

# Wageningen UR Livestock Research

*Partner in livestock innovations*



Rapport 480

## LevensCyclusAnalyse (LCA) Pilot Mineralenconcentraten

Eindrapport

Mei 2011



**LIVESTOCK RESEARCH**  
**WAGENINGEN UR**

## Colofon

### Uitgever

Wageningen UR Livestock Research  
Postbus 65, 8200 AB Lelystad  
Telefoon 0320 - 238238  
Fax 0320 - 238050  
E-mail [info.livestockresearch@wur.nl](mailto:info.livestockresearch@wur.nl)  
Internet <http://www.livestockresearch.wur.nl>

### Redactie

Communication Services

### Copyright

© Wageningen UR Livestock Research, onderdeel van Stichting Dienst Landbouwkundig Onderzoek, 2011

Overname van de inhoud is toegestaan, mits met duidelijke bronvermelding.

### Aansprakelijkheid

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

Wageningen UR Livestock Research en Central Veterinary Institute, beiden onderdeel van Stichting Dienst Landbouwkundig Onderzoek vormen samen met het Departement Dierwetenschappen van Wageningen University de Animal Sciences Group van Wageningen UR (University & Research centre).

Losse nummers zijn te verkrijgen via de website.



De certificering volgens ISO 9001 door DNV onderstreept ons kwaliteitsniveau. Op al onze onderzoeksopdrachten zijn de Algemene Voorwaarden van de Animal Sciences Group van toepassing. Deze zijn gedeponeerd bij de Arrondissementsrechtbank Zwolle.

### Abstract

This study assessed the change in the environmental impact of producing and using the end products, including mineral concentrate, from several pilot facilities as mineral fertilizer and substrate for anaerobic digestion. The LCA methodology was applied to assess the environmental consequences of four pig and dairy cattle slurry scenario's. The scenarios were compared to a reference. Results showed that no mineral fertilizer was replaced in the scenarios. Without anaerobic digestion, no change in the environmental performance was observed for fattening pig slurry. Digestion reduced greenhouse gas emissions and fossil energy use. The sensitivity analysis showed higher ammonia and particulate matter emissions in all scenarios when processing more manure than only a surplus.

### Keywords

Manure, Treatment, Fertilizer, Solid fraction, LCA, Emissions, Greenhouse gas, Ammonia, Nitrate, Energy, Particulate matter

### Referaat

ISSN 1570 - 8616

### Auteur(s)

J.W. de Vries  
P. Hoeksma  
C.M. Groenestein

### Titel

LevensCyclusAnalyse (LCA) Pilot

Rapport 480

### Samenvatting

Dit rapport beschrijft de resultaten van de verandering in de milieubelasting ten gevolge van de productie en het gebruik van de eindproducten uit de pilotbedrijven mineralenconcentraat. De verandering is berekend met behulp van de LCA-methodiek en vier scenario's die zijn vergeleken met een vleesvarkens- en rundveedrijfmestreferentie. De resultaten laten zien dat binnen de gekozen systeemgrenzen geen of nauwelijks kunstmest werd vervangen. Zonder vergisting vond er geen tot weinig verandering in de milieubelasting plaats in het vleesvarkensdrijfmestscenario. Vergisting liet een reductie van de broeikasgasemissie en het fossiel energieverbruik zien. Uit de gevoeligheidsanalyse werd duidelijk dat bij meer mestverwerking dan alleen het overschot, de ammoniakemissie en fijnstofemissie steeg ten opzichte van de huidige praktijk.

### Trefwoorden

Drijfmest, mestbewerking, kunstmestvervanger, dikke fractie, LCA, emissies, broeikasgas, ammoniak, nitraat, energie, fijnstof



LIVESTOCK RESEARCH  
WAGENINGEN UR

Rapport 480

## LevensCyclusAnalyse (LCA) Pilot Mineralenconcentraten

## Life Cycle Assessment (LCA) Mineral Concentrates Pilot

J.W. de Vries

P. Hoeksma

C.M. Groenestein

Mei 2011



## Voorwoord

Deze rapportage beschrijft de resultaten van het deelonderzoek 'LevensCyclusAnalyse (LCA) Pilot Mineralenconcentraten' dat deel uitmaakte van het onderzoeksproject 'Pilots Mineralenconcentraten'. Dit deelonderzoek had als doel om de verandering in de milieubelasting te analyseren van de productie en het gebruik van mineralenconcentraten en andere eindproducten uit de verwerking van drijfmest. Het onderzoek is uitgevoerd door Wageningen UR Livestock Research.

De resultaten van het onderzoek kunnen gebruikt worden om het beleid rond wettelijke aansturing van het gebruik van dierlijke mest en kunstmest te ondersteunen. De deelrapportages en synthese die volgen uit alle deelonderzoeken zullen gebruikt worden voor discussiedoeleinden met de Europese Commissie in Brussel. Het onderzoek heeft zich daarmee gericht op toekomstige veranderingen en besluitvorming.

Graag willen wij Gerrit Kasper, Simone Radersma en Fridtjof de Buisonjé (allen Wageningen UR Livestock Research) bedanken voor hun inzet door het aanleveren van data tijdens het project. Daarnaast bedanken wij Imke de Boer van de leerstoelgroep Dierlijke Productiesystemen van Wageningen University voor het meedenken en discussiëren over de opzet van het onderzoek en de review van het tussenrapport. Wij willen Gerard Velthof (Alterra) bedanken voor zijn nuttige commentaar op het rapport en advies over emissiefactoren bij toediening. Naast deze mensen heeft ook een aantal internationale LCA-deskundigen van the University of Southern Denmark en the Technical University of Denmark hun input gegeven in discussie over de opzet van het onderzoek. Onze dank gaat ook naar hen uit.

Namens de auteurs,

Jerke de Vries



## Samenvatting

Het landbouwbedrijfsleven, het ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie en het ministerie van Infrastructuur en Milieu hebben gedurende 2009 en 2010, met instemming van de Europese Commissie, in een pilotproject de landbouwkundige, economische en milieukundige effecten onderzocht van de productie en het gebruik van het mineralenconcentraat ter vervanging van kunstmest. Het onderzoek bestond uit een aantal deelstudies waaronder een levenscyclusanalyse (LCA) waarvan in dit rapport de resultaten worden gepresenteerd.

Tijdens de levenscyclus (productie tot en met gebruik) van mineralenconcentraat vinden emissies plaats van bijvoorbeeld broeikasgassen en ammoniak en wordt fossiele energie verbruikt. Daarbij ontbrak het inzicht in hoe de emissies en het verbruik veranderen ten opzichte van de huidige praktijk waarin drijfmest en kunstmest gebruikt worden. De LCA-studie had tot doel om dit inzicht te verschaffen door de onderzoeksvraag te beantwoorden: 'Wat is de verandering in de milieubelasting van de productie en het gebruik van de eindproducten uit de pilotbedrijven mineralenconcentraat in combinatie met drijfmest en kunstmest ten opzichte van het gebruik van drijfmest en kunstmest?'. De milieubelasting werd uitgedrukt in vijf milieu-indicatoren: broeikasgasemissie, ammoniakemissie, nitraatuitspoeling, fijnstofemissie en fossiel energieverbruik. De emissie van fosfaat werd niet meegenomen in het onderzoek, omdat verwacht werd dat deze niet zou veranderen als gevolg van de productie en het gebruik van mineralenconcentraat.

In het onderzoek is gebruik gemaakt van de consequential benadering van LCA. Dit betekent dat alle veranderingen die plaatsvonden in de milieubelasting door de productie en het gebruik van de eindproducten uit de pilotinstallaties binnen de systeemgrenzen vielen en werden meegenomen in de analyse. De systeemgrens liep vanaf de opslag van de drijfmest tot en met de afzet en toediening van de drijfmest en eindproducten. Afzet en toediening vond plaats via vier afzetkanalen: regio of eigen bedrijf op bouwland (eigen bedrijf in het geval van rundveedrijfmest), regio of eigen bedrijf op grasland, buiten de regio op bouwland en export op bouwland.

Om de verandering in de milieubelasting te berekenen zijn vier scenario's opgesteld, drie voor vleesvarkens- en één voor rundveedrijfmest. De uitkomsten van deze scenario's zijn vergeleken met een referentiescenario voor beide drijfmestsoorten dat de huidige praktijk weerspiegelt. De vergelijking vond plaats op basis van de functionele eenheid, 1 ton drijfmest met gelijke samenstelling. De scenario's voor vleesvarkensdrijfmest waren:

- scenario 1 (Sc1V): centraal verwerken van een overschot aan drijfmest door middel van mechanische scheiding, flotatie en omgekeerde osmose en vervolgens distributie en toediening van de eindproducten;
- scenario 2 (Sc2V): gelijk aan scenario 1, inclusief het vergisten van de dikke fractie;
- scenario 3 (Sc3V): centraal verwerken van een overschot aan drijfmest met centrifuge, ultrafiltratie en omgekeerde osmose en het vergisten van dikke fractie in combinatie met het concentraat uit ultrafiltratie.

Voor rundveedrijfmest was dit:

- scenario 1 (Sc1R): het vergisten van alle drijfmest en het verwerken van het overschot aan digestaat door centrifuge, ultrafiltratie en omgekeerde osmose op het eigen bedrijf.

De keuze van de uitgangspunten van de LCA-studie was een essentieel onderdeel van de analyse. Keuzes voor de uitgangspunten werden gemaakt op basis van discussies met de projectgroep, met experts en op basis van literatuur. De volgende uitgangspunten betreffende afzet en toediening van de eindproducten werden gehanteerd: vleesvarkensdrijfmest werd toegediend in de akkerbouw, rundveedrijfmest op grasland en bouwland. In de uitgangssituatie werd alleen het overschot aan drijfmest verwerkt. Voor ieder afzetkanaal gold een gelijkblijvende gewasbehoefte aan N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> en K<sub>2</sub>O. Hierbij golden de wettelijke gebruiksnormen voor N en P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> uit dierlijke mest. Deze werden zoveel mogelijk met dierlijke mest opgevuld. Het mineralenconcentraat mocht worden toegediend bovenop de gebruiksnorm dierlijke mest, maar onder de maximale gebruiksnorm. Daarbij werd alle mineralenconcentraat in de regio toegediend en zoveel mogelijk aangevuld met de andere mestproducten. Ongeplaatste producten werden afgezet buiten de regio en/ of buiten Nederland.

De LCA-studie is uitgevoerd op basis van gegevens uit de deelonderzoeken, die in het kader van het pilotproject werden uitgevoerd: monitoring van de pilotbedrijven, deskstudie naar landbouwkundige en milieukundige effecten, veldproeven naar stikstofwerking en economische analyse. Verder werd gebruik gemaakt van gegevens uit literatuur en van experts. De massaverdeling en verdeling van nutriënten en organische stof, werden berekend met een massabalans. Het kunstmestgebruik in de referenties is berekend aan de hand van twee standaard bedrijven: een akkerbouwbedrijf en een melkveebedrijf. Het kunstmestgebruik in de scenario's werd berekend als het verschil tussen de gift aan nutriënten uit de mestproducten en de behoefte aan nutriënten zoals berekend in de referentie. Emissies ten gevolge van elektriciteitsproductie, kunstmestproductie, toediening van mestproducten en transport werden gehaald uit de Ecoinvent-database.

De resultaten van de LCA laten zien dat het totale gebruik van kunstmest als gevolg van de productie en het gebruik van mineralenconcentraat niet veranderde ten opzichte van de referenties, maar dat het kunstmestgebruik verschoof naar andere regio's dan waar het mineralenconcentraat werd gebruikt. Regionaal werd minder kunstmest gebruikt, maar extern werd meer kunstmest gebruikt. Dit werd veroorzaakt doordat de vraag naar nutriënten bij ieder afzetkanaal gelijk bleef. Hierdoor werd een lagere gift aan nutriënten uit mestproducten bij een afzetkanaal in de verwerkingsscenario's gecompenseerd door kunstmest.

De milieubelasting in het vleesvarkensdrijfmestscenario zonder vergisting vertoonde geen of weinig verandering ten opzichte van de referentie. Vergisting van de dikke fractie reduceerde de broeikasgasemissie met 12% en het fossiel energieverbruik met 22%. De vergisting van dikke fractie en concentraat uit ultrafiltratie reduceerde deze met respectievelijk 15 en 34%. De emissie van ammoniak- en fijnstof en de nitraatuitspoeling veranderde niet tot weinig (<3%) ten opzichte van de referentie. In het geval van rundveedrijfmest toonde het scenario een reductie van 67% van de broeikasgasemissie ten opzichte van de referentie als gevolg van een kortere opslagduur van drijfmest en de productie van elektriciteit uit vergisting. Het fossiel energieverbruik daalde 107% ten gevolge van vergisting. De ammoniakemissie steeg in Sc1R met 27%. Dit kwam hoofdzakelijk door de opslag en het gebruik van digestaat en in mindere mate door verwerking, opslag en toediening van eindproducten. Vergisting verhoogde het aandeel minerale stikstof in het digestaat waardoor een hogere ammoniakemissie plaatsvond. Omdat ammoniak een precursor van fijnstof is, steeg fijnstof mee met de ammoniakemissie; de fijnstofemissie was 16% hoger ten opzichte van de referentie.

Uit de analyse per processtap in de keten werd duidelijk dat de broeikasgasemissie uit de drijfmestopslag daalde door een kortere opslagduur in alle scenario's. De broeikasgasemissie uit verwerking en opslag van de eindproducten steeg in Sc1V en Sc1R, omdat de dikke fractie werd opgeslagen en niet vergist werd zoals in Sc2V en Sc3V, waardoor meer lachgas ontstond. De totale broeikasgasemissie bij de toediening van producten en kunstmestgebruik veranderde niet of nauwelijks ten opzichte van de referentie. Broeikasgasemissie uit transport werd gehalveerd, maar had slechts een kleine bijdrage in de totale broeikasgasemissie. Het fossiel energieverbruik daalde door vergisting. Het voordeel van elektriciteitsproductie uit vergisting werd deels opgeheven door de vraag naar energie tijdens de verwerking en opslag. Het fossiel energieverbruik door transport daalde in de vleesvarkensdrijfmestscenario's 29 - 46% ten opzichte van de referentie. Dit kwam door een lager totaal gewicht dat getransporteerd werd over lange afstanden. De ammoniakemissie uit de drijfmestopslag in de vleesvarkensdrijfmestscenario's daalde doordat er geen buitenopslag plaatsvond. Daarentegen steeg de ammoniakemissie door de verwerking en opslag en door de toediening van de eindproducten waardoor in het geheel geen verandering plaatsvond ten opzichte van de referentie. De fijnstofemissie bleef daarmee ook onveranderd. De totale nitraatuitspoeling veranderde niet ten opzichte van de referentie, maar verschoof tussen toedieningslocaties. De uitspoeling binnen en buiten de regio varieerde maximaal 4%.

Er werd een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd om de invloed te toetsen van een aantal parameters en onderliggende aannames op het eindresultaat en de conclusies. De getoetste parameters waren: opslagduur van drijfmest en daarmee de methaanemissie, hoeveelheid verwerkte mest of digestaat, ammoniakemissie tijdens verwerking, stikstofwerkingscoëfficiënt van het mineralenconcentraat, transportafstanden, restwarmtebenutting uit de vergisting en de elektriciteitsbron. Tabel S1 presenteert de resultaten van de gevoeligheidsanalyse.



Het verwerken van alle drijfmest of digestaat had invloed op alle milieu-indicatoren. In Sc1V werden alle indicatoren hoger dan de referentie behalve de nitraatuitspoeling. De nitraatuitspoeling steeg alleen in het rundveedrijfmestscenario, omdat meer dikke fractie op bouwland met een hogere uitspoelingsfractie werd geplaatst. De transportafstanden beïnvloedden hoofdzakelijk het fossiel energieverbruik (10 - 271%), maar zorgden niet voor een verandering in de conclusie. Door restwarmtebenutting daalde de broeikasgasemissie en het fossiel energieverbruik verder in de scenario's met vergisting, maar de conclusies veranderden daardoor niet.

Tabel S1: Resultaten gevoeligheidsanalyse en de verandering in de conclusie

<b>Getoetste parameter en aanname</b>	<b>Verandering in conclusie</b>
Opslagduur van alle verwerkte drijfmest 3 maanden.	Hogere broeikasgasemissie in Sc1V.
Verwerken van alle drijfmest of digestaat in plaats van alleen het overschot.	Hogere broeikasgasemissie, ammoniak- en fijnstofemissie en fossiel energieverbruik in Sc1V. Hogere ammoniak- en fijnstofemissie in Sc2V en Sc3V. Hogere nitraatuitspoeling in Sc1R.
Ammoniakemissie tijdens verwerking 10% N.	Hogere ammoniak- en fijnstofemissie in Sc1V, Sc2V en Sc3V.
Stikstofwerkingscoëfficiënt van het mineralenconcentraat: 60% of 100%.	Geen verandering.
Transportafstanden langer en korter.	Geen verandering.
Restwarmte benutting uit de vergisting.	Geen verandering.
Elektriciteitsbron (gas of kolen).	Geen verandering.

Uit dit LCA-onderzoek werd geconcludeerd dat door de productie en het gebruik van mineralenconcentraat uit drijfmest ten opzichte van het gebruik van ruwe drijfmest en kunstmest in de huidige praktijk geen of nauwelijks kunstmest werd vervangen binnen de systeemgrenzen van dit onderzoek. De milieubelasting veranderde niet of nauwelijks wanneer alleen een overschot aan vleesvarkensdrijfmest verwerkt werd en er niet vergist werd. Alleen als vergisting werd toegepast kon de emissie van broeikasgassen en het fossiel energieverbruik gereduceerd worden. Dit effect werd versterkt wanneer restwarmte uit de vergisting benut werd. De emissie van ammoniak, fijnstof en de nitraatuitspoeling veranderden niet of weinig (maximaal 3%) bij de geteste vleesvarkensdrijfmestscenario's wanneer alleen een overschot aan drijfmest verwerkt werd.

Aanvullend werd op basis van de gevoeligheidsanalyse geconcludeerd dat het verwerken van alle vleesvarkensdrijfmest zonder vergisting de emissies naar het milieu verhoogde, behalve de nitraatuitspoeling. Hierdoor werd de milieubelasting van mestverwerking hoger vergeleken met de huidige praktijk. Met vergisting bleven de broeikasgasemissie en het fossiel energieverbruik lager dan in de referentie. Wanneer werd aangenomen dat de ammoniakemissie tijdens verwerking hoger was, steeg de ammoniak- en fijnstofemissie in de vleesvarkensdrijfmestscenario's tot boven de referentie. Bij een hogere methaanemissie uit de mestopslag werd in het vleesvarkensdrijfmestscenario zonder vergisting de emissie van broeikasgassen hoger. Een verandering van elektriciteitsbron (gas of kolen) had geen invloed op de conclusies.



## Summary

In 2009 and 2010, two Dutch ministries (Economic Affairs, Agriculture and Innovation, and Infrastructure and the Environment) and the agricultural industry in the Netherlands carried out a pilot project with approval of the European Commission. The aim of the project was to study the agricultural, economic and environmental effects of producing and using mineral concentrates from animal slurry as a replacement for mineral fertilizer. Eight pilot facilities producing the mineral concentrate were set up and studied, and four sub-studies investigated aspects of the production and use of their products. One study assessed the environmental consequences by means of Life Cycle Assessment (LCA). This report describes its findings.

During the life cycle of mineral concentrates (i.e. from their production until their application), emissions of pollutants such as greenhouse gases and ammonia occur. Additionally, fossil energy is used for processing and for processes such as transportation and application of the end product. Little is known about how these emissions and uses change if mineral concentrate and other end products (solid fraction, permeate, and concentrate from ultrafiltration) are applied in agriculture instead of slurry and mineral fertilizer. The LCA therefore aimed to provide insight into the change of the environmental impact by comparing the production and application of the end products from the pilot facilities, combined with application of animal slurry and mineral fertilizer, with application of only animal slurry and mineral fertilizer (i.e. current practice). To express the environmental impact, five environmental indicators were used: greenhouse gas emission, ammonia emission, nitrate leaching, particulate matter emission, and fossil energy use. Phosphate leaching and depletion was not considered as it was expected to be similar for both situations.

To assess all changes in the environmental impact related to the production and use of the end products from the pilot facilities, all products were included in the system examined (consequential approach to LCA). A cradle to grave approach was used, i.e. the system was defined as including everything from the slurry storage (after excretion) until the final distribution and application of slurry and its end products. Four distribution routes and application areas were considered: local application on an arable or dairy farm (arable land), local application on dairy farm (grassland), application on an arable farm elsewhere in the Netherlands, and application on an arable farm outside the Netherlands.

Four scenarios were used to assess the change in environmental impact. Three scenarios were for fattening pig slurry and one was for dairy cattle slurry. The results from the scenarios were compared to a reference for both slurry types reflecting current agricultural practice. To make the comparison, a functional unit (FU) of 1 ton slurry with the same composition was used. The scenarios for fattening pig slurry were:

- scenario 1 (Sc1V): processing the surplus of slurry in a cooperative plant by means of mechanical separation, flotation, and reverse osmosis. After processing, the end products were distributed and applied.
- scenario 2 (Sc2V): the same as in Sc1V but including anaerobic digestion of the solid fraction (remaining after liquid separation).
- scenario 3 (Sc3V): processing the surplus of slurry in a cooperative plant by decanting (or centrifugation), ultrafiltration, and reverse osmosis. In addition, the solid fraction and concentrate from ultrafiltration were anaerobically digested.

The scenario for dairy cattle slurry was:

- scenario 1 (Sc1R): anaerobic digestion of all the slurry, and processing the surplus of digestate (the material remaining after digestion) by means of: decanting, ultrafiltration, and reverse osmosis. The processing was on-farm.

Crucial to any LCA because they affect the outcome of the study are the chosen system boundaries and the underlying assumptions. The boundaries and assumptions in this LCA were based on discussions within the project group and with external experts, and on the literature. The main assumptions relating to the distribution and application of the end products investigated were: fattening pig slurry is applied only on arable land, whereas dairy cattle slurry is applied on grassland and arable land. It was assumed that the demand for nitrogen (N), phosphorus ( $P_2O_5$ ) and potassium ( $K_2O$ ) at every application area was identical in the references and the scenarios. In each application area the maximum legally permitted amounts of N and  $P_2O_5$  from animal slurry applied. It was permissible to apply mineral concentrate over and above the limit for animal slurry, but the permissible

limit for total N and P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> application still held. The mineral concentrate was used in the local area. The other manure products were applied in the local area as much as possible, depending on the application limits. If not all products could be applied locally, they were applied outside the area and, if necessary, outside the Netherlands.

The LCA used data obtained in the sub-studies of the pilot project, augmented with data from the literature and expert judgement. Mass balances were calculated in order to map all the mass and nutrient flows. The mineral fertilizer applications in the references were calculated on the basis of two defined standard farms: one arable and one dairy farm. Mineral fertilizer application in the scenarios was calculated by subtracting the nutrients applied in manure products in the scenario from the total nutrient application as calculated in the reference. Emission data related to processes such as electricity supply, production of mineral fertilizer, application of products and transportation were derived from the Ecoinvent database.

The results showed that compared to current practice, no mineral fertilizer was replaced when producing and applying mineral concentrate. The mineral fertilizer application rates only differed between the application areas: they decreased in the local application area, but increased in the more distant application area and outside the Netherlands. This was because of the assumption that nutrient demand was identical in all application areas in the references and scenarios. As a result, applying less nutrients via manure products increased the demand for mineral fertilizer and vice versa.

In the fattening pig slurry scenarios without digestion the environmental impact did not change. When the solid fraction was anaerobically digested, greenhouse gas emissions decreased by 12% and fossil energy use fell by 22%. Adding digestion of the solid fraction and concentrate from ultrafiltration reduced the emission of greenhouse gases by 15% and fossil energy use by 34%. Ammonia emission, particulate matter emission and nitrate leaching changed very little (<3%) compared to the reference situation. In the scenario with dairy cattle slurry, shorter slurry storage and anaerobic digestion resulted in greenhouse gas emissions decreasing by 67%. Fossil energy use decreased by 107%, meaning a net energy production, because there was no need to use electricity generated from fossil fuel. In the dairy cattle slurry scenario the ammonia emission increased by 27%. This was mainly due to storage and application of digestate and in lesser extent due to emissions from processing, storage, and application of the end products. Ammonia emissions increased when digestate was applied, because digestate contained more mineral nitrogen than undigested slurry. As ammonia is a precursor of particulate matter formation, the emission of particulate matter in the scenario was 16% higher than the emission from the reference.

The analysis of each process separately revealed that in all scenarios the greenhouse gas emissions decreased because animal slurry was stored for a shorter time period. In scenarios Sc1V and Sc1R, however, the processing and storage of the end products led to increased emissions because more nitrous oxide was emitted from the storage of solid fraction. This did not happen in Sc2V and Sc3V because the solid fraction was digested. Total greenhouse gas emission from application of the manure products did not change compared to the references. Greenhouse gas emissions from transportation were halved, but did not contribute much to the total emission. Fossil energy use decreased as a result of digestion, but this was partly counteracted by a higher demand for energy for processing. The energy consumed by transporting slurry and end products in the fattening pig scenarios fell between 29% and 46%, because lighter loads had to be transported for long distances. In the fattening pig scenarios, exclusion of covered outside storage decreased the emission of ammonia. However, emissions increased as a result of slurry processing, the storage, and application of the end products, with the result that net ammonia emission and net particulate matter emissions remained the same as the reference. Total nitrate leaching remained constant in the scenarios, but shifted between application areas in each scenario (maximum variation between application areas was 4%).

A sensitivity analysis was conducted to assess the influence of a number of parameters and underlying assumptions on the results and conclusions from comparing the scenarios with the references. The parameters tested related to slurry storage time and the associated methane emission, the amount of slurry or digestate processed, ammonia emission during processing and storage of the end products, nitrogen fertilizer value (NFV) of the mineral concentrate, transport distances, waste heat utilization from anaerobic digestion, and the source of electricity production. See Table S1.

Processing all the slurry or digestate, instead of only the surplus, increased all the environmental indicators. In Sc1V, all indicators except for nitrate leaching were higher than those of the reference for fattening pig slurry. Applying more solid fraction to arable land increased nitrate leaching in the dairy cattle slurry scenario, because arable land had a higher leaching fraction. Transport distances influenced fossil energy use by 10 – 271%, but did not affect the conclusions. Using the waste heat from anaerobic digestion reduced greenhouse gas emissions and fossil energy use, but did not change the conclusions.

**Table S1:** Results of the sensitivity analysis and changes of conclusions

<b>Parameter and assumption tested</b>	<b>Change in conclusion</b>
Slurry storage 3 months	Higher greenhouse gas emission in Sc1V.
Processing of all slurry or digestate instead of only the surplus.	Higher emissions of greenhouse gas and of ammonia and particulate matter emission, and higher fossil energy use in Sc1V. Higher ammonia and particulate matter emission in Sc2V and Sc3V. Higher nitrate leaching in Sc1R.
Ammonia emission 10% N during processing.	Higher ammonia and particulate matter emission in Sc1V, Sc2V, and Sc3V.
Nitrogen fertilizer value of the mineral concentrate varied: either 60% or 100%.	No change.
Shorter and longer transport distances.	No change.
Waste heat utilization from anaerobic digestion.	No change.
Electricity source (gas or coal).	No change.

From the LCA it was concluded that the production and application of mineral concentrate from animal slurry resulted in an equal application of mineral fertilizer compared to current agricultural practice. Merely processing the surplus of slurry from fattening pigs without applying anaerobic digestion did not change the environmental impact. Only if anaerobic digestion was added did greenhouse gas emission and fossil energy use decrease. Waste heat utilization further decreased greenhouse gas emissions and fossil energy use. In the scenarios for fattening pig slurry, ammonia and particulate matter emission and nitrate leaching changed very little (maximum of 3%) when only the manure surplus was processed.

From the sensitivity analysis it was also concluded that processing all fattening pig slurry without anaerobic digestion increased the environmental impact, except for nitrate leaching. When anaerobic digestion was included, greenhouse gas emission and fossil energy use were lower than in the reference system. Assuming higher ammonia emission during processing increased ammonia and particulate matter emission in the scenarios compared to current agricultural practice. Longer storage of slurry from fattening pigs without digestion also resulted in greenhouse gas emissions being higher than those from current practice. Changing the source of electricity from either gas or coal did not affect the conclusions.



# Inhoudsopgave

## Voorwoord

## Samenvatting

## Summary

<b>1</b>	<b>Inleiding</b> .....	<b>1</b>
1.1	Achtergrond en aanleiding .....	1
1.2	Probleem en onderzoeksvraag .....	2
1.3	Levenscyclusanalyse (LCA) .....	2
1.4	Leeswijzer .....	2
<b>2</b>	<b>Fase 1: Definitie van doel en reikwijdte</b> .....	<b>3</b>
2.1	Doel en geografische context .....	3
2.2	LCA-benadering en vergelijking van de milieubelasting .....	3
2.2.1	LCA-benadering en materialen .....	3
2.2.2	Functionele eenheid .....	3
2.2.3	Milieu-indicatoren .....	3
2.3	Systeemdefinitie mestketen en scenario's .....	4
2.3.1	Pilotbedrijven en verwerkingsstappen .....	4
2.3.2	Afbakening systeem .....	4
2.3.3	Uitgangspunten .....	5
2.3.4	Scenario's en clustering van technieken .....	6
<b>3</b>	<b>Fase 2: Data-inventarisatie</b> .....	<b>8</b>
3.1	Drijfmestsamenstelling .....	8
3.2	Drijfmest- en productopslag .....	8
3.2.1	Gasvormige emissies .....	9
3.2.2	Energieverbruik .....	10
3.3	Verwerking en vergisting .....	10
3.3.1	Verwerking .....	10
3.3.2	Vergisting .....	13
3.4	Verdeling van producten en transportafstanden .....	14
3.4.1	Verdeling van de producten .....	14
3.4.2	Transportafstanden .....	15
3.5	Toediening .....	16
3.5.1	Emissies tijdens en na toediening .....	16
3.5.2	Stikstofwerkingscoëfficiënten .....	17
3.5.3	Bemesting op standaardbedrijven .....	17
3.6	Achtergrondemissiedata .....	19
3.6.1	Kunstmestproductie .....	19
3.6.2	Energieproductie .....	19
3.6.3	Transport .....	19
3.6.4	Toediening .....	19
<b>4</b>	<b>Fase 3: Analyse van de milieubelasting</b> .....	<b>20</b>
4.1	Totaaloverzicht resultaten .....	20

4.2	Resultaten per processtap .....	22
4.2.1	Broeikasgasemissies .....	22
4.2.2	Fossiel energieverbruik .....	24
4.2.3	Ammoniakemissie .....	26
4.2.4	Nitraatuitspoeling .....	28
4.2.5	Fijnstofemissie .....	28
4.3	Gevoeligheidsanalyse .....	30
4.3.1	Opslagduur van drijfmest .....	30
4.3.2	Hoeveelheid verwerkte drijfmest of digestaat .....	31
4.3.3	Ammoniakemissie tijdens verwerking .....	33
4.3.4	Stikstofwerkingscoëfficiënt van het mineralenconcentraat .....	33
4.3.5	Transportafstanden .....	33
4.3.6	Restwarmtebenutting uit de vergisting .....	34
4.3.7	Elektriciteitsbron .....	35
4.3.8	Conclusies .....	35
<b>5</b>	<b>Fase 4: Interpretatie en discussie .....</b>	<b>37</b>
5.1	Mestverwerking en milieu in Nederland .....	37
5.2	Afbakening en uitgangspunten .....	38
5.2.1	Milieu-indicatoren .....	38
5.2.2	Mineralenconcentraat als 'kunstmestvervanger' .....	38
5.2.3	Vergisting .....	39
5.3	Gevoeligheid van de resultaten .....	40
<b>6</b>	<b>Conclusies .....</b>	<b>42</b>
	<b>Literatuur .....</b>	<b>44</b>
	<b>Bijlagen .....</b>	<b>49</b>
	Bijlage 1: Pilotbedrijven en data .....	49
	Bijlage 2: Methaanemissie uit de mestopslag .....	50
	Bijlage 3: Verdeling van drijfmest .....	53
	Bijlage 4: Data transportafstanden .....	54
	Bijlage 5: Berekening van de nitraatuitspoelingsfracties (EN) .....	55
	Bijlage 6: Beschrijving van de standaardbedrijven .....	56



# 1 Inleiding

## 1.1 Achtergrond en aanleiding

Verwerking van dierlijke mest wordt, naast voermaatregelen en export van mest, gezien als mogelijkheid om de druk op de mestmarkt in Nederland te verlichten. Een van de mogelijkheden is dat mest wordt gescheiden en dat het mineralenconcentraat, dat ontstaat uit omgekeerde osmose (OO) van de dunne fractie, gebruikt wordt als kunstmestvervanger.

Het mineralenconcentraat is een via een industrieel proces vervaardigde meststof conform de definitie van kunstmest in de Nitraatrichtlijn. Het is te verwachten dat het concentraat andere kenmerken heeft dan dierlijke mest. Maar tegelijk valt het concentraat ook onder de definitie van dierlijke mest uit de Nitraatrichtlijn, zelfs na bewerking. En daarmee blijft gebruik ervan beperkt door de gebruiksnormen voor dierlijke mest.

Het landbouwbedrijfsleven, het ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie en het ministerie van Infrastructuur en Milieu hebben gedurende 2009 en 2010, met instemming van de Europese Commissie, de landbouwkundige, economische en milieukundige effecten van de productie en gebruik van het mineralenconcentraat ter vervanging van kunstmest onderzocht. Dit past in het streven om tot een verantwoorde afzet van dierlijke meststoffen te komen en het past in het streven om mineralenkringen verder te sluiten. De gegevens uit het onderzoek dienen voor het overleg met de Europese Commissie over een eventuele permanente voorziening van gebruik van het mineralenconcentraat als kunstmestvervanger. Dit betekent dat mineralenconcentraat dan bovenop de gebruiksnorm voor dierlijke mest maar binnen de totale gebruiksnorm voor stikstof kan worden toegepast.

In de pilots namen acht producenten deel en honderden gebruikers. Elke producent beheert een installatie waarmee mineralenconcentraat wordt geproduceerd. De gebruikers zijn akkerbouwers en veehouders die het mineralenconcentraat als meststof gebruiken. De gegevens uit het onderzoek dienen ook voor het opstellen van technische dossiers van het concentraat. Dit technische dossier wordt gebruikt voor toetsing van de mineralenconcentraten aan de Europese regelgeving voor minerale meststoffen (EG-meststof<sup>1</sup>) en de nationale regelgeving door toetsing aan het Protocol 'Beoordeling stoffen Meststoffenwet' (Dijk *et al.*, 2009<sup>2</sup>).

Gedurende 2009 en 2010 zijn in het kader van de pilots de volgende studies uitgevoerd:

- Monitoring van de deelnemende mestverwerkingsinstallaties;
- Landbouwkundige en milieukundige effecten van toepassing van mineralenconcentraten en andere de producten uit deze installaties als meststof;
- Gebruikerservaringen en een economische analyse van het gebruik van mineralenconcentraten in de pilot;
- LevensCyclusAnalyse (LCA).

De pilots zijn eind 2010 met maximaal één jaar verlengd tot eind 2011. In 2011 wordt aanvullend onderzoek uitgevoerd op het gebied van de milieukundige effecten.

Het onderzoek werd gefinancierd door het productschap Zuivel, het productschap Vee en Vlees, het ministerie van EL&I en het ministerie van I&M. De regie van het onderzoek en gerelateerde zaken in de pilot vond plaats door het ministerie van EL&I, het ministerie van I&M, LTO en NVV.

In dit rapport staan de resultaten van de LCA over de jaren 2009 en 2010.

---

<sup>1</sup> EU, (2003) Verordening (EG) nr. 2003/2003 van het Europees parlement en de raad van 13 oktober 2003 inzake meststoffen.

<sup>2</sup> Dijk, van T.A., J.J.M. Driessen, P.A.I. Ehlert, P.H. Hotsma, M.H.M.M. Montforts, S.F. Plessius & O. Oenema, (2009). Protocol beoordeling stoffen Meststoffenwet, versie 2.1, Werkdocument 167, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur en Milieu, Wageningen, 74 p.

## 1.2 Probleem en onderzoeksvraag

Tijdens de productie en het gebruik (de levenscyclus) van mineralenconcentraat vinden emissies plaats van bijvoorbeeld broeikasgassen en ammoniak. Daarnaast wordt er energie verbruikt en eventueel geproduceerd. Daarbij ontbreekt het inzicht in hoe de emissies en verbruiken, inclusief de productie en transport van goederen, zoals kunstmest, veranderen ten opzichte van de huidige praktijk waarin drijfmest en kunstmest gebruikt worden. Deze ontbrekende kennis vormt de basis voor dit onderzoek en is vertaald in de volgende onderzoeksvraag:

*Wat is de verandering in de milieubelasting (broeikasgasemissie, ammoniakemissie, nitraatuitspoeling, fijnstofemissie en het fossiel energieverbruik) van de productie en het gebruik van de eindproducten uit de pilotbedrijven mineralenconcentraat in combinatie met drijfmest en kunstmest ten opzichte van het gebruik van drijfmest en kunstmest?*

## 1.3 Levenscyclusanalyse (LCA)

De levenscyclusanalyse (LCA) methodologie is een internationaal erkende methode om de milieubelasting van een product, keten of activiteit van het begin tot en met het eind van de levenscyclus (van wieg tot en met graf of wieg tot en met wieg) in kaart te brengen. De methode is gebruikt om de milieubelasting van de productie en het gebruik van mineralenconcentraat te berekenen. Dit is gedaan door de volgende fases (ISO-14040, 2006):

1. definitie van doel en reikwijdte van de studie;
2. inventarisatie van data;
3. analyse van de milieubelasting;
4. interpretatie van de uitkomsten.

## 1.4 Leeswijzer

Het rapport beschrijft het onderzoek volgens de vier fases. In fase 1 (hoofdstuk 2) wordt ingegaan op het doel en de afbakening van de studie. Hierin worden de afbakening van het systeem beschreven samen met de vastgestelde scenario's en algemene uitgangspunten. Fase 2 (hoofdstuk 3) betreft de inventarisatie van emissie- en verbruiksdata in de volledige keten. Deze data vormen de input voor fase 3 waarin de analyse van de milieubelasting een overzicht geeft van de uitkomsten (hoofdstuk 4). Vervolgens worden in fase 4 de resultaten geïnterpreteerd en bediscussieerd (hoofdstuk 5). Na de interpretatiefase volgen de conclusies (hoofdstuk 6).

## 2 Fase 1: Definitie van doel en reikwijdte

### 2.1 Doel en geografische context

Het doel van dit onderzoek is het beantwoorden van de onderzoeksvraag en daarmee inzicht te geven in de verandering van de milieubelasting (broeikasgasemissie, ammoniakemissie, nitraatuitspoeling, fijnstofemissie en het fossiel energieverbruik).

Nederland en West-Europa vormen de geografische focus van de studie. Data worden verzameld op basis van deze context.

### 2.2 LCA-benadering en vergelijking van de milieubelasting

#### 2.2.1 LCA-benadering en materialen

In dit onderzoek is gebruik gemaakt van de consequential benadering van LCA. Dit betekent dat alle veranderingen die plaatsvinden in de milieubelasting door de productie en het gebruik van de eindproducten, waaronder mineralenconcentraat, uit de pilotinstallaties zijn meegenomen in de analyse en binnen de systeemgrens vallen. Emissies die niet veranderen worden niet meegenomen (JRC, 2009; Thomassen *et al.*, 2008; Weidema *et al.*, 1999). Deze benadering zorgt ervoor dat inzicht wordt verkregen in mogelijke toekomstige veranderingen en afwentelingen in de milieubelasting als gevolg van de productie en het gebruik van het mineralenconcentraat en de overige eindproducten, dikke fractie en eventueel concentraat uit ultrafiltratie.

Om de verandering in de milieubelasting te berekenen zijn een aantal scenario's opgesteld (paragraaf 2.3.4). De uitkomsten van deze scenario's zijn vergeleken met een referentiescenario dat de huidige praktijk weerspiegelt.

Om de LCA-berekeningen uit te voeren is het programma 'SimaPro 7.2 (PréConsultants B.V., Nederland)' gebruikt in combinatie met de 'Ecoinvent v.2.2' database voor het modelleren van de scenario's (EcoinventCentre, 2007). De 'ReCiPe LCIA hiërarchische methode (v.1.04)' is gebruikt voor het karakteriseren van de eindresultaten (Goedkoop *et al.*, 2009). In paragraaf 2.2.3 wordt hier verder op ingegaan.

#### 2.2.2 Functionele eenheid

De functionele eenheid (FE) wordt gebruikt om de verschillende scenario's te vergelijken met de referentiesituatie. Het doel van de verwerking van drijfmest is het produceren van mineralenconcentraat met als bijproducten dikke fractie, permeaat en eventueel concentraat uit ultrafiltratie (UFC). Omdat de mestketen begint bij de geproduceerde drijfmest is gekozen om de milieubelasting uit te drukken per ton drijfmest met een gelijke samenstelling. De drijfmestsamenstelling die het systeem ingaat dient in alle scenario's gelijk te zijn om een vergelijking tussen de ketens mogelijk te maken en om verschillen in bijvoorbeeld emissies van ammoniak (NH<sub>3</sub>) en nitraat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) door een andere mestsamenstelling te voorkomen.

#### 2.2.3 Milieu-indicatoren

Om de milieubelasting van de scenario's uit te drukken zijn een aantal milieu-indicatoren geselecteerd. Deze indicatoren zijn gerelateerd aan de productie en het gebruik van dierlijke mest en worden verwacht te veranderen. De indicatoren betreffen:

1. Broeikasgasemissie: koolstofdioxide (CO<sub>2</sub>), lachgas (N<sub>2</sub>O) en methaan (CH<sub>4</sub>). De verandering in het klimaat is mogelijk het resultaat van de uitstoot van broeikasgassen door humane activiteiten die zorgen voor de opwarming van de aarde. De resultaten worden uitgedrukt in kg CO<sub>2</sub>-equivalenten (eq).
2. Emissie van ammoniak (NH<sub>3</sub>). Ammoniakuitstoot draagt bij aan de verzuring en wordt uitgedrukt in kg NH<sub>3</sub>.

3. Uitspoeling van nitraat (NO<sub>3</sub>). Nitraat draagt bij aan eutrofiering, of vermisting en beïnvloedt de drinkwaterkwaliteit van grondwater. Emissie van nitraat wordt uitgedrukt in kg NO<sub>3</sub>.
4. Uitstoot van fijnstof (PM<sub>10</sub>). Fijnstofemissie is het resultaat van verbrandingsprocessen en industriële verwerkingsprocessen. De uitstoot van fijnstof heeft een negatief effect op de humane gezondheid door de aantasting van onder andere de luchtwegen (RIVM, 2009). De resultaten worden gecategoriseerd in kg PM<sub>10</sub>-equivalenten, wat betekent dat fijnstofdeeltjes < 10 µm in de analyse worden inbegrepen. Daarnaast dragen ook andere stoffen bij aan de uitstoot van fijnstof door omzettingsprocessen, zoals bijvoorbeeld: NH<sub>3</sub>, 0,32 kg PM<sub>10</sub>-eq/ kg NH<sub>3</sub>; NO<sub>x</sub>, 0,22 kg PM<sub>10</sub>-eq/ kg NO<sub>x</sub> en SO<sub>2</sub>, 0,2 kg PM<sub>10</sub>-eq/ kg SO<sub>2</sub>. Om deze indicator te kwantificeren is gebruikt gemaakt van de ReCiPe-karakteriseringsmethode (v1.04) (Goedkoop *et al.*, 2009).
5. Fossiel energieverbruik. Energie wordt voor veel verschillende processen gebruikt. De bron van energie is voor het overgrote deel fossiel. Het energieverbruik uit fossiele bronnen hangt sterk samen met de uitstoot van CO<sub>2</sub>. De resultaten worden uitgedrukt in kg olie-equivalenten. Er wordt gerekend met 42 MJ per kg olie-eq (Goedkoop *et al.*, 2009).

Voor ieder scenario worden deze indicatoren gekwantificeerd door de emissies en het energieverbruik te bepalen gedurende iedere stap in de keten.

De emissie van fosfaat en zware metalen zijn buiten beschouwing gelaten, omdat de fosfaatemissie naar verwachting niet verandert (input is gelijk in alle scenario's). De milieukundige effecten van de toediening van zware metalen door de producten uit mestverwerking zijn in een ander deelonderzoek onderzocht (landbouwkundige en milieukundige effecten).

## 2.3 Systemedefinitie mestketen en scenario's

### 2.3.1 Pilotbedrijven en verwerkingsstappen

De mestverwerkingsinstallaties op de deelnemende pilotbedrijven omvatten een aantal verschillende verwerkingsstappen die we hier kort introduceren. Bedrijf A en H hadden beide co-vergisting voorafgaand aan de verwerking. De andere bedrijven richtten zich op de verwerking van drijfmest zonder co-vergisting. Mestverwerking bestond uit drie stappen: mechanische scheiding, behandeling van de dunne fractie en een eindbehandeling. Mechanische scheiding vond plaats door een centrifuge, zeefbandpers of vijzelpers. Behandeling van de dunne fractie vond plaats door ultrafiltratie of flotatie. De eindbehandeling betrof bij alle bedrijven omgekeerde osmose (OO). Voor nadere informatie over de pilotbedrijven wordt verwezen naar het rapport over monitoring van Hoeksma *et al.* (2011). Scheidingsresultaten voor de massa en nutriënten gebruikt in dit onderzoek worden besproken in hoofdstuk 3.

**Tabel 2.1:** Overzicht van de verwerkingsstappen van de acht betrokken pilotinstallaties (Hoeksma *et al.*, 2011).

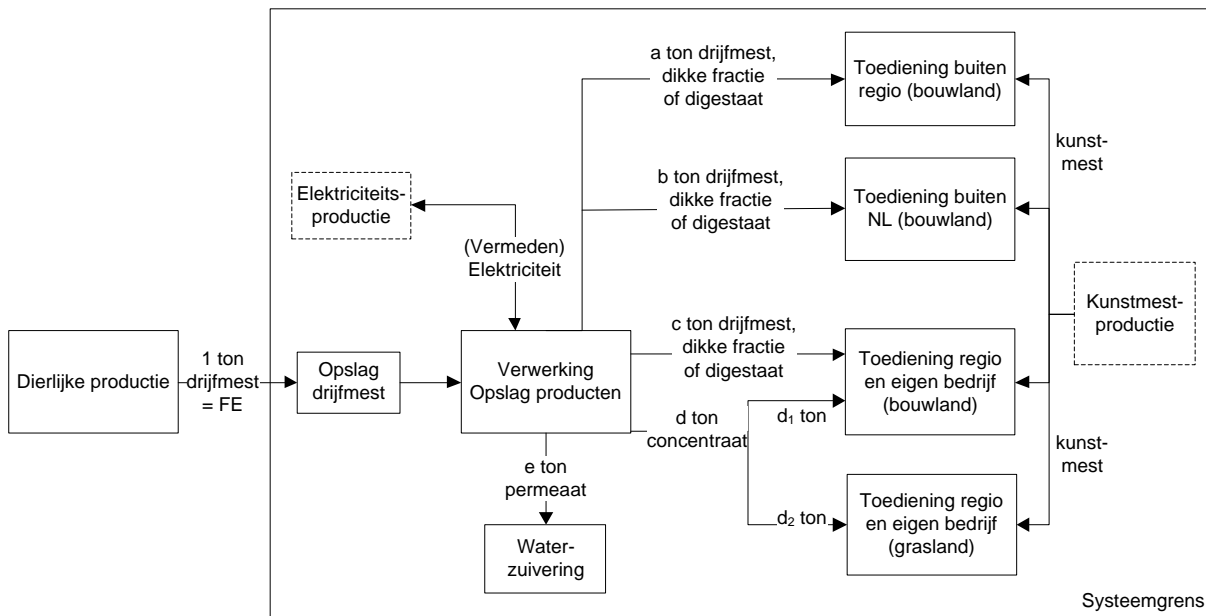
Bedrijf	Vorbewerking drijfmest	Mechanische scheiding	Behandeling dunne fractie	Eindbehandeling
A	Co-vergisting	Centrifuge	Ultrafiltratie	OO
B		Zeefbandpers	Flotatie	OO
C		Zeefbandpers	Flotatie	OO
D		Vijzelpers	Flotatie	OO
E		Vijzelpers	Flotatie	OO
F		Zeefbandpers	Flotatie	OO
G		Zeefbandpers	Flotatie	OO
H	Co-vergisting	Centrifuge	Ultrafiltratie	OO

OO = omgekeerde osmose

### 2.3.2 Afbakening systeem

De mestketen en de systeemgrens gehanteerd in deze studie zijn weergegeven in figuur 2.1. De input van 1 ton drijfmest (FE) komt uit de dierlijke productie. Aangenomen is dat de dierlijke productie niet beïnvloed wordt door de verwerking van drijfmest en daarom niet binnen de systeemgrens valt. Nadat

de drijfmest door het dier is geproduceerd wordt deze opgeslagen in de stal en vervolgens eventueel buiten de stal. Na (buiten)opslag en eventueel transport volgt de verwerking en/of vergisting van de mest. Bij vergisting wordt elektriciteit geproduceerd die als netstroom wordt afgezet. Voor de verwerking van drijfmest of digestaat (product dat overblijft na vergisting) is elektriciteit nodig die afgenomen wordt van het net. Na verwerking worden de eindproducten (mineralenconcentraat, dikke fractie, digestaat en concentraat uit ultrafiltratie) opgeslagen. Distributie van de eindproducten vindt plaats na de opslag waarna de toediening van de producten volgt. Afhankelijk van de mestsoort en op basis van nationale statistieken (Centraal Bureau voor de Statistiek) aangaande mestproductie en -transport is gekozen om de afzet en toediening te verdelen over vier afzetkanalen: toediening in de regio of op eigen bedrijf met onderscheid tussen grasland en bouwland, toediening buiten de regio en toediening buiten Nederland (NL) (Noord-Frankrijk, Duitsland). Dit betreffen conceptuele regio's die gedefinieerd zijn om de transportafstanden te bepalen. Verdere beschrijvingen van de regio's en de transportafstanden zijn gegeven onder de paragraaf Scenario's en in hoofdstuk 3. Transport (niet in figuur 2.1 weergegeven) vindt plaats tussen iedere schakel van de keten behalve wanneer de mestproductie en -verwerking plaatsvindt op het eigen bedrijf. Daarnaast wordt het permeaat (water dat vrijkomt na verwerking met OO) geloosd op het riool en afgevoerd naar een waterzuiveringsinstallatie. De veranderingen in de productie en het gebruik van kunstmest worden meegenomen in de analyse. Hierbij is uitgegaan van de gewasbehoefte aan stikstof (N), fosfaat (P) en kali (K) op een standaard gedefinieerd bedrijf (hoofdstuk 3).



**Figuur 2.1:** Mestketen en systeemgrens zoals beschouwd in deze studie inclusief productie en gebruik van kunstmest en elektriciteit. Pijlen representeren de stromen van producten (inclusief elektriciteit). FE = Functionele Eenheid.

### 2.3.3 Uitgangspunten

De uitgangspunten zijn een essentieel onderdeel van de LCA. Keuzes met betrekking tot de uitgangspunten zijn gemaakt op basis van discussie met de projectgroep, met experts en literatuur. Naast de analyse is er een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd om het effect van aantal parameters en onderliggende aannames op het eindresultaat te toetsen (hoofdstuk 4). Enkele uitgangspunten worden nader beschouwd in hoofdstuk 5.

Uitgangspunten voor de afzet en toediening van de eindproducten zijn:

- Voor ieder afzetkanaal in figuur 2.1 blijft de gewasbehoefte aan N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> en K<sub>2</sub>O gelijk. Dit geldt voor de referentie en voor mestverwerking.
- Vleesvarkensdrijfmest wordt toegediend in de akkerbouw (deels in het buitenland). Afzet van rundveedrijfmest gebeurt op het eigen bedrijf op grasland en bouwland of buiten de regio op bouwland.

- Bij de toediening gelden de wettelijke gebruiksnormen voor dierlijke mest: 170 kg N ha<sup>-1</sup>, en 250 kg N ha<sup>-1</sup> bij derogatie (in het geval van minimaal 70% grasland), 85 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup> op bouwland en 100 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup> op grasland. De gebruiksnormen op de standaardbedrijven worden zoveel mogelijk met dierlijke mest opgevuld, voordat afvoer plaatsvindt.
- Het mineralenconcentraat mag bovenop de gebruiksnorm voor dierlijke mest toegediend worden maar binnen de totale stikstofgebruiksnorm.
- In de mestverwerkingsscenario's wordt alleen de fractie drijfmest verwerkt die in de referentie buiten de regio afgezet of geëxporteerd wordt (het 'overschot'). Voor rundveedrijfmest is dit het overschot op het eigen bedrijf. In de gevoeligheidsanalyse is het effect van de verandering in het aandeel verwerkte drijfmest of digestaat bekeken.
- Het mineralenconcentraat wordt geheel binnen de regio afgezet. Daarna wordt ook de dikke fractie, het digestaat of onbewerkte deel drijfmest zoveel mogelijk binnen de regio afgezet tot wat maximaal mogelijk is volgens de gebruiksnormen. Het overige deel van de meststoffen wordt buiten de regio afgezet tot de volledige gebruiksnorm gevuld is, en zo nodig daarna buiten Nederland afgezet.
- Alle producten worden binnen de landbouw afgezet.
- Stikstof en fosfaat zijn leidend bij de verdeling van de producten. Kalium volgt afhankelijk van de stikstof- en fosfaatverdeling.

Overige uitgangspunten:

- Gekozen is om te rekenen met vleesvarkensdrijfmest en rundveedrijfmest.
- Deze studie richt zich op het centraal verwerken van vleesvarkensdrijfmest en eventueel vergisten van eindproducten. Vergisting en verwerking van rundveedrijfmest vindt plaats op bedrijfsniveau.
- Uitgangspunt is dat tijdens de opslag en verwerking van de drijfmest en eindproducten geen verlies van NO<sub>3</sub>, fosfaat en kalium optreedt. Tijdens verwerking vindt geen methaanemissie plaats.
- Aangenomen is dat 10% van de organisch gebonden stikstof mineraliseert naar minerale stikstof tijdens de opslag van drijfmest (Velthof *et al.*, 2009).
- In het geval van co-vergisting is alleen de energieopbrengst van het 'mestdeel' van het substraat beschouwd. Energieopbrengst en milieubelasting vanuit het gebruik van co-substraten (bijv. mais of glycerine) is buiten beschouwing gelaten.
- De milieubelasting van de productie van kapitale goederen wordt meegenomen voor vergisting (onder andere de productie van de vergister), transport (onder andere de productie van de vrachtwagen), toediening en de productie van kunstmest en elektriciteit.
- Aangenomen is dat drijfmest, digestaat, mineralenconcentraat en concentraat uit ultrafiltratie (UFC) emissiearm worden toegediend met een zodenbemester op grasland en een bouwlandinjecteur op bouwland. Dikke fractie wordt toegediend met een vaste mestverspreider en direct ondergewerkt.
- Aangenomen is dat tijdens alle transport geen verliezen optreden uit de meststoffen.
- CO<sub>2</sub> emissies uit de koolstofvoorraad in de bodem ten gevolge van de toediening van drijfmest en kunstmest zijn niet bij de analyse inbegrepen. Daarnaast zijn bewerkingen zoals ploegen en zaaibedbereiding niet meegenomen.

### 2.3.4 Scenario's en clustering van technieken

Om de onderzoeksvraag te beantwoorden zijn een aantal scenario's voor de productie van mineralenconcentraten opgesteld. Hierbij is onderscheid gemaakt naar techniek en mestsoort. Omdat verschillen in de installaties, zoals de voorscheiding met een vijzelpers of zeefbandpers, weinig effect hebben op het eindresultaat van de hele keten zijn de systemen met vergelijkbare technieken geclusterd. Eén cluster betreft de bedrijven B t/m F<sup>3</sup> met vijzelpers of zeefbandpers en flotatie voorafgaand aan OO (Tabel 2.1). De andere twee bedrijven, A en H, met co-vergisting, centrifuge en ultrafiltratie voorafgaand aan OO, zijn in een apart scenario meegenomen, omdat de mestsoort (rundveedrijfmest voor F) en bewerkingstechniek verschillen van de andere installaties. Vleesvarkensdrijfmest- en rundveedrijfmestscenario's zijn afzonderlijk behandeld in verband met de

<sup>3</sup> Door een gebrek aan meetgegevens is bedrijf G buiten beschouwing gelaten (Hoeksma *et al.*, 2011).

verschillende meststellingen en managementpraktijk. Tabel 2.2 geeft een overzicht van de scenario's en de betrokken processen.

#### 2.3.4.1 Vleesvarkensdrijfmestscenario's

Voor vleesvarkensdrijfmest zijn de volgende scenario's opgesteld (tabel 2.2):

- *Referentie (Refv)*: drijfmest wordt toegepast in combinatie met kunstmest volgens de huidige landbouwpraktijk.
- *Scenario 1 (Sc1V)*: het centraal verwerken van het overschotdeel aan drijfmest op basis van pilotbedrijven B t/m F waarbij drijfmest wordt verwerkt tot de eindproducten: mineralenconcentraat, dikke fractie en OO-permeaat.
- *Scenario 2 (Sc2V)*: gelijk als in Sc1V inclusief het vergisten van de dikke fractie.
- *Scenario 3 (Sc3V)*: centraal verwerken van het overschotdeel aan drijfmest op basis van pilotbedrijf A. In dit scenario wordt drijfmest verwerkt en de dikke fractie samen met het concentraat uit ultrafiltratie (UFC) vergist. Dit resulteert in de volgende eindproducten: mineralenconcentraat, digestaat en OO-permeaat. Het biogas wordt verbrand in een warmtekrachtkoppeling (WKK) waarmee elektriciteit wordt geproduceerd.

#### 2.3.4.2 Rundveedrijfmestscenario's

Voor rundveedrijfmest zijn de volgende scenario's opgesteld (tabel 2.2):

- *Referentie (RefR)*: rundveedrijfmest wordt toegediend in combinatie met kunstmest volgens de huidige landbouwpraktijk.
- *Scenario 1 (Sc1R)*: op eigen bedrijf vergisten van de volledige ton drijfmest en het verwerken van het digestaat zoals in pilotbedrijf H. Het biogas wordt verbrand in een WKK om elektriciteit te produceren. Uiteindelijk levert de installatie de volgende eindproducten op: mineralenconcentraat, dikke fractie, UF-concentraat en OO-permeaat.

**Tabel 2.2:** Scenario's met de voorkomende processtappen in de keten.

	Processtap in de keten					
	Opslag mestkelder	Buiten-opslag	Verwerken	Vergisten	Opslag producten	Toedienen mest/producten
<b>Vleesvarkensdrijfmest</b>						
Referentie (RefV)	X	X	-	-	-	X
Scenario 1 (Sc1V)	X	-	X	-	X	X
Scenario 2 (Sc2V)	X	-	X	X <sup>a</sup>	X	X
Scenario 3 (Sc3V)	X	-	X	X <sup>b</sup>	X	X
<b>Rundveedrijfmest</b>						
Referentie (RefR)	X	-	-	-	-	X
Scenario 1 (Sc1R)	X	-	X	X <sup>c</sup>	X	X

'X' betekent dat het proces in de keten voorkomt, '-' betekent dat dit niet het geval is.

<sup>a</sup> Vergisten van alleen dikke fractie.

<sup>b</sup> Vergisten van het concentraat uit ultrafiltratie en dikke fractie.

<sup>c</sup> Vergisten van drijfmest.

### 3 Fase 2: Data-inventarisatie

In dit hoofdstuk wordt per processtap in de keten een overzicht gegeven van alle emissiedata en aannames die gebruikt zijn voor de berekening. De data beschrijven zoveel mogelijk de situatie in de scenario's. Daarnaast worden data gerapporteerd die in de gevoeligheidsanalyse zijn gebruikt.

#### 3.1 Drijfmestsamenstelling

Tabel 3.1 presenteert de samenstelling van de vleesvarkens- en rundveedrijfmest die is gebruikt in deze studie. Om tot de drijfmestsamenstelling na excretie te komen, was de samenstelling uit KWIN (2009-2010) gecorrigeerd voor de emissie uit de opslag inclusief koolstofdioxide (tabel 3.2). Er was gekozen om gebruik te maken van een gemiddelde samenstelling in plaats van gemeten samenstellingen uit de pilotbedrijven. Dit is gedaan om aan te sluiten bij de drijfmestsamenstellingen gebruikt voor het bepalen van de standaard bedrijven (bijlage 6) en omdat deze samenstelling een breder aantal bedrijven en systemen representeert. Dit impliceert dat de samenstelling van de drijfmest geen invloed had op de vergelijking van de milieubelasting tussen de referentie en mestverwerking. De verandering in de samenstelling door opslag en de verdeling van de componenten naar de eindproducten wordt beschreven in paragraaf 3.3.1.1.

**Tabel 3.1:** Samenstelling van door dieren uitgescheiden mest (excretie) op basis van KWIN (2009-2010) en gecorrigeerd voor gasvormige emissies.

	DS kg ton <sup>-1</sup>	OS kg ton <sup>-1</sup>	Ntot kg ton <sup>-1</sup>	Nmin kg ton <sup>-1</sup>	Norg kg ton <sup>-1</sup>	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> kg ton <sup>-1</sup>	K <sub>2</sub> O kg ton <sup>-1</sup>	ρ kg m <sup>-3</sup>
<b>Vleesvarkens- drijfmest</b>								
(KWIN, 2009-2010)	90	60	7,2	4,2	3,0	4,2	7,2	1040
Na excretie	94	64	9,3	6,0	3,3	4,2	7,2	1040
<b>Rundveedrijfmest</b>								
(KWIN, 2009-2010)	86	64	4,4	2,2	2,2	1,6	6,2	1005
Na excretie	92	70	4,8	2,4	2,4	1,6	6,2	1005

DS = droge stof, OS = organische stof, Ntot = totaal stikstof, Nmin = minerale stikstof, Norg = organisch gebonden stikstof, ρ = soortelijk gewicht.

#### 3.2 Drijfmest- en productopslag

Bij vleesvarkens is uitgegaan van huisvesting (zonder uitloop) met een gedeeltelijke roostervloer (60% rooster). De drijfmest werd gedurende de winterperiode opgeslagen (september t/m februari) en gedurende het groeiseizoen afgevoerd en uitgereden. Daarnaast vond in de referentie voor vleesvarkensdrijfmest na opslag in de mestkelder nog tijdelijke opslag in een buitenopslag plaats (tabel 2.2). De buitenopslag was een betonnen silo met overkapping. In de situatie met verwerking werd de drijfmest niet buiten opgeslagen. Opslagduur en afvoer worden verder beschreven in paragraaf 3.2.2 en bijlage 2.

De huisvesting van rundvee bestond uit een standaard ligboxenstal met een volledige roostervloer en een mestkelder. Van het melkvee in Nederland wordt 95% in zo'n stal gehouden (CBS, 2008a). Ook hier gold dat de drijfmest werd opgeslagen tijdens de winterperiode en werd uitgereden in het groeiseizoen. Er is uitgegaan van een bedrijf dat werkt met beperkt weiden gedurende mei t/m oktober. Dat betekent dat gedurende deze maanden een derde van de drijfmest in de weide terecht kwam (bijlage 2). Emissies van drijfmest die in de weide terechtkwamen zijn niet meegenomen.

Mineralenconcentraat, concentraat uit ultrafiltratie en digestaat werden opgeslagen in een overdekte silo. Dikke fractie werd opgeslagen in een open loods. Gedurende de opslag traden emissies op van onder andere ammoniak en methaan.



### 3.2.1 Gasvormige emissies

Tijdens de opslag van drijfmest en eindproducten traden stikstofverliezen op in de vorm van ammoniak ( $\text{NH}_3$ ), lachgas ( $\text{N}_2\text{O}$ ), stikstofmonoxide ( $\text{NO}$ ) en stikstofgas ( $\text{N}_2$ ). Tabel 3.2 toont deze emissiefactoren alsmede die van methaan en de literatuurbronnen.

**Tabel 3.2:** Emissiefactoren van stikstof en methaan tijdens de opslag en verwerking van drijfmest en eindproducten met TAN = Totaal ammoniakale stikstof, VVDM = vleesvarkensdrijfmest, RDM = rundveedrijfmest, DF = dikke fractie, UFC = concentraat uit ultrafiltratie, MC = mineralenconcentraat, Dig = digestaat,  $\text{CH}_{4\text{lang}}$  = methaanemissie tijdens lange opslag (3 maanden) en  $\text{CH}_{4\text{kort}}$  = methaanemissie gedurende korte opslag (1 maand)

Emissie	Eenheid	Opslag mestkelder		Buitenopslag		Verwerking	Opslag eindproducten		
		VVDM	RDM	VVDM	RDM		DF	UFC/MC	Dig
$\text{NH}_3\text{-N}$	% TAN	27 <sup>a</sup>	10 <sup>a</sup>	2% N <sup>a</sup>	-	-	4 % N		
$\text{N}_2\text{O-N}$	% TAN	0,13 <sup>a</sup>	0,15 <sup>a</sup>	-	-	-	2% N <sup>a</sup>	-	0,1% N <sup>b</sup>
$\text{N}_2\text{-N}$	% TAN	1,3 <sup>a</sup>	1,5 <sup>a</sup>	-	-	-	10% N <sup>a</sup>	-	1% N <sup>b</sup>
NO-N	% TAN	0,13 <sup>a</sup>	0,15 <sup>a</sup>	-	-	-	2% N <sup>a</sup>	-	0,1% N <sup>b</sup>
$\text{CH}_{4\text{lang}}$	kg ton <sup>-1</sup>	1,33 <sup>c</sup>	3,32 <sup>c</sup>	-	-	-	-	-	-
$\text{CH}_{4\text{kort}}$	kg ton <sup>-1</sup>	0,29 <sup>c</sup>	0,21 <sup>c</sup>	0,17 <sup>c</sup>	-	-	0,004 <sup>d</sup>	0,014 <sup>d</sup>	0,17 <sup>c</sup>

<sup>a</sup> (Groenestein *et al.*, 2011).  $\text{N}_2\text{-N}$  en  $\text{NO-N}$  emissie naar verhouding ten opzichte van  $\text{N}_2\text{O-N}$  emissie zoals beschreven in Oenema *et al.* (2001).

<sup>b</sup>  $\text{N}_2\text{O-N}$  emissie op basis van IPCC (2006b).  $\text{N}_2\text{-N}$  en  $\text{NO-N}$  emissie naar verhouding ten opzichte van  $\text{N}_2\text{O-N}$  emissie zoals beschreven in Oenema *et al.* (2001)

<sup>c</sup> (Mol en Hilhorst, 2003).

<sup>d</sup> Mosquera *et al.* (2010).

Voor de ammoniakemissie uit verwerking en opslag is gerekend met 4% van de totale stikstof die emitteert (2 maal de emissie uit buitenopslag). Door de verwerking en de opslag van de eindproducten ontstaat een groter emitterend oppervlak (contactoppervlak met de buitenlucht). Dit zorgt naar verwachting voor een hogere ammoniakemissie ten opzichte van de opslag van drijfmest. In de gevoeligheidsanalyse is het effect op het eindresultaat van een groter verlies aan stikstof tijdens de verwerking getoetst.

Uit recent onderzoek van Mosquera *et al.* (2010) werd duidelijk dat tijdens de opslag van dunne fractie vrijwel geen lachgas vrijkomt. Aangenomen is dat de emissies van stikstof uit de opslag van UFC en mineralenconcentraat alleen in de vorm van ammoniak voorkwam. Naar verwachting zal er wel lachgasemissie, stikstofmonoxide en stikstofgas optreden uit de opslag van dikke fractie door middel van denitrificatie. De emissiefactor van lachgas tijdens de opslag van dikke fractie is gebaseerd op emissie uit de opslag van vaste mest (Groenestein *et al.*, 2011). De  $\text{N}_2\text{-N}$  en  $\text{NO-N}$  emissies zijn bepaald naar verhouding van emissies uit vaste mestopslag zoals beschreven in Oenema *et al.* (2001) (verhouding  $\text{N}_2\text{O-N} : \text{NO-N} : \text{N}_2\text{-N} = 1:1:5$ ). De  $\text{N}_2\text{O-N}$  emissie is gebaseerd op IPCC (2006b). De  $\text{N}_2\text{-N}$  en  $\text{NO-N}$  emissies zijn bepaald naar verhouding van emissies uit drijfmestopslag zoals beschreven in Oenema *et al.* (2001) (verhouding  $\text{N}_2\text{O-N} : \text{NO-N} : \text{N}_2\text{-N} = 1:1:10$ ).

Naast de directe  $\text{N}_2\text{O}$  emissies zijn ook de indirecte emissies van  $\text{N}_2\text{O}$  meegenomen. Deze emissies ontstaan als gevolg van omzettingen van stikstofverbindingen afkomstig van  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NH}_3$  en  $\text{NO}_3$  (IPCC, 2006a; Oenema *et al.*, 2001). Voor de indirecte lachgasemissie afkomstig van ammoniak en stikstofoxiden geldt een emissie van 0,01 kg  $\text{N}_2\text{O-N}$  per kg ( $\text{NH}_3 + \text{NO}_x$ ) en voor nitraat een emissie van 0,0075 kg  $\text{N}_2\text{O-N}$  per kg  $\text{NO}_3$  (IPCC, 2006a). Hierbij is aangenomen dat de stikstofoxiden alleen bestaan uit  $\text{NO}$  (Wesnæs *et al.*, 2009).

In de mest- en productopslag wordt een deel organische stof afgebroken en omgezet in onder andere methaan ( $\text{CH}_4$ ) en koolstofdioxide ( $\text{CO}_2$ ). De  $\text{CO}_2$  emissie uit drijfmest maakt net als de respiratoire  $\text{CO}_2$  deel uit van de kort-cyclische koolstofkringloop (biogene koolstof) die niet bijdraagt aan het broeikaseffect en is daarom buiten de berekeningen gehouden.

De methaanemissies uit mestopslagen zijn afhankelijk van verschillende factoren waaronder mestsamenstelling, opslagsysteem, entmateriaal (materiaal met actieve methanogene bacteriën dat achterblijft na het legen van de kelder), temperatuur en opslagduur. Omdat verwacht werd dat de

emissies uit de kelder veranderen ten gevolge van het verwerken van drijfmest was het van belang een nauwkeurige inschatting van de methaanemissie te krijgen. De Tier 1 waarden in IPCC (2006a) zijn gebaseerd op een grove benadering waarin emissies worden geschaald in ranges van opslagduur van kleiner dan een maand en groter dan een maand (IPCC, 2006a). Andere data sloten niet precies aan bij de in dit rapport beschreven scenario's en zijn afhankelijk van lokale of landspecifieke situaties.

Om data te verkrijgen die aansluiten bij de systeemkenmerken is gebruik gemaakt van een model voor methaanemissieberekeningen uit mestopslagen (Mol en Hilhorst, 2003). Voor de invoer van het model zijn gegevens gebruikt zoals de duur van de opslag, de momenten van uitrijden en beweiding. De gegevens worden in bijlage 2 beschreven. Tabel 3.2 presenteert de berekende methaanemissiefactoren voor de mestopslagen. Er is onderscheid gemaakt tussen lange (3 maanden) en korte opslag in de mestkelder (1 maand). Voor de buitenopslag van vleesvarkensdrijfmest is een methaanemissie van 0,17 kg CH<sub>4</sub> per ton berekend. Deze emissiefactor is ook gebruikt voor de opslag van digestaat die overeenkomt met emissies uit de literatuur (Mol en Hilhorst, 2004).

Onderzoeksgegevens over de methaanemissie uit de opslag van dikke en dunne fractie geven geen consistent beeld over de hoogte van de emissie. Er is gekozen om op basis van Mosquera *et al.* (2010) de methaanemissie uit de opslag van de producten te bepalen. Ten opzichte van de methaanemissie uit varkensdrijfmestopslag is de emissie uit de opslag van de dikke fractie een factor 42 lager en uit de opslag van dunne fractie een factor 12 lager (Tabel 15 in Mosquera *et al.* (2010)). De emissiefactor voor buitenopslag van drijfmest is gedeeld door een factor 42 en 12 om tot de emissiefactor voor de opslag van respectievelijk dikke fractie en concentraat te komen.

Endogene methaanemissie ten gevolge van fermentatie in het verteringsstelsel van melkvee en vleesvarkens is niet meegenomen, omdat dit buiten de systeemgrens valt (hoofdstuk 2).

### 3.2.2 Energieverbruik

Energieverbruik tijdens de opslag bestaat voornamelijk uit het verpompen en/ of roeren van drijfmest en de eindproducten. Het energieverbruik is aangenomen als 1,7 kWh ton<sup>-1</sup> drijfmest tijdens opslag in de kelder en 0,5 kWh ton<sup>-1</sup> materiaal voor de buitenopslagen van zowel drijfmest als eindproducten (Wesnæs *et al.*, 2009).

## 3.3 Verwerking en vergisting

### 3.3.1 Verwerking

Tijdens de verwerking wordt drijfmest of digestaat gescheiden en ontwaterd. Het is nodig om te weten hoeveel van de N, P en K van de drijfmest in de eindproducten terecht komt om de samenstelling te bepalen van de eindproducten. Daarnaast vinden er emissies plaats tijdens verwerking en wordt energie verbruikt. De gebruikte gegevens worden in deze paragraaf beschreven.

#### 3.3.1.1 Scheidingsresultaten en eindproductsamenstellingen

Voor de LCA-berekening was het nodig om een volledig sluitende massabalans (voor hoeveelheden en samenstellingen van N, N<sub>min</sub>, P en K) te hebben van het gehele systeem (inclusief opslag, verwerking etc.), omdat alle emissie en verliezen gekwantificeerd werden en traceerbaar moesten zijn. De massabalans was berekend op basis van de samenstellingen en hoeveelheden van de verwerkte producten uit Hoeksma *et al.* (2011). Bijlage 1 toont de gebruikte gegevens. De resultaten voor de verdeling van de massa over de eindproducten worden in tabel 3.3 gepresenteerd. In Sc1V en Sc2V was het gemiddelde genomen van het cluster bedrijven (B t/m F zoals beschreven in Hoofdstuk 2). Voor bedrijf A<sup>4</sup> (Sc3V) zijn de massascheidingsresultaten berekend op basis van de totale input en

<sup>4</sup> De situatie van bedrijf A is sterk veranderlijk geweest gedurende de onderzoeksperiode. In deze studie is uitgegaan van de situatie waarin UFC en dikke fractie vergist werden met als eindproducten mineralenconcentraat, digestaat en OO-permeaat (zie uitgangspunten hoofdstuk 2).

output van de verwerkingsinstallatie zoals die bekend waren op 10-9-2010 (Hoeksma en Buisonjé, 2010).

Om tot de verdelingsfractie van N, N<sub>min</sub>, P, K en organische stof (OS) over de producten te komen (tabel 3.3.) waren vier stappen uitgevoerd:

1. 1 ton drijfmest (input) was vermenigvuldigd met het massascheidingsresultaat om tot een hoeveelheid eindproduct te komen.
2. De hoeveelheid van ieder eindproduct is vermenigvuldigd met de N, N<sub>min</sub>, P, K en OS samenstelling van het betreffende eindproduct uit Hoeksma *et al.* (2011).
3. Alle berekende hoeveelheden N, N<sub>min</sub>, P en K en OS uit stap 2 zijn opgeteld tot een totaal.
4. De hoeveelheid N, N<sub>min</sub>, P, K en OS per product uit stap 2 werd gedeeld door de totale hoeveelheid N, N<sub>min</sub>, P, en OS in alle producten zoals berekend in stap 3.

In formulevorm ziet dit er als volgt uit (voorbeeld voor N):

$$N_{\text{tot prod}} = \sum(M_{\text{sch prod } i} \times N_{\text{samenst prod } i}) \quad (\text{Eq.1})$$

Waarbij:

$N_{\text{tot prod}}$  = totale N in alle producten

$M_{\text{sch prod } i}$  = massascheidingsresultaat voor product i (Hoeksma *et al.*, 2011)

$N_{\text{samenst prod } i}$  = N samenstelling van product i (Hoeksma *et al.*, 2011).

Vervolgens is het scheidingsresultaat van N (verdeling van de N uit drijfmest over de eindproducten) voor ieder product berekend door:

$$\%N_{\text{prod } i} = M_{\text{sch prod } i} \times N_{\text{samenst prod } i} / N_{\text{tot prod}} \quad (\text{Eq.2})$$

Waarbij:

$\%N_{\text{prod } i}$  = de fractie N van het totaal in product i.

De berekende samenstellingen van de eindproducten worden gepresenteerd in tabel 3.3.

**Tabel 3.3:** Scheidingsresultaten en berekende samenstellingen van drijfmest en eindproducten

Product	M sch. res. <sup>a,b</sup> (%)	OS sch. res. <sup>a,b</sup> (%)	N; Nmin: P; K sch. res. <sup>a,b</sup> (%)	DS <sup>a</sup> (kg ton <sup>-1</sup> )	OS <sup>a</sup> (kg ton <sup>-1</sup> )	Ntot <sup>a</sup> (kg ton <sup>-1</sup> )	Nmin <sup>a</sup> (kg ton <sup>-1</sup> )	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (kg ton <sup>-1</sup> )	K <sub>2</sub> O (kg ton <sup>-1</sup> )	ρ (kg m <sup>-3</sup> )
<b>VVDM<sup>a</sup></b>	-	-	-	90,0	60,0	7,60	4,60	4,2	7,20	1040
<b>Sc1 &amp; Sc2V</b>										
VVDM 2 <sup>a</sup>	-	-	-	90,4	60,4	7,63	4,63	4,20	7,20	1040
DF	19	88	45; 28; 95; 19	416	278	14,9	3,68	20,8	7,24	-
MC	39	12	53; 70; 5; 79	27,1	18,1	9,90	7,77	0,50	14,7	1031
Permeaat	42	0	2; 3; 0; 1	0,17	0,11	0,32	0,27	0,02	0,22	1001
Digestaat <sup>c</sup>	-	-	-	351	213 <sup>c</sup>	17,1	7,25	20,8	7,20	-
<b>Sc3V</b>										
MC	17	5	20; 27; 2; 27	24,6	16,4	8,90	7,02	0,50	11,5	1031
Digestaat	50	95	78; 70; 98; 72	172	180	11,2	5,92	8,22	10,4	-
Permeaat	29	0	2; 3; 0; 1	0,40	0,27	0,54	0,43	0,02	0,31	1001
<b>RDM<sup>a</sup></b>	-	-	-	86,0	64,0	4,40	2,20	1,60	6,20	1005
<b>Sc1R</b>										
DF	24	67	40; 27; 85; 25	237	176	5,83	1,62	5,66	6,48	-
MC	7	7	12; 23; 1; 25	87,5	65,1	7,18	7,18	0,33	22,5	1031
UFC	44	26	48; 50; 14; 49	51,3	38,1	4,44	2,66	0,49	6,93	1031
Permeaat	25	0	0; 0; 0; 0	0,0	0,0	0,01	0,01	0,01	0,07	1001

<sup>a</sup> VVDM = vleesvarkensdrijfmest in de referentie (inclusief buitenopslag) (KWIN, 2009-2010), VVDM 2 = vleesvarkensdrijfmest die verwerkt wordt (exclusief buitenopslag) (berekend uit KWIN (2009-2010) en de verliezen uit de stal), RDM = rundveedrijfmest (KWIN, 2009-2010), M = massa, OS = organische stof, DS = droge stof, Ntot = totaal stikstof, Nmin = minerale stikstof, sch. res. = scheidingsresultaat (berekend op basis van Hoeksma *et al.* (2011)).

<sup>b</sup> In Sc3V is de ontbrekende fractie van de som van de gescheiden massa fracties, biogas (4%). Waar de som van 100% niet exact bereikt wordt is dit te wijten aan afrondingen.

<sup>c</sup> Digestaat na vergisten van de dikke fractie. Berekend op basis van 50% C in de organische stof fractie, 37,5 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> ton<sup>-1</sup> dikke fractie (60% CH<sub>4</sub> in het biogas) en een opslagemissie van 0,17 kg CH<sub>4</sub> ton<sup>-1</sup>.

### 3.3.1.2 Emissies

Emissies die optreden tijdens de verwerking zijn beschreven in hoofdstuk 3.2.1.

### 3.3.1.3 Energieverbruik

Tijdens de verwerking van de drijfmest werd energie verbruikt. Op basis van de pilotbedrijven is een gemiddeld energieverbruik per ton ingaande drijfmest berekend over de gehele verwerking. Dit betrof  $9,0 \text{ kWh ton}^{-1}$  drijfmest met een minimum en maximum van respectievelijk  $7,8$  en  $11,5 \text{ kWh ton}^{-1}$  drijfmest. Voor bedrijf A was het gemiddelde  $11,1 \text{ kWh ton}^{-1}$  mest (informatie uit de pilots). Door een gebrek aan gegevens voor bedrijf H is aangenomen dat het energieverbruik gelijk was aan bedrijf A, omdat de installaties gelijkwaardige zijn.

### 3.3.1.4 Additionele middelen en waterzuivering

Tijdens de verwerking van drijfmest werden onder andere flocculanten gebruikt voor het scheiden van de dikke en dunne fracties. Daarnaast waren reinigingsmiddelen nodig, zoals zuren en logen. Op basis van de pilotbedrijven is een gemiddelde hoeveelheid benodigd flocculant, zuur en loog berekend en meegenomen in de analyse (jaar 2009). Per ton drijfmest werd  $0,39$  liter flocculant (polyacrylamide),  $0,081$  liter  $\text{H}_2\text{SO}_4$  en  $0,022$  liter NaOH gebruikt. Aangenomen was dat dit voor alle scenario's gelijk was behalve voor bedrijf H waar  $0,2$  kg flocculant per ton drijfmest gebruikt werd (Hoeksma *et al.*, 2011). De productie van deze middelen was meegenomen in de analyse op basis van gegevens uit de Ecoinvent-database (EcoinventCentre, 2007). Daarnaast werd een transportafstand van  $150$  km aangenomen voor deze producten.

Het OO-permeaat (water dat overblijft na omgekeerde osmose) werd op het riool geloosd. Dit is voor ieder scenario aangenomen en meegenomen in de analyse (proces: 'Treatment, sewage, to wastewater treatment, class 3/CH' uit de Ecoinvent-database).

## 3.3.2 Vergisting

### 3.3.2.1 Uitgangspunten installatie

In de vleesvarkensdrijfmestscenario's Sc2V en Sc3V en het rundveedrijfmestscenario Sc1R kwam vergisting voor. Omdat in dit onderzoek alleen het mestdeel van het substraat werd beschouwd, konden hierdoor de gegevens uit de pilotbedrijven niet direct vertaald worden naar de scenario's, omdat er in de pilotbedrijven co-substraten mee werden vergist. De vergisting was daarom gemodelleerd op basis van literatuurgegevens. Er is uitgegaan van een bedrijfsschaalvergister voor alle scenario's (Timmerman *et al.*, 2005).

Tijdens het vergistingsproces wordt een deel van de organische stikstof omgezet in minerale stikstof. Het gevolg is dat er meer risico op ammoniakemissie bestaat tijdens opslag en toediening. Aangenomen is dat  $20\%$  van de Norg mineraliseert (Ovinge, 2008; Schröder *et al.*, 2008).

### 3.3.2.2 Methaanopbrengst en energielevering- en verbruik

Voor de vergisting van dikke fractie uit vleesvarkensdrijfmest was een methaanopbrengst van  $35 - 40 \text{ m}^3 \text{ ton}^{-1}$  materiaal toegepast waarvan het gemiddelde is gebruikt (Timmerman *et al.*, 2009). Bij scenario 3 van vleesvarkensdrijfmest was aangenomen dat de vergisting van de dikke fractie en het UFC samen een gelijke methaanproductie opleverde als vleesvarkensdrijfmest. Hier is gerekend met  $12 - 16 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \text{ ton}^{-1}$  drijfmest waarvan het gemiddelde is genomen (Timmerman *et al.*, 2009; Leeden *et al.*, 2003). Per ton rundveedrijfmest werd gemiddeld  $13 \text{ m}^3 \text{ CH}_4$  geproduceerd (Boheemen, 2006)

De energieproductie uit de geproduceerde methaan is berekend aan de hand van de calorische waarde van methaan en de efficiëntie van de verbrandingsmotor en generator. Er is gerekend met een calorische waarde van  $34,1 \text{ MJ m}^{-3}$  methaan en een energetische efficiency van  $80\%$  en een elektrische efficiency van  $35\%$  (Leeden *et al.*, 2003).

Naast energieproductie werd er energie verbruikt tijdens de vergisting. Deze energie werd gebruikt voor onder andere roeren, pompen, verwarmen en het in bedrijf houden van apparatuur. Aangenomen was dat het stroomverbruik  $66 \text{ MJ ton}^{-1}$  materiaal bedroeg en het warmteverbruik  $110 \text{ MJ ton}^{-1}$  (Berglund en Börjesson, 2006). De geproduceerde elektriciteit werd volledig geleverd aan het net. De gebruikte energie werd van het net gehaald. De warmte voor het vergistingsproces werd uit de eigen installatie gehaald. Restwarmtebenutting werd niet meegenomen, maar is in de gevoeligheidsanalyse verder onderzocht.

### 3.3.2.3 Emissies

Tijdens de vergisting van drijfmest en het verbranden van het biogas traden emissies op van onder andere  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  en  $\text{NO}_x$ . Er is een  $\text{CH}_4$  emissie berekend van 1,5% van de totaal geproduceerde hoeveelheid methaan (Vries *et al.*, 2010; IPCC, 2006a; Zwart *et al.*, 2006). Deze verliezen zijn te wijten aan onder andere lekverliezen uit de installatie (1%) en methaanslip uit de gasmotor (0,5%, dit is onverbrand methaan wat uit de uitlaat komt). Naast methaan komt er  $\text{N}_2\text{O}$  en  $\text{NO}_x$  vrij tijdens de verbranding van het biogas. Dit is aangenomen als respectievelijk  $0,1 \text{ kg N}_2\text{O TJ}^{-1}$  energie en  $0,42 \text{ g NO}_x \text{ m}^{-3}$  biogas (IPCC, 1997; VROM, 2010).

## 3.4 Verdeling van producten en transportafstanden

### 3.4.1 Verdeling van de producten

Om de distributie van de drijfmest en eindproducten te modelleren is er een distributiemodel opgesteld. Er is bepaald hoe de fracties van de drijfmest (in de referenties) en de fracties van de eindproducten (in de scenario's) zich verdelen over de afzetroutes (pijlen a, b, c en d in figuur 2.1). Om tot een verdeling van de drijfmeststromen te komen in de referenties is gebruik gemaakt van gegevens van het Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS).

#### 3.4.1.1 Vleesvarkensdrijfmest

Omdat verwacht werd dat in de praktijk alleen een overschot aan drijfmest verwerkt gaat worden (in verband met kosten en afzet) is er een gemiddelde overschotfractie berekend op provincieniveau. In de uitgangssituatie werd alleen dit overschotdeel verwerkt. In de gevoeligheidsanalyse is het effect van het verwerken van alle mest getoetst. Alle aanvoer, afvoer en gebruikte vleesvarkensmest per provincie in Nederland over de periode van 2005 t/m 2008 is geanalyseerd (CBS, 2011). Van de regio's met een overschot aan drijfmest (hogere productie dan gebruik) is berekend welke fractie van de geproduceerde drijfmest in de regio werd gebruikt en welke fractie werd afgevoerd (bijlage 3). Daarbij is aangenomen dat de fractie drijfmest die gebruikt is in de regio daar ook geproduceerd werd. Vervolgens is het gemiddelde overschot van de provincies met een overschot berekend. Gemiddeld werd 61% van de geproduceerde drijfmest binnen de provincie gebruikt en 39% daarbuiten.

Op basis van CBS-cijfers is geschat hoeveel vleesvarkensdrijfmest naar het buitenland gaat door het verschil te nemen van de totale productie (6,66 miljoen ton) en het totale gebruik van vleesvarkensdrijfmest (6,48 miljoen ton) van alle provincies. Dit betrof 2,71% van de totale productie. In de referentie is aangenomen dat dit deel van de drijfmest geëxporteerd werd naar Noord-Frankrijk en Duitsland (Luesink, 2009). Emissies voor hygiëniseren en transport zijn meegenomen in de analyse.

In de scenario's met de productie en het gebruik van het mineralenconcentraat werd een deel van het concentraat op grasland toegediend. Dit blijkt uit de verkenning onder de gebruikers van het product (Velthof, 2009). Aangenomen is dat 56% van het concentraat naar grasland ging en 44% naar bouwland. Aan de hand van de gebruiksnormen is berekend dat bij het verwerken van 0,39 ton drijfmest in Sc1V en Sc2V, 0% van de dikke fractie of digestaat in de regio gebruikt kon worden, 98% van de dikke fractie buiten de regio toegediend kon worden en 2% geëxporteerd moest worden. In Sc3V was dit respectievelijk 0,95 en 5% voor toediening van dikke fractie in de regio, buiten de regio en in het buitenland.

### 3.4.1.2 Rundveedrijfmest

Voor rundveedrijfmest is berekend dat op het standaard bedrijf (paragraaf 3.5.3 en bijlage 6) 13,8% van de drijfmest afgevoerd moest worden. In het scenario werd deze overschotfractie, in de vorm van digestaat, verwerkt.

In het rundveedrijfmestscenario werd aangenomen dat de stromen van de eindproducten zich verdeelden over de fractie grasland en bouwland, op basis van de N-verdeling op bedrijfsniveau. Dit betekende dat 14% naar bouwland ging en 86% naar grasland. Alle dikke fractie werd op bouwland toegediend.

### 3.4.2 Transportafstanden

Tabel 3.4 geeft een overzicht van de gehanteerde transportafstanden voor de distributie van de drijfmest en de eindproducten. Deze afstanden zijn gebaseerd op afzetgegevens van de pilotbedrijven mineralenconcentraat die geregistreerd zijn door Dienst Regelingen in 2009 en cijfers uit de literatuur en schattingen. Bijlage 4 geeft een overzicht van de originele getallen uit de pilotbedrijven. Maximale en minimale waarden zijn gebruikt in de gevoeligheidsanalyse.

**Tabel 3.4:** Transportafstanden in km en methode van transport gebruikt in de scenario's voor de aanvoer van drijfmest en kunstmest en de afvoer van de eindproducten naar de verschillende regio's

	Aanvoer drijfmest (km)	Aanvoer kunstmest (km) <sup>c</sup>	Afvoer regio (km)	Afvoer buiten regio (km)	Afvoer buiten NL (km)
<b>Vleesvarkens-drijfmest</b>					
Referentie	0 <sup>a</sup>	50	31 <sup>b</sup>	120 <sup>b</sup>	200 <sup>d</sup>
Sc1V t/m 3V	13,9 <sup>b</sup>	50	31 <sup>b</sup>	120 <sup>b</sup>	200 <sup>d</sup>
<b>Rundvee-drijfmest</b>					
Referentie	0 <sup>a</sup>	50	1 <sup>e</sup>	10 <sup>e</sup>	-
Sc1R	0 <sup>a</sup>	50	1 <sup>e</sup>	10 <sup>e</sup>	-
Transport-methode <sup>f</sup>	Vrachtwagen >32 ton	Vrachtwagen 16 – 32 ton	Vrachtwagen >32 ton	Vrachtwagen >32 ton	Vrachtwagen 16 – 32 ton

<sup>a</sup> Geen aanvoer, drijfmest op eigen bedrijf.

<sup>b</sup> (DR, 2010). Aanvoer SC 1 t/m 3 is het gewogen gemiddelde van bedrijven A, B, C en F. Afvoer is het gemiddelde van bedrijven A t/m F.

<sup>c</sup> Afstand gebaseerd op Dekker *et al.* (2009).

<sup>d</sup> Schatting op basis van Kipon (2009), Luesink (2009) en Melse *et al.* (2004).

<sup>e</sup> Schatting.

<sup>f</sup> (EcoinventCentre, 2007).

Aanvoer van drijfmest van derden naar de verwerking gebeurde in de vleesvarkensdrijfmestscenario's met een vrachtwagen >32 ton (EcoinventCentre, 2007). De grootte van de vrachtwagen is van belang voor het energieverbruik en de emissie per afgelegde kilometer. Voor Sc1V t/m Sc3V zijn de aanvoerafstanden berekend op basis van het gemiddelde van bedrijven A, B, C en F, omdat deze bedrijven centraal verwerken en dit het uitgangspunt vormt. De afvoer is gebaseerd op gegevens van alle bedrijven. Afvoer binnen de regio is gebaseerd op de transportafstand van het mineralenconcentraat van dezelfde bedrijven (DR, 2010). Aangenomen is dat de afvoer binnen de regio met een vrachtwagen >32 ton gebeurde behalve voor rundveedrijfmest, omdat het aannemelijker was dat op het eigen bedrijf met een tractor werd gereden.

De binnenlandse transportafstand voor de afvoer buiten de regio werd op 120 km gesteld (DR, 2010). Dit betrof de afvoer van dikke fractie of digestaat. Hierbij is ervan uitgegaan dat de transportafstand van de drijfmest naar buiten de regio in de referentie gelijk was aan deze afstand. De transportafstand naar het buitenland werd geschat op 200 km op basis van economische inschatting en transportafstanden naar Duitsland en Noord-Frankrijk (Kipon, 2009; Luesink, 2009; Melse *et al.*, 2004). Bij het transport van drijfmest werd een vrachtwagen met een inhoud van meer dan 32 ton gebruikt. Voor de export en de aanvoer van kunstmest werd aangenomen dat er een vrachtwagen van 16 - 32 ton gebruikt werd, omdat in het buitenland andere reglementen gelden voor as-lasten.

Hygiëniseren, ofwel het doden van schadelijke bacteriën en zaden, van mestproducten is verplicht voor de export. Om drijfmest, dikke fractie of digestaat te hygiëniseren was ongeveer 24 kWh per ton aan energie nodig. Dit is op basis van 6 Euro energiekosten per ton en 0,25 cent per kWh (Melse *et al.*, 2004).

### 3.5 Toediening

#### 3.5.1 Emissies tijdens en na toediening

Tijdens en na toediening van de mestproducten traden emissies op van ammoniak, lachgas (direct en indirect), stikstofoxiden en nitraat. Tabel 3.5 presenteert de gebruikte emissiefactoren.

**Tabel 3.5:** Emissiefactoren van stikstof tijdens en na de toediening van drijfmest en eindproducten met TAN = Totaal ammoniakale stikstof, MC = mineralenconcentraat, UFC = concentraat uit ultrafiltratie, DF = dikke fractie, KAS = kalkammonsalpeter,  $N_2O-N_{dir}$  = directe lachgas emissie en  $N_2O-N_{ind}$  = indirecte lachgasemissie

Product	$N_2O-N_{dir}$ <sup>a</sup> % N		$N_2O-N_{ind}$ <sup>b</sup> % $NH_3-N$ + % $NO_3-N$		$NO-N$ <sup>c</sup> % N	$NH_3-N$ <sup>d</sup> % TAN	
	Gras	Bouwland				Gras	Bouwland
	Drijfmest/ digestaat	0,3; 1,0*	1,3	1	0,75	0,55	19
MC & UFC	0,5; 1,5*	2,0	1	0,75	0,55	14	1,4
DF	-	1,3	1	0,75	0,55	-	22
KAS	1,0; 3,0*	1,0	1	0,75	0,55	2,5	2,5

<sup>a</sup> (Velthof and Hummelink, 2011; Velthof and Mosquera, 2010). \* Emissiefactor bij toediening op veengrond.

<sup>b</sup> (IPCC, 2006a).

<sup>c</sup> (Stehfest and Bouwman, 2006).

<sup>d</sup> (Huijsmans *et al.*, 2011; Huijsmans and Hol, 2010).

De directe  $N_2O$  emissiefactoren voor drijfmest en digestaat kwamen uit een recente update van emissiefactoren (Velthof en Mosquera, 2010). Voor de  $N_2O$  emissie bij toediening van drijfmest en digestaat op veengrond is gerekend met 1% emissie van N. Voor kunstmest is gerekend met 3%  $N_2O$  emissie van N op veengrond (Velthof en Mosquera, 2010). De directe  $N_2O$  emissie voor mineralenconcentraat is vastgesteld op basis van de incubatieproeven in Velthof en Hummelink (2011) en de update emissiefactoren. Uit de incubatieproeven bleek dat de  $N_2O$  emissie over het algemeen een factor 1,5 hoger was ten opzichte van drijfmest. Voor mineralenconcentraat werd daarom een factor gehanteerd van 2,0% N voor de  $N_2O$  emissie op bouwland ( $1,3 * 1,5 = 2,0$  afgerond) en 0,5% N op grasland ( $0,3 * 1,5 = 0,5$ ). Dezelfde  $N_2O$  emissiefactoren voor mineralenconcentraat zijn gebruikt voor UFC. Voor de dikke fractie is dezelfde directe  $N_2O$  emissie gebruikt als voor drijfmest. De directe  $N_2O$  emissiefactor voor KAS is 1% van N (Huijsmans *et al.*, 2011). De emissie van NO was 0,55% van N op basis van Stehfest en Bouwman (2006).

De  $NH_3$  emissie van drijfmest en digestaat, dikke fractie en KAS kwamen uit Huijsmans *et al.* (2011). Er is daarbij uitgegaan van de meest voorkomende toedieningstechnieken. Dit is toediening met een zodenbemester op grasland voor drijfmest, digestaat, mineralenconcentraat en UFC. Voor toediening op bouwland werd voor deze producten een bouwlandinjecteur gebruikt. De dikke fractie werd toegediend met een vaste mestverspreider en ondergewerkt in een werkgang. Kunstmest werd gestrooid met een breedwerpige strooier. Emissies die optraden uit verbranding van diesel bij toediening zijn meegenomen in de analyse.

De absolute  $NH_3$  emissie bij toedienen van mineralenconcentraat is naar verwachting ongeveer gelijk aan die van drijfmest (Huijsmans en Hol, 2010; Velthof en Hummelink, 2011). Dit betekent dat de relatieve  $NH_3$  emissie van mineralenconcentraat lager is vergeleken met drijfmest. Op basis van de resultaten van Huijsmans en Hol (2010) is berekend dat de ammoniakemissie van mineralenconcentraat een factor 0,7 is van de emissie van drijfmest. De ammoniakemissiefactor van drijfmest is met deze factor vermenigvuldigd om tot de  $NH_3$  emissiefactor van mineralenconcentraat te komen.



De nitraatuitspoeling is berekend op basis van de totale N-input en de uitspoelingsfractie van het stikstofoverschot (bijlage 5). Hierdoor werd de nitraatmissie afhankelijk van de totale werkzame N die gegeven werd uit de drijfmest en producten. Bij een lagere werkingscoëfficiënt moet relatief meer N worden gegeven om aan dezelfde behoefte te voldoen en visa versa (afhankelijk van de gebruiksnormen). Per bodemsoort en management (bouwland of grasland) is een uitspoelingsfractie bepaald. Vervolgens zijn deze fracties gewogen naar bodemsoort op basis van voorkomen van bedrijven op de verschillende bodemsoorten (tabel 3.7 en bijlage 5).

### 3.5.2 Stikstofwerkingscoëfficiënten

De gebruikte stikstofwerkingscoëfficiënten (NWC's) zijn vermeld in tabel 3.6. De NWC's van de producten zijn gebruikt om de totale N-behoefte van het gewas te berekenen en om de benodigde N-kunstmest te bepalen. Er is gerekend met een gewogen gemiddelde NWC naar bodemsoort.

Er is uitgegaan van een NWC van 80% voor mineralenconcentraat in de uitgangssituatie<sup>5</sup>. Deze waarden zijn vastgesteld op basis van de tussenresultaten van het onderzoek mineralenconcentraat en expertkennis (Velthof, 2009, 2010). In de gevoeligheidsanalyse is het effect van een lagere en hogere NWC voor het concentraat getest. Voor mineralenconcentraat en dikke fractie uit rundveedrijfmest is de NWC naar verhouding van drijfmest met (45%) en zonder beweiding (60%) naar beneden bijgesteld in verband met beweiding als uitgangspunt (bijv. de NWC van mineralenconcentraat met beweiding:  $(80\% \times 45\%) / 60\% = 60\%$ ). Daarnaast is aangenomen dat de stikstofwerking van digestaat gelijk is aan die van drijfmest en dikke fractie vooraf aan vergisting. Uit onderzoek blijkt dat de kortetermijnwerking mogelijk hoger wordt, maar dat de langetermijnwerking van N niet verandert voor vergiste drijfmest ten opzichte van drijfmest (Schröder, 2005; Schröder, 2007). Daarnaast kan een potentiële hogere ammoniakemissie voor een netto gelijke werking zorgen (De Boer, 2008). Werking van  $P_2O_5$  en  $K_2O$  werd als 100% berekend.

**Tabel 3.6:** Stikstofwerkingscoëfficiënten van drijfmest en eindproducten voor toediening op grasland en bouwland per bodemsoort zand, klei en veen en gewogen naar bodemsoort.

Type mest \ bodem	Grasland				Bouwland		
	Zand	Klei	Veen	Gewogen <sup>d</sup>	Zand	Klei	Gewogen <sup>d</sup>
Vleesvarkensdrijfmest <sup>a</sup>	-	-	-	-	65%	60%	62%
Rundveedrijfmest <sup>a</sup>	45%	45%	45%	45%	65%	60%	62%
Dikke fractie uit VVDM <sup>b</sup>	-	-	-	-	55%	30%	41%
Dikke fractie uit RDM <sup>a</sup>	-	-	-	-	41%	23%	31%
Mineralenconcentraat <sup>c</sup>	80%	80%	80%	80%	80%	80%	80%
Mineralenconcentraat RDM <sup>c</sup>	60%	60%	60%	60%	60%	60%	60%
Digestaat dikke fractie <sup>a</sup>	-	-	-	-	55%	30%	41%
Digestaat drijfmest <sup>a</sup>	-	-	-	-	65%	60%	62%

VVDM = vleesvarkensdrijfmest, RDM = rundveedrijfmest.

<sup>a</sup> (DR, 2009). Dikke fractie uit rundveedrijfmest gecorrigeerd voor beweiding.

<sup>b</sup> NWC zand gebaseerd op vaste mest (DR, 2009). NWC klei gebaseerd op de tussentijdse resultaten van de pilot mineralenconcentratoren: Van Geel en Dijk in Velthof *et al.* (2009).

<sup>c</sup> (Velthof, 2009, 2010). Mineralenconcentraat uit rundveedrijfmest gecorrigeerd voor beweiding.

<sup>d</sup> Gewogen naar bodemsoort (voor wegingsfactoren zie tabel 3.7).

### 3.5.3 Bemesting op standaardbedrijven

#### 3.5.3.1 Bemesting op standaard rundvee- en akkerbouwbedrijf

De standaardbedrijven zijn gebruikt om het gebruik van dierlijke mest en kunstmest te bepalen. In Bijlage 6 staat een uitgebreide beschrijving van de vastgestelde rundvee- en akkerbouwbedrijven.

<sup>5</sup> De wettelijke NWC voor kunstmeststoffen is 100% (DR, 2009). In deze studie is in lijn met de proefresultaten uit de deelonderzoeken in de uitgangssituatie een NWC van 80% voor het mineralenconcentraat toegepast in plaats van 100%. In de gevoeligheidsanalyse is het effect bij een NWC van 100% en 60% getoetst.

tabel 3.7 presenteert de N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> en K<sub>2</sub>O giften zoals die plaatsvonden op de bedrijven. Er is gerekend met de gewogen getallen naar bodemsoort.

**Tabel 3.7:** Werkzame N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> en K<sub>2</sub>O giften uit dierlijke mest en kunstmest op de standaard rundvee- en akkerbouwbedrijven per grondsoort en gewogen naar grondsoort.

Bedrijf	Zand	Klei	Veen	Gew <sup>a</sup>	Dierlijke mest		Kunstmest	
Rundvee weiden	0,59 <sup>b</sup>	0,27 <sup>b</sup>	0,14 <sup>b</sup>	1				
kg N ha <sup>-1</sup>	233	273	259	247	111	45%	136	55%
kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ha <sup>-1</sup>	96	96	99	97	84	87%	13	13%
kg K <sub>2</sub> O ha <sup>-1</sup>	352	400	313	360	347	96%	13	4%
Akkerbouw	0,43 <sup>b</sup>	0,57 <sup>b</sup>	-	1				
kg N ha <sup>-1</sup>	150	201	-	179	91	51%	88	49%
kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ha <sup>-1</sup>	85	85	-	85	85	100%	0	0%
kg K <sub>2</sub> O ha <sup>-1</sup>	200	150	-	171	146	85%	26	15%

<sup>a</sup> Gew. = gewogen gemiddelde.

<sup>b</sup> Implementatiegraad voor de betreffende bodemsoort.

### 3.5.3.2 Kunstmesttoediening

Om de N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> en K<sub>2</sub>O gift uit kunstmest te bepalen in de huidige landbouwpraktijk (Referentie) is berekend hoeveel kunstmest naast dierlijke mest werd toegediend. Dit is bepaald voor ieder afzetkanaal in figuur 2.1. Per kg werkzame N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> en K<sub>2</sub>O die gegeven werd uit dierlijke mest werd daarnaast nog kunstmest gegeven (bijv. naast 111 kg N uit drijfmest wordt bij het rundveebedrijf nog 136 kg N uit kunstmest gegeven (tabel 3.7)). De hoeveelheid kunstmest gebruikt in de referentie is berekend met de volgende formule:

$$N_{k\text{-mest ref}} = (N_{\text{inp mest}} \times NWC_{\text{mest}}) \times (frN_{k\text{-mest std bed}} / frN_{\text{dier mest std bed}}) \quad (\text{Eq.3})$$

Waarbij:

$N_{k\text{-mest ref}}$ : de hoeveelheid N-kunstmest die gebruikt is in het referentiescenario voor het betreffende afzetkanaal.

$N_{\text{inp mest}}$ : de stikstofgift uit dierlijke mest.

$NWC_{\text{mest}}$ : de stikstofwerkingscoëfficiënt van de drijfmest.

$frN_{k\text{-mest std bed}}$ : de fractie N die uit kunstmest wordt gegeven op het standaard bedrijf.

$frN_{\text{dier mes std bed}}$ : de fractie N die uit dierlijke mest wordt gegeven op het standaard bedrijf.

Voor P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> en K<sub>2</sub>O is dezelfde berekening gemaakt, maar dan zonder de NWC.

In de scenario's heerst een gelijke N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> en K<sub>2</sub>O behoefte bij de afzetkanalen als in de referentie. Dit betekende dat het verschil tussen de gift uit de mestproducten in de scenario's en de totale gift in de referentie door kunstmest moest worden aangevuld. Voor een willekeurig afzetkanaal in een verwerkingsscenario is dit voor N berekend met de volgende formule:

$$N_{k\text{-mest sc}} = (N_{\text{inp mest}} \times NWC_{\text{mest}} + N_{k\text{-mest ref}}) - \sum(N_{\text{eindpr } i} \times NWC_{\text{eindpr } i}) \quad (\text{Eq.4})$$

Waarbij:

$N_{k\text{-mest sc}}$  = de hoeveelheid N-kunstmest gebruikt in het scenario voor het betreffende afzetkanaal.

$N_{\text{eindpr } i}$ : de toegediende hoeveelheid stikstof uit eindproduct i bij dit afzetkanaal.

$NWC_{\text{eindpr } i}$ : de werkingscoëfficiënt van eindproduct i.

Voor P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> en K<sub>2</sub>O is dezelfde berekening gemaakt, maar dan zonder de NWC.

Aangenomen is dat in de referentie van vleesvarkensdrijfmest eenzelfde gift aan N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> en K<sub>2</sub>O uit kunstmest op grasland werd gegeven als in het scenario uit mineralenconcentraat. Dit is gedaan om de afbakening en de totale hoeveelheid aan nutriënten in de referentie en de scenario's gelijk te houden.

### 3.6 Achtergrondemissiedata

Achtergrondemissies vinden plaats tijdens bijvoorbeeld de opwekking van elektriciteit. Deze paragraaf beschrijft welke processen hiervoor gebruikt zijn.

#### 3.6.1 Kunstmestproductie

Voor de productie van kunstmest is gebruik gemaakt van gegevens voor de productie van ammoniumnitraat voor N, tripelsuperfosfaat voor P en kaliumchloride voor K. De emissiegegevens uit de Ecoinvent-database zijn hiervoor gebruikt (EcoinventCentre, 2007).

#### 3.6.2 Energieproductie

Elektriciteit werd op verschillende plaatsen in de keten gebruikt. Bijvoorbeeld voor het overpompen van drijfmest naar verschillende opslagen. Daarnaast zit elektriciteitsgebruik opgenomen in verschillende achtergrondprocessen. Voor consequential LCA is het van belang dat de marginale technologie van de elektriciteitsproductie (bron van elektriciteitsproductie) wordt gebruikt. Dit is de technologie die zal worden geïmplementeerd als de vraag naar elektriciteit stijgt (Ekvall en Weidema, 2004). Op basis van eerder onderzoek is bepaald dat dit een gas gestookte centrale is voor de Nederlandse situatie (Thomassen *et al.*, 2008). Aangenomen is dat elektriciteit op basis van steenkool verdrongen wordt bij energielevering door vergisting. De processen 'Electricity, natural gas, at power plant/NL' en 'Electricity, hard coal, at power plant/ NL' worden hiervoor gebruikt (EcoinventCentre, 2007). In de gevoeligheidsanalyse is het effect van deze aanname op de eindresultaten bekeken.

#### 3.6.3 Transport

Voor het transport van de drijfmest is aangehouden dat binnen Nederland een vrachtwagen wordt gebruikt met 35 m<sup>3</sup> inhoud. Voor dit proces zijn de data in de Ecoinvent-database gebruikt, namelijk: 'Transport, lorry>32t, Euro4/RER' (EcoinventCentre, 2007). Voor internationaal transport gelden andere reglementen (zie Paragraaf 3.4.2). In Duitsland mag een vrachtwagen met drie assen maximaal 25 ton wegen (Kipon, 2009). Voor de export is dan ook een ander proces gebruikt: 'Transport, lorry 16 – 32t, Euro4/RER' (EcoinventCentre, 2007). Transport van kunstmest is gemodelleerd aan de hand van een vrachtwagen van 16–32 ton.

#### 3.6.4 Toediening

De toediening van drijfmest is gemodelleerd met het proces: 'Slurry injecting, by vacuum tanker' uit de Ecoinvent-database (EcoinventCentre, 2007). Hierbij is het dieselvebruik aangepast naar 0,3 liter per m<sup>3</sup> drijfmest, omdat dit hoger is bij het injecteren van de drijfmest ten opzichte van bovengronds uitrijden (Dalgaard *et al.*, 2001). Voor het toedienen van kunstmest is het proces 'Fertilising, by broadcaster/CH U' uit de Ecoinvent-database gebruikt. Bij de toediening van dikke fractie is gebruik gemaakt van het proces 'Solid manure loading and spreading, by hydraulic loader and spreader/CH' (EcoinventCentre, 2007).

## 4 Fase 3: Analyse van de milieubelasting

In de analyse van de milieubelasting (Life cycle impact assessment of LCIA) worden de emissies en verbruiken uit de gehele keten opgeteld en eventueel gecategoriseerd. De milieu-indicator broeikasgasemissie wordt bijvoorbeeld berekend door de emissies van koolstofdioxide, lachgas en methaan van alle ketenonderdelen op te tellen en te verrekenen onder de indicator.

Het eerste deel van dit hoofdstuk beschrijft de uitkomsten van de 'uitgangssituaties' met de uitgangspunten en gegevens van de referenties en de mestverwerkingsinstallaties zoals beschreven in de vorige hoofdstukken. Hoofdstuk 4.2 beschrijft de resultaten van de gevoeligheidsanalyse.

### 4.1 Totaaloverzicht resultaten

Tabel 4.1 presenteert het totale N-kunstmestgebruik per afzetkanaal (figuur 2.1) ( $P_2O_5$  en  $K_2O$  niet weergegeven). Zichtbaar wordt dat er geen tot weinig N-kunstmest werd vervangen in de scenario's ten opzichte van de referenties, maar dat het kunstmestgebruik verschoof van binnen de regio naar buiten de regio en/ of buiten Nederland. Dit werd veroorzaakt door twee aspecten.

Ten eerste blijft de vraag naar N,  $P_2O_5$  en  $K_2O$  bij ieder afzetkanaal gelijk. Bij een lagere gift aan nutriënten bij een afzetkanaal in de scenario's werd het verschil ten opzichte van de referentie aangevuld met kunstmest (Eq. 4). Ten tweede werd de N-kunstmestvraag per afzetkanaal, naast de hoogte van de gift en de samenstelling van de drijfmest en/ of producten, bepaald door hun NWC (Eq. 3 en 4). Bij een lagere NWC, was meer N-kunstmest nodig omdat er minder werkzame N werd gegeven, en visa versa. Dit betekent dat er in de scenario's alleen kunstmest kon worden vervangen als er in totaal meer werkzame N kon worden gegeven ten opzichte van de referentie. Dit was in deze studie niet het geval.

**Tabel 4.1:** Berekend gebruik van N-kunstmest per functionele eenheid (FE = 1 ton drijfmest) per afzetkanaal voor de referenties en de scenario's.

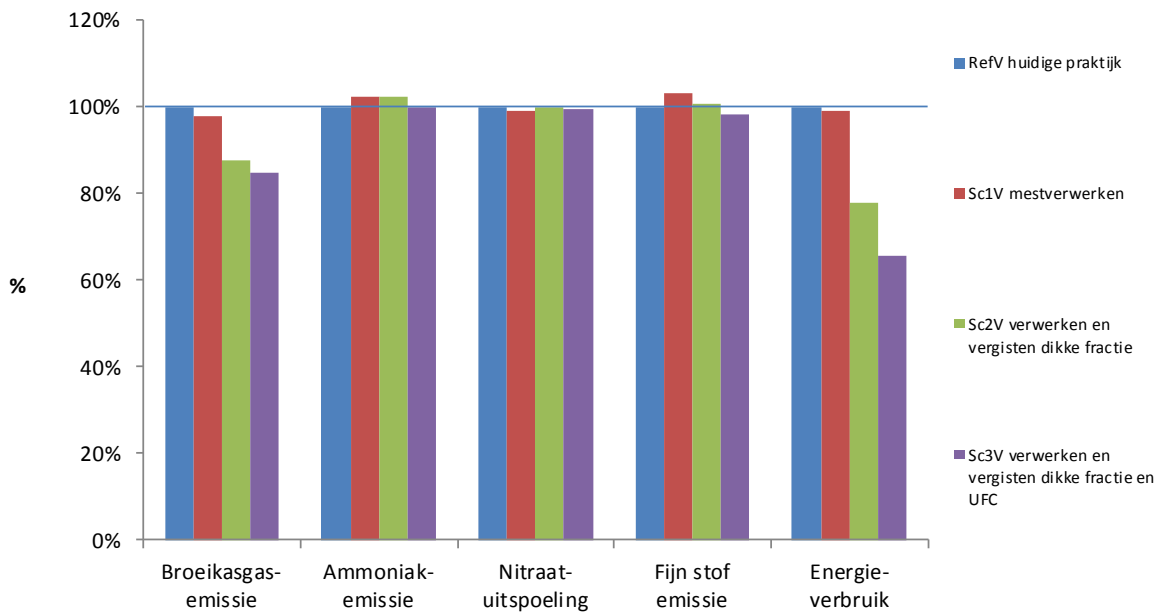
	Totaal (kg N/ FE)	Afzetkanaal		
		Regio (kg N/ FE)	Buiten regio (kg N/ FE)	Buiten NL (kg N/ FE)
<b>Vleesvarkensdrijfmest</b>				
Referentie (RefV)	4,9	3,2	1,6	0,12
Scenario 1 (Sc1V)	5,0	2,0	2,8	0,23
Scenario 2 (Sc2V)	4,9	2,0	2,7	0,23
Scenario 3 (Sc3V)	4,7	2,6	1,9	0,17
<b>Rundveedrijfmest</b>				
Referentie (RefR)	2,5	2,1	0,37	-
Scenario 1 (Sc1R)	2,6	2,0	0,59	-

Een totaaloverzicht van de analyse van de milieubelasting voor de referenties en scenario's van vleesvarkens- en rundveedrijfmest wordt gegeven in tabel 4.2, figuur 4.1 en 4.2.

**Tabel 4.2:** Totale milieubelasting per functionele eenheid (FE = 1 ton drijfmest) voor de vleesvarkens- en rundveedrijfmestreferenties en scenario's.

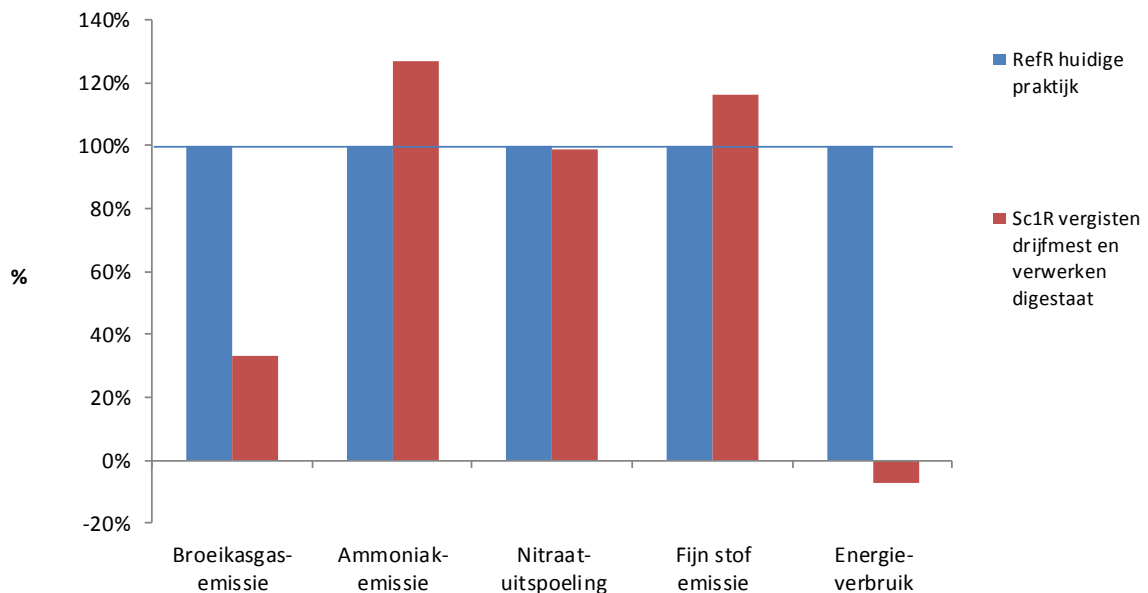
	Broeikasgas- emissie kg CO <sub>2</sub> -eq/ FE	Ammoniak- emissie kg/ FE	Nitrat- uitspoeling kg/ FE	Fijnstof- emissie g PM <sub>10</sub> -eq/ FE	Fossiel energieverbruik kg olie-eq/ FE
<b>Vleesvarkens- drijfmest</b>					
Referentie (RefV)	179	2,4	8,6	870	11,4
Scenario 1 (Sc1V)	175	2,5	8,5	896	11,3
Scenario 2 (Sc2V)	157	2,5	8,6	877	8,9
Scenario 3 (Sc3V)	152	2,4	8,6	854	7,5
<b>Rundveedrijfmest</b>					
Referentie (RefR)	141	0,75	2,1	284	4,6
Scenario 1 (Sc1R)	47	0,95	2,1	330	-0,3

## Vleesvarkensdrijfmest



**Figuur 4.1:** Relatieve milieubelasting van de vleesvarkensdrijfmestscenario's (Sc1V, Sc2V en Sc3V) ten opzichte van de referentie (RefV = 100%).

## Rundveedrijfmest



**Figuur 4.2:** Relatieve milieubelasting van het rundveedrijfmestscenario (Sc1R) ten opzichte van de referentie (RefR = 100%).

Figuur 4.1 en tabel 4.2 tonen geen of weinig verandering in de milieubelasting wanneer het overschot aan vleesvarkensdrijfmest werd verwerkt zonder vergisting (Sc1V) ten opzichte van het gebruik van drijfmest in combinatie met kunstmest. Wanneer vergisting van de dikke fractie (Sc2V) plaatsvond daalde de broeikasgasemissie met 12% en het fossiel energieverbruik met 22%. Bij vergisting van de dikke fractie in combinatie met het UFC (Sc3V) daalde de broeikasgasemissie met 15% en het fossiel energieverbruik met 34%. De emissie van ammoniak en fijnstof en de nitraatuitspoeling varieerde niet tot weinig (<3%) ten opzichte van de referentie met drijfmest en kunstmest.

Figuur 4.2 en tabel 4.2 tonen een reductie in de broeikasgasemissie met 67% in het rundveedrijfmestscenario (Sc1R) ten opzichte van de referentie. Dit werd veroorzaakt door een lagere CH<sub>4</sub> emissie uit de mestopslag en de elektriciteitsproductie uit de vergisting van 1 ton drijfmest die fossiele elektriciteit en daarmee broeikasgasemissie vermeed. Het fossiel energieverbruik daalde met 107% ten opzichte van de referentie. Daarmee werd netto elektriciteit geleverd in het scenario. De ammoniakemissie steeg in het scenario met 27%. Dit werd hoofdzakelijk veroorzaakt door de emissie uit de opslag en toediening van digestaat en in mindere mate door verwerking, opslag en het gebruik van de eindproducten. Toediening van digestaat verhoogde het risico op ammoniakemissie omdat een deel van de organische stikstof mineraliseerde tijdens de vergisting. Door de mineralisatie werd het aandeel minerale stikstof in het digestaat hoger, waardoor er meer emissie tijdens toediening kon optreden (hoofdstuk 4.2.3). Omdat ammoniak gedefinieerd was als een precursor van fijnstof, steeg deze mee met de ammoniakemissie en was 16% hoger ten opzichte van de referentie.

## 4.2 Resultaten per processtap

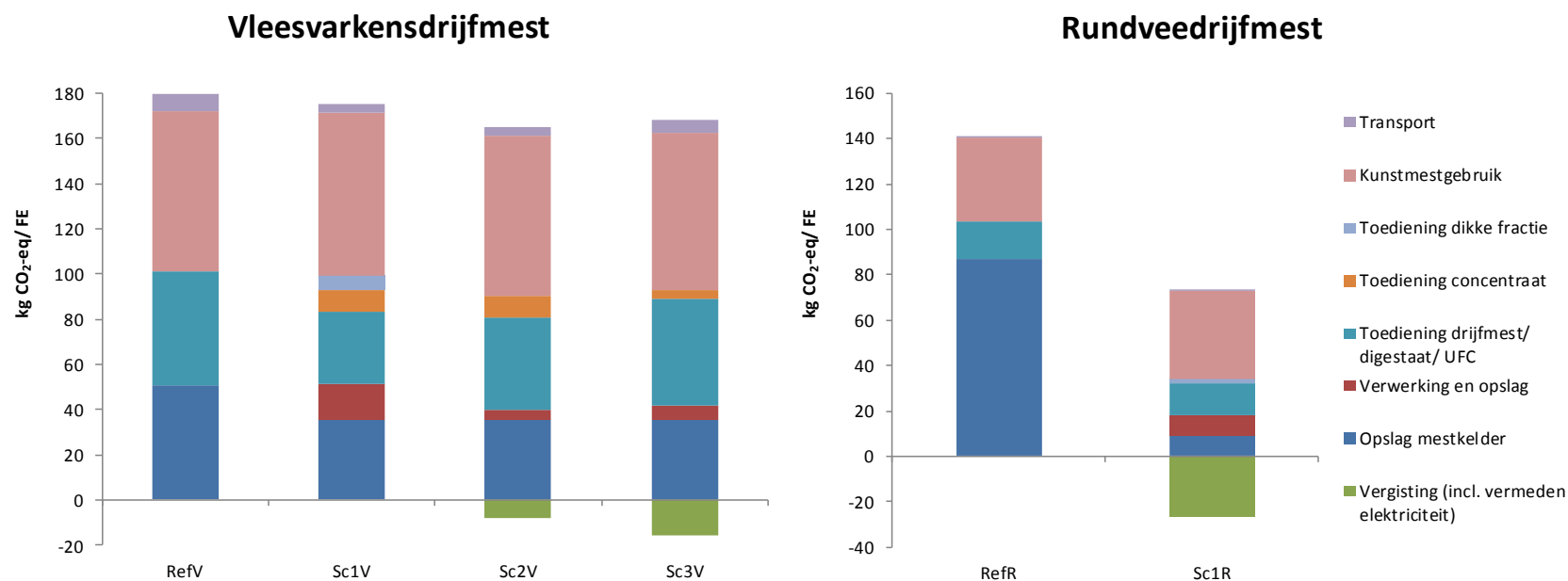
### 4.2.1 Broeikasgasemissies

Tabel 4.3 en figuur 4.3 presenteren de broeikasgasemissie per processtap in de referenties en scenario's van vleesvarkens- en rundveedrijfmest. Negatieve resultaten in de tabel betekenen een daling ten opzichte van de referentie en visa versa. Door mestbewerking veranderden met name de broeikasgasemissies uit de opslag (van drijfmest), uit de vergisting en uit de verwerking en opslag van producten. De broeikasgasemissie uit de mestkelder daalde in de vleesvarkensdrijfmestscenario's met 15,2 kg CO<sub>2</sub>-eq en in het rundveedrijfmestscenario met 77,9 kg CO<sub>2</sub>-eq ten opzichte hun referenties. Dit werd veroorzaakt door een kortere opslagduur van het deel verwerkte of vergiste drijfmest waardoor de methaanemissie afnam. Het vergisten van de dikke fractie (Sc2V), een combinatie van de dikke fractie en UFC (Sc3V) en van de rundveedrijfmest (Sc1R) reduceerde de emissie van broeikasgassen met respectievelijk 8,2, 15,9 en 26,5 kg CO<sub>2</sub>-eq, omdat de productie van elektriciteit uit de vergisting de productie van fossiele elektriciteit vermeed. De reductie in Sc3V was groter dan de reductie in Sc2V, omdat in dit scenario meer elektriciteit werd geproduceerd (64 MJ en 33 MJ respectievelijk). In Sc1R werd meer elektriciteit geproduceerd (135 MJ) vergeleken met de vleesvarkensdrijfmestscenario's, omdat alle drijfmest werd vergist.

**Tabel 4.3:** Absolute verandering van de broeikasgasemissie (kg CO<sub>2</sub>-eq/ FE) per processtap in de vleesvarkens- en rundveedrijfmestscenario's ten opzichte van de referenties (voor de referenties is het totaal per processtap weergegeven)

	Totaal	Opslag drijfmest	Verwerking & opslag producten	Vergisting	Toediening drijfmest/ digestaat/ UFC	Toediening concentraat	Toediening dikke fractie	Kunstmest gebruik	Transport
<b>Vleesvarkens- drijfmest</b>									
Referentie (RefV)	179	50,7	-	-	50,2	-	-	71,1	7,4
Scenario 1 (Sc1V)	-4,2	-15,2	15,7	-	-18,0	9,6	6,2	1,1	-3,4
Scenario 2 (Sc2V)	-22,4	-15,2	4,2	-8,2	-9,4	9,6	-	0,1	-3,5
Scenario 3 (Sc3V)	-27,3	-15,2	6,2	-15,9	-2,9	3,7	-	-1,1	-2,0
<b>Rundveedrijfmest</b>									
Referentie (RefR)	141	86,8	-	-	16,9	-	-	36,9	0,2
Scenario 1 (Sc1R)	-94,2	-77,9	9,4	-26,5	-3,2	0,3	1,5	2,1	0,1

'-' = komt niet voor.



**Figuur 4.3:** Broeikasgasemissie per processtap in de referenties en scenario's van vleesvarkens- en rundveedrijfmest.

De broeikasgasemissie bij verwerking en opslag van de eindproducten droeg 15,7 kg CO<sub>2</sub>-eq bij in Sc1V, 4,2 kg CO<sub>2</sub>-eq in Sc2V en 6,2 kg CO<sub>2</sub>-eq in Sc3V. De emissie in Sc1V was hoger omdat de dikke fractie werd opgeslagen en niet vergist werd zoals in Sc2V en Sc3V waardoor meer lachgas ontstond. In Sc1R werd de dikke fractie eveneens opgeslagen na verwerken van het digestaat wat ook leidde tot een relatief hogere broeikasgasemissie uit verwerking en opslag door lachgas.

De totale broeikasgasemissie uit de toediening van producten en kunstmest veranderde niet of nauwelijks ten opzichte van de referentie (maximaal 1,1 kg CO<sub>2</sub>-eq in Sc1V). Figuur 4.3 en tabel 4.3 tonen aan dat de emissie verschoof van de toediening van drijfmest (RefV) en digestaat (RefR) naar de toediening van concentraat en dikke fractie.

Broeikasgasemissie uit transport werd weliswaar door mestverwerking ongeveer gehalveerd ten opzichte van het gebruik van drijfmest in combinatie met kunstmest, maar had slechts een kleine bijdrage aan het totaal.

#### 4.2.2 Fossiel energieverbruik

Tabel 4.4 toont de absolute verandering van het fossiel energieverbruik per processtap in de referenties en scenario's. Figuur 4.4 presenteert het totale verbruik per processtap. In de scenario's veranderde hoofdzakelijk het fossiel energieverbruik bij vergisting, de verwerking en opslag van producten en transport. Het fossiel energieverbruik daalde met 2,2 kg olie-eq (Sc2V), 4,3 kg olie-eq (Sc3V) en 5,8 kg olie-eq (Sc1R) door vergisting. Dit kwam wederom door de vermeden productie van fossiele elektriciteit. Het voordeel van energieproductie uit vergisting werd deels opgeheven door de vraag naar energie tijdens verwerking en opslag (0,6 – 1,5 kg olie-eq).

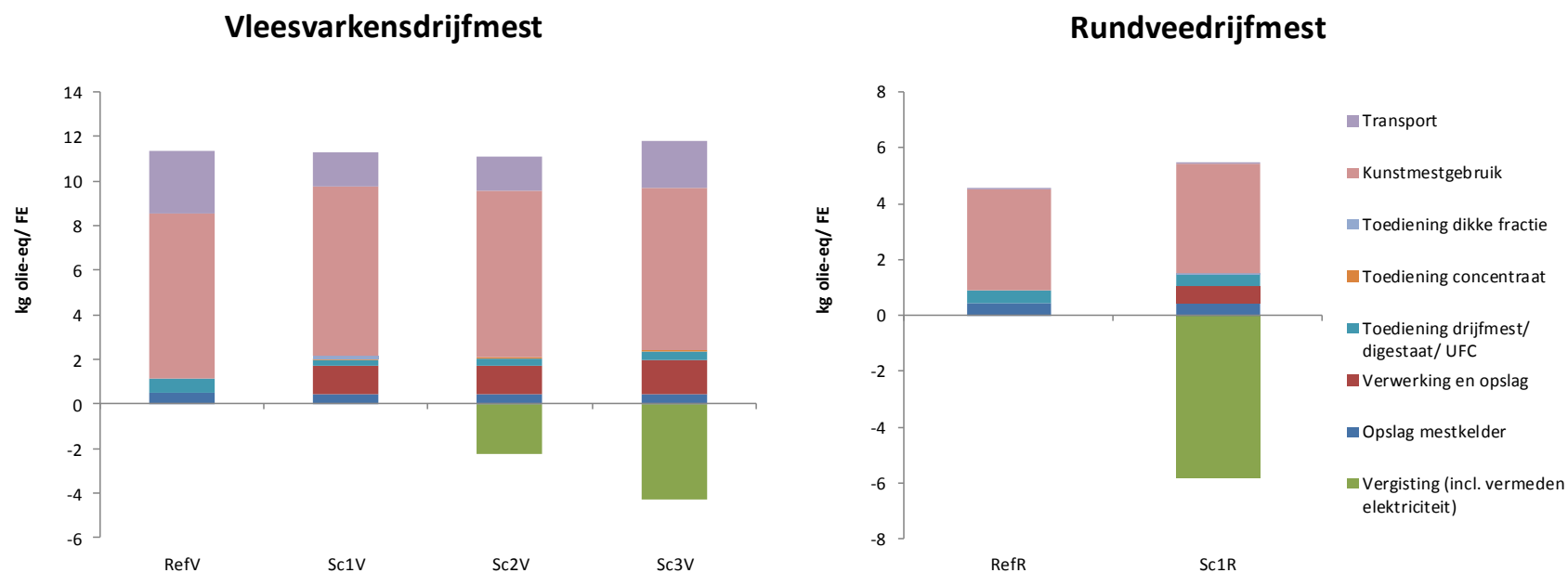
Fossiel energieverbruik door transport daalde in de vleesvarkensdrijfmestscenario's 29 – 46% ten opzichte van de referentie. Dit kwam door een lager totaal gewicht dat getransporteerd werd over langere afstanden. Het mineralenconcentraat werd in de regio toegediend. Alleen het deel van de dikke fractie of digestaat dat niet regionaal toegediend kon worden, werd buiten de regio afgezet en dus verder getransporteerd.



**Tabel 4.4:** Absolute verandering van het fossiel energieverbruik (kg olie-eq/ FE) per processtap in de vleesvarkens- en rundveedrijfmestscenario's ten opzichte van de referenties (voor de referenties is het totaal per processtap weergegeven)

	Totaal	Opslag drijfmest	Verwerking & opslag producten	Vergisting	Toediening drijfmest/ digestaat/ UFC	Toediening concentraat	Toediening dikke fractie	Kunstmest- gebruik	Transport
<b>Vleesvarkens- drijfmest</b>									
Referentie (RefV)	11,4	0,5	-	-	0,6	-	-	7,4	2,8
Scenario 1 (Sc1V)	-0,1	-0,1	1,3	-	-0,3	0,1	0,1	0,2	-1,3
Scenario 2 (Sc2V)	-2,5	-0,1	1,3	-2,2	-0,3	0,1	-	0,1	-1,3
Scenario 3 (Sc3V)	-3,9	-0,1	1,5	-4,3	-0,2	0	-	-0,1	-0,8
<b>Rundveedrijfmest</b>									
Referentie (RefR)	4,6	0,5	-	-	0,5	-	-	3,6	0
Scenario 1 (Sc1R)	-4,9	0	0,6	-5,8	0	0	0	0,3	0

'-' = komt niet voor.



**Figuur 4.4:** Fossiel energieverbruik per processtap in de referenties en scenario's van vleesvarkens- en rundveedrijfmest.

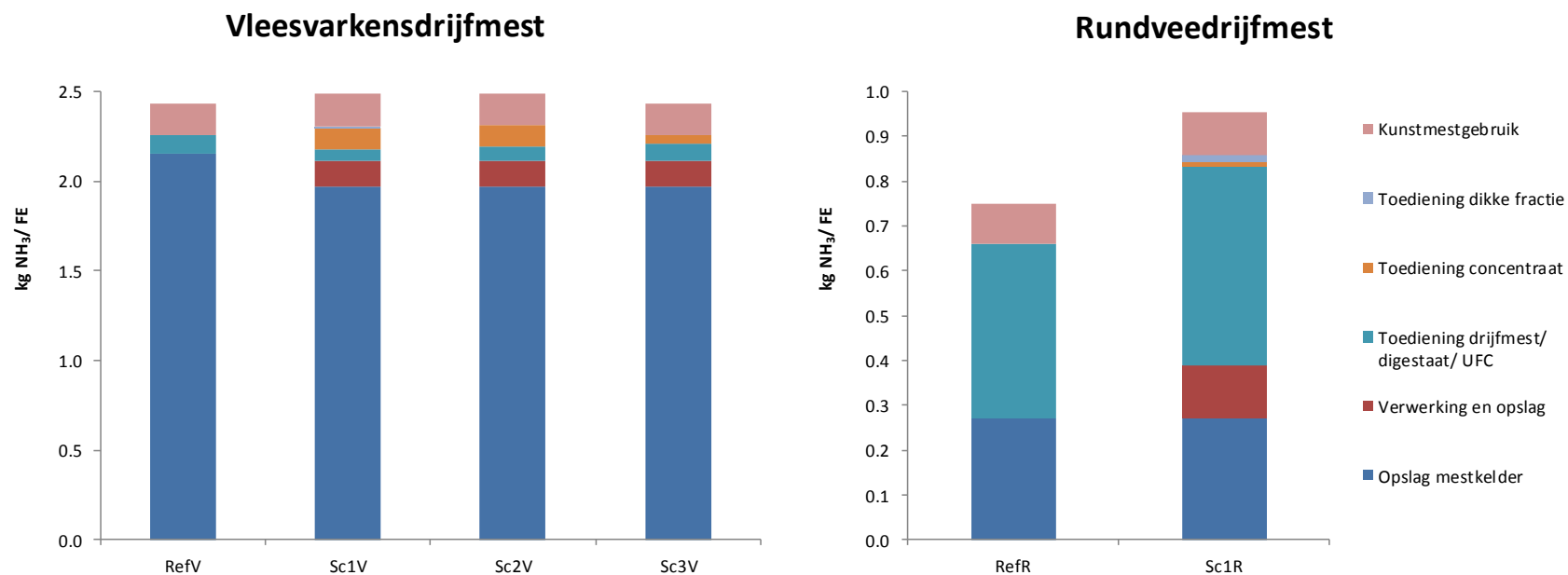
### 4.2.3 Ammoniakemissie

Tabel 4.5 toont de absolute verandering van ammoniakemissie in de referenties en scenario's van vleesvarkens- en rundveedrijfmest. Figuur 4.5 presenteert de totale emissie per processtap. In de processtappen van de scenario's veranderde de ammoniakemissie uit de drijfmestopslag, de verwerking en opslag van producten en bij de toediening van de producten. De totale ammoniakemissie veranderde niet tot weinig door mestverwerking ten opzichte van het gebruik van drijfmest in combinatie met kunstmest (maximaal 0,06 kg NH<sub>3</sub>). De emissie steeg met 0,2 kg NH<sub>3</sub> bij het verwerken van rundveedrijfmest. De ammoniakemissie uit de drijfmestopslag daalde in de vleesvarkensdrijfmestscenario's met 0,19 kg ten opzichte de referentie. Dit werd veroorzaakt doordat in de scenario's geen buitenopslag verondersteld werd, omdat de drijfmest korter werd opgeslagen. Daarentegen steeg de ammoniakemissie door de verwerking en opslag (respectievelijk 0,14 en 0,12 kg NH<sub>3</sub>). De ammoniakemissie bij toediening nam toe met 0,10 kg NH<sub>3</sub> in Sc1V en Sc2V en met 0,04 in Sc3V door het gebruik van de mestverwerkingsproducten in plaats van drijfmest. In Sc1R was deze toename ongeveer 0,07 kg NH<sub>3</sub>. De ammoniakemissie steeg in dit scenario hoofdzakelijk door opslag en gebruik van digestaat en in mindere mate door verwerking, opslag en toediening van eindproducten. Omdat een deel van de organische stikstof beschikbaar komt als minerale stikstof door vergisting, leidde dit tot een hogere ammoniakemissie bij toediening van digestaat. In de discussie wordt hier verder op ingegaan.

**Tabel 4.5:** Absolute verandering van de ammoniakemissie (kg NH<sub>3</sub>/ FE) per processtap in de vleesvarkens- en rundveedrijfmestscenario's ten opzichte van de referenties (voor de referenties is het totaal per processtap weergegeven)

	Totaal	Opslag drijfmest	Verwerking & opslag producten	Vergisting	Toediening drijfmest/ digestaat/ UFC	Toediening concentraat	Toediening dikke fractie	Kunstmest gebruik	Transport
<b>Vleesvarkens- drijfmest</b>									
Referentie (RefV)	2,44	2,16	-	-	0,10	-	-	0,18	0
Scenario 1 (Sc1V)	0,05	-0,19	0,14	-	-0,03	0,12	0,01	0	0
Scenario 2 (Sc2V)	0,06	-0,19	0,14	0	-0,02	0,12	-	0	0
Scenario 3 (Sc3V)	-0,01	-0,19	0,14	0	-0,01	0,05	-	0	0
<b>Rundveedrijfmest</b>									
Referentie (RefR)	0,75	0,27	-	-	0,39	-	-	0,09	0
Scenario 1 (Sc1R)	0,20	0	0,12	0	0,05	0,01	0,01	0	0

'-' = komt niet voor.



**Figuur 4.5:** Ammoniakemissie per processtap in de referenties en scenario's van vleesvarkens- en rundveedrijfmest.

#### 4.2.4 Nitraatuitspoeling

Tabel 4.6 toont de absolute verandering van de nitraatuitspoeling per afzetkanaal in de scenario's ten opzichte van de referenties (referenties als totaal weergegeven). De totale nitraatuitspoeling veranderde niet in de scenario's ten opzichte van de referentie, maar verschoof tussen locaties. De uitspoeling in de regio werd maximaal 0,3 kg NO<sub>3</sub> hoger en buiten de regio maximaal 0,3 kg lager. De nitraatuitspoeling is berekend afhankelijk van de totale N-gift en het bodemoverschot. Omdat de totale N-gift niet of nauwelijks (<2%) veranderde, veranderde daarmee ook de nitraatuitspoeling niet.

**Tabel 4.6:** Absolute verandering van de nitraatuitspoeling (kg NO<sub>3</sub>/ FE) per afzetkanaal in de vleesvarkens- en rundveedrijfmestscenario's ten opzichte van de referenties (referenties als totaal weergegeven)

	Totaal	Afzetkanaal		
		Regio	Buiten regio	Buiten NL
	kg NO <sub>3</sub> / FE	kg NO <sub>3</sub> / FE	kg NO <sub>3</sub> / FE	kg NO <sub>3</sub> / FE
<b>Vleesvarkens-drijfmest</b>				
Referentie (RefV)	8,6	5,3	3,1	0,2
Scenario 1 (Sc1V)	-0,1	0,3	-0,3	0
Scenario 2 (Sc2V)	0	0,3	-0,2	0
Scenario 3 (Sc3V)	0	0,1	-0,1	0
<b>Rundveedrijfmest</b>				
Referentie (RefR)	2,1	1,4	0,7	-
Scenario 1 (Sc1R)	0	0	-0,1	-

'-' = komt niet voor.

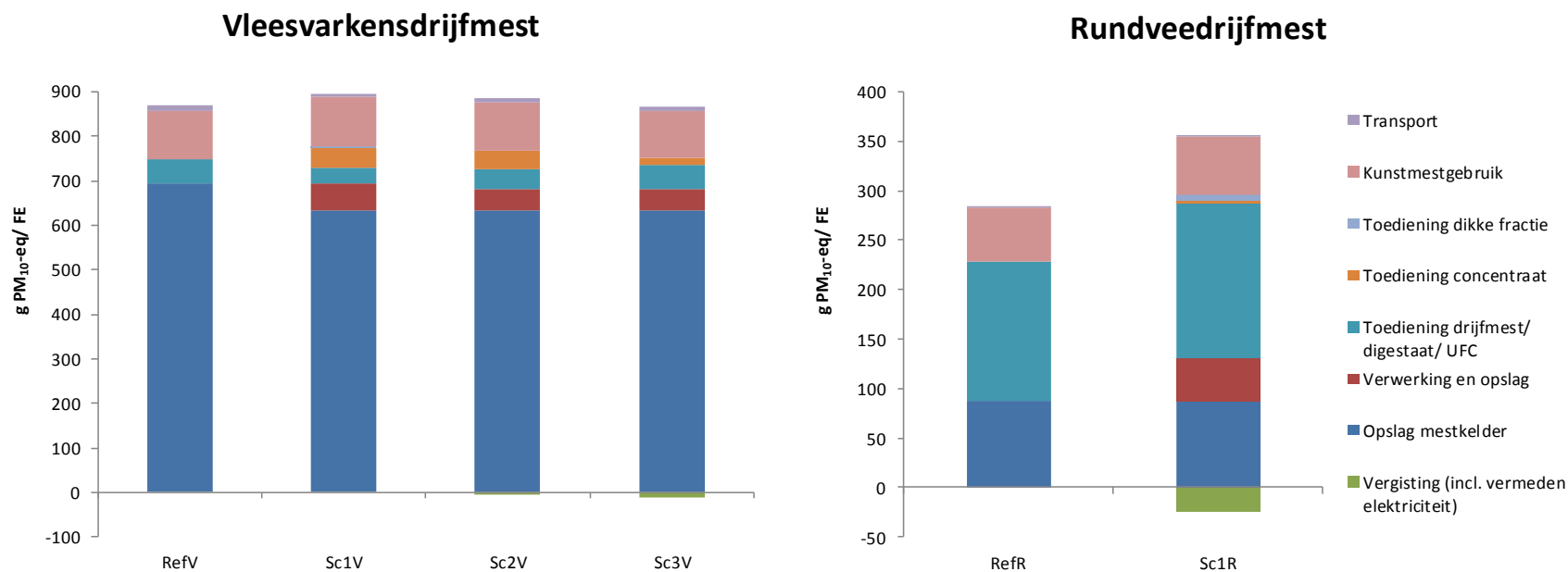
#### 4.2.5 Fijnstofemissie

Tabel 4.7 toont de absolute verandering van fijnstofemissie in de scenario's ten opzichte van de referentie. Figuur 4.6 presenteert de totale emissie per processtap. Omdat ammoniak een precursor van fijnstof was, was de verandering in ammoniakemissie hoofdzakelijk verantwoordelijk voor de veranderingen in fijnstofemissie. In de processtappen van de scenario's veranderde de fijnstofemissie hoofdzakelijk mee met de ammoniakemissie uit de drijfmestopslag, de verwerking en opslag van producten en de bij de toediening van de producten. De totale fijnstofemissie in de vleesvarkensdrijfmestscenario's veranderde niet tot weinig ten opzichte van de referentie (maximaal 26 g PM<sub>10</sub>-eq). De emissie steeg met 47 g PM<sub>10</sub>-eq in het rundveedrijfmestscenario. Vergisting gaf een kleine reductie in de emissie van fijnstof door het vermijden van fossiel geproduceerde elektriciteit.

**Tabel 4.7:** Absolute verandering van de fijnstofemissie (g PM<sub>10</sub>-eq/ FE) per processtap in de vleesvarkens- en rundveedrijfmestscenario's ten opzichte van de referenties (voor de referenties is het totaal per processtap weergegeven)

	Totaal	Opslag drijfmest	Verwerking & opslag producten	Vergisting	Toediening drijfmest/ digestaat/ UFC	Toediening concentraat	Toediening dikke fractie	Kunstmest gebruik	Transport
<b>Vleesvarkens- drijfmest</b>									
Referentie (RefV)	870	694	-	-	55	-	-	108	13
Scenario 1 (Sc1V)	26	-59	59	-	-19	43	6	3	-6
Scenario 2 (Sc2V)	8	-59	47	-6	-11	43	-	1	-6
Scenario 3 (Sc3V)	-16	-59	48	-13	-3	17	-	-2	-4
<b>Rundveedrijfmest</b>									
Referentie (RefR)	284	88	-	-	140	-	-	55	0
Scenario 1 (Sc1R)	47	0	43	-25	15	3	5	4	1

'-' = komt niet voor.



**Figuur 4.6:** Fijnstofemissie per processtap in de referenties en scenario's van vleesvarkens- en rundveedrijfmest.

### 4.3 Gevoeligheidsanalyse

Er is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd op de resultaten zoals gepresenteerd in paragraaf 4.1 en 4.2. Dit is gedaan om twee redenen:

1. om de invloed van variatie in een aantal parameters en onderliggende aannames op de milieubelasting inzichtelijk te maken en
2. om te bepalen of veranderingen in de parameters mogelijk een verandering in de conclusies (verschil tussen scenario's en referenties) teweeg kunnen brengen.

De uitkomsten geven daarmee inzicht in welke parameters en aannames leidend zijn in het bepalen van het eindresultaat. De getoetste parameters hadden betrekking op variatie in: systeemafbakening, onzekerheid in parameters en de schaal van mestverwerking. Parameters en onderliggende aannames van de volgende factoren werden getoetst:

1. opslagduur van drijfmest en de daaruit voortvloeiende methaanemissie
2. hoeveelheid verwerkte drijfmest of digestaat
3. ammoniakemissie tijdens verwerking
4. stikstofwerkingscoëfficiënt van het mineralenconcentraat
5. transportafstanden
6. restwarmtebenutting uit de vergisting
7. elektriciteitsbron

Alleen resultaten met een verandering van 5% of meer ten opzichte van de uitgangssituatie worden weergegeven.

#### 4.3.1 Opslagduur van drijfmest

In de uitgangssituatie is aangenomen dat de drijfmest die verwerkt wordt korter in opslag zit en daardoor een lagere methaanemissie tot gevolg heeft. In de praktijk kan het voorkomen dat deze drijfmest niet korter opgeslagen wordt door bijvoorbeeld een afname van productie buiten het groeiseizoen van gewassen. Om de gevoeligheid van deze aanname te controleren is voor alle drijfmest gerekend met de methaanemissiefactor voor lange opslag (tabel 3.2).

**Tabel 4.8:** Relatieve verandering van de broeikasgasemissie ten opzichte van de uitgangssituatie en ten opzichte van de referentie bij een hoge methaanemissiefactor voor alle drijfmest door een langere opslagduur

	% verandering	%
<b>Vleesvarkensdrijfmest</b>		
Referentie (RefV)	-	100
Scenario 1 (Sc1V)	6	103
Scenario 2 (Sc2V)	6	93
Scenario 3 (Sc3V)	7	90
<b>Rundveedrijfmest</b>		
Referentie (RefR)	-	100
Scenario 1 (Sc1R)	167	88

'-' = verandering < 5%.

De broeikasgasemissie steeg met 6% in Sc1V en Sc2V en 7% in Sc3V ten opzichte van de uitgangssituatie door de verandering in de methaanemissiefactor (tabel 4.8). In Sc1R steeg de broeikasgasemissie met 167%. Ten opzichte van de referentie werd de broeikasgasemissie in Sc1V 3% hoger, die van de andere scenario's bleef lager. Dit betekent dat wanneer de mest niet korter wordt opgeslagen de broeikasgasemissie uit mestverwerking zonder vergisting hoger wordt dan de referentie.

#### 4.3.2 Hoeveelheid verwerkte drijfmest of digestaat

In de uitgangssituaties werd alleen een gemiddeld overschot aan drijfmest of digestaat verwerkt (0,39 ton in de vleesvarkensdrijfmestscenario's en 0,14 ton digestaat in het rundveedrijfmestscenario). Als mestverwerking en de productie van mineralenconcentraat zich positief ontwikkelen, is het nodig inzicht te hebben in de verandering van de milieubelasting bij het verwerken van meer mest dan alleen het overschot. Om inzicht te geven in deze verandering zijn de resultaten getoetst voor het verwerken van alle drijfmest (1 ton).

De hoeveelheid verwerkte drijfmest had invloed op alle milieu-indicatoren (tabel 4.9). De broeikasgasemissie steeg in Sc1V met 13% en daalde in Sc3V met 11% ten opzichte van de uitgangssituatie. In Sc1R steeg de broeikasgasemissie met 47% ten opzichte van de uitgangssituatie. De stijging in Sc1V en Sc1R was hoofdzakelijk het gevolg van een hogere emissie uit de verwerking en de lachgasemissie uit de opslag van de dikke fractie (paragraaf 4.2.1). Verder steeg de emissie als gevolg van een hoger kunstmestgebruik (niet weergegeven in tabel 4.9). Het kunstmestgebruik werd hoger, omdat er tegelijk meer verlies van ammoniak uit de drijfmest optrad waardoor er minder N uit de producten kon worden toegediend en daardoor meer N uit kunstmest nodig was ten opzichte van de uitgangssituatie. In Sc2V en Sc3V werd de dikke fractie vergist waardoor er minder lachgasemissie plaatsvond. Tegelijkertijd werd elektriciteit geproduceerd wat fossiele elektriciteit vermeerde en daardoor een daling van de broeikasgasemissie bewerkstelligde.

De ammoniakemissie steeg in de vleesvarkensdrijfmestscenario's met 13 - 20% ten opzichte van de uitgangssituatie wanneer alle drijfmest verwerkt werd. De emissie tijdens verwerking en opslag en bij toediening van de producten waren hoofdzakelijk de oorzaak van deze stijging (paragraaf 4.2.3). Door de stijging van de ammoniakemissie, steeg ook de fijnstofemissie in de scenario's

De nitraatuitspoeling in Sc1R steeg met 25% ten opzichte van de uitgangssituatie. Door de verwerking van alle drijfmest werd er meer dikke fractie geproduceerd. De dikke fractie werd toegepast op bouwland. Omdat de uitspoeling van nitraat op bouwland hoger is (bijlage 5), steeg daarmee de nitraatuitspoeling in het scenario.

Het fossiel energieverbruik steeg in Sc1V (35%), Sc2V (7%) en Sc1R (946%) als gevolg van verwerking van alle drijfmest en digestaat. De stijging kwam door een hogere energievraag voor de verwerking (paragraaf 4.2.2) en door een hoger fossiel energieverbruik als gevolg van een hoger kunstmestgebruik. Het fossiel energieverbruik in Sc3V daalde verder door vergisting van alle dikke fractie en het UFC.

Samenvattend werd als gevolg van de verwerking van alle mest de broeikasgasemissie in Sc1V 11% hoger dan de referentie. De broeikasgasemissie van de overige scenario's bleef lager. De ammoniakemissie werd 23% hoger in Sc1V, 19% hoger in Sc2V en 12% hoger in Sc3V. De fijnstofemissie werd in Sc1V 25% hoger, in Sc2V 16% hoger en in Sc3V 9% hoger ten opzichte van de referentie. In het algemeen betekende dit dat bij het verwerken van meer mest de milieubelasting steeg vergeleken met het gebruik van drijfmest in combinatie met kunstmest. In het scenario zonder vergisting stegen alle milieu-indicatoren boven de referentie. Alleen met vergisting kon de emissie van broeikasgassen en het fossiel energieverbruik lager blijven.

**Tabel 4.9:** Relatieve verandering van de milieubelasting ten opzichte van de uitgangssituatie en ten opzichte van de referentie bij het verwerken van alle drijfmest in plaats van alleen het overschot

	Broeikasgasemissie		Ammoniakemissie		Nitraatuitspoeling		Fijnstofemissie		Fossiel energieverbruik	
	% verandering	%	% verandering	%	% verandering	%	% verandering	%	% verandering	%
<b>Vleesvarkensdrijfmest</b>										
Referentie (RefV)	-	100	-	100	-	-	-	100	-	100
Scenario 1 (Sc1V)	13	111	20	123	-	-	22	125	35	134
Scenario 2 (Sc2V)	-	84	16	119	-	-	15	116	7	84
Scenario 3 (Sc3V)	-11	76	13	112	-	-	11	109	-32	45
<b>Rundveedrijfmest</b>										
Referentie (RefR)	-	100	-	-	-	100	-	-	-	100
Scenario 1 (Sc1R)	47	49	-	-	25	124	-	-	946	59

'-' = verandering < 5%.



#### 4.3.3 Ammoniakemissie tijdens verwerking

Tijdens de verwerking van de drijfmest treedt verlies van ammoniak op. In de uitgangssituatie werd gerekend met een totaal ammoniakverlies van 4% tijdens verwerking (2%) en opslag (2%). Op basis van de uitkomsten van de massabalans in Hoeksma *et al.* (2011) is gerekend met een maximaal verlies van 10% N als ammoniak tijdens de verwerking.

**Tabel 4.10:** Relatieve verandering van de ammoniak- en fijn stof emissie ten opzichte van de uitgangssituatie en ten opzichte van de referentie bij een hoge ammoniakemissie tijdens verwerking

	Ammoniakemissie		Fijnstofemissie	
	% verandering	%	% verandering	%
<b>Vleesvarkens-drijfmest</b>				
Referentie (RefV)	-	100	-	100
Scenario 1 (Sc1V)	11	113	10	113
Scenario 2 (Sc2V)	11	113	10	111
Scenario 3 (Sc3V)	11	111	10	108

'-' = verandering < 5%.

De ammoniakemissie in de vleesvarkensdrijfmestscenario's steeg met 11% ten opzichte van de uitgangssituatie door een hogere ammoniakemissie tijdens verwerking (tabel 4.10). De fijnstofemissie steeg met 10%. Daarmee werd de ammoniakemissie in Sc1V en Sc2V 13% hoger en in Sc3V 11% hoger ten opzichte van de referentie. De fijnstofemissie werd 13% hoger in Sc1V, 11% hoger in Sc2V en 8% hoger in Sc3V. In het rundveedrijfmestscenario trad geen verandering op door de kleine hoeveelheid verwerkt digestaat. Door een hogere ammoniakemissie uit de verwerking zal mestverwerking leiden tot een hogere ammoniak- en fijnstofemissie vergeleken met de huidige praktijk.

#### 4.3.4 Stikstofwerkingscoëfficiënt van het mineralenconcentraat

De stikstofwerkingscoëfficiënt van het mineralenconcentraat beïnvloedt mogelijk de nitraatuitspoeling en het totale kunstmestgebruik. In de analyse is gebruik gemaakt van een NWC van 60% en 100% om het effect op het eindresultaat te toetsen. Uit de analyse werd duidelijk dat de veranderingen kleiner dan 5% waren, behalve voor het fossiel energieverbruik in het rundveedrijfmestscenario. Het verbruik steeg en daalde met 6% ten opzichte van de uitgangssituatie wanneer een NWC van respectievelijk 60% en 100% werd getoetst. De conclusies bleven onveranderd.

#### 4.3.5 Transportafstanden

In de praktijk zullen transportafstanden afhangen van de locatie van verwerking, vergisting en afzet. Om inzicht te geven in de invloed van deze parameter op het eindresultaat is het resultaat van kortere en langere transportafstanden van de producten bepaald. Dit is gedaan voor zowel de referenties als de scenario's. Er is gebruik gemaakt van maximale en minimale waarden voor transportafstanden zoals beschreven in bijlage 4. Voor de referentie en het scenario van rundveedrijfmest was aangenomen dat lokaal transport varieert tussen de 0 en 10 km en extern transport naar buiten de regio tussen de 5 en 20 km.

**Tabel 4.11:** Relatieve verandering van het fossiel energieverbruik ten opzichte van de uitgangssituatie en ten opzichte van de referentie bij kortere en langere transportafstanden

	Korter transport		Langer transport	
	% verandering	%	% verandering	%
<b>Vleesvarkensdrijfmest</b>				
Referentie (RefV)	-16	84	17	117
Scenario 1 (Sc1V)	-10	89	13	112
Scenario 2 (Sc2V)	-13	68	16	91
Scenario 3 (Sc3V)	-19	53	22	80
<b>Rundveedrijfmest</b>				
Referentie (RefR)	-	100	12	112
Scenario 1 (Sc1R)	-27	-9	271	12

‘-’ = verandering < 5%.

Het fossiel energieverbruik daalde 10 - 27% ten opzichte van de uitgangssituatie als gevolg van kortere transportafstanden en steeg 13 - 271% als gevolg van langere transportafstanden (Tabel 4.11). Voor lange transportafstanden werd het fossiel energieverbruik 17% hoger in RefV en 12% hoger in Sc1V ten opzichte van de referentie in de uitgangssituatie. Bij langere transportafstanden zal het verwerken zonder vergisting ten opzichte van de referentie relatief ongunstiger uitpakken voor het fossiel energieverbruik.

#### 4.3.6 Restwarmtebenutting uit de vergisting

De restwarmte uit vergisting is de warmte die overblijft na verwarming van het vergistingsproces. In de uitgangssituatie werd geen restwarmte uit de vergisting benut. Omdat in de praktijk steeds meer gebruik wordt gemaakt van deze warmte, is het effect hiervan op de eindresultaten bepaald. Aangenomen is dat de restwarmte die geproduceerd werd, warmte uit aardgas verdrong (Heat, natural gas, at boiler atm. low-NOx condensing non-modulating < 100kW in de Ecoinvent-database).

De resultaten laten zien dat de broeikasgasemissie en het fossiel energieverbruik verder daalden door de restwarmtebenutting uit de vergisting (tabel 4.12). In Sc2V en Sc3V daalde het fossiel energieverbruik met respectievelijk 11 en 26%. Daarmee werd het fossiel energieverbruik in de scenario's 31% (Sc2V) lager en 51% (Sc3V) lager ten opzichte van de referentie.

In Sc1R daalde de broeikasgasemissie 10% en het fossiel energieverbruik met 587% ten opzichte van de uitgangssituatie. Daarmee werd de broeikasgasemissie 70% lager en het fossiel energieverbruik 148% lager ten opzichte van de referentie. Het benutten van de restwarmte vergroot daarmee het milieukundig voordeel van vergisting voor broeikasgasemissie en fossiel energieverbruik.

**Tabel 4.12:** Relatieve verandering van de broeikasgasemissie en het fossiel energieverbruik ten opzichte van de uitgangssituatie en ten opzichte van de referentie bij restwarmtebenutting uit de vergisting

	Broeikasgasemissie		Fossiel energieverbruik	
	% verandering	%	% verandering	%
<b>Vleesvarkensdrijfmest</b>				
Referentie (RefV)	-	-	-	100
Scenario 2 (Sc2V)	-	-	-11	69
Scenario 3 (Sc3V)	-	-	-26	49
<b>Rundveedrijfmest</b>				
Referentie (RefR)	-	100	-	100
Scenario 1 (Sc1R)	-10	30	-587	-48

‘-’ = verandering < 5%.

#### 4.3.7 Elektriciteitsbron

In deze studie is aangenomen dat gas de bron vormt van elektriciteitsproductie bij een stijging van de vraag naar meer elektriciteit en kolen de bron is die vermeden wordt bij een daling van diezelfde vraag. Om dit uitgangspunt te toetsen zijn de bronnen omgewisseld. Gas is als bron genomen die vermeden wordt bij de levering van elektriciteit en kolen zijn als bron genomen bij een vraag naar elektriciteit.

**Tabel 4.13:** Relatieve verandering van de broeikasgasemissie en het fossiel energieverbruik ten opzichte van de uitgangssituatie en ten opzichte van de referentie bij verandering van de elektriciteitsbron

	Broeikasgasemissie		Fossiel energieverbruik	
	% verandering	%	% verandering	%
<b>Vleesvarkensdrijfmest</b>				
Referentie (RefV)	-	100	6	106
Scenario 1 (Sc1V)	-	-	-	-
Scenario 2 (Sc2V)	5	92	-	-
Scenario 3 (Sc3V)	9	92	8	71
<b>Rundveedrijfmest</b>				
Referentie (RefR)	-	100	-	100
Scenario 1 (Sc1R)	64	54	413	22

‘-’ = verandering < 5%.

De verandering in de bron van elektriciteit had alleen effect in de scenario's met vergisting (tabel 4.13). In Sc2V, Sc3V en Sc1R steeg de broeikasgasemissie met respectievelijk 5, 9% en 64% ten opzichte van de uitgangssituatie. Het fossiel energieverbruik steeg met 6% in de referentie, met 8% in Sc3V en 413% in Sc1R. De verandering werd veroorzaakt door een hogere emissie van broeikasgassen en vraag naar energie per eenheid geproduceerde elektriciteit uit kolen. Voor gas zijn deze lager per eenheid geproduceerde elektriciteit. Zowel voor de broeikasgasemissie als het fossiel energieverbruik bleef het resultaat relatief lager ten opzichte van de referentie en veranderde daarmee de conclusie niet.

#### 4.3.8 Conclusies

De verschillende milieu-indicatoren werden hoofdzakelijk beïnvloed door:

- Broeikasgasemissie:
  - o Hoeveelheid drijfmest/ digestaat verwerkt
  - o Opslagduur van drijfmest
  - o Restwarmtebenutting uit de vergisting
  - o Bron van elektriciteitsproductie
- Ammoniakemissie:
  - o Hoeveelheid drijfmest/ digestaat verwerkt
  - o Ammoniakemissie tijdens verwerking
- Nitraatuitspoeling:
  - o Toediening op bouwland of grasland
- Fijnstofemissie:
  - o Hoeveelheid drijfmest/ digestaat verwerkt
  - o Ammoniakemissie tijdens verwerking
- Fossiel energieverbruik:
  - o Hoeveelheid drijfmest/ digestaat verwerkt
  - o Transportafstanden
  - o Restwarmte benutting vergisting
  - o Bron van elektriciteitsproductie

Tabel 4.14 geeft een overzicht van de conclusies uit de gevoeligheidsanalyse. De verandering in conclusie heeft betrekking op de vergelijking tussen de scenario's en de referenties.

**Tabel 4.14:** Resultaten gevoeligheidsanalyse en de verandering in de conclusie

<b>Getoetste parameter en aanname</b>	<b>Verandering in conclusie</b>
Opslagduur van alle verwerkte drijfmest 3 maanden.	Hogere broeikasgasemissie in Sc1V.
Verwerken van alle drijfmest of digestaat in plaats van alleen het overschot.	Hogere broeikasgasemissie, ammoniak- en fijnstofemissie en fossiel energieverbruik in Sc1V. Hogere ammoniak- en fijnstofemissie in Sc2V en Sc3V. Hogere nitraatuitspoeling in Sc1R.
Ammoniakemissie tijdens verwerking 10% N.	Hogere ammoniak- en fijnstofemissie in Sc1V, Sc2V en Sc3V.
Stikstofwerkingscoëfficiënt van het mineralenconcentraat: 60% of 100%.	Geen verandering.
Transportafstanden langer en korter.	Geen verandering.
Restwarmte benutting uit de vergisting.	Geen verandering.
Elektriciteitsbron (gas of kolen).	Geen verandering.

## 5 Fase 4: Interpretatie en discussie

Deze studie geeft inzicht in hoe de milieubelasting verandert wanneer mestverwerkingsproducten worden toegepast zoals geproduceerd in de pilots mineralenconcentraat, en waarbij het mineralenconcentraat boven de norm van dierlijke mest gebruikt wordt. De analyse richt zich daarmee zowel op de productie als op de toepassing van deze producten. Om de resultaten in een breder kader te zetten worden deze besproken in het zicht van mestverwerking en milieu in Nederland, de afbakening en uitgangspunten van de studie en de gevoeligheid van de uitkomsten voor verandering in een aantal parameters en aannames.

### 5.1 Mestverwerking en milieu in Nederland

In de komende jaren worden de fosfaatgebruiksnormen in Nederland aangescherpt waardoor naar verwachting lokale mestoverschotten zullen stijgen (Verdoes *et al.*, 2008). Daarmee vormen de huidige en verwachte toekomstige druk op de mestmarkt en het milieu in de Nederlandse landbouw een uitdaging om tot nieuwe oplossingen te komen aangaande mestmanagement. Mestverwerking wordt beschouwd als een oplossingsrichting voor deze problematiek. Deze oplossingsrichting richt zich op het beter verdelen van nutriënten over verschillende afzetkanalen door bijvoorbeeld scheiding en/ of het maken van gezuiverde bemestingsproducten, zoals mineralenconcentraten. Verwacht wordt dat de mestverwerkingsproducten gebruikt kunnen worden als kunstmest of buiten de landbouw kunnen worden afgezet. Op deze wijze zou een verlaging van de milieudruk mogelijk zijn.

Deze studie laat zien dat de veranderingen in milieubelasting, door de productie en het gebruik van de eindproducten uit vleesvarkens- en rundveedrijfmest van de pilots mineralenconcentraat, zich voornamelijk voordoen in de emissie van broeikasgassen en het fossiel energieverbruik. Veranderingen in ammoniakemissie, nitraatemissie en fijnstofemissie treden niet of nauwelijks op wanneer alleen het overschot aan drijfmest of digestaat wordt verwerkt. Dit zou betekenen dat, wanneer dit verwerkingsprincipe op grote schaal toegepast zou worden voor het verwerken van het overschot aan mest zonder vergisting, de milieubelasting gelijk blijft. Het toevoegen van vergisting van één of meerdere fracties zou de emissie van broeikasgassen en het fossiel energieverbruik terugdringen. Wanneer er een grotere hoeveelheid drijfmest verwerkt wordt dan alleen het overschot, stijgt naar verwachting de ammoniak- en fijnstofemissie. Het is onzeker of mestverwerking op grote schaal toegepast zal worden. Factoren die deze opschaling beïnvloeden zijn onder andere: het centraal of decentraal verwerken van de drijfmest, daaraan gekoppelde distributie en transportafstanden van de verwerkingsproducten en de kosten van mest- en productafzet.

Deze studie heeft zich gericht op het centraal verwerken van vleesvarkensdrijfmest. De verwachting is dat dit ook de mainstream zal vormen, omdat dit lagere kosten met zich meebrengt dan verwerking op individuele bedrijven (Verdoes *et al.*, 2008). Distributiegegevens van mestproducten en transportafstanden in deze studie zijn gebaseerd op nationale statistieken en de pilotbedrijven. Daarbij is het de vraag tot in hoeverre deze bedrijven de praktijk representeren van toekomstige mestverwerking. Ervan uitgaande dat dit wel het geval is en afzetmogelijkheden zich positief ontwikkelen zou dit kunnen betekenen dat 39% (gemiddelde overschotfractie bijlage 4) van alle vleesvarkensdrijfmest in Nederland (7 miljoen ton in 2010) verwerkt zou worden (totaal 2,73 miljoen ton verwerkt). Uitgaande van Sc3V (incl. vergisting dikke fractie en UFC) zou dan in het meest gunstigste geval ongeveer 190 miljoen kg CO<sub>2</sub>-eq bespaard worden en ongeveer 27 miljoen kg olie-eq (1,15 PJ) minder energie uit fossiele brandstof nodig zijn vergeleken met de RefV waarin geen drijfmest wordt verwerkt. Dit representeert respectievelijk ongeveer 0,10% van de totale broeikasgasemissie (198 Mton CO<sub>2</sub>-eq, 2009) en 3,3% van het elektriciteitsverbruik (35,1 PJ in 2009) in Nederland.

De verwerking van rundveedrijfmest in deze studie heeft zich gericht op bedrijfsniveau. De resultaten laten zien dat er in Sc1R een sterke daling in broeikasgasemissies en het energieverbruik plaatsvindt, maar dat de ammoniak- en fijnstofemissie stijgt. De reductie in broeikasgas en fossiel energieverbruik kan mogelijk een positieve bijdrage leveren op landelijk niveau. Emissie van meer ammoniak en fijnstof zorgt voor een nadelig effect. Daarentegen wordt verwacht dat het voor melkveehouders niet rendabel zal zijn om drijfmest te verwerken tot mineralenconcentraat in verband met hoge investeringskosten (Verdoes *et al.*, 2008). Daarnaast is de problematiek voor drijfmest anders voor rundveebedrijven vergeleken met varkensbedrijven. De verwachting is dat rundveebedrijven meer met

een kleinschaliger overschot komen te zitten wanneer de normen worden aangescherpt. Dit betekent dat eenvoudige verwerkingstechnieken mogelijk interessanter zullen zijn in verband met lagere kosten en praktische implementatie. Hoe de milieubelasting van grootschalige productie en gebruik van mineralenconcentraat uit rundveedrijfmest zal veranderen is dan ook niet duidelijk.

Economische aspecten van de productie en het gebruik van onder andere mineralenconcentraat zijn niet in deze studie meegenomen, maar zullen naar verwachting de hoofdfactor vormen in hoe het verwerken van drijfmest zich zal ontwikkelen. Hier wordt verder op ingegaan in het deelonderzoek waarin een economische analyse is gedaan van de productie en afzet van de producten uit de pilots mineralenconcentraat.

## 5.2 Afbakening en uitgangspunten

De afbakening en uitgangspunten in een LCA-studie zijn een essentieel onderdeel van de analyse. In deze studie is gebruik gemaakt van de consequential benadering van LCA. Deze benadering brengt de veranderingen die plaatsvinden als gevolg van mestverwerking in kaart. Dit betekent verder dat de uitkomsten van de studie niet 1-op-1 te vergelijken zijn met andere LCA-studies mits deze uitgevoerd zijn volgens dezelfde benadering. De afbakening van dit onderzoek komt overeen met andere LCA-studies (Hamelin *et al.*, 2010; Lopez-Ridaura *et al.*, 2009; Prapasongsa *et al.*, 2010; Wesnæs *et al.*, 2009). Keuzes voor de uitgangspunten zijn gemaakt op basis van discussie in de projectgroep, met behulp van expertkennis en literatuur. Een aantal uitgangspunten worden hier nader beschouwd: milieu-indicatoren, mineralenconcentraat als kunstmestvervanger en de vergisting.

### 5.2.1 Milieu-indicatoren

De milieu-indicatoren (broeikasgasemissie, ammoniakemissie, nitraatuitspoeling, fijnstofemissie en fossiel energieverbruik) gebruikt in deze studie representeren de voornaamste milieucompartmenten die beïnvloed worden door de productie en het gebruik van mest- en bemestingsproducten. Uit een recente studie, over een LCA van verschillende mestmanagementsystemen voor varkensmest, blijken deze indicatoren de meest essentiële te zijn aangaande mestmanagement (Prapasongsa *et al.*, 2010). Andere indicatoren die van belang kunnen zijn voor het gebruik van drijfmest en mestproducten zijn onder andere zware metalen en emissie van componenten uit geneesmiddelen (Radersma, 2010). Deze emissies zijn in deze studie buiten beschouwing gelaten.

Emissie van fosfaat is niet meegenomen in deze analyse, maar wordt meer en meer als een belangrijke milieu-indicator gezien met het oog op dreigende tekorten (Schröder *et al.*, 2010). Fosfaat is een belangrijke component voor de groei van gewassen, maar draagt tevens bij aan eutrofiering van de omgeving wanneer deze uit- of afspoelt van landbouwgronden. De uitspoeling van fosfaat is moeilijk vast te stellen, omdat het immobiel is in de bodem en sterk afhankelijk is van onder andere het bemestingsverleden en de fosfaattoestand van de bodem. In deze studie is aangenomen dat de totale fosfaatemissie niet verandert als gevolg van de productie van mineralenconcentraten, omdat de totale input uit dierlijke mest en kunstmest gelijk is in ieder scenario. Wanneer andere bemestingsstrategieën toegepast zouden worden (bijv. evenwichtsbemesting) zou de fosfaatemissie mogelijk kunnen dalen. Dit zou ten gunste komen van de totale fossiele fosfaatbehoefte in het systeem, wat een reductie in fosfaatkunstmest zou betekenen en een reductie in de fosfaataccumulatie in landbouwgronden. In een LCA-studie zou dit een reductie in de milieubelasting betekenen.

### 5.2.2 Mineralenconcentraat als 'kunstmestvervanger'

Het concept van de productie van een N, K-mineralenconcentraat richt zich op het 'vervangen van N en K-kunstmest' door de toepassing bovenop de gebruiksnorm voor dierlijke mest (LNV, 2008). In deze studie is aangenomen dat de behoefte aan N, P en K gelijk blijft voor alle afzetkanalen in de referenties zowel als in de scenario's. Dit betekent dat ieder verschil ten opzichte van de referentie aangevuld moet worden. Aangenomen is dat dit door kunstmest gebeurt. Wanneer deze afwenteling meegenomen en berekend wordt, wordt duidelijk dat er geen N-kunstmest vervangen wordt, maar dat er een verschuiving van het kunstmestgebruik plaatsvindt (Tabel 4.1). Duidelijk wordt dat mogelijk de

lokale behoefte aan kunstmest daalt en dat de behoefte tegelijk stijgt op een andere plaats buiten de regio of zelfs buiten Nederland. Er kan daarom gesproken worden van een effectievere inzet van beschikbare nutriënten in de lokale regio als het mineralenconcentraat hier wordt toegediend. Dit sluit aan bij Dijk *et al.* (2008) die noemen dat mestbewerking niet leidt tot minder mineralen, maar er mogelijk wel voor zorgt dat aanbod en behoefte meer in evenwicht komen. De studie geeft daarbij geen inzicht in veranderende gewasteelt en bemestingspraktijk.

Wanneer de milieubelasting uit het gebruik van mestproducten en kunstmest in het buitenland buiten beschouwing wordt gelaten zou het milieuvoordeel van het gebruik van mineralenconcentraat kunnen stijgen. Maar, omdat binnen de grenzen van deze studie het aandeel geëxporteerde drijfmest en gebruikte kunstmest in het buitenland klein is, wordt na een verkennende berekening duidelijk dat dit geen invloed heeft op de eindconclusies.

Het kaliumgehalte in het mineralenconcentraat is relatief hoog ten opzichte van drijfmest. In deze studie is aangenomen dat alle mineralenconcentraat in de regio wordt toegediend op basis van de totale N- en P-gebruiksnormen. Uit berekening blijkt dat er hierdoor een overbemesting aan K optreedt in de regio (Sc1V, Sc2V en Sc1R). In de praktijk zal de kaliumbemesting hierdoor mogelijk suboptimaal zijn en daarnaast mogelijk onwenselijk in het geval beweiding van melkvee in verband met onder andere kopziekte. Dit betekent dat er mogelijk meer transport van mineralenconcentraat naar andere locaties nodig zal zijn. Hierdoor zouden hoofdzakelijk het fossiel energieverbruik en de emissie van broeikasgassen als gevolg van transport kunnen stijgen.

### 5.2.3 Vergisting

De scenario's met vergisting laten een reductie zien in broeikasgasemissie en fossiel energieverbruik. Dit komt overeen met andere studies (Vries *et al.*, 2010; Prapaspongsa *et al.*, 2010). Vergisting van drijfmest gaat vaak samen met het toevoegen van co-substraten (co-vergisting) om de gasproductie te verhogen. Co-substraten die gebruikt worden tijdens de vergisting zijn meestal restproducten uit de verwerkende industrie, zoals bietenstaartjes of aardappelzetmeel en/of producten die specifiek geteeld worden voor de vergisting, zoals maïssilage (Amon *et al.*, 2007; Thomassen and Zwart, 2008).

In deze studie is uitgegaan van mono-vergisting van drijfmest (Sc1R) of dikke fractie (Sc2V) eventueel in combinatie met concentraat uit ultra filtratie (Sc3V). Dit betekent dat de milieubelasting van het gebruik van co-substraten niet is meegenomen. Recente studies hebben een indruk gegeven van de milieubelasting van het gebruik van verschillende co-substraten waaronder maïssilage, bietenpunten (of staartjes), tarwegistconcentraat, glycerine en aardappelrestproducten (Vries *et al.*, 2010; Vries en Zwart, 2010; Thomassen en Zwart, 2008). Hieruit blijkt dat glycerine en bietenstaartjes een grote bijdrage leveren aan de energieproductie en reductie van CO<sub>2</sub> emissie. Hierbij moet aangemerkt worden dat deze studies voornamelijk de broeikasgasemissies berekend hebben van het gebruik van deze producten. Andere milieu-indicatoren zijn onbekend. Daarnaast is de benadering van LCA op een andere methode gestoeld waardoor de uitkomsten niet direct toepasbaar zijn in deze studie. Er wordt bijvoorbeeld niet gekeken naar de afwenteling van het gebruik van bijvoorbeeld veevoerproducten tijdens de vergisting (volgens consequential LCA). Het gebruik van reststromen kan namelijk de toepassing in gebruik als veevoer wegnemen waardoor er een ander product als veevoer nodig is. Uit een andere recente studie is dit effect wel meegenomen (Vinken *et al.*, 2011). In deze studie, waar maïssilage, bietenstaartjes, glycerine en tarwegistconcentraat zijn vergeleken, blijkt dat mono-vergisten milieukundige voordelen heeft, maar een lage energieproductie levert vergeleken met het toevoegen van co-substraten. Bietenstaartjes, maïssilage en glycerine in combinatie met maïssilage reduceren de emissie van broeikasgassen en het fossiel energieverbruik ten opzichte van het vergisten van alleen mest. Daarentegen stijgen de potentiële verzuring en eutrofiëring bij het gebruik van maïssilage, glycerine in combinatie met maïssilage en tarwegistconcentraat.

Voor de resultaten in deze studie zou dit betekenen dat voor Sc3V en Sc1R, die co-substraten gebruiken waaronder mais en bietenpunten, een verdere reductie in de broeikasgasemissies en het fossiel energieverbruik plaats zou vinden, maar mogelijk een stijging van de ammoniak-, nitraat- en fijnstofemissie.

In deze studie is niet meegenomen het effect op de verandering in organische stofgehalte in de bodem door het plaatsen van vergiste drijfmest. Uit recent Deens onderzoek blijkt dat deze

verandering klein is en daardoor geen grote bijdrage heeft aan de totale emissie van CO<sub>2</sub> (Hamelin *et al.*, 2010).

De ammoniakemissie bij de toediening van digestaat wordt mogelijk hoger door een hoger gehalte aan N<sub>min</sub> ten opzichte van drijfmest. Andere studies tonen aan dat dit niet het geval is, doordat de digestaat sneller infiltreert in de bodem (Amon *et al.*, 2006). In de praktijk zal naar verwachting deze emissie dan ook variëren. Voor dit onderzoek betekent dit dat de ammoniakemissie in Sc1R mogelijk overschat is. Naar verwachting zal deze dalen wanneer een gelijke absolute emissie als drijfmest gebruikt zou worden. Van de grootte van deze mogelijke daling wordt geen effect op de eindconclusies verwacht.

### 5.3 Gevoeligheid van de resultaten

De invloed van verandering in een zevental parameters en onderliggende aannames op de eindresultaten zijn onderzocht in de gevoeligheidsanalyse. Uit de analyse blijkt dat de hoeveelheid verwerkte drijfmest veel invloed heeft op de milieubelasting. Wanneer in de praktijk meer mest verwerkt wordt, zullen de ammoniakemissie en fijnstofemissie naar verwachting stijgen. Dit is onder andere afhankelijk van de totale emissie die optreedt tijdens verwerking en bij de toediening van de eindproducten. In deze studie is gebruik gemaakt van de meest recente gegevens over de emissie van broeikasgassen en ammoniak. Wanneer toedieningsmethoden en/ of de methode van verwerking veranderen, zal ook de ammoniakemissie veranderen. Door de ontwikkelingen van nieuwe technologie, of toepassen van bestaande technologie (bijv. luchtwassers) kan de emissie van ammoniak mogelijk dalen bij het verwerken en toedienen van mestproducten.

Transportafstanden beïnvloeden voornamelijk het energieverbruik en de emissie van broeikasgassen. Een andere mogelijk factor die invloed kan hebben is het transportmaterieel. Als het transport met tractor en aanhanger wordt gedaan in plaats van met een truck met oplegger, zorgt dit mogelijk voor een stijging in het energieverbruik en de broeikasgasemissie, omdat tractoren een relatief hoger verbruik hebben per gereden kilometer (EcoinventCentre, 2007). Naast dit aspect kan lokaal transport mogelijk zorgen voor overlast door files en lawaai. Deze aspecten zijn niet inbegrepen in deze studie.

Afhankelijk van de situatie kunnen er meerdere veranderingen tegelijk optreden van de parameters en aannames die in de gevoeligheidsanalyse gebruikt zijn. Deze mogelijkheden zijn niet onderzocht. Verwacht wordt dat de totale hoeveelheid verwerkte drijfmest de overige resultaten ook sterk beïnvloedt. Dit wordt deels verder onderzocht in Vries *et al.* (2011).

De nitraatuitspoeling in deze studie verandert niet tot weinig. Doordat de uitspoeling onder andere afhankelijk is van de NWC van de producten, zou de NWC van het mineralenconcentraat mogelijk een belangrijk effect kunnen hebben. Na berekeningen voor 60% en 100% werking van het mineralenconcentraat wordt duidelijk dat dit weinig effect heeft op het eindresultaat (<5% verandering behalve voor het fossiel energieverbruik in Sc1R) wanneer alleen het overschot aan mest wordt verwerkt. Wanneer alle mest verwerkt zou worden, verandert naar verwachting de nitraatuitspoeling weinig. Mogelijk dat het fossiel energieverbruik daalt of stijgt bij een respectievelijk hoger en lagere NWC, omdat er minder en meer kunstmest nodig is. Uit ander deelonderzoek van de pilots wordt verwacht dat de nitraatuitspoeling door het gebruik van mineralenconcentraat weinig verschilt vergeleken met drijfmest. In de praktijk zal verder onderzocht moeten worden of dit daadwerkelijk geen invloed heeft op de emissie.

De nitraatuitspoeling in dit onderzoek was berekend op basis van het N-overschot en een gewogen gemiddelde uitspoelingsfractie over de bodemsoorten (bijlage 5). De resultaten geven daarmee geen onderscheid tussen bodemsoorten.

Huidige technieken voor kunstmestproductie worden moderner en daarmee 'schoner'. In deze studie zijn de gegevens uit de Ecoinvent-database gebruikt. Huidige BAT (Best Available Techniques) technieken laten een daling in onder andere de N<sub>2</sub>O emissie zien voor de productie van ammoniumnitraat (Brentrup en Pallière, 2008; EC, 2011). Omdat in deze studie ongeveer evenveel kunstmest wordt gebruikt in de referenties en scenario's zal dit naar verwachting geen invloed hebben op de eindconclusies. Het absolute totaal van de referenties en scenario's zal daarentegen wel veranderen. Uit een verkennende berekening wordt duidelijk dat de broeikasgasemissie en het fossiel



energieverbruik dalen (respectievelijk ongeveer 16-18% en 29-40%), maar dat er geen veranderingen in de vergelijking tussen de referenties en scenario's optreden.

## 6 Conclusies

Het doel van dit LCA-onderzoek was het beantwoorden van de onderzoeksvraag: *‘Wat is de verandering in de milieubelasting (broeikasgasemissie, ammoniakemissie, nitraatuitspoeling, fijnstofemissie en het fossiel energieverbruik) van de productie en het gebruik van de eindproducten uit de pilotbedrijven mineralenconcentraat in combinatie met drijfmest en kunstmest ten opzichte van het gebruik van drijfmest en kunstmest?’*

Dit onderzoek toont aan dat door de productie en het gebruik van mineralenconcentraat uit drijfmest ten opzichte van het gebruik van ruwe drijfmest:

- Er geen of nauwelijks kunstmest wordt vervangen binnen de systeemgrenzen van dit onderzoek, omdat het kunstmestgebruik verschuift (afwentelt) van de ene locatie naar de andere (tabel 4.1).
- De milieubelasting niet of nauwelijks verandert wanneer alleen een overschot aan vleesvarkensdrijfmest verwerkt wordt (tabel 4.2 en figuur 4.1).
- Afhankelijk van of er vergist wordt, kan bij verwerken van vleesvarkensdrijfmest de emissie van broeikasgassen en het fossiel energieverbruik met respectievelijk 15% en 34% gereduceerd worden. Bij vergisten van alle rundveedrijfmest en verwerken van het overschot digestaat kan dit oplopen tot een reductie van 67% voor broeikasgasemissie en 107% voor fossiel energieverbruik, wat een netto energieproductie betekent (figuur 4.2). Dit effect wordt versterkt wanneer restwarmte uit de vergisting benut wordt.
- Bij gecombineerd vergisten van de dikke fractie en het UFC uit vleesvarkensdrijfmest, de emissie van broeikasgassen en het fossiel energieverbruik verder verminderen (respectievelijk 5% en 16%) vergeleken met vergisten van alleen dikke fractie.
- De emissie van ammoniak, fijnstof en de nitraatuitspoeling door verwerken van vleesvarkensdrijfmest niet of weinig (maximaal 3%) verandert bij de geteste scenario's wanneer alleen een overschot aan drijfmest verwerkt wordt.

Aanvullend wordt voor vleesvarkensdrijfmest op basis van de gevoeligheidsanalyse geconcludeerd dat:

- Bij verwerking van alle drijfmest (1 ton):
  - o De broeikasgasemissie in het scenario zonder vergisting (Sc1V) stijgt met 13% en in de scenario's met vergisting daalt met 4% (Sc2V) en 11% (Sc3V). Daarbij wordt de broeikasgasemissie in Sc1V 11% hoger ten opzichte van de referentie.
  - o Het fossiel energieverbruik in het scenario zonder vergisting stijgt met 35% en in het scenario met vergisting van alleen dikke fractie stijgt met 7%. Daarnaast daalt het fossiel energieverbruik met 32% in het scenario met vergisting van dikke fractie en UFC. Daarbij wordt het fossiel energieverbruik in Sc1V 34% hoger ten opzichte van de referentie.
  - o De ammoniakemissie in de verwerkingsscenario's stijgt met 13 - 20%. Omdat ammoniak gedefinieerd is als een precursor van fijnstof, stijgt hiermee de fijnstofemissie met 11 - 22%. Daarbij wordt de ammoniakemissie in de scenario's 12 - 23% hoger en de fijnstofemissie 9 - 25% hoger ten opzichte van de referentie.
  - o De ammoniakemissie en fijnstofemissie in de verwerkingsscenario's, bij het verwerken van alleen een overschot aan drijfmest, stijgen met respectievelijk 11% en 10% wanneer de ammoniakemissie tijdens verwerking 10% is. Daarbij wordt de ammoniakemissie in de scenario's 11 - 13% hoger en de fijnstofemissie 8 - 13% hoger ten opzichte van de referentie.
  - o De broeikasgasemissie in de verwerkingsscenario's met 6 - 7% stijgt wanneer de opslagduur van het verwerkte deel drijfmest niet korter wordt. Daarbij wordt de broeikasgasemissie van het verwerkingsscenario zonder vergisting (Sc1V) 3% hoger ten opzichte van de referentie.
  - o Het fossiel energieverbruik in de referentie en de scenario's daalt met 10 - 19% bij kortere transportafstanden en stijgt met 13 - 22% bij langere transportafstanden.
  - o Het fossiel energieverbruik in de scenario's met vergisting daalt met 11% (Sc2V) en 26% (Sc3V) wanneer de restwarmte uit vergisting benut wordt.

Aanvullend wordt voor rundveedrijfmest geconcludeerd dat:

- Bij verwerking van alle digestaat (1 ton):
  - o De broeikasgasemissie in het scenario stijgt met 47%.

- Het fossiel energieverbruik in het scenario stijgt met 946%. Het verbruik blijft lager ten opzichte van de referentie.
  - De ammoniakemissie en fijnstofemissie in het scenario niet verandert.
- De ammoniakemissie en fijnstofemissie in het scenario, bij het verwerken van alleen een overschot aan digestaat, niet veranderen wanneer de ammoniakemissie tijdens verwerking 10% is.
- De broeikasgasemissie in het scenario stijgt met 167% wanneer de opslagduur van het verwerkte deel drijfmest niet korter wordt. De emissie blijft lager ten opzichte van de referentie.
- Het fossiel energieverbruik in de referentie en het scenario dalen met respectievelijk 1% en 27% bij kortere transportafstanden en stijgen met respectievelijk 12% en 271% bij langere transportafstanden.
- De broeikasgasemissie en het fossiel energieverbruik in het scenario dalen met respectievelijk 10% en 587% wanneer de restwarmte uit vergisting benut wordt.
- De broeikasgasemissie en het fossiel energieverbruik in het scenario stijgen met respectievelijk 64% en 413% wanneer de bron voor elektriciteitsproductie verandert. De broeikasgasemissie en het fossiel energieverbruik blijven lager ten opzichte van de referentie.

## Literatuur

Aarts, H.F.M., Daatselaar, C.H.G., Holshof, G., 2008. Bemesting, meststofbenutting en opbrengst van productiegrasland en snijmaïs op melkveebedrijven. Plant Research International, Wageningen, The Netherlands.

Amon, B., Kryvoruchko, V., Amon, T., Zechmeister-Boltenstern, S., 2006. Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112, 153-162.

Amon, T., Amon, B., Kryvoruchko, V., Zollitsch, W., Mayer, K., Gruber, L., 2007. Biogas production from maize and dairy cattle manure - Influence of biomass composition on the methane yield. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118, 173-182.

Berglund, M., Börjesson, P., 2006. Assessment of energy performance in the life-cycle of biogas production. *Biomass and Bioenergy* 30, 254-266.

Brentrup, F., Pallière, C., 2008. GHG emissions and energy efficiency in European nitrogen fertiliser production and use. *Proceedings 639. The International Fertiliser Society (IFS)*.

Boheemen, L.M. van, 2006. Haalbaarheidstudie van biomassavergisting in de glastuinbouw. Praktijkonderzoek Plant en Omgeving, Business Unit Glastuinbouw, Naaldwijk.

CBS, 2008a. Huisvesting landbouwhuisdieren 2008. Centraal Bureau voor de Statistiek, Den Haag/Heerlen.

CBS, 2008b. Personal Communication with Centraal Bureau voor de Statistiek, In: Vries, J.W. de (Ed.), Wageningen, The Netherlands.

CBS, 2011. Dierlijke mest en mineralen; productie, transport en gebruik per regio. Centraal Bureau voor de Statistiek, Heerlen.

Dalgaard, T., Halberg, N., Porter, J.R., 2001. A model for fossil energy use in Danish agriculture used to compare organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 87, 51-65.

De Boer, H.C., 2008. Co-digestion of Animal Slurry Can Increase Short-Term Nitrogen Recovery by Crops. *J. Environ. Qual.* 37, 1968-1973.

Dekker, P.H.M., Stilma, E.S.C., van Geel, W.C.A., Kool, A., 2009. Levenscyclusanalyse meststoffen bij gebruik in de biologische en gangbare landbouw. Praktijkonderzoek Plant en Omgeving, Wageningen University & Research Centre, Lelystad, The Netherlands.

Dijk, W. van, Dekker, P.H.M., De Haan, J., 2008. Mestacceptatie in de akkerbouw: welke rek zit er nog in? Notitie in het kader van de CDM themamiddag "Naar evenwicht op de mestmarkt" op 24 juni 2008. Praktijkonderzoek Plant en Omgeving, Wageningen UR, Lelystad.

Dijk, W. van, Prins, H., de Haan, M.H.A., Evers, A.G., Smit, A.L., Bos, J.F.F.P., van der Schoot, J.R., Schreuder, R., van der Wekken, J.W., van Dam, A.M., van Reuler, H., van der Maas, R., 2007. Economische consequenties op bedrijfsniveau van het gebruiksnormenstelsel 2006 - 2009 voor de melkveehouderij en akker- en tuinbouw. Studie i.k.v. evaluatie meststoffenwet 2007, PPO nr. 365. Praktijkonderzoek Plant en Omgeving, Landbouw Economisch Instituut, Animal Sciences Group en Plant Research International van Wageningen Universiteit en Research Centre, Lelystad, Nederland.

DR, 2009. Mestbeleid 2008 - 2009 tabellen. Dienst Regelingen van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.

DR, 2010. Gegevens aangeleverd ten behoeve van het onderzoek LCA mineralenconcentraten. Transportdata 2009 van de pilotbedrijven mineralenconcentraten. Dienst Regelingen, Assen.

EC, 2011. ELCD core database version II. DG Joint Research Centre of the European Commission.

EcoinventCentre, 2007. Ecoinvent data v2.0 Final reports econinvent 2007. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland.

Ekvall, T., Weidema, B., 2004. System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 9, 161-171.

Fraters, B., Bouwmans, L.J.M., van Leeuwen, T.C., Reijs, J.W., 2007. De uitspoeling van het stikstofoverschot naar grond- en oppervlaktewater op landbouwbedrijven, Rapport 680716002. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven.

Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M.A.J., de Schryver, A., Struijs, J., van Zelm, R., 2009. ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and endpoint level. First edition. Ministry of Spatial Planning and Environment (VROM), The Hague.

Groenestein, C.M., Huijsmans, J.F.M., Velthof, G.L., Van Bruggen, C., 2011. Ammonia emission factors for livestock housing and manure storages in the Netherlands based on total ammoniacal nitrogen. Submitted to *Atