



Vlaanderen
is landbouw & visserij

ILVO
Instituut voor Landbouw-
en Visserijonderzoek

Optimanure

Optimaliseren van de opslag en behandeling van vaste rundermest via compostering of inkuilen

Rapport 1: Procesverloop en productkwaliteit

Jarinda Viaene
Victoria Nelissen
Bert Reubens
Bart Vandecasteele
Koen Willekens

Februari 2015

Met financiële ondersteuning van VCM, Boerenbond, Agriton en Orffa

Inhoud

Samenvatting.....	4
Summary	7
1 Inleiding.....	9
1.1 Runderstalmest	9
1.2 Dikke fractie na scheiden van rundveedrijfmest.....	10
1.3 Beperken van nutriëntenverliezen tijdens compostering.....	10
1.4 Doelstelling van de proef.....	12
2 Proefopzet.....	12
3 Opvolging proef.....	17
3.1 Composteren en inkuilen op praktijkschaal.....	17
3.1.1 Weerdata.....	17
3.1.2 Procesverloop.....	17
3.1.3 Kwaliteit compost- en kuilproducten	17
3.1.4 Massabalans	18
3.1.5 Gasmetingen.....	18
3.1.6 Analyses van bodem en gras op de kopakker	18
3.2 Inkuilen op laboschaal (inkuil-emmers)	19
3.2.1 Procesverloop.....	19
3.2.2 Kwaliteit kuilproducten	19
4 Analyses.....	19
4.1 Procesverloop.....	19
4.2 Kwaliteit compost- en kuilproducten	20
4.3 Gasmetingen	22
4.4 Analyses kopakker	23
5 Statistiek.....	24
5.1 Compostbehandelingen en inkuilbehandelingen op praktijkschaal	24
5.2 Inkuilbehandelingen op laboschaal (inkuil-emmers)	25
5.3 Vergelijking inkuilen op labo- en praktijkschaal.....	25
6 Resultaten en discussie compostbehandelingen en inkuilbehandelingen op praktijkschaal	25
6.1 Weersomstandigheden	25
6.2 Temperatuur- en CO ₂ -verloop.....	26
6.3 Visuele beoordeling van de eindproducten op praktijkschaal	28

6.4	Kwaliteit compost- en kuilproducten	30
6.4.1	C/N-, C/P- en N/P-verhoudingen	30
6.4.2	Droge stof- en organische stofgehalte	34
6.4.3	Minerale stikstof en nutriënteninhoud	38
6.4.4	pH, elektrische conductiviteit, zuurstofopnamesnelheid en potentiële biodegradeerbaarheid.....	44
6.4.5	Verse bulkdichtheid.....	53
6.5	Stikstofimmobilisatietesten.....	54
6.6	Massabalans	54
6.7	Gasvormige verliezen (emissiemetingen)	55
6.7.1	Algemeen patroon van de gassen bij composteren van stalmest vs. dikke fractie	56
6.7.2	Gasvormige emissies bij de behandelingen met stalmest	56
6.7.3	Gasvormige emissies bij de behandelingen met dikke fractie	57
6.8	Analyses van bodem en gras op de kopakker	60
6.8.1	Bodemvochtgehalte	60
6.8.2	Stikstofconcentraties.....	61
7	Resultaten inkuilbehandelingen op laboschaal (inkuil-emmers)	63
8	Vergelijking inkuilen op praktijk- en laboschaal.....	67
9	Conclusies.....	68
10	Verder te bestuderen aspecten.....	71
11	Literatuurlijst	73

Samenvatting

ILVO onderzoekt technieken om de opslag en de kwaliteit van runderstalmest en de dikke fractie van runderdrijfmest (na scheiding) te optimaliseren. Dit is nodig omdat er momenteel vragen zijn omtrent de afzetmogelijkheden van dikke fractie en omwille van de bezorgdheid over nutriëntenverliezen tijdens de opslag van vaste mest op de kopakker. Alternatieve methodes, zoals composteren en inkuilen, moeten echter ook praktisch haalbaar zijn op het landbouwbedrijf en mogen dus niet té arbeids- en kostenintensief zijn. Daarom voerde ILVO proeven uit op praktijkschaal, met als doel om de voor- en nadelen van losse opslag, inkuilen en composteren van runderstalmest en de dikke fractie van runderdrijfmest te evalueren. Dit gebeurde aan de hand van metingen van nutriëntenverliezen naar bodem en lucht en van de kwaliteit van de eindproducten. Ook werden effecten van het toevoegen van reststromen en toeslagstoffen op het procesverloop en de kwaliteit van de eindproducten bestudeerd. De proeven duurden twee maanden. De compostbehandelingen met stalmest werden twee maal gekeerd (bij aanvang en een maand na opzet), de compostbehandelingen met dikke fractie werden vier tot zeven keer gekeerd, afhankelijk van het procesverloop (temperatuur en CO₂-gehalte).

Composteren van dikke fractie

Het Vlaams Coördinatiecentrum Mestverwerking (VCM vzw) krijgt regelmatig vragen van melkveehouders omtrent afzetmogelijkheden van de dikke fractie van mest. Daarom werd in deze proef nagegaan of door compostering op beton de afzetmogelijkheden van de dikke fractie kunnen toenemen. Discontinue temperatuurmetingen toonden aan dat de temperatuur tijdens de compostering van zuivere dikke fractie van runderdrijfmest op praktijkschaal onder 70°C bleef. Dit wijst erop dat de hygiënisatienorm van minimum 1 uur bij 70°C, die verplicht is voor export van dierlijke bijproducten (EU1069/2009), niet gehaald werd. Omdat dikke fractie een vochtig (24 % droge stof bij aanvang van de proef) en eerder structuurarm materiaal is, konden anaerobe omstandigheden ook niet vermeden worden, ook zelfs niet door regelmatig keren. Veelvuldig keren is echter arbeidsintensief. Tenslotte werden hoge gasvormige emissies (CO₂, NH₃ en CH₄) tijdens de compostering waargenomen. Toediening van het kleimineraal clinoptiloliet aan de dikke fractie, dat een relatief hoge kationen-uitwisselingscapaciteit heeft, bleek NH₃-emissie te verlagen. Ook toevoegen van stro en gras of stalmest aan de dikke fractie verlaagde de gasvormige emissies, maar in vergelijking met de stalmest bleven de emissies toch relatief hoog. Bijmenging van deze reststromen resulteerde daarenboven in een betere structuur in de hoop, met meer zuurstof en een intenser afbraakproces tot gevolg. Op die manier werden temperaturen van 70°C bereikt, al kan geen uitsluitel gegeven worden over het bereiken van de hygiënisatienorm (minimaal 1 uur bij 70°C) door het ontbreken van continue temperatuurmetingen. De toegevoegde reststromen zorgden verder voor een droger eindproduct.

Hoewel het bijmengen van stro en gras of stalmest resulteerde in een beter composteerproces, bleek het risico op nutriëntenverliezen naar de lucht nog vrij hoog. Wellicht is het dus aangewezen om de compostering van dikke fractie in gesloten systemen (met geforceerde beluchting voor een aerob procesverloop) uit te voeren. Daarbij dient gekeken te worden in welke mate structuurmateriaal moet worden toegevoegd om de gewenste temperatuur voor hygiënisatie te halen. Indien de compostering toch in open lucht zou worden uitgevoerd, wordt aanbevolen om met een lager aandeel dikke fractie te werken en nutriëntenarme, droge en structuurrijke materialen toe te voegen om het procesverloop te optimaliseren en nutriëntenverliezen te minimaliseren.

Stalmest composteren: op de kopakker of op beton?

De gebruikte stalmest was beduidend strorijker dan normaal in de praktijk het geval is. Door de keuze voor een extensieve boerderijcompostering werd geen water toegediend ter compensatie van het water dat door de temperatuurontwikkeling uit de hoop verdampte. Bij de compostering op beton

bleek de hoop natter dan bij compostering op de kopakker, omdat op beton het afstromende water door de hoop werd opgenomen. Dit resulteerde in een beter composteerproces op beton, maar de verschillen in compostkwaliteit bleken uiteindelijk beperkt. Beide producten vertoonden een vergelijkbare stabiliteit op het einde van de proef. Toediening van extra vocht, zowel aan de hoop op de kopakker als die op beton, had wellicht voor een beter procesverloop en meer doorverteerde mestcompost kunnen zorgen, waardoor de verschillen in productkwaliteit groter zouden zijn.

Stalmest op de kopakker: losse opslag versus composteren

Momenteel is het, omwille van de bezorgdheid over nutriëntenverliezen, in Vlaanderen niet toegestaan om vaste mest op te slaan (of te composteren) op de kopakker tussen 15 november en 15 januari. Buiten deze periode kan de mest maximum een maand op de kopakker blijven liggen. In deze proef gaan we na of behandeling van mest de risico's op verliezen kan reduceren.

Losse opslag van stalmest op de kopakker resulteerde in een volumineuzer, natter, heterogener en grover eindproduct in vergelijking met de gecomposteerde stalmest op de kopakker, wat nadelig is voor een goede verdeling op het veld. Desondanks waren verschillen in productkwaliteit (organische stofgehalte, nutriëntensamenstelling) tussen beide behandelingen klein. Een opvallende vaststelling was de lagere ammonium-stikstofconcentratie in de toplaag van de bodem (0-30 cm) bij de gecomposteerde stalmest bij afloop van de proef. Mogelijke oorzaken zijn verhoogde mineralisatie door hogere bodemtemperaturen onder de hoop en meer uitspoeling uit de hoop bij losse opslag. Stalmest composteren biedt dus voordelen in vergelijking met losse opslag op vlak van strooibaarheid en wellicht ook op vlak van risico op stikstofuitspoeling. Het betreft echter slechts een eerste indicatie: verder onderzoek, ook van alternatieve behandelingen zoals opslag onder doek of op een strobed, is nodig om deze resultaten te valideren.

Composteren versus inkuilen

Gelijktijdig met de praktijkproeven werden kleine inkuilemmers, op laboschaal, opgezet met dezelfde behandelingen. Dit liet ons toe om de kuilen op praktijk- en laboschaal te vergelijken. De inkuilproducten met stalmest of dikke fractie hebben, net als de compostproducten, potentieel om gebruikt te worden als bodemverbeterend middel of meststof, omdat het materiaal voor de plant beschikbare nutriënten bevat en rijk is aan organische stof. Toch zijn er heel wat verschillen, zowel op vlak van procesverloop als op vlak van de kwaliteit van het eindproduct. Inkuilen kan beschouwd worden als een gecontroleerd bewaarproces; een voorvertering, waarbij beperkte afbraak plaatsvindt. Bij composteren vindt een gecontroleerd afbraakproces plaats. Bij inkuilen lag de temperatuur in de hoop lager en was de volumereductie van de hoop kleiner dan bij composteren. Bovendien lag de ammonium-stikstofconcentratie hoger, en was het eindproduct natter en heterogener. De verliezen aan organische stof en droge stof, maar ook aan nutriënten, zijn beduidend kleiner bij inkuilen. Maar, omwille van de lage afbraak van organische stof tijdens het inkuilproces, zal na toepassing in de bodem nog veel organisch materiaal worden afgebroken. Verder onderzoek is nodig om na te gaan in hoeverre het materiaal, door zijn afbraakpotentieel, bij inwerking in de bodem initieel nutriënten uit de bodem zou kunnen vastleggen. Daar de eindproducten van het inkuilen nog veel ammoniakale stikstof bevatten, moet ook nagegaan worden of het voordeel van verminderde emissies tijdens het proces teniet wordt gedaan door gasvormige stikstofverliezen na toepassing. Een mogelijk gunstig effect is dat microbiële bodemactiviteit gestimuleerd wordt tijdens het verder afbreken van het inkuilproduct in de bodem. Er kan besloten worden dat composteren en inkuilen resulteren in eindproducten met duidelijk verschillende karakteristieken. Echter, beiden blijken waardige alternatieven die mogelijkheden bieden om de vaste rundermest op een meer gecontroleerde manier op te slaan en te behandelen.

Inkuilen op praktijk- versus laboschaal

Wanneer de kuilen op praktijkschaal vergeleken worden met de inkuilemmers, dan blijkt de chemische samenstelling van de eindproducten, zoals bijv. de nutriënteninhoud, te verschillen. Het resultaat van inkuilen op laboschaal kan dus niet zomaar geëxtrapoleerd worden naar praktijkschaal. De reden hiervoor is dat de inkuilemmers een beter afgesloten systeem zijn dan de kuilen die op de beton werden aangelegd.

Summary

ILVO investigates with VCM, Boerenbond, Orffa and Agriton whether composting and ensiling can optimize the storage and quality of cattle farmyard manure and the solid fraction of cattle slurry. This study aims to answer the following relevant questions: Does composting of cattle farmyard manure on headlands result in a lower risk for nutrient losses to ground and/or surface water compared to storage? What is the difference in degradation process and product quality when compared to untreated manure stored on headlands? Is there a difference in composting process when the cattle farmyard manure is composted on headlands compared to when composted on a concrete floor? How do we optimize the composting process of the solid fraction after separation from slurry: can we reduce nutrient losses by means of addition of straw and grass, clay minerals or stable manure? What is the influence on compost quality? What is the difference in process and end-product between composting and ensiling stable manure and solid fraction of slurry? The composting and ensiling tests were conducted at field scale, with a simultaneous lab experiment using ensiling buckets and similar treatments. By means of compost experiments both on a concrete floor and on headlands, it was investigated how quality and nutrient losses were affected when storing and processing the solid manure types. At the start, during and at the end of the storage, composting or ensiling process, product quality (nutrient content, nutrient availability and stability) was determined. Also gaseous losses during the storage and composting process were monitored.

Composting solid fraction

Solid fraction was characterized by a high moisture content, low C/N ratio and poor structure. During composting pure solid fraction, a low oxygen availability appeared which resulted in a frequent but not feasible need to turn the compost. Moreover high emissions of CO₂, NH₃ and CH₄ were noticed. Adding a straw and grass mixture or farmyard cattle manure resulted in higher temperatures (> 70°C) during composting, a dryer end product and more microbial fixation of mineral N indicated by a lower NO₃⁻-N and NH₄⁺-N content and less NH₃-emissions. Adding clinoptilolite, a zeolite with a high cation exchange capacity especially for NH₄⁺-N, resulted in lower NH₃-emissions, but had no effect on other quality parameters. No differences in organic matter content, C/N and C/P ratios between the different treatments were observed.

Farmyard manure on the headland: storage versus composting

Composting cattle farmyard manure resulted in a more homogeneous product with a lower volume compared to the untreated cattle farmyard manure. However, the differences in product quality between untreated storage and composting on the field were small. We observed a lower amount of NH₄⁺-N in the 0-30 cm soil layer under the compost pile compared to the untreated pile, possibly due to more leaching and mineralization under the untreated pile. Further research is being conducted to confirm those results.

Composting farmyard manure: on the headland or on a concrete floor?

The composted pile on the concrete floor was wetter than the one on the field, likely because of absorption of run-off water. This resulted in a better composting process and a trend toward higher gaseous emissions. However, little differences in product quality between composting on the field and on the concrete floor were observed.

Composting versus ensilaging

Ensiling cattle farmyard manure or solid fraction with a straw and grass mixture on a concrete floor resulted in a lower temperature compared to composting, due to a limited organic matter decomposition. The losses of organic matter, dry matter and nitrogen were smaller during ensiling the

cattle farmyard manure. The silage end-product had a higher $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and moisture content and was more heterogenic than the compost. High CH_4 -emissions were noticed when opening the silage.

Ensilaging at field-scale versus lab-scale

The silages from the field-scale experiment were different in composition than the end-products from the lab experiments, therefore we cannot extrapolate the results from the lab experiments. The differences could be explained by a more closed system in the silage buckets than on the field.

1 Inleiding

In dit rapport worden de resultaten voorgesteld van een onderzoek naar de mogelijkheden voor compostering en inkuilen van runderstalmest en de dikke fractie na scheiden van rundveedrijfmest. Het project, een samenwerking tussen ILVO, VCM, Boerenbond, Agriton en Orffa, werd opgestart naar aanleiding van de recente vragen en knelpunten vanuit de sector rond opslag, behandeling en bestemming van deze mesttypes. Hierna lichten we deze vragen en knelpunten kort toe, afzonderlijk voor stalmest en dikke fractie van drijfmest. Ook de mogelijkheden om nutriëntenverliezen te beperken tijdens/via compostering wordt besproken (zie ook Viaene et al., 2014).

1.1 Runderstalmest

In 2005 schatte LNE de hoeveelheid runderstalmest in externe mestopslag in Vlaanderen op 2.078.075 m³ (LNE, 2006). Het recent ingevoerde verbod van opslag van vaste mest op de kopakker in de periode van 15 november tot en met 15 januari en een maximale opslagduur van één maand op landbouwgrond buiten die periode (VLM, 2013¹), zorgt voor de nodige uitdagingen bij vleesveehouderijen, melkveebedrijven met potstal en akkerbouwers/groentetelers die mest tot in de winterperiode lieten aanvoeren om in het voorjaar (april/mei) op hun akkers uit te rijden. De veehouders worden genoodzaakt om te investeren in een mestopslag op het bedrijf. VLAREM geeft aan dat de mestopslagplaats op het bedrijf aan enkele milieueisen moet voldoen: de vloer moet vloeiend dicht zijn, langs drie zijden moet ze omgeven zijn door mestdichte wanden van voldoende hoogte en de vierde zijde moet dermate aangelegd zijn dat afspoeling van mestsappen niet mogelijk is. Ervaringen in bestaande mestopslagruimtes geven aan dat door interne verhitting de mest in de bovenste zone vaak te droog wordt en er potentieel veel stikstof vervluchtigt, waardoor de mestkwaliteit daalt. Verliezen van 20-40% stikstof (voornamelijk gasvormig) worden gerapporteerd (Eghball et al., 1997). De wettelijk opgelegde eisen zullen dus niet zomaar tot lagere stikstofverliezen leiden. Volgens LNE is vaste rundermest bovendien verantwoordelijk voor 35% van de totale broeikasgasemissie (methaan en lachgas) van externe mestopslag in Vlaanderen (LNE, 2006). De bijdrage van runderstalmest tot de lachgasemissies is hierbij het belangrijkste (> 85%) (LNE, 2006). Onderin zit los gestorte mest vaak te nat waardoor rotting en nutriëntenverliezen met sapverlies optreden.

Door composteren van stalmest zouden nutriëntenverliezen kunnen beperkt worden en zou een langere opslagduur op de kopakker kunnen toegelaten worden. In Wallonië mag vaste mest en compost wel opgeslagen worden op de kopakker, mits enkele voorwaarden zoals niet elk jaar op dezelfde plaats. Hierbij wordt ook onderscheid gemaakt in type mest (Nitrawal, 2014²). Composteren van de mest wordt op dit moment niet afzonderlijk behandeld in het MAP, wetenschappelijke onderbouwing zou hier verandering in kunnen brengen. Er zijn namelijk twee factoren die er toe leiden dat het risico op uitloging beperkt kan worden wanneer de stalmest gecomposteerd wordt: (1) de vorm van de ril, die zodanig is dat het water er mooi kan aflopen en gasvormige emissies beperkt worden door de vorming van een dunne korst; dit in tegenstelling tot de grillige vorm van een hoop ruwe stalmest waar water meer zal infiltreren; (2) het composteringsproces zelf waarbij stikstof wordt vastgelegd in de biomassa van micro-organismen (Hellebrand & Kalk, 2000). Bovendien zorgt composteren ook voor een volumereductie, een homogener en beter strooibaar product en hygiënisatie door afdoding van pathogenen en onkruidzaden. Het loont bijgevolg de moeite om extensieve compostering (tweetal keer omzetten) van stalmest op een kopakker te vergelijken met eenvoudig los gestorte mest op de kopakker, en dit op vlak van onder meer risico op uitloging,

¹ <http://www.vlm.be/landtuinbouwers/mestbank/mestopslag/Pages/default.aspx>

² www.nitrawal.be/

gasvormige verliezen, kwaliteit, etc. Ook de vergelijking van dergelijke extensieve compostering op de kopakker versus op een vloeistofdichte ondergrond is relevant. Verder kan inkuilen (fermenteren) van stalmest een alternatieve opslagmethode zijn. Inkuilen heeft als voordeel dat er minder nutriënten verloren gaan tijdens het proces, waardoor het eindproduct een sneller plantenvoedende werking heeft dan compost. Bovendien is het ook minder arbeidsintensief dan composteren.

1.2 Dikke fractie na scheiden van rundveedrijfmest

Het scheiden van drijfmest van melkvee op bedrijfsniveau gebeurt op dit moment nauwelijks in Vlaanderen, maar de belangstelling groeit. Een belangrijke reden hiervoor zijn de verstrengde fosfaatbestedingsnormen binnen de mestwetgeving. Bovendien valt de quotabeperking (op melkproductie) weg vanaf 1 april 2015 waardoor bedrijven kunnen uitbreiden en dus meer nood aan mestafzet zullen hebben. Onderzoek naar de behandeling van drijfmest dringt zich dan ook op. Drijfmest betrekken in een compostering is een optie indien ze geïnjecteerd wordt bij compostering van relatief droge plantaardige reststromen of droge stalmest (bv. van paarden) (persoonlijke communicatie Menart, 2013). Wanneer de drijfmest eerst wordt gescheiden, ontstaan fracties waarvan de samenstelling landbouwkundig en milieukundig beter aansluit bij de behoefte van specifieke gewassen. Door het fosfaat te concentreren in de dikke fractie kan het volume af te voeren mest verminderen, wat de kosten voor transport en mestverwerking beperkt. Doordat de meeste fosfor niet meer in de dunne fractie aanwezig is, is fosfor geen beperkende factor meer en zou meer dunne fractie kunnen uitgevoerd worden in vergelijking met drijfmest.

De dikke fractie bevat meer organische stof dan de dunne fractie. De dikke fractie bevat ook meer fosfor (Schröder et al., 2010), hetgeen de afzetmogelijkheden op Vlaamse land- en tuinbouwgrond bemoeilijkt en de interesse in dit product binnen Vlaanderen dus beperkt. Zowel voor benutting in Vlaanderen als voor export zal dus een zo interessant mogelijk eindproduct moeten worden geproduceerd. Bovendien zal bij export moeten voldaan worden aan de hygiënisatievereisten. De uitdaging bestaat er dus in deze dikke fractie op de meest geschikte manier te behandelen om (1) de kwaliteit te optimaliseren, (2) verliezen bij opslag te minimaliseren, (3) de toepassing of afzet economisch interessant te maken, en (4) een evenwicht te vinden bij toepassing van deze producten tussen opbouw/behoud van koolstof in de bodem, en het beperken van de fosforverliezen. Net zoals bij de stalmest loont het dus de moeite om composterings- en inkuilopties voor deze dikke fractie verder te bestuderen.

1.3 Beperken van nutriëntenverliezen tijdens compostering

Nutriëntenverliezen door vervluchtiging of uitspoeling dienen tijdens het composteerproces ten allen tijde beperkt te worden; dit is niet alleen belangrijk in het teken van het recycleren van de nutriënten door het toepassen van de compost en dus in het belang van de eindgebruiker zelf, maar ook belangrijk voor het handhaven van de milieukwaliteit.

Los van wettelijke verplichtingen, zijn er een aantal relatief eenvoudige maatregelen die men kan nemen om nutriëntenverliezen tijdens compostering te beperken. Met dit onderzoek willen we ook nagaan in welke mate het risico op uitspoeling reëel is indien dergelijke voorzorgsmaatregelen gevolgd worden, met als belangrijkste maatregel een goede aansturing van het composteerproces waardoor de nutriënten maximaal benut worden door de micro-organismen aanwezig in de compost.

Zonder op de details van de regelgeving in te gaan, kan men stellen dat van zodra men extern materiaal (plantaardige reststromen of mest van derden) bewerkt, of van zodra de compost ook naar andermans percelen gaat, men over een milieuvergunning dient te beschikken. Afhankelijk van de oorsprong en het type materiaal (bv. al dan niet met mest) valt men onder een andere VLAREM-rubriek (afvalstoffen, dieren of mestbewerking of -verwerking) en afhankelijk van de capaciteit gaat het om een klasse 1, 2 of 3 milieuvergunning. Vaak hangt aan die milieuvergunning de verplichting vast om op een verharde, vloeistofdichte vloer te werken. Indien geen betonvloer aanwezig is, is dit een aanzienlijke investering.

De stikstofverliezen door uitspoeling blijken vaak relatief gering te zijn ten opzichte van verliezen door vervluchtiging. De capaciteit van de uitgangsmaterialen om water op te houden (waterretentie) is een belangrijke invloedsfactor voor de uitspoeling (Krogmann & Körner, 2000). Deze kan worden verhoogd door toedienen van structuurrijke materialen zoals stro (Ulén, 1993) of houtsnippers (Lafrance et al., 1996), wat vanzelfsprekend ook de C:N verhouding verhoogt. Indien telkens (meerjarig) op dezelfde plaats gecomposteerd wordt, is verontreiniging van het grondwater door uitspoeling mogelijk (Nienaber & Ferguson, 1994). Werken met een compostdoek (TopTex) en buiten een neerslagrijke periode vermindert de hoeveelheid percolaat en daarmee de uitspoeling (Peigné & Girardin, 2003). Door de hopen af te dekken, stroomt het regenwater ervan, zonder in contact te komen met de mest.

Gasverliezen door vervluchtiging tijdens het composteerproces zijn afhankelijk van onder meer zuurstof-, koolstof-, en minerale stikstofbeschikbaarheid, en temperatuur:

- CO₂-emissies worden verwacht het hoogst te zijn bij aanvang van de compostering, dit door de intense afbraak van organisch materiaal waarbij CO₂ geproduceerd wordt. Aerobe omstandigheden zijn hier vereist.
- N₂O wordt voornamelijk geproduceerd tijdens denitrificatie (= omzetting van NO₃⁻ naar N₂), waarvoor zuurstofgebrek nodig is, hoewel N₂O deels ook geproduceerd kan worden tijdens nitrificatie (= omzetting van ammonium naar nitraat), hetgeen een aerob proces is.
- Voor de productie van CH₄ zijn anaerobe omstandigheden vereist.
- NH₃-productie is temperatuurafhankelijk. Deze emissies nemen toe bij hogere temperaturen, en worden gestimuleerd door hoge ammoniumconcentraties.

Algemeen wordt verwacht dat de emissies dalen naarmate het composteerproces vordert, omwille van de lagere afbraakactiviteit doorheen het proces.

Om het afbraakproces vlotter te laten verlopen, het composteer- en inkuilproces te optimaliseren en aldus nutriëntenverliezen naar het grondwater en de atmosfeer te beperken, kunnen additieven zoals bijvoorbeeld leem, kleimineralen (zoals bentoniet of clinoptiloliet) of (preparaten van) micro-organismen worden toegevoegd bij aanvang van de compostering of inkuiling. Twee van zulke additieven worden in deze proef getest: clinoptiloliet (tijdens composteren) en effectieve micro-organismen (EM) (tijdens inkuilen).

Clinoptiloliet is het meest voorkomende natuurlijke zeoliet ter wereld. Het wordt gekenmerkt door een relatief hoge kationenuitwisselingscapaciteit (Inglezakis et al., 2004). In verschillende publicaties wordt aangetoond dat ionenuitwisseling met clinoptiloliet zeer effectief is voor de verwijdering van ammonium (NH₄⁺) uit huishoudelijk afvalwater. Maar ook in de landbouw wordt het ingezet voor zijn grote affiniteit voor NH₄⁺-ionen. Ook in mest van vleesvarkens, die met clinoptiloliet aangerijkt voeder krijgen, wordt NH₄⁺ gebonden (tot 30%), wat leidt tot minder ammoniakemissie in de stallen. Bovendien zorgen lagere stikstofgehalten in de mest tevens voor minder substraat voor pathogene bacteriën en droger strooisel, wat vooral bij vleeskippen voordelen geeft en de kans verkleint op laesies aan de poten van de dieren. Door toevoeging van clinoptiloliet aan meststoffen verhoogt de efficiëntie van de gebruikte meststoffen aangezien nutriënten beter worden vastgehouden in de wortelzone. Hierdoor kunnen planten deze gebruiken wanneer nodig (Flanigen & Mumpton, 1981; Mumpton, 1999).

De dynamiek tussen bodem, clinoptiloliet en stikstof is variabel en afhankelijk van de fysico-chemische kenmerken van de bodem, de toegevoegde dosis clinoptiloliet en stikstof, het teeltsysteem van de gewassen en het seizoen (Kolyagin & Karasev, 1999; Postnikov et al., 1996; Babaririck & Pirela, 1984). Shah (2012) zag dat clinoptiloliet het stikstofverlies reduceerde tijdens en na opslag van runderstalmest in de stal, en stikstofopname en opbrengst bij maïs verhoogde na toepassing van de behandelde stalmest. Uit lopend doctoraatsonderzoek in Kopenhagen (Kocatürk, 2013) blijkt dat clinoptiloliet ook kan fungeren als ionenuitwisselaar/adsorbent om nutriënten (stikstof, kalium en in

mindere mate fosfor) te recupereren uit de vloeibare fractie van digestaat (van anaerobe vergisting van dierlijke mest).

Microferm, een mengsel van *effectieve micro-organismen (EM)* is een combinatie van nuttige, opbouwende micro-organismen zoals melkzuurbacteriën, gisten, actinomyceten, fotosynthetiserende bacteriën en schimmels die vrij in de natuur voorkomen. De combinatie van deze aerobe en anaerobe micro-organismen heeft als doel om de gunstige micro-organismen te stimuleren en zo het composteer- of fermentatieproces te optimaliseren. In Nederlands onderzoek (Feed Innovation Services, 2013) werd composteren vergeleken met inkuilen (fermentatie) van bermmaaisel. Bij de start van het inkuilen werd EM toegevoegd. De nutriënten werden meer behouden bij inkuilen in vergelijking met composteren aangezien er veel minder afbraak van organisch materiaal was bij inkuilen. De effecten op plantengroei na toevoeging aan de bodem moeten echter nog onderzocht worden.

1.4 Doelstelling van de proef

Met dit proefopzet willen we verschillende varianten van compostering en inkuilen evalueren met het oog op optimale opslag, behandeling en toepassing van runderstalmest en dikke fractie na scheiding van runderdrijfmest. Dit met de nadruk op technieken die haalbaar zijn op het individuele landbouwbedrijf. Daarbij wordt ook gezocht naar reststromen, geschikt om op te mengen met deze vaste mesttypes, en naar de composteringwijze die de beste resultaten geeft. Via composteer- en inkuilproeven wordt nagegaan hoe de kwaliteit verbeterd kan worden en nutriëntenverliezen kunnen beperkt worden bij de opslag en behandeling van deze vaste mesttypes. Verschillende inkuilemmers en rillen (langwerpige hopen) voor compostering en inkuiling werden opgezet waarbij de mest al dan niet bijgemengd werd met andere (plantaardige) stromen of additieven. Door de bijmenging van stromen met een hogere koolstof/fosfor (C/P) verhouding dan de vaste mest onderzoeken we of het eindproduct een (nog) hogere gebruikswaarde kan hebben voor de landbouw. Voor de additieven wordt nagegaan of deze in staat zijn de nutriëntenverliezen tijdens het proces te reduceren.

Naast een algemene beoordeling van de (meer)waarde van deze behandelingen, proberen we een antwoord te bieden op volgende concrete vragen:

- (1) Kan compostering op ril een goede werkwijze zijn om **dikke fractie** te stockeren, te behandelen en vooral te **hygiëniseren**? Heeft het toevoegen van andere reststromen een invloed op het composteerproces, de hygiëniseratie, de gasvormige emissies en dus de kwaliteit van het eindproduct?
- (2) In welke mate verschillen procesverloop en productkwaliteit bij een compostering van mest op de **kopakker** van een compostering op een **vloeistofdichte vloer**?
- (3) Hoe groot is het **risico op uitspoeling en gasvormige verliezen** bij opslag van stalmest op de kopakker en kunnen die risico's teruggedrongen worden via compostering? Is er een verschil in kwaliteit van het eindproduct tussen opslag en composteren van stalmest op de kopakker?
- (4) Welke veranderingen vinden plaats tijdens een **inkuilproces** van runderstalmest en dikke fractie? Wat is het verschil in proces en eindproduct met composteren?

In dit rapport worden eerst het proefopzet en de analysemethodes toegelicht, alvorens de bekomen resultaten te bediscussiëren. De resultaten worden per parameter in detail geanalyseerd, maar voor elke parameter werd bijkomend een kader voorzien waarin de resultaten kort worden samengevat.

2 Proefopzet

Voor deze proef werden verschillende behandelingen van stalmest en dikke fractie van runderdrijfmest opgezet (Tabel 1). De compostbehandelingen werden op praktijkschaal uitgevoerd,

zowel op de kopakker als op beton, terwijl voor de inkuilbehandelingen zowel op praktijk- als laboschaal (met inkuil-emmers) gewerkt werd.

De compostbehandelingen met stalmest variëren in:

- Locatie (kopakker versus beton)
- Behandelingsproces (composteren, geen behandeling)

De inkuilbehandelingen met stalmest variëren in:

- Schaalgrootte: praktijkschaal of inkuilemmers
- Al dan niet toedienen van effectieve micro-organismen (EM)

De compost/inkuilbehandelingen met dikke fractie variëren in:

- Samenstelling (puur versus bijmengen met andere stromen en/of additieven)

Tabel 1 Overzicht behandelingen

		Behandeling
<i>Zonder doek</i>	<i>Kopakker</i>	Onbehandelde runderstalmest
		Compostering runderstalmest
		Compostering runderstalmest
<i>Compostering (met doek)</i>	<i>Beton</i>	Compostering dikke fractie runderdrijfmest
		Compostering dikke fractie runderdrijfmest + stro + gras
		Compostering dikke fractie runderdrijfmest + runderstalmest
		Compostering dikke fractie runderdrijfmest + clinoptiloliet
<i>Inkuilen</i>	<i>Praktijkschaal (beton)</i>	Runderstalmest + EM*
		Dikke fractie runderdrijfmest + stro + gras + EM*
	<i>Laboschaal (inkuil-emmers)</i>	Runderstalmest
		Dikke fractie runderdrijfmest
		Dikke fractie runderdrijfmest + stro + gras
		Dikke fractie runderdrijfmest + runderstalmest
<i>Laboschaal (inkuil-emmers)</i>	Dikke fractie runderdrijfmest + clinoptiloliet	
	Dikke fractie runderdrijfmest + EM*	
	Runderstalmest + EM*	
	Dikke fractie runderdrijfmest + stro + gras + EM*	

*EM = Effectieve micro-organismen (Microferm)

Bovenstaande behandelingen zullen vergeleken worden op vlak van procesverloop, productkwaliteit, en nutriëntenverliezen naar bodem/lucht. Op deze manier wordt getracht een antwoord te bieden op bovenvermelde vragen (zie 1.4 'Doelstelling van de proef').

Op vlak van kwaliteit werd met name aandacht besteed aan nutriëntensamenstelling, hygiënisatie en stabiliteit.

