5 CONCLUSIES OVER STIKSTOFVERLIEZEN

Ammoniakale verliezen en depositie resulteren in een aantal milieuproblemen zoals verzuring, vermisting en een afname van de biodiversiteit. Bij het uitrijden van dierlijke mest kunnen er, vooral direct na het uitrijden, belangrijke NH_3 -verliezen optreden. Verschillende eigenschappen van mengmest zoals TAN-gehalte, DS-gehalte, pH en de temperatuur van mengmest beïnvloeden de hoeveelheid NH_3 -verliezen. Ook het vochtgehalte, de pH en temperatuur van de bodem en de aanwezigheid van gras hebben een invloed op de NH_3 -emissies. De grote variatie in gemeten NH_3 -verliezen wordt deels verklaard door de mest- en bodemeigenschappen en de weersomstandigheden. Omwille van het belang van de weersomstandigheden wordt er bij voorkeur bemest bij een lage temperatuur, weinig wind en weinig zonneschijn en indien er (kort) na toediening van de bemesting neerslag wordt verwacht. De samenstelling van de dierlijke mest is niet enkel afhankelijk van de diersoort maar ook van de ouderdom van de mest, de voedersamenstelling en de opslagmethode. De voeder-, mestopslag- en stalmaatregelen vallen buiten deze literatuurstudie maar door hun invloed op de mestsamenstelling hebben deze een belangrijke impact op het risico op N-verliezen bij het uitrijden van mengmest.

Ook de aanwendingstechniek bepaalt de omvang van de NH_3 -verliezen. Ammoniakemissie uit mengmest is immers lager als het contactoppervlak en/of de contacttijd van de mengmest met de lucht beperkter is. De machine waarmee de mengmest toegediend wordt, bepaalt het contactoppervlak van de mengmest met lucht en heeft daardoor een groot effect op de NH_3 -emissies. Omwille van de verschillende factoren die de NH_3 -emissies beïnvloeden, wordt er ook een grote range aan NH_3 -emissies bij de verschillende aanwendingstechnieken vastgesteld. De onderzochte aanwendingstechnieken op graslandpercelen leiden op basis van de literatuur in de volgende trend in NH_3 -emissies: bovengronds (vb. sleepslang- en sleepvoetbemester) (verlies van 8-50% TAN of ongeveer 4-25% TN via NH_3 -emissies) > mengmest deels in en op de bodem (vb. sleufkouter) (gemiddeld verlies

30% TAN via NH₃-emissies) > mengmest in de bodem (vb. zodenbemester) (verlies van 1-25% TAN via NH₃-emissies). Dit betekent concreet dat het in de bodem brengen van mengmest met een zodenbemester tot een halvering van de NH₃-emissies leidt t.o.v. sleepslangen of -voeten. Hoewel er een duidelijke rangorde bestaat tussen de verschillende mengmestaanwendingstechnieken op basis van hun gemiddelde NH₃-emissie, is het belangrijk om te beseffen dat de NH₃-emissies binnen elke mengmestaanwendingstechniek sterk kunnen variëren door verschillen in mengmestsamenstelling, weersomstandigheden en toegediende dosis en dat de ranges van de verschillende mengmestaanwendingstechnieken overlappen.

De landbouwer kan ook met andere maatregelen trachten om de NH₃-emissies bij het uitrijden van mengmest te beperken, o.a. door het toevoegen van allerhande additieven. Het goedkoopste product is water waarbij de verdunning leidt tot een lager DS-gehalte van de mengmest. Verdunde mengmest dringt beter de bodem in dan mengmest met een relatief hoog DS-gehalte, waardoor bij verdunde mengmest de NH₃-emissie theoretisch lager is. Het effect van verdunnen hangt af van de waterhoeveelheid die aan de mest wordt toegediend en de aanwendingstechniek. Aangezien het effect van verdunnen lager is dan de rechtstreekse toediening van mengmest in de bodem zijn een combinatie van verdunnen en aanwendingstechniek potentieel beloftevol. Bij klei- en veenbodems zijn de NH₃-emissies van verdunde mengmest (1:0.5 mengmest:water) met een sleepvoetbemester vergelijkbaar als bij een zodenbemester. Hogere mengmest:water-verhoudingen hebben een lagere NH₃-emissiereductie.

Omdat de pH van mengmest een belangrijke invloed heeft op de NH₃-emissies kunnen door het aanzuren van de mengmest de NH₃-emissies drastisch verlaagd worden. Verschillende onderzoeken toonden aan dat de toediening van zwavelzuur bij voldoende verlaging van de pH even effectief is om de NH₃-emissies te verminderen als het toedienen van mengmest in de bodem. Bij (frequente) toediening van mengmest aangezuurd met zwavelzuur op eenzelfde perceel is er wel een risico op H₂S-vorming en eutrofiëring. Verzuring van de bodem is bovendien ongewenst o.w.v. het negatief effect op de nutriëntenbeschikbaarheid en -opneembaarheid en het bodemleven. Er is ook beperkt onderzoek dat het positief effect van andere anorganische zuren (vb. salpeterzuur) op de NH₃-emissies demonstreert. Het gebruik van salpeterzuur kan veiligheidsrisico's met zich meebrengen door vorming van nitreuze dampen. Anderzijds is er geen onderzoek gevonden dat het positief effect van het biologisch aanzuren (vb. melkzuur) of van de toevoeging van biologische (vb. zuurproducerend micro-organismen) of organische (vb. wei) additieven op de NH₃-emissies bij de aanwending van mengmest aantoonst. De toevoeging van fysische additieven (vb. zoelieten) hebben mogelijk potentieel om de NH₃-emissies bij de toediening van mengmest te verlagen.

De NH₃-emissies kunnen op bedrijfsniveau ook dalen door de teelt van grasklaver t.o.v. gras door de lagere toegediende hoeveelheid werkzame N of door beweiden. De inschatting is dat de NH₃-emissies bij beweiding op perceelsniveau iets hoger zijn dan bij het toedienen van mengmest in de bodem maar lager dan bij andere aanwendingstechnieken. Daarnaast kan ook door het gebruik van compost, omwille van de lage TAN/TN-verhouding, de NH₃-emissies bij toediening van dezelfde TN-hoeveelheid significant doen dalen tegenover het gebruik van mengmest. De bovengrondse toediening van stalmest resulteert in vergelijkbare of hogere NH₃-emissies dan het in de bodem toedienen van mengmest maar vertoont een grote variatie o.w.v. verschillen in mestsamenstelling en weersomstandigheden.

Door het toepassen van maatregelen om specifieke N-verliezen te beperken, is er vaak een risico op trade-offs met andere N-verliezen. Daarom werd er in de literatuur nagegaan wat voor de verschillende maatregelen gekend is over de impact op N₂O-verliezen. Lachgas is een sterk broeikasgas dat voornamelijk tijdens de microbiële processen denitrificatie en nitrificatie gevormd wordt. Hoewel de jaarlijkse N₂O-emissies per ha beperkt blijven tot enkele kg kunnen de verschillen in relatieve verliezen groot zijn. Deze zijn te verklaren door het effect van zowel bodemeigenschappen (nl. vocht/zuurstofgehalte, OS-gehalte, bodemtextuur en bodem-pH) als weersomstandigheden (nl. temperatuur en neerslag).

Door het in de bodem brengen van mengmest, dat zeer effectief is om NH₃-emissies te verlagen, is er een risico op hogere N₂O-verliezen indien de temperatuur en vochtgehalte van de bodem optimaal zijn voor denitrificatie. Daarentegen kan ook de omzetting van N₂O naar N₂ gestimuleerd worden zodat er soms lagere N₂O-emissies gemeten worden bij het toedienen van mengmest in de bodem t.o.v. bovengrondse aanwending.

Omwille van de lage extra waterhoeveelheid resulteert het toedienen van verdunde mest niet in hogere N₂O-emissies dan onverdunde mest, tenzij in zeer natte bodems. Salpeterzuur heeft het nadeel dat het de N₂O-emissie verhoogt. Bij de toediening van andere zuren zijn de N₂O-emissies meestal lager of vergelijkbaar dan bij niet-aangezuurde mest.

Ook bij de toevoeging van nitrificatieremmers wordt de verwachte theoretische daling van de N₂O-emissies niet op alle proefpercelen gemeten. Dit wordt eveneens verklaard door het grote effect van bodem- en weersomstandigheden op de N₂O-emissies. De toevoeging van fysische additieven (vb. zoelieten) hebben mogelijk potentieel om de N₂O-emissies van mengmest te verlagen. Voor de andere additieven werd er geen onderzoek naar het effect op N₂O-emissies gevonden.

De literatuur suggereert dat door de teelt van grasklaver i.p.v. gras de N₂O-emissies lager zijn dan bij het toedienen van mengmest o.w.v. de lagere hoeveelheid toegediende werkzame N. Bij het gebruik van compost zijn de N₂O-emissies (t.o.v. toegediende TN via compost of mengmest) op de percelen lager dan bij het toedienen van mengmest wat door de lagere TAN/TN-verhouding verklaard wordt. Bij het gebruik van stalmest zijn de N₂O-emissies (t.o.v. toegediende TN via stalmest of mengmest) op de percelen lager of vergelijkbaar dan bij het toedienen van mengmest. Bij het beweiden is er een risico op hogere N₂O-emissies vooral wanneer begraasd wordt met hoge veedichtheden.

In de literatuur werd ook nagegaan wat gekend is over de mogelijke trade-off tussen NH₃-emissies en NO₃⁻-uitloging. Aangezien de belangrijkste methode om NO₃⁻-uitloging te beperken de toepassing van de 6 J's (de juiste mestsoort, de juiste dosis, op het juiste tijdstip, met de juiste aanwendingstechniek, op de juiste plaats en met het juiste teeltplan of teeltrotatie) is, hebben de maatregelen die NH₃-emissies beperken nauwelijks effect op de NO₃⁻-uitloging. De toegediende N-bemestingshoeveelheid moet wel aangepast worden aan de gewijzigde N-efficiëntie.

4 BIODIVERSITEIT

4.1 INLEIDING

In dit hoofdstuk wordt via een literatuurstudie de wetenschappelijke kennis besproken over de impact van diverse mestaanwendingstechnieken, mestbehandeling en beheer op de bodembiodiversiteit, de botanische samenstelling van grasland en de populaties van weidevogels.

4.2 BODEMBIODIVERSITEIT

4.2.1 Ecologie van bodembiodiversiteit

De bodem onder graslanden herbergt een buitengewone diversiteit aan leven, vaak omschreven als een "black box" vanwege de complexiteit en deels onontgonnen kennis (Bardgett & van der Putten, 2014). Deze biodiversiteit omvat een breed spectrum aan organismen, van microscopisch kleine bacteriën, archaea, schimmels (inclusief mycorrhiza) en protisten, tot ongewervelden zoals nematoden, potwormen (*Enchytraeidae*), springstaarten (*Collembola*), mijten (*Acar*i) en de meer zichtbare regenwormen. De totale biomassa van deze bodemorganismen kan op een melkveebedrijf het gewicht van het vee dat bovengronds wordt gehouden, overschrijden. Op zandbodems kan deze levende biomassa bestaan uit 70% bacteriën, 11% schimmels en 18% regenwormen (van Eekeren et al., 2003).

Elke groep vervult specifieke en onmisbare functies, zoals de afbraak van organisch materiaal, de kringloop van nutriënten (N, fosfor (P), C), de vorming en stabilisatie van de bodemstructuur, en de natuurlijke regulatie van bodemgebonden ziekten en plagen. De ingewikkelde interacties tussen deze organismen vormen een complex bodemvoedselweb, waarvan de integriteit en activiteit bepalend zijn voor de algehele gezondheid en veerkracht van de bodem (Bardgett & van der Putten, 2014).

Graslandbodems hebben vaak een rijkere bodemgemeenschap dan akkerbodems door de continue aanvoer van organisch materiaal en de afwezigheid van diepe grondbewerking (van Eekeren et al., 2008). Planten voeden het bodemvoedselweb via wortelafscheidingsen en afgestorven plantendelen. Jaarlijks kan 8000-9000 kg ha⁻¹ organisch materiaal van dode wortels, bladeren en stoppels in de bodem terechtkomen (van Eekeren et al., 2003). Belangrijke ecosysteemdiensten van bodembiota voor graslandssystemen zijn de nutriëntenkringloop, het behoud van de bodemstructuur en waterregulatie. Deze ecosysteemdiensten zijn van belang voor de landbouwer omdat deze zijn voornaamste bekommernis, productie van voldoende en kwaliteitsvol veevoeder, ondersteunen.

De algemene toestand van de bodembiodiversiteit in Vlaamse landbouwbodems, inclusief graslanden, staat echter onder druk. Decennialange intensivering van het landgebruik, gekenmerkt door hoge input van (kunst)meststoffen, gebruik van gewasbeschermingsmiddelen, verdichting door zware machines, en soms drainage die leidt tot verdroging, heeft geleid tot een meetbare achteruitgang in zowel de biomassa als de complexiteit van bodem-

gemeenschappen (Schneiders et al., 2020). Veel landbouwbodems vertonen tekenen van een verstoord bodemvoedselweb, vaak gedomineerd door bacteriën ten koste van schimmels, wat kan leiden tot een snellere, maar minder stabiele nutriëntencyclus en een verminderde C-opslag (Bardgett & van der Putten, 2014; Vanhoof et al., 2020).

Het beheer van graslanden en akkers op rundveebedrijven beïnvloedt bodemorganismen via:

1. Verandering van hun habitat (bekalking, drainage);
2. Directe verstoring door mechanische bewerkingen en bodemverdichting;
3. Beïnvloeding van de kwantiteit en kwaliteit van plantaardig materiaal door vruchtwisseling, bemesting en de introductie van vlinderbloemigen;
4. Introductie van synthetische stoffen zoals antibiotica, ontwormingsmiddelen, gewasbeschermingsmiddelen (van Eekeren et al., 2003).

Hieronder bespreken we de impact van de verschillende aanwendingstechnieken, mestbehandeling en aangepast beheer op enerzijds regenwormen en daarna op de andere bodembiodiversiteit. In 3.2.2 werden de verschillende aanwendingstechnieken van mengmest op grasland besproken. In de literatuur omtrent de effecten van bemesting op bodembiodiversiteit worden al deze verschillende technieken niet uitvoerig en diepgaand behandeld. Vaak wordt alleen het verschil tussen enerzijds organische mest (mengmest, stalmest, compost) vergeleken met anderzijds minerale meststoffen (kunstmest) of wordt enkel ingegaan op het verschil tussen het gebruik van mengmest en vaste mest.

We gaan in deze studie niet dieper in op de effecten van kunstmest. Toch willen we hier voor alle duidelijkheid meegeven dat uit de geraadpleegde literatuur blijkt dat het gebruik van kunstmest doorgaans een minder positieve impact heeft op het bodemleven. Dit in tegenstelling tot de meer complexe tot positieve effecten van organische meststoffen, inclusief mengmest. Bodemleven heeft voedsel nodig. Bemesting, organisch of anorganisch, zal door het toevoegen van nutriënten aan de bodem tot op een zeker hoogte, het bodemleven positief kunnen beïnvloeden. Echter kunstmest heeft enkele belangrijke nadelen voor het bodemleven in vergelijking met organische meststoffen. Kunstmest draagt niet bij aan de opbouw van organische stof, waardoor het aanbod van energiebronnen voor het bodemvoedselweb beperkt blijft en de activiteit en diversiteit van het bodemleven kan afnemen. Bovendien leidt het gebruik van ammoniumhoudende kunstmest tot verzuring van de bodem, wat nadelige effecten kan hebben op de samenstelling en werking van microbiële gemeenschappen. Dit is ook schadelijk voor regenwormen en is een belangrijke oorzaak is voor de afname van hun populaties (Ma et al., 1990; Pfiffner, 2017). Daarnaast kan de hoge concentratie aan zouten in kunstmest directe fysiologische stress en "zoutschade" veroorzaken, vooral bij oppervlakte-actieve organismen (van Eekeren et al., 2014). Studies hebben dan ook een directe, negatieve invloed van kunstmestgiften aangetoond op de totale aantallen regenwormen (De Goede et al., 2003; van Eekeren et al., 2014). Naast regenwormen worden ook andere groepen van het bodemleven beïnvloed: de diversiteit van specifieke microbiële groepen, zoals nitrificerende bacteriën, kan afnemen en de aantallen van gevoeligere, structuurvormende nematoden kunnen dalen, wat wijst op een verstoring van het bodemvoedselweb (De Goede et al., 2003).

4.2.2 Impact op regenwormen

Regenwormen zijn sleutelorganismen in de bodem van graslanden, waar zij een cruciale rol spelen in de bodemvruchtbaarheid en -structuur. Hun activiteiten, zoals bioturbatie (het mengen van bodemlagen), de incorporatie van organisch materiaal en het graven van gangen, verbeteren de bodembeluchting, waterinfiltratie en wortelpenetratie. Er worden drie belangrijke ecologische groepen onderscheiden: epigeïsche soorten (strooiselbewoners), endogeïsche soorten (bodemwoelers die zich voeden met organisch materiaal in de minerale bodem) en anekische soorten (pendelaars die diepe verticale gangen graven en organisch materiaal van het oppervlak naar diepere lagen transporteren). De populaties van de verschillende soorten regenwormen zijn erg afhankelijk van de landbouwpraktijken op grasland, die zowel positief als negatief kunnen uitpakken. De afwezigheid van grondbewerking in grasland is sowieso gunstig zowel voor het aantal als de diversiteit van de populaties regenwormen, inclusief diepgravende soorten. Het gebruik van organische mest, zoals stalmest, verhoogt het voedselaanbod, wat essentieel is voor een gezonde populatie regenwormen. Omgekeerd zijn er praktijken die de populaties verstoren en verkleinen. Sommige gewasbeschermingsmiddelen, afhankelijk van het type en de toepassing, zijn giftig voor de wormen. Overmatig gebruik van bepaalde meststoffen kan ook leiden tot bodemverzuring, wat schadelijk is. Daarnaast beïnvloedt bodemverdichting door zware machines de populatie negatief (Valckx et al., 2009; Pfiffner, 2017).

De invloed van mesteigenschappen, bodemeigenschappen en het weer op regenwormen varieert per ecologische groep. Bodemparameters zoals pH, vochtigheid en textuur bepalen sterk de aanwezigheid van regenwormen; zo zijn anekische en endogeïsche soorten gevoelig voor een pH onder 6 en droogte (Schelfhout et al., 2014). Mesteigenschappen zoals gehalte organisch materiaal en pH, impacteren de populaties van regenwormen omdat ze voedsel en het bodemmilieu beïnvloeden (Pfiffner, 2017). Feitelijk verbeteren regenwormen de bodemstructuur via hun graaactiviteit, wat de waterinfiltratie en beluchting ten goede komt (Faber & van der hout, 2009). Weersomstandigheden, zoals droogte of hevige regenval, beïnvloeden hun activiteit en verspreiding; bij droogte graven wormen dieper en bij regen kunnen ze boven de grond komen om zich voort te planten.

- Impact van aanwendingstechnieken van mengmest op regenwormen

De techniek waarmee mengmest wordt toegediend, heeft complexe en vaak tegenstrijdige effecten op regenwormpopulaties. Overzichtsstudies benadrukken dat er geen eenduidig beeld is en dat de effecten afhangen van de weersomstandigheden, de bodemvochtigheid en de specifieke functionele groepen regenwormen (Huijsmans et al., 2008). Zoals hoger aangehaald vonden we in de literatuur geen specifieke diepgaande informatie voor elk van de verschillende aanwendingstechnieken apart. We groeperen de informatie daarom over de effecten van bovengrondse aanwending (breedwerpig maar soms wordt ook sleepvoet besproken, we vonden niets omtrent de effecten op regenwormen van sleepslang) enerzijds en anderzijds deze van mestinjectie (zowel zodenbemester als zodeninjectie). Breedwerpig toediening van mengmest is in Vlaanderen op grasland niet toegestaan.

■ Mestinjectie

Mestinjectie, waarbij mengmest via sleuven in de zode wordt gebracht, heeft uiteenlopende gevolgen voor verschillende soorten regenwormen.

Fysieke schade en effecten op strooiselbewoners (epigeïsche soorten): Een primair negatief effect van zodenbemesting is de fysieke beschadiging van wormen die zich in de toplaag bevinden door het mechanisch doorsnijden van de bodem. Studies schatten dat 15-30% van de oppervlakkig levende (epigeïsche) regenwormen van 5 tot 10 cm lang kan worden doorsneden door de injectiesleuven (De Goede et al., 2003; Van Vliet et al., 2006). Dit leidt tot een afname van deze groep (De Goede et al., 2003; Huijsmans et al., 2008). Ook Onrust et al. (2019) toonden aan dat het injecteren van mengmest op grasland negatieve effecten heeft op epigeïsche regenwormsoorten. Deze soorten, die in de bovenste bodemlagen leven en actief zijn aan het oppervlak, bleken bijzonder gevoelig voor de fysieke en chemische veranderingen die met deze bemestingswijze gepaard gaan. Door de injectie van mengmest in smalle sleuven wordt de grasmat lokaal beschadigd en door het gebruik van zware machines is er kans op bodemverdichting, wat leidt tot een verslechterde bodemstructuur. De studie van Onrust et al. (2019) richt zich primair op de effecten van bodemvocht op de verticale distributie van regenwormen en de activiteit op het bodemoppervlak. De auteurs stellen dat het intensieve beheer van grasland, waaronder het injecteren van mengmest, de uitdroging van de toplaag bevordert door de bodemstructuur te verstoren. Dit vermindert de beschikbaarheid van regenwormen in de bovenste 10 cm van de bodem, wat een cruciale voedselbron is voor weidevogels. De hypothese van deze auteurs is dat de fysieke verstoring door het opensnijden van de zode en de daarmee gepaard gaande bodemverdichting de porositeit en waterinfiltratie vermindert, waardoor epigeïsche soorten zoals *Lumbricus rubellus* zich terugtrekken. Hierdoor neemt hun functionele bijdrage aan de bodemstructuur af. Bovendien leidt de mengmesttoediening tot besmeuring van het bodemoppervlak, wat de gasuitwisseling beperkt en kan resulteren in zuurstofarme omstandigheden. Deze condities zijn ongunstig voor epigeïsche soorten zoals *Lumbricus rubellus*, die gevoelig zijn voor zuurstoftekort en uitdroging.

Effecten op bodembewoners en pendelaars (endogeïsche en anekische soorten): Dieper levende wormen, zoals bodembewoners (endogeïsche) en pendelaars (anekische), lijken minder last te hebben van fysieke schade en worden zelfs gestimuleerd door het injecteren van mengmest (De Goede et al., 2003; Huijsmans et al., 2008). De mengmest wordt direct in hun leefgebied geplaatst, wat een directe voedselbron vormt en hun populaties kan doen toenemen (Huijsmans et al., 2008; Van Eekeren, et al., 2014). Onrust et al. (2019) vonden hier tegengestelde resultaten. Volgens hen heeft het toedienen van mengmest via mestinjectie niet alleen impact op epigeïsche regenwormen, maar beïnvloedt het ook de activiteit en functionaliteit van endogeïsche en anekische soorten. **Endogeïsche regenwormen**, die leven in de minerale bodem en horizontale gangen graven, worden vooral getroffen door bodemverdichting veroorzaakt door het gewicht van de machines en de lokale verstoring door het opensnijden van de graszode. De verdichte bodemlagen beperken hun graafcapaciteit en verlagen de porositeit en zuurstofdoorlaatbaarheid van de bodem. Hierdoor daalt hun activiteit en worden hun ecologische functies, zoals bodemstructuurvorming en nutriëntenmenging, aangetast. **Anekische regenwormen**, zoals *Lumbricus terrestris*, die diepe verticale gangen maken en organisch materiaal van het oppervlak naar beneden transporteren, onder vinden eveneens nadelige effecten. Mestinjectie verstoort vaak hun bovenste gangenstelsels. Bovendien kunnen door bodemverdichting en zuurstoftekort ook deze soorten hun graaf- en fourageergedrag verminderen. Onrust et al. (2019) concluderen dat hoewel endogeïsche en anekische soorten zich dieper in het bodemprofiel bevinden dan epigeïsche soorten, ze toch duidelijk gevoelig zijn voor mechanische en fysieke verstoring als gevolg van intensief graslandbeheer. Hun hypothese is dat ook mestinjectie hier een rol in speelt. Hierdoor vermindert hun activiteit, wat negatieve gevolgen heeft voor de bodemkwaliteit, waterinfiltratie en nutriëntenkringloop (Onrust et al., 2019).

Het RIVM-rapport uit 2020 met een eerste verkennende literatuurstudie over het effect van mestinjectie neemt een tussenpositie in. Voor endogeïsche regenwormen stellen ze dat het beeld meer gemengd is. De mechanische verstoring van de zode en de verdichting van de toplaag kunnen hun horizontale gangenstructuren aantasten, wat hun activiteit kan remmen. Toch blijkt dat het aantal regenwormen dieper in de bodem soms juist toeneemt na mestinjectie. Voor anekische soorten, die diepe verticale gangen maken, zijn de directe effecten van mestinjectie minder goed gedocumenteerd. Er is echter potentieel risico op verstoring van hun permanente gangenstelsels, vooral bij herhaaldelijke toepassing. De afname van organisch materiaal aan het bodemoppervlak kan bovendien hun voedselbeschikbaarheid negatief beïnvloeden (Blokhuys et al., 2020).

Tijdelijkheid en complexiteit: De negatieve effecten van zodenbemesting zijn vaak van tijdelijke aard; herstel van de populatie treedt doorgaans binnen één tot enkele maanden op (Huijsmans et al., 2008). De resultaten zijn echter niet eenduidig. Sommige studies vonden geen significant effect (Kruk 1994; Oosterveld, 2006; Hoekstra et al., 2023), terwijl een vergelijkende studie van 12 bedrijven juist *hogere* wormendichtheden vond op percelen met zodenbemesting dan bij bovengrondse toediening, voornamelijk door een toename van endogeïsche en anekische soorten (De Goede et al., 2003).

De effecten zijn dus sterk soortspecifiek en afhankelijk van de omstandigheden, zoals het weer en de vochtigheid van de bodem ten tijde van de bemesting (Huijsmans et al., 2008).

■ Bovengrondse bemesting

Toxische en osmotische effecten onder natte omstandigheden: Onder natte omstandigheden kan bovengrondse toediening van mengmest negatief zijn voor regenwormen aan de oppervlakte. Dit komt door de schadelijke werking van ammoniak en de osmotische stress veroorzaakt door zouten in de mest (Van Vliet & de Goede, 2006; Thissen & van Bommel, 2018). Ammoniak in mengmest is zeer schadelijk, vooral in waterverzadigde bodems (Pfiffner, 2017). Ook kunnen de zouten in de vloeibare fase van de mest de osmotische omstandigheden in de bodem veranderen, wat vooral schadelijk is voor jonge regenwormen (Van Vliet & de Goede, 2006).

Effecten op epigeïsche soorten zijn niet eenduidig: van Eekeren et al. (2014) stellen dat in tegenstelling tot de negatieve effecten onder natte omstandigheden, dat bovengrondse bemesting de populatie strooiselbewoners (de epigeïsche regenwormen) ten goede komt, omdat het voedsel direct op het oppervlak beschikbaar komt. Onrust et al. (2019) daarentegen vonden dat het bovengronds uitrijden van drijfmest op grasland leidt tot de besmeuring van het bodemoppervlak met een natte mestlaag, wat leidt tot een afname in gasuitwisseling en mogelijk zuurstofdepletie nabij het oppervlak. Dit creëert ongunstige omstandigheden voor epigeïsche regenwormen, die net in de bovenste centimeters van de bodem leven en actief zijn. Bij normale doseringen van mengmest (10 à $15 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) is die natte mestlaag echter beperkt evenals de impact op gasuitwisseling en zuurstofdepletie. Voor **endogeïsche en anekische soorten** is het effect van bovengrondse mengmesttoediening minder uitgesproken. Omdat deze soorten zich dieper in de bodem bevinden, worden ze niet direct beïnvloed door de oppervlakkige mestlaag. Echter doordat er met bovengronds uitrijden meer NH_3 -emissie is, komt er minder N voor deze wormen beschikbaar waardoor met name aantallen endogeïsche wormen lager blijven dan bij zodebemesten. Er is weinig direct bewijs dat bovengrondse toediening hen structureel schaadt (Blokhuys et al., 2020).

■ Vergelijking impact bovengronds uitrijden met mestinjectie

De geraadpleegde literatuur geeft een complex en soms tegenstrijdig beeld van de effecten van bovengrondse bemesting van mengmest versus mestinjectie op regenwormpopulaties. Het is moeilijk om een eenduidige conclusie te trekken over welke methode onder alle omstandigheden beter is. De voordelen en nadelen zijn afhankelijk van de context.

Bovengrondse bemesting kan een negatief effect hebben op epigeïsche soorten regenwormen die aan het oppervlak leven door de toxiciteit van ammoniak en osmotische stress door de zouten in de mest, vooral bij natte omstandigheden (Van Vliet & De Goede, 2006). De oppervlakkige mestlaag kan de gasuitwisseling belemmeren en zuurstoftekort veroorzaken, waardoor epigeïsche wormen zich terugtrekken of inactief worden. Dit vermindert hun bijdrage aan de bodemstructuur en maakt ze minder beschikbaar als voedsel voor weidevogels (Onrust et al., 2019).

Een studie uit 2006 toonde aan dat bovengronds bemesten in een nat voorjaar leidde tot minder wormen dan mestinjectie, maar in een droge zomer was dit juist andersom (Van Vliet & De Goede, 2006). Het gebruik van zware machines kan ook bodemverdichting veroorzaken, wat de porositeit en waterinfiltratie vermindert en epigeïsche wormen ertoe dwingt zich terug te trekken (Onrust et al., 2019). De impact op dieper levende endogeïsche en anekische soorten is minder duidelijk, waarbij de literatuur een gemengd beeld geeft van negatieve effecten en geen structurele schade (Blokhuys et al., 2020).

Mestinjectie heeft een tweeledig effect. De mechanische handeling van het opensnijden van de zode kan leiden tot fysieke schade aan oppervlakkige wormen, met een geschatte afname van 15-30% van de populatie (De Goede et al., 2003). Dit resulteert in een tijdelijke daling van het aantal epigeïsche wormen (Huijsmans et al., 2008).

Voor dieper levende endogeïsche en anekische soorten zijn de effecten gevarieerd. Sommige studies suggereren dat deze soorten kunnen profiteren van de directe toevoer van mest in hun leefgebied als voedselbron, wat hun populaties kan doen toenemen (De Goede et al., 2003; Huijsmans et al., 2008). Andere studies waarschuwen echter voor nadelige effecten van mestinjectie, zoals bodemverdichting en verstoring van de gangenstelsels door de machines, wat de graafcapaciteit en activiteit van deze wormen beperkt (Onrust et al., 2019). De effecten van mestinjectie zijn sterk soortspecifiek en afhankelijk van omgevingsfactoren zoals bodemtype, weersomstandigheden, en de diepte van de injectie (Huijsmans et al., 2008).

De negatieve effecten van beide methodes worden in de literatuur vaak als tijdelijk bestempeld, met een herstel van de populatie binnen een paar maanden (Hoekstra et al., 2023).

De literatuur laat hiaten zien in de kennis over de lange termijneffecten van beide methodes op dieper levende regenwormsoorten en de interactie tussen mesttoediening en andere factoren zoals de bodemgesteldheid en het weer (Blokhuys et al., 2020).

• Impact van mestbehandeling op regenwormen

Naast de aanwendingstechniek kan ook de behandeling van de mengmest zelf de regenwormpopulaties beïnvloeden.

- Verdunnen met water

Het verdunnen van mengmest met water is een techniek die ingezet wordt om de NH₃-emissie te reduceren en de negatieve effecten op het bodemleven te beperken (Rougoor et al., 2023). Deze verlaging van NH₃-emissie is ook relevant voor regenwormen, met name epigeïsche soorten die zich aan het bodemoppervlak bevinden. Aangezien deze soorten bijzonder gevoelig zijn voor toxische en osmotische stress veroorzaakt door hoge NH₃-concentraties en zouten in onbewerkte mest (Van Vliet & De Goede, 2006), kan het verdunnen van mest deze stress aanzienlijk verminderen. Door een lagere concentratie aan schadelijke stoffen en een snellere infiltratie in de bodem, wordt de kans op zuurstofdepletie en verbranding van het bodemoppervlak beperkt – twee belangrijke stressfactoren voor regenwormen (Valckx et al., 2009).

Daarnaast heeft verdunde mengmest lagere TAN-gehalten, wat bijdraagt aan een mengmestsamenstelling die beter verdraagbaar is voor het bodemleven (Sonneveld et al., 2009). Een lager TAN-gehalte vermindert immers de concentratie van ammoniakale N, waardoor er minder giftig ammoniakgas (NH_3) in de toplaag wordt gevormd dat schadelijk is voor het bodemleven. Ook wordt opgemerkt dat het verdunnen van mengmest vooral gunstig is wanneer toegepast onder geschikte weersomstandigheden, zoals bij bewolkt weer of voor regenval. In deze context kan verdunnen van mest met water dus bijdragen aan het behoud van regenwormpopulaties én aan een betere N-benutting door het gewas.

Toch is voorzichtigheid geboden: ondanks de positieve resultaten werd in het onderzoek van Sonneveld et al. (2009) geen significant verschil gevonden in regenwormaantallen tussen bedrijven die bovengronds verdunde mest aanwendden en bedrijven die emissiearm injecteerden. Lange termijneffecten op de regenwormgemeenschap zijn bovendien onvoldoende onderzocht. Verdere studies zijn nodig om de biologische impact van deze techniek op de functionele samenstelling van regenwormpopulaties te onderbouwen (Valckx et al., 2009).

- Chemische addities (aanzuren van mengmest)

Regenwormen zijn zeer gevoelig voor de bodem-pH en gedijen volgens een review van Rayela et al. (2025) het best in licht alkalische tot neutrale bodems (pH 6.5-7.5), wat optimale microbiële activiteit en nutriëntbeschikbaarheid voor hun voedselbronnen bevordert. Bodemverzuring heeft een significant negatief effect op hun populaties. Bij matige zuurgraad (pH 4.5-5.5) kunnen regenwormpopulaties met 68% afnemen, en in sterk zure bodems (pH < 4.5) zelfs met 94%, wat deze gebieden bijna onbewoonbaar maakt. De negatieve effecten worden toegeschreven aan verhoogde aluminiumtoxiciteit, calciumtekort en belemmering van de slijmafscheiding, die essentieel zijn voor graven en vertering. Acidische stress beïnvloedt de overleving, groei en voortplanting negatief, leidend tot verhoogde oxidatieve stress en een lager eiwitgehalte in de regenwormen. Hoewel de specifieke pH-meetmethode (pH-H₂O of pH-KCl) niet in de review wordt vermeld, zijn de gerapporteerde bereiken representatief voor de algemene consensus over de pH-gevoeligheid van regenwormen (Rayela et al., 2025).

Aangezien regenwormen zeer gevoelig zijn voor lage pH-waarden en verzuurde mest de bodem-pH kan verlagen (Rayela et al., 2025; Zireeni et al., 2023), is het aannemelijk dat de toepassing van verzuurde mengmest een negatieve impact kan hebben op regenwormpopulaties, ongeacht hun ecologische groep (epigeïsch, endogeïsch, anekisch). De uiteindelijke netto-impact op regenwormpopulaties zal sterk afhangen van de mate en duur van de pH-verlaging in de bodem. Factoren die hierbij een cruciale rol spelen, zijn onder meer het specifieke bodemtype,

de intrinsieke buffercapaciteit van de bodem die de pH-schommelingen kan dempen, de frequentie en dosering van de aangezuurde mesttoediening, en het type zuur dat is gebruikt voor de verzuring. Deze variabiliteit maakt een algemene voorspelling van het netto-effect op regenwormen bijzonder complex en benadrukt de context-afhankelijkheid van de uitkomst.

Een tweejarig veldexperiment in het Verenigd Koninkrijk toonde aan dat de pH van de bodem, ondanks een initiële daling tot 0.75 pH-eenheden, aan het einde van elk groeiseizoen weer terugkeerde naar het oorspronkelijke niveau. Dit snelle herstel van de bodem-pH, dankzij de buffercapaciteit van de bodem, is de waarschijnlijke reden dat er in deze studie geen significante negatieve lange termijneffecten werden gevonden op de dichtheid en biomassa van de regenwormen, ook niet na herhaalde toepassingen van aangezuurde mengmest. Hoewel de studie van Langley (2022) geen onderscheid maakte tussen de ecologische groepen van de regenwormen, leverde ze sterke aanwijzingen dat aangezuurde mengmest, mits correct toegepast, de algehele gezondheid van de bodembioïologie niet schaadt. Deze resultaten suggereren dat de toename van organische stof en nutriënten door de mengmest de tijdelijke pH-verlaging compenseert, waardoor de regenwormpopulaties veerkrachtig blijven (Langley, 2022).

Het onderzoek van Zireeni et al. (2023) voegt hieraan toe dat de toepassing van aangezuurde mest de bodem-pH gedurende maximaal twee maanden met ten minste 0.4 eenheden kan verlagen, voordat de bodem de pH terugbrengt naar het oorspronkelijke niveau. Dit effect trad op in een bodem van zandige leem met een pH van 6.13, wat aantoont dat zelfs bodems met een relatief neutrale pH gevoelig kunnen zijn voor verzuring. De studie laat zien dat de aanpassing van de pH van de mengmest de bodem-pH aanzienlijk beïnvloedt en dit kan implicaties hebben voor de bodembioïologie, ook al herstelt de bodem-pH zich na verloop van tijd. Het is dan ook van belang om de potentiële risico's van pH-verlaging, zoals een verhoogd risico op uitspoeling van nutriënten, verminderde nutriëntenbeschikbaarheid, en verhoogde mobilisatie van zware metalen, in overweging te nemen, vooral in bodems met een lage buffercapaciteit.

■ Biologische additieven

Het toevoegen van biologische additieven zoals effectieve micro-organismen (EM) aan mengmest is een praktijk die wordt ingezet om de afbraakprocessen in mengmest te verbeteren, de geur- en emissieproblematiek te verminderen, en mogelijk ook de bodemgezondheid te bevorderen. Over de directe effecten van EM op regenwormen bestaat nog weinig empirisch onderbouwde kennis, maar er zijn aanwijzingen dat deze toevoegingen indirect gunstige effecten kunnen hebben op het bodemleven, waaronder regenwormen.

Volgens het onderzoek van De Goede et al. (2003) had het gebruik van EM een wisselend en complex effect op regenwormen, dat alleen in het veldexperiment en niet in de bredere vergelijking tussen boerderijen werd waargenomen. De invloed van EM was afhankelijk van specifieke combinaties van bedrijfsgeschiedenis, mestsoort en aanwendungsmethode (De Goede et al., 2003).

Volgens Valckx et al. (2009) zijn toepassingen die de microbiële activiteit in de bodem stimuleren en tegelijk het toxische karakter van mest reduceren, in potentie gunstig voor de overleving en activiteit van regenwormen. Hoewel het rapport geen specifieke gegevens bevat over EM-producten, wordt wel benadrukt dat een verhoogde biologische activiteit in de toplaag van de bodem - bijvoorbeeld door versnelling van de afbraak van organisch materiaal of stabilisatie van de mestfractie - kan bijdragen aan een betere leefomgeving voor met name epigeïsche en endogeïsche regenwormsoorten (Valckx et al., 2009).

Kortom, hoewel het gebruik van effectieve micro-organismen in mengmest potentieel positief is voor regenwormen, vooral via indirecte verbeteringen in de bodemkwaliteit, is meer gericht onderzoek nodig om deze effecten op korte en lange termijn betrouwbaar te kunnen inschatten.

Uit de literatuur blijkt dat het toevoegen van kleimineralen (over andere fysische additieven vonden we geen informatie) een complex en wisselend effect heeft op regenwormen (De Goede et al., 2003; Huijsmans et al., 2008; van Eekeren et al., 2014). Het idee achter het gebruik van kleimineralen is dat deze toxische bestanddelen in de mengmest binden en de reactiviteit van stikstof verminderen, wat een gunstiger milieu voor het bodemleven zou creëren (De Goede et al., 2003). Een inventariserend onderzoek op 12 melkveebedrijven toonde echter aan dat het totale aantal regenwormen significant *lager* was op percelen waar bovengronds uitgereden mengmest met kleimineralen werd gebruikt, in vergelijking met percelen waar mengmest zonder additieven via zodenbemesting werd toegepast (De Goede et al., 2003). Wel veranderde de samenstelling van de populatie: het aantal epigeïsche (oppervlakkig levende) wormen was hoger, terwijl het aantal anekische (diepgravende) wormen juist lager was op de bedrijven die kleimineralen gebruiken (De Goede et al., 2003). In tegenstelling tot deze resultaten, liet een veldexperiment op twee boerderijen zien dat mengmest met kleimineralen juist wel tot een *toename* van het aantal regenwormen kon leiden in vergelijking met de onbehandelde mengmest van die bedrijven (De Goede et al., 2003). Het is echter cruciaal om op te merken dat in het inventariserende onderzoek het gebruik van kleimineralen verstrengeld was met de aanwendingstechniek (uitsluitend bovengronds), wat het moeilijk maakt om het effect van het additief te scheiden van het effect van de aanwendingstechniek (De Goede et al., 2003; Huijsmans et al., 2008; van Eekeren et al., 2014).

De eigenschappen van de toegediende mengmest zijn een belangrijke factor die de impact van bemesting op regenwormen in grasland bepaalt. De directe effecten worden grotendeels veroorzaakt door de chemische samenstelling. Een hoger dan normaal gehalte aan ammoniumstikstof ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) in de mest, wat vaak het gevolg is van een onevenwichtig rantsoen voor het vee, kan leiden tot de vorming van giftig ammoniakgas (NH_3) in de bodem, wat schadelijk is voor het bodemleven (van Eekeren et al., 2014). Label, makkelijk afbreekbaar organisch materiaal

in mengmest met een lage C/N-verhouding kan bij toediening leiden tot tijdelijk zuurstofarme omstandigheden in de bodem, wat eveneens nadelig is voor regenwormen (Pfiffner, 2017).

De eigenschappen van de mengmest als voedselbron voor de regenwormen is een tweede belangrijke factor. Regenwormen, met name strooiselbewoners en pendelaars, voeden zich met vers organisch materiaal uit onder ander de mest (van Eekeren et al., 2014; Pfiffner, 2017). Er wordt vermoed dat mengmest met een hogere C/N-verhouding een betere voedselbron levert en daardoor de activiteit en populaties van deze ecologische groepen stimuleert (van Eekeren et al., 2009a). Dit komt doordat een hogere C/N-verhouding wijst op een meer C-rijke mest die een langzamere, stabielere afbraak kent, wat gunstig is voor het bodemleven. De kwaliteit van het rantsoen van het vee heeft een belangrijke rol om een C-rijkere en N-armere mest met een hogere C/N-verhouding te bekomen (Vanhoof et al., 2020). Samenvattend, mengmest met een lager gehalte aan ammoniumstikstof, een hogere C/N-verhouding en laag in potentieel toxische stoffen functioneert als een waardevolle voedselbron die het bodemleven, inclusief regenwormen, stimuleert in plaats van schaadt.

- Impact van aangepast beheer op regenwormen

- Stalmest of compost

Het vervangen van mengmest door vaste, C-rijke organische meststoffen zoals stalmest of compost heeft over het algemeen een positief effect op regenwormpopulaties (van Eekeren et al., 2014; de Wit et al., 2020). De mechanismen hierachter zijn tweeledig: het verbetert zowel de voedselbron als de leefomgeving (de huisvesting) van de wormen. Stalmest en compost zijn uiteraard ook verschillend. Compost is vaak meer verteerd dan stalmest en daardoor in bepaalde gevallen minder interessant voor specifieke groepen regenwormen.

Stalmest en compost, met een hogere C/N-verhouding dan mengmest, vormen een stabielere en rijkere voedselbron die langzamer vrijkomt. Dit is met name gunstig voor de strooiselbewoners (epigeïsche soorten) en de diepgravende pendelaars (anekische soorten), die zich voeden met organisch materiaal van plantenresten en mest aan het bodemoppervlak (van Eekeren et al., 2009a; Pfiffner, 2017). Experimenten tonen aan dat het aandeel van deze twee cruciale groepen toeneemt bij de toepassing van stalmest (van Eekeren et al., 2009a; Edwards & Lofty, 1982), mogelijk omdat er nog het meeste plantenresten in de vorm van stro inzitten. Mengmest daarentegen, vooral met een lage C/N-verhouding en veel direct beschikbare N, kan de zuurstofarme omstandigheden in de bodem tijdelijk verergeren en bevat potentieel toxische concentraties ammoniak, wat schadelijk kan zijn voor het bodemleven (Pfiffner, 2017). Bovendien stimuleert mengmest met de N voornamelijk de bodembewonende (endogeïsche) wormen, ten koste van de andere groepen (van Eekeren et al., 2014).

Daarnaast verbetert de aanvoer van stabiel organisch materiaal uit stalmest en compost de bodemstructuur. Dit leidt tot een lossere bodem met een lagere verdichting en een betere porositeit, wat de leefomgeving en de activiteit van alle regenwormen ten goede komt. In een vergelijkende proef resulteerde de toepassing van stalmest en gecomposteerde mengmest in een significant lagere indringingsweerstand van de bodem, wat duidt op een betere bodemstructuur (van Eekeren et al., 2009a).

- Grasklaver

De introductie van klaver in een graszode is een zeer effectieve maatregel om de populaties van regenwormen te stimuleren (van Eekeren et al., 2009b). De voornaamste reden hiervoor is de verbetering van de voedselkwaliteit voor het bodemleven. Witte klaver heeft zowel in de bovengrondse delen als in de wortels een lagere C/N-verhouding dan gras, wat het een N-rijk en dus aantrekkelijker voedsel maakt voor regenwormen (van Eekeren et al., 2009b).

In een veldexperiment leidde een monocultuur van witte klaver tot de hoogste aantallen en de grootste biomassa aan regenwormen, significant meer dan in een monocultuur van Engels raaigras (met of zonder kunstmest). Het grasklavermengsel nam een tussenpositie in (van Eekeren et al., 2009b). De biomassa van regenwormen was direct negatief gecorreleerd met de C/N-verhouding van de wortels, wat het belang van N-rijk voedsel onderstreept (van Eekeren et al., 2009b). Ook andere studies bevestigen dat grasklavermengsels doorgaans een hogere wormenbiomassa ondersteunen dan pure graszodes (van Eekeren et al., 2005 & 2007). De snelle toename van de wormenpopulatie in een grasklaver na een periode van akkerbouw toont aan hoe effectief klaver is in het herstellen van het bodemleven (van Eekeren et al., 2008).

- Beweiding

Beweidings heeft een tweeledige en vaak tegenstrijdige invloed op regenwormen. De netto-impact hangt sterk af van de intensiteit van het beheer.

Eenzijds fungeren mestflatten als "snackbars" en broedplaatsen voor regenwormen. Onder een mestflat blijft de bodem vochtig en is de temperatuur gematigd, terwijl er een overvloed aan direct beschikbaar organisch materiaal is. Dit leidt tot een lokale explosie van wormenactiviteit; onderzoek toont aan dat het aantal wormen onder een mestflat kan verdrievoudigen of zelfs verviervoudigen (van Eekeren et al., 2014). Dit komt zowel door migratie van wormen naar de mestflat toe als door een verhoogde reproductie.

Anderzijds kan de vertrapping door vee, met name bij hoge veedichtheden en op natte gronden, leiden tot bodemverdichting. Een verdichte bodem is nadelig voor regenwormen, omdat het hun beweging bemoeilijkt, gangen vernielt en de zuurstofvoorziening beperkt (Hansen & Engelstad, 1999).

Het uiteindelijke effect wordt bepaald door de balans tussen deze twee factoren. Bij extensieve of roterende beweidingssystemen, waar de positieve effecten van mestflatten de negatieve effecten van vertrapping overtreffen, worden vaak hogere en meer diverse regenwormpopulaties gevonden dan in permanent gemaaide percelen (Muldowney et al., 2003; Curry et al., 2008). Intensieve, continue beweiding op natte gronden kan echter leiden tot een afname van de wormenpopulatie (Hansen & Engelstad, 1999).

4.2.3 Impact op andere bodembiodiversiteit

- **Inleiding**

De bodem van een grasland herbergt een complexe en dynamische gemeenschap van organismen die essentieel is voor de vruchtbaarheid en gezondheid van het ecosysteem (Piffner, 2017; Blokhuis et al., 2020). Centraal in dit bodemvoedselweb staan de micro-organismen, met name bacteriën en schimmels (Rutgers et al., 2007). Zij zijn de

primaire afbrekers van dood organisch materiaal, zoals gewasresten die door regenwormen de bodem in worden getrokken voor "voorvertering" door deze microben (Pfiffner, 2017). Bacteriën en schimmels kunnen een symbiotische relatie aangaan met plantenwortels, zoals de mycorrhiza's die de plant helpen bij de opname van water en mineralen (Rutgers et al., 2007). De verhouding tussen schimmels en bacteriën is een belangrijke indicator voor de processen in de bodem. Een door bacteriën gedomineerd systeem wordt geassocieerd met een snelle nutriëntencyclus in intensief beheerde landbouwsystemen, terwijl een door schimmels gedomineerd systeem meer voorkomt in natuurlijke, extensieve systemen met meer gestabiliseerde bodemorganische stof (De Vries et al., 2007; Onrust, 2017).

De studie van Rutgers et al. (2007) voegt hieraan toe dat de populaties van regenwormen in natuurgebieden aanzienlijk lager zijn dan in landbouwkundig beheerde graslanden. Bos- en heidebodems bevatten weinig tot geen regenwormen, deels als gevolg van de lage zuurgraad, terwijl in halfnatuurlijke graslanden wel regenwormen worden aangetroffen. De studie bevestigt ook dat in akkers het bodemleven minder uitbundig is dan in graslanden, met kleinere aantallen en biomassa van bijna alle bodemorganismen. Omgekeerd zijn de dichtheid en diversiteit van mijten en springstaarten het hoogst in bosbodems en heidegebieden.

Nematoden en potwormen spelen een cruciale rol in het reguleren van de microbiële populaties en het versnellen van de nutriëntenkringloop (Sonneveld et al., 2009). Deze organismen voeden zich met bacteriën en schimmels, en door deze predatie komen de in de micro-organismen vastgelegde nutriënten, zoals N, weer vrij voor plantenopname. Binnen de nematodengemeenschap zijn er verschillende functionele groepen. Bacterivore nematoden voeden zich met bacteriën en hun aantal is vaak hoger in gronden met een hoge bacteriële activiteit (van Eekeren, 2010). Herbivore nematoden voeden zich met plantenwortels, terwijl fungivoren zich specialiseren in schimmels (De Goede et al., 2003; van Eekeren, 2010). De samenstelling van deze groepen wordt gebruikt als indicator voor de staat van het bodemvoedselweb; zo duidt een toename van "enrichment opportunists" (CP1-nematoden) op een voedselrijk (eutroof) milieu. Deze CP1-nematoden zijn een specifieke groep bacterivore aaltjes die gedijen in voedselrijke omstandigheden. Hun aantal neemt snel toe na het toedienen van vers organisch materiaal, zoals mengmest, omdat dit een toename in bacteriële activiteit veroorzaakt, wat hun belangrijkste voedselbron is. Ze fungeren daarom als een indicator voor een nutriëntenrijke bodem met veel microbiële activiteit (Van Vliet & de Goede, 2006; Huijsmans et al., 2008).

- **Impact van aanwendingstechnieken op ander bodemleven**

De wijze waarop dierlijke mest wordt toegediend op grasland heeft een directe invloed op de bodembiologie. Naast de bekende effecten op regenwormen, worden ook de gemeenschappen van potwormen, springstaarten en mijten, nematoden, protozoën en micro-organismen beïnvloed door de keuze tussen bovengrondse aanwending en mestinjectie. De wetenschappelijke literatuur toont echter aan dat de effecten, net als bij regenwormen, niet altijd eenduidig zijn en vaak afhangen van factoren zoals het seizoen, de bodemgesteldheid en de specifieke groep organismen die wordt bestudeerd (De Goede et al., 2003; Van Vliet & de Goede, 2006).

■ Potwormen

Onderzoek naar de effecten van mestinjectie op potwormen laat een wisselend beeld zien. In het voorjaar en de zomer werd over het algemeen geen significant effect van zodenbemesting op de totaalaantallen potwormen vastgesteld (Van Vliet & de Goede, 2006). In het najaar werd in één studie echter een lagere dichtheid van potwormen waargenomen in percelen met zodenbemesting vergeleken met percelen waar de mest bovengronds was aangebracht, met name in de bovenste centimeters van de bodem. Tegenstrijdig genoeg resulteerde zodenbemesting in een andere proefopzet binnen hetzelfde onderzoek juist in een toename van het aantal potwormen (De Goede et al., 2003). Er is dus geen consistent effect van de aanwendingstechniek op de totale populatie potwormen aangetoond (Van Vliet & de Goede, 2006).

■ Nematoden

De reactie van de nematodengemeenschap op de aanwendingstechniek is sterk seizoensgebonden en afhankelijk van de functionele groep (Van Vliet & de Goede, 2006; Blokhuis et al., 2020).

In het voorjaar werd waargenomen dat **bovengrondse toediening** van mengmest kan leiden tot een afname van het totaal aantal nematoden en met name van de 'enrichment opportunists' (CP1-nematoden), wat resulteerde in een hogere Maturiteitsindex⁵. Dit effect was echter niet eenduidig toe te schrijven aan de mestgift, aangezien een vergelijkbare afname ook werd gezien op percelen waar alleen sleuven werden gesneden zonder mest (Van Vliet et al., 2006).

Mestinjectie lijkt in de zomer de 'enrichment opportunists' (CP1) juist te bevoordelen, wat duidt op een verrijking van de bodem met direct beschikbare nutriënten (De Goede et al., 2003). In het voorjaar werd dit effect niet waargenomen; de Maturiteitsindex bleef onveranderd na injectie (Van Vliet et al., 2006). Het effect op andere groepen, zoals de meer gevoelige CP3-5 nematoden, leek beperkt, hoewel deze groepen wel negatief reageerden op anorganische meststoffen (De Goede et al., 2003).

Samenvattend werd er in de meeste studies geen eenduidig effect van de aanwendingstechniek op de totale nematodenaantallen gevonden (Van Vliet et al., 2006; Rougoor et al., 2023). De effecten zijn subtiel, seizoensafhankelijk en specifiek voor bepaalde functionele groepen.

■ Bodemmicro-organismen (bacteriën en schimmels)

De directe effecten van de aanwendingstechniek op de microbiële gemeenschap lijken beperkt, hoewel er wel verschillen in activiteit zijn waargenomen.

Bovengrondse aanwending van mengmest op het bodemoppervlak had in één studie een positief effect op de bodemrespiratie, wat wijst op een toename van de microbiële activiteit (De Goede et al., 2003).

⁵ De Maturiteitsindex is een ecologische score die de bodemgezondheid en de mate van verstoring meet op basis van de soorten nematoden (aaltjes) die er leven. Een lage index duidt op een verstoorde, voedselrijke bodem met veel opportunistische soorten, terwijl een hoge index wijst op een stabiel en volwassen ecosysteem. De index is relevant omdat hij laat zien hoe beheermaatregelen, zoals bemesting, de structuur van de biodiversiteit in het bodemvoedselweb beïnvloeden.

De effecten van **zodenbemesting** op de microbiële gemeenschap zijn niet consistent. Eén studie vond geen effect op de biomassa van bacteriën en schimmels, noch op de kolonisatie van wortels door arbusculaire mycorrhizaschimmels (de Boer & van Eekeren, 2007). Een andere studie vond op één van de twee onderzochte bedrijven juist een lagere microbiële respiratie na zodenbemesting, waarbij het effect ook nog eens afhankelijk was van de gebruikte mestsoort (De Goede et al., 2003).

De directe effecten van de aanwendingstechniek op de microbiële gemeenschap zijn complex en niet eenduidig, waarbij zowel korte termijneffecten als de invloed van nutriënten en mechanische verstoring een rol spelen.

- Korte termijneffecten: Ongeacht de methode kunnen de effecten van bemesting op microbiële activiteit variëren. Bovengrondse aanwending van mengmest kan, door de toevoer van verse organische materiaal en nutriënten, de bodemrespiratie en daarmee de microbiële activiteit stimuleren. Bij zodenbemesting, waarbij de mest direct in de bodem wordt geïnjecteerd, kan er echter een kortstondige remming optreden van microbiële processen, waarna de activiteit zich herstelt. Dit kan onder meer te wijten zijn aan de initiële verstoring van de bodemstructuur en de plotselinge hoge concentratie van nutriënten (Rutgers et al., 2007).
- Impact van N op het bodemleven: De manier waarop N de bodem bereikt, heeft verschillende gevolgen. Bij bovengrondse bemesting kan ammoniak vervluchtigen, waardoor de N-hoeveelheid die de bodem bereikt vermindert. De resterende N op het oppervlak kan de activiteit van bacteriën en schimmels in de bovenlaag stimuleren. Zodenbemesting brengt de N daarentegen direct in de bodem. Dit kan de dieper levende micro-organismen, die anders minder voedsel zouden ontvangen, beïnvloeden en de mineralisatie van organische N bevorderen. De hogere concentratie van nutriënten op een specifieke locatie kan de activiteit van bepaalde micro-organismen sterk veranderen. Eén studie vond na zodenbemesting een lagere microbiële respiratie op een van de twee onderzochte bedrijven, wat het complexe en contextafhankelijke karakter van deze effecten aantoont. De totale biomassa aan bacteriën is over het algemeen het hoogste in klei- en lössgronden (Rutgers et al., 2007).
- Effecten van machines en bodemverdichting: De mechanische impact van mestaanwending, onafhankelijk van de bemestingsmethode, kan een grote invloed hebben. Zowel bovengrondse als ondergrondse toediening gebeurt met zware machines, wat kan leiden tot bodemverdichting en structuurbederf. Dit heeft negatieve gevolgen voor de poriënstructuur en de beluchting van de bodem, wat essentieel is voor veel micro-organismen. Intensieve bodembewerking is een van de belangrijkste oorzaken van het verlies van organische stof en verstoort het bodemleven aanzienlijk. De biodiversiteit van aaltjes, bijvoorbeeld, neemt af naarmate de bewerkingsintensiteit toeneemt. De studie benadrukt dat het bodemleven in akkers veel minder uitbundig is dan in graslanden (Rutgers et al., 2007). Wat betreft bodemverdichting scoort mestinjectie doorgaans slechter dan bovengrondse toediening, en dat heeft meerdere oorzaken. Allereerst betreft de zodenbemester doorgaans een zwaarder voertuig. Studies tonen aan dat de grootte en het gewicht van landbouwmachines duidelijk bijdragen aan bodemverdichting: een toename in machinegewicht leidt tot groter risico, vooral op vochtige bodem, waar de bodemsterkte al beperkt is (Seehusen et al., 2014; Shaheb et al., 2021). Daarbij verhogen hogere aslast en meer passages de risico's op langdurige verdichting, soms tot op meer dan 50 cm diepte (Pulido-Moncada et al., 2019; Shaheb et al., 2021). Specifiek voor mesttoepassing toont onderzoek aan dat traditionele tankwagens met hoge wielbelasting tot aanzienlijke bodemerodering en verdichting kunnen leiden (Marczuk et al., 2021). Mestinjectie gaat gepaard met aanzienlijke weerstand en benodigde trekkracht, wat de bandenbelasting verder verhoogt. Ten tweede is de werkbreedte van bij mestinjectie substantieel kleiner (circa 5-7 m) dan die van bovengrondse breedwerpers (18-24 m). Een kleinere werkbreedte betekent

dat het veld in meer doorgangen moet worden behandeld, wat resulteert in een veel hoger aantal wielenpassages per hectare. Meerdere studies tonen aan dat het aantal passages ofwel exponentieel, ofwel lineair bijdraagt aan bodemverdichting (Vanderhasselt et al., 2022). Bovendien hebben studies aangetoond dat herhaalde passages de bodemverdichting zelfs bij kleinere wielbelasting vergroten (Seehusen et al., 2014; Pulido-Moncada et al., 2019). Daarom ontstaat bij injectie doorgaans meer bodemverdichting per behandeld oppervlak ten opzichte van bovengrondse toediening. De combinatie van zwaardere apparatuur (hogere wielbelasting) én meer passages (kleinere werkbreedte) leidt daardoor tot meer verdichting per hectare.

In het algemeen concluderen studies dat er geen overtuigend bewijs is voor blijvende schade aan de functionaliteit van het bodemleven door emissiearme aanwendingstechnieken zoals zodenbemesting (Rutgers et al., 2007; de Haan, 2009). De effecten zijn vaak klein, van tijdelijke aard, of zo complex dat er geen eenduidige conclusies getrokken kunnen worden (Rutgers et al., 2007; Huijsmans et al., 2008).

- **Impact van mestbehandling op ander bodemleven**

De samenstelling en behandeling van mengmest voorafgaand aan de toediening kan de impact op het bodemleven in grasland aanzienlijk beïnvloeden. Maatregelen zoals het verdunnen met water, het gebruik van additieven en het aanpassen van de mesteigenschappen via het rantsoen van het vee hebben elk specifieke, hoewel niet altijd volledig onderzochte effecten op de gemeenschappen van potwormen, nematoden en micro-organismen.

- Verdunnen met water

Het verdunnen van mengmest met water wordt voornamelijk onderzocht als maatregel om de ammoniakemissie bij aanwending te reduceren. Het effect van deze praktijk op het bodemleven is echter nog nauwelijks empirisch vastgesteld.

Potwormen en nematoden: De verstrekte literatuur bevat geen specifieke onderzoeksresultaten over de directe impact van met water verdunde mest op potwormen en nematoden (CDM, 2020).

Micro-organismen: De effecten op micro-organismen zijn onbekend. Experts geven aan dat de kans op een toename van N₂O-emissie niet mag worden uitgesloten, wat duidt op een mogelijke verandering in de microbiële processen zoals nitrificatie en denitrificatie (CDM, 2020). Er is echter experimenteel onderzoek nodig om deze effecten te kwantificeren.

Gezien de beperkte hoeveelheid water die wordt toegediend, is het niet te verwachten dat er significante positieve of negatieve effecten op het bodemleven optreden ten opzichte van onverdunde mest (CDM, 2020).

- Chemische additieven

De impact van het aanzuren van mengmest strekt zich uit tot ander bodemleven, met gedifferentieerde effecten.

Potwormen: In tegenstelling tot regenwormen, die gevoelig zijn voor zure omstandigheden, geven veel soorten potwormen de voorkeur aan zuurdere omgevingen. Ze kunnen zich massaal vermenigvuldigen en in sommige

koudere streken zelfs de rol van ecosysteemingenieurs van regenwormen overnemen. Deze voorkeur van potwormen voor zuurdere omgevingen staat in schril contrast met de gevoeligheid van regenwormen voor lage pH (Didden, 1990). Dit suggereert dat wanneer de toepassing van verzuurde mest leidt tot een verlaging van de bodem-pH potwormpopulaties gunstig zouden kunnen beïnvloed worden of op zijn minst niet negatief zouden reageren. Deze uiteenlopende respons kan leiden tot een aanzienlijke verschuiving in de samenstelling en functionele dominantie binnen de bodem-potwormengemeenschap, wat potentieel de kleinschalige bodemvormingsprocessen kan veranderen. Dit is een belangrijk aspect voor het begrip van de algehele bodembiodiversiteit.

Nematoden: De toepassing van mengmest leidt over het algemeen tot een positieve respons bij bacterie-etende nematoden, dankzij de verhoogde nutriëntentoevoer (Ilieva-Makulec et al., 2020). Het effect van het veranderen van de bodem-pH op nematoden is echter complex, met waargenomen veranderingen in de verhoudingen tussen schimmeleters (bijv. *Filenchus*, *Ditylenchus*) en bacterie-etende geslachten (Zhao et al., 2015). Dit duidt erop dat veranderingen in de bodem-pH en de microbiële gemeenschappen (waar nematoden zich mee voeden) de structuur van de nematodengemeenschap kunnen veranderen. Dit kan leiden tot een herverdeling van het bodemvoedselweb, met mogelijke afnames van schimmel-etende nematoden als de schimmelactiviteit door pH-veranderingen wordt onderdrukt, en variërende reacties onder bacterie-etende nematoden, afhankelijk van de specifieke bacteriële gemeenschappen die gedijen onder verzuurde omstandigheden. Een eenvoudig "positief" of "negatief" effect is hierdoor moeilijk te concluderen zonder meer specifiek onderzoek.

Schimmels en bacteriën: Het aanzuren van mengmest kan aanzienlijke, doch complexe, gevolgen hebben voor de bacteriële en schimmelgemeenschappen in graslandbodems. Enerzijds suggereren Dincă et al. (2022) dat bacteriën doorgaans gevoeliger zijn voor bemestingspraktijken dan schimmels, en dat schimmels en hun enzymen minder gevoelig zijn voor chemische meststoffen. Dit zou kunnen betekenen dat in verzuurde omstandigheden, vooral als deze niet direct door N-bemesting worden veroorzaakt, schimmels functioneel belangrijker kunnen worden als bacteriële populaties sterker worden onderdrukt. Fangueiro et al. (2015) voegen hieraan toe dat mestverzuring over het algemeen de totale microbiële activiteit kan verminderen.

Zhao et al. (2015) stellen vast dat een verhoging van de bodem-pH, zoals door bekalking, de microbiële gemeenschap kan doen verschuiven van schimmel- naar bacteriedominantie. Hun studie toonde aan dat bekalking de biomassa van schimmels significant deed afnemen, wat op zijn beurt leidde tot een daling van fungivore nematoden. Ook de bacteriële biomassa nam af na kortdurende bekalking, wat een verstoring suggereert (Zhao et al., 2015). Dit impliceert dat mestverzuring, die de pH verlaagt, het tegenovergestelde effect zou kunnen hebben, namelijk het bevorderen van schimmels en het onderdrukken van bacteriën, althans op korte termijn.

De gecombineerde inzichten suggereren dat het aanzuren van mest, door de pH-verlaging, een complex samenspel van effecten teweegbrengt. Hoewel sommige bevindingen wijzen op een relatieve veerkracht van schimmels onder verzuurde omstandigheden, duidt de impact op microbiële activiteit en specifieke bacteriële verschuivingen op een delicate balans die verder onderzoek vereist. De exacte impact van mestverzuring op de bacterie/schimmel verhouding in de bodem onder grasland is niet eenduidig en wordt in de geraadpleegde literatuur genuanceerd beschreven.

■ Biologische additieven

Biologische behandelingen omvatten het toevoegen van micro-organismen of substraten om de processen in de mest te sturen.

De invloed van **effectieve Micro-organismen (EM)** op het bodemleven is niet eenduidig. Onderzoek toonde geen significant effect op de samenstelling van de totale bacteriële gemeenschap. Wel werden er indirecte effecten gevonden: de toename van 'enrichment opportunist' bacterie-etende nematoden na EM-toepassing duidt op een verhoogde bacteriële biomassa in de bodem, ook al werd dit niet bevestigd met directe metingen van bodemrespiratie (Sonneveld et al., 2009).

- Fysische addities

Fysische additieven, zoals **kleimineralen** (bentoniet), worden aan mest toegevoegd met het doel om schadelijke componenten te immobiliseren en een gunstiger milieu te creëren voor micro-organismen in de mest zelf. In een studie werd de invloed van aanwendingstechnieken onderzocht op percelen waar al langere tijd een dergelijk product (Euro Mest-mix®) werd gebruikt (Van Vliet et al., 2006). De studie bevatte echter geen vergelijking met percelen waar dit additief niet werd gebruikt, waardoor het specifieke effect van de kleimineralen op het bodemleven niet kon worden vastgesteld.

- Eigenschappen van mengmest

De eigenschappen van mengmest kunnen worden beïnvloed door het rantsoen van het vee aan te passen of door het te mengen met C-rijke materialen.

Sommige boeren passen een strategie toe van eiwitarm en structuurrijk voeren om een mengmest te produceren met een lager TAN-aandeel en een hogere C/N-verhouding (Sonneveld et al., 2009). Deze aanpassing van het rantsoen, en de resulterende mesteigenschappen, heeft echter geen consistent positief effect op de bodembio-logie. In experimenten werden mengmest met een hoge C/N-verhouding en mengmest met een lage C/N-verhouding vergeleken, en er werden slechts kleine, niet-significante verschillen in de bodembio-logische parameters gevonden. Dit suggereert dat de directe impact van deze specifiek samengestelde mest op het bodem-leven beperkt is en dat andere factoren, zoals het management en de eigenschappen van de bodem, een grotere rol spelen (Van Eekeren, 2009a).

- **Impact van aangepast beheer op ander bodemleven**

Naast de aanwendingstechniek en de behandeling van mengmest, hebben ook andere beheerstrategieën een diepgaande invloed op het bodemleven. Praktijken zoals het gebruik van stalmest en compost, de integratie van grasklaver in de zode en de keuze tussen maaien en beweiden, veranderen de aanvoer van organisch materiaal, de bodemstructuur en de nutriëntendynamiek. Deze veranderingen hebben directe gevolgen voor de gemeenschappen van potwormen, nematoden en micro-organismen.

- Stalmest of compost

Het vervangen van mengmest door stalmest of compost wordt algemeen beschouwd als gunstig voor de bodembiodiversiteit. Deze meststoffen, rijk aan organisch materiaal met een hogere C/N-verhouding, stimuleren het

bodemleven op meerdere manieren. Daarbij moet wel benadrukt worden dat er ook nog belangrijke verschillen bestaan tussen de impact van stalmest en compost op het bodemleven maar daar wordt in deze studie niet verder op ingegaan.

Nematoden en Potwormen: De verhoogde microbiële activiteit en de structuur van stalmest en compost creëren een gunstig habitat voor het bodemleven. Een hogere aanvoer van organische materiaal leidt tot meer bacterivore nematoden (Van Eekeren, 2010). Hoewel specifieke data over potwormen in relatie tot compost of stalmest in de literatuur beperkt zijn, is de algemene verwachting dat een toename van organische stof en een stabielere bodemstructuur ook voor deze groep gunstig is.

Micro-organismen: Lange termijnstudies, zoals het DOK-experiment⁶, tonen aan dat systemen die bemest worden met vaste, en met name gecomposteerde mest een significant hogere microbiële biomassa en activiteit hebben dan systemen die afhankelijk zijn van mengmest of enkel minerale meststoffen (Fließbach et al., 2007; Krause et al., 2024). Het toevoegen van stro-rijke mest stimuleert de microbiële activiteit, gemeten als bodemrespiratie (van Eekeren, 2010). Compost en stalmest bevorderen een door schimmels gedomineerd afbraakproces, in tegenstelling tot mengmest dat een meer bacterieel gedomineerd systeem stimuleert (van Eekeren, 2010; de Wit et al., 2020). Dit wordt ondersteund door een meta-analyse die een toename van de schimmel-bacterie verhouding en de totale microbiële biomassa in organische systemen met vaste mest bevestigt (Lori et al., 2017). Lange termijnstudies bevestigen dat organische bemesting, en met name gecomposteerde stalmest, leidt tot een hogere microbiële biomassa en een grotere rijkdom aan bodemfauna (Krause et al., 2024). Er dient hier wel bij vermeld te worden dat veel van dit onderzoek gebeurde op akkerland of op teeltrotaties met akkerland en grasland. Permanente graslanden hebben de meeste kansen om een rijk bodemleven te ontwikkelen. Omdat permanente graslanden al een rijker bodemleven hebben is het verschil tussen het gebruik van stalmest en compost enerzijds met het gebruik van mengmest anderzijds minder uitgesproken.

■ Grasklaver

De introductie van vlinderbloemigen zoals klaver in graslandzodes heeft een positieve invloed op de bodembiodiversiteit, voornamelijk door de verbeterde kwaliteit van het bodemorganisch stofgehalte.

Hoewel de introductie van klaver kan leiden tot een lagere worteldichtheid, is de kwaliteit van de wortel- en stoppelresten hoger door een lager C/N-verhouding. Dit leidt tot variabele, maar over het algemeen positieve effecten op de microflora (van Eekeren et al., 2007). Een meta-analyse toonde aan dat de aanwezigheid van vlinderbloemigen in de vruchtwisseling de microbiële biomassa en activiteit significant verhoogt (Lori et al., 2017). De hogere kwaliteit van de organische stof in grasklaverzodes stimuleert de microbiële activiteit, wat op zijn beurt een grotere populatie van bacterie-etende nematoden ondersteunt. De verschuivingen in het bodemleven dragen bij aan een verhoogde aanvoer van nutriënten via het bodemvoedselweb (van Eekeren, 2010).

⁶ Het DOK-experiment is een bekende, langlopende veldproef in Therwil, Zwitserland, die biologisch-dynamische (Dynamisch), biologische (Organisch) en conventionele (Konventionell) landbouwsystemen onder identieke omstandigheden vergelijkt. Het doel is om de lange termijneffecten van deze verschillende landbouwmethoden te bestuderen op onder meer de bodemvruchtbaarheid, biodiversiteit en het bodemleven, zoals microben en regenwormen.

▪ Beweiding

De keuze tussen maaien en beweiden beïnvloedt het bodemleven via verschillende mechanismen, waaronder de wijze van nutriëntentoevoer, fysieke verstoring en de vegetatiestructuur.

Beweiding leidt tot een continue, maar heterogene, terugkeer van nutriënten via mest en urine, wat lokale 'hotspots' van microbiële activiteit creëert. Dit contrasteert met het maairegime, waarbij nutriënten in één keer worden afgevoerd. Een literatuurstudie van D'Haene et al. (2010) vond significant meer potwormen in permanent beweid grasland dan in gemaaid grasland. Dit werd toegeschreven aan de constante aanvoer van organische materiaal via mest en de stabielere, vochtigere omstandigheden onder de permanente zode. Voor nematoden werden in dezelfde studie geen significante verschillen gevonden tussen de beheersvormen.

Een potentieel nadeel van beweiding is de kans op bodemverdichting door vertrapping door vee, vooral onder natte omstandigheden (van Eekeren et al., 2007). Verdichting kan de leefomstandigheden voor grotere bodemorganismen zoals regenwormen, springstaarten en mijten (van Eekeren et al., 2022), en potwormen verslechteren door een afname van het poriënvolume en de beluchting. Het effect is echter sterk afhankelijk van de veedichtheid en de bodemgesteldheid (Pfiffner, 2014).

4.2.4 Conclusies impact op bodemleven

Effecten van aanwendingstechnieken van mengmest op regenwormen

De effecten van mengmesttoediening op regenwormen zijn complex en sterk variabel. Ze worden beïnvloed door een breed scala aan factoren, waaronder de ecologische groep regenworm, weersomstandigheden, bodemvocht, het tijdstip en de hoeveelheid van de bemesting, de samenstelling en het type mest, het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen en de bodemdruk van de gebruikte machines. De impact op regenwormpopulaties hangt niet zozeer af van de mengmestaanwendingstechniek zelf, maar wordt vooral bepaald door de interactie tussen deze uiteenlopende aspecten. Het is deze samenhang die bepalend is voor het uiteindelijke effect op het bodemleven.

Bovengrondse toediening (breedwerpig en sleepvoet): Onder natte omstandigheden kan dit schadelijk zijn voor epigeïsche regenwormen door toxische en osmotische stress, zuurstofdepletie en besmeuring van het bodemoppervlak. In droge omstandigheden kan het echter de beschikbaarheid van organisch materiaal aan het oppervlak vergroten, wat deze groep ten goede komt. Voor endogeïsche en anekische soorten zijn de directe effecten minder duidelijk, hoewel de verhoogde microbiële activiteit deze groepen op termijn kan beïnvloeden. De literatuur toont uiteenlopende resultaten zonder eenduidig patroon. Door de NH₃-emissie bij bovengronds uitrijden en potentiële N-verliezen wordt de aanvoer naar de bodem van N verlaagd waardoor endogeïsche wormen minder voedsel hebben.

Mestinjectie veroorzaakt aantoonbare fysieke schade aan epigeïsche regenwormen door het opensnijden van de graszode en verdichting van de bovenlaag. Dit leidt tot verminderde activiteit en beschikbaarheid van deze soorten, met mogelijk negatieve gevolgen voor de voedselketen, zoals weidevogels. Voor endogeïsche en anekische soorten is het beeld verdeeld: sommige studies rapporteren een toename door verhoogde mestbeschikbaarheid in hun leeflaag, terwijl andere wijzen op negatieve effecten door verdichting, verstoring van gangenstelsels en verminderde voedselinvoer. De negatieve effecten van zodenbemesting zijn echter vaak van tijdelijke aard, met herstel van de populatie binnen één tot enkele maanden.

De bemestingsmethode alleen is niet de meest determinerende factor van de impact van bemesting op regenwormen. Andere aspecten van een goed mest- en graslandbeheer zijn eveneens sterk van belang.

Effecten van mestaanwendingstechnieken op ander bodemleven

De wijze van mesttoediening (bovengronds versus injectie) heeft een variabele en niet-eenduidige invloed op bodemorganismen zoals potwormen, nematoden en micro-organismen. De effecten zijn vaak klein, tijdelijk en sterk afhankelijk van het seizoen en de specifieke omstandigheden. Qua verdichting scoort injectie doorgaans slechter dan bovengronds toediening: de zodenbemester zelf is een zwaardere machine en de injectoren zorgen voor weerstand, dus meer druk op de banden. De zodenbemester heeft ook een kleinere werkbreedte dan de bovengrondse breedwerper. Dit geeft een aanzienlijk verschil in bereden $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$.

Potwormen (*Enchytraeidae*): Er is geen consistent effect van zodenbemesting op de totale populatie potwormen aangetoond. Studies tonen wisselende resultaten, variërend van een lagere dichtheid in de toplaag in het najaar tot soms zelfs een toename, waardoor een eenduidige conclusie niet mogelijk is.

Nematoden: De reactie van nematoden is sterk seizoensgebonden en verschilt per functionele groep. Mestinjectie lijkt 'enrichment opportunists' (CP1-aaltjes) in de zomer te bevoordelen, wat duidt op een verrijking van de bodem met direct beschikbare nutriënten. Bovengrondse aanwending in het voorjaar kan leiden tot een afname van het totaal aantal nematoden en 'enrichment opportunists'. Over het algemeen wordt echter geen eenduidig effect op de totaalaantallen nematoden gevonden.

Bodem micro-organismen (bacteriën en schimmels): De aanwendingstechniek heeft een beperkte directe invloed op de microbiële gemeenschap. Bovengrondse toediening kan de activiteit stimuleren (gemeten als bodemrespiratie), terwijl de effecten van zodenbemesting niet consistent zijn en soms zelfs tot een lagere activiteit leiden. Er is geen overtuigend bewijs voor blijvende, grootschalige schade aan de functionaliteit van het bodemleven door emissiearme aanwendingstechnieken zoals zodenbemesting.

Effecten van mestbehandeling op bodembiodiversiteit

Verdunnen van mengmest met water: Dit is een effectieve maatregel om de ammoniakemissie te reduceren, wat resulteert in een minder toxische omgeving voor regenwormen, met name voor de gevoelige epigeïsche soorten. Hoewel deze praktijk de directe stress door schadelijke stoffen vermindert en de nutriëntenbenutting kan verbeteren, is er nog geen significant verschil in de totale regenwormaantallen aangetoond in vergelijking met conventionele emissiearme technieken. De lange termijneffecten op de functionele samenstelling van de regenwormpopulatie zijn nog onvoldoende onderzocht. Voor potwormen, nematoden en micro-organismen zijn de effecten van verdunnen met water nog nauwelijks empirisch vastgesteld.

Chemische additieven (aanzuren van mengmest): Regenwormen zijn zeer gevoelig voor de bodem-pH en gedijen het best in licht alkalische tot neutrale bodems. Mestverzuring kan de bodem-pH verlagen en daardoor een negatieve impact hebben op regenwormpopulaties. Voor potwormen is het tegenovergestelde het geval; veel soorten geven de voorkeur aan zuurdere omgevingen, wat kan leiden tot een verschuiving in de samenstelling van de potwormgemeenschap. De effecten op nematoden zijn complex, met waargenomen veranderingen in de verhoudingen tussen schimmel- en bacterie-etende geslachten. Het aanzuren van mengmest kan aanzienlijke, doch

complexe, gevolgen hebben voor bacteriële en schimmelgemeenschappen, mogelijk leidend tot een vermindering van de totale microbiële activiteit.

Biologische additieven (Effectieve Micro-organismen - EM): De invloed van EM op regenwormen is complex, variabel en sterk afhankelijk van lokale omstandigheden zoals mestsoort en aanwendungsmethode. Hoewel in specifieke veldexperimenten een toename in regenwormaantallen werd vastgesteld, werd dit effect niet consistent gevonden in bredere vergelijkingen tussen bedrijven. De positieve effecten zijn waarschijnlijk indirect, door een algemene verbetering van de bodemkwaliteit en een vermindering van toxische stoffen, maar er is een gebrek aan systematisch onderzoek om deze relatie robuust te onderbouwen en mogelijke nadelige effecten uit te sluiten. Voor andere bodemorganismen, zoals bacteriën, schimmels en nematoden, zijn de effecten van EM niet eenduidig en inconsistent.

Fysische additieven (kleimineralen): Het toevoegen van kleimineralen aan mengmest heeft een wisselend en niet eenduidig effect op regenwormen. Veldexperimenten lieten soms een toename zien, terwijl breder vergelijkend onderzoek juist een afname van het totale aantal wormen aantoonde, met een verschuiving van diepgravende naar oppervlakkige soorten. De resultaten worden sterk beïnvloed door de gebruikte aanwendingsmethode (bovengronds versus injectie), waardoor het moeilijk is het specifieke effect van de additieven te isoleren. Voor ander bodemleven kon het specifieke effect van kleimineralen niet worden vastgesteld door een gebrek aan adequate controlegroepen in de beschikbare studies.

Eigenschappen van mengmest (C/N-verhouding, gehalte toxische stoffen): De chemische samenstelling van de mengmest is een bepalende factor voor de impact op regenwormen. Mengmest met een hoog gehalte aan ammoniumstikstof of / en een lage C/N-verhouding kan schadelijk zijn door toxiciteit en het creëren van zuurstof-arme omstandigheden. Mengmest met veel organische stof, een hogere C/N-verhouding en een laag gehalte aan toxische stoffen functioneert als een waardevolle, stabiele voedselbron en stimuleert de regenwormpopulatie. De aanpassing van de C/N-verhouding via het rantsoen van het vee kan de ammoniakemissie verlagen, maar de directe impact op het bodemleven is niet expliciet gekwantificeerd. De toevoeging van C-rijk materiaal stimuleert op lange termijn de biomassa van het bodemleven.

Impact van aangepast beheer op bodembiodiversiteit

Stalrest of compost: Het vervangen van mengmest door vaste, C-rijke organische meststoffen zoals stalrest of compost heeft over het algemeen een zeer positief effect op regenwormpopulaties, met name op strooiselbewoners en diepgravende pendelaars. Hoewel beiden de bodem van organisch materiaal voorzien, is stalrest een onbewerkt product dat rijk is aan sneller beschikbare N dan bij compost, wat kan leiden tot N-verliezen en het bodemleven vooral op korte termijn voedt. Compost, daarentegen, is gestabiliseerd; het bevat minder snel beschikbare N, wat de kans op verliezen verkleint, en de stabiele organische stof voedt het bodemleven meer op lange termijn, wat meer bijdraagt aan een structurele verbetering van de bodemvruchtbaarheid. Deze mestsoorten bieden een stabielere, minder toxische voedselbron met een hogere C/N-verhouding en verbeteren de bodemstructuur. Dit leidt tot een significant hogere microbiële biomassa en activiteit, en bevordert een meer door schimmels gedomineerd afbraaksysteem. De verhoogde microbiële activiteit en structuur creëren een gunstig habitat voor het bodemleven, inclusief bacterivore nematoden.

Grasklaver: De introductie van klaver in een graszode is een zeer effectieve maatregel om de populaties van regenwormen te stimuleren door de verbetering van de voedselkwaliteit (lagere C/N-verhouding). Dit leidt tot variabele,

maar over het algemeen positieve effecten op de microflora en een grotere populatie van bacterie-etende nematoden.

Beweiding: Heeft een tweeledige invloed op regenwormen, afhankelijk van de intensiteit van het beheer. Mest-flatten fungeren als "snackbars" en broedplaatsen, wat lokaal leidt tot een explosie van wormenactiviteit. Anderzijds kan vertrapping door vee, vooral bij hoge veedichtheden en op natte gronden, leiden tot bodem-verdichting, wat nadelig is voor regenwormen, springstaarten en mijten, en potwormen. Bij extensieve of roterende beweidingssystemen worden vaak hogere en meer diverse regenwormpopulaties gevonden. Beweiding leidt ook tot een continue, maar heterogene, terugkeer van nutriënten via mest en urine, wat lokale 'hotspots' van microbiële activiteit creëert. Dit resulteert in significant meer potwormen in permanent beweide grasland dan in gemaaid grasland. Voor nematoden werden geen significante verschillen gevonden tussen de beheersvormen.

4.3 BOTANISCHE DIVERSITEIT EN WEIDVOGELS

4.3.1 Botanische diversiteit van graslanden

- De ecologische rol van de soortenrijkdom van graslanden

Graslanden zijn terrestrische ecosystemen met een lage, kruidachtige vegetatie, voornamelijk opgebouwd uit grassen en aangevuld met diverse andere plantensoorten zoals vlinderbloemigen, schermbloemigen, composieten, etc. Binnen deze categorie onderscheiden we grofweg drie types op basis van botanische diversiteit en beheer-intensiteit.

Halfnatuurlijke graslanden – zoals glanshaverhooilanden, grote vossenstaartgraslanden, dottergraslanden – worden gekenmerkt door een hoge soortenrijkdom en zijn historisch ontstaan onder extensieve, vaak langdurige beheerregimes zoals hooien en beweiden, zonder recente inzaai of intensieve bemesting (Van Uytvanck, 2012). Deze graslanden bevatten een rijk palet aan soorten en vervullen een sleutelrol in de biodiversiteit van het agrarisch landschap.

Soortenrijke cultuurgraslanden bevinden zich in het tussensegment: ze bevatten vaak minder zeldzame soorten dan halfnatuurlijke graslanden, maar meer dan de sterk bemeste, soortenarme graslanden. Ze ontstaan enerzijds door verarming van halfnatuurlijke graslanden, bijvoorbeeld door N-verrijking of frequent maaien met afvoer zonder voldoende zaadzetting of zaadrijping, en anderzijds door herstelbeheer op voormalige intensieve landbouwgronden (Van Uytvanck, 2012). Dit type grasland kan door aangepast maaibeheer, bodembewerking en uitmijnen weer ontwikkelen richting grotere botanische rijkdom, afhankelijk van onder meer de fosfaatvoorraad, zaadbank en ligging in het landschap of vervult een specifieke ecologische rol in het landschap als leefgebied voor een breed scala aan soorten.

Daartegenover staan de **soortenarme, productieve graslanden** die vaak worden ingezaaid met productieve grassoorten zoals Engels raaigras (*Lolium perenne*) en intensief worden beheerd via frequente maaibeurten, hoge bemestingsdoses en eventueel herbicidengebruik (Van Uytvanck, 2012). Door hun homogene structuur en beperkte bloei dragen deze graslanden weinig bij aan botanische diversiteit en de daaraan gekoppelde biodiversiteitsfuncties, zoals insectenvoedselvoorziening of habitat voor weidevogels. Dat intensieve bemesting een centrale rol

speelt in de afname van plantendiversiteit, wordt bevestigd in meerdere grootschalige meta-analyses. Zo tonen Midolo et al. (2019) aan dat N-verrijking wereldwijd leidt tot significante dalingen in soortenrijkdom, waarbij de grootste effecten worden gevonden bij langdurige bemesting en gebruik van gereduceerde N-vormen zoals ammonium. In een Europese meta-analyse vonden Francksen et al. (2022) een lineair verband tussen N-toevoer en soortenverlies, gemiddeld 1.5 soorten per 100 kg N (ha jaar)⁻¹, waarbij graslanden met hogere initiële soortenrijkdom het sterkst achteruitgaan.

Het ontwikkelen van kruidenrijk grasland vereist kennis van de ecologische successie en het herstelpotentieel van bodems en zaadbanken. In het boek 'Ontwikkelen van kruidenrijk grasland' beschrijven Schippers et al. (2023) de opeenvolgende fases in deze ontwikkeling, van intensief grasland naar botanisch waardevol hooiland. Hij onderscheidt hierbij een zestal stadia. Elke fase wordt gekarakteriseerd door een veranderende dominantie van gras- en kruidensoorten, de mate van structuurvariatie en de aanwezigheid van sleutelsoorten. De zes graslandfases gaan van fase 0 tot fase 5. Fase 0, het raaigras-grasland, is het meest voedselrijk en heeft de laagste botanische diversiteit. Dit zijn zeer intensief beheerde cultuurgraslanden. De volgende fases Grassenmix (fase 1) en Dominant stadium (fase 2), representeren overgangssituaties in termen van voedselrijkdom en biodiversiteit. Fase 3 is de gras-kruidenmix. Deze fase kenmerkt zich door een fijne mozaïek van grassen en kruiden over heel het perceel. De forse en dominerende grassoorten van fase 2, 1 en 0 kunnen hier en daar nog aanwezig zijn, maar zijn niet meer dominant. Fase 4 is het bloemrijk grasland. Het grasland maakt een kleurrijke indruk door de verschillende kruiden, die over heel het perceel aanwezig zijn. Het verschil met fase 3 is een groter aantal typische soorten en een bontere indruk. Fase 5 zijn de schraallanden met een zeer lage productie (minder dan 5 ton droge stof per ha). Je kan ze herkennen aan hun ijle begroeiing waarbij er vaak niet zoveel gras meer aanwezig is. Er zijn vaak vele plantensoorten aanwezig en de aanwezige soorten zijn meestal zeldzaam. Cruciaal in dit fasemodel is het beheer: aangepast maaien en/of begrazing, gecombineerd met verschraling en herkolonisatie vanuit de omgeving, sturen de successie richting grotere soortenrijkdom (Schippers et al., 2023).

De botanische samenstelling van een grasland is het resultaat van een samenspel van abiotische en biotische omstandigheden en het historisch en actueel beheer. Abiotische factoren zoals het bodemtype (bijvoorbeeld zand, leem of klei), de bodem-pH, de voedselrijkdom (met name stikstof- en fosforbeschikbaarheid) en de vocht-huishouding (van droog tot langdurig nat) vormen de ecologische basis waarop vegetatietypen ontstaan. Deze fysisch-chemische eigenschappen bepalen welke plantensoorten potentieel kunnen voorkomen. Het beheer - in het bijzonder de frequentie, timing en intensiteit van maaien of begrazing, en de mate van bemesting of ontwatering - bepaalt in sterke mate welke soorten zich daadwerkelijk kunnen vestigen, handhaven of domineren. Extensieve vormen van beheer, zoals laat maaien zonder bemesting, bevorderen over het algemeen een hogere floristische diversiteit, terwijl intensieve systemen leiden tot soortenarme, productiegerichte graslanden (Van Uytvanck, 2012).

De toestand van botanisch waardevolle, soortenrijke graslanden in Vlaanderen is zorgwekkend. Er is een algemene en significante achteruitgang vastgesteld, primair als gevolg van de intensivering van de landbouw sinds de tweede helft van de 20^e eeuw (Debruyne et al., 2001). Deze intensivering omvat verhoogde bemestingsniveaus (vooral met snelwerkende minerale meststoffen en grote hoeveelheden mengmest), drainage van natte graslanden, vroeger en frequenter maaien waardoor een verschuiving optreedt naar productievere, maar soortenarmere graslanden (Debruyne et al., 2001; D'Haene et al., 2010; Midolo et al., 2019; Francksen et al., 2022). Daarnaast spelen landgebruiksverandering (omzetting naar akkerland of bebouwing) en versnippering van de resterende habitats een belangrijke rol (Debruyne et al., 2001; D'Haene et al., 2010).

Een bijzonder grote en persistente bedreiging vormt de hoge atmosferische N-depositie in Vlaanderen, die ook op extensief beheerde graslanden een vermestend effect heeft en de concurrentiekracht van N-minnende soorten verhoogt ten koste van soorten van schralere milieus (D'Haene et al., 2010; Francksen et al., 2022). Dit "stikstofdeken" over Vlaanderen betekent dat de effecten van lokale bemestingspraktijken altijd gezien moeten worden in de context van een bredere, regionale N-belasting (D'Haene et al., 2010). Zelfs de meest optimale lokale mesttechnieken kunnen een beperkt positief effect hebben op botanische diversiteit als de achtergronddepositie van N te hoog blijft (D'Haene et al., 2010; Francksen et al., 2022). Dit benadrukt de noodzaak van een geïntegreerde aanpak die zowel lokale landbouwpraktijken als grootschalige emissiereducties omvat (D'Haene et al., 2010). Ondanks inspanningen voor herstel en behoud van soortenrijke graslanden, blijft hun areaal en kwaliteit in Vlaanderen beperkt (Debruyne et al., 2001; D'Haene et al., 2010).

- **Impact van bemesting op botanische diversiteit**

De botanische samenstelling van graslanden is uitermate gevoelig voor de aanvoer van nutriënten (D'Haene et al., 2010; Midolo et al., 2019; Francksen et al., 2022). De kwantiteit van de toegevoerde meststoffen, inclusief dierlijke mest, vormt een primaire factor die de botanische diversiteit van graslanden significant beïnvloedt (Debruyne et al., 2001; Francksen et al., 2022). Daarnaast spelen het type mest (bijv. vloeibare mest versus vaste mest), het tijdstip van bemesting en de gehanteerde aanwendingstechniek een bijkomende, secundaire rol in de impact van bemesting op de botanische diversiteit van graslanden (Villa-Galaviz et al., 2023).

- **Algemene impact van bemesting op botanische samenstelling**

Een verhoogde nutriëntenbeschikbaarheid, met name van N en P, leidt vrijwel zonder uitzondering tot een afname van de botanische diversiteit in de halfnatuurlijke graslanden (Debruyne et al., 2001; Midolo et al., 2019; Francksen et al., 2022). Snelgroeïende, competitieve grassoorten zoals Engels raaigras (*Lolium perenne*) en enkele algemene, eveneens competitieve kruiden worden bevoordeeld door hoge nutriëntengiften (Debruyne et al., 2001; D'Haene et al., 2010). Deze dominante soorten verdringen langzamer groeiende plantensoorten die aangepast zijn aan minder voedselrijke omstandigheden (D'Haene et al., 2010; Francksen et al., 2022). Dit resulteert in een homogenisering van de vegetatie en een verschuiving naar de lagere, productievere graslandfasen (Fase 0-2), gekenmerkt door een verminderde soortenrijkdom. De mechanismen hierachter zijn primair gerelateerd aan veranderde concurrentie om licht en nutriënten, waarbij snelgroeïende soorten schralere soorten overwoekeren (Midolo et al., 2019; Francksen et al., 2022).

- **Impact van mesttype**

Het is belangrijk te onderstrepen dat de verschillende impact van de mesttypes op de botanische diversiteit van graslanden pas zichtbaar worden bij lage tot matige bemestingsniveaus (bijvoorbeeld $< 80 \text{ kg N (ha jaar)}^{-1}$). Bij hoge giften zijn de negatieve effecten op soortenrijkdom zo sterk dat het type mest minder verschil maakt (Van Uytvanck, 2012; Francksen et al., 2022).

Kunstmest (synthetische NPK-meststoffen) zorgt voor een snelle beschikbaarheid van N en andere nutriënten. Hierdoor worden snelgroeïende grassen bevoordeeld, wat leidt tot verhoogde licht- en nutriëntencompetitie, en

uiteindelijk tot het wegconcurreren van trager groeiende kruiden en minder dominante grassoorten. Meta-analytisch onderzoek toont aan dat bij toename van kunstmestgiften het verlies aan soorten lineair stijgt met ongeveer 1.5 soorten per 100 kg N (ha jaar)⁻¹ (Midolo et al., 2019; Francksen et al., 2022). Kunstmest draagt ook bij tot bodemverzuring, wat verdere verschraling van de flora kan veroorzaken.

Mengmest is een vloeibare mestsoort rijk aan snel opneembare N en vertoont daardoor een vergelijkbaar effect als kunstmest. Het toedienen van mengmest leidt tot pieken in ammoniumconcentratie nabij het bodemoppervlak. Deze pieken versterken het negatieve effect van bemesting op de soortendiversiteit in graslanden. De snelheid waarmee de N uit de mengmest vrijkomt en beschikbaar wordt voor opname door planten, hangt mede af van de TAN-concentratie in de mengmest. De organisch gebonden N werkt langzamer. Hoe hoger de C/N-verhouding hoe langzamer de mengmest in de meest gevallen zal werken. Van Uytvanck (2012) stelt dat mengmest een minder gunstige invloed heeft op de bodemstructuur en vegetatie dan stalmest, mede door het ontbreken van grove organische fracties.

Een onderschat element is het verschillend effect van rottende en gerijpte mengmest op de bodembiodiversiteit. Uit het metingen van Eurofins-Agro blijkt dat de spreiding in de samenstelling van mengmest enorm is. Zo varieert het N-gehalte tussen 2.8 en 5.0 kg N ton⁻¹ en kalium tussen de 3.6 en 7.0 kg K₂O ton⁻¹. Deze variatie is onder andere het gevolg van verschillen in minerale samenstelling van het rantsoen en de hoeveelheid spoelwater. Bij een mestgift van 25 m³ ha⁻¹ kan het verschil in bemestende waarde oplopen tot ruim 50 kg N ha⁻¹ (Eurofins Agro, 2024). Rottende en gerijpte mengmest verschillen in hun chemische samenstelling, wat directe gevolgen kan hebben voor gewasgroei en bodemgezondheid (Anonymus, 2024a).

Bij rottende mengmest zijn er hoge NH_3 -emissies. Hoewel ammoniak in lage concentraties een N-bron is en dus groeibevorderend werkt, kan een overmaat leiden tot wortelschade, verzuring van de rhizosfeer en remming van de opname van essentiële nutriënten zoals calcium en magnesium, waardoor hogere doseringen en aanvullende kunstmest nodig zijn om een bevredigend groeiresultaat te behalen.

Gerijpte mengmest heeft een andere samenstelling. In een verkennende potproef werd aangetoond dat mengmest met een hoger gehalte aan organisch gebonden N en organische stof leidt tot een rijker bodemleven, met meer bacterie-etende en predatore nematoden (van Eekeren et al., 2006). Dit draagt bij aan een efficiëntere nutriënten-cyclus en een geleidelijke N-afgifte, wat vooral gunstig is voor gevoelige gewassen zoals klaver en kruiden in grasland. Gerijpte mengmest blijkt dus niet alleen te zorgen voor minder N-verliezen maar heeft ook een betere impact op het bodemleven dan rottende mest.

Stalmest bevat naast nutriënten ook ruw organisch materiaal. Deze organische fractie bevordert het bodemleven, zorgt voor een verbetering van de bodemstructuur, en leidt tot een geleidelijke mineralisatie van nutriënten. Hierdoor is de nutriëntenpiek na toediening minder uitgesproken, wat de concurrentiekracht van dominante soorten beperkt (Van Uytvanck, 2012). In bepaalde types graslanden kan stalmesttoediening, mits beperkt in hoeveelheid en correct uitgevoerd, zelfs bijdragen aan het behoud van graslandbiodiversiteit.

Compost vormt een aparte categorie, omdat het een sterk gestabiliseerde vorm van organisch materiaal bevat. Compost is arm aan direct beschikbare N, maar rijk aan humusvormers. Daardoor heeft compost vooral effect op de bodemstructuur en het bodemorganische C-gehalte. Er is relatief weinig veldonderzoek naar compost in soortenrijke graslanden, maar indicaties wijzen erop dat beperkte composttoediening kan bijdragen aan bodemstructuurverbetering en buffercapaciteit zonder de typische flora sterk te beïnvloeden - zolang de input aan N en P beperkt blijft (Oosterbaan et al., 2008; Van Uytvanck, 2012).

Het type meststof beïnvloedt de botanische diversiteit van graslanden via verschillen in snelheid en vorm van nutriëntenbeschikbaarheid, organische materiaalgehalte en impact op bodemstructuur. Waar kunstmest en mengmest vooral bijdragen aan snelle verrijking en dominantie van productieve grassoorten, blijken stalmest en compost - mits in lage dosissen toegepast - een potentieel minder negatieve, en soms zelfs licht positieve invloed te hebben op bepaalde meer soortenrijke graslandvegetaties. Dit effect is echter enkel relevant bij extensieve giften en in combinatie met passend beheer.

▪ Impact van aanwendingstechniek en behandeling op botanische diversiteit

De specifieke techniek waarmee mest wordt aangewend, kan in zekere mate ook de botanische samenstelling beïnvloeden, zowel direct als indirect.

- **Bovengrondse aanwending:** Deze toepassingstechniek kan directe schade veroorzaken aan de vegetatie, bijvoorbeeld door verbranding van gras als gevolg van hoge ammoniakconcentraties of verstikking door een te dikke mestlaag (besmeuring). Dit fenomeen doet zich vooral voor wanneer rottende mengmest wordt gebruikt (zie hoger). Bij gerijpte drijfmest is het probleem van verbranding veel minder door de lagere ammoniakale N-concentratie. Bovengrondse toediening van mengmest gaat gepaard met hogere ammoniakemissies dan bij injectie, waardoor een aanzienlijk deel van de N verloren gaat aan de atmosfeer en dus niet beschikbaar is voor de plant. In tegenstelling tot de minerale N, blijven de organisch gebonden N, fosfor en kalium in de mengmest grotendeels behouden in de bodem. Wanneer eenzelfde hoeveelheid mengmest bovengronds wordt toegediend, resulteert dit in een lagere effectieve N-toevoer, wat op zijn beurt kan leiden tot een minder uitgesproken negatieve impact op de soortenrijkdom van graslanden, vergeleken met emissiearme injectie.
- **Mestinjectie:** Door de mengmest direct in of onder de graszode te plaatsen, kan de N-benutting door de beoogde grassen efficiënter zijn, wat bij hoge giften de concurrentiekracht van deze productieve grassen verder kan versterken en dus negatief kan zijn voor de botanische diversiteit. Fysieke schade aan de zode door de injectieapparatuur, zoals het opensnijden van de mat, en mogelijke scheurvorming en uitdroging van de bodem in de injectiesleuven (vooral op klei- en veengronden), kunnen de vegetatiesamenstelling lokaal beïnvloeden (Rougoor et al., 2023).
- **Verdunde mengmest:** Het verdunnen van mengmest met water voorafgaand aan de bovengrondse aanwending kan de ammoniakemissie en de kans op stankoverlast verminderen. Belangrijk voor de vegetatie is dat het ook het risico op besmeuring en bladverbranding kan verkleinen (Rougoor et al., 2023). Dit kan indirect positief zijn voor de overleving en vitaliteit van grassoorten en kruiden die gevoeliger zijn voor de agressieve eigenschappen van onverdunde mengmest.

De paradox van hogere N-benutting en botanische diversiteit is hier relevant. Technieken die ontworpen zijn om de N-benutting door het gras te maximaliseren (en zo verliezen naar het milieu te beperken) kunnen, indien de totale N-gift hoog blijft, de botanische diversiteit verder onder druk zetten. Een efficiëntere N-opname door dominante grassen betekent immers een nog snellere groei en grotere concurrentiekracht van die dominante grassen. Het streven naar een hogere N-benutting uit mest is milieukundig wenselijk, maar dient gekoppeld te worden aan een verlaging van de totale N-input als het doel ook is om de biodiversiteit van graslanden te bevorderen of te herstellen. De paradox is zelfs nog sterker. Wanneer aanwendingstechnieken worden gebruikt

met grote N-verliezen naar de directe omgeving kan dit een negatieve impact hebben op de botanische kwaliteit van de aanwezige natuurrijke graslanden. Dit versterkt nogmaals het belang om niet alleen te kijken naar de mengmesttoewendingstechniek maar naar een optimalisering van de totale N-input.

- **Mechanismen van impact**

De invloed van mesttechnieken op de botanische samenstelling verloopt via verschillende mechanismen:

- **Directe nutriënteneffecten:** De verhoogde beschikbaarheid van N, P, en K bevoordeelt direct de groei van snelgroeiende, competitieve plantensoorten ten koste van soorten die aangepast zijn aan nutriëntarme omstandigheden (D'Haene et al., 2010).
- **Verandering in bodemchemie:** Het gebruik van mengmest kan de bodem-pH beïnvloeden, hoewel dit effect vaak kleiner is dan dat van bijvoorbeeld bekalking (Pfiffner, 2017; de Wit et al., 2020). Veranderingen in bodem-pH kunnen de beschikbaarheid van nutriënten en de tolerantie van verschillende plantensoorten beïnvloeden.
- **Fysieke effecten op de vegetatie:** Directe schade zoals bladverbranding door ammoniak, verstikking door besmeuring, of fysieke beschadiging van de zode door zware machines of injectieapparatuur kan de vegetatiesamenstelling lokaal en tijdelijk veranderen (Rougoor et al., 2023).
- **Indirecte effecten via bodembiodiversiteit:** Veranderingen in de samenstelling en activiteit van het bodemleven als gevolg van mesttoewending kunnen de processen van organische stofafbraak en nutriënten-mineralisatie beïnvloeden. Dit heeft op zijn beurt weer gevolgen voor de beschikbaarheid van nutriënten voor de planten en kan zo indirect de botanische samenstelling sturen (D'Haene et al., 2010; van Eekeren, 2010).

4.3.2 Weidevogels

- **Ecologie van weidevogels**

Weidevogels vormen een ecologisch en cultuurhistorisch waardevolle groep broedvogels die karakteristiek zijn voor open, extensief beheerde landbouwlandschappen in West-Europa. In Vlaanderen komen onder meer soorten voor zoals de grutto (*Limosa limosa*), kievit (*Vanellus vanellus*), tureluur (*Tringa totanus*), scholekster (*Haematopus ostralegus*) en wulp (*Numenius arquata*), die hun broedhabitat vrijwel uitsluitend vinden in graslanden met een open structuur, voldoende voedselbeschikbaarheid en beperkte verstoring. Deze soorten zijn bodembroeders en daarom bijzonder gevoelig voor veranderingen in landgebruik, zoals vroegtijdig maaien, intensieve beweiding, hydrologische ingrepen en bemesting. De aanwezigheid en het broedsucces van weidevogels worden sterk beïnvloed door het beheerregime van graslanden, waarbij met name het tijdstip en de frequentie van maaien, het waterpeilbeheer en de voedselbeschikbaarheid doorslaggevend zijn (Van Turnhout et al., 2010; INBO, 2017).

Naast de bovengenoemde kernsoorten maken ook de graspieper (*Anthus pratensis*), gele kwikstaart (*Motacilla flava*) en veldleeuwerik (*Alauda arvensis*) gebruik van agrarisch grasland als broedhabitat, terwijl andere soorten, zoals kwartel (*Coturnix coturnix*), rietgors (*Emberiza schoeniclus*) of sprinkhaanzanger (*Locustella naevia*), vaak gebonden zijn aan overgangszones tussen grasland en ruigere vegetatie of natte randen. Verschillende weidevogelsoorten, zoals de grutto en wulp, worden internationaal beschouwd als prioritaire soorten binnen het Europese natuurbeleid (BirdLife International, 2021), en zijn in Vlaanderen opgenomen op de Rode Lijst wegens hun sterke

populatieafname sinds de jaren 1970 (INBO, 2017). De Kievit kende een afname van 59% tussen 2007 en 2018. De grutto populatie is sinds 2000-2002 met 30-40% afgenomen, en de Wulp zelfs met 50-60% in de laatste 20 jaar. Dit heeft geleid tot een ongunstige Rode Lijst status voor meerdere soorten: Kievit en Wulp zijn geclassificeerd als 'bedreigd', grutto en tureluur als 'kwetsbaar' in Vlaanderen. De scholekster vertoont een afnemende trend, hoewel de data hierover soms als onzeker worden bestempeld.

De achteruitgang van weidevogels wordt breed erkend als een van de meest pregnante signalen van biodiversiteitsverlies in het landbouwgebied. De afname wordt vooral toegeschreven aan een verlies van geschikt habitat door schaalvergroting, verdroging, verhoogde bemesting en de vervroeging van landbouwkundige werkzaamheden, die leiden tot een afname van broedsucces en kuikenoverleving (Teunissen et al., 2008). Tegelijkertijd wordt duidelijk dat aangepast beheer, waaronder extensieve begrazing, laat maaien, het verhogen van het waterpeil en de aanleg van plasdraszones, kan bijdragen aan het behoud en herstel van weidevogelpopulaties (Scheekerman et al., 2009).

De voedselécologie van weidevogels is divers, maar kent een sterke afhankelijkheid van ongewervelden. Volwassen vogels, en voor sommige soorten ook de kuikens (bv. scholekster), foerageren op bodemfauna zoals regenwormen en emelten (larven van langpootmuggen). De beschikbaarheid van regenwormen aan of nabij het bodemoppervlak is hierbij van groot belang, aangezien de vogels deze tactiel (op de tast) of visueel moeten kunnen detecteren en bereiken (Onrust, 2017; Onrust et al., 2019; CDM, 2020). Voor de kuikens van de meeste weidevogelsoorten, zoals grutto en Kievit, vormen bovengrondse insecten (kevers, vliegen, spinnen, etc.) de primaire voedselbron, vooral in de eerste levensweken.

Hoewel voedselarme, soortenrijke graslanden waardevol zijn voor botanische biodiversiteit, creëren ze een bekend spanningsveld met de optimale foerageerhabitat voor weidevogels (Van Uytvanck, 2012). Dit komt doordat in dergelijke schrale graslanden de biomassa en diversiteit aan bodemfauna, waaronder regenwormen en insectenlarven – cruciale voedselbronnen voor weidevogels – beperkt kunnen zijn. De productie van bodemleven is immers nauw verbonden met de aanvoer van organisch materiaal en de beschikbaarheid van nutriënten (de Wit et al., 2020; Deru, 2021).

Onderzoek heeft aangetoond dat nutriëntrijkere graslanden op van nature armere gronden zoals zandgronden, vaak een overvloediger bodemfauna kennen. Zo hebben landbouwgraslanden gemiddeld een hogere abundantie en taxonomische rijkdom van bodemfauna dan semi-natuurlijke graslanden, wat direct gerelateerd is aan een hogere aanvoer van verse, nutriëntrijke organisch materiaal (Deru, 2021). Met name de aantallen epigeïsche en endogeïsche regenwormen zijn aanzienlijk hoger in de intensiever beheerde graslanden (de Wit et al., 2020; Deru, 2021). Bodem-pH zou hier ook een rol in spelen. Op rijke gronden zoals bijvoorbeeld kleigronden is dit anders omdat sneller een conflict ontstaat met insectenbeschikbaarheid en de doorwaadbaarheid van het gewas door de weidevogeljongen. Voor weidevogels, zoals de grutto, die tijdens het broedseizoen afhankelijk zijn van energierijke prooien, is een rijker bodemleven gunstig voor het foerageersucces (D'Haene et al., 2010; de Wit et al., 2020).

In deze context kan beperkte, gerichte bemesting bijdragen aan het verhogen van het voedselaanbod voor weidevogels, zonder de botanische diversiteit ernstig te schaden. Het toedienen van lage giften organische mest, bijvoorbeeld stalmest, kan het bodemleven stimuleren. Deze meststoffen leveren organisch materiaal en nutriënten die gunstig zijn voor detritivore bodemorganismen maar verhoogd ook de pH (de Wit et al., 2020; Deru, 2021). Dit dient echter gepaard te gaan met aangepast maaibeheer en het behoud van voldoende structuurvariatie in de vegetatie, om zo een evenwicht te vinden tussen de behoeften van de flora en de beschikbaarheid van voedsel

voor weidevogels. Bovendien kan een voldoende hoge pH, mede onderhouden door geschikte bemesting of bekalking, van groot belang zijn voor een rijk bodemleven (de Wit et al., 2020).

- **Impact van aanwendingstechnieken van mengmest op weidevogels**

De impact van aanwendingstechnieken van mengmest op weidevogels is veelzijdig en kan zowel directe als indirecte gevolgen hebben, beïnvloed door veranderingen in voedselaanbod en habitatstructuur.

- Directe effecten

Landbouwwerkzaamheden tijdens het broedseizoen, waaronder het uitrijden van mest, kunnen broedende vogels verstoren, hen van het nest jagen, of leiden tot directe vernietiging van nesten en eieren door het berijden met zware machines (Rougoo et al., 2023). Hoewel maaien vaak als een grotere directe bedreiging wordt gezien, kan een tweede of latere mestgift samenvallen met de periode waarin er eieren of jonge kuikens aanwezig zijn, wat kan resulteren in legsels die verloren gaan (Huijsmans et al., 2008; CDM, 2020; Rougoo et al., 2023). Deze schade is lager bij bovengronds bemesten, aangezien de werkbreedte 3x tot 4x veel groter is waardoor minder op het veld moet heen en weer gereden worden en er dus minder rijsporen zijn. Daarenboven vraagt het injecteren van mengmest meer trekkracht wat zorgt voor een grotere bodemdruk.

- Indirecte effecten via voedselbeschikbaarheid

Beschikbaarheid van regenwormen: Verschillende mesttechnieken hebben een wisselende impact op regenwormpopulaties en hun beschikbaarheid aan het oppervlak. Hoewel intensievere graslandbeheersystemen met hogere mestgiften over het algemeen de abundantie van regenwormen bevorderen, kan bodemverdichting of uitdroging van de bovengrond – bijvoorbeeld door injectie die de sleuven blootstelt aan uitdroging – ertoe leiden dat regenwormen zich dieper in de bodem terugtrekken en minder actief zijn aan het oppervlak (Onrust et al., 2019). Dit reduceert de effectieve voedselbeschikbaarheid voor volwassen weidevogels en kuikens van soorten zoals de kievit (Onrust et al., 2019). Er is geen eenduidige relatie tussen mesttoedieningswijze en het aantal regenwormen; effecten kunnen positief of negatief zijn, afhankelijk van mesttype, dosering, tijdstip, bodemtype en vochttoestand (CDM, 2020). Vaste mest kan in dit opzicht gunstiger zijn, doordat het de strooiselbewonende wormen stimuleert die vaker aan het oppervlak komen (de Wit et al., 2020). Het tijdstip van bemesten kan ook de oppervlakteactiviteit van wormen beïnvloeden (Onrust et al., 2019).

Beschikbaarheid van insecten: Intensieve bemesting, ongeacht de aanwendingsstechniek, die leidt tot de ontwikkeling van een soortenarme, zeer dichte en snelgroeiende grasmat en resulteert vaak in een significant lager aanbod van insecten (Schekkerman et al., 2009; D'Haene et al., 2010). Aangezien insecten een cruciale voedselbron zijn voor de overleving van de kuikens van de meeste weidevogelsoorten (D'Haene et al., 2010), zijn mestpraktijken die bijdragen aan dergelijke vegetatietypes zeer nadelig.

▪ Indirecte effecten via vegetatiestructuur

Vegetatiehoogte en -dichtheid: Mesttechnieken die resulteren in een zeer snelle en dichte grasgroei, vaak als gevolg van hoge en direct beschikbare N-giften, maken het grasland ongeschikt als kuikenhabitat. Een hoge zodehoogte en -dichtheid belemmeren de beweging en het foerageren van kuikens en kunnen tevens de detectie van predatoren door oudervogels verminderen (Oosterveld, 2006; Schekkerman et al., 2009). Vaste mest, die vaak een tragere N-vrijstelling heeft, kan in het voorjaar leiden tot een iets lagere en opener gewasstructuur, wat gunstiger kan zijn voor kuikens (Oosterveld, 2006), hoewel dit effect in de praktijk beperkt kan zijn en sterk afhangt van de totale N-gift en het maaibeheer.

Besmeuring en kwaliteit van de vegetatie: Bovengrondse aanwending van onverdunde mengmest kan leiden tot besmeuring van het gras. Dit kan de vegetatie minder aantrekkelijk maken voor insecten of direct voor foeragerende vogels en hun kuikens. Verdunde mengmest kan dit risico verminderen.

▪ Effecten gerelateerd aan specifieke technieken

Bovengronds aanwenden: Dit kan leiden tot minder directe fysieke schade aan regenwormen dan sommige injectietechnieken, maar brengt risico's met zich mee zoals besmeuring van de vegetatie.

Injecteren: De impact op regenwormen is complex en controversieel (CDM, 2020), met potentieel negatieve effecten op hun beschikbaarheid aan het oppervlak (Onrust et al., 2019). Injectie kan leiden tot een snellere en meer geconcentreerde N-opname door het gras, wat de ontwikkeling van een dichte, voor kuikens ongunstige, vegetatiestructuur kan versnellen.

Stalmest of compost: Wordt over het algemeen als positiever beschouwd voor het bodemleven, inclusief de regenwormen die als voedsel dienen (de Wit et al., 2020; Deru, 2021). De tragere nutriëntenvrijstelling en de aanvoer van organische materiaal kunnen bijdragen aan een meer geleidelijke vegetatieontwikkeling met potentieel meer structuur en een rijker insectenleven. Uiteraard mag niet voorbijgegaan worden aan de verschillen in werking en impact tussen stalmest en compost.

Verdunde mengmest: Door het verminderen van ammoniakemissie en het risico op bladverbranding en besmeuring, kan deze techniek minder negatieve effecten hebben op de kwaliteit van de vegetatie als habitat en foerageerplek, vergeleken met onverdunde bovengronds aangewende mengmest. Wanneer verdunde mest onder optimale condities (mesteigenschappen, bodemeigenschappen, regenweer, temperatuur, ...) bovengronds wordt toegediend kan deze zelfs beter scoren voor weidevogels dan mestinjectie.

Het **tijdstip van de mestaanwending** in relatie tot het broedseizoen van weidevogels is van cruciaal belang. Een mestgift in het vroege voorjaar, ruim voordat de vogels arriveren of beginnen te broeden, zal een andere impact hebben dan een gift tijdens de eileg, het broeden, of wanneer er jonge, kwetsbare kuikens aanwezig zijn. Verstoring en directe vernietiging van nesten zijn dan onvermijdelijk. Bovendien moet het tijdstip van de beschikbaarheid van voedselbronnen (regenwormen aan het oppervlak, insectenpieken) synchroon lopen met de periodes waarin de vogels, en met name hun kuikens, deze het meest nodig hebben. Uitstel van bemesting tot na het broedseizoen, of het toepassen van mest op momenten dat de bodem minder kwetsbaar is voor structuurschade en wormen minder actief zijn aan het oppervlak, kunnen de negatieve effecten beperken (CDM, 2020).

Het is echter essentieel te erkennen dat de achteruitgang van weidevogels een multifactorieel probleem is, waarbij

mestbeheer slechts één van de vele interagerende factoren is. Andere agrarische ingrepen, naast mestbeheer, dragen eveneens bij aan de sterke achteruitgang van weidevogelpopulaties (Huijsmans et al., 2008; D'Haene et al., 2010). Zelfs de meest weidevogelvriendelijke mesttechniek zal weinig effect sorteren als andere cruciale habitatvereisten, zoals een voldoende hoge grondwaterstand (vernatting, plasdras), aangepast maaibeheer (late maai-data, gefaseerd maaien, gebruik van wildredders), en de aanwezigheid van kruidenrijke, structuurrijke graslanden niet worden aangepakt (D'Haene et al., 2010).

4.3.3 Conclusies impact op botanische diversiteit en weidevogels

De mestaanwendingstechniek is niet de belangrijkste factor die de impact van bemesting op de botanische diversiteit en de populaties van weidevogels bepaalt. De meest invloedrijke factoren zijn de hoeveelheid, het type en de eigenschappen van de mest. Voor weidevogels is ook het tijdstip van groot belang.

De botanische samenstelling van graslanden is bijzonder gevoelig voor nutriëntenaanvoer en toont reeds een sterke achteruitgang bij relatief lage mestgiften, waarbij snelgroeïende plantensoorten andere soorten verdringen. Het bodemleven en weidevogels daarentegen zijn afhankelijk van het bodemtype in meer of mindere mate gediend met een voldoende niveau van aanvoer van nutriënten en organisch materiaal om een robuuste voedselbasis te garanderen. Op landschapsschaal is het daarom van belang dat zowel schralere als minder schrale graslanden aanwezig zijn, zodat de verschillende soorten van biodiversiteit in het landbouwlandschap hun plek kunnen vinden.

De aard en samenstelling van de toegediende mest heeft een directe impact op de biodiversiteit. Kunstmest heeft over het algemeen de minst positieve effecten, aangezien het niet direct organisch materiaal toevoert aan de bodem maar wel indirect via gewasresten na productie. Dit kan leiden tot een ongunstige beïnvloeding van de pH en zoutgehaltes in de bodem, wat een negatieve impact kan hebben op het bodemleven en de bredere biodiversiteit. De samenstelling en eigenschappen van mengmest worden sterk bepaald door het rantsoen van het vee en het mestbeheer. Mengmest met hoge TAN-gehaltes, een lage C/N-verhouding, een lage pH, en de aanwezigheid van toxische chemische stoffen (zoals residuen van chemische bestrijdingsmiddelen en geneesmiddelen) kunnen een negatieve impact hebben op het bodemleven. Deze eigenschappen vinden we vooral in rottende mengmest.

Hoewel mestaanwendingstechnieken (zoals bovengrondse verspreiding of injectie) ook een impact hebben, is deze doorgaans minder uitgesproken en eenduidig, en veel minder bepalend dan de hoeveelheid en samenstelling van de mest. De techniek speelt een rol in aspecten zoals besmeuring van graslanden of zodebeschadiging bij injectie. Technieken die ontworpen zijn om de N-benutting door het gras te maximaliseren (en zo verliezen naar het milieu te beperken) kunnen, indien de totale N-gift hoog blijft, de botanische diversiteit van graslanden nog verder onder druk zetten.

Daarenboven zijn er andere factoren die sterk doorwegen in de impact op de graslandbiodiversiteit:

Fysieke verstoringen: Landbouwwerkzaamheden zoals mestuitrijden, maaien en injecteren veroorzaken directe fysieke verstoring. Dit kan leiden tot directe schade aan of verdringing van regenwormen en andere bodemorganismen. Voor weidevogels kunnen deze activiteiten directe verstoring, nestvernietiging en stress veroorzaken.

Tijdstip van bemesting: Het tijdstip van bemesting is van cruciaal belang. Een precieze timing van mestgiften in relatie tot het broedseizoen van weidevogels is essentieel om directe verstoring en nestvernietiging te minimaliseren, en om de beschikbaarheid van het juiste voedsel op het juiste moment te waarborgen.

Hieruit volgt de algemene conclusie dat voor het beheer van graslandbiodiversiteit een integrale benadering vereist is. Men dient niet uitsluitend naar de mestaanwendingstechniek te kijken, maar naar het totale mest- en grasland-beheer van het landbouwbedrijf, rekening houdend met de onderlinge verbanden tussen bodem, nutriënten, planten en dieren.

5 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

5.1 ALGEMENE CONCLUSIES

De impact van het toedienen van dierlijke mest op graslanden op N-verliezen enerzijds en op biodiversiteit anderzijds hangt af van een complex samenspel van factoren waarbij de beheerkeuzes elkaar onderling beïnvloeden. Het doel van deze literatuurstudie was om te onderzoeken wat het effect is van alternatieven voor mengmestinjectie op de NH_3 -emissies bij **graslandpercelen**. Daarnaast werd er nagegaan of er **trade-offs** zijn met andere N-verliezen (N_2O -emissies en NO_3^- -uitspoeling) en met zowel bodembiodiversiteit, botanische diversiteit van graslandpercelen als de populaties van weidevogels. De evaluatie van de effecten gebeurde op **perceelsniveau**. De waargenomen variatie kan gelinkt zijn aan de weers- en bodemomstandigheden, maar ook de rantsoensamenstelling van het vee, het beheer in de stal en tijdens de opslag en het beheer van het perceel beïnvloeden de N-verliezen en graslandbiodiversiteit op perceelsniveau.

De **aanwendingstechnieken** werden in 3 groepen ingedeeld omdat in de literatuur niet steeds gedetailleerd omschreven is met welke toestel de mengmest werd toegediend. Er is wel informatie over de locatie van toediening van de mest: in de bodem, gedeeltelijk in en op de bodem of op de bodem. De aanwendingstechniek van mengmest beïnvloedt de omvang van de NH_3 -verliezen omdat deze lager zijn als het contactoppervlak van de mengmest met de lucht beperkter is. Het in de bodem brengen van mengmest met een zodenbemester leidt tot een halvering van de NH_3 -emissies t.o.v. sleepslangen of -voeten. Door het in de bodem brengen van mengmest, wat zeer effectief is om NH_3 -emissies te verlagen, is er een risico op hogere verliezen van het broeikasgas N_2O indien de temperatuur en vochtgehalte van de bodem optimaal zijn voor denitrificatie. Daarentegen kan ook de omzetting van N_2O naar N_2 gestimuleerd worden zodat er soms lagere N_2O -emissies gemeten worden bij het toedienen van mengmest in de bodem t.o.v. bovengrondse aanwending. Bij de hogere N-efficiëntie door het in de bodem brengen van mengmest dient de totale toegediende dosis aan werkzame N aangepast te worden zodat er geen hoger risico op NO_3^- -uitspoeling is. De literatuur geeft een complex en soms tegenstrijdig beeld van de effecten van bovengrondse bemesting met mengmest versus mestinjectie op regenwormpopulaties en andere bodembiodiversiteit in graslandpercelen. Het in de bodem brengen van mengmest kan bodemorganismen direct schaden maar creëert ook een diepere voedselbron, waarbij de netto-impact afhangt van de mesteigenschappen en de bodemveerkracht. De negatieve effecten van de verschillende aanwendingstechnieken worden in de literatuur vaak als tijdelijk beschreven, met een herstel van de populatie binnen een paar maanden. De aanwendingstechnieken van mengmest kunnen als deel van het graslandbeheer de vegetatiesamenstelling lokaal beïnvloeden maar zijn niet de doorslaggevende factor voor de impact van bemesting op botanische diversiteit. Hoewel de fysieke verstoring door mestinjectie als een belangrijk negatief element wordt benoemd.

De landbouwer kan ook andere maatregelen nemen om de NH_3 -emissies bij het uitrijden van mengmest te beperken, o.a. door het **verdunnen** van de mengmest. Het effect van het verdunnen van de mengmest hangt af van de combinatie van de verhouding mengmest:water, de aanwendingstechniek en bodemtextuur. Bij klei- en veenbodems zijn de NH_3 -emissies van verdunde mengmest (1:0.5 mengmest:water) met een sleepvoetbemester vergelijkbaar als bij een zodenbemester. Omdat bij het verdunnen van mengmest de toegediende hoeveelheid

extra water beperkt is, wordt er geen impact van het verdunnen op de N_2O -emissies en NO_3^- -uitspoeling verwacht indien er perceelsspecifiek bemest wordt met uitzondering van bemesting op natte bodems. Bij de impact op de graslandbiodiversiteit lijkt het verdunnen van mengmest vooral een rol te spelen in het beperken van de negatieve mesteigenschappen met een hoge NH_3 -concentratie. De invloed van het verdunnen van mengmest is immers waarschijnlijk positief voor het bodemleven in graslandpercelen en de populaties van weidevogels ten opzichte van het niet verdunnen, omdat er dan in de bodem minder toxisch NH_3 aanwezig is en er minder besmeuring van het grasland plaatsvindt. Het verdunnen van de mengmest beïnvloedt de verschillende plantensoorten afhankelijk van hun N-behoefte. Dit effect is meer uitgesproken bij lage mestgiftten.

Omdat de pH van mengmest een belangrijke invloed heeft op de NH_3 -emissies kunnen door het **aanzuren met (an)organische zuren** van de mengmest de NH_3 -emissies drastisch verlaagd worden. Onderzoek naar de impact van zwavelzuur en salpeterzuur bij de toediening van mengmest duiden erop dat deze anorganische zuren even effectief zijn in het beperken van NH_3 -emissies als het toedienen van mengmest in de bodem. Bij (frequente) toediening van mengmest aangezuurd met zwavelzuur op eenzelfde perceel is er wel een risico op H_2S -vorming en eutrofiëring. Bij het gebruik van salpeterzuur worden er hogere N_2O -emissies gemeten. Bij de toediening van andere zuren zijn de N_2O -emissies meestal lager of vergelijkbaar dan bij niet-aangezuurde mest. De NO_3^- -uitspoeling is doorgaans vergelijkbaar bij niet-aangezuurde en aangezuurde mest. In jaren met veel regen in het voorjaar kan de NO_3^- -uitspoeling echter lager zijn bij aangezuurde dan niet-aangezuurde mest o.w.v. de verlate omzetting van NH_4^+ naar NO_3^- . De impact van het aanzuren van mengmest op biodiversiteit is soortafhankelijk maar ook gelinkt met de duur en de mate van de verzuring van de bodem op korte en lange termijn wat nog niet uitgebreid onderzocht werd. Verzuring van de bodem is ook ongewenst o.w.v. het negatief effect op de nutriëntenbeschikbaarheid en -opneembaarheid. De impact van het aanzuren van mengmest is potentieel negatief voor regenwormen en bacteriën. Potwormen en schimmels die een iets lagere pH verkiezen, kunnen mogelijk toenemen bij het aanzuren van mengmest. Over de invloed op nematoden, botanische diversiteit en weidevogels is er geen informatie beschikbaar. Naast de milieukundige nadelen heeft het aanzuren van mengmest met anorganische zuren ook vanuit een veiligheidsoogpunt grote nadelen vb. de risico's bij transport en het gebruik van hoog geconcentreerd zuren. Het gebruik van anorganische zuren verdient dan ook geen aanbeveling.

Een alternatief voor het gebruik van anorganische zuren zijn **organische zuren**. Er is geen onderzoek dat een daling van de NH_3 -emissies bij het uitrijden van mengmest bij de toevoeging van organische zuren aantoonst. Het vermoeden is dat het risico op trade-offs met andere N-verliezen of met biodiversiteit lager is dan bij anorganische zuren maar dit werd niet onderzocht.

Naast zuren kunnen er ook andere additieven aan mengmest toegevoegd worden. **Nitrificatieremmers** kunnen de NH_3 -emissies doen toenemen, maar beïnvloeden de N_2O -emissies en de NO_3^- -uitspoeling niet of positief. **Ureaseremmers** hebben geen impact op de NH_3 -emissies t.o.v. onbehandelde mest. Hun effect op de N_2O -emissies is niet gekend. Ureaseremmers beïnvloeden de NO_3^- -uitspoeling niet. Over de invloed van nitrificatie- en ureaseremmers op de verschillende types van biodiversiteit in graslandpercelen werd er geen informatie gevonden. **Fysische additieven** (vb. zeolieten) hebben mogelijk potentieel om NH_3 - en N_2O -emissies te doen dalen. De effecten op NO_3^- -uitspoeling en biodiversiteit zijn onvoldoende gekend.

Naast het behandelen van mest kunnen er ook beheermaatregelen genomen worden die de N-verliezen en graslandbiodiversiteit beïnvloeden. Deze beheermaatregelen hebben een impact op andere locaties in een landbouwbedrijf, maar enkel hun impact op perceelsniveau werd geëvalueerd.

Omwille van de lage TAN/TN-verhouding bij **stalmest**, zijn de NH_3 -emissies bij bovengrondse toediening van dezelfde TN-hoeveelheid lager dan bij bovengronds toedienen van mengmest. De NH_3 -emissies bij de bovengrondse toediening van stalmest zijn hoger of vergelijkbaar dan bij het in de bodem brengen van mengmest. De variatie in NH_3 -emissies is bij stalmest net zoals bij mengmest groot o.w.v. de variatie in mestsamenstelling en weersomstandigheden bij de toepassing. Omwille van de lage TAN/TN-verhouding zijn de N_2O -verliezen (t.o.v. toegediende TN met stalmest of mengmest) bij stalmest lager of vergelijkbaar dan bij mengmest. Bij een perceels-specifieke bemesting leidt de langdurige toediening van stalmest niet automatisch tot hogere NO_3^- -N-residu's in het najaar. Het vervangen van mengmest door stalmest heeft over het algemeen een positief effect op de regenwormpopulaties dankzij zowel de voedselbron als de verbetering van de leefomgeving van de wormen door een betere bodemstructuur. Een hogere aanvoer van organische materiaal via stalmest verhoogt het aantal nematoden, potwormen en schimmels. In combinatie met een passend beheer en lagere mestgiften wordt een meer soortenrijke graslandvegetatie verwacht bij de toediening van stalmest versus mengmest.

Uit de beschikbare literatuur blijkt dat de NH_3 - en N_2O -emissie na toediening van **compost** als verwaarloosbaar worden beschouwd wat gelinkt is aan de zeer lage TAN/TN-verhouding van compost. Bij een perceelsspecifieke bemesting leidt de langdurige toediening van compost niet automatisch tot hogere NO_3^- -N-residu's in het najaar. Het vervangen van mengmest door vaste, C-rijke organische meststoffen zoals compost heeft over het algemeen een positief effect op de regenwormpopulaties en de bodembiodiversiteit in het algemeen. Er is relatief weinig veldonderzoek naar compost in soortenrijke graslanden, maar indicaties wijzen erop dat beperkte compost-toediening kan bijdragen aan bodemstructuurverbetering en buffercapaciteit zonder de typische flora sterk te beïnvloeden - zolang de input aan N en P beperkt blijft.

De gasvormige N-verliezen (NH_3 en N_2O) dalen op perceelsniveau door de teelt van **grasklaver** t.o.v. gras omwille van de lagere toegediende hoeveelheid werkzame N. Aangezien de lagere N-bemestingshoeveelheid bij de teelt van grasklaver t.o.v. gras waarschijnlijk eerder een daling van de hoeveelheid gebruikte minerale meststoffen is, wordt er geen effect van de toepassing van de mengmest verwacht. De NO_3^- -N-residu's zijn op praktijkpercelen vergelijkbaar bij grasklaver- en graspercelen. Rode klaver is bovendien veel droogtetoleranter dan gras omdat ze dieper wortelen en zo meer beschikbaar water hebben zodat de grasmat beter tegen een langdurige droogte beschermd is. De introductie van klaver in een graszode is een zeer effectieve maatregel om de populaties van regenwormen te stimuleren. De voornaamste reden hiervoor is de verbetering van de voedselkwaliteit en de bodemstructuur. De introductie van vlinderbloemigen zoals klaver in graslandzodes heeft een positieve invloed op de bodembiodiversiteit, voornamelijk door de verbeterde kwaliteit van het bodemorganisch stofgehalte. De aanwezigheid van vlinderbloemigen verhoogt de microbiële biomassa en activiteit significant, wat op zijn beurt een grotere populatie van bacterie-etende nematoden ondersteunt.

De inschatting is dat de NH_3 -emissies bij **beweiding** op perceelsniveau iets hoger zijn dan bij het toedienen van mengmest in de bodem maar lager dan bij andere toepassingstechnieken. In het kader van het PAS-beleid wordt beweiding erkend als een ammoniakemissiereducerende maatregel. De reductie van de NH_3 -emissies op bedrijfsniveau hangen af van de duur van de begrazing en N-bemestingshoeveelheid. Extra begrazing van dieren kan leiden tot hogere N_2O -emissies vooral wanneer begraasd wordt met hoge veedichtheden. Voor begraasd grasland zijn door de achtergelaten uitwerpselen de NO_3^- -N-residu's in het najaar gemiddeld beperkt hoger dan bij

uitsluitend gemaaid grasland. De bezettingsgraad alsook het einde van de begrazingsperiode spelen hierbij een belangrijke rol. Ook het effect van beweiding op de graslandbiodiversiteit hangt af van de begrazingsintensiteit. Beweiding versus maaien heeft een grote, contextafhankelijke impact, waarbij positieve effecten van mestflatten de negatieve effecten van bodemverdichting kunnen overtreffen, afhankelijk van veedichtheid en bodemconditie. Het uiteindelijke effect wordt bepaald door de balans tussen deze twee factoren.

In Tabel 1 wordt het effect van de verschillende maatregelen op de N-verliezen en biodiversiteit **samengevat**. De tabel werd opgemaakt op basis van de gevonden literatuur. Er werd gezocht naar reviewartikels met specifieke informatie over bemesting in graslandpercelen in regio's met een vergelijkbaar klimaat. Omdat de beschikbare meetdata vaak beperkt zijn, analyseren reviews alle data samen zodat de conclusies met enige voorzichtigheid benaderd moeten worden. Een 😞, 😐 en 😊 wijzen respectievelijk op een negatief, neutraal en positief effect op perceelsniveau. Omdat er een interactie kan zijn van het effect van een maatregel met o.a. bodemeigenschappen en weersomstandigheden kunnen er verschillende emoticons gegeven worden om een effect van een maatregel op N-verliezen en biodiversiteit te duiden. Een kleiner emoticon wijst erop dat dit effect minder vaak gemeten werd dan een groter emoticon. Bij een ? werden er in de literatuur geen of onvoldoende onderzoeksresultaten gevonden. Voor de aanwendingstechnieken en voor de NH_3 -emissies is de referentie het in de bodem brengen van de mengmest. Voor de behandeling van mengmest is onbehandelde mest met dezelfde techniek de referentie bij het evalueren van de N_2O -verliezen, NO_3^- -uitspoeling en graslandbiodiversiteit. Voor de beheermaatregelen is het gebruik van mengmest de referentie voor de inschatting van het effect op N_2O -verliezen, NO_3^- -uitspoeling en graslandbiodiversiteit op perceelsniveau. Er wordt verondersteld dat de aanwendingstechniek correct toegepast wordt, bij de behandeling van mengmest de juiste dosis van de additieven toegediend wordt en de N-bemestingsdosis rekening houdt met de N-efficiëntie van de toegediende meststof. De tabel geeft geen informatie over de grootte van de impact.

Op te merken valt dat bij de evaluatie van de beheermaatregelen op bedrijfsniveau mogelijk andere conclusies getrokken kunnen worden omdat maatregelen ook op andere locaties in een bedrijf een impact kunnen hebben. Een voorbeeld hiervan is extra beweiding dat op perceelsniveau in hogere NH_3 -verliezen resulteert maar op bedrijfsniveau de NH_3 -verliezen doet dalen.

Ammoniakale verliezen vinden niet alleen bij de toediening plaats, maar ook bij de opslag en in de stallen. Bij het uitrijden van dierlijke mest kunnen er, vooral direct na het uitrijden, belangrijke NH_3 -verliezen optreden. Het risico op NH_3 -verliezen wordt bepaald door een interactie met de mest- en bodemeigenschappen, de weersomstandigheden en het beheer. Ook het risico op de jaarlijkse emissie van het **broeikasgas N_2O** wordt door deze interactie beïnvloed. Aangezien de belangrijkste beheermaatregel om **NO_3^- -uitloging** te beperken de toepassing van de 6 J's (de juiste mestsoort, juiste dosis, op het juiste tijdstip, met de juiste aanwendingstechniek, op de juiste plaats en met het juiste teeltplan of teeltrotatie) is, hebben de maatregelen die NH_3 -emissies beperken nauwelijks effect op de NO_3^- -uitloging. De toegediende N-bemestingshoeveelheid moet wel aangepast worden aan de gewijzigde N-efficiëntie.

De impact van bemesting op **graslandbiodiversiteit**, inclusief bodemleven en weidevogels, is complex en wordt niet in de eerste plaats door de aanwendingstechniek bepaald. De hoeveelheid toegediende mest heeft een complexe impact op de biodiversiteit. Terwijl zelfs een beperkte nutriëntenaanvoer leidt tot een achteruitgang van de botanische diversiteit, is een passende aanvoer juist essentieel voor een vitaal bodemleven en daarmee ook voor weidevogels. Op landschapsschaal is een variatie aan graslandtypen daarom van belang. Fundamentele keuzes met betrekking tot het landgebruik (permanent grasland), de bemestingsbron (vaste mest, eigenschappen van de mengmest) en de samenstelling van de zode (grasklaver en productieve grasklaver, kruidenrijke graslanden, halfnatuurlijke graslanden) hebben de grootste en meest duurzame positieve impact op de verschillende types van biodiversiteit. Deze keuzes bepalen de basiscondities voor het bodemleven en creëren de omstandigheden voor een veerkrachtig ecosysteem met een rijke, gevarieerde en stabiele voedselvoorziening voor o.a. weidevogels. en zorgen voor de aanwezigheid van geschikte habitats en leefgebieden voor de doelsoorten in het landbouwgebied. De aanwendungsmethode van mengmest heeft vooral een impact via de fysieke verstoring wat leidt tot schade aan bodemorganismen en stress of nestvernietiging voor weidevogels. Specifieke gevolgen hiervan zijn zodebeschadiging, besmeuring van graslanden en bodemverdichting. De timing van de mestgiftten, vooral in relatie tot het broedseizoen, is belangrijk voor het minimaliseren van verstoring en het waarborgen van voedselbeschikbaarheid. Ook het toevoegen van additieven aan mengmest of behandelen van mengmest hebben een relatief kleinere impact op de biodiversiteit.

Een 😞, 😐 en 😊 wijzen respectievelijk op een negatief, neutraal en positief effect. Omdat er een interactie kan zijn van het effect van een maatregel met o.a. bodemeigenschappen en weersomstandigheden kunnen er verschillende emoticons gegeven worden om een effect van een maatregel te duiden. Een kleiner emoticon wijst op een lagere kans van het effect maar geeft geen informatie over de grootte ervan. Bij ? werden er geen of onvoldoende onderzoeksresultaten gevonden. Er wordt verondersteld dat de aanwendingstechniek correct toegepast wordt, bij de behandeling van mengmest de juiste dosis van de additieven toegediend wordt en de N-bemestingsdosis rekening houdt met de N-efficiëntie van de toegediende meststof.

Afh.: afhankelijk; anorgan.= anorganische; biolog.= biologisch; intens.= intensiviteit van beheer; omst.= omstandigheden & organ.= organische
*: verdunnen met sleepvoetbemester
**: bij de lachgasemissies wordt enkel de toediening van stalmest en compost bekeken zonder de extra dosis aan minerale meststoffen

De literatuur toont dus aan dat het verminderen van N-verliezen en het behouden van biodiversiteit enkel duurzaam kan worden gerealiseerd via een geïntegreerde aanpak waarin mestkwaliteit, bemestingstechniek, rantsoen en landbeheer in samenhang worden geoptimaliseerd. Een dergelijke systeemaanpak beïnvloedt N-verliezen en bodembiodiversiteit sterker dan afzonderlijke maatregelen, en verkleint tegelijk het risico op negatieve trade-offs.

De conclusie dat een integrale systeemaanpak de N-verliezen en de bodembiodiversiteit sterker beïnvloedt dan de optimalisatie van een afzonderlijke techniek en het risico op trade-offs kan beperken, heeft belangrijke implicaties voor het beleid.

- pagina 73 van 87

voedermanagement, de teeltrotatie en de bodem.

3. **Versterk op een consistente manier beheerkeuzes die veerkracht bevorderen:** Beleid kan sturen op het behoud van permanent grasland, de toepassing van stalmest en compost, en het bevorderen van klaver en kruidenrijke graslanden. Deze maatregelen versterken de bodemstructuur en het bodemvoedselweb en leveren tegelijk voordelen op voor weidevogels en andere graslandsoorten. Essentieel is wel dat dit op een samenhangende manier gebeurt zodat landbouwers duidelijke en consistente prikkels krijgen. Alleen een coherent beleid dat structureel inzet op veerkrachtige beheerkeuzes kan blijvende winst opleveren voor zowel de N-balans als biodiversiteit.
4. **Stimuleer maatregelen in het voederrantsoen:** Aangezien de mesteigenschappen (TAN-gehalte, pH en C/N-verhouding) belangrijke sturende factoren van zowel N-verliezen als de impact van bemesting op biodiversiteit zijn, verdient dit aandacht in het beleid. Denk hierbij aan het stimuleren van rantsoen-aanpassingen naar een lager eiwitgehalte die leiden tot een hogere C/N-verhouding in de mest. Er gebeurt onderzoek naar de ontwikkeling van een borgingstool voor laag-eiwit rantsoenen bij melkvee zodat deze maatregel in het beleid opgenomen kunnen worden.

5.3 KENNISLEEMTES EN AANBEVELINGEN VOOR VERDER ONDERZOEK

Hoewel de grote lijnen duidelijk worden, toont de analyse ook een aantal belangrijke hiaten in de wetenschappelijke kennis. Verder onderzoek is nodig om het risico op N-verliezen en het beheer van het bodemleven en de impact op de bovengrondse biodiversiteit te kunnen verfijnen.

1. **Synergetische effecten van gecombineerde maatregelen:** De afzonderlijke effecten van vaste mest en beweidingintensiteit op ammoniakale verliezen en bodembiodiversiteit en van grasklaver op bodembiodiversiteit zijn relatief goed beschreven. Er is echter een gebrek aan (lange termijn)onderzoek naar de cumulatieve en synergetische effecten wanneer deze praktijken gecombineerd worden binnen één bedrijfssysteem. Versterken deze maatregelen elkaar en leidt dit tot een hogere N-efficiëntie en een versneld herstel of een nog hogere bodembiodiversiteit? Wat zijn de effecten op de diverse andere vormen van biodiversiteit?
2. **Kwantificering van de beweidingsbalans:** De tweeledige impact van beweiding (positief door mestflatten, negatief door vertrapping) op biodiversiteit is bekend, maar de balans is moeilijk te kwantificeren. Bij beweiden is er ook een risico op trade-offs tussen de verschillende vormen van N-verliezen. Er is onderzoek nodig naar de 'tipping points': bij welke veedichtheid, op welk bodemtype en onder welke vochtomstandigheden begint het negatieve effect van bodemverdichting op de N-efficiëntie en de bodembiodiversiteit het positieve effect van nutriëntenrecycling via mest te overtreffen?
3. **Mengmesteigenschappen:** De voedersamenstelling heeft een impact op de mesteigenschappen. Hoe de voederstrategie het mest-microbioom beïnvloeden is onbekend. De microbiële samenstelling (bv. de schimmel-bacterie ratio) van de mest zelf en de vraag hoe deze als 'inoculant' functioneert bij toediening op de bodem, is een grotendeels onontgonnen terrein. Onderzoek naar hoe het microbioom van de mest (bv. gerijpte vs. rottende mest) de N-cycli in de bodem en de microbiële gemeenschappen in de bodem

beïnvloedt, kan cruciale inzichten opleveren. Ook is er meer inzicht nodig in de impact van het rantsoen en stalmanagement op de pH en het TAN-gehalte van de mengmest en het beperken van N-verliezen.

4. **Biologisch aanzuren van mengmest:** Het aanzuren van mengmest met zwavelzuur verlaagt de ammoniakale verliezen maar kent ook enkele belangrijke nadelen zoals het risico op extra SO_4^{2-} -uitspoeling naar grond- en oppervlaktewater en een negatief effect op de nutriëntenbeschikbaarheid en -opneembaarheid, opbrengsten en de bodembiodiversiteit. Daarom is deze techniek niet aangewezen. Een alternatieve en veel veiligere methodiek voor het aanzuren van mengmest is het biologisch aanzuren van mengmest. Er is nood aan onderzoek naar het effect van het biologisch aanzuren van mengmest op de N-efficiëntie en de bodembiodiversiteit.
5. **Verdunnen van mengmest:** Onderzoek toont de positieve effecten van het verdunnen van mengmest bij klei- en veenpercelen. Voor zandbodems ontbreekt onderzoek dat een verlaging van de ammoniakale verliezen onderbouwt. Het verdunnen van mengmest heeft waarschijnlijk een positief effect op de regenwormpopulatie maar onderzoek naar andere types van bodembiodiversiteit ontbreken.
6. **Impact van residuen in mest op het bodemvoedselweb:** De literatuur waarschuwt voor de negatieve effecten van chemische residuen (diergeneesmiddelen, reinigingsproducten, etc.) in de mengmest. Systematisch onderzoek naar de lange termijn en sub-letale effecten van deze stoffen op de N-cycli in de bodem en de verschillende functionele groepen van het bodemleven (micro-organismen, nematoden, potwormen) is noodzakelijk om de risico's correct in te schatten.
7. **Systeembenadering als alternatief voor techniek (middel- naar doelvoorschriften):** Er blijkt in de wetenschappelijke literatuur weinig informatie te bestaan over N-verliezen doorheen de gehele cyclus van stal/weide/mestaanwending/bodem/grondwater/... Voor veel factoren die emissies beïnvloeden blijkt de wetenschappelijke literatuur niet altijd dezelfde resultaten te bekomen en/of wordt een redelijk brede range gevonden. Dit komt door de veelheid aan factoren die simultaan een invloed hebben: rantsoen, mestopslag, stalsysteem, diverse parameters m.b.t. de chemische, fysisch en biologische samenstelling van de mest, bodemeigenschappen, weeromstandigheden, landbeheer, ... Er is meer onderzoek nodig om al deze relaties op een duidelijke manier in beeld te brengen. Op basis van deze resultaten kan een systeembenadering als alternatief voor het verplichten van specifieke emissiearme aanwendingstechnieken op perceelsniveau uitgewerkt worden dat gebaseerd is op meetbare resultaten, zoals lage emissies op bedrijfsniveau in combinatie met indicatoren voor een gezonde bodem (bv. organische stofgehalte, aanwezigheid van sleutelsoorten zoals pendelende regenwormen) of het gebruik van externe N-bronnen zoals kunstmest of aangekocht krachtvoeder. Dit kan innovatieve landbouwers die via een aangepast managementsysteem (bv. met mest met een laag TAN-gehalte en hoge C/N-verhouding) dezelfde of betere resultaten behalen de nodige flexibiliteit en erkenning geven.
8. **Mechanismen achter waargenomen correlaties:** Sommige studies tonen interessante correlaties, zoals de relatie tussen het aantal potwormen en de N-opbrengstrespons van grasland, maar de onderliggende mechanismen zijn nog onduidelijk. Gericht onderzoek is nodig om deze causale verbanden te ontrafelen, wat kan leiden tot de ontwikkeling van nieuwe, betrouwbare biologische indicatoren voor bodemvruchtbaarheid.

6 REFERENCES

- Adu-Poku, D., Ackerson, N.O.B., Devine, R.N.O.A., Addo, A.G., 2022. Climate mitigation efficiency of nitrification and urease inhibitors: impact on N₂O emission - A review. *Scientific African* 16, e01170.
- Akoumianaki, I., 2022. Moving to more sustainable methods of slurry application: implications for water quality of waterbodies and water protected areas. *CRW2020_02*. Centre of Expertise for Waters (CREW), Dundee, 26 p.
- Amberger, A., 1991. Ammonia emissions during and after land spreading of slurry. In: 'Odour and ammonia emissions from livestock farming', Nielsen, V.C., Voorburg, J.H, L'Hermite, P. (Eds.), Elsevier Applied Science, New York, 126-131.
- Anonymus, 2016. <https://www.health.belgium.be/nl/formaldehyde>
- Anonymus, 2018. https://www.rundveeloket.be/vraag_antwoord/schuimvorming_op_mest
- Anonymus, 2024a. Drijfmestkwaliteit verbeteren begint met inzicht door meting en advies. <https://agrarischwaterbeheer.nl/nieuws/drijfmestkwaliteit-verbeteren-begint-met-inzicht-door-meting-en-advies/#:~:text=Bij%20hogere%20pH%2Dwaarden%20neemt,%27>
- Anonymus, 2024b. Grasklaver en bemesting. *Gras@vies*, 2 p. <https://inagro.be/projecten/grasvies>
- Anonymus, 2024c. Moet grasklaver bemest worden? *Landbouwleven* 14/03/2024, 10-11.
- B3W, 2023. Optimale zuurtegraad geeft hogere opbrengst, betere bodemkwaliteit en minder uitspoeling. Begeleidingsdienst voor Betere Bodem en Waterkwaliteit (B3W), 8 p.
- Bakker, R., Klijberg, S., Verhoeven, M., Saaltink, R., 2020. Additieven voor dierlijke mest. *HAS Kennistransfer en Bedrijfsopleidingen*, s-Hertogenbosch, 131 p.
- Bardgett, R.D., van der Putten, W.H., 2014. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature* 15(7528), 505-11.
- Bernal, M.P., Alburquerque, A.R., Moral, R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology* 100(22), 5444-5453.
- BirdLife International, 2021. European Red List of Birds 2021. Publications Office of the European Union, Luxemburg, 71 p.
- Bittman, S., Dedina, M., Howard, C.M., Oenema, O., Sutton, M.A., 2014. Options for ammonia mitigation: guidance from the UNECE task force on reactive nitrogen. *Centre for Ecology and Hydrology (CEH)*, 83 p.
- Blokhuis, C., Schepens, J.A.B., van der Wal, A., 2020. Een eerste verkennende literatuurstudie over het effect van bodembeheer op het behalen van bodem-, water- en luchtdoelstellingen. RIVM-briefrapport 2020-0033. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, 43 p.
- Bogaert, N., Salomez, J., Vermoesen, A., Hofman, G., Van Cleemput, O., Van Meirvenne, M., 2000. Within-field variability of mineral nitrogen in grassland. *Biology & Fertility of Soils* 32, 186-193.
- Bouwman, A.F., Boumans, L.J.M., Batjes, N.H., 2002. Estimation of global NH₃ emissions from synthetic fertilizers and animal manure applied to arable lands and grasslands. *Global Biogeochemical Cycles* 16, 1024.
- Broderick, G.A., Reynal, S.M., 2009. Effect of source of rumen-degraded protein on production and ruminal metabolism in lactating dairy cows. *Journal of Dairy Science* 92(7), 2822-2834.
- Brussaard, L., Behan-Pelletier, V.M., Bignell, D.E., Brown, V.K., Didden, W.A.M., Folgarait, P.J., Fragoso, C., Freckman, D.W., Gupta, V.V.S.R., Hattori, T., 1997. Biodiversity and ecosystem functioning in soil. *Ambio* 26, 563-570.
- Brusselmans, E., Beck, B., De Campeneere, S., Demeyer, P., Goossens, K., Kerselaers, E., Maertens, L., Millet, S., Reubens, B., Riebbels, G., Vandaele, L., Vangeyte, J., Zwervaegher, I., 2016. Screening van maatregelen die kunnen leiden tot de reductie

van ammoniakemissie afkomstig van landbouw. Instituut voor Landbouw, Visserij- en Voedingsonderzoek (ILVO), Mellebeke, 123 p.

Bussink, W., 2024. Wat is de waarde van toevoegmiddelen aan mest voor emissiebeperking? Wageningen University & Research (Wur), Wageningen, 6 p.

Bussink, D.W., Huijsmans, J.F.M., Ketelaars, J.J.M.H., 1994. Ammonia volatilization from nitric-acid-treated cattle slurry surface applied to grassland. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 42, 293-309.

Bussink, W., van Rotterdam, D., 2023. Mest biologisch aanzuren. Minder emissie, meer biogas. V-focus 20(6), 14-17.

Bussink, D.W., van Rotterdam-Los, A.M.D., Vermeij, I., van Dooren, H.J.C., Bokma, S., Ouwerkerk, G.J., van der Draai, H., Wenzel, W., 2014. Reducing NH₃ emissions from cattle slurry by (biological) acidification: experimental proof and practical feasibility. Nutrient Management Institute (NMI), Wageningen, 54 p.

Cameira, M.d.R., Li, R., Fangueiro, D., 2020. Integrated modelling to assess N pollution swapping in slurry amended soils. *Science of The Total Environment* 713, 136596.

Capowiez, Y. , Cadoux, S., Bouchant, P., Ruy, S., Estrade, J.R., Richard, G., Boizard, H., 2009. The effect of tillage type and cropping system on earthworm communities, macroporosity and water infiltration. *Soil and Tillage Research* 105(2), 209-216.

Cashman, O., Casey, I., Sorley, M., Forrestal, P., Styles, D., Wall, D., Burchill, W., Humphreys, J., 2025. Lowering the greenhouse gas and ammonia emissions from grassland-based dairy production. *Agricultural Systems* 222, 104151.

CDM, 2014. Advies "Bemesting met zwavelhoudende meststoffen". Commissie Deskundigen Meststoffenwet (CDM), 21 p.

CDM, 2017. Advies beoordeling emissiereductie alternatieve mesttoedieningstechnieken. Commissie Deskundigen Meststoffenwet (CDM), 30 p.

CDM, 2020. Effecten van verdunning van mest bij mestaanwending op zandgrond. Commissie Deskundigen Meststoffenwet (CDM), 16 p.

CDM, 2025. Advies 'Vervroegen uitrijddatum drijfmest op bouwland 2025'. Commissie Deskundigen Meststoffenwet (CDM), 15 p.

Chadwick, D., Sommer, S., Thorman, R., Fanguero, D., Cardenas, L., Amon, B., Misselbrook, T., 2011. Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. *Animal Feed Science and Technology* 166-167, 514-531.

Charles, A., Rochette, P., Whalen, J.K., Angers, D.A., Chantigny, M.H., Bertrand, N., 2017. Global nitrous oxide emission factors from agricultural soils after addition of organic amendments: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 236, 88-98.

Curry, J.P., Doherty, P., Purvis, G., Schmidt, O., 2008. Relationships between earthworm populations and management intensity in cattle-grazed pastures in Ireland. *Applied Soil Ecology* 39(1), 58-64.

de Boer, H., Van Eekeren, N., 2007. Bodemverdichting door berijden bij zodenbemesten; effecten op opbrengst en voederwaarde van gras-klover, bodemstructuur en biologische bodemkwaliteit. Rapport 47, Wageningen UR Animal Sciences Group, Lelystad, 20 p.

de Boer, H., van Mullekom, M., van Doorn, J., Smolders, F., 2022. Nitraatuitspoeling uit gemaaid grasland op uitspoelingsgevoelige zandgrond: Effecten van strooien van zeoliet en vervanging van kunstmest KAS door rundveedrijfmest.

Debruyne, J., Kerkhove, G., Adams, Y., Demolder, H., Reheul, D., Nevens, F., Paelinckx, D., 2001. Visie voor behoud en herstel van graslanden met natuurwaarden. Soortenrijke cultuurgraslanden: landbouwkundige waarden en mogelijkheden tot verweving. Rapport van het Instituut voor Natuurbehoud 2001.05, Instituut voor Natuurbehoud (IN), 185 p.

- Nousiainen, J., Shingfield, K. J., Huhtanen, P., 2004. Evaluation of milk urea nitrogen as a diagnostic of protein feeding. *Journal of Dairy Science* 87(2), 386-398.
- Nunez, P., Demanet, R., Matus, F., de la Luz Mora, M., 2007. Grazing management, ammonia and nitrous oxide emissions: a general view. *Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal* 7(3), 61-99.
- Nyameasem, J.K., Ruser, R., Kluß, C., Essich, C., Zutz, M., ten Huf, M., Buchen-Tschiskale, C., Flessa, H., Olf, H. W., Taube, F., Reinsch, T., 2023. Effect of slurry application techniques on nitrous oxide emission from temperate grassland under varying soil and climatic conditions. *Grass and Forage Science* 78(3), 338-358.
- Odeurs, W., Vandervelpen, D., Elsen, A., De Vlieghe, A., Ruysschaert, G., D'Hose, T., Vanden Nest, T., Bries, J., Vandendriessche, H., 2020. Derogation monitoring network of farms under Directive 2008/64/EG (MAP 5). Final report: Period January 2016-May 2020. Onderzoek uitgevoerd in opdracht van Vlaamse Landmaatschappij (VLM), Brussel, 445 p.
- Oenema, O., Velthof, G.L., Yamulki, S., Jarvis, S.C., 1997. Nitrous oxide emissions from grazed grassland. *Soil Use and Management* 13, 288-295.
- Onkelinx, T., Dochy, O., Vermeersch, G., Devos, K., 2025. Trends op basis van de Algemene Broedvogelmonitoring Vlaanderen (ABV). Technisch achtergrondrapport voor de periode 2007-2024. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2025 (8), Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek; Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), Brussel, 322 p., <https://doi.org/10.21436/inbor.119461371>.
- Onrust, J., 2017. Earth, worms & birds. PhD-thesis. Rijksuniversiteit Groningen, Groningen, 146 p.
- Onrust, J., Wymenga, E., Piersma, T., Olff, H., 2019. Earthworm activity and availability for meadow birds is restricted in intensively managed grasslands. *Journal of Applied Ecology* 56(5), 1333-1342.
- Oosterbaan, A., de Jong, J.J., Kuiters, A.T., 2008. Vernieuwing in ontwikkeling en beheer van natuurgraslanden op voormalige landbouwgrond op droge zandgronden. Alterra rapport 1669, Alterra, Wageningen, 57 p.
- Oosterveld, E.B., 2006. Betekenis van waterpeil en bemesting voor weidevogels. *De Levende Natuur* 107, 134-137.
- Owusu-Twum, M.Y., Kelleghan, D., Gleasure, G., Forrestal, P., Lanigan, G.J., Richards, K.G., Krol, D.J., 2023. Ammonia emission factors from cattle production systems in Ireland - a review. *Irish Journal of Agricultural and Food Research* 62(1), 75-95.
- Park, S.H., Lee, B.R., Jung, K.H., Kim, T.H., 2018. Acidification of pig slurry effects on ammonia and nitrous oxide emissions, nitrate leaching, and perennial ryegrass regrowth as estimated by ¹⁵N-urea flux. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences* 31, 457-466.
- Park, S.H., Choi, A.R., Kim, T.H., Lee, B.R., 2024. Zeolite application mitigates NH₃ and N₂O emissions from pig slurry-applied field and improves nitrogen use efficiency in Italian ryegrass-maize crop rotation system for forage production. *Journal of Environmental Management* 357, 120775
- Park, S.H., Lee, B.R., Kim, T.H., 2021. Urease and nitrification inhibitors with pig slurry effects on ammonia and nitrous oxide emissions, nitrate leaching, and nitrogen use efficiency in perennial ryegrass sward. *Animal Bioscience* 34(12), 2023-2033.
- Petersen, S.O., Blanchard, M., Chadwick, D., Del Prado, A., Edouard, N., Mosquera, J., Sommer, S.G., 2013. Manure management for greenhouse gas mitigation. *Animal* 7(Suppl.2), 266-282.
- Pfiffner, L., 2017. Regenwormen: Onderschatte werkrachten in de bodem. FiBL Nr: 1044, Research Institute of Organic Agriculture FiBL & Bioforum Vlaanderen vzw, Antwerpen, 9 p.
- Phillips, R.L., McMillan, A.M.S., Palmada, T., Dando, J., Giltrap, D., 2015. Temperature effects on N₂O and N₂ denitrification end-products for a New Zealand pasture soil. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 58(1), 89-95.
- Pijlman, J., Monteny, G.-J., de Wit, J., 2018. Strooiselstalsystemen: ammoniak en andere emissies, dierwelzijn en mestkwaliteit - Een verkenning van strooiselstalsystemen bij de verschillende landbouwhuisdieren, met het zwaartepunt op (potentiële

maatregelen voor de beperking van) ammoniakemissies, in relatie tot overige emissies, dierwelzijn en mestkwaliteit. Publicatienummer 2018-027 LbD, Louis Bolk Instituut (LBI), 57 p.

Powell, J.M., Misselbrook, T.H., Casler, M.D., 2011. Season and bedding material effects on ammonia emissions from tie-stall dairy barns. *Journal of Dairy Science* 91, 857-869.

Puente-Rodríguez, D. Gollenbeek, L.R., Verdoes, N., Bos, A.P., 2022. Perspectief van het aanzuren van mest in Nederland om methaan- en ammoniakemissie te reduceren. Rapport 1375, Wageningen Livestock Research (WLR), Wageningen, 32 p.

Pulido-Moncada, M., Munkholm, L.J., Schjønning, P. 2019. Wheel load, repeated wheeling, and traction effects on subsoil compaction in northern Europe. *Soil and Tillage Research* 186, 300-309.

Rayela, R.N.E., Fetiza, A.P.S., Estorico, G.C., 2025. The impact of soil pH on earthworm diversity and abundance: a systematic review of soil acidity and its effects on Vermicomunities. *International Journal of Innovative Science and Research Technology* 10(4), 488-494.

Rougoor, C., Vermeulen, E., van Well, E., 2023. Bovengronds mest aanwenden SWOT-analyse van totaal bedrijfssysteem. CLM-publicatienummer 1171, CLM Onderzoek en Advies, Culemborg, 38 p.

Rutgers, M., Mulder, C., Schouten, A.J., Bloem, J., Bogte, J.J., Breure, A.M., Brussaard, L., De Goede, R.G.M., Faber, J.H., Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M., Keidel, H., Korthals, G.W., Smeding, F.W., Ter Berg, C., Van Eekeren, N., 2007. Typeringen van bodemecosystemen in Nederland met tien referenties voor biologische bodemkwaliteit. RIVM Rapport 607604008/2007. Onderzoek opdracht en ten laste van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Directie Bodem, Water en Landelijk Gebied (BWL), in het kader van het RIVM-project M/607604, Bodemecosystemen: monitoring, databeheer en integratie, Bilthoven, 96 p.

Sajeev, E.P.M., Winiwarter, W., Amon, B., 2018. Greenhouse gas and ammonia emissions from different stages of liquid manure management chains: abatement options and emission interactions. *Journal of Environmental Quality* 47, 30-41.

Saue, T., Tamm, K., 2018. Main environmental considerations of slurry acidification. Estonian Crop Research Institute, 49 p.

Schekkerman, H., Teunissen, W., Oosterveld, E., 2009. Mortality of Black-tailed Godwit *Limosa limosa* chicks in wet grasslands: the importance of predation and starvation. *Journal of Ornithology* 150(1), 133-143.

Schelfhout, S., De Schrijver, A., Van Nevel, L., Vesterdal, L., Mertens, J., Verheyen, K., 2014. Boomsoorten, bodemvruchtbaarheid en regenwormen: een intrigerend netwerk van interacties. *Bosrevue* 48, 11-15.

Schippers, W., Bax, I., Gardenier, M., 2023. Ontwikkelen van kruidenrijk grasland. Aardewerkadvies, Lunteren, 108 p.

Schneiders, A., Alaerts, K., Michels, H., Stevens, M., Van Gossum, P., Van Reeth, W., Vught, I., 2020. Natuurrapport 2020: feiten en cijfers voor een nieuw biodiversiteitsbeleid. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek No. 2, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), Brussel, 365 p.

Seehusen, T., Riley, H., Riggert, R., Fleige, H., Børresen, T., Horn, R., Zink, A. , 2014. Traffic-induced soil compaction during manure spreading in spring in South-East Norway. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Soil & Plant Science* 64(3), 220–234.

Seidel, A., Pacholøki, 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.

Selbie, 2014. The fate of nitrogen in an animal urine patch as affected by urine nitrogen loading rate and the nitrification inhibitor dicyandiamide. Phd, Lincoln University, 274 p.

Shah, G.M., Shah, G.A., Groot, J.C.J., Oenema, O., Lantinga, E.A., 2012. Irrigation and lava meal use reduce ammonia emission and improve N utilization when solid cattle manure is applied to grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 160, 59-65.

- Shaheb, M.R., Venkatesh, R. & Shearer, S.A., 2021. A Review on the Effect of Soil Compaction and its Management for Sustainable Crop Production. *Journal of Biosystems Engineering*. 46, 417-439.
- Sonneveld, M.P.W., Bos, J.F.F.P., Schröder, J.J., Bleeker, A., Hensen, A., Frumau, A., Roelsma, J., Brus, D.J., Schouten, A.J., Bloem, J., de Goede, R., Bouma, J., 2009. Effectiviteit van het Alternatieve Spoor in de Noordelijke Friese Wouden. Wageningen Universiteit en Research (WUR), Wageningen, 137 p.
- Starmans, D.A.J., Blanken, K., Kupers, G.C.C., Timmerman, M., 2009. Schuimvorming op mest: eindrapportage. *Livestock Research* Nr. 288, *Livestock Research*, Wageningen, 54 p.
- Stopes, C., Lord, E.I., Philipps, L., Woodward, L., 2002. Nitrate leaching from organic farms and conventional farms following best practice. *Soil Use and Management* 18(s1), 256-63.
- Teunissen, W.A., Schekkerman, H., Willems, F., 2005. Predatie bij weidevogels. Op zoek naar de mogelijke effecten van predatie op de weidevogelstand. Sovon-onderzoeksrapport 2005/11 - Alterra-Document 1292, Sovon Vogelonderzoek Beek-Ubbergen., 172 p.
- Thissen, J., van Bommel, F., 2018. Literatuuronderzoek dassen en bemesten. Onderzoek in opdracht van BIJ12, 15 p.
- 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 grassland soils in the UK. *Frontiers in Sustainable Food Systems* 4, 62.
- Thorman, R.E., Sagoo, E., Williams, J.R., Chambers, B.J., Chadwick, D.R., Laws, J.A., Yamulki, S., 2007. The effect of slurry application timings on direct and indirect N₂O emissions from free draining grassland. In: *Proceedings van de 15^{de} Nitrogen Workshop: Towards a better efficiency in N use*, Bosch, A., Teira, M.R., Villar, J.M. (Eds.), p. 297-299.
- Tits, M., Coussement, T., Nuyttens, D., Amery, F., Foqué, D., Elsen, F., 2018. Bemestingsvrije stroken langs waterlopen. Eindrapport, Bijlage 5: Inventarisatie & omschrijving bemestingstechnieken. Studie uitgevoerd in opdracht van Vlaamse Landmaatschappij (VLM), 69-140.
- Truyers, E., Van de Ven, G., De Boever, M., 2023. Mest verdund toedienen op grasland: doe jij dat ook? B3W, 5 p.
- Tscharntke, T., Clough, Y., Wanger, T.C., Jackson, L., Motzke, I., Perfecto, I., Whitbread, A., 2012. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation* 151(1), 53-59.
- Valckx, J., Govers, G., Hermy, M., Muys, B., 2009. Dieper graven naar het belang van regenwormen in duurzaam akkerbeheer - een toolkit voor ecologische erosiecontrole. Departement Aard- en omgevingswetenschappen, K.U.Leuven, Leuven, 34 p.
- Valkama, E., Tzemi, D., Ramon Esparza-Robles, U., Syp, A., O'Toole, A., Maenhout, P., 2024. Effectiveness of soil management strategies for mitigation of N₂O emissions in European arable land: A meta-analysis. *European Journal of Soil Science* 75(3), e13488.
- van Boxmeer, E.G.G., Ogink, N.W.M., 2023. Mestadditieven voor ammoniakemissiereductie uit rundveemest. Wageningen Livestock Research (WLR), Wageningen, 22 p.
- Van Boxmeer, E.G.G., Verdoes, N., Workel, L.D., Vonk, J., Huis in 't Veld, J.W.H., 2024. Emissies uit verse drijfmest, urine en feces van rundvee, varkens en kalveren; onderzoek in klimaatrespiratiecellen naar emissies van ammoniak, lachgas, koolstofdioxide, methaan en niet-methaan vluchtige organische componenten, waaronder vluchtige vetzuren. Rapport 1495, Wageningen Livestock Research (WLR), Wageningen, 62 p.
- van den Bogaert, T., Boussery, K., 2020. Ammoniakemissiereductie in rundveestallen. Departement Landbouw en Visserij, Brussel, 62 p.
- Van den Bossche, T., Goossens, K., Ampe, B., Haesaert, G., De Sutter, J., De Boever, J.L., Vandaele, L., 2023. Effect of supplementing rumen-protected methionine, lysine, and histidine to low-protein diets on the performance and nitrogen balance of dairy cows. *Journal of Dairy Science* 106, 1790-1802.