Voor aanvang van de proef, op 16 april, werden de stalmest (na afdraaien door de mestkar) en de dikke fractie bemonsterd (Figuren 1 en 2). Ook werden voor aanvang van de proef bodemstalen genomen op de kopakker voor minerale stikstofanalyse, dit op drie dieptes: 0-30 cm, 30-60 cm en 60-90 cm.



Figuur 1 Bemonsteren van de stalrest voor aanvang van de proef.



Figuur 2 Bemonsteren van de dikke fractie voor aanvang van de proef.

Op 16, 17 en 18 april 2014 werden de hopen opgezet op basis van gelijke volumes (Tabel 2).

Compostbehandelingen/Onbehandelde rundermest

De volumes (zie Tabel 2) van de verschillende materialen werden eerst afgewogen op een weegbrug (Tabellen 3 en 4). De mest werd gestort op de beton/kopakker (Figuur 3). Voor de hoop met dikke fractie gemengd met stro en gras werden eerst het stro en gras (de lichtste materialen) met de verreiker op de composteersite uitgespreid op een ril, waarna de dikke fractie er bovenop gestort werd (Figuren 4 en 5). De materialen werden vervolgens gemengd met behulp van de compostkeerder (Type TG 301, Gujer Innotec AG, Zwitserland) om een zo homogeen mogelijk mengsel te verkrijgen. Voor de hoop met clinoptiloliet werd 2% op droge stofbasis afgewogen en bovenop de dikke fractie gestrooid alvorens te keren (Figuur 6). De onbehandelde stalrest op de kopakker werd niet afgedraaid door de mestkar en niet gekeerd (Figuur 7).

Van elk van de materiaalmengsels werden vier mengstalen genomen voor chemische karakterisering. De hopen werden vervolgens afgedekt met een compostdoek (behalve de onbehandelde runderstalmest op de kopakker). De rillen waren bij aanvang ongeveer 8 m lang, 3 m breed en 1 m hoog (minimum hoeveelheid om goed te kunnen composteren). Bij compostering in de praktijk zijn de rillen meestal langer.

Inkuilbehandelingen op beton

De volumes (zie Tabel 2) van de verschillende materialen werden eerst afgewogen op een weegbrug (Tabellen 3 en 4). Voor de hoop met dikke fractie gemengd met stro en gras en EM werd eerst het stro en gras met de verreiker op de composteersite gelegd, waarna de dikke fractie gestort werd op de beton. 50 l EM gemengd met 200 l water (2 l EM/m^3) werd toegediend tijdens het keren met de compostkeerder. Vervolgens werden de hopen ingekort en aangedrukt met de verreiker (Figuur 8). Van elk van de materiaalmengsels werden vier mengstalen genomen voor chemische karakterisering.

De hopen werden vervolgens afgedekt met kuilfolie en een compostdoek om ze luchtdicht te maken en inpik van vogels te voorkomen (Figuur 9). De rillen waren bij aanvang ongeveer 8 m lang, 3 m breed en 1 m hoog.

Tabel 2 Samenstelling composthopen bij aanvang (volumes) (EM = effectieve micro-organismen; DF = dikke fractie van runderdrijfmest).

Behandeling			Volume (m ³)				Volume (%)				
			Stalmest	DF	Stro	Gras	Totaal	Stalmest	DF	Stro	Gras
Zonder doek	Kopakker	Onbehandelde runderstalmest	24				24	100%			
		Compostering runderstalmest	24				24	100%			
		Compostering runderstalmest	24				24	100%			
Compostering (met doek)	Beton	Compostering dikke fractie runderdrijfmest		24			24		100%		
		Compostering dikke fractie runderdrijfmest + stro + gras		16	4	4	24		67%	17%	17%
		Compostering dikke fractie runderdrijfmest + runderstalmest	12	12			24	50%	50%		
		Compostering dikke fractie runderdrijfmest + clinoptiloliet		24			24		100%		
Inkuilen	Praktijkschaal (beton)	Runderstalmest + EM		24			24		100%		
		Dikke fractie runderdrijfmest + stro + gras + EM		16	4	4	24		67%	17%	17%

Tabel 3 Samenstelling composthopen bij aanvang (vers gewicht).

Behandeling			Vers gewicht (kg)				Vers gewicht (%)				
			Stalmest	DF	Stro	Gras	Totaal	Stalmest	DF	Stro	Gras
Zonder doek	Kopakker	Onbehandelde runderstalmest	10060				10060	100%			
		Compostering runderstalmest	8160				8160	100%			
		Compostering runderstalmest	9840				9840	100%			
Compostering (met doek)	Beton	Compostering dikke fractie runderdrijfmest		13420			13420		100%		
		Compostering dikke fractie runderdrijfmest + stro + gras		7990	144	2300	10434		77%	1%	22%
		Compostering dikke fractie runderdrijfmest + runderstalmest	4300	6880			11180	38%	62%		
		Compostering dikke fractie runderdrijfmest + clinoptiloliet		14280			14280		100%		
Inkuilen	Praktijkschaal (beton)	Runderstalmest + EM	8880				8880	100%			
		Dikke fractie runderdrijfmest + stro + gras + EM		7490	126	2560	10176		74%	1%	25%

Tabel 4 Samenstelling composthopen bij aanvang (droog gewicht).

Behandeling			Droog gewicht (kg)				Droog gewicht (%)				
			Stalmest	DF	Stro	Gras	Totaal	Stalmest	DF	Stro	Gras
Zonder doek	Kopakker	Onbehandelde runderstalmest	3219				3219	100%			
		Compostering runderstalmest	2611				2611	100%			
		Compostering runderstalmest	3149				3149	100%			
Compostering (met doek)	Beton	Compostering dikke fractie runderdrijfmest		3221			3221		100%		
		Compostering dikke fractie runderdrijfmest + stro + gras		1918	122	529	2569		75%	5%	21%
		Compostering dikke fractie runderdrijfmest + runderstalmest	1376	1651			3027	45%	55%		
		Compostering dikke fractie runderdrijfmest + clinoptiloliet		3427			3427		100%		
Inkuilen	Praktijkschaal (beton)	Runderstalmest + EM	2842				2842	100%			
		Dikke fractie runderdrijfmest + stro + gras + EM		1798	107	589	2494		72%	4%	24%



Figuur 3 Per ril werd een gelijk volume mest afgewogen op een weegbrug en gestort op de beton/kopakker.



Figuur 4 Stro wordt op de beton gelegd.



Figuur 5 Stro, gras en dikke fractie worden gemengd.



Figuur 6 Keren van de ril met clinoptiloliet (wit).



Figuur 7 De onbehandelde stalmest wordt gestort op de kopakker.



Figuur 8 Aandrukken van de ingekuilde hopen met de verreiker.



Figuur 9 Agedekte, ingekuilde hopen.

Inkuilbehandelingen inkuilemmers

De inkuilemmers werden als volgt gevuld:

- Voor de emmers met *pure stalmest* of *dikke fractie* werd eerst 1 emmer volledig gevuld en gewogen, waarna er voor de andere herhalingen telkens een gelijk gewicht werd afgewogen.
- De emmers met *stalmest + dikke fractie* bevatten 50 vol% van elk materiaal.
- Voor de emmers met *dikke fractie + clinoptiloliet* werd hetzelfde gewicht mest afgewogen als voor de pure dikke fractiebehandeling. Vervolgens werd deze hoeveelheid gemengd met 63 g (2% op droge stofbasis) clinoptiloliet.
- Voor de emmers met *dikke fractie, stro en gras* werd dezelfde verhouding gebruikt als voor de composten.
- Voor de emmers met *EM* werd hetzelfde gewicht mest afgewogen als voor de behandelingen zonder EM. Vervolgens werd deze hoeveelheid gemengd met een 28 ml EM-141 ml water mengsel (2 l EM/m³, analoog aan de kuilen op de beton) (Figuur 10).

De emmers werden tijdens het vullen goed aangedrukt (Figuren 11 en 12), en eens volledig gevuld, afgesloten. De emmers werden gewogen. De proef met de inkuilemmers ging op hetzelfde moment van start als de proef op praktijschaal (16-18 april).



Figuur 10 28 ml EM + 141 ml water.



Figuur 11 Gevulde inkuilemmers.



Figuur 12 Gevulde inkuilemmers.

3 Opvolging proef

3.1 Composteren en inkuilen op praktijschaal

3.1.1 Weerdata

Weerdata (gemiddelde dagelijkse temperatuur en neerslag) zijn afkomstig van het weerstation gelegen op ILVO.

3.1.2 Procesverloop

In de compostobjecten en de onbehandelde runderstalmest werden op regelmatige basis de temperatuur en het CO₂-gehalte gemeten.

In de kuilobjecten op de beton werd op regelmatige basis de temperatuur gemeten. Bij het aflopen van de proef werd ook eenmalig het CO₂-gehalte in de hopen gemeten.

3.1.3 Kwaliteit compost- en kuilproducten

- Bij aanvang van de proef werden van elk van de materiaalmengsels vier mengstalen genomen voor chemische karakterisering.
- Op 19 mei 2014 (32 dagen na aanvang van de proef) vond een tussentijdse staalname plaats, waarbij alle hopen bemonsterd werden (4 mengstalen per hoop).

- Een tweede tussentijdse staalname vond plaats op 2 juni 2014 (46 dagen na aanvang van de proef), waarbij twee hopen (compostering dikke fractie runderdrijfmest zonder en met clinoptiloliet) werden bemonsterd (4 mengstalen per hoop).
- Bij het aflopen van de proef, op 17 juni 2014 (61 dagen na aanvang van de proef, gelijkaardig aan een standaard composteringstijd), vond de definitieve staalname plaats: 4 mengstalen werden genomen per hoop voor karakterisatie en kwaliteitsbepaling, en voor de opzet van een incubatie- en potproef.

3.1.4 Massabalans

Bij aanvang van de proef werden de volumes van de verschillende materialen afgewogen op een weegbrug. Bij het aflopen van de proef werden alle hopen gewogen.

3.1.5 Gasmetingen

Op regelmatige basis werden gasmetingen (CO_2 , NH_3 , CH_4 , N_2O , H_2O) uitgevoerd, behalve bij de kuilobjecten op de beton, aangezien het openen van de kuilen het proces zou verstoren. Wat de kuilobjecten betreft werden bij het aflopen van de proef eenmalig gasmetingen (CO_2 , NH_3 , CH_4 , N_2O , H_2O) uitgevoerd.

3.1.6 Analyses van bodem en gras op de kopakker

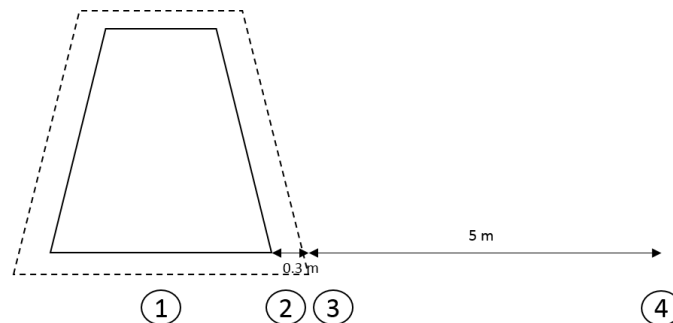
Het minerale stikstof en droge stofgehalte van de bodem onder de compostbehandelingen en de onbehandelde runderstalmest op de kopakker werd als volgt opgevolgd:

- Voor de start van de proef gebeurde een profielanalyse (tot 90 cm) van de bodem op de kopakker. Per laag van 30 cm werd daartoe een mengstaal genomen bestaande uit 16 boringen, verspreid genomen over de plaats waar de hoop zou komen tot op 5 m afstand van de hoop.
- Op 19 mei 2014 (32 dagen na aanvang van de proef) gebeurde een profielanalyse van de bodem op de kopakker. Per laag van 30 cm (tot 90 cm diep) werd daartoe een mengstaal genomen bestaande uit 8 tot 12 boringen. Dit gebeurde voor elke hoop op drie posities (Figuur 13):
 - Verspreid onder de hoop (positie 1 op Figuur 14);
 - Aan de rand van de hoop (positie 2 op Figuur 14);
 - Op 5 m afstand van de hoop (positie 4 op Figuur 14).



Figuur 13 Bemonstering van de bodem (kopakker).

- Bij het aflopen van de proef, op 17 juni 2014 (61 dagen na aanvang van de proef), vond de definitieve stalname plaats:
 - Profielanalyse van de bodem op de kopakker. Per laag van 30 cm (tot 90 cm diep) werd daartoe een mengstaal genomen bestaande uit 8 tot 12 boringen. Dit gebeurde voor elke hoop op drie posities:
 - Verspreid onder de hoop (positie 1 op Figuur 14);
 - Aan de rand van de hoop (positie 2 op Figuur 14);
 - Op 30 cm van de rand van de hoop (positie 3 op Figuur 14);
 - Op 5 m afstand van de hoop (positie 4 op Figuur 14).
 - Bemonstering voor biomassa van het gras op de kopakker (1.4 m x 4 m werd gemaaid):
 - Op 30 cm van de rand van de hoop (positie 3 op Figuur 14);
 - Op 5 m van de hoop (positie 4 op Figuur 14).
- Op 11 augustus 2014 werd het gras een tweede keer bemonsterd volgens dezelfde wijze als op 17 juni.
- Zowel bij aanvang, tussentijds (32 dagen na aanvang van de proef) als bij het aflopen van de proef werden in de toplaag (0-30 cm) ook de plantbeschikbare nutriënten bepaald.



Figuur 14 Analyses van bodem en gras op de kopakker bij de onbehandelde en gecomposteerde stal mest. Positie 1: onder de hoop, positie 2: aan de rand van de hoop, positie 3: op 30 cm van de rand van de hoop en positie 4: op 5 m van de hoop. De stippellijn geeft de compostdoek weer van de gecomposteerde hoop.

3.2 Inkuilen op laboschaal (inkuil-emmers)

De proef met de inkuilemmers ging op hetzelfde moment van start als de proef op praktijkschaal (16-18 april), en liep ook op hetzelfde moment af (17 juni 2014, 61 dagen na aanvang van de proef).

3.2.1 Procesverloop

De inkuilemmers werden tussentijds niet opgevolgd, aangezien het openen van de emmers het proces zou verstoren. Wel werd in de emmers op het einde van de proef de temperatuur gemeten.

3.2.2 Kwaliteit kuilproducten

Bij het aflopen van de proef werd per emmer (4 emmers per behandeling) 1 mengstaal genomen voor karakterisatie en kwaliteitsbepaling.

4 Analyses

4.1 Procesverloop

Het **temperatuur** en **CO₂-gehalte** op verschillende plaatsen in de hopen werd op regelmatige basis gemeten door middel van een temperatuursensor en CO₂-sensor.

4.2 Kwaliteit compost- en kuilproducten

De stalen genomen bij aanvang van de proef, tussentijds, en bij afloop van de proef werden geanalyseerd in het laboratorium van ILVO-Plant-Teelt en Omgeving (Merelbeke). De geanalyseerde parameters en analysemethoden voor de uitgangsmaterialen en -mengsels, tussentijds genomen stalen en de eindproducten van de compostering/inkuiling staan vermeld in Tabel 5. Meer details omtrent de methodes kunnen op aanvraag bekomen worden.

Tabel 5 Overzicht van geanalyseerde parameters en analysemethoden voor de uitgangsmaterialen (stalmest, dikke fractie runderdrijfmest, gras, stro), uitgangsmengsels, tussentijds genomen stalen, en eindproducten van de compostering/inkuiling. Voor de uitgangsmaterialen gras en stro werden enkel DS, OS, N_{totaal}, P_{totaal}, K_{totaal}, Mg_{totaal}, Ca_{totaal} en Na_{totaal} bepaald. pH-KCl werd voor de ingekuilde eindproducten bepaald.

Parameter	Analysemethode
Verse bulkdichtheid (g/l vers substr)	CMA 2/IV/24 (gebaseerd op EN 13040, samengedrukte bulkdensiteit)
Droge stofgehalte (%)	EN 13040, DS: droge stof
Organische stof (%/DS)	EN 13039, OS: organische stof, uitgedrukt op droge stof
NO ₃ ⁻ -N (kg/ton DS)	ISO 14256-2; afgeleid van BAM deel 1/04; afgeleid van BAM deel 1/07
NH ₄ ⁺ -N (kg/ton DS)	ISO 14256-2, 1:5 extract in 1M KCl, meting met flow analyzer
pH-H ₂ O (-)	EN 13037, 1:5 extractie
pH-KCl (-)	ISO 10390; BOC
Elektrische conductiviteit (μS/cm)	EN 13038, 1:5 extractie, EC: elektrische geleidbaarheid
OUR _{oxitop} (mmol/kg OS/uur)	CMA 2/IV/25, OUR: Oxygen uptake rate
N _{totaal} (kg/ton DS)	Volgens Dumas via EN 13654-2 (compost)
P _{totaal} (kg/ton DS)	CMA 2/IV/19 - ICP-OES
K _{totaal} (kg/ton DS)	CMA 2/IV/19 - ICP-OES
Mg _{totaal} (kg/ton DS)	CMA 2/IV/19 - ICP-OES
Ca _{totaal} (kg/ton DS)	CMA 2/IV/19 - ICP-OES
Na _{totaal} (kg/ton DS)	CMA 2/IV/19 - ICP-OES
P _(CaCl2/dtpa) (plantbeschikbaar; mg/l substraat)	extractie: 0.01M CaCl ₂ /DTPA (EN 13651) - Meting: ICP-OES
Fe _(CaCl2/dtpa) (plantbeschikbaar; mg/l substraat)	extractie: 0.01M CaCl ₂ /DTPA (EN 13651) - Meting: ICP-OES
Al _(CaCl2/dtpa) (plantbeschikbaar; mg/l substraat)	extractie: 0.01M CaCl ₂ /DTPA (EN 13651) - Meting: ICP-OES
Neutral Detergent Fiber (NDF) (%)	Afgeleid van Van Soest et al. (1991)
Acid Detergent Fiber (ADF) (%)	Afgeleid van Van Soest et al. (1991)
Acid Detergent Lignin (ADL) (%)	Afgeleid van Van Soest et al. (1991)
Kiemkrachtige zaden	CMA /2/IV/10

Een correcte interpretatie van deze metingen is erg belangrijk. Bepaalde parameters spreken voor zich, anderen worden hierna toegelicht.

Bij een oxitop-meting wordt de (schijnbare) **stabiliteit** van een compostproduct bepaald door het zuurstofverbruik onder gestandaardiseerde omstandigheden te meten in een gesloten respirometer. De term “stabiliteit” refereert hier naar de gemeten microbiële activiteit: een product met een laag zuurstofverbruik, dus een lage microbiële (afbraak)activiteit wordt volgens het Compendium voor Monsterneming en Analyse (CMA) als stabiel omschreven; een product met een hoge microbiële activiteit en dus een hoog zuurstofverbruik wordt als “onstabiel” beschreven. Men spreekt van de ‘Oxygen Uptake Rate’ (OUR) en drukt dit uit in mmol O₂ per kg organische stof per uur. Daarbij worden producten met een waarde lager dan 5 zeer stabiel genoemd, met een waarde tussen 5 en 10 stabiel, en tussen 10 en 15 matig stabiel. De kwaliteitsdoelstelling van VLACO-gecertificeerde compost is 10 mmol O₂ per kg organische stof per uur, de wettelijke norm is 15. Let wel: een oxitop-meting vertelt enkel iets over de huidige microbiële activiteit volgens de actuele condities. Stel bv. dat minerale N de beperkende factor is, dan betekent een lage oxitop-meetwaarde niet noodzakelijk dat alle uitgangsmateriaal werd omgezet. Ook andere factoren, zoals fytoxiciteit, kunnen de activiteit

stillegen zonder daarom een indicator van stabiliteit te zijn. Andere parameters zoals de C/N verhouding, celwandcomponenten, de herkenbaarheid van de uitgangsmaterialen en de nitraat/ammonium- (NO_3^- -N/ NH_4^+ -N) verhouding kunnen meegenomen worden ter beoordeling van de stabiliteit of de rijpheid van een compostproduct. Zo wijst een **NO_3^- -N/ NH_4^+ -N verhouding** groter dan 1 op een zekere rijping. Merk daarbij op dat niet enkel de verhouding maar ook de absolute waarden van NO_3^- -N en NH_4^+ -N voor interpretatie van belang zijn: een (te) hoge NH_4^+ -N waarde wijst bv. op anaerobe omstandigheden.

Wat de **C/N-verhouding** betreft, wordt bij de start van de compostering gestreefd naar een waarde tussen de 25 en de 35 voor het uitgangsmengsel. Deze verhouding is min of meer in overeenstemming met de koolstof- en stikstofbehoefte van micro-organismen bij afbraak van het materiaal. Naarmate de compostering vordert, neemt deze verhouding af door verliezen van CO_2 . Idealiter benadert de C/N verhouding van afgewerkte compost de C/N verhouding van de bodem organische stof, ongeveer 12 à 15.

Om de afbreekbaarheid van de uitgangsmengsels en de eindproducten te beoordelen, wordt gebruik gemaakt van de biochemische samenstelling. Dit gebeurt via de bepaling van hemicellulose, cellulose en lignine. Deze fracties worden berekend uit de bepaling van neutral detergent fiber (NDF), acid detergent fiber (ADF), en acid detergent lignin (ADL) volgens de Fibersac-methode, afgeleid van Van Soest et al. (1991). Op basis van de bepaling van het gehalte aan NDF, ADF en ADL werd het **biodegradatiepotentieel** berekend als (hemicellulose + cellulose)/lignine, waarbij hemicellulose = NDF-ADF, cellulose = ADF-ADL en lignine = ADL. Hoe hoger deze waarde, hoe gemakkelijker het materiaal kan afbreken. Ter vergelijking geven we hier waarden voor de biodegradeerbaarheid van het uitgangsmateriaal en afgewerkte composten van proeven uitgevoerd op het ILVO. Voor het uitgangsmengsel aan het begin van de compostering lag de waarde tussen 2.8 en 7.3. Voor de afgewerkte composten lag de waarde tussen 1.0 en 1.8.

Verder is men als landbouwer natuurlijk geïnteresseerd in de **nutriëntensamenstelling** van een product. In het kader van de strengere fosfaatnormen wordt gestreefd naar het bekomen van een product met een relatief lage fosfor- (P) en relatief hoge stikstof- (N) en organische stof- (OS) inhoud. Ook de kalium- (K) inhoud is van belang: de kans op een kaliumovermaat ten aanzien van magnesium vormt bij herhaalde compostgiften een aandachtspunt.

Voor twee behandelingen (compostering dikke fractie runderdrijfmest met en zonder clinoptiloliet) werd ook nog een **N-immobilisatietest** uitgevoerd met de tussentijds genomen stalen (stalen genomen op 19 mei en 2 juni 2014 tijdens de composteerproef). Het doel was na te gaan of extra N vastgelegd kan worden door clinoptiloliet. Bij een stabiele compost wordt verwacht dat de bijkomende N-immobilisatie beperkt is. Voor deze test werd van elk staal eerst 200 g genomen voor NH_4^+ -N- en NO_3^- -N-analyse (zie Tabel 5 voor de analysemethode). Een KNO_3 -oplossing werd vervolgens gemaakt (25 g KNO_3 /l), waarna 200 ml compost gemengd werd met 20 ml van deze KNO_3 -oplossing (= 0.5 g KNO_3 per staal = 350 mg N/l compost) in een polypropyleen (PP)-pot. De PP-pot werd afgedekt met parafilm, en werd geïncubeerd op 37°C gedurende 1 week. Na 1 week werd opnieuw NH_4^+ -N en NO_3^- -N geanalyseerd. De hoeveelheid geïmmobiliseerde stikstof werd nadien bepaald als het verschil tussen (mg N_{min} /l initieel in compost + 350 mg N/l compost toegevoegd) en mg N_{min} /l in compost na incubatie ($\text{N}_{\text{min}} = \text{NH}_4^+$ -N + NO_3^- -N).

Via een kiemttest wordt het aantal kiemkrachtige onkruidzaden geëvalueerd, een belangrijk aspect bij toepassing als bodemverbeterend middel. Indien er te veel kiemkrachtige onkruidzaden aanwezig zijn, kunnen deze de groei van het gewenste gewas verhinderen. De composten werden met potgrond gemengd in bakken, bevochtigd en afgesloten met plasticfolie (om uitdroging te vermijden). De bakken werden gedurende drie weken in een serre geplaatst bij 21°C. Nadien werd het aantal gekiemde onkruidzaden geteld.

Van 15 september tot 12 december 2014 wordt een **incubatieproef uitgevoerd** en in januari 2015 wordt **een potproef** opgestart met de eindproducten van een aantal behandelingen van de composteer- en inkuilproef, meer bepaald:

- Onbehandelde runderstalmest
- Compostering dikke fractie runderdrijfmest
- Compostering dikke fractie runderdrijfmest + clinoptiloliet
- Compostering dikke fractie runderdrijfmest + stro + gras
- Compostering runderstalmest
- Inkuilen op beton: Runderstalmest + EM
- Inkuilen op beton: Dikke fractie runderdrijfmest + stro + gras + EM

4.3 Gasmetingen

NH₃, N₂O, CO₂ en CH₄-emissies van het oppervlak van de composthoop werden gemeten met behulp van een INNOVA fotoakoestische gasmonitor, type 1312A (LumaSense Technologies, Denemarken) afgebeeld in Figuur 15. Het werkingsprincipe is gebaseerd op de absorptie van infrarode straling door gassen. De stralingsbron in de INNOVA zendt infrarood licht uit, dit wordt tot een frequentie van 25 Hz gebracht waarna de aanwezige gasmoleculen een deel van het infrarode licht absorberen en uitstralen als warmte, met drukvariaties tot gevolg. Deze drukvariaties worden gemeten door twee gevoelige microfoons en zijn een maat voor de gasconcentratie.

De metingen werden om de week uitgevoerd, negen keer in totaal. Ongeveer 15 minuten voor elke meting werd de compostdoek van de hoop gehaald. Daarna werd de meetbuis (64 cm lang en 34 cm diameter) in het midden van de composthoop geduwd, 15 cm diep (Figuur 16). Via een PVC buis werd lucht aangezogen door de INNOVA, terwijl via een tweede luchtinlaat ook verse lucht werd aangevoerd. De emissies van de composthoop werden gedurende 10 tot 20 minuten opgevolgd.



Figuur 15 Gasmetingen met de INNOVA



Figuur 16 Gasmetingen op de composthoop

Om de concentratie van het gas te berekenen werden de concentraties (ppm) tijdens de meetperiode uitgezet ten opzichte van de tijd. Vervolgens werd, bij een lineaire toename van de concentraties, het snijpunt van alle data met de y-as berekend, hetgeen de concentratie bij aanvang van de meting weergeeft. Indien de concentraties afvlakten, werd enkel gerekend met de data tot voor de afvlakking. De gasvormige verliezen uit de verschillende hopen werden omgerekend van concentraties in ppm (waarde van het snijpunt) naar emissiehoeveelheden in mg per tijds- en oppervlakte-eenheid (uitgedrukt in mg/h/m²) via de ideale gaswet, de bemonsteringsoppervlakte van de hoop en het debiet waarmee het gas door de INNOVA werd aangezogen volgens onderstaande formule:

$$ER = Q * C_{gas} * 10^{-3} * M_m * \frac{P}{R * T}$$

- Met: ER = Emission Rate (mg/h/m²)
 Q = Ventilatie-debiet (m³/h)
 C_{gas} = Concentratie van het gas (ppm)
 10⁻³ = Omrekeningsfactor
 M_m = Molaire massa van het gas (g/mol)
 P = Referentiedruk (101.325 kPa)
 R = Gasconstante (8.314 10⁻³ kPa.m³/mol/K)
 T = Gemeten temperatuur in de hoop (K)

4.4 Analyses kopakker

De bodemstalen werden geanalyseerd in het laboratorium van ILVO-Plant-Teelt en Omgeving. De geanalyseerde bodemparameters en analysemethodes zijn weergegeven in Tabel 6. Meer details omtrent de methodes kunnen op aanvraag bekomen worden.

Tabel 6 Overzicht van geanalyseerde bodemparameters en analysemethodes.

Parameter	Analysemethode
NO ₃ ⁻ -N (mg/kg DS)	ISO 14256-2; afgeleid van BAM deel 1/04; afgeleid van BAM deel 1/07
NH ₄ ⁺ -N (mg/kg DS)	ISO 14256-2, 1:5 extract in 1M KCl, meting met flow analyzer
P _(CaCl₂) (direct plantbeschikbaar)	extractie: 0.01M CaCl ₂ - Meting: ICP-OES
P _{AmLact} (geeft capaciteit aan om P beschikbaar te stellen voor het gewas)	BAM/deel1/11, 1:20 extractie met amm.-lact., meting met ICP-OES
K _{AmLact} (plantbeschikbaar)	BAM/deel1/11, 1:20 extractie met amm.-lact., meting met ICP-OES
Mg _{AmLact} (plantbeschikbaar)	BAM/deel1/11, 1:20 extractie met amm.-lact., meting met ICP-OES
Ca _{AmLact} (plantbeschikbaar)	BAM/deel1/11, 1:20 extractie met amm.-lact., meting met ICP-OES
Na _{AmLact} (plantbeschikbaar)	BAM/deel1/11, 1:20 extractie met amm.-lact., meting met ICP-OES
Fe _{AmLact} (plantbeschikbaar)	BAM/deel1/11, 1:20 extractie met amm.-lact., meting met ICP-OES
Mn _{AmLact} (plantbeschikbaar)	BAM/deel1/11, 1:20 extractie met amm.-lact., meting met ICP-OES

5 Statistiek

5.1 Compostbehandelingen en inkuilbehandelingen op praktijkschaal

Per tijdstip (aanvang proef, tussentijds, einde proef) werd elke parameter geanalyseerd met een one-way ANOVA met als factor behandeling. Deze factor heeft:

- Vier behandelingen voor de uitgangsmaterialen en -mengsels:
 - o Stalmest
 - o Dikke fractie
 - o Dikke fractie + stalmest
 - o Dikke fractie + stro + gras
- Zeven behandelingen voor de tussentijds genomen stalen:
 - o Onbehandelde stalmest (kopakker)
 - o Compostering stalmest (kopakker)
 - o Compostering stalmest (beton)
 - o Compostering dikke fractie (beton)
 - o Compostering dikke fractie + stalmest (beton)
 - o Compostering dikke fractie + stro + gras (beton)
 - o Compostering dikke fractie + clinoptiloliet (beton)
- Negen behandelingen voor de eindproducten:
 - o Onbehandelde stalmest (kopakker)
 - o Compostering stalmest (kopakker)
 - o Compostering stalmest (beton)
 - o Compostering dikke fractie (beton)
 - o Compostering dikke fractie + stalmest (beton)
 - o Compostering dikke fractie + stro + gras (beton)
 - o Compostering dikke fractie + clinoptiloliet (beton)
 - o Inkuilen stalmest + EM
 - o Inkuilen dikke fractie + stro + gras + EM

Wanneer de factor behandeling significant was, werd een post-hoc Scheffé-test uitgevoerd om de verschillende behandelingen met elkaar te vergelijken.

Indien de data niet normaal verdeeld waren en er niet voldaan werd aan de veronderstelling van gelijke varianties, werden de data getransformeerd. Indien ook een transformatie niet resulteerde in een normale verdeling, werd een niet-parametrische test uitgevoerd (Kruskal-Wallis), gevolgd door Dunn's test om de verschillende behandelingen met elkaar te vergelijken.

5.2 Inkuilbehandelingen op laboschaal (inkuil-emmers)

Elke parameter werd geanalyseerd met een one-way ANOVA met als factor behandeling. Deze factor heeft acht levels voor de eindproducten:

- Stalmest
- Dikke fractie
- Dikke fractie + stalmest
- Dikke fractie + stro + gras
- Dikke fractie + clinoptiloliet
- Dikke fractie + EM
- Stalmest + EM
- Dikke fractie + stro + gras + EM

Wanneer de factor behandeling significant was, werd een post-hoc Scheffé-test uitgevoerd om de verschillende behandelingen met elkaar te vergelijken.

Indien de data niet normaal verdeeld waren en er niet voldaan werd aan de veronderstelling van gelijke varianties, werden de data getransformeerd. Indien ook een transformatie niet resulteerde in een normale verdeling, werd een niet-parametrische test uitgevoerd (Kruskal-Wallis), gevolgd door Dunn's test om de verschillende behandelingen met elkaar te vergelijken.

5.3 Vergelijking inkuilen op labo- en praktijschaal

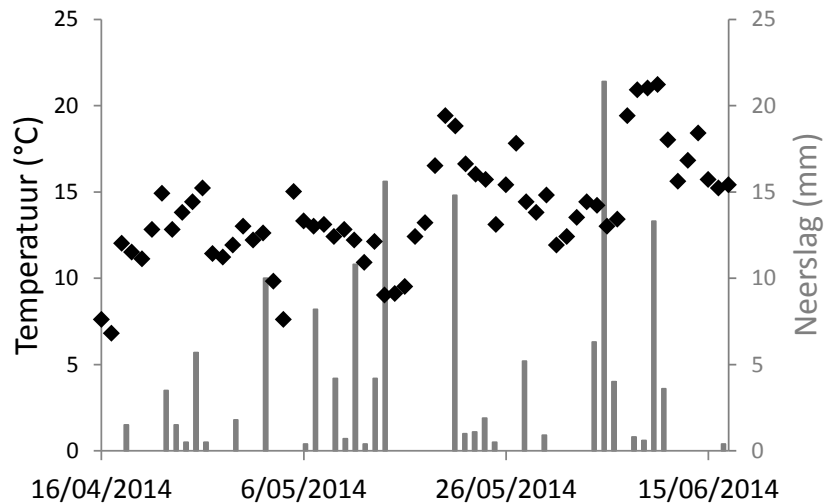
Volgende behandelingen werden met elkaar vergeleken, gebruik makend van onafhankelijke t-testen:

- Runderstalmest + EM: labo-schaal (inkuil-emmer) vs. praktijschaal (beton)
- Dikke fractie runderdrijfmest + stro + gras + EM: labo-schaal (inkuil-emmer) vs. praktijschaal (beton)

6 Resultaten en discussie compostbehandelingen en inkuilbehandelingen op praktijschaal

6.1 Weersomstandigheden

De weersomstandigheden (temperatuur en neerslag) tijdens de proef (16 april tot 17 juni 2014) worden weergegeven in Figuur 17. De dagelijkse temperatuur tijdens de duur van de proef was gemiddeld 13.9°C en tijdens de proef viel er 145 mm neerslag.



Figuur 17 Gemiddelde dagelijkse temperatuur en dagelijkse neerslag tijdens de proef, zoals gemeten in het weerstation gelegen op ILVO.

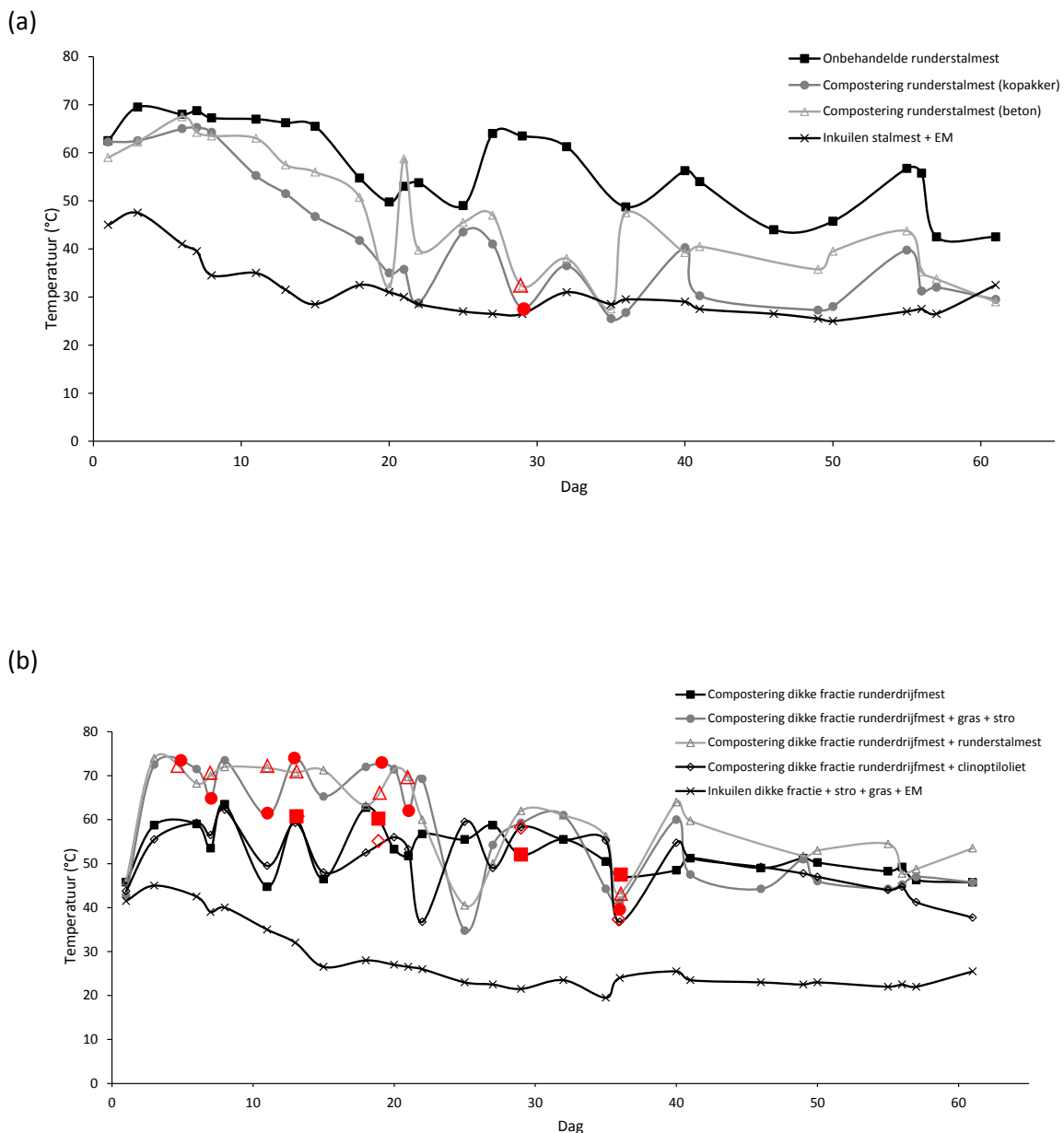
6.2 Temperatuur- en CO₂-verloop

Op 16/04/2014 werden de hopen opgezet. Tijdens het composteerproces werd het temperatuur- en CO₂-verloop in de hopen opgevolgd. De noodzaak om te keren kon dan bepaald worden op basis van het temperatuurverloop (Figuur 18) en CO₂-metingen (Figuur 19). Het keren van de hopen (zie de rode symbolen in Figuren 18 en 19) gebeurde met een compostkeerder type TG 301 (Gujer Innotec AG). Alle hopen, behalve de onbehandelde stalmest, werden gekeerd bij opzet. De vereiste om te keren was het grootst kort na opzet. De composthopen met stalmest werden na 1 maand gekeerd. De composthopen met pure dikke fractie en dikke fractie + clinoptiloliet werden vier maal gekeerd, de hopen waarbij stalmest en stro/gras werden toegevoegd aan de dikke fractie 7 keer.

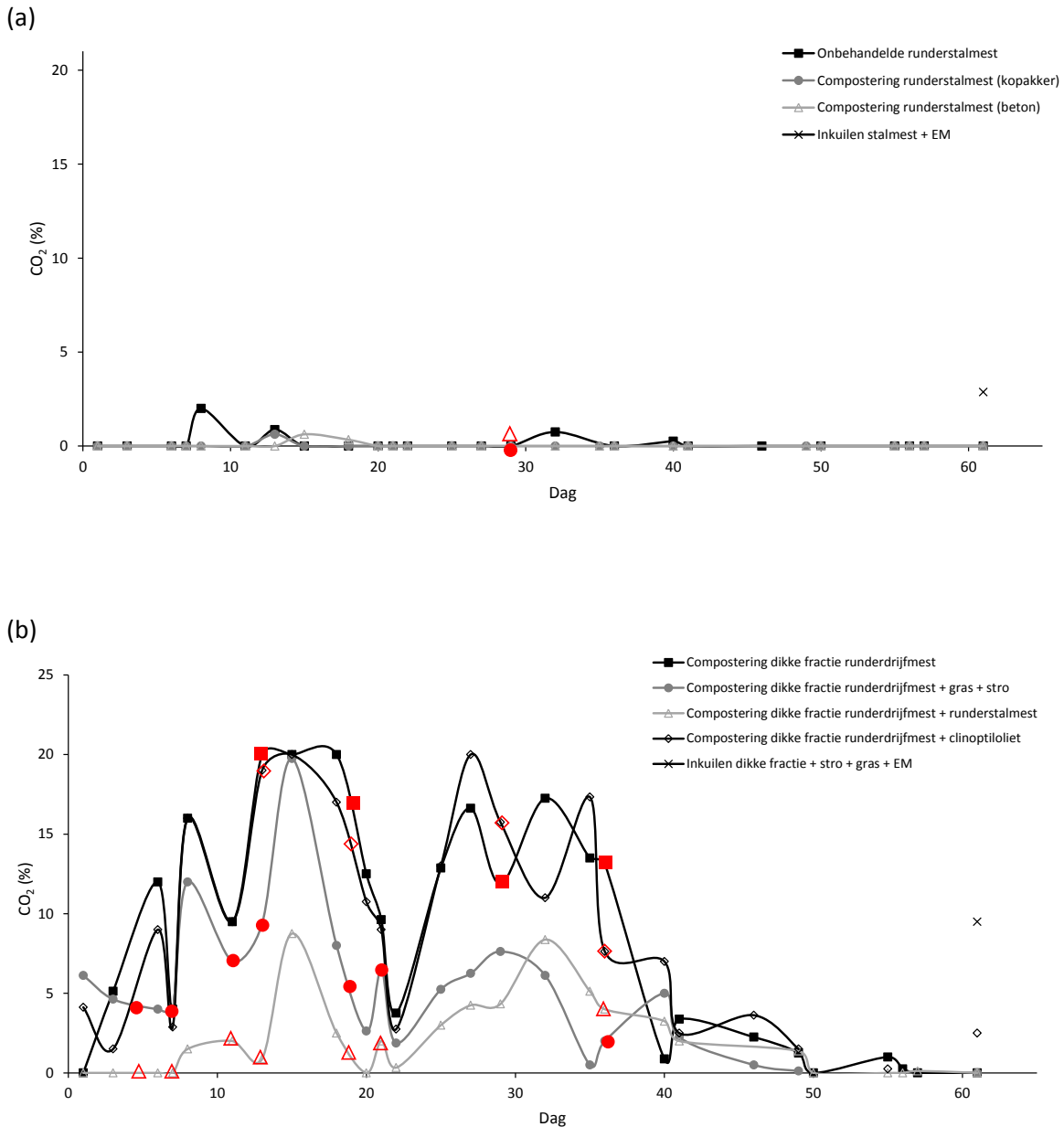
In het algemeen lag de temperatuur bij de inkuilbehandelingen lager dan bij de compostbehandelingen. Bij de onbehandelde stalmest lag de temperatuur gedurende de hele composteerperiode hoger dan bij de compostbehandelingen met stalmest (Figuur 18a), analoog aan vorig onderzoek (Abd El Kader et al., 2006). Het lijkt ook dat de composthoop op de beton iets hoger was in temperatuur dan deze op de kopakker. Na 60 dagen bedroeg de temperatuur van de onbehandelde stalmest nog steeds 43°C, terwijl de gecomposteerde hopen een temperatuur van slechts 30°C hadden. Ahn et al. (2011) namen nog temperaturen van 50°C waar na 2 maand stockage. De maximum temperaturen bij de gecomposteerde hopen werden bereikt de eerste 6 dagen na de opstart en daalden onder de 60°C vanaf dag 10 zoals in het onderzoek van Ahn et al. (2011). Het keren na 1 maand verhoogde de temperatuur tijdelijk. Uit Figuur 18b blijkt dat bijmenging van gras en stro of runderstalmest bij de dikke fractie resulteert in een hogere temperatuur tijdens de eerste 20 dagen na de start van de proef, wellicht omdat bijmenging van deze producten voor meer structuur, en bijgevolg ook zuurstof en microbiële activiteit, in de hoop zorgt. Toevoegen van stro en gras zorgt ook voor een droger startmengsel (zie 6.4.2) waardoor zuurstoftransport vergemakkelijkt en hogere temperaturen beter kunnen worden aangehouden (Brito et al., 2012). Mits bijmenging van stro en gras of stalmest bij de dikke fractie zou de hygiënisatienorm gehaald kunnen worden (minimum 1 uur bij 70°C over heel de hoop), aangezien temperaturen boven 70°C werden behaald. Temperaturen boven de 55°C voor minimum 15 dagen zouden echter volstaan om pathogenen af te doden (Lung et al., 2001; Brito et al., 2012). Dit werd hier ook enkel bereikt wanneer stro en gras of runderstalmest worden toegevoegd. Om uitsluitsel te verkrijgen over afdoding van pathogenen zou validatie nodig zijn (volgens de VO 1069/2009 - vb. Elsinga validatie). Als de validatie aantoont dat er op lagere temperaturen, gedurende een bepaalde tijdsperiode, ook voldoende afdoding is, kan men alsnog een exporttoelating krijgen. Er kan verondersteld worden dat door de behaalde temperaturen in

belangrijke mate afdoeding van onkruiden plaatsvond (Eghball & Lessing, 2000). Dit werd ook bevestigd in de kiemtest: geen enkele van de composten vertoonde kiemkrachtige onkruidzaden na 3 weken incubatie bij 21°C. Merk op dat in dit proefopzet de keuze werd gemaakt om bij hoge temperaturen te keren, dit om afdoeding van nuttig microbieel leven te vermijden.

De stalmest-behandelingen vertoonden zeer lage CO₂-concentraties in vergelijking met de dikke fractie-behandelingen (Figuur 19). In het algemeen vertoonden de pure dikke fractie en de dikke fractie + clinoptiloliet hogere CO₂-concentraties dan de dikke fractie-behandelingen bijgemengd met stro + gras of stalmest, wat er opnieuw op wijst dat deze producten structuur aanbrengen. Bij afloop van de proef lag de CO₂-concentratie hoger in de inkuilbehandelingen dan bij de compostbehandelingen (waar de CO₂-gehalten zeer laag waren), vermits de gassen tijdens het inkuilen niet konden ontsnappen.



Figuur 18 Temperatuurverloop tijdens het composteerproces (standaardafwijkingen < 10°C). Rode symbolen geven aan wanneer de hoop gekeerd werd.



Figuur 19 CO₂-verloop tijdens het composteerproces (standaardafwijkingen < 5%). Rode symbolen geven aan wanneer de hoop gekeerd werd.

6.3 Visuele beoordeling van de eindproducten op praktijkschaal

Voor de onbehandelde hoop stalmest op de kopakker was de volumereductie veel geringer dan voor de gecomposteerde hoop, en ze bevatte veel grovere en meer heterogene delen wat nadelig is bij het uitspreiden op het veld. Bovendien werd oververhitting waargenomen in de onbehandelde hoop (Figuur 20). Het composteren resulteerde in een veel grotere volumereductie dan het inkuilen van de stalmest. Er was duidelijke schimmelactiviteit aanwezig bij de gecomposteerde stalmest. De ingekuilde stalmest zag er uit zoals bij de aanvang van de proef. Bij de ingekuilde hoop werd geen korst gevormd zoals bij de compost.



Figuur 20: Stalmest na 2 maand stockage op de kopakker (boven), stalmest na 2 maand composteren op de kopakker (midden) en stalmest + EM na 2 maand inkuilen op beton (onder)

De verschillende composthopen met dikke fractie hadden allemaal een duidelijke korst en vertoonden schimmelactiviteit. Visueel was er weinig verschil waar te nemen door het toedienen van clinoptiloliet (Figuur 21 en 22). Toevoegen van stro en gras of stalmest resulteerde in een meer structuurrijke compost (Figuur 23 en 24). Net zoals bij de kuil met stalmest had de kuil met dikke fractie + stro + gras + EM geen korst en waren alle oorspronkelijke materialen nog te herkennen. Het stro en het gras waren niet verteerd zoals bij de compost (Figuur 25).



Figuur 21 Compost dikke fractie



Figuur 22 Compost dikke fractie + clinoptiloliet



Figuur 23 Compost dikke fractie + stalmest



Figuur 24 Compost dikke fractie + stro + gras



Figuur 25 Kuil dikke fractie + stro + gras + EM

6.4 Kwaliteit compost- en kuilproducten

6.4.1 C/N-, C/P- en N/P-verhoudingen

Uitgangsmaterialen/mengsels

De **C/N-verhouding** van de uitgangsmengsels ligt tussen 18 en 25 (Figuur 26). Een te lage C/N-verhouding (< 20) in het uitgangsmengsel kan leiden tot N-verliezen, terwijl bij een te hoge C/N-verhouding (> 40) N kan geïmmobiliseerd worden waardoor het composteerproces kan stilvallen. Volgens Godden & Penninckx (1997) ligt de optimale C/N-verhouding om nutriëntenverliezen te beperken tussen de 30-35. Stalmest heeft een hogere C/N, **C/P en N/P-verhouding** dan de dikke fractie (Figuren 26, 27 en 28), wat verklaard kan worden door het hogere organische stofgehalte en de lagere N en P gehalten in de stalmest, hetgeen beide gerelateerd is aan het stroaandeel in de stalmest. Bijmenging van stro en gras bij de dikke fractie verlaagt de C/N en verhoogt de C/P verhouding, wellicht

omwille van het hogere N gehalte in gras en de lagere P gehalten in gras en stro in vergelijking met de dikke fractie. Bijmenging van stalmest bij de dikke fractie verhoogt de C/N- en C/P-verhouding.

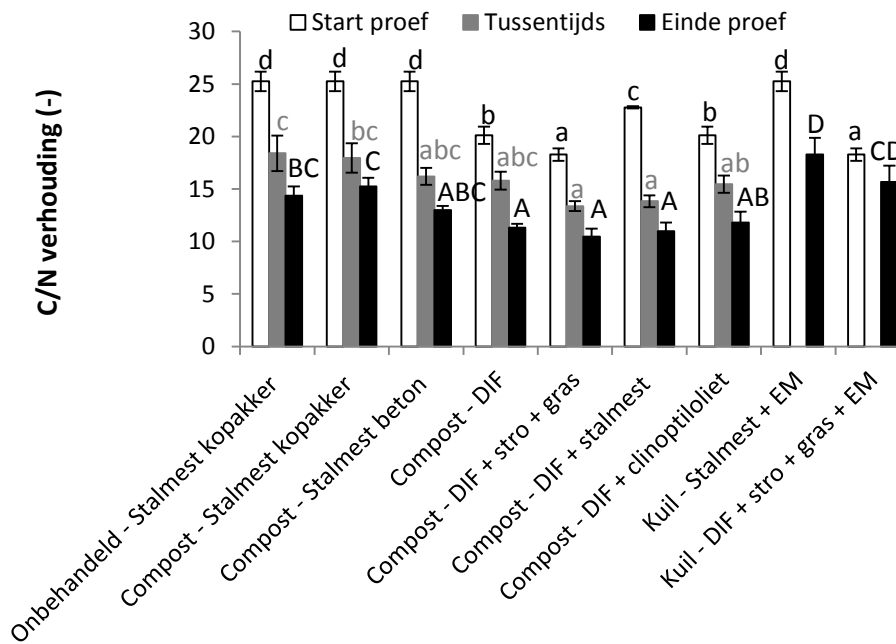
Tussentijdse staalname

In vergelijking met de oorspronkelijke uitgangsmaterialen en mengsels daalde de **C/N-verhouding** door afbraakactiviteit met 22% (Dikke fractie + stro + gras) tot 39% (Dikke fractie + stalmest) (Figuur 26). De C/N-verhouding lag voor alle behandelingen tussen de 13 en 18, wat typische waarden zijn voor een afgewerkte compost. In vergelijking met de oorspronkelijke uitgangsmaterialen en mengsels werd de **C/P-verhouding** gereduceerd met 23% (onbehandelde stalmest op de kopakker) tot 54% (dikke fractie + stro + gras) (Figuur 27). Dit is te wijten aan een verlies van organische stof. De C/P-verhouding van de stalmest-behandelingen ligt ongeveer dubbel zo hoog in vergelijking met de dikke fractie-behandelingen, overeenkomstig de beginsituatie. De **N/P-verhouding** veranderde nauwelijks voor alle behandelingen, enkel voor de dikke fractie + stro + gras werd een daling vastgelegd, te wijten aan de hogere N/P-verhouding van het startmengsel (Figuur 28).

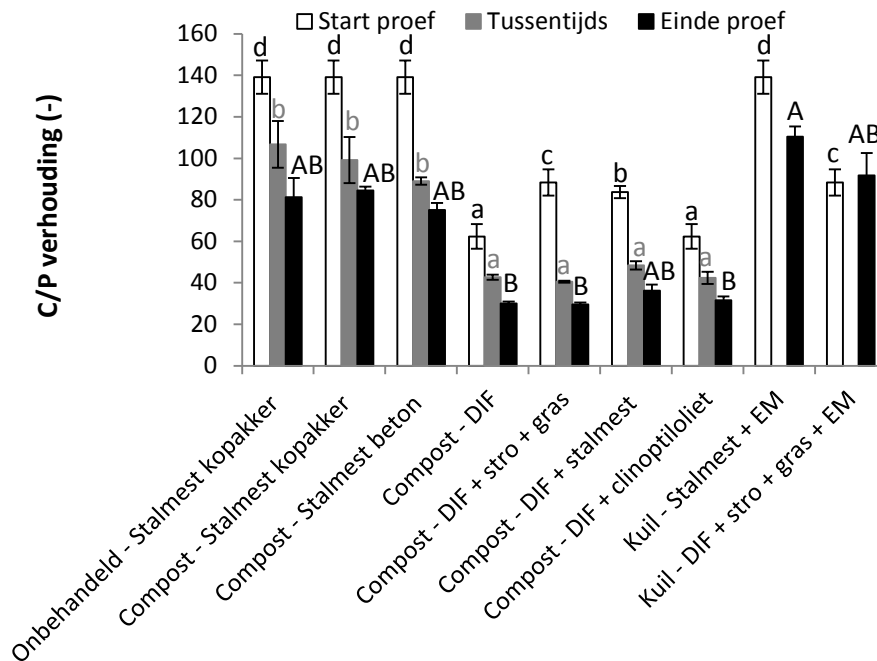
Eindproducten

De **C/N-verhouding** van alle compostbehandelingen lag tussen de 10.5 en 15.2, wat verwacht wordt bij stabiele composten (Figuur 26). De twee kuilen hadden een significant hogere C/N-verhouding dan de compostbehandelingen. Die hogere C/N-verhouding bij de kuilen kan verklaard worden door het verschil in afbraakproces: bij de kuilen vindt weinig afbraak plaats en zijn er bijgevolg ook weinig CO₂ verliezen, waardoor het organische stofgehalte van de kuilen hoger is in vergelijking met de gecomposteerde hopen. Bovendien is de toename in N_{totaal} tijdens het composterings-/inkuilproces kleiner bij de kuilen dan bij de compostbehandelingen. De C/N-verhouding daalde in vergelijking met de tussentijdse staalname met minstens 15% (Stalmest gecomposteerd op de kopakker) tot maximum 28% (Dikke fractie). De C/N-verhouding van de stalmestcomposten was analoog aan deze bij Escudero et al. (2012) waar een C/N van 14.3 werd gemeten op het einde van de compostering. Er was geen significant verschil tussen de stalmest-behandelingen onderling en de dikke fractie-behandelingen onderling. Als gevolg van de afbraakactiviteit en het composteerproces daalde de **C/P-verhouding** tot waarden van 80 voor de stalmestobjecten en tot waarden van 30 voor de objecten met dikke fractie. Er was geen verschil tussen de stalmest-objecten onderling en de dikke fractie-objecten onderling. In vergelijking met de tussentijdse staalname daalde de C/P-verhouding verder met minstens 15% (Stalmest gecomposteerd op de kopakker) tot maximum 30% (Dikke fractie) (Figuur 27). De C/P-verhouding van de stalmest-behandelingen lag meer dan dubbel zo hoog in vergelijking met de dikke fractie-behandelingen, dit omwille van het lagere fosforgehalte in de stalmest. De C/P-verhouding lag hoger voor de kuilobjecten door het uitblijven van de afbraakactiviteit. Algemeen kan gesteld worden dat de C/P-waarden voor de stalmest-objecten vrij hoog liggen. Ter vergelijking: bij een co-compostering van plantaardige reststromen met kippenmest varieerde de C/P-verhouding tussen 15 en 38, voor kippenmest opgeslagen na mengen met groencompost was dit 11, bij centraal gehygiëniseerde kippenmest gemengd met andere materialen was dit 27, en bij het gebruik van groencompost als strooisel in kippenstallen werd na 5 maand een C/P van 55 bekomen (Reubens et al., 2013). De gemiddelde C/P-verhouding van runderdrijfmest, varkensdrijfmest en stalmest in Vlaanderen bedraagt 23, 6 en 28 (Vanden Nest, 2014).

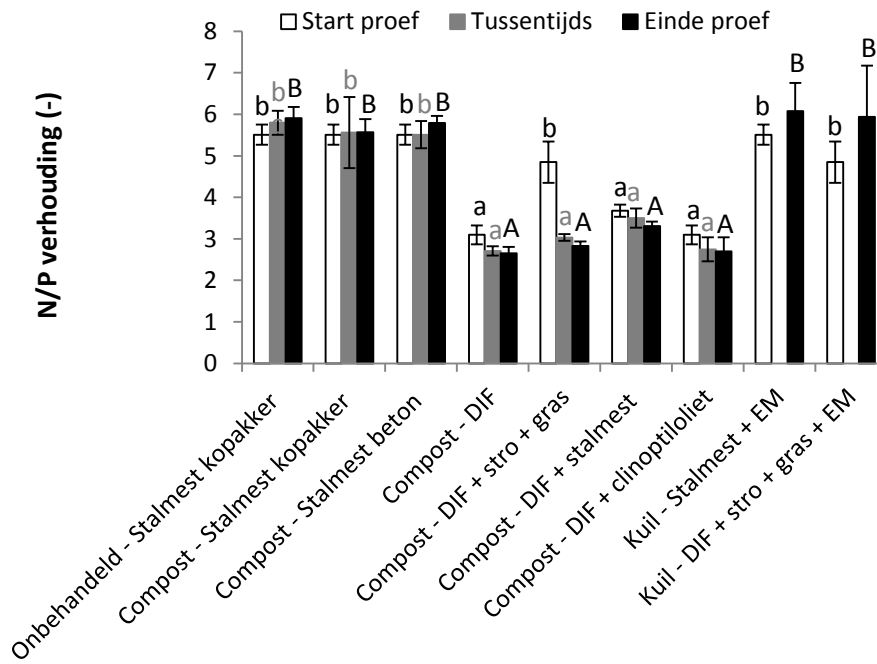
De **N/P-verhouding** varieerde weinig doorheen de tijd, vermits zowel N_{totaal} als P_{totaal} tijdens de proef toenamen (Figuur 28). Uitzondering is de gecomposteerde dikke fractie + stro + gras behandeling. Er was geen significant verschil in de N/P-verhouding tussen de stalmest-objecten en dikke fractie objecten onderling. De N/P-verhouding van de gecomposteerde stalmest-eindproducten lag hoger dan die van de gecomposteerde dikke fractie-eindproducten, vermits de dikke fractie-behandelingen ongeveer dubbel zo veel P bevatten als de stalmest. De ingekuilde dikke fractie + stro + gras + EM bevat minder P dan de overeenkomstige gecomposteerde behandeling door de lagere opconcentratie, waardoor de N/P-verhouding hoger ligt.



Figuur 26 C/N verhoudingen van de verschillende uitgangsmaterialen en –mengsels, de tussentijds genomen stalen en de eindproducten (gemiddelde ± standaardafwijking; n = 4). Behandelingen met verschillende letters verschillen significant ($P < 0.05$) volgens een Scheffé-test, uitgevoerd per tijdstip (start proef, tussentijds, einde proef). DIF = Dikke fractie.



Figuur 27 C/P verhoudingen van de verschillende uitgangsmaterialen en –mengsels, de tussentijds genomen stalen en de eindproducten (gemiddelde ± standaardafwijking; n = 4). Behandelingen met verschillende letters verschillen significant ($P < 0.05$) volgens een Scheffé-test, uitgevoerd per tijdstip (start proef, tussentijds, einde proef). DIF = Dikke fractie.



Figuur 28 N/P verhoudingen van de verschillende uitgangsmaterialen en -mengsels, de tussentijds genomen stalen en de eindproducten (gemiddelde ± standaardafwijking; n = 4). Behandelingen met verschillende letters verschillen significant (P < 0.05) volgens een Scheffé-test, uitgevoerd per tijdstip (start proef, tussentijds, einde proef). DIF = Dikke fractie.

Samenvatting

De C/N-verhouding:

- daalde onder de 16 door de afbraak van organische stof en de vrijstelling van CO₂ tijdens het composteerproces wat erop wijst dat de composten stabiel werden.
- was niet verschillend tussen de stalmestbehandelingen en de dikke fractie behandelingen onderling.
- was significant hoger voor de kuilbehandelingen in vergelijking met de compostbehandelingen, aangezien bij de kuilen weinig organische stofverlies plaatsvond.

De C/P-verhouding:

- daalde tot waarden van 80 voor de stalmestobjecten, hetgeen nog steeds vrij hoog is, en tot waarden van 30 voor de objecten met dikke fractie.
- was niet significant verschillend tussen de stalmestbehandelingen en de dikke fractie behandelingen onderling.

De N/P-verhouding:

- varieerde weinig doorheen de tijd, behalve voor de compostering van dikke fractie + stro + gras waar de N/P-verhouding daalde tijdens het composteren.
- was niet verschillend tussen de stalmestbehandelingen en de dikke fractie behandelingen onderling.
- was significant hoger voor de kuil op basis van dikke fractie + stro + gras dan voor de compost op basis van dikke fractie + stro + gras.

6.4.2 Droge stof- en organische stofgehalte

Uitgangsmaterialen/mengsels

De dikke fractie had bij aanvang een lager (24%) **droge stofpercentage** (Figuur 29) dan de stalmest (32%), en was dus vochtiger. Het droge stofgehalte van de dikke fractie was analoog aan andere studies (bv. Brito et al., 2012), dit van de stalmest was iets hoger aangezien de stalmest zeer strorijk (15.5 kg stro/koe/dag) was. Ter vergelijking: bij koeien die 6-8 kg stro/dag kregen, werd een droge stofgehalte van 23% gemeten in de runderstalmest (Abd El Kader et al., 2006). Het **organische stofgehalte**, hier telkens uitgedrukt als percentage van de droge stof (Figuur 30) was lager voor de dikke fractie (79%) dan voor de stalmest (83%). Dit staat in verband met het stroaandeel in de stalmest. Dikke fractie is een zuiver mestproduct. Deze waarden zijn vergelijkbaar met andere studies (Ahn et al., 2012; Brito et al., 2012). Toevoegen van stro en gras aan de dikke fractie verhoogde het organische stofgehalte van 79% tot 85%. Het toevoegen van stalmest aan de dikke fractie had geen effect op het organische stofgehalte van het uitgangsmengsel, wat in verband staat met het hoger gewichts-aandeel dikke fractie in de mengeling dikke fractie + stalmest.

Tussentijdse staalname

Door de aerobe microbiële afbraak van organische stof tijdens de compostering, lag het **organische stofgehalte** (%/droge stof) bij tussentijdse staalname lager dan bij aanvang van de proef (relatieve afname van -6% tot -9% voor de stalmestbehandelingen; -12% tot -17% voor de dikke fractie-behandelingen). Het **droge stof-** en organische stofgehalte lag lager bij de dikke fractie-behandelingen dan bij de stalmest-behandelingen (Figuren 29 en 30), overeenkomstig de beginsituatie. Het droge stofgehalte van de gecomposteerde hoop op de beton was lager dan dat van de gecomposteerde hoop op de kopakker, de hoop op de beton was m.a.w. natter. Dit is mogelijks te wijten aan het feit dat de hoop op de beton water kon opnemen dat van de beton afstroomde. Aangezien ervoor gekozen werd om een extensieve boerderijcompostering uit te voeren en dus arbeid- en tijdsinvestering te beperken, werd geen extra vocht toegediend. Ten opzichte van het begin van de proef lag het droge stofgehalte bij tussentijdse staalname (Figuur 29):

- Hoger bij de stalmestbehandelingen (relatieve toename van +19% tot + 44%)
- Gelijk bij de dikke fractie en de dikke fractie + clinoptiloliet (relatief 0% en -4%)
- Hoger bij de dikke fractie + stalmest en de dikke fractie + stro + gras (relatieve toename van +34% en +27%).

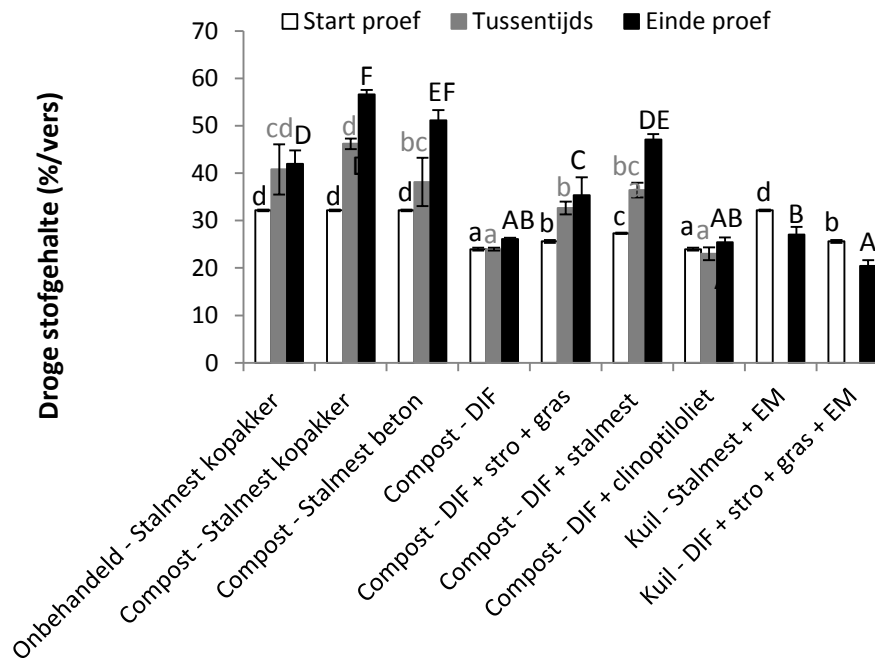
Een daling van het vochtgehalte (toename van het droge stofgehalte) bij de stalmestbehandelingen en de dikke fractie-behandelingen waarbij materiaal werd bijgemengd staat in verband met de hogere temperatuurontwikkeling in deze hopen in vergelijking met de hopen bestaande uit pure dikke fractie (zie Figuur 18).

Eindproducten

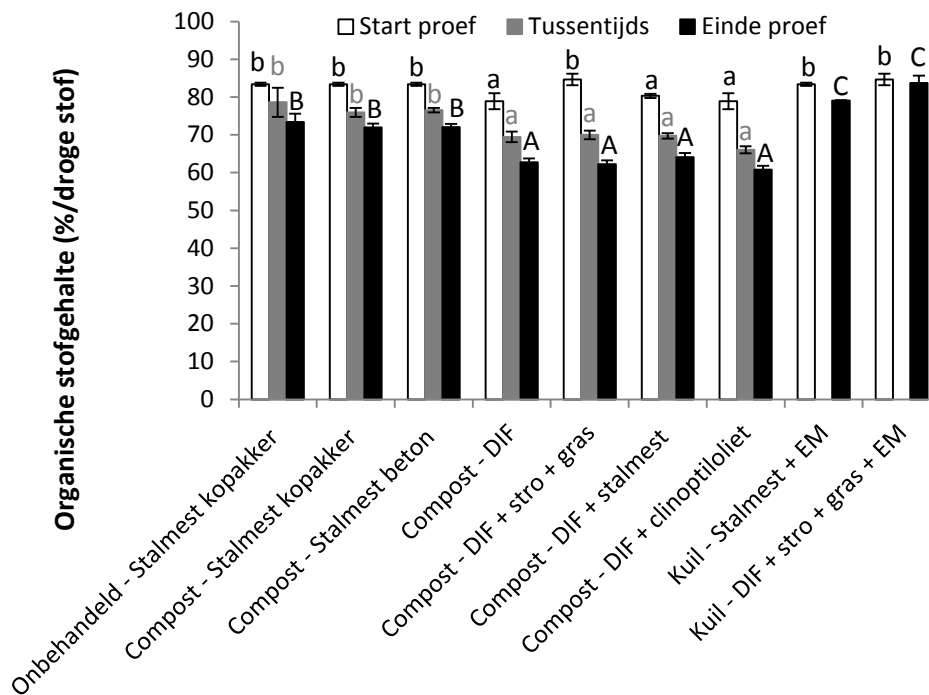
Het **droge stofgehalte** van de verschillende compostbehandelingen nam toe in vergelijking met de tussentijdse stalen (relatieve toename van +3% tot +34%) (Figuur 29). Het droge stofgehalte was hoger voor de stalmest- dan voor de dikke fractie- en inkuilbehandelingen (Figuur 29). Het droge stofgehalte van de onbehandelde stalmest lag lager dan van de gecomposteerde stalmest, wat verklaard kan worden door (1) het keren van de gecomposteerde stalmest, vermits dit zorgt voor meer vochtverliezen zodat de hoop meer uitdroogt, en (2) het niet afdekken van de onbehandelde stalmest, waardoor regenwater rechtstreeks op de hoop terecht kwam en eventueel doorheen de hoop liep. Bijmenging van stro en gras of stalmest bij de dikke fractie verhoogde het droge stofgehalte (Figuur 29). Het droge stofgehalte van de ingekuilde eindproducten lag lager dan bij aanvang van de proef (relatieve afname van respectievelijk -16% en -20% voor de stalmest + EM en Dikke fractie + stro + gras + EM behandelingen), wellicht omwille van het droge stofverlies door de koolstofverliezen tijdens inkuiling. Hierdoor blijft er minder materiaal achter, maar evenveel vocht (aangezien er geen sapverliezen optreden), waardoor de hopen natter worden. De droge stofgehaltes zijn analoog aan kuilen van bv. bermmaaisel (Hitman et al., 2013).

Het **organische stofgehalte** (%/droge stof) van de gecomposteerde eindproducten was afgenomen in vergelijking met het gehalte bij tussentijdse staalname (relatieve afname van -5% tot -11% voor de stalmest- en dikke fractie-behandelingen) en met het gehalte bij aanvang van de proef (relatieve afname van -12% tot -14% voor de stalmestbehandelingen, -20% tot -26% voor de dikke fractie-behandelingen) (Figuur 30). Het organische stofgehalte lag lager bij de gecomposteerde dikke fractie- dan bij de stalmestbehandelingen. Het hoogste organische stofgehalte werd teruggevonden bij de inkuilbehandelingen, aangezien hier slechts een beperkte afbraak van organisch materiaal plaatsvond. Deze gehalten waren nauwelijks gewijzigd in vergelijking met bij aanvang van de proef (respectievelijk -5% en -1% voor de stalmest + EM en Dikke fractie + stro + gras + EM behandelingen). De verschillende behandelingen van beide mestproducten resulteerden in relatief kleine verschillen tussen de objecten op vlak van organische stofgehalte. Dit is opvallend, want dit betekent dat de afbraakactiviteit voor de objecten met stalmest onderling, en voor de objecten met de dikke fractie onderling, zeer gelijkaardig was. Dit is in tegenstelling tot eerdere vaststellingen tijdens composteerproeven met kippenmest (Reubens et al., 2013; Vandecasteele et al., 2014), waarbij de verschillende mengsels en verwerkingsmethodes tot producten leidden met sterk verschillende karakteristieken.

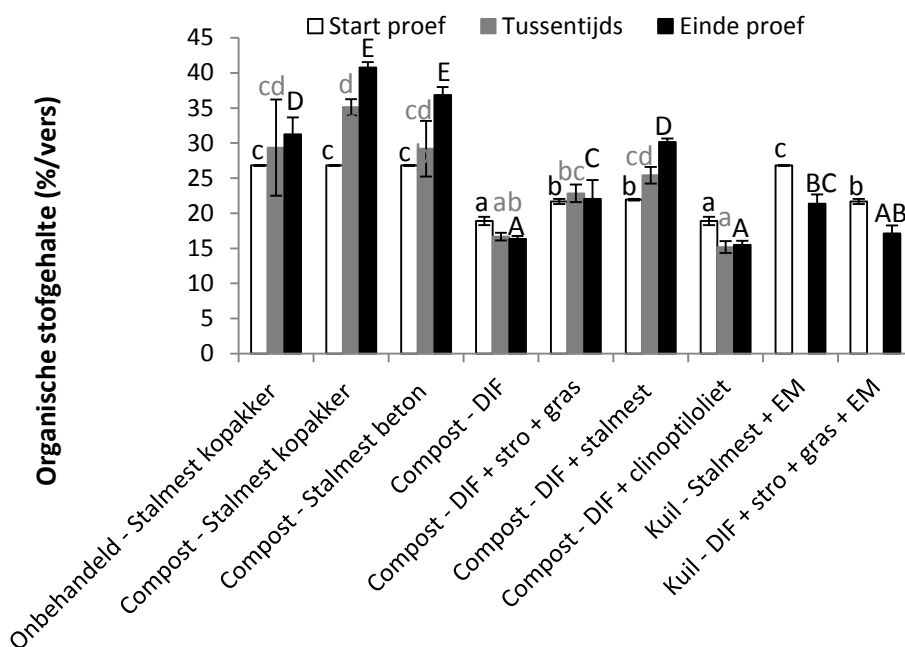
Ter informatie toont Figuur 31 het organische stofgehalte op versgewicht. De verschillen tussen de behandelingen zijn te verklaren aan de hand van de verschillen in droge stofgehalte (Figuur 29) en in organische stofgehalte op drooggewicht (Figuur 30).



Figuur 29 Procentuele droge stofgehalte op versgewicht van de verschillende uitgangsmaterialen en -mengsels, van de tussentijds genomen stalen, en van de eindproducten (gemiddelde \pm standaardafwijking; $n = 4$). Behandelingen met verschillende letters verschillen significant ($P < 0.05$) volgens een Scheffé-test, uitgevoerd per tijdstip (start proef, tussentijds, einde proef). DIF = Dikke fractie



Figuur 30 Procentuele organische stofgehalte op drooggewicht van de verschillende uitgangsmaterialen en -mengsels, van de tussentijds genomen stalen, en van de eindproducten (gemiddelde \pm standaardafwijking; $n = 4$). Behandelingen met verschillende letters verschillen significant ($P < 0.05$) volgens een Scheffé-test, uitgevoerd per tijdstip (start proef, tussentijds, einde proef). DIF = Dikke fractie



Figuur 31 Procentuele organische stofgehalte op versgewicht van de verschillende uitgangsmaterialen en -mengsels, van de tussentijds genomen stalen, en van de eindproducten (gemiddelde \pm standaardafwijking; $n = 4$). Behandelingen met verschillende letters verschillen significant ($P < 0.05$) volgens een Scheffé-test, uitgevoerd per tijdstip (start proef, tussentijds, einde proef). DIF = Dikke fractie

Samenvatting

Het **droge stof**gehalte:

- was hoger bij de pure stalmest in vergelijking met de pure dikke fractie.
- nam toe tijdens het composteerproces omdat de hoge temperaturen zorgen voor verdamping van water.
- was lager bij de dikke fractie behandelingen dan bij de stalmestbehandelingen
- nam meer toe wanneer stro/gras en stalmest werden bijgemengd bij de dikke fractie door de hogere temperatuurontwikkeling. Er werd geen effect van clinoptiloliet waargenomen.
- lag hoger bij de gecomposteerde stalmest dan bij de onbehandelde stalmest door de vochtverliezen tijdens het keren en door het afdekken van de hoop waardoor nauwelijks regenwater in de hoop terecht kwam.
- nam af tijdens het inkuilproces.

Het **organische stof**gehalte:

- steeg aanvankelijk door toevoegen van stro en gras aan de dikke fractie, maar dit was niet meer waar te nemen in de eindproducten. Er was geen verschil in organische stofverlies tussen de stalmestobjecten onderling en tussen de objecten met dikke fractie onderling.
- was lager bij de dikke fractie-behandelingen, wat analoog was aan het lagere organische stofgehalte in de pure dikke fractie in vergelijking met de pure stalmest fractie. Maar ook het organische stofverlies bij de behandelingen met dikke fractie was groter dan bij de stalmest-behandelingen. Bij de tussentijdse staalname was de afname in organische stofgehalte beperkt voor de stalmestobjecten, en bedroeg ongeveer 10% op droge stofbasis voor de objecten met dikke fractie. Bij staalname op het einde van de proef was de afname in organische stofgehalte ongeveer 10% op droge stofbasis voor de stalmestobjecten, en ongeveer 20% voor de objecten met dikke fractie. De lagere organische stofverliezen bij de stalmest- ten opzichte van de dikke fractiebehandelingen staan wellicht in verband met het uitdrogen van de stalmest bij omzetten en/of het lagere droge stofgehalte van de dikke fractie ten opzichte van stalmest. Afbraakorganismen waren minder voorzien van vocht.
- daalde in het algemeen tijdens het composteerproces door afbraak van organisch materiaal.
- was het hoogst bij de inkuilbehandelingen aangezien hier slechts een beperkte afbraak van organisch materiaal plaatsvond.

6.4.3 Minerale stikstof en nutriënteninhoud

Uitgangsmaterialen/mengsels

Het nitraatgehalte was bij aanvang zeer laag in vergelijking met het ammoniumgehalte in alle materialen/mengsels (Tabellen 7 en 8). Het gehalte aan minerale stikstof (nitraat-N + ammonium-N) bedroeg minder dan 10 % van het totale stikstofgehalte in de hopen (Tabel 9).

De dikke fractie bevat vier keer meer N onder de vorm van **nitraat en ammonium** dan de stalmest. Analoog aan het minerale N gehalte bevat de dikke fractie ook meer **totale N** dan de stalmest (Tabel 10). De dikke fractie bevat ook dubbel zoveel **totale P** als de stalmest. Bijmenging van stro en gras bij

de dikke fractie verhoogt het totale N-gehalte en verlaagt het totale P gehalte, vooral te wijten aan de toevoeging van het gras. Verder bevat de dikke fractie meer **Mg en Ca** dan de stalmest, terwijl voor **K** het omgekeerde waar is. Bijmenging van gras en stro bij de dikke fractie verhoogt het **K en Na** gehalte, te wijten aan de hoge K en Na gehalten aanwezig in gras (Tabel 10). Er was meer plantbeschikbare P (P_{CaCl_2}) en Fe (Fe_{CaCl_2}) aanwezig in de dikke fractie-uitgangsmengsels dan in de stalmest.

Ter informatie werd de nutriëntensamenstelling ook omgerekend naar verse stofbasis, en werd de omrekening gemaakt naar P_2O_5 , K_2O , CaO en MgO (Tabel 11). De totale N-, P- en K-concentraties van de stalmest waren vergelijkbaar met deze van andere stalmest die op ILVO werd gebruikt in een bemestingsproef (4.9 ± 1.5 kg N, 3.4 ± 1.1 kg P_2O_5 en 13.1 ± 6.0 kg K_2O per ton vers materiaal) en vielen dus binnen een normale range.

Tussentijdse staalname

Om het verschil in nitraat- en ammoniumgehalte correct te interpreteren, moet rekening worden gehouden met verschillende processen die (tegelijk) kunnen plaatsvinden: omvorming van ammonium-N naar nitraat-N en omgekeerd, uitspoeling naar het grondwater, gasvormige verliezen en adsorptie/microbiële vastlegging van nitraat-N en ammonium-N. Daarom moeten naast de absolute verschillen ook de verhouding van nitraat-N / ammonium-N en het totaal gehalte aan minerale N geëvalueerd worden. Bij de tussentijdse staalname lagen de **nitraat-N-gehalten** in de stalmestbehandelingen hoger dan bij aanvang van de proef, terwijl bij de pure dikke fractie-behandelingen het omgekeerde plaatsvond (Tabel 7). Merk op dat de standaardafwijkingen van de nitraat-N-gegevens groot waren, en dat omwille van deze heterogeniteit geen statistische analyse werd uitgevoerd. De nitraat-N-gehalten zijn echter zeer laag in vergelijking met de ammonium-N-gehalten, net zoals bij aanvang van de proef het geval was (Tabel 8). Het **ammonium-N-gehalte** in de stalmestbehandelingen lag lager dan bij de dikke fractie-behandelingen, zowel bij aanvang van de proef als bij tussentijdse staalname. Bijmenging van clinoptiloliet bij de dikke fractie had geen effect op het gemeten ammonium-N-gehalte en de nitraat-N / ammonium-N-verhouding, terwijl bijmenging van stro en gras of stalmest het ammonium-N-gehalte reduceerde. Het ammonium-N-gehalte bij de onbehandelde stalmest op de kopakker was lichtjes gestegen bij de tussentijdse staalname ten opzichte van de aanvang van de proef (0.55 ten opzichte van 0.52 kg N/ton). Bij de twee compostbehandelingen met stalmest was het ammonium-N-gehalte gedaald met 69% en 70%, wat wijst op meer aerobe omstandigheden in vergelijking met de onbehandelde stalmest en gerelateerd kan worden aan verliezen door vervluchtiging of vastlegging in microbiële eiwit. Bij de pure dikke fractie-behandeling en de behandeling met clinoptiloliet nam het ammonium-N-gehalte bij tussentijdse staalname toe met respectievelijk 92% en 104% in vergelijking met de start van de proef. Bij de dikke fractie-behandeling met stro en gras en bij de stalmest + dikke fractie-behandeling nam het ammonium-N-gehalte af met respectievelijk 23% en 40% (Tabel 7), wat erop wijst dat bijmenging van stalmest of stro + gras bij de dikke fractie zorgt voor meer aerobe omstandigheden, meer vervluchtiging en/of meer vastlegging in microbiële eiwit.

Totale N, P, K, Mg, Ca en Na-concentraties lagen hoger bij tussentijdse staalname dan bij aanvang van de proef voor alle behandelingen (Tabel 10). Deze opconcentratie van nutriënten is het gevolg van relatief grotere koolstofverliezen (onder de vorm van CO_2) ten opzichte van andere verliezen. Bij de plantbeschikbare elementen P (P_{CaCl_2}), Fe (Fe_{CaCl_2}) en Al (Al_{CaCl_2}) werd het omgekeerde vastgesteld, deze elementen worden dus minder beschikbaar doorheen de tijd, met uitzondering van P_{CaCl_2} in de dikke fractie bijgemengd met stro + gras of stalmest (Tabel 10). Tussen de behandelingen blijven dezelfde trends als bij aanvang van de proef zichtbaar:

- De dikke fractie-behandelingen bevatten ongeveer dubbel zoveel totale P als de stalmestbehandelingen.
- De dikke fractie-behandelingen bevatten meer Mg en Ca dan de stalmestbehandelingen, terwijl voor K in de pure dikke fractie zonder en met clinoptiloliet het omgekeerde waar was.
- Bijmenging van gras en stro bij de dikke fractie verhoogde het N, K en Na gehalte.
- Er was meer plantbeschikbare P (P_{CaCl_2}) en Fe (Fe_{CaCl_2}) aanwezig in de dikke fractie- dan in de stalmestbehandelingen.

Eindproducten

Het **nitraat-N-gehalte** van de eindproducten was een veelvoud van de gehalten van de tussentijds genomen stalen, terwijl de ammonium-N-gehalten waren afgenomen (-3% tot -79%), met uitzondering van de gecomposteerde stalmest op de beton (+3%) en de dikke fractie + stalmest (+66%) (Tabel 7). Dit resulteerde in hogere nitraat-N / ammonium-N-verhoudingen in vergelijking met de tussentijds genomen stalen en de uitgangsmaterialen (Tabel 8). De ammonium-N- en nitraat-N-gehalten van de stalmest-behandelingen waren respectievelijk hoger en lager dan in de studie van Escudero et al. (2012) na 6-8 maand composteren, waarschijnlijk te wijten aan de langere composteertijd in deze studie die de omzetting van ammonium- naar nitraat-N vergroot. De dikke fractie-behandelingen bevatten meer **ammonium-N** dan de stalmest-behandelingen. De compost van dikke fractie bevat nog relatief veel ammonium-N (1.023 kg/ton DS), in de studie van Brito et al. (2012) wordt slechts 0.14 kg/ton droge stof gemeten na 5 maand composteren. De hoge ammonium-N-concentraties kunnen te wijten zijn aan de nog hoge temperaturen in de hopen waardoor de nitrificatie gelimiteerd wordt (Hellman et al., 1997). Indien de hopen nog langer zouden blijven liggen, zouden deze waarden wellicht nog dalen. Compost is stabiel wanneer de ammonium-N-gehalten onder de 0.4 kg/ton DS liggen (Zucconi & de Bertoldi, 1987), wat hier dus nog niet het geval is voor de dikke fractie behandelingen en de kuilen. **Nitraat-N/ammonium-N verhoudingen** waren het hoogst voor de stalmestbehandelingen (> 1), en laagst voor de kuilbehandelingen (≤ 0.003) (Tabel 8), maar er werden tussen de stalmest- en dikke fractie-behandelingen onderling geen verschillen vastgesteld. Er kan een trend van een hogere nitraat-N/ammonium-N-verhouding bij de compostering van stalmest op de beton in vergelijking met op de kopakker worden waargenomen. Dit kan mogelijk verklaard worden door een beter composteerproces aangezien deze hoop minder droog was (zie sectie 6.4.2). Het gehalte aan **minerale stikstof** (nitraat-N + ammonium-N) in de eindproducten bleef ongeveer gelijk ten opzichte van de uitgangssituatie voor de compostbehandelingen, er was dus enkel een shift van ammonium-N naar nitraat-N (Tabel 9). Voor de kuilbehandelingen nam het procentueel aandeel minerale N op de totale hoeveelheid N toe ten opzichte van de uitgangssituatie, te wijten aan de toename in ammonium-N. Bij de inkuilbehandeling met dikke fractie + stro + gras + EM bedroeg het aandeel ammonium-N zelfs 18.66% bij afloop van de proef (Tabel 9).

Bijmenging van clinoptiloliet bij de dikke fractie had geen significant effect op de nitraat- en ammoniumgehalten en ook de totale minerale N (nitraat + ammonium) concentratie bleef ongeveer gelijk. Er kon wel een verhoging van de nitraat/ammonium-verhouding worden vastgesteld, wat duidt op een shift van ammonium-N naar nitraat-N door toedienen van clinoptiloliet. Dit wijst dus op een beter composteerproces. Deze verhoging was echter niet significant, vermits bij de behandeling met dikke fractie + clinoptiloliet in twee van de vier herhalingen de nitraat-N/ammonium-N-verhouding kleiner was dan 1 (zoals het geval was bij de pure dikke fractie), en bij de andere twee herhalingen tussen 2 en 3 lag (meer ammonium werd omgezet naar nitraat). Dit kan verklaard worden door de heterogeniteit van het product, en resulteerde in een vrij grote standaardafwijking, waardoor er geen significant verschil was met de pure dikke fractie. Aangezien meer ammonium-N naar nitraat-N werd omgezet, maar de totale ammonium-N-concentratie gelijk bleef, kan dit wijzen op meer vastlegging van ammonium-N door minder gasvormige verliezen van NH_3 . Dit werd ook bevestigd in de gasmetingen (zie 6.7). Mogelijk legt clinoptiloliet NH_4^+ -N beter vast in de dikke fractie, maar wordt het geadsorbeerde NH_4^+ -N toch van het product losgemaakt tijdens de extractie met 1M KCl in het labo, waardoor geen lagere NH_4^+ concentratie wordt vastgesteld. Bij een mildere extractie, bijvoorbeeld met water, zou er eventueel wel een verschil tussen beide behandelingen kunnen zijn in de hoeveelheid NH_4^+ -N die vrijgesteld wordt. Zo wordt in de studie van Lefcourt & Meisinger (2001) minder wateroplosbaar NH_4^+ -N en meer KCl-oplosbaar NH_4^+ -N gemeten met toenemende clinoptilolietconcentratie. De toename in KCl-oplosbaar NH_4^+ -N is te wijten aan de uitwisseling van K^+ met NH_4^+ -N op het zeoliet uitwisselingscomplex. De gemeten ammoniumconcentraties zijn bijgevolg niet sluitend om uitspraken te doen over het effect van clinoptiloliet. De gasmetingen zijn een betere indicator.

Bijmenging van stalmest aan de dikke fractie resulteerde in minder nitraat-N en ammonium-N en dus een lagere totale minerale N inhoud. De nitraat-N / ammonium-N verhouding was niet significant lager, maar er was wel een trend van een lagere verhouding voor de dikke fractie + stalmest behandeling zichtbaar. Dit kan dus wijzen op een betere microbiële vastlegging of meer N-verliezen door toevoegen van stalmest aan de dikke fractie, aangezien dit voor hogere temperaturen zorgde in de hoop (Figuur 18b).

Bijmenging van stro en gras aan de dikke fractie resulteerde in een lager nitraatgehalte en ongeveer gelijk ammoniumgehalte waardoor de totale minerale N inhoud lager was. De nitraat-N / ammonium-N verhouding was lager door toevoeging van stro en gras, maar dit was niet significant. Minder nitraat-N kan wijzen op een betere microbiële vastlegging of meer N-verliezen aangezien ook hier hogere temperaturen werden vastgelegd (Figuur 18b).

Totale N, P, K, Mg en Ca concentraties, en plantbeschikbare P (P_{CaCl_2}) en Fe (Fe_{CaCl_2}) concentraties van de gecomposteerde eindproducten waren toegenomen in vergelijking met de tussentijds genomen stalen en de uitgangsmaterialen (Tabel 10). Deze opconcentratie is het gevolg van relatief grotere koolstofverliezen (onder de vorm van CO_2) ten opzichte van andere verliezen. Echter, bij tussentijdse staalname werd er voor de plantbeschikbare elementen P (P_{CaCl_2}) en Fe (Fe_{CaCl_2}) nog het omgekeerde vastgesteld, vermits deze concentraties waren gedaald ten opzichte van de aanvang van de proef. Bij de gecomposteerde dikke fractie-behandelingen lag de plantbeschikbare P (P_{CaCl_2}) bij afloop van de proef echter hoger dan bij aanvang van de proef (+32% tot +146%), terwijl de plantbeschikbare P concentratie (P_{CaCl_2}) bij de gecomposteerde stalmest-behandelingen ongeveer gelijk was gebleven (-10% tot +5%). Ter vergelijking: bij eerdere proeven van ILVO met groencomposten varieerde de P-beschikbaarheid (P_{CaCl_2}) tussen 50 en 160 mg P/l compost of omgerekend tussen 200 en 590 mg P/kg droge stof (Eindrapport SyNeCo-project, in voorbereiding), m.a.w. duidelijk lager dan bij de behandelingen met dikke fractie en vergelijkbaar met de stalmestobjecten. Voor composten op basis van kippenmest varieerde de P-beschikbaarheid (P_{CaCl_2}) tussen en 1400 mg/kg droge stof, wat beduidend hoger is dan bij de producten in deze proef (Vandecasteele et al., 2014). Bij de gemengde opslag van kippenmest met groencompost steeg de P-beschikbaarheid (P_{CaCl_2}) tot 5800 mg/kg droge stof.

Tussen de behandelingen blijven enkele trends zichtbaar (Tabel 10):

- De dikke fractie-behandelingen bevatten meer P, Mg en Ca dan de stalmestbehandelingen, terwijl voor K in de pure dikke fractie zonder en met clinoptiloliet het omgekeerde waar was.
- Bijmenging van stro + gras of stalmest bij de dikke fractie verhoogde het K en Na gehalte.
- Er was meer plantbeschikbare P (P_{CaCl_2}) en Fe (Fe_{CaCl_2}) aanwezig in de dikke fractie- dan in de stalmestbehandelingen.
- Het K-gehalte van de stalmest gecomposteerd op beton ligt hoger dan het K-gehalte van de stalmest gecomposteerd op de kopakker

Wat de nutriëntensamenstelling van de kuil-eindproducten betreft:

- Het ingekuilde stalmest + EM- eindproduct had een gelijkaardige nutriëntensamenstelling als de gecomposteerde stalmest op de kopakker, en bevatte minder K, Mg en Ca in vergelijking met de gecomposteerde stalmest op beton.
- Het ingekuilde dikke fractie + stro + gras + EM – eindproduct had een lager nutriëntengehalte dan de gecomposteerde dikke fractie + stro + gras- en dan de pure dikke fractie-compostbehandeling, wat verklaard kan worden door minder opconcentratie door organische stofverlies.

Ter informatie werd de nutriëntensamenstelling ook omgerekend naar verse stofbasis, en werd de omrekening gemaakt naar P_2O_5 , K_2O , CaO en MgO (Tabel 11).

Tabel 7 Nitraat en ammoniumconcentraties van de uitgangsmaterialen en -mengsels, van de tussentijds genomen stalen en van de eindproducten (gemiddelde ± standaardafwijking; n = 4, behalve voor OUR: n = 2). Behandelingen met verschillende letters verschillen significant (P < 0.05) volgens een Scheffé-test, uitgevoerd per tijdstip (start proef, tussentijds, einde proef). DS = Droge stof, DIF = Dikke fractie.

	Start proef		Tussentijds		Einde proef	
	NO ₃ ⁻ -N	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	NH ₄ ⁺ -N
	kg/ton DS	kg/ton DS	kg/ton DS	kg/ton DS	kg/ton DS	kg/ton DS
Onbehandeld - Stalmest kopakker	0.004 ± 0.000 a	0.52 ± 0.04 a	0.019 ± 0.009	0.55 ± 0.34 ab	0.339 ± 0.189 cd	0.20 ± 0.07 a
Compost - Stalmest kopakker	0.004 ± 0.000 a	0.52 ± 0.04 a	0.019 ± 0.003	0.13 ± 0.02 a	0.303 ± 0.078 cd	0.12 ± 0.02 a
Compost - Stalmest beton	0.004 ± 0.000 a	0.52 ± 0.04 a	0.015 ± 0.015	0.16 ± 0.07 a	0.858 ± 0.297 de	0.17 ± 0.06 a
Compost - DIF	0.014 ± 0.006 b	2.17 ± 0.25 b	0.011 ± 0.013	4.16 ± 0.06 c	1.023 ± 0.097 e	1.23 ± 0.12 c
Compost - DIF + stro + gras	0.020 ± 0.010 b	1.74 ± 0.40 b	0.003 ± 0.001	1.33 ± 0.45 b	0.254 ± 0.066 c	1.14 ± 0.27 bc
Compost - DIF + stalmest	0.006 ± 0.001 a	0.57 ± 0.04 a	0.008 ± 0.013	0.34 ± 0.23 a	0.056 ± 0.015 b	0.56 ± 0.04 b
Compost - DIF + clinoptiloliet	0.014 ± 0.006 b	2.17 ± 0.25 b	0.004 ± 0.003	4.42 ± 0.45 c	1.259 ± 0.307 e	0.92 ± 0.37 bc
Kuil - Stalmest + EM	0.004 ± 0.000 a	0.52 ± 0.04 a			0.006 ± 0.002 a	1.90 ± 0.38 c
Kuil - DIF + stro + gras + EM	0.020 ± 0.010 b	1.74 ± 0.40 b			0.005 ± 0.002 a	5.59 ± 0.79 d

Tabel 8 Nitraat-N/ammonium-N verhouding van de uitgangsmaterialen en -mengsels, van de tussentijds genomen stalen en van de eindproducten. Behandelingen met verschillende letters verschillen significant (P < 0.05) volgens een Scheffé-test, uitgevoerd per tijdstip (start proef, tussentijds proef, einde proef). DIF = Dikke fractie.

	NO ₃ ⁻ -N/NH ₄ ⁺ -N verhouding		
	Start proef	Tussentijds	Einde proef
	Onbehandeld - Stalmest kopakker	0.007 ± 0.001 a	0.039 ± 0.035 abc
Compost - Stalmest kopakker	0.007 ± 0.001 a	0.153 ± 0.046 c	2.542 ± 0.843 de
Compost - Stalmest beton	0.007 ± 0.001 a	0.116 ± 0.127 bc	6.300 ± 4.407 e
Compost - DIF	0.007 ± 0.002 a	0.003 ± 0.003 ab	0.835 ± 0.112 cd
Compost - DIF + stro + gras	0.013 ± 0.009 a	0.002 ± 0.001 ab	0.238 ± 0.099 bc
Compost - DIF + stalmest	0.011 ± 0.001 a	0.048 ± 0.084 abc	0.100 ± 0.031 bc
Compost - DIF + clinoptiloliet	0.007 ± 0.002 a	0.001 ± 0.001 a	1.660 ± 1.002 de
Kuil - Stalmest + EM	0.007 ± 0.001 a		0.003 ± 0.002 a
Kuil - DIF + stro + gras + EM	0.013 ± 0.009 a		0.001 ± 0.000 a

Tabel 9 Procentueel gehalte aan minerale stikstof (N_{min}) ten opzichte van de totale stikstofgehalten (N_{tot}) in de hopen bij het begin en het einde van de proef. DIF = Dikke fractie.

	N _{min} /N _{tot} (%)					
	Start proef			Einde proef		
	NO ₃ ⁻ -N	NH ₄ ⁺ -N	N _{min}	NO ₃ ⁻ -N	NH ₄ ⁺ -N	N _{min}
Onbehandeld - Stalmest kopakker	0.02	2.82	2.84	1.14	0.68	1.82
Compost - Stalmest kopakker	0.02	2.82	2.84	1.15	0.47	1.62
Compost - Stalmest beton	0.02	2.82	2.84	2.78	0.54	3.32
Compost - DIF	0.07	9.93	10.00	3.32	3.99	7.31
Compost - DIF + stro + gras	0.08	6.74	6.82	0.76	3.42	4.19
Compost - DIF + stalmest	0.03	2.89	2.92	0.17	1.73	1.90
Compost - DIF + clinoptiloliet	0.07	9.93	10.00	4.38	3.22	7.60
Kuil - Stalmest + EM	0.02	2.82	2.84	0.02	7.88	7.90
Kuil - DIF + stro + gras + EM	0.08	6.74	6.82	0.02	18.66	18.68

Tabel 10 Totale N, P, K, Mg, Ca, Na en plantbeschikbare P, Fe en Al in de verschillende uitgangsmaterialen en –mengsels, de tussentijds genomen stalen en de eindproducten (gemiddelde ± standaardafwijking; n = 4). Behandelingen met verschillende letters verschillen significant (P < 0.05) volgens een Scheffé-test, uitgevoerd per tijdstip (start proef, tussentijds, einde proef). DS = droge stof, DIF = Dikke fractie.

	N _{totaal} (kg/ton DS)			P _{totaal} (kg/ton DS)			K _{totaal} (kg/ton DS)		
	Start	Tussentijds	Einde	Start	Tussentijds	Einde	Start	Tussentijds	Einde
Onbehandeld - Stalmest kopakker	18.4 ± 0.6 a	23.8 ± 1.5 a	29.8 ± 2.3 abc	3.3 ± 0.2 a	4.1 ± 0.3 a	5.1 ± 0.5 ac	27.3 ± 0.2 c	39.5 ± 5.7 bc	48.1 ± 2.9 cd
Compost - Stalmest kopakker	18.4 ± 0.6 a	23.6 ± 1.7 a	26.3 ± 1.3 ab	3.3 ± 0.2 a	4.3 ± 0.4 a	4.7 ± 0.1 ac	27.3 ± 0.2 c	40.5 ± 1.5 bc	42.6 ± 1.3 bc
Compost - Stalmest beton	18.4 ± 0.6 a	26.3 ± 1.2 ab	30.9 ± 0.8 bc	3.3 ± 0.2 a	4.8 ± 0.1 a	5.3 ± 0.2 ac	27.3 ± 0.2 c	44.3 ± 2 c	49.0 ± 0.3 d
Compost - DIF	21.8 ± 0.8 b	24.5 ± 1 a	30.8 ± 1.4 bc	7.1 ± 0.5 c	9.0 ± 0.1 bc	11.6 ± 0.3 bc	19.0 ± 0.3 a	26.4 ± 0.9 a	29.5 ± 0.4 a
Compost - DIF + stro + gras	25.8 ± 1.2 c	29.1 ± 1 b	33.2 ± 1.8 c	5.3 ± 0.3 b	9.6 ± 0.2 c	11.7 ± 0.2 bd	23.3 ± 1.4 b	36.6 ± 2.4 b	43.7 ± 0.5 bcd
Compost - DIF + stalmest	19.6 ± 0.2 a	28 ± 1.2 b	32.5 ± 0.8 bc	5.3 ± 0.2 b	8.0 ± 0.3 b	9.8 ± 0.2 bc	26.1 ± 0.1 c	37.8 ± 2.8 bc	47.4 ± 1.4 cd
Compost - DIF + clinoptiloliet	21.8 ± 0.8 b	23.8 ± 1 a	28.7 ± 2.4 abc	7.1 ± 0.5 c	8.7 ± 0.7 bc	10.7 ± 0.5 ac	19.0 ± 0.3 a	24.1 ± 0.5 a	28.6 ± 0.4 a
Kuil - Stalmest + EM	18.4 ± 0.6 a		24.2 ± 2.1 a	3.3 ± 0.2 a		4.0 ± 0.2 ac	27.3 ± 0.2 c		38.7 ± 1.4 b
Kuil - DIF + stro + gras + EM	25.8 ± 1.2 c		30.0 ± 3.6 abc	5.3 ± 0.3 b		5.1 ± 0.5 ac	23.3 ± 1.4 b		27.2 ± 2.6 a
Stro	4.9 ± 0.5			1.2 ± 0.1			8.0 ± 0.8		
Gras	34.7 ± 1.3			3.7 ± 0.3			38.9 ± 3.5		
	Mg _{totaal} (kg/ton DS)			Ca _{totaal} (kg/ton DS)			Na _{totaal} (kg/ton DS)		
	Start	Tussentijds	Einde	Start	Tussentijds	Einde	Start	Tussentijds	Einde
Onbehandeld - Stalmest kopakker	3.1 ± 0.1 a	4.0 ± 0.3 a	4.9 ± 0.3 b	7.7 ± 0.4 a	9.8 ± 0.4 a	11.7 ± 0.8 bc	1.2 ± 0.0 a	1.4 ± 0 a	1.6 ± 0.2 ab
Compost - Stalmest kopakker	3.1 ± 0.1 a	4.2 ± 0.3 a	4.3 ± 0.1 ab	7.7 ± 0.4 a	10.6 ± 0.8 a	10.9 ± 0.2 abc	1.2 ± 0.0 a	1.6 ± 0.1 ab	1.3 ± 0.2 a
Compost - Stalmest beton	3.1 ± 0.1 a	4.6 ± 0.1 a	5.0 ± 0.2 b	7.7 ± 0.4 a	11.5 ± 0.2 a	12.6 ± 0.6 c	1.2 ± 0.0 a	1.8 ± 0.1 bc	1.6 ± 0.1 ab
Compost - DIF	6.4 ± 0.4 c	8.1 ± 0.4 b	11.4 ± 0.2 d	15.2 ± 1.2 c	22.9 ± 1.3 c	28.1 ± 1.0 e	1.4 ± 0.0 a	1.8 ± 0.1 bc	2.0 ± 0.0 c
Compost - DIF + stro + gras	4.1 ± 0.5 b	7.9 ± 0.3 b	11.0 ± 0.4 d	9.7 ± 1.5 ab	21.0 ± 0.7 c	26.8 ± 0.5 e	2.4 ± 0.5 b	2.7 ± 0.3 d	2.4 ± 0.1 d
Compost - DIF + stalmest	4.7 ± 0.1 b	7.4 ± 0.4 b	9.5 ± 0.4 c	11.3 ± 0.4 b	18.5 ± 0.7 b	22.4 ± 0.5 d	1.4 ± 0.0 a	2.0 ± 0.1 c	2.4 ± 0.1 d
Compost - DIF + clinoptiloliet	6.4 ± 0.4 c	8.1 ± 0.6 b	10.6 ± 0.5 d	15.2 ± 1.2 c	22.0 ± 0.2 c	26.5 ± 0.8 e	1.4 ± 0.0 a	1.6 ± 0 ab	1.8 ± 0.0 bc
Kuil - Stalmest + EM	3.1 ± 0.1 a		3.7 ± 0.1 a	7.7 ± 0.4 a		9.4 ± 0.3 a	1.2 ± 0.0 a		1.4 ± 0.1 a
Kuil - DIF + stro + gras + EM	4.1 ± 0.5 b		4.2 ± 0.3 ab	9.7 ± 1.5 ab		10.0 ± 1.2 ab	2.4 ± 0.5 b		1.6 ± 0.1 ab
Stro	0.5 ± 0.1			1.9 ± 0.1			0.1 ± 0.0		
Gras	2.1 ± 0.1			3.8 ± 0.2			2.4 ± 0.41		
	P _{CaCl2/dtpa} (mg/l substraat)			Fe _{CaCl2/dtpa} (mg/l substraat)			Al _{CaCl2/dtpa} (mg/l substraat)		
	Start	Tussentijds	Einde	Start	Tussentijds	Einde	Start	Tussentijds	Einde
Onbehandeld - Stalmest kopakker	120 ± 8 a	84 ± 13 a	126 ± 25 a	11.9 ± 1.0 a	5.7 ± 1.3 a	8.1 ± 0.5 a	1.0 ± 0.5 ab	0.3 ± 0.0 a	0.3 ± 0.0 a
Compost - Stalmest kopakker	120 ± 8 a	91 ± 19 a	108 ± 5 a	11.9 ± 1.0 a	7.4 ± 0.3 a	8.3 ± 0.5 a	1.0 ± 0.5 ab	0.6 ± 0.1 cd	0.5 ± 0.1 abc
Compost - Stalmest beton	120 ± 8 a	91 ± 20 a	111 ± 6 a	11.9 ± 1.0 a	7.3 ± 0.8 a	8.5 ± 1.4 a	1.0 ± 0.5 ab	0.3 ± 0.0 a	0.4 ± 0.1 abc
Compost - DIF	235 ± 27 c	195 ± 15 b	426 ± 73 b	16.5 ± 1.1 b	11.6 ± 1.1 b	13.4 ± 2.4 bc	2.6 ± 0.3 b	0.6 ± 0.0 d	0.5 ± 0.1 abc
Compost - DIF + stro + gras	343 ± 11 d	375 ± 83 c	453 ± 58 b	17.7 ± 1.9 c	12.1 ± 0.6 b	17.3 ± 0.8 c	0.8 ± 0.2 a	0.4 ± 0.0 abc	0.7 ± 0.2 bc
Compost - DIF + stalmest	174 ± 6 b	334 ± 45 c	428 ± 27 b	13.6 ± 1.2 ab	10.8 ± 0.4 b	17.0 ± 0.7 c	2.3 ± 1.2 ab	0.4 ± 0.1 ab	0.8 ± 0.2 c
Compost - DIF + clinoptiloliet	235 ± 27 c	185 ± 24 b	445 ± 31 b	16.5 ± 1.1 b	11.2 ± 1.8 b	16.7 ± 1.9 bc	2.6 ± 0.3 b	0.5 ± 0.1 bcd	0.4 ± 0.0 abc
Kuil - Stalmest + EM	120 ± 8 a		82 ± 5 a	11.9 ± 1.0 a		8.0 ± 0.9 a	1.0 ± 0.5 ab		0.4 ± 0.1 ab
Kuil - DIF + stro + gras + EM	343 ± 11 d		176 ± 44 a	17.7 ± 1.9 c		12.5 ± 2.5 ab	0.8 ± 0.2 a		0.5 ± 0.1 abc

Tabel 11 Nutriëntensamenstelling van de verschillende uitgangsmaterialen en –mengsels, tussentijds genomen stalen en eindproducten, uitgedrukt ten opzichte van vers materiaal. DIF = Dikke fractie.

	N _{totaal} kg/ton vers			NO ₃ ⁻ -N + NH ₄ ⁺ -N kg/ton vers			P ₂ O ₅ kg/ton vers			K ₂ O kg/ton vers			MgO kg/ton vers			CaO kg/ton vers		
	Start	Tussen	Einde	Start	Tussen	Einde	Start	Tussen	Einde	Start	Tussen	Einde	Start	Tussen	Einde	Start	Tussen	Einde
Onbehandeld - Stalmest kopakker	5.9	9.7	12.5	0.17	0.23	0.23	2.43	3.84	4.91	10.57	19.41	24.32	1.65	2.71	3.41	3.46	5.59	6.87
Compost - Stalmest kopakker	5.9	10.9	14.9	0.17	0.07	0.24	2.43	4.56	6.11	10.57	22.54	29.06	1.65	3.22	4.04	3.46	6.85	8.64
Compost - Stalmest beton	5.9	10.0	15.8	0.17	0.07	0.53	2.43	4.20	6.22	10.57	20.36	30.21	1.65	2.91	4.24	3.46	6.14	9.02
Compost - DIF	5.2	5.9	8.0	0.52	1.00	0.59	3.90	4.95	6.94	5.482	7.62	9.27	2.54	3.22	4.93	5.09	7.68	10.25
Compost - DIF + stro + gras	6.6	9.5	11.7	0.45	0.43	0.49	3.11	7.19	9.49	7.185	14.38	18.61	1.74	4.27	6.45	3.47	9.59	13.26
Compost - DIF + stalmest	5.4	10.2	15.3	0.16	0.13	0.29	3.32	6.69	10.59	8.591	16.60	26.89	2.13	4.47	7.42	4.32	9.44	14.76
Compost - DIF + clinoptiloliet	5.2	5.5	7.3	0.52	1.02	0.55	3.90	4.59	6.25	5.482	6.68	8.77	2.54	3.09	4.47	5.09	7.08	9.44
Kuil - Stalmest + EM	5.9		6.5	0.17		0.52	2.43		2.48	10.57		12.60	1.65		1.66	3.46		3.55
Kuil - DIF + stro + gras + EM	6.6		6.1	0.45		1.14	3.11		2.39	7.185		6.69	1.74		1.42	3.47		2.86

Samenvatting

- De pure dikke fractie bevat meer **nitraat-N en ammonium-N, totale N en P en plantbeschikbare P (P_{CaCl2}) en Fe (Fe_{CaCl2})** dan de pure stalmest. Bijmenging van stro en gras bij de dikke fractie verhoogt het totale N-gehalte en verlaagt het totale P-gehalte.
- De composten met dikke fractie en kuilproducten vertoonden nog relatief hoge **ammonium-N-concentraties**. Bij de objecten met de dikke fractie lagen de ammonium-N-concentraties lager bij de hoop waar de dikke fractie met stalmest gemengd werd dan bij de pure dikke fractie. Lagere ammonium-N-concentraties wijzen op een actiever afbraak (composteer) proces of meer verliezen. De **nitraat-N/ammonium-N-verhouding** was niet verschillend tussen de stalmest-objecten en dikke fractie-objecten onderling.
- Hoewel geen significante effecten werden waargenomen van toediening van clinoptiloliet aan de dikke fractie lag de nitraat-N/ammonium-N-verhouding hoger ten opzichte van de pure dikke fractie.
- De kuilen bevatten een veel lagere nitraat-N/ammonium-N-verhouding dan de composten, wat wijst op het ontbreken van afbraakactiviteit.
- Bij het einde van de proef werden geen verschillen vastgesteld in de **P-beschikbaarheid (P_{CaCl2/DTPA})** tussen de stalmestobjecten onderling en tussen de objecten met dikke fractie onderling. Bij de tussentijdse stalname was dit ook het geval voor de stalmestobjecten, maar de twee objecten met dikke fractie gemengd met andere materialen hadden een hogere P-beschikbaarheid dan het object met pure dikke fractie en dikke fractie + clinoptiloliet.

6.4.4 pH, elektrische conductiviteit, zuurstofopnamesnelheid en potentiële biodegradeerbaarheid

Uitgangsmaterialen/mengsels

De pH-waarden van de uitgangsmengsels lagen tussen de 6.6 en 8.3 wat een goede microbiële activiteit mogelijk maakt tijdens het composteren (Bernal et al., 2009). De dikke fractie heeft een lagere **pH-H₂O** en **elektrische conductiviteit (EC)** dan stalmest. De pH van de dikke fractie was lager dan deze in de studie van Brito et al. (2012), terwijl de EC veel hoger was dan in die studie. Bijmenging van gras en stro bij de dikke fractie verlaagt de pH en verhoogt de elektrische conductiviteit. Bijmenging van stalmest bij de dikke fractie verhoogt de pH-H₂O (Tabel 12). Er was geen verschil in **zuurstofopnamesnelheid (OUR)** tussen de verschillende startmengsels, deze was hoog voor alle mengsels (Tabel 12). De **potentiële biodegradeerbaarheid** was hoger bij de stalmest-behandelingen dan bij de dikke fractie-behandelingen bij aanvang van de proef (Figuur 32A); er was een procentueel

hogere cellulose- (Figuur 32C) en lager lignine-gehalte (Figuur 32D) bij de pure stalmest. Toevoegen van stro en gras aan de dikke fractie verhoogde het procentueel aandeel hemicellulose (Figuur 32B), maar verlaagde het procentueel aandeel cellulose (Figuur 32C) en lignine (Figuur 32D). Dit leidde tot een hogere potentiële biodegradeerbaarheid (Figuur 32A). Toevoegen van stalmest aan de dikke fractie had geen effect op de biochemische samenstelling van het mengsel.

Tussentijdse staalname

Bij tussentijdse staalname was de **pH-H₂O** bij alle behandelingen gelijk aan of hoger dan 9.0, een stijging ten opzichte van de start van de proef (Tabel 12). De pH lag hoger in de stalmest- dan in de dikke fractie-behandelingen.

De **elektrische conductiviteit** (EC) lag bij tussentijdse staalname lager in de stalmest- dan in de dikke fractie-behandelingen, terwijl bij aanvang van de proef de EC van de stalmest hoger lag dan deze van de dikke fractie. De EC in de stalmest-behandelingen was echter sterk afgenomen bij tussentijdse staalname in vergelijking met bij aanvang van de proef (-59% tot -76%). Bij de andere behandelingen (met dikke fractie, ook dikke fractie + stalmest en dikke fractie + stro + gras) werd een kleinere daling vastgesteld (-6% tot -18%) (Tabel 12). Een mogelijke verklaring voor de grote daling in EC in de stalmest-behandelingen is de aanwezigheid van niet-verteerd stro, wat kan zorgen voor absorptie en immobilisatie van zouten tijdens het verteringsproces, wat resulteert in een daling in EC (Soumaré et al., 2002).

Bij tussentijdse staalname was de **OUR** in alle behandelingen afgenomen ten opzichte van het begin van de proef en was er geen significant verschil tussen de verschillende composten. Bij de dikke fractie-behandelingen was de daling groter (-57% tot -93%) dan bij de behandelingen met stalmest (-35% tot -42%) (Tabel 12). Bovendien daalde ook de **potentiële biodegradeerbaarheid** in alle behandelingen ten opzichte van het begin van de proef (Figuur 32A), m.a.w. het gehalte aan lignine (moeilijk afbreekbare component) nam toe, terwijl het cellulose- en hemicellulose-gehalte (makkelijker afbreekbare componenten) afnam. Dit wijst er dus op dat de mengsels stabiel werden na 1 maand. Deze daling was kleiner voor de onbehandelde stalmest (-37%) in vergelijking met de gecomposteerde stalmest op de kopakker (-45%) en de beton (-49%). Het al dan niet composteren van stalmest had echter geen significant effect op het procentueel aandeel hemicellulose (Figuur 32B), cellulose (Figuur 32C), en lignine (Figuur 32D). Er is wel een trend van een lager aandeel (hemi-) cellulose en een lagere potentiële biodegradeerbaarheid bij de gecomposteerde stalmest-behandelingen. Bij de proefopzet van de gecomposteerde stalmest-behandelingen werd de stalmest in stukken geslagen door het afdraaien met de mestkar, en werd ze gekeerd. Na 1 maand werd de hoop nogmaals gekeerd. Door het keren werd het materiaal verkleind en gemengd waardoor een betere afbraak van lignine kan plaatsvinden (Escudero et al. 2012), wat dus de lagere potentiële biodegradeerbaarheid verklaart. Toevoegen van stro + gras en stalmest aan de dikke fractie hadden geen effect op het procentueel aandeel hemicellulose (Figuur 32B), cellulose (Figuur 32C) en lignine (Figuur 32D), maar leidde wel tot een relatief grotere daling in potentiële biodegradeerbaarheid (Figuur 32A) ten opzichte van de aanvang van de proef (daling van 50 en 47% voor de dikke fractie en dikke fractie + clinoptiloliet; en 67 en 60% voor de dikke fractie + stro + gras en dikke fractie + stalmest).

Eindproducten

De **pH-H₂O** van de stalmest-behandelingen was hoger dan deze van de dikke fractie-behandelingen (Tabel 12). De pH-H₂O van de behandeling met dikke fractie (8.8 ± 0.1) was analoog aan deze in de studie van Brito et al. (2012). Toevoegen van clinoptiloliet had geen effect op de pH, net zoals in de studie van Lefcourt & Meisinger bij runderdrijfmest (2001). Inkuilen bleek geen effect te hebben op de pH in vergelijking met composteren (Tabel 12). In plaats van een pH-stijging bij de kuilen, wordt eerder een lichte pH-daling verwacht door het fermentatieproces (vorming van organische zuren). Bij inkuilen van bermmaaisel (pH-H₂O = 7.3) daalde de pH-H₂O tot 7.1 (Hitman et al., 2013). Dat dergelijke daling hier niet waargenomen werd, kan eventueel verklaard worden doordat de kuilen onvoldoende anaeroob waren, ondanks het aandrukken en afdekken van de kuilhopen. Een andere verklaring is dat de hoge NH₄⁺-N concentraties de pH-daling verhinderden.

Daar waar de **elektrische conductiviteit** (EC) bij tussentijdse staalname was afgenomen ten opzichte van het begin van de proef, werd bij afloop van de proef het omgekeerde vastgesteld (Tabel 12). De EC van de eindproducten lag hoger dan bij tussentijdse staalname (+18% tot +93%), behalve bij de dikke fractie zonder en met clinoptiloliet. Voor de dikke fractie + stalmest en dikke fractie + stro + gras lagen de EC-waardes zelfs hoger dan bij aanvang van de proef (+30% en +26%). Te hoge zoutconcentraties ($EC > 3000 \mu\text{S}/\text{cm}$) kunnen bij toepassing van de compost mogelijk leiden tot fytotoxiciteitsproblemen bij zaadkieming en uitkomen van zaailingen (Soumaré et al., 2012).

Hoewel er weinig significante verschillen gevonden werden, lijkt de **OUR** van de eindproducten het hoogst te zijn voor de kuilbehandelingen en het laagst voor de dikke fractie-behandelingen (Tabel 12). De dikke fractie-behandelingen vertoonden ook een trend van een hogere stabiliteit (o.b.v. OUR) in vergelijking met de stalmestbehandelingen, dit is opmerkelijk en in tegenspraak met de lagere $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+-\text{N}$ verhouding.

De mogelijke oorzaken voor een afwijkende OUR-meting zijn:

- Bij stikstofgebrek tijdens het composteerproces kan een lage zuurstofopnamesnelheid gemeten worden, terwijl het materiaal toch nog een hoge biodegradeerbaarheid heeft en weinig minerale stikstof vrijstelt. Dit wijst op een pseudo-stabiel product, want bij toevoeging van extra stikstof zal het proces terug op gang komen en zal er terug een hoger zuurstofgebruik gemeten worden. Aangezien de materialen in deze proef zeer rijk zijn aan stikstof, is dit geen waarschijnlijke oorzaak.
- Problemen met de opstelling van de proef, bijv. natronkorrels die verzadigd zijn en geen CO_2 meer vastleggen (geen drukdaling). Dit wordt bij elke reeks gecontroleerd en kan dus ook niet de oorzaak zijn.
- Te hoge pH in de suspensie: CMA2/IV/25 beschrijft dat de pH op het einde van de meting tussen 5.8 en 8.2 dient te liggen.
- Effecten van langere bewaring in de koelcel.
- Effect van te hoge NH_4^+-N -concentraties in de suspensie: ammoniumtoxiciteit en/of indirect effect op pH, maar ook verhoogd zuurstofgebruik: de omzetting van ammonium in nitraat verbruikt ook zuurstof, waardoor dit verkeerdelijk kan geïnterpreteerd worden als onstabiliteit. Om dit laatste tegen te gaan, wordt nitrificatie-inhibitor aan de suspensie toegevoegd, dus dit is niet de reden voor lagere OUR-waarden.

Wanneer we de OUR-meetwaarden van deze proef en van een gelijktijdig uitgevoerde proef met preiresten (Agneessens et al., 2014) uitzetten in functie van pH, NH_4^+-N - en NO_3^-/N -concentraties in de geteste producten, blijkt duidelijk dat er een groot pH-effect is (Figuur 33). Bij pH-waarden vanaf 8 tot 8.5 bedraagt de maximale OUR-waarde 25. Deze hoge pH-waarden vallen mogelijk buiten het bereik van de optimale range voor een goede microbiële activiteit, wat de lagere waarden voor zuurstofverbruik kan verklaren. De pH van het product zelf zegt echter niet alles over het mogelijke effect op het verloop van de OUR-meting: bij de test wordt een voedingsoplossing met een P-buffer bij pH 7 gebruikt, waardoor de pH van de oplossing lager ligt dan in het product voor producten met een hoge pH. Tijdens de composteerproef is de pH van alle objecten op praktijkschaal gestegen, en soms vrij spectaculair, bijvoorbeeld van 6.6 naar 8.5 voor de 'dikke fractie + stro + gras + EM'-behandeling na inkuilen op de beton. De pH- H_2O -waarden zijn hoger dan 8.5 voor alle behandelingen. Uitzonderingen zijn de 'Dikke fractie + stro + gras' zonder en met EM van de kuilproef op laboschaal (inkuilemmers). De pH- H_2O -waarden van deze behandelingen zijn respectievelijk 7.3 en 7.5 (zie verder, Tabel 17), en OUR-waardes van deze behandelingen lagen hoger dan de OUR-waardes van alle andere behandelingen.

Om het effect van een te hoge pH in de suspensie uit te sluiten, werd de OUR-waarde opnieuw bepaald voor 1 herhaling van het eindproduct van de pure dikke fractie-behandeling. Deze keer werd tussen 5 en 20 g staal afgewogen, en werd de pH zowel voor als na de incubatie gemeten (Tabel 13). Hieruit bleek dat de pH binnen de aanvaardbare range lag (5.8 - 8.2) en dat minder afwegen ook geen effect had op de OUR-waarde. Er was een klein verschil in OUR-waarde waar te nemen door de bewaring in de frigo, maar beide resultaten vielen binnen dezelfde beoordelingscategorie. Deze afwijking is te

verwaarlozen en kan niet gerelateerd worden aan het tijdsverschil aangezien bij sommige duplo-stalen een grotere variatie kan optreden. Hieruit kan dus besloten worden dat de oxitop-meting correct werd uitgevoerd volgens de procedure. Aangezien er toch een duidelijk verband tussen de pH van de producten en de OUR werd vastgesteld, is het mogelijk dat de initieel hoge pH in de geteste producten toch voor een andere populatie aan micro-organismen zorgt. De grenswaarden voor stabiliteit via oxitop voor composten op basis van dierlijke mest zouden dan moeten verlaagd worden, maar dit vraagt verder onderzoek. Ook hoge zoutconcentraties (hoge EC-waarden) kunnen zorgen voor een toxisch effect voor de micro-organismen waardoor het materiaal stabiel lijkt, maar in deze proeven werd geen relatie tussen OUR en EC vastgesteld (data niet weergegeven).

De relatie met de NH_4^+ -N en NO_3^- -N concentraties is minder duidelijk (Figuur 33). Wel kunnen we uit de figuur afleiden dat lagere waarden voor zuurstofverbruik overeenkomen met hogere NO_3^- -N-concentraties in het materiaal (en dus een hogere NO_3^- -N/ NH_4^+ -N-verhouding), wat bevestigt dat beide indicatoren zijn voor de stabiliteit.

De **potentiële biodegradeerbaarheid** was nog meer gedaald ten opzichte van de tussentijdse staalname (Figuur 32A). Er was geen verschil in de potentiële biodegradeerbaarheid bij het al dan niet composteren van stalmest op de kopakker en de beton. Dit zou er op wijzen dat de onbehandelde stalmest even stabiel is als de gecomposteerde stalmest, wat tegenstrijdig is aan de visuele waarnemingen en de trend van de NO_3^- -N/ NH_4^+ -N verhoudingen. Het is echter mogelijk dat door de hogere temperaturen in de onbehandelde hoop oververhitting en dus afdoding van micro-organismen plaatsvond in plaats van microbiële afbraak van cellulose.

De potentiële biodegradeerbaarheid was lager voor de gecomposteerde stalmest op de beton ten opzichte van de onbehandelde stalmest en de gecomposteerde stalmest op de kopakker, maar deze verschillen waren niet significant. Het toevoegen van stro en gras, stalmest en clinoptiloliet aan de dikke fractie hadden geen effect op de potentiële biodegradeerbaarheid (Figuur 32A).

Het procentueel aandeel hemicellulose was minder gedaald dan tussen de start van de proef en de eerste tussentijdse staalname voor de compostbehandelingen; voor de gecomposteerde stalmestbehandelingen werd nauwelijks nog een daling vastgesteld tijdens de laatste maand (Figuur 32B). Dit wijst er op dat hemicellulose vooral in het begin van het composteerproces werd afgebroken, wat logisch is aangezien dit de makkelijkst afbreekbare celwandcomponent is. Daartegenover wordt vastgesteld dat het aandeel cellulose vooral tijdens de tweede maand afnam (Figuur 32C). Deze uitgestelde afbraak werd eerder vastgesteld en wordt verklaard door de aanwezigheid van koolstofbronnen die in het begin van het composteerproces snel worden afgebroken, waardoor hogere temperaturen worden verkregen en de activiteit van de cellulolytische micro-organismen geïnhibeerd wordt (Eiland et al., 2001; Lashermes et al., 2012).

Analoog hiermee, nam het aandeel lignine vooral tijdens de tweede maand toe (Figuur 32D). De gecomposteerde stalmest op de beton had een significant hoger aandeel lignine dan de onbehandelde en gecomposteerde stalmest op de kopakker. Dit kan verklaard worden door een beter afbraakproces op de beton (hoop was natter, zie 6.4.2). Toevoegen van stro en gras en stalmest aan de dikke fractie zorgde voor een lager aandeel lignine (Figuur 32D).

Het inkuilen van stalmest + EM zorgde voor een hogere potentiële biodegradeerbaarheid dan de onbehandelde en gecomposteerde stalmest op de beton. Ook de kuil van dikke fractie + stro + gras + EM had een hogere potentiële biodegradeerbaarheid dan de compostvariant (Figuur 32A). De kuilen hadden een hoger cellulose gehalte (Figuur 32C) en lager ligninegehalte dan de composten (Figuur 32D). Dit wijst er op dat de kuilen nog verder zullen afbreken wanneer ze aan de bodem worden toegevoegd.

In dit rapport werden de verschillende gecomposteerde en/of ingekuilde producten beoordeeld op basis van de kwaliteit en de stabiliteit. Er werden vier indicatoren gebruikt voor het beoordelen van de stabiliteit, nl.

- Zuurstofverbruik (OUR gemeten via oxitop)
- NO_3^- -N/ NH_4^+ -N-verhouding

- C/N-verhouding
- Potentiële biodegradeerbaarheid (holocellulose/lignine-verhouding bepaald op basis van de celwandcomponenten)

Theoretisch verwachten we *tijdens de compostering*, die eigenlijk een gecontroleerd afbraakproces vormt, een evolutie van een uitgangsmengsel met een hoog biodegradatiepotentieel, hoge zuurstofconsumptie, een hogere C/N-verhouding en een lage inhoud aan minerale N en/of minerale N hoofdzakelijk onder de vorm van $\text{NH}_4^+\text{-N}$ naar een gecomposteerd product met een laag biodegradatiepotentieel, een lage zuurstofconsumptie, een lagere C/N-verhouding en een duidelijke vrijstelling van minerale N en/of minerale N hoofdzakelijk onder de vorm van $\text{NO}_3^-\text{-N}$. Wanneer het composteerproces niet optimaal verloopt, kunnen deze indicatoren dit aangeven.

Bij het inkuilen, dat eigenlijk een gecontroleerd bewaarproces vormt, wordt het materiaal geconserveerd, maar is het eindproduct nog energierijk en daarom niet stabiel (in termen van microbiële activiteit) te noemen. Na het inkuilen zal het product beginnen afbreken. Inkuilproducten zullen dus normaal gezien een hoog biodegradatiepotentieel, hoge zuurstofconsumptie, een hogere C/N-verhouding en een lage inhoud aan minerale N en/of minerale N hoofdzakelijk onder de vorm van $\text{NH}_4^+\text{-N}$ vertonen.

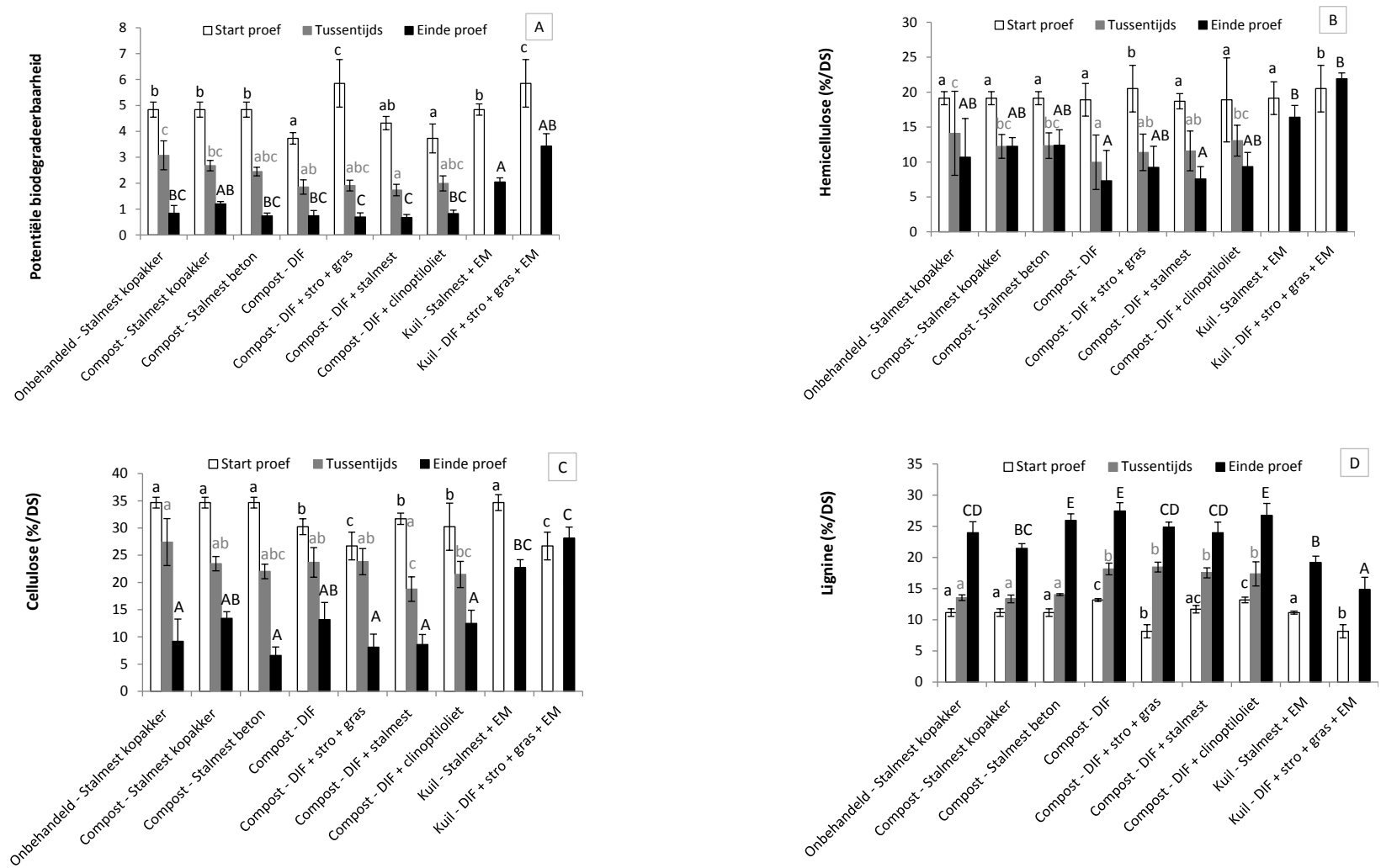
Om een beter beeld te krijgen van de stabiliteit van de producten (zowel op praktijk- als laboschaal) werden de verschillende stabiliteitsparameters ten opzichte van elkaar bekeken (Figuur 34). Uit deze grafieken blijkt dat de kuilproducten (gestippelde en gearceerde cirkels) zich duidelijk onderscheiden van de composten door het feit dat dit materiaal nog niet zo sterk is afgebroken zoals tijdens het composteerproces. Zoals verwacht wordt hier een hogere OUR-waarde, hogere potentiële biodegradeerbaarheid, hogere C/N-verhouding, lagere $\text{NO}_3^-\text{-N}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ verhouding, meer $\text{NH}_4^+\text{-N}$ en minder $\text{NO}_3^-\text{-N}$ gemeten. Bovendien kan voor de kuilproducten een positief verband worden vastgesteld tussen de zuurstofopnamesnelheid en het biodegradatiepotentieel. Deze relatie is minder duidelijk voor de stalmest- (donkergrijze cirkels) en dikke fractie-behandelingen (lichtgrijze cirkels). De link tussen de C/N-verhouding (Figuur 34A) en de andere stabiliteitsparameters is minder uitgesproken. Op basis van de OUR-waarde en de C/N-verhouding lijken de behandelingen met dikke fractie stabielier dan deze met stalmest. Echter, op basis van de potentiële biodegradeerbaarheid, de $\text{NO}_3^-\text{-N}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ verhouding en $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentratie lijken de stalmest-behandelingen stabielier (Figuren 34B en D). Door de onzekerheid van de oxitop-meting (OUR) en de onduidelijke trend van de C/N-verhouding in relatie tot de stabiliteit, worden vooral het biodegradatiepotentieel, de $\text{NO}_3^-\text{-N}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ verhouding en de gehalten aan minerale N gebruikt om de stabiliteit van de producten te beoordelen.

Tabel 12 pH-H₂O, elektrische conductiviteit (EC) en zuurstofopnamesnelheid (OUR) van de uitgangsmaterialen en -mengsels, van de tussentijds genomen stalen en van de eindproducten (gemiddelde ± standaardafwijking; n = 4, behalve voor OUR: n = 2). Behandelingen met verschillende letters verschillen significant (P < 0.05) volgens een Scheffé-test (uitgevoerd per tijdstip: start proef, tussentijds, einde proef), of, in het geval van de EC-data van de eindproducten, een Dunn's test. OS = Organische stof, DIF = Dikke fractie.

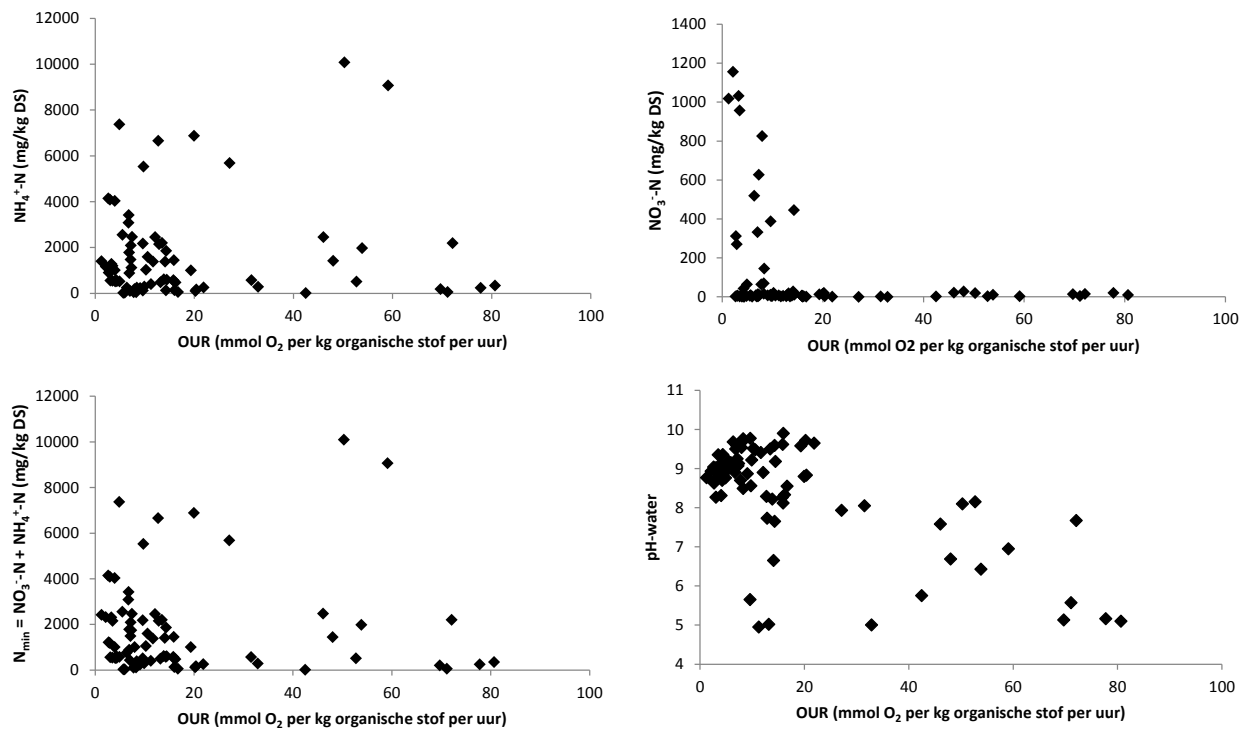
	pH-H ₂ O (-)			EC (µS/cm)			OUR (mmol/kg OS/uur)		
	Start	Tussentijds	Eind	Start	Tussentijds	Eind	Start	Tussentijds	Eind
	Onbehandeld - Stalmest kopakker	8.2 ± 0.1 c	9.6 ± 0.1 c	9.7 ± 0.1 c	2635 ± 89 b	637 ± 61 a	1230 ± 89 abc	29.1 ± 17.4 a	16.9 ± 3.5 a
Compost - Stalmest kopakker	8.2 ± 0.1 c	9.8 ± 0.0 c	9.7 ± 0.1 c	2635 ± 89 b	983 ± 62 b	1158 ± 37 ab	29.1 ± 17.4 a	14.3 ± 8.4 a	8.3 ± 1.9 abc
Compost - Stalmest beton	8.2 ± 0.1 c	9.7 ± 0.1 c	9.6 ± 0.1 c	2635 ± 89 b	1082 ± 27 b	1467 ± 29 abc	29.1 ± 17.4 a	19.0 ± 4.2 a	7.2 ± 1.2 abc
Compost - DIF	7.7 ± 0.1 b	9.0 ± 0.1 a	8.8 ± 0.1 b	2113 ± 116 a	1846 ± 106 c	1864 ± 252 abc	36.4 ± 28.3 a	2.8 ± 0.3 a	1.7 ± 0.6 a
Compost - DIF + stro + gras	6.6 ± 0.1 a	9.1 ± 0.0 ab	8.7 ± 0.1 ab	2595 ± 206 b	2430 ± 72 d	3260 ± 181 c	31.4 ± 22.7 a	5.4 ± 2.1 a	2.8 ± 0.1 ab
Compost - DIF + stalmest	8.3 ± 0 c	9.3 ± 0.0 b	8.8 ± 0.0 ab	2325 ± 125 ab	1904 ± 45 c	3030 ± 124 bc	9.2 ± 6.6 a	4.0 ± 0.6 a	4.6 ± 0.5 ab
Compost - DIF + dinoptiloliet	7.7 ± 0.1 b	9.0 ± 0.1 a	8.7 ± 0.3 ab	2113 ± 116 a	1792 ± 73 c	1696 ± 52 abc	36.4 ± 28.3 a	4.4 ± 0.7 a	3.4 ± 0.2 ab
Kuil - Stalmest + EM	8.2 ± 0.1 c		9.5 ± 0.1 c	2635 ± 89 b		1044 ± 31 a	29.1 ± 17.4 a		14.7 ± 1.7 c
Kuil - DIF + stro + gras + EM	6.6 ± 0.1 a		8.5 ± 0.1 a	2595 ± 206 b		1243 ± 14 abc	31.4 ± 22.7 a		11.2 ± 2.1 bc

Tabel 13 Heranalyse van de OUR-waarden (Oxygen Uptake Rate) voor 1 herhaling van het eindproduct van de dikke fractie behandeling (Gewicht: afgewogen hoeveelheid vers product bij aanvang van de test)

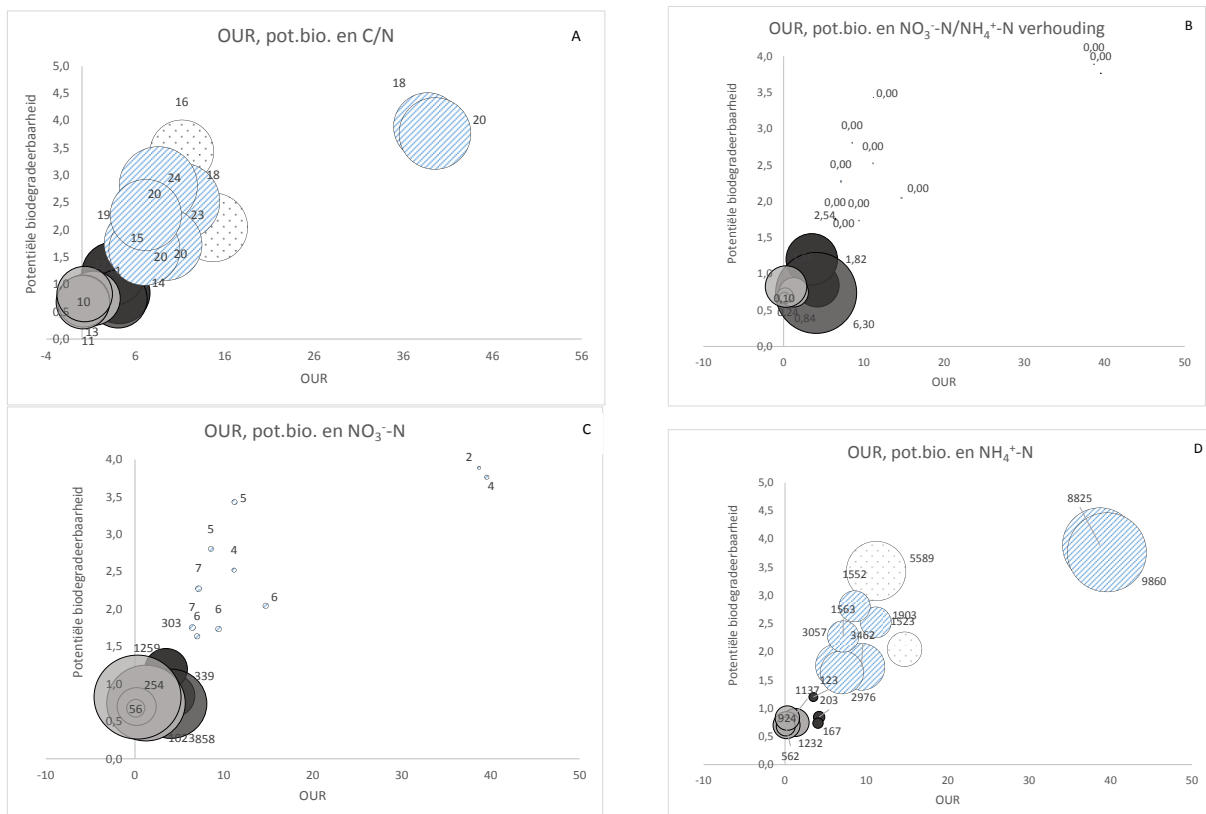
Gewicht (g)	Startdatum	pH voor incubatie	pH na incubatie	OUR (mmol O ₂ /kg OS/uur)	Beoordeling
17.01	1/07/2014	-	-	2.1	Heel stabiel
5.19	8/10/2014	6.82	7.80	3.9	Heel stabiel
5.20	8/10/2014	6.86	7.82	3.4	Heel stabiel
19.46	8/10/2014	7.22	7.87	4.1	Heel stabiel
20.05	8/10/2014	7.26	7.90	4.1	Heel stabiel



Figuur 32 Potentiële biodegradeerbaarheid (A), procentueel aandeel hemicellulose (B), cellulose (C) en lignine (D) op de droge stof van de verschillende uitgangsmaterialen en -mengsels, van de tussentijds genomen stalen, en van de eindproducten (gemiddelde ± standaardafwijking; n = 4). Behandelingen met verschillende letters verschillen significant ($P < 0.05$) volgens een Scheffé-test, uitgevoerd per tijdstip (start proef, tussentijds, einde proef). DIF = Dikke fractie



Figuur 33 Relatie tussen zuurstofverbruik (Oxygen Uptake Rate, OUR) en andere eigenschappen van de geteste producten van deze proef en van een gelijktijdige composteerproef met preiresten (Agneessens et al., 2014)



Figuur 34 Zuurstofopnamesnelheid (OUR) ten opzichte van de potentiële biodegradeerbaarheid van de eindproducten op praktijkschaal. De grootte van de cirkels staat voor de C/N-verhouding (A), nitraat/ammonium verhouding (B), nitraat- (C) en ammoniumconcentratie (D). De lichtgrijze cirkels geven de dikke fractie-behandelingen weer, de donkergrijze cirkels de stalmest-behandelingen, de gestippelde cirkels de kuilproducten op praktijkschaal en de gearceerde cirkels de kuilproducten op laboschaal.

Samenvatting

pH-H₂O:

- pH-H₂O nam toe tijdens het composteer/inkuilproces.
- Er werden geen verschillen vastgesteld tussen de stalmest-objecten onderling en de dikke fractie-objecten onderling.
- De pH-H₂O van de stalmest-behandelingen was hoger dan deze van de dikke fractie-behandelingen. Inkuilen bleek geen effect te hebben op de pH in vergelijking met composteren.

Elektrische conductiviteit:

- Er werden geen verschillen vastgesteld tussen de stalmest-objecten en dikke fractie-objecten onderling op het einde van de proef.
- Bijmenging van stro en gras of stalmest bij de dikke fractie leidde tot de hoogste elektrische geleidbaarheid, zelfs hoger dan in het begin van de proef.

Zuurstofopnamesnelheid (OUR):

- De OUR nam in alle behandelingen af ten opzichte van het begin van de proef, de composten/kuilen werden dus stabiel.
- Al dan niet composteren van stalmest op de kopakker/beton had geen effect op de OUR. Toevoegen van stro en gras, stalmest en clinoptiloliet aan de dikke fractie had eveneens geen effect op de OUR. Al dan niet composteren of inkuilen hadden ook geen invloed op de OUR.
- Het feit dat we zo weinig verschillen zien in OUR lijkt tegenstrijdig met andere stabiliteitsparameters. Mogelijks zorgt de hoge pH in de producten voor een andere populatie aan micro-organismen tijdens de oxitop-meting die het materiaal niet kunnen afbreken waardoor lage CO₂-concentraties, en aldus een schijnbaar hoge stabiliteit wordt gemeten.

Biochemische samenstelling (potentiële biodegradeerbaarheid o.b.v. celwandcomponenten):

- De potentiële biodegradeerbaarheid daalde naarmate het composteer- of inkuilproces vorderde. Algemeen nam het procentueel aandeel hemicellulose eerder af tijdens de eerste 4 weken, terwijl het procentueel aandeel cellulose en lignine vooral de laatste maand respectievelijk daalde en steeg.
- Al dan niet composteren op de kopakker had geen effect op de biochemische samenstelling van de producten. Het is echter mogelijk dat door de hogere temperaturen in de onbehandelde hoop oververhitting en daardoor afdoding van micro-organismen plaatsvond in plaats van microbiële afbraak van cellulose.
- Composteren op de beton leidde tot een hoger aandeel lignine in vergelijking met de compost op de kopakker. Dit kan te wijten zijn aan het feit dat de hoop op de beton natter was waardoor microbiële activiteit gestimuleerd werd.
- Er was geen effect van het toevoegen van stro + gras, stalmest en clinoptiloliet op de potentiële biodegradeerbaarheid. Toevoegen van stro + gras en stalmest leidde wel tot een lager aandeel lignine. Dit wordt verklaard door de hogere temperatuurontwikkeling in deze hopen waardoor de afbraak van organisch materiaal beter verliep.
- Het inkuilen zorgde voor een hogere potentiële biodegradeerbaarheid dan de onbehandelde en gecomposteerde behandelingen. De kuilen hadden een hoger cellulose- en lager ligninegehalte dan de composten. Dit wijst er op dat de kuilproducten nog verder zullen afbreken wanneer ze aan de bodem worden toegevoegd.

6.4.5 Verse bulkdichtheid

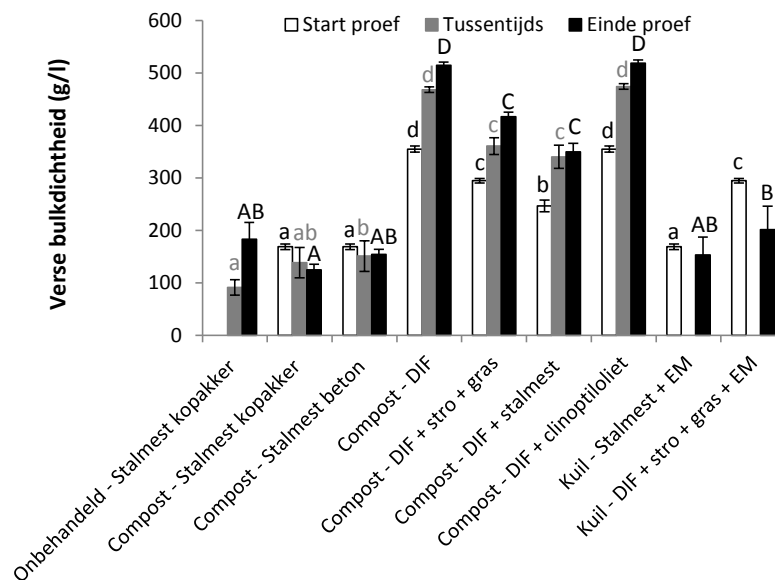
Figuur 35 geeft de verse bulkdichtheid weer van de uitgangsmaterialen en -mengsels, de tussentijds genomen stalen en de eindproducten.

Uitgangsmaterialen/mengsels

De verse bulkdichtheid van de dikke fractie was dubbel zo hoog als die van de stalmest. De bulkdichtheid van de stalmest lag lager dan verwacht (een typische bulkdichtheid voor stalmest is 800 kg m^{-3}), wellicht omdat (i) de stalmest strorijker was dan doorgaans het geval is (de koeien kregen $15.5 \text{ kg stro/koe/dag}$) en (ii) de bulkdichtheid bepaald werd na afdraaien door de mestkar. Bijmenging van stro en gras of stalmest bij de dikke fractie verlaagde de bulkdichtheid. Vermits de onbehandelde stalmest op de kopakker niet afgedraaid werd, is hier geen verse bulkdichtheidbepaling bij aanvang van de proef beschikbaar.

Eindproducten

De bulkdichtheden van de stalmest-eindproducten waren ongeveer gelijk aan deze bij aanvang van de proef, hetgeen verklaard kan worden door compactie (verlies aan structuur) enerzijds (hetgeen de bulkdichtheid verhoogt) en uitdroging anderzijds (hetgeen de bulkdichtheid verlaagt). De bulkdichtheden van de dikke fractie-eindproducten waren toegenomen in vergelijking met de startproducten (+41% tot +46%), door compactie (verlies aan structuur). De verse bulkdichtheden van de eindproducten waren lager bij de stalmest-behandelingen dan bij de dikke fractie-behandelingen. Bijmenging van stro en gras of stalmest bij de dikke fractie verlaagde de bulkdichtheid. De bulkdichtheden van de ingekuilde eindproducten waren ongeveer gelijk aan deze van de stalmest-behandelingen. Opvallend is de bulkdichtheid van de ingekuilde hoop met dikke fractie + stro + gras + EM, vermits deze veel lager ligt dan deze van de gecomposteerde dikke fractie + stro + gras - behandeling.



Figuur 35 Verse bulkdichtheid van de uitgangsmaterialen en -mengsels, de tussentijds genomen stalen en de eindproducten (gemiddelde \pm standaardafwijking; $n = 4$). Behandelingen met verschillende letters verschillen significant ($P < 0.05$) volgens een Scheffé-test, uitgevoerd per tijdstip (start proef, tussentijds, einde proef). DIF = Dikke fractie

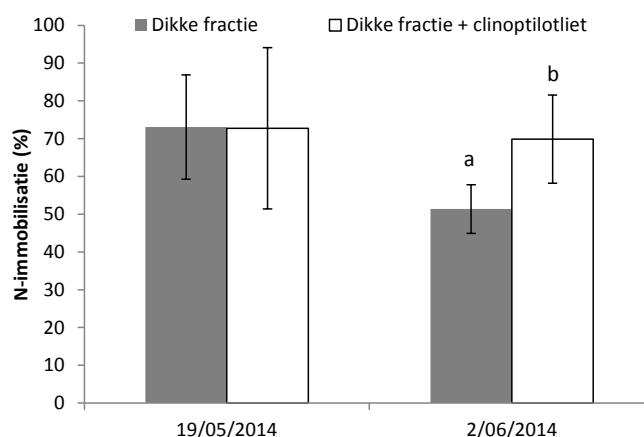
Samenvatting

De verse bulkdichtheid:

- was dubbel zo hoog voor de pure dikke fractie in vergelijking met de pure stalmest.
- nam voor de dikke fractie-behandelingen toe tijdens het composteerproces, door compactie.
- bleef ongeveer gelijk voor de stalmest-behandelingen, dit door compactie enerzijds (hetgeen de bulkdichtheid verhoogt) en uitdroging anderzijds (hetgeen de bulkdichtheid verlaagt).
- was lager wanneer stro-gras of stalmest aan de dikke fractie werd toegevoegd.

6.5 Stikstofimmobilisatietesten

Figuur 36 toont de resultaten van de stikstofimmobilisatietesten, uitgevoerd met tussentijds genomen stalen (32 en 46 dagen na aanvang van de proef) voor de dikke fractie van runderdrijfmest met en zonder clinoptiloliet. Bij de eerste test bleek er geen effect te zijn van clinoptiloliet, terwijl bij de tweede test een hoger percentage stikstofimmobilisatie werd vastgesteld in vergelijking met de pure dikke fractie.



Figuur 36 Percentage stikstofimmobilisatie berekend na het uitvoeren van twee stikstofimmobilisatietesten met tussentijds genomen stalen (19 mei en 2 juni 2014, 32 en 46 dagen na aanvang van de proef). Behandelingen met verschillende letters verschillen significant ($P < 0.05$) volgens een onafhankelijke t-test.

6.6 Massabalans

Aangezien alle hopen bij de start en op het einde van de proef op een weegbrug werden afgewogen, kon een massabalans worden opgesteld. In Tabel 14 wordt per behandeling het versgewicht, het drooggewicht (berekend via het droge stofgehalte van de mengsels) en het organische stofgehalte op drooggewicht weergegeven bij de start en op het einde van de proef. In de laatste kolom wordt het verschil (eind - begin) procentueel weergegeven ten opzichte van de beginsituatie om de verschillende behandelingen relatief te kunnen vergelijken. Een negatief getal komt dus overeen met een afname in gewicht. Merk op dat deze cijfers indicatief zijn; ervaring leert dat het opstellen van dergelijke massabalans voor een compostering op ril bijzonder moeilijk is. Vandaar ook dat de massabalans voor N niet weergegeven werd. Voor drie behandeling werd namelijk een toename in N berekend. Dit is in realiteit onmogelijk, maar kan verklaard worden door bv foutenmarges bij weging, materiaalverlies bij transport, of variabiliteit bij chemische analyse.

Uit deze massabalans blijkt dat het verlies aan versgewicht weinig verschilde tussen de onbehandelde en gecomposteerde stalmest-producten onderling. In een analoog onderzoek van Abd El Kader et al. (2006) ging 45% versgewicht verloren wanneer de hopen niet gekeerd werden ten opzichte van 60% wanneer de hopen twee maal gekeerd werden. Bij de gecomposteerde dikke fractie-behandelingen ging meer versgewicht verloren door toevoeging van stro + gras en stalmest, waarschijnlijk te wijten aan de hogere activiteit (hogere temperatuur) in de beginfase van het composteerproces. Verliezen tussen de 20-60% organische stof worden gerapporteerd bij composteren van mest (Van Eekeren, 2014); de resultaten uit onze studie (37-60%) vallen binnen die range. In de onbehandelde hoop ging meer drooggewicht en organische stof verloren ten opzichte van de gecomposteerde stalmest-behandelingen. Mogelijks wordt dit verklaard door een hogere temperatuur en vochtgehalte in de onbehandelde hoop, hoewel er geen verschil in organische stofgehalte en een hoger droge stofgehalte in de gecomposteerde hoop werd gemeten. Deze schijnbare tegenstelling kan niet verklaard worden en is mogelijks te wijten aan meetfouten in de massabalans. Onze resultaten zijn ook in tegenstelling tot de resultaten van Abd El Kader et al. (2006), waar een groter verlies aan droge stof en organische stof werd vastgesteld wanneer de hoop gekeerd werd. Bij de ingekuilde hopen ging nauwelijks vers materiaal verloren, en ging ongeveer de helft minder droog materiaal en organische stof verloren ten opzichte van de compostbehandelingen. Dit kan verklaard worden door het luchtdicht afdekken van de kuilen, waardoor de afbraak beperkt bleef (Hitman et al., 2013). Het verlies in organische stof lag in andere kuilproeven tussen de 10-20% (Van Eekeren, 2014), dus iets lager dan in deze proef.

Tabel 14 Massabalans van de behandelingen op praktijkschaal. DIF = dikke fractie, VG = versgewicht, DG = drooggewicht, OS = organische stof.

	Start proef (kg)			Einde proef (kg)			Verschil (%)		
	VG	DG	OS	VG	DG	OS	VG	DG	OS
Onbehandeld - Stalmest kopakker	10060	3234	2697	4621	1939	1423	-54	-40	-47
Compost - Stalmest kopakker	8160	2623	2187	3388	1919	1380	-58	-27	-37
Compost - Stalmest beton	9840	3164	2638	4240	2170	1563	-57	-31	-41
Compost - DIF	13420	3214	2536	7368	1921	1206	-45	-40	-52
Compost - DIF + stro + gras	10434	2671	2261	4115	1455	906	-61	-46	-60
Compost - DIF + stalmest	11180	3055	2453	4427	2085	1336	-60	-32	-46
Compost - DIF + clinoptiloliet	14280	3420	2698	7952	2024	1230	-44	-41	-54
Kuil - Stalmest + EM	8880	2855	2380	8558	2313	1830	-4	-19	-23
Kuil - DIF + stro + gras + EM	10176	2605	2205	9672	1976	1654	-5	-24	-25

6.7 Gasvormige verliezen (emissiemetingen)

Figuur 37 geeft het tijdsverloop van de NH₃, N₂O, CO₂ en CH₄-emissies weer voor de stalmest-behandelingen (links) en de behandelingen met dikke fractie (rechts). Het ging om discontinue metingen, met andere woorden de metingen waren telkens een momentopname van de emissies op die specifieke dag en tijdstip. De interpretatie van de data moet met enige voorzichtigheid gebeuren aangezien

- 1) er geen standaardafwijkingen op de metingen zijn waardoor verschillen tussen bepaalde behandelingen niet statistisch kunnen bewezen worden; en
- 2) dat ondanks de meeste data wel binnen het theoretische meetbereik vallen, er mogelijks toch cross-compensatie plaatsvond waardoor de gemeten concentraties lager zijn dan in werkelijkheid.

Het valt direct op dat de gasvormige emissies groter waren bij de dikke fractie-behandelingen dan bij de stalmest-behandelingen (zie bereik van de y-assen). Dit wordt verklaard door een verschil in samenstelling: de dikke fractie bevat meer ammonium- en nitraat-N, meer N-totaal en een lagere C/N-verhouding dan de stalmest. Dit leidde tot een verschillend procesverloop, namelijk hogere temperaturen en zuurstoftekort in de hopen met dikke fractie (Hellebrand & Kalk, 2000; Vanderreydt et al., 2004).

6.7.1 Algemeen patroon van de gassen bij composteren van stalmest vs. dikke fractie

De NH_3 -emissies waren het hoogst tijdens de eerste 13 dagen en waren verwaarloosbaar vanaf dag 41 voor de stalmest-behandelingen. Voor de behandelingen met dikke fractie was de NH_3 -emissie eveneens het hoogst tijdens de eerste 22 dagen. Deze waarnemingen zijn analoog aan andere studies (Parkinson et al., 2004; Vanderreydt et al., 2004; Chadwick, 2005; Sun et al., 2014). De hoge emissies in het begin, tijdens de thermofiele fase van het composteerproces, worden verklaard door de snelle afbraak van het materiaal door de micro-organismen en aldus de vorming van ammonium-N (Abd El Kader et al., 2006). De hogere temperaturen in het begin verhinderen het nitrificatieproces (omvorming van ammonium tot nitraat), waardoor de kans op gasvormig NH_3 -verlies groter wordt (Vanderreydt et al., 2004).

De vorming van N_2O gebeurt voornamelijk onder anaerobe omstandigheden (Abd El Kader et al., 2006). Tijdens denitrificatie wordt N_2O gevormd bij een gebrek aan zuurstof en/of een accumulatie van nitraat (Yang et al., 2013). Maar ook onder aerobe omstandigheden, tijdens nitrificatie wordt N_2O gevormd in de aanwezigheid van zuurstof en/of een lage beschikbaarheid aan makkelijk afbreekbare koolstof. De N_2O -emissies van de behandelingen met dikke fractie waren hoger tijdens de tweede maand wanneer de emissies van NH_3 , CO_2 en CH_4 daalden. De N_2O -emissies zijn hier waarschijnlijk toegenomen door zuurstoftekort (denitrificatie), na de piek in NH_3 en CO_2 (Hellebrand & Kalk, 2000; Vanderreydt et al., 2004). Bij hoge temperaturen, hoge concentraties aan vrij ammoniak en weinig direct beschikbare koolstof (zoals tijdens de thermofiele fase) wordt het nitrificatieproces verhinderd (Vanderreydt et al., 2004; Sun et al., 2014), wat de lage N_2O -emissies in het begin verklaart. De N_2O -emissie bij de stalmest-behandelingen was het hoogst tijdens de eerste 7 dagen van het composteerproces net zoals bij Parkinson et al. (2004) en bleef nadien relatief constant, waarschijnlijk gerelateerd aan de voldoende beschikbaarheid van zuurstof. De N_2O -emissies waren veel lager dan de NH_3 -verliezen zoals bevestigd in andere studies, met andere woorden, gasvormige N-verliezen gebeuren voornamelijk onder de vorm van NH_3 (Parkinson et al., 2004; Vanderreydt et al., 2004; Bernal et al., 2009).

De CO_2 -emissies waren voor alle hopen het hoogst gedurende de eerste maand, analoog aan andere studies (Szanto et al., 2006; Ahn et al., 2011; Sun et al., 2014). Dit is gerelateerd aan de intense afbraak van organisch materiaal waarbij CO_2 wordt geproduceerd. Naarmate de afbraakactiviteit daalde, daalden ook de CO_2 -emissies.

CH_4 wordt enkel geproduceerd onder anaerobe omstandigheden (Hellebrand, 1998). In dit onderzoek werden vooral tijdens de eerste maand CH_4 -emissies gemeten (piek in eerste twee weken), analoog aan ander onderzoek (Hellebrand & Kalk, 2000; Szanto et al., 2006; Ahn et al., 2011; Sun et al., 2014). Dit kan tegenstrijdig lijken aangezien er tijdens de eerste maand ook meer CO_2 -emissies waren en hier net aerobe omstandigheden voor nodig zijn en N_2O voornamelijk onder anaerobe omstandigheden geproduceerd wordt en dit voornamelijk het geval was bij het einde van de proef. Dit kan verklaard worden doordat binnenin de hoop ook anaerobe plaatsen voorkomen, bv. binnenin grove partikels waar zuurstof niet kan infiltreren (Jiang et al. 2011). De daling van CH_4 naarmate de compostering vorderde, is te verklaren doordat de afbraakactiviteit daalde (Jiang et al., 2011). De emissies waren veel hoger voor de behandelingen met dikke fractie aangezien het materiaal minder structuurrijk was (minder O_2).

Algemeen kan geconcludeerd worden dat de emissies daalden naarmate het composteerproces vorderde. Dit kan verklaard worden door het vormen van een korst (zie 6.3) (Abd El Kader et al., 2007) op de hopen (door uitdroging) en het stabiel worden van de composten.

6.7.2 Gasvormige emissies bij de behandelingen met stalmest

Kanttekening: Mogelijks werden de emissies beperkt door het vochttekort in de hopen met stalmest waardoor het composteerproces vertraagde. Indien extra vocht zou worden toegevoegd, is het mogelijk dat meer emissies optreden. Gezien ook het structuurrijke karakter van de gebruikte stalmest

kunnen emissies onder praktijkomstandigheden, met minder storrige mest, afwijken. Vandaar kunnen deze bevindingen niet veralgemeend worden en is verder onderzoek aangewezen.

Onbehandelde stalmest versus composteren van stalmest op de kopakker

De **NH₃**-emissies waren van eenzelfde grootteorde voor beide hopen. Verwacht werd dat het keren van de hoop zorgt voor meer NH₃-verlies (Parkinson et al., 2004; Vanderreydt et al., 2004; Abd El Kader et al., 2006; Bernal et al., 2009; Sun et al., 2014). Door te keren wordt namelijk vers materiaal van buiten naar binnen gekeerd, waardoor microbiële afbraak toeneemt en NH₃ dat binnenin de hoop geaccumuleerd is, wordt vrijgesteld (Parkinson et al., 2004). **N₂O**-emissies waren eveneens van eenzelfde grootteorde gedurende de hele periode. Het effect van keren op de N₂O-emissie is niet eenduidig. In sommige studies worden er meer N₂O-emissies vastgesteld door keren (Czepiel et al., 1996; Hao et al., 2001; He et al., 2001; Abd El Kader et al., 2007; Ahn et al., 2011), terwijl er in andere studies geen effect of net minder emissies gemeten worden (Hellebrand, 1998; Fukumoto et al., 2003; Parkinson et al., 2004; Szanto et al., 2007; Abd El Kader et al., 2006). De **CO₂**-emissies waren hoger voor de gecomposteerde hoop tot het derde meetmoment, waarna geen verschil meer waar te nemen was. Door het keren van de hoop bij opzet werd het afbraakproces versneld en nam de porositeit toe, waardoor de diffusie van CO₂ makkelijker werd. Dit werd eveneens vastgesteld door Fukumoto et al. (2003) en Ahn et al. (2011). De **CH₄**-emissies waren hoger op het eerste en vierde meetmoment (dag 7 en 27) voor de onbehandelde stalmest, wat logisch is aangezien deze hoop minder structuurrijk was en dus minder zuurstof bevatte. Keren zorgt voor meer zuurstof en dus minder CH₄-emissies (Yiang et al., 2011).

Composteren van stalmest op de kopakker versus op de beton

De **NH₃**-emissies waren hoger voor de composthoop op de beton (behalve op het tweede meetmoment). Een mogelijke verklaring zijn de iets hogere temperaturen in de hoop op de beton (Figuur 18a) aangezien het NH₃-patroon sterk temperatuurafhankelijk is (Vanderreydt et al., 2004; Sun et al., 2014). De **N₂O**-emissies waren hoger op het eerste meetmoment voor de composthoop op de kopakker, maar waren nadien gelijkaardig. De **CO₂**-emissies waren in het begin lager op de beton, maar vanaf het vierde meetmoment net hoger in vergelijking met de hoop op de kopakker. Dit is mogelijk te wijten aan het feit dat de hoop op de kopakker droger was (zie 6.4.2) waardoor de afbraakactiviteit lager was dan op de beton. De **CH₄**-emissies lijken eveneens iets hoger op de beton.

Composteren versus inkuilen van stalmest

Bij het openen van de kuil werd een hogere emissie aan NH₃, CO₂ en CH₄ gemeten dan bij de compostbehandeling op hetzelfde tijdstip. De N₂O-emissie was gelijkaardig. Voor NH₃ en CO₂ waren de emissies lager dan in het begin van het composteerproces, maar voor CH₄ werden veel hogere emissies gemeten, hetgeen wellicht gerelateerd is aan de anaerobe omstandigheden tijdens het inkuilen.

6.7.3 Gasvormige emissies bij de behandelingen met dikke fractie

Effect van toedienen van stro en gras aan de compostering van dikke fractie

Toevoegen van stro en gras zorgde voor lagere emissies van **NH₃**. De toegevoegde koolstofbron kan worden gebruikt door de thermofiele micro-organismen waardoor de vastlegging van ammonium-N wordt gestimuleerd en NH₃-verlies wordt gereduceerd (Li et al., 2013). Dit wordt bevestigd door de lagere minerale N-concentraties, maar hogere totale N-concentraties tijdens de tussentijdse staalname van de hoop met dikke fractie + stro + gras ten opzichte van de pure dikke fractie (zie 6.4.3), wat wijst op meer organisch gebonden N. Er werden ook gelijkaardige of lagere **CO₂**-emissies gemeten bij de hoop met stro en gras. Enerzijds was er een hoge afbraakactiviteit in de hoop (hogere temperaturen, meer zuurstof en meer beschikbare koolstof), maar anderzijds kon de geproduceerde CO₂ ook beter ontsnappen door het toevoegen van structuurmateriaal. Er werd geen duidelijk verschil in **N₂O**- en **CH₄**-emissies vastgesteld tussen de beide hopen.

Effect van toedienen van stalmest aan de compostering van dikke fractie

Door het toevoegen van stalmest verhoogden de **NH₃**-emissies tijdens de eerste maand, dit kan mogelijks verklaard worden door de hogere temperaturen (Figuur 18b). Er was een indicatie van meestal lagere **N₂O** en **CO₂**-emissies in de composthoop met dikke fractie + stalmest. De **CH₄**-emissies waren meestal lager, enkel op het eerste meetmoment werd een hogere emissie gemeten in de hoop opgemengd met stalmest, maar deze meting lag boven het meetbereik.

Effect van toedienen van clinoptiloliet aan de compostering van dikke fractie

Er werd minder **NH₃**-uitstoot gemeten in de hoop waar clinoptiloliet werd toegevoegd. Dit kan worden verklaard door de ammoniumbindende eigenschappen van het kleimineraal. De mogelijke shift van ammonium-N naar nitraat-N, terwijl de totale ammonium-N-concentraties gelijk bleven (zie 6.4.3) wijzen ook in die richting. Dit effect wordt bevestigd in andere studies (Lefcourt & Meisinger, 2001; Bautista et al., 2011; Shah et al., 2012; Gholamhoseini et al., 2013). De **N₂O**-emissies daarentegen waren meestal hoger door het toedienen van clinoptiloliet, dit is mogelijk te relateren aan de shift van ammonium- naar nitraat-N. De **CO₂**-emissies waren meestal gelijkaardig, net zoals bij Bautista et al. (2011). De **CH₄**-emissies waren af en toe hoger in de hoop aangerijkt met clinoptiloliet, maar er werd geen duidelijke trend gevonden.

Composteren versus inkuilen van dikke fractie met stro en gras

Bij het openen van de kuil werd een hogere emissie aan **CO₂** en **CH₄** gemeten in vergelijking met de compostbehandeling op hetzelfde tijdstip, maar lager dan in het begin van het composteerproces. De **NH₃**- en **N₂O**-emissies waren verwaarloosbaar.

Merk op dat voor een volledige vergelijking van de verschillende behandelingen, ook de emissies tijdens en na toepassing van het eindproduct op het veld meegenomen zouden moeten worden. Verwacht wordt dat de kuilproducten, in meerdere mate dan de composten, nog verder afgebroken zullen worden na toepassing, met risico op gasvormige verliezen tot gevolg.



Figuur 37 Gasvormige verliezen (NH₃, N₂O, CO₂ en CH₄) bij de stalrestbehandelingen (links) en de behandelingen met dikke fractie (rechts), gemeten op 9 tijdstippen in de loop van 2 maand. De twee gearceerde balken bij CH₄ liggen buiten het meetbereik.

Samenvatting

- De **NH₃**-emissies waren het hoogst tijdens de eerste twee meetmomenten voor de stalmest-behandelingen en tijdens de eerste drie meetmomenten voor de dikke fractie-behandelingen. Dit wordt verklaard door de grotere afbraak en de hogere temperaturen in het begin. Toevoegen van stro-gras en clinoptiloliet aan de dikke fractie zorgde voor lagere emissies van NH₃ door betere microbiële vastlegging van minerale N. Door het toevoegen van stalmest daarentegen verhoogden de NH₃-emissies tijdens de eerste maand.
- De **N₂O**-emissies waren het hoogst in de tweede maand voor de behandelingen met dikke fractie. Voor de behandelingen met stalmest waren deze hoger gedurende de eerste week. Al dan niet composteren van stalmest, op de beton of op de kopakker had geen effect op de N₂O-emissies.
- De **CO₂**-emissies waren voor alle hopen het hoogst gedurende de eerste maand. De CO₂-emissies waren hoger voor de gecomposteerde stalmest in vergelijking met de onbehandelde stalmest tot het derde meetmoment, waarna er geen verschil meer waar te nemen was. De CO₂-emissies waren in het begin lager op de beton, maar vanaf het vierde meetmoment net hoger in vergelijking met de hoop op de kopakker. Dit is mogelijk te wijten aan het feit dat de hoop op de kopakker droger was waardoor de afbraakactiviteit lager was dan op de beton. Toevoegen van stro-gras en stalmest verlaagde de CO₂-emissies. Enerzijds was er een hoge afbraakactiviteit in de hoop (hogere temperaturen, meer zuurstof en meer beschikbare koolstof), maar anderzijds kon de geproduceerde CO₂ ook beter ontsnappen door het toevoegen van structuurmateriaal.
- De **CH₄**-emissies waren voor alle hopen het hoogst gedurende de eerste maand. De CH₄-emissies waren hoger voor de behandelingen met dikke fractie. De CH₄-emissies waren hoger op het eerste en vierde meetmoment voor de onbehandelde stalmest in vergelijking met de gecomposteerde stalmest. Toevoegen van stro-gras en clinoptiloliet hadden geen duidelijk effect op de CH₄-emissies. Toevoegen van stalmest leek de CH₄-emissies te

6.8 Analyses van bodem en gras op de kopakker

Figuren 38 en 39 tonen de resultaten van de bodemstalen die op drie tijdstippen op de kopakker genomen werden voor profielanalyse (0-30, 30-60 cm). Bij de 60-90 cm lagen werden op 5 m van de hopen verhoogde gehalten aan minerale N vastgesteld die niet verklaard konden worden, vandaar werden deze resultaten niet meegenomen in de analyses. Voor de minerale N gehalten van de andere stalen onder en aan de rand van de hopen werden enkel lage waarden (< 19 kg/ha) gemeten in de 0-90 cm laag.

6.8.1 Bodemvochtgehalte

De bodem was bij aanvang van de proef zeer nat, vandaar dat het droge stofgehalte van de bodem toeneemt tijdens de proef, zowel onder de hopen, aan de rand, als op 5 m afstand. In open veld is er evapotranspiratie die dit kan verklaren. Het feit dat het vochtgehalte ook onder de hopen daalt, kan wijzen op verdamping door temperatuurstijging. Er is geen merkbaar verschil in het droge stofgehalte van de bodem na compostering of stockage van stalmest, ondanks het afdekken van de gecomposteerde hoop voor regeninval. De verschillen tussen de twee lagen per staalnamepunt zijn ook relatief klein. Opvallend is dat na het composteerproces, de strook net buiten de doek veel natter is (Figuur 38). Dit is hoogstwaarschijnlijk te verklaren door de regen die van de TopTex-doek afstroomt in deze zone. Dit is ook het geval voor de onbehandelde hoop die niet werd afgedekt. Wellicht is het

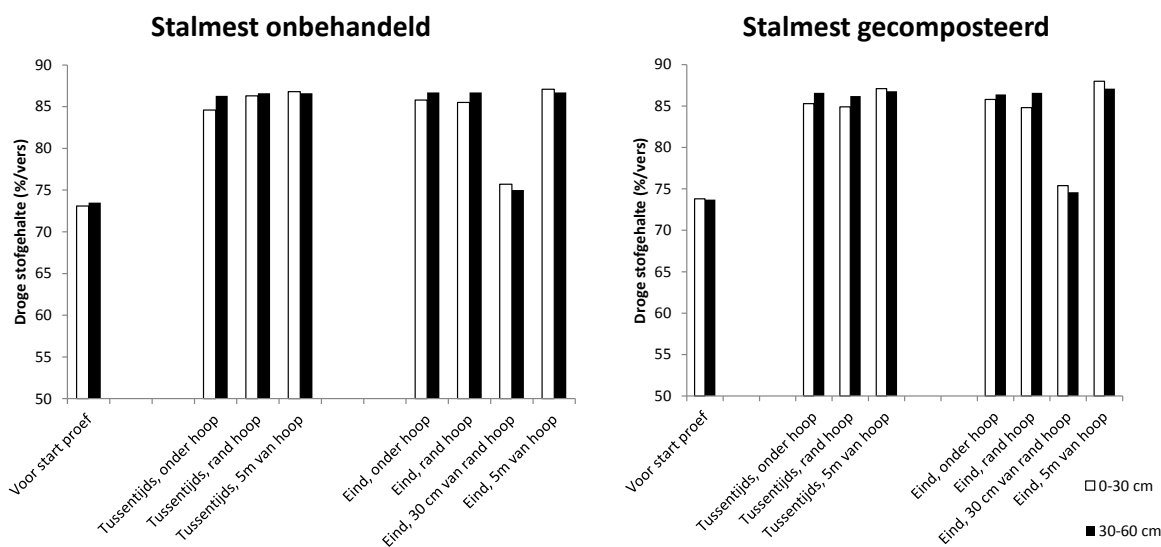
regenwater deels in de onbehandelde hoop gedrongen (de hoop is natter, zie 6.4.2), maar er ook deels afgelopen. Merk wel op dat dit water wel in contact kwam met de mest, in tegenstelling tot wanneer de hopen afgedekt waren (Peigné & Gardin, 2003). Dit runoff water bevat zodoende wellicht ook nutriënten, weliswaar minder dan het water dat effectief uit de hoop uitspoelt (Seymour & Bourdon, 2003; Webber et al., 2011). De hopen waren ongeveer 8 m lang en 3 m breed, en er viel in totaal 145 mm neerslag tijdens de periode van de proef. Dit betekent dat er in het totaal op de niet-afgedekte hoop 3480 l of 3.48 m³ water gevallen is, dat ofwel in de hoop gedrongen is, afgespoeld is of verdampt is.

6.8.2 Stikstofconcentraties

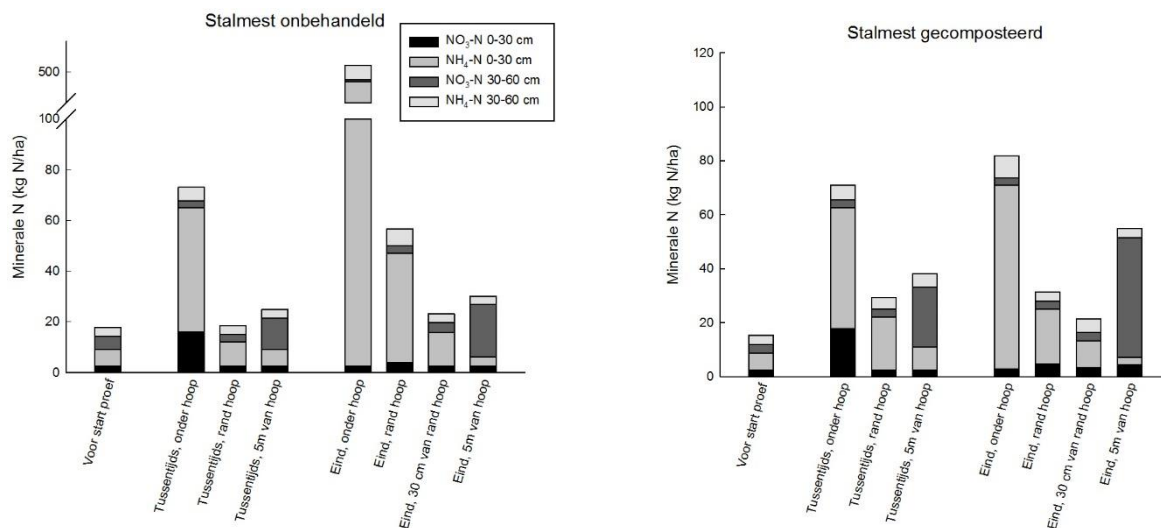
Bij aanvang van de proef was er nauwelijks verschil in ammonium-N- en nitraat-N-concentraties tussen de plekken waarop de hopen gelegd zouden worden (Figuur 39).

Bij tussentijdse staalname (Figuur 39) lagen de ammonium-N- en nitraat-N-concentraties in de toplaag (0-30 cm) onder de hoop hoger in vergelijking met de diepere laag (30-60 cm). Aan de rand en op 5 m van de hoop werd voor ammonium-N een gelijkaardige trend vastgesteld, al was deze hier minder uitgesproken.

De ammonium-N-concentraties onder de hoop waren groter dan de nitraat-N-concentraties, zowel tussentijds als bij afloop van de proef. Bij afloop van de proef (Figuur 39) was de ammonium-N-concentratie in de toplaag bij de onbehandelde hoop een veelvoud van de concentratie bij de gecomposteerde stalmest (respectievelijk 483 kg N/ha en 68 kg N/ha). Wanneer we 483 kg N/ha (= 129 mg N/kg bodem) omrekenen naar de hoeveelheid stikstof aanwezig onder de hoop (met een oppervlakte van 24 m²), betekent dit 1.16 kg N. Het regenwater dat in de onbehandelde hoop drong, kan niet volledig de hoge ammonium-N-concentraties onder de hoop verklaren, vermits niet alle regenwater in de hoop drong (bodemvochtgehalte aan de rand van de onbehandelde en de gecomposteerde hoop is gelijk). De hoge ammonium-N-concentratie was wellicht eerder het resultaat van procesvocht dat uit de onbehandelde hoop in de bodem terecht kwam (samen met bv. meer anaerobe omstandigheden en meer mineralisatie door hogere bodemtemperaturen waardoor de ammonium-N niet kon worden omgevormd naar nitraat-N). De minerale N-gehalten onder de gecomposteerde hoop kunnen benut worden door inzaai van een gewas of groenbemester, in tegenstelling tot de te hoge ammonium-N-gehalten onder de onbehandelde hoop. Ook aan de rand lagen de concentraties bij de onbehandelde stalmest hoger dan bij de gecomposteerde stalmest: respectievelijk 43 kg N/ha en 20 kg N/ha aan de rand onder de doek; 13 kg N/ha en 10 kg N/ha op 30 cm van de rand. En ook in de 30-60 cm laag lagen de ammonium-N-concentraties onder de hoop hoger bij de onbehandelde in vergelijking met de gecomposteerde stalmest (respectievelijk 23 kg N/ha en 8 kg N/ha), hetgeen ook het geval was aan de rand onder de doek (7 en 3 kg N/ha). Wat de nitraat-N-concentraties betreft, zien we in de toplaag (0-30 cm) iets hogere concentraties bij de gecomposteerde stalmest in vergelijking met de onbehandelde mest. De nitraat-N-concentraties in de diepere laag (30-60 cm) zijn erg laag (< 3 kg N/ha) onder de hoop en aan de rand van de hopen onder de doek.



Figuur 38 Droge stofgehalte van de bodem op de kopakker, gemeten op de dieptes 0-30 cm en 30-60 cm bij aanvang van de proef, bij tussentijdse staalname en bij het aflopen van de proef.



Figuur 39 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ en $\text{NO}_3^-\text{-N}$ concentraties van de bodem op de kopakker, gemeten op de dieptes 0-30 cm en 30-60 cm bij aanvang van de proef, bij tussentijdse staalname en bij het aflopen van de proef.

Samenvatting

- Het bodemvochtgehalte onder de hopen was niet verschillend voor het stockeren van runderstalmest ten opzichte van het composteren van stalmest op de kopakker.
- De zone net buiten de compostdoek was wel natter bij de gecomposteerde hoop, te wijten aan het regenwater dat van de compostdoek of korst stroomde. Dit was ook het geval voor de onbehandelde hoop.
- In het algemeen waren de ammonium-N en nitraat-N-concentraties onder de hopen hoger in de toplaag (0-30 cm) dan in de diepere laag.
- Bij afloop van de proef lag de ammoniumconcentratie in de toplaag (0-30 cm) onder de hoop bij de onbehandelde stalmest een veelvoud hoger dan bij de gecomposteerde stalmest.

Het verschil in nutriëntengehalte in de bodem tussen de onbehandelde en de gecomposteerde stalmest lijkt klein (Tabel 15). Kalium-concentraties in de toplaag (0-30 cm) van de bodem zijn het

hoogste onder de hoop, en nemen verder weg van de hoop af. Bij afloop van de proef liggen in het algemeen de nutriëntenconcentraties in de bodem, onder de hoop en aan de rand van de hoop onder doek, hoger in vergelijking met bij tussentijdse staalname (Tabel 15).

Tabel 15 Plantbeschikbare nutriënten aanwezig in de bodem (0-30 cm) op de kopakker bij aanvang van de proef, tussentijds en aan het einde van de proef met onbehandelde en gecomposteerde stalmest. DS = Droge stof

		P _{AmLact}	K _{AmLact}	Mg _{AmLact}	Ca _{AmLact}	Na _{AmLact}	Fe _{AmLact}	Mn _{AmLact}	P _{CaCl2}	
		mg/kg DS	mg/kg DS	mg/kg DS	mg/kg DS	mg/kg DS	mg/kg DS	mg/kg DS	mg/kg verse grond	
Aanvang	Onbehandeld	320	240	113	791	<19.2	877	184	2.0	
	Gecomposteerd	311	228	128	797	<19.2	941	185	1.6	
Tussentijds	Onder hoop	Onbehandeld	328	357	114	790	<19.2	990	202	1.3
		Gecomposteerd	303	406	99	704	<19.2	870	193	1.8
	Rand hoop	Onbehandeld	300	246	117	819	<19.2	939	178	1.4
		Gecomposteerd	316	341	108	808	<19.2	917	189	2.0
	5 m van hoop	Onbehandeld	323	218	129	835	<19.2	1010	215	1.4
		Gecomposteerd	300	221	110	728	<19.2	914	197	1.3
Einde	Onder hoop	Onbehandeld	358	599	110	722	<19.2	1211	247	1.1
		Gecomposteerd	311	601	100	700	27.2	922	207	1.4
	Rand hoop (onder doek)	Onbehandeld	338	492	227	935	<19.2	1078	245	1.2
		Gecomposteerd	345	393	120	761	<19.2	956	206	1.6
	Rand hoop (buiten doek)	Onbehandeld	322	236	141	817	<19.2	1036	207	1.0
		Gecomposteerd	337	253	120	802	<19.2	880	177	1.6
	5 m van hoop	Onbehandeld	306	208	148	838	<19.2	997	207	1.1
		Gecomposteerd	330	219	140	852	<19.2	973	212	1.4

De resultaten van de droge stofopbrengst van het gras bij afloop van de proef zijn weergegeven in Tabel 16. Aan de rand van de plek waar de hopen gelegen waren, was de grasopbrengst hoger bij de gecomposteerde stalmest-behandeling dan bij de onbehandelde stalmest.

Tabel 16 Droge stofopbrengst van het gras aan de rand en op 5 m van de hopen op de kopakker

		Rand (ton/ha droog)	5 m van de hoop
		Ton/ha	Ton/ha
Bij einde proef	Stalmest onbehandeld kopakker	0.70	GDB
	Stalmest gecomposteerd kopakker	1.01	0.83
53 dagen na einde proef	Stalmest onbehandeld kopakker	0.32	GDB
	Stalmest gecomposteerd kopakker	0.87	1.12

GDB = Geen data beschikbaar

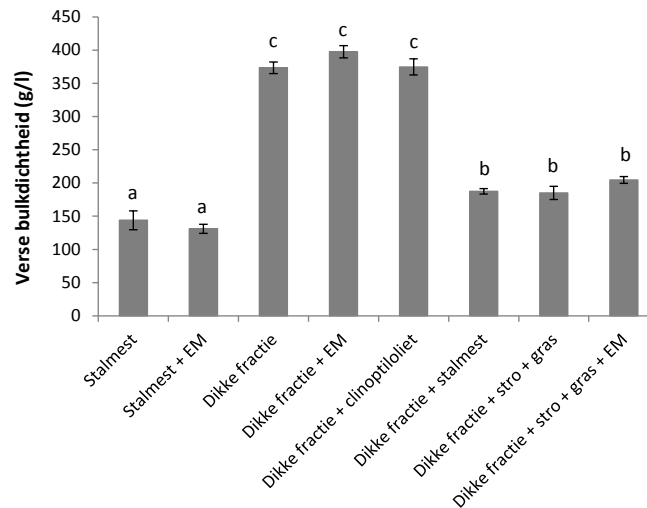
7 Resultaten inkuilbehandelingen op laboschaal (inkuil-emmers)

Het gewichtsverlies van het ingekuilde materiaal tijdens de duur van de proef (61 dagen) was minimaal: het verschil in gewicht tussen het begin en het einde van de proef was gemiddeld 0.15 kg. Er waren geen sapverliezen tijdens de proef, en de temperatuur in de inkuilemmers op het einde van de proef bedroeg 18 of 19°C.

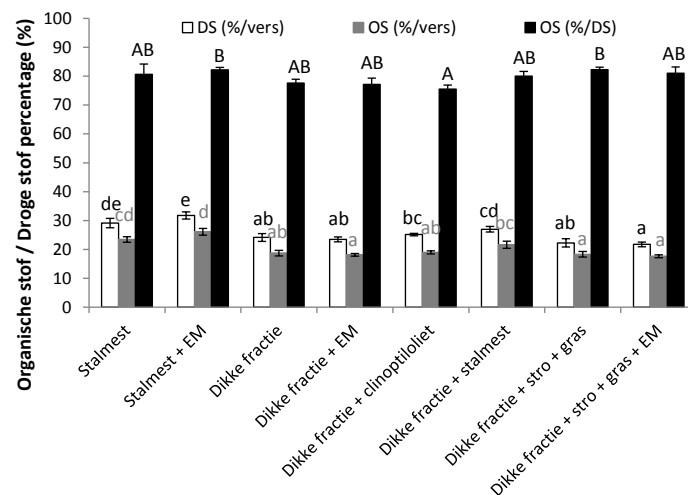
De verse bulkdichtheden van de inkuilbehandelingen op labo-schaal tonen dezelfde trend als de behandelingen van de proef op praktijkschaal: de stalmest-behandelingen hadden de laagste en de dikke fractie-behandelingen zonder en met clinoptiloliet/EM de hoogste verse bulkdichtheid (Figuur 40).

Het droge stofgehalte van de stalmestbehandelingen lag hoger in vergelijking met de dikke fractie-behandelingen, terwijl organische stofgehalte weinig verschilde tussen de verschillende behandelingen (Figuur 41).

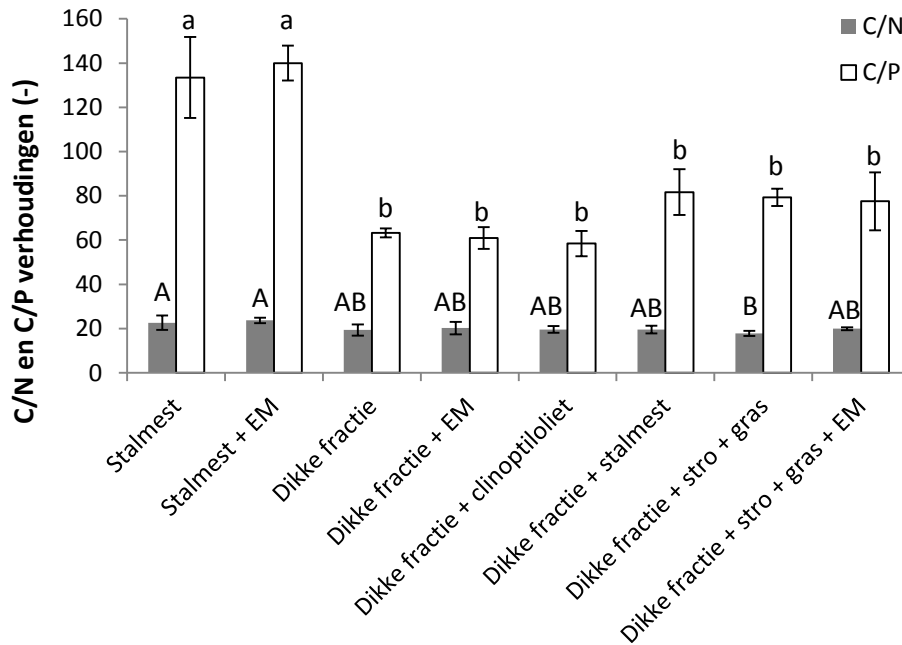
De C/N-verhouding van alle kuilemmers lag tussen de 19.3 en 23.7. De C/N-verhouding van de dikke fractie behandelingen vertoonden een lagere C/N dan deze van de stalmestbehandelingen: de C/N van de dikke fractie + stro + gras was significant lager dan deze van de stalmest en stalmest + EM. De behandelingen met dikke fractie hadden ook een significant lagere C/P-verhouding dan de behandelingen met stalmest (Figuur 42), voornamelijk te wijten aan het hoger P-gehalte in de behandelingen met dikke fractie (Tabel 17).



Figuur 40 Verse bulkdichtheid van de ingekuilde (kuil-emmer) eindproducten (gemiddelde \pm standaardafwijking; n = 4). Behandelingen met verschillende letters verschillen significant ($P < 0.05$) volgens een Scheffé-test.



Figuur 41 Procentuele droge stofgehalte op versgewicht, procentuele organische stofgehalte op versgewicht en procentuele organische stofgehalte op drooggewicht van de eindproducten van de kuilproef op laboschaal (inkuilemmers) (gemiddelde \pm standaardafwijking; n = 4). DS = droge stof, OS = organische stof. Behandelingen met verschillende letters verschillen significant ($P < 0.05$) volgens een Scheffé-test.



Figuur 42 C/N en C/P verhoudingen van de eindproducten van de kuilproef op laboschaal (inkuilemmers) (gemiddelde \pm standaardafwijking; n = 4). Behandelingen met verschillende letters verschillen significant ($P < 0.05$) volgens een Scheffé-test.

Het ammoniumgehalte was een veelvoud van het nitraatgehalte, hetgeen laag lag in alle behandelingen (Tabel 17). Bijmenging van stro en gras bij de dikke fractie verhoogde het ammoniumgehalte aanzienlijk en verlaagde de pH. Bijmenging van clinoptiloliet of EM had geen effect op het ammoniumgehalte. De EC van de dikke fractie-behandelingen was gemiddeld gezien hoger dan de EC van de stalmest-behandelingen, maar de verschillen waren meestal niet significant (Tabel 17). De dikke fractie-behandelingen bevatten meer P, Mg, Ca en Na dan de stalmestbehandelingen, terwijl voor K het omgekeerde waar was (Tabel 18). De dikke fractie met stro en gras bevatte meer totale N dan de andere kuilen. Er was meer plantbeschikbare P (P_{CaCl_2}) en Fe (Fe_{CaCl_2}) aanwezig in de dikke fractie- dan in de stalmestbehandelingen. Bijmenging van EM bij stalmest, pure dikke fractie, of dikke fractie + stro + gras, en van clinoptiloliet bij dikke fractie had geen effect in vergelijking met de overeenkomstige pure stalmest- of dikke fractie (+ stro + gras)-behandeling (Tabel 18). Ter informatie werd de nutriëntensamenstelling ook omgerekend naar verse stofbasis, en werd de omrekening gemaakt naar P_2O_5 , K_2O , CaO en MgO (Tabel 19). De zuurstofopnamesnelheid was niet verschillend tussen de verschillende behandelingen (Tabel 17). De potentiële biodegradeerbaarheid was significant hoger voor de dikke fractie behandelingen waaraan stro en gras met en zonder EM werden toegevoegd (Figuur 43).

Tabel 17 Nitraat, ammonium, pH-H₂O, elektrische conductiviteit (EC) en zuurstofopnamesnelheid (OUR) van de eindproducten van de kuilproef op laboschaal (inkuilemmers) (gemiddelde ± standaardafwijking; n = 4, behalve voor OUR: n = 2). Behandelingen met verschillende letters verschillen significant (P < 0.05) volgens een Scheffé-test of, in het geval van de pH-KCl, pH-H₂O en EC-data, een Dunn's test.

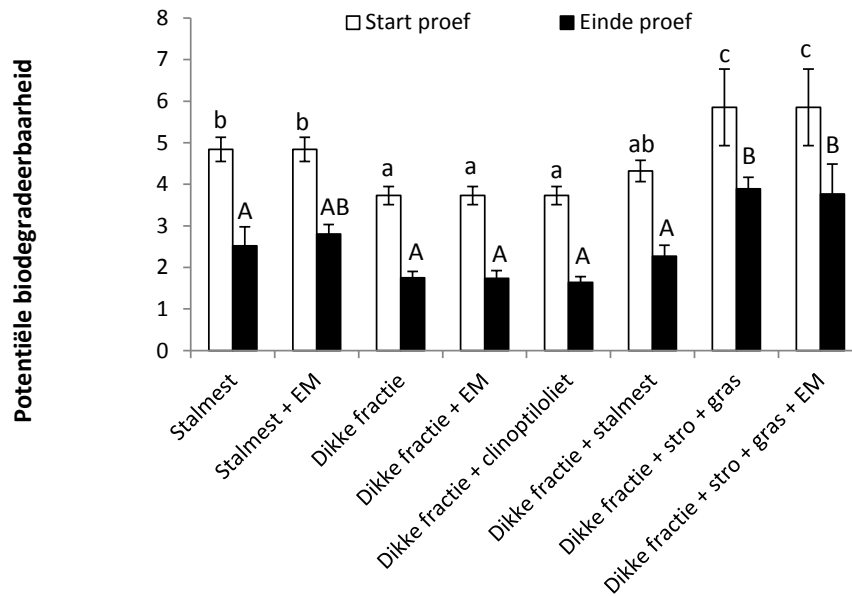
	NO ₃ ⁻ -N	NH ₄ ⁺ -N	pH-KCl	pH-H ₂ O	EC	OUR
	kg/ton DS	kg/ton DS	-	-	µS/cm	mmol/kg OS/uur
Stalmest	0.004 ± 0.003 a	1.52 ± 0.14 a	8.9 ± 0.0 ab	9.4 ± 0.0 b	974 ± 26 ab	11.2 ± 0.8 a
Stalmest + EM	0.005 ± 0.000 a	1.55 ± 0.39 a	8.9 ± 0.0 ab	9.5 ± 0.1 b	939 ± 37 a	8.6 ± 2.3 a
Dikke fractie	0.007 ± 0.002 a	3.06 ± 0.87 a	8.8 ± 0.3 ab	9.1 ± 0.1 ab	1451 ± 53 ab	6.5 ± 1.3 a
Dikke fractie + EM	0.006 ± 0.001 a	3.46 ± 1.82 a	8.9 ± 0.0 ab	9.0 ± 0.1 ab	1459 ± 76 ab	9.4 ± 3.8 a
Dikke fractie + clinoptiloliet	0.006 ± 0.002 a	2.98 ± 1.46 a	8.9 ± 0.1 ab	9.0 ± 0.1 ab	1335 ± 48 ab	7.0 ± 0.4 a
Dikke fractie + stalmest	0.007 ± 0.005 a	1.56 ± 0.40 a	9.2 ± 0.1 b	9.2 ± 0.1 ab	1007 ± 51 ab	7.2 ± 0.1 a
Dikke fractie + stro + gras	0.002 ± 0.001 a	8.83 ± 2.13 b	7.8 ± 0.7 a	7.3 ± 0.8 a	1411 ± 80 ab	38.7 ± 16.4 a
Dikke fractie + stro + gras + EM	0.004 ± 0.001 a	9.86 ± 2.49 b	8.1 ± 0.7 ab	7.5 ± 0.9 a	1633 ± 294 b	39.6 ± 27.6 a

Tabel 18 Totale N, P, K, Mg, Ca, Na en plantbeschikbare P, Fe en Al van de eindproducten van de kuilproef op laboschaal (inkuilemmers) (gemiddelde ± standaardafwijking; n = 4). Behandelingen met verschillende letters verschillen significant (P < 0.05) volgens een Scheffé-test.

	N _{totaal}	P _{totaal}	K _{totaal}	Mg _{totaal}	Ca _{totaal}	Na _{totaal}	P _{CaCl2/dtpa}	Fe _{CaCl2/dtpa}	Al _{CaCl2/dtpa}
	kg/ton DS	kg/ton DS	kg/ton DS	kg/ton DS	kg/ton DS	kg/ton DS	mg/l substraat	mg/l substraat	mg/l substraat
Stalmest	20.0 ± 2.1 a	3.4 ± 0.4 a	33.3 ± 2.7 d	3.1 ± 0.3 a	8.0 ± 1.5 a	1.2 ± 0.1 a	82 ± 10 a	8.3 ± 2.1 ab	0.4 ± 0.1 a
Stalmest + EM	19.3 ± 1.0 a	3.3 ± 0.2 a	31.8 ± 1.3 cd	3.0 ± 0.2 a	9.1 ± 2.2 ab	1.1 ± 0.1 a	74 ± 3 a	6.1 ± 1.2 a	0.4 ± 0.1 ab
Dikke fractie	22.5 ± 2.5 ab	6.8 ± 0.2 bcd	22.3 ± 0.7 ab	6.2 ± 0.2 cd	16.2 ± 0.5 cd	1.6 ± 0.0 c	210 ± 9 b	16 ± 2.6 bc	0.8 ± 0.2 bc
Dikke fractie + EM	21.4 ± 2.4 ab	7.1 ± 0.4 cd	22.6 ± 0.7 ab	6.4 ± 0.5 d	16.8 ± 1.5 d	1.5 ± 0.1 bc	201 ± 47 b	18.6 ± 5 c	0.7 ± 0.1 abc
Dikke fractie + clinoptiloliet	21.5 ± 1.6 ab	7.2 ± 0.6 d	21.4 ± 1.4 a	6.4 ± 0.7 d	17.4 ± 1.5 d	1.4 ± 0.1 abc	253 ± 77 b	17.7 ± 3.4 c	0.9 ± 0.3 c
Dikke fractie + stalmest	22.8 ± 1.8 ab	5.5 ± 0.5 b	25.7 ± 1.8 ab	4.9 ± 0.5 b	12.4 ± 1.5 bc	1.3 ± 0.0 ab	196 ± 16 b	15.8 ± 2.4 bc	0.7 ± 0.1 abc
Dikke fractie + stro + gras	25.7 ± 1.7 b	5.8 ± 0.2 bc	27.1 ± 2.2 bc	5.2 ± 0.0 bc	12.0 ± 0.5 ab	1.6 ± 0.1 c	193 ± 36 b	13.9 ± 3 abc	0.6 ± 0.1 abc
Dikke fractie + stro + gras + EM	22.6 ± 0.5 ab	5.9 ± 0.9 bcd	24.6 ± 1.3 ab	5.1 ± 0.4 bc	12.6 ± 1.3 bc	1.6 ± 0.1 c	205 ± 55 b	16.6 ± 3.6 bc	0.8 ± 0.1 bc

Tabel 19 Nutriëntensamenstelling van de eindproducten van de kuilproef op laboschaal (inkuilemmers), uitgedrukt ten opzichte van vers materiaal.

	N _{totaal}	NO ₃ ⁻ -N + NH ₄ ⁺ -N	P ₂ O ₅	K ₂ O	MgO	CaO
	kg/ton vers	kg/ton vers	kg/ton vers	kg/ton vers	kg/ton vers	kg/ton vers
Stalmest	5.82	0.44	2.27	11.67	1.50	3.26
Stalmest + EM	6.13	0.49	2.40	12.16	1.58	4.04
Dikke fractie	5.43	0.74	3.77	6.48	2.48	5.47
Dikke fractie + EM	5.02	0.81	3.83	6.39	2.49	5.52
Dikke fractie + clinoptiloliet	5.41	0.75	4.16	6.48	2.67	6.12
Dikke fractie + stalmest	6.15	0.42	3.41	8.35	2.19	4.68
Dikke fractie + stro + gras	5.72	1.97	2.96	7.26	1.92	3.74
Dikke fractie + stro + gras + EM	4.92	2.15	2.95	6.45	1.84	3.83



Figuur 43 Potentiële biodegradeerbaarheid van de eindproducten van de kuilproef op laboschaal (inkuilemmers) (gemiddelde \pm standaardafwijking; n = 4). Behandelingen met verschillende letters verschillen significant ($P < 0.05$) volgens een Scheffé-test.

8 Vergelijking inkuilen op praktijk- en laboschaal

Volgende behandelingen werden met elkaar vergeleken, gebruik makend van onafhankelijke t-testen:

- Runderstalmest + EM: labo-schaal (inkuil-emmer) vs. praktijschaal (beton)
- Dikke fractie runderdrijfmest + stro + gras + EM: labo-schaal (inkuil-emmer) vs. praktijschaal (beton)

De resultaten van de t-testen zijn weergegeven in Tabellen 20 en 21. De resultaten van de stalmest + EM – behandelingen verschillen tussen de inkuil-emmers en de kuilhoop voor verschillende parameters: DS, OS, EC, potentiële biodegradeerbaarheid, N_{totaal} , P_{totaal} , C/N-verhouding, C/P-verhouding en K_{totaal} , Mg_{totaal} , Na_{totaal} , P_{CaCl_2} en Fe_{CaCl_2} . Wat de dikke fractie + stro + gras + EM – behandelingen betreft zijn er minder parameters die significant verschillend zijn tussen de emmers en de hoop: NH_4^+ gehalte, N_{totaal} , Mg_{totaal} , Ca_{totaal} , Al_{CaCl_2} en C/N. Opvallend is dat er bijna dubbel zoveel ammonium aanwezig was in de emmers in vergelijking met in de hoop. Dit is waarschijnlijk te verklaren door grotere verliezen op praktijschaal, omdat de emmers beter afgesloten zijn dan een kuil die op veldschaal aangelegd wordt.

Tabel 20 Resultaten van de vergelijking tussen de inkuil-emmers en de kuilhopen. Parameters in vet gedrukt met een grijze achtergrond verschillen significant tussen de inkuil-emmers en de kuilhoop volgens een onafhankelijke t-test ($P < 0.05$).

		Verse bulkdichtheid	DS	OS	OS	NO_3^- -N	NH_4^+ -N	pH-H ₂ O	EC	OUR	Pot. Biod.
		g/l	%/vers	%/ADS	%/vers	mg/kg DS	mg/kg DS	-	μ S/cm	mmol/kg OS/uur	-
Stalmest + EM	<i>Emmer</i>	131 \pm 7	32 \pm 1	82 \pm 1	26 \pm 1	5 \pm 0	1552 \pm 389	9.5 \pm 0.1	939 \pm 37	8.6 \pm 2.3	2.81 \pm 0.22
	<i>Hoop</i>	153 \pm 34	27 \pm 2	79 \pm 0	21 \pm 1	6 \pm 2	1903 \pm 379	9.5 \pm 0.1	1044 \pm 31	14.7 \pm 1.7	2.05 \pm 0.16
Dikke fractie + stro + gras + EM	<i>Emmer</i>	205 \pm 5	22 \pm 1	81 \pm 2	18 \pm 1	4 \pm 1	9860 \pm 2488	7.5 \pm 0.9	1633 \pm 294	39.6 \pm 27.6	3.76 \pm 0.72
	<i>Hoop</i>	201 \pm 45	20 \pm 1	84 \pm 2	17 \pm 1	5 \pm 2	5589 \pm 790	8.5 \pm 0.1	1243 \pm 14	11.2 \pm 2.1	3.43 \pm 0.48

DS = droge stof, OS = organische stof, EC = elektrische conductiviteit, OUR = zuurstofopnamesnelheid

Tabel 21 Resultaten van de vergelijking tussen de inkuil-emmers en de kuilhopen. Parameters in vet gedrukt met een grijze achtergrond verschillen significant tussen de inkuil-emmers en de kuilhopen volgens een onafhankelijke t-test ($P < 0.05$). DS = Droge stof.

		N _{totaal}	P _{totaal}	K _{totaal}	Mg _{totaal}	Ca _{totaal}	Na _{totaal}	P _{CaCl2/dtpa}	Fe _{CaCl2/dtpa}	Al _{CaCl2/dtpa}	C/N	C/P
		kg/ton DS	kg/ton DS	kg/ton DS	kg/ton DS	kg/ton DS	kg/ton DS	mg/l substraat	mg/l substraat	mg/l substraat	-	-
Stalmest + EM	Emmer	19.3 ± 1.0	3.3 ± 0.2	31.8 ± 1.3	3.0 ± 0.2	9.1 ± 2.2	1.1 ± 0.1	74 ± 3	6.1 ± 1.2	0.4 ± 0.1	23.7 ± 1.2	140 ± 7.9
	Hoop	24.2 ± 2.1	4.0 ± 0.2	38.7 ± 1.4	3.7 ± 0.1	9.4 ± 0.3	1.4 ± 0.1	82 ± 5	8.0 ± 0.9	0.4 ± 0.1	18.3 ± 1.6	110.5 ± 4.9
Dikke fractie + stro + gras + EM	Emmer	22.6 ± 0.5	5.9 ± 0.9	24.6 ± 1.3	5.1 ± 0.4	12.6 ± 1.3	1.6 ± 0.1	205 ± 55	16.6 ± 3.6	0.8 ± 0.1	19.9 ± 0.6	77.5 ± 13.1
	Hoop	30.0 ± 3.6	5.1 ± 0.5	27.2 ± 2.6	4.2 ± 0.3	10.0 ± 1.2	1.6 ± 0.1	176 ± 44	12.5 ± 2.5	0.5 ± 0.1	15.7 ± 1.6	91.7 ± 10.8

9 Conclusies

De effecten op verschillende parameters van de stalmest- en dikke fractie-behandelingen worden samengevat in Tabel 22 en 23. De parameters gaan van “LLL” (zeer laag) tot “HHH” (zeer hoog). In onderstaande conclusies wordt een antwoord geformuleerd op de onderzoeksvragen.

Kan compostering op ril een goede werkwijze zijn om dikke fractie te stockeren, te behandelen en vooral te hygiëniseren? Heeft het toevoegen van andere reststromen een invloed op het composteerproces, de hygiënisatie, de gasvormige emissies en dus de kwaliteit van het eindproduct?

Een open lucht compostering op ril met pure dikke fractie lijkt weinig geschikt en houdt grote risico's op verliezen in. Substantiële bijmenging met structuurrijk materiaal kan hieraan tegemoet komen, maar dikke fractie wordt wellicht beter in een gesloten systeem behandeld.

Pure dikke fractie van runderdrijfmest is weinig structuurrijk (en heeft ook een lage C/N-verhouding) in vergelijking met andere startmengsels bij compostering zoals stalmest of een mengsel van groenteresten met stro en houtsnippers. Bij het composteren ervan op de beton trad hierdoor ook snel zuurstoftekort op (hoge CO₂-concentraties in de hoop) en was de nood om regelmatig te keren dus hoog. De opvolging en het keren van de compost vergden veel tijd en arbeid, wat zeker bij een extensieve boerderijcompostering minder aangewezen is. Bovendien werden ook hoge NH₃-, CO₂- en CH₄-emissies gemeten tijdens het composteren. Tijdens het composteren werden temperaturen tot 64°C bereikt, maar werd niet voldaan aan de hygiënisatienorm van minimaal 1 uur bij 70°C die verplicht is voor export. Uit de kiemtest bleek wel dat geen kiemkrachtige onkruidzaden aanwezig waren. Merk wel op dat bij hogere temperaturen telkens gekeerd werd om afdoding van het nuttig microbiële leven, dat het composteringsproces stuurt, te vermijden. Er werd een duidelijke afbraakactiviteit waargenomen tijdens het composteren: een daling in organische stofgehalte, een toename in nitraat-N, een afname in ammonium-N, en een daling in zuurstofopnamesnelheid, potentiële biodegradeerbaarheid en C/N-verhouding zijn allen indicaties van ver gevorderde afbraak en dus een relatief stabiel eindproduct. Toch bevat het eindproduct nog hoge ammonium-concentraties (1.23 ± 0.12 kg/ton droge stof) en een lage nitraat-N / ammonium-N verhouding (< 1).

Toevoegen van **stro en gras** aan de dikke fractie leidde tot hogere temperaturen (> 70°C) in vergelijking met de pure dikke fractie. Volgens de literatuur leidt dit tot afdoding van onkruidzaden en pathogenen, al kan geen uitsluitel gegeven worden over het bereiken van de hygiënisatienorm (minimaal 1 uur bij 70°C) door het ontbreken van continue temperatuurmetingen. Uit de kiemtest bleek wel dat geen kiemkrachtige onkruidzaden aanwezig waren. De hogere temperaturen leidden tot meer verdamping van de hoop en dus een droger eindproduct dan bij de compostering met pure dikke fractie. De gasmetingen gaven de indicatie dat door toevoegen van stro en gras minder NH₃-verliezen optraden. Naast minder NH₃-verlies werd tussentijds ook minder minerale stikstof maar meer totale stikstof gemeten. Hieruit kan besloten worden dat door het toevoegen van deze structuurmaterialen een betere microbiële vastlegging van minerale stikstof plaatsvond. Er waren geen verschillen in organische stofgehalte, zuurstofopnamesnelheid en potentiële biodegradeerbaarheid.

Toevoegen van **stalmest** aan de dikke fractie zorgde eveneens voor hogere temperaturen (> 70°C) en bijgevolg een droger eindproduct. Deze hogere temperaturen kunnen mogelijks ook de hogere NH₃-emissies ten opzichte van de pure dikke fractie tijdens de eerste maand verklaren. Bovendien leidden deze temperaturen volgens de literatuur tot afdoding van onkruidzaden en pathogenen. Uit de kiemttest bleek eveneens dat geen kiemkrachtige onkruidzaden aanwezig waren. Het opmengen van de dikke fractie met stalmest had geen effect op het organische stofgehalte van de composten. De ammonium-N- en nitraat-N concentraties en de nitraat-N / ammonium-N verhouding in de composten werden gereduceerd wanneer stalmest werd toegevoegd aan de dikke fractie.

Het toevoegen van **clinoptiloliet** aan de dikke fractie leidde tot een stabiel product (trend van hogere nitraat-N / ammonium-N verhouding), hoewel geen effect waar te nemen was op de totale ammonium-N-concentratie in de compost. Dit was in overeenstemming met de lagere NH₃-emissies bij de hoop waaraan clinoptiloliet werd toegevoegd. Clinoptiloliet legt ammonium-N beter vast in de dikke fractie, maar tijdens de extractie met 1M KCl in het labo wordt het geadsorbeerde ammonium weer losgemaakt waardoor waarschijnlijk geen lagere ammonium-N-concentratie werd vastgesteld. De lopende N-incubatieproef zal toelaten om de vrijstelling van de geadsorbeerde ammoniumionen te bestuderen. Er werden geen andere effecten van clinoptiloliet op het eindproduct waargenomen.

We kunnen dus besluiten dat door zuurstoftekort, onvoldoende temperatuurstijging en grote gasvormige emissies een boerderijcompostering van pure dikke fractie runderdrijfmest in open lucht niet aangewezen is. Door het toevoegen van stro-gras of stalmest worden de hygiënisatienormen waarschijnlijk wel bereikt en verlagen de gasvormige emissies. Indien de compostering toch in open lucht zou worden uitgevoerd, wordt aanbevolen om met een lager aandeel dikke fractie te werken en nutriëntenarme, droge en structuurrijke materialen toe te voegen om het procesverloop te optimaliseren. Mede door de hoge ammonium-N-concentraties zou de compostering wellicht toch beter in gesloten systemen met geforceerde beluchting en luchtwassers plaatsvinden. Daar dient dan bekeken te worden in welke mate structuurmateriaal moet worden toegevoegd om de gewenste temperaturen te halen.

In welke mate verschillen procesverloop en productkwaliteit bij een compostering van mest op de kopakker van een compostering op een vloeistofdichte vloer?

De verschillen in compostkwaliteit zijn beperkt, en de verschillen in procesverloop zijn met name gerelateerd aan variatie in vochtgehalte van de hopen. Onder andere weersomstandigheden of bij compostering met een nattere mest, zou de huidige vergelijking wellicht niet opgaan.

De stalmest werd zowel op de kopakker als op een vloeistofdichte beton gecomposteerd. Er werd vastgesteld dat bij beide composthopen vocht een limiterende factor was, gerelateerd aan het hoge strogehalte van de stalmest. Onder praktijkomstandigheden is dit strogehalte veel lager. Tijdens de compostering was de compost op de beton natter. Bovendien werd een trend van hogere nitraatconcentraties, een hogere nitraat-N / ammonium-N verhouding en licht hogere NH₃-emissies waargenomen bij de compost op de beton. Ook het relatieve aandeel lignine in het eindproduct op de beton was hoger. Er ging meer drooggewicht en organische stof verloren bij de hoop op de beton. Ook de gasmetingen wijzen op iets hogere CO₂-emissies vanaf de tweede maand en iets hogere CH₄ vrijstelling bij de compostering op de beton. Deze waarnemingen wijzen allen op een grotere, snellere afbraakactiviteit en dus een vlotter composteerproces bij de compostering op de beton ten opzichte van op de kopakker. Deze conclusie kan echter niet veralgemeend worden voor alle omstandigheden van weer, inputmaterialen en intensiteit van opvolging. Waterbeschikbaarheid lijkt hier het verschil gemaakt te hebben: onder de omstandigheden van deze proef bleek dat het vochtgebrek het composteerproces deed vertragen op de kopakker. De hoop op de beton kon het afstromende water van de beton opnemen, waardoor dit extra vocht tot een iets beter composteerproces leidde. Aangezien ervoor gekozen werd om een extensieve boerderijcompostering uit te voeren en dus arbeids- en tijdsinvestering te beperken, werd geen extra vocht toegediend. Anderzijds zou dit extra

water hier wellicht voor een vlottere compostering gezorgd hebben. We vermoeden dat in een omgekeerde situatie, met (te) natte mest, de kopakker een relatief voordeel zou kunnen hebben ten opzichte van de beton.

Hoe groot is het risico op uitspoeling en gasvormige verliezen bij opslag van stalmest op de kopakker en kunnen die risico's teruggedrongen worden via compostering? Is er een verschil in kwaliteit van het eindproduct tussen opslag en composteren van stalmest op de kopakker?

De resultaten onder de omstandigheden van deze proef wijzen duidelijk op een sterk gereduceerd risico op N-uitspoeling bij compostering onder doek. Wat het effect zou zijn bij inkuilen op de kopakker is nog niet bekeken in deze proef. Op vlak van samenstelling werden geen grote kwaliteitsverschillen waargenomen, maar de gecomposteerde stalmest was homogener en fijner.

Op de kopakker werd geëvalueerd wat het verschil in procesverloop, nutriëntenverliezen en eindproduct is tussen het los storten van een hoop runderstalmest en het composteren (2x keren en afdekken) van diezelfde stalmest. Hierbij moet opgemerkt worden dat tijdens de extensieve compostering geen water werd toegevoegd; we kunnen dus geen uitspraken doen over potentieel grotere nutriëntenverliezen indien er wel water wordt toegevoegd. Er werd vastgesteld dat de opslag van stalmest op de kopakker (onbehandelde hoop) niet tot een hoger bodemvochtgehalte leidde onder de hoop dan wanneer de stalmest gecomposteerd werd. Bij de gecomposteerde hoop drong geen regenwater in de hoop, maar de zone op 30 cm van de hoop was wel natter; te wijten aan het regenwater dat van de compostdoek stroomde. Dit regenwater kwam weliswaar niet in contact met de mest. Bij de onbehandelde hoop drong slechts een deel van het regenwater de hoop binnen en stroomde een groter aandeel eveneens van de hoop af, wat eveneens resulteerde in een hoger bodemvochtgehalte op 30 cm van de hoop. Dit regenwater kwam wel in contact met de mest. Onder de gecomposteerde stalmest werden tot zeven keer lagere ammonium-N-concentraties in de toplaag (0-30 cm) gemeten in vergelijking met de onbehandelde stalmest, dit kwam neer op 483 kg N/ha of 1.16 kg N voor de oppervlakte van de onbehandelde hoop. De minerale N gehalten onder de gecomposteerde hoop kunnen benut worden door inzaai van een gewas of groenbemester, in tegenstelling tot de te hoge ammonium-N-gehalten onder de onbehandelde hoop.

Naast het reële risico op nutriëntenverlies bij het louter stockeren van de stalmest, blijkt ook het eindproduct vooral fysisch verschillend te zijn in vergelijking met het composteren van de stalmest. Na twee maanden was er een groter verlies aan drooggewicht en organische stof dan bij de gecomposteerde stalmest, het product was meer heterogeen en grover wat de toepassing op het veld bemoeilijkt. Qua chemische parameters was er minder verschil merkbaar. De stalmest onbehandeld laten of composteren leidde niet tot een verschillend organische stofgehalte in het eindproduct, hoewel we met de uitgevoerde metingen de kwaliteit van de organische koolstof niet konden beoordelen. Het al dan niet composteren leidde niet tot een verschillend gehalte aan minerale N in het eindproduct. Bij het composteren van stalmest op de kopakker waren de temperaturen tijdens het proces minder hoog en het eindproduct droger in vergelijking met louter stockage op de kopakker, te verklaren door het afdekken met een semipermeabele doek en het keren van de gecomposteerde hoop. Indien het vochtgehalte verhoogd werd door water bij te steken, zou het verschil in kwaliteit tussen de gecomposteerde en onbehandelde hoop waarschijnlijk groter zijn. De schijnbare tegenstelling in het groter verlies aan organische stof en drooggewicht in de onbehandelde hoop in de massabalans en geen verschil in organische stofgehalte en een droger eindproduct in de gecomposteerde hoop konden we niet verklaren. Het opstellen van een massabalans op grote schaal blijft moeilijk. De beide behandelingen met runderstalmest vertonen duidelijk de omzetting van een onstabiel naar een stabiel product (lage potentiële biodegradeerbaarheid, nitraat-N / ammonium-N verhouding > 1, lage ammonium-N-concentraties). Composterende leek in deze proef dus geen effect te hebben op de stabiliteit van het product, maar het betreft hier een zeer extensieve compostering (slechts 2 maal gekeerd) bij suboptimale omstandigheden (geen watertoediening).

Welke veranderingen vinden plaats tijdens een inkuilproces van runderstalmest en dikke fractie? Wat is het verschil in proces en eindproduct met composteren?

Hoewel beperkte afbraakactiviteit werd waargenomen, is het inkuilen te beschouwen als een gecontroleerd bewaarproces. De inkuilproducten zijn in vergelijking met de composten nog energierijk en bij toepassing in de bodem zal nog veel organisch materiaal worden afgebroken.

Het inkuilen van stalmest en dikke fractie + stro + gras zorgde voor een veel lagere volumereductie en leidde tot een natter eindproduct in vergelijking met het composteren, te wijten aan de lagere temperaturen (max. 48°C) en het afdekken van de hoop met plastic waardoor waterdamp niet kon ontsnappen. Het eindproduct was minder homogeen en bevatte grovere stukken in vergelijking met de gecomposteerde mest, wat toepassing op het veld kan bemoeilijken. Het inkuilen leidde tot een hoger organische stofgehalte en een hogere C/N-verhouding in vergelijking met de gecomposteerde mest, aangezien er minder afbraak van organische stof plaatsvond. Er ging veel minder versgewicht verloren dan bij de compostbehandelingen, maar toch werden kleine verliezen aan droge stof en organische stof waargenomen wat wijst op een zekere, weliswaar beperkte afbraakactiviteit. Dit werd ook bevestigd door de daling in potentiële biodegradeerbaarheid en zuurstofopnamesnelheid ten opzichte van de beginsituatie bij de kuilen. Bij het inkuilen werd minder nitraat-N en meer ammonium-N gemeten dan bij de onbehandelde/gecomposteerde hopen als gevolg van de anaerobe omstandigheden. Bovendien werden een hogere potentiële biodegradeerbaarheid, een groter aandeel cellulose en een kleiner aandeel lignine gemeten dan bij de composten. De inkuilproducten zijn bijgevolg in vergelijking met de composten nog energierijk en bij toepassing in de bodem zal nog veel organisch materiaal worden afgebroken. Algemeen kunnen we stellen dat de inkuilproducten, net als de composten, potentieel hebben om gebruikt te worden als bodemverbeterend middel of meststof, omdat het materiaal rijk is aan organische stof en toelaat om de nutriënten te benutten. De vraag is wel in hoeverre het materiaal door zijn nog grote afbraakpotentieel bij het inwerken in de bodem initieel nutriënten uit de bodem zou kunnen vastleggen in plaats van de nutriënten uit het materiaal vrij te geven, en wat het risico op gasvormige verliezen is. De proeven rond stikstofdynamiek bij inwerken in de bodem (incubatie- en potproeven) zullen echter meer inzicht geven in de gebruikswaarde. Resultaten hiervan worden in een tweede rapport gepubliceerd.

10 Verder te bestuderen aspecten

Om uitsluitsel te kunnen geven over de mate van **hygiënisatie** tijdens het composteerproces is het nodig om een validatie uit te voeren, waarbij de temperatuur over de gehele hoop continu kan worden opgevolgd. Enkele producten werden door een Nederlandse partner geanalyseerd op thermofiele aerobe sporenvormers, maar deze resultaten waren op het moment van schrijven nog niet beschikbaar. Het composteren van de dikke fractie in tunnels met actieve beluchting moet verder worden onderzocht. Volstaat actieve beluchting voor de aanvoer van zuurstof of moeten meer structuurrijke materialen worden bijgemengd? Treedt hygiënisatie op?

De oorzaak van de verhoogde ammonium-N-concentraties onder de onbehandelde hoop stalmest op de kopakker moet verder onderzocht worden. Eventueel kan getest worden of enkel afdekken met een plastic doek of compostdoek (zonder om te zetten) ook volstaat om het risico op **N-uitspoeling** te verkleinen, dit om de tijds- en arbeidsinvestering van de landbouwer te minimaliseren. Ook het risico op N-uitspoeling bij inkuilen van stalmest op de kopakker werd nog niet onderzocht in deze proef. Om de impact van de verschillende behandelingen op **gasvormige verliezen** beter te begrijpen, moet verder onderzoek gebeuren. Enerzijds moet de meetmethodiek voor de gasvormige verliezen geoptimaliseerd worden en anderzijds moet de dataset worden uitgebreid. Om de dataset van gasvormige verliezen en uitspoeling naar de bodem uit te breiden, lijkt het opvolgen van praktijksituaties het meest aangewezen.

Het effect van diverse **additieven** en andere **bijmengingen** om het proces te optimaliseren (minder verliezen, beter procesverloop) kan worden uitgebreid.

De bepaling van de stabiliteit via de **oxitop**-methode voor composten op basis van dierlijke mest moet in meer detail onderzocht worden. Het lijkt namelijk dat de hoge pH van de producten de micro-organismen inhiberen waardoor de zuurstofopnamesnelheid wordt verlaagd en de producten stabiel lijken.

De geplande N-incubatieproef zal meer informatie kunnen geven omtrent de **verdere afbraak** van de verschillende compost- en kuilproducten in de bodem (N-vrijstelling); terwijl in een potproef met Engels raagrass de **plantvoedende waarde** (gewasopbrengst) zal bestudeerd worden. De resultaten verschijnen in een tweede deelrapport.

Tabel 22 Effect van de verschillende stalmest-behandelingen op het procesverloop en de kwaliteit van het eindproduct. Score: LLL (zeer laag) - LL (laag) - L (eerder laag) - 0 (geen effect) - H (eerder hoog) - HH (hoog) - HHH (zeer hoog). OS = organische stof

		Onbehandeld - Stalmest kopakker	Compost - Stalmest kopakker	Compost - Stalmest beton	Kuil - Stalmest + EM	
Procesverloop	Fysische parameters	Temperatuur - hygiëniseratie	HHH	H	HH	L
		Aerobe omstandigheden	H	HHH	HHH	L
		Vochtgehalte	LL	LLL	LLL	L
	Afbraak OS		HH	HHH	L	
Nutriëntenverliezen	Risico op N-uitspoeling naar bodem	HHH	H	0	0	
	Risico op ammoniakverliezen	H	H	HH	HHH (bij openen)	
Kwaliteit eindproduct	Strooibaarheid	L	HHH	HHH	L	
		Zuurstofopnamesnelheid	L	L	L	L
	Stabiliteit	Potentiële biodegradeerbaarheid	LL	LL	LL	L
		Nitraat-N/ammonium-N verhouding	H	H	HH	LLL
	Nutriëntengehalte	C/N	H	H	H	HH
		C/P	H	H	H	H
N/P		H	H	H	H	

Tabel 23 Effect van de verschillende dikke fractie-behandelingen op het procesverloop en de kwaliteit van het eindproduct. Score: LLL (zeer laag) - LL (laag) - L (eerder laag) - 0 (geen effect) - H (eerder hoog) - HH (hoog) - HHH (zeer hoog). DIF = dikke fractie, OS = organische stof

		Compost - DIF	Compost - DIF + stro + gras	Compost - DIF + stalmest	Compost - DIF + clinoptiloliet	Kuil - DIF + stro + gras + EM
Procesverloop	Fysische parameters	Temperatuur - hygiëniseratie	H	HH	HH	L
		Aerobe omstandigheden	L	H	H	LL
		Vochtgehalte	L	LL	LLL	L
	Afbraak OS		H	H	H	L
	Risico op ammoniakverliezen	HH	H	HHH	H	H (bij openen)
Kwaliteit eindproduct	Stabiliteit	Zuurstofopnamesnelheid	L	L	L	L
		Potentiële biodegradeerbaarheid	LLL	LLL	LLL	LLL
		Nitraat-N/ammonium-N verhouding	L	LL	LL	L
		C/N	H	H	H	HH
Nutriëntengehalte	C/P	H	H	H	H	H
	N/P	H	H	H	H	HH

11 Literatuurlijst

Abd El Kader, N.A.E., Robin, P., Paillat, J.-M., Leterme, P. (2006). Turning, compacting and the addition of water as factors affecting gaseous emissions in farm manure composting. *Bioresource Technology*, 98, 2619–2628.

Agneessens, L., Vandecasteele, B., Van De Sande, T., Goovaerts, E., Crappé, S., Elsen, A., De Neve, S. (2014). 'Onderzoek naar het beheer van oogstresten bij vollegrondsgroenten en mogelijkheden van vanggewassen en teeltrotaties met het oog op de waterkwaliteitsdoelstellingen van het Actieprogramma 2011-2014 (MAP4), studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Landmaatschappij (VLM).

Ahn, H.K., Mulbry, W., White, J.W., Kondrad, S.L. (2011). Pile mixing increases greenhouse gas emissions during composting of dairy manure. *Bioresource Technology*, 102, 2904–2909.

Babaririck, K.A., Pirela, H. (1984). Agronomic and horticultural uses of Zeolites: review. Pages 93-103. In: W.G. Pond y FA. Mumptom (eds). *Zeo-agriculture. Use of Natural Zeolites in Agriculture and Aquiculture*. Westview Press, Boulder, CO, USA. 264 pp.

Bautista, J.M., Kim, H., Ahn, D.H., Zhang, R.H., Oh, Y.S. (2011). Changes in physicochemical properties and gaseous emissions of composting swine manure amended with alum and zeolite. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 28(1), 189-194.

Bernal M.P., Alburquerque, J.A., Moral, R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology*, 100(22), 5444–5453.

Brito, L.M., Mourão, I., Coutinho, J., Smith, S.R. (2012). Simple technologies for on-farm composting of cattle slurry solid fraction. *Waste Management*, 32, 1332–1340. Eghball, B., Power, J.F., Gilley, J.E. & Doran, J.W. (1997). Nutrient, carbon, and mass loss during composting of beef cattle feedlot manure. *Biological Systems Engineering: Papers and publications*. Paper 130.

Chadwick, D. R. (2005). Emissions of ammonia nitrous oxide and methane from cattle manure heaps: effect of compacting and covering. *Atmospheric Environment*, 39, 787–799.

Czepiel, P., Douglas, E., Harriss, R., Crill, P. (1996). Measurements of N₂O from composted organic wastes. *Environmental Science & Technology*, 30, 2519–2525.

Eghball, B., Power, J.F., Gilley, J.E., Doran, J.W. (1997). Nutrient, carbon, and mass loss during composting of beef cattle feedlot manure. *Biological Systems Engineering: Papers and Publications*. Paper 130.

Eghball, B., Lessing, G.W. (2000). Viability of weed seeds following manure windrow composting. *Compost Science and Utilization*, 8, 46-53.

Eiland, F, Klamer, M, Lind, AM, Leth, M, Baath, E. (2001). Influence of initial C/N ratio on chemical and microbial composition during long term composting of straw. *Microbial Ecology*, 41, 272-280.

Escudero, A., González-Arias, A., del Hierro, O., Pinto, M., Gartzia-Bengoetxea, N. (2012). Nitrogen dynamics in soil amended with manures composted in dynamic and static systems. *Journal of Environmental Management*, 108, 66-72.

Feed Innovation Services BV (2013). *Fermentation versus composting*. Wageningen, Nederland

- Flanigen, M., Mumpton, F.A. (1981). Commercial properties of natural zeolites. In: F.A. Mumpton (ed.). *Mineralogy and geology of natural zeolites*, Reviews in Mineralogy. MINER. SOC. AMER., 4, 165-175.
- Fukumoto, Y., Osada, T., Hanajima, D., Haga, K. (2003). Patterns and quantities of NH₃, N₂O and CH₄ emissions during swine manure composting without forced aeration-effect of compost pile scale. *Bioresource Technology*, 89, 109–114.
- Godden, B. & Penninckx M. (1997). Management of farmyard manure composting is important to maintain sustainability in organic farming. *Resource Use in Organic Farming*, Proceedings of the Third ENOF Workshop in Ancona, 225-232.
- Gholamhoseini, M., Ghalavand, A., Khodaei-Joghan, A., Dolatabadian, A., Zakikhani, H., Farmanbar, E. (2013). Zeolite-amended cattle manure effects on sunflower yield, seed quality, water use efficiency and nutrient leaching. *Soil & Tillage Research*, 126, 193–202.
- Hao, X., Chang, C., Larney, F.J., Travis, G.R. (2001). Greenhouse gas emissions during cattle feedlot manure composting. *Journal of Environmental Quality*, 30, 376–386.
- He, Y., Inamori, Y., Mizuochi, M., Kong, H., Iwami, N., Sun, T. (2001). Nitrous oxide emissions from aerated composting of organic waste. *Environmental Science & Technology*, 35, 2347–2351.
- Hellebrand, H. J. (1998). Emission of N₂O and other trace gases during composting of grass and green waste. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 69, 365-375.
- Hellebrand, H.J. & Kalk, W.D. (2000). Emissions caused by manure composting. *Agrartechnische Forschung*, 6(2), 26-31
- Hellmann, B., Zelles, L., Palojärvi, A. & Bai, Q. (1997). Emission of climate-relevant trace gases and succession of microbial communities during open-windrow composting. *Applied and Environmental Microbiology*, 63, 1011–1018.
- Hitman, A., Bos, K., Bosch, M., van der Kolk, A. (2013). *Fermentation versus composting*. Feed Innovation Services BV, Wageningen, 25p.
- Inglezakis, V., Loizidou, M., Grigoropoulou H. (2004). Ion exchange studies on natural and modified zeolites and the concept of exchange site accessibility. *Journal of Colloid and Interface Science*, 275, 570-576.
- Jiang, T, Schuchardt, F., Li, G., Guo, R., Zhao, Y. (2011). Effect of C/N ratio, aeration rate and moisture content on ammonia and greenhouse gas emission during the composting. *Journal of Environmental Sciences*, 23(10), 1754-1760.
- Kocatürk, N.P., Bruun, S., Jensen, L.S. (2013). Nutrient recovery from biogas digestate by adsorption and ion-exchange using clinoptilolite. Poster on RAMIRAN-Conference.
- Kolyagin, Y., Karasev, O. A. (1999). Root nutrition and the quality of sugarbeet. *Sakharnaya Svekla (Bulgaria)* 6, 11-12.
- Krogmann, U. & Körner, I. (2000). Technology and Strategies of Composting, in J. Klein and J. Winter (eds), *Environmental Processes III: Solid Waste and Waste Gas Treatment, Preparation of Drinking Water*, Wiley-VCH, 127–150.

Lafrance, C., Lessard, P. & Buelna, G. (1996). Evaluation de la filtration sur tourbe et compost pour le traitement de l'effluent d'une usine de compostage de résidus verts. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 23, 1041-1050.

Lashermes, G., Barriuso, E., Le Villio-Poitrenaud, M., Houot, S. (2012). Composting in small laboratory pilots: Performance and reproducibility. *Waste Management*, 32(2), 271-277.

Lefcourt, A.M., Meisinger, J.J. (2001). Effect of adding alum or zeolite to dairy slurry on ammonia volatilization and chemical composition. *Journal of Dairy Science*, 84, 1814-1821.

Li, Y., Li, W., Wu, C., Wang, K. (2013). New insights into the interactions between carbon dioxide and ammonia emissions during sewage sludge composting. *Bioresource Technology*, 136, 385–393.

LNE, Afdeling Lucht, Hinder, Risicobeheer, Milieu & Gezondheid (2006). Externe mestopslag: inventarisatie van opslagsystemen en bepaling van ammoniak-, lachgas- en methaanemissies uit deze systemen. 213p.

Lung, A. J., Lin, C.M., Kim, J.M., Marshall, M.R., Nordstedt, R., Thompson, N.P., Wei, C. I. (2001). Destruction of *Escherichia coli* O157:H7 and *Salmonella enteritidis* in cow manure composting. *Journal of Food Protection*, 64, 1309-1314.

Mumpton, F.A. (1999). La roca: Uses of Natural zeolites in agriculture and industry. *Geology, Mineralogy and Human Welfare* 96/7, 3463-3470.

Nienaber, J. A., Ferguson, R. B. (1994). Nitrate Concentration in the Soil Profile Beneath Compost Areas, in D. E. Storm and K. G. Casey (eds), *Proceedings of The Great Plains Animal Wastes. Conference on Confined Animal Production and Water Quality*, National Cattlemen's Association, Denver, 19–21 October 1994, 233-237.

Orffa (2002). Ammoniak en de varkensmestproblematiek. Een bijdrage van Orffa Belgium Feed NV, april 2002.

Parkinson, R., Gibbs, P., Burchett, S., Misselbrook, T. (2004). Effect of turning regime and seasonal weather conditions on nitrogen and phosphorus losses during aerobic composting of cattle manure. *Bioresource Technology*, 91, 171-178.

Peigné, J. & Girardin, P. (2003). Environmental impacts of farm-scale composting practices. *Water, Air, and Soil Pollution*, 153, 45–68.

Postnikov, A.V., Romanov, G.A., Loboda, B., Zekunov, A.V. (1996). A good substrate for green crops. *Kartofel' i Ovoshchi*, 5, 21-22.

Reubens, B., Willekens, K., Beeckman, A., De Neve, S., Vandecasteele, B., Delanote, L. (2013). Optimale aanwending van biologische mest voor een gezond biologisch gewas: Eindrapport. Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO Mededeling), 104 p.

Schröder, J.J., Uenk, D., de Visser, W. (2010). De beschikbaarheid van fosfaat uit de dikke fractie van gescheiden drijfmest. *Nota 661, Plant Research International B.V., Wageningen UR*.

Seymour, R.M. & Bourdon, M. (2003). Nutrient movement from a windrow of dairy bedding/leaf mulch compost. Proceedings of the 2003 Georgia Water Resources Conference, held April 23-24, 2003, at the University of Georgia.

Shah, G.A., Shah, G.M., Rashid, M.I., Groot, J.C.J., Lantinga, E.A. (2012). Effects of bedding additives on N losses during storage of cattle straw manure and maize N recovery after field application. In: Proceedings of international symposium on emissions of gas and dust from livestock, 10-13 June 2012, St-Malo, France.

Soumaré, M., Demeyer, A., Tack, F.M.G., Verloo, M.G. (2002). Chemical characteristics of Malian and Belgian solid waste composts. *Bioresource Technology*, 81, 97-101.

Sun, X.P, Lu, P., Jiang, T., Schuchardt, F., Li, G.X (2014). Influence of bulking agents on CH₄, N₂O, and NH₃ emissions during rapid composting of pig manure from the Chinese Ganqinfen system. *J. Zhejiang Univ Sci B.*, 15, 353-364.

Szanto, G.L., Hamelers, H.V.M., Rulkens, W.H., Veeken, A.H.M. (2006). NH₃, N₂O and CH₄ emissions during passively aerated composting of straw-rich pig manure. *Bioresource Technology*, 98, 2659-2670.

Ulen, B. (1993). Losses of nutrients through leaching and surface runoff from manure-containing composts. *Biological Agriculture & Horticulture*, 10, 29-37.

Vanden Nest, T. (2014). Long term use of different organic fertilizer types and impact on phosphorus leaching. PhD thesis, KU Leuven. In voorbereiding.

Vandecasteele, B., Reubens, B., Willekens, K., De Neve, S. (2014). Composting for Increasing the Fertilizer Value of Chicken Manure: Effects of Feedstock on P Availability. *Waste and Biomass Valorization*, 5, 491-503.

van Eekeren, N. (2014). Presentatie 'Vaste mest' voor sectorvakgroep vleesvee van Boerenbond, februari 2014, Louis Bolk Instituut.

Van Soest, P.J., Robertson, J.B., Lewis, B.A. (1991). Methods for dietary fibre, neutral detergent fibre and non-starch polysaccharides in relation to animal nutrition. *Journal of Dairy Science*, 74, 3583-3597.

Viaene, J., Reubens, B., Vandecasteele, B. & Willekens, K. (2014). Compostieren als valorisatievorm van reststromen in de Vlaamse land- en tuinbouw: knelpunten en opportuniteiten. ILVO mededeling 167. 66 p

Vanderreydt, R., De Fré, R., Swaans, W., Govaerts, J. (2004). Opstellen van procedures voor het meten van lachgas- en ammoniakemissies bij verschillende mestverwerkingstechnieken. VITO-studie, 2004/MIM/R/124, 159p.

Webber D.F., Mickelson, S.K., Whitman, B.D, Richard, T.L., Ahn, H. K. Livestock manure windrow composting runoff and infiltration characteristics from laboratory rainfall simulations (2011). *Compost Science & Utilization*, 19(1), 6-14.

Yang, F., Li, G.X, Yang, Q.Y., Luo, W.H. (2013). Effect of bulking agents on maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting. *Chemosphere*, 93, 1393-1399.

Zucconi, F. & de Bertoldi, M. (1987). Compost specification for the production and characterization of

compost from municipal solid waste. Compost, production, Quality and Use. Elsevier Applied Science, 30-50.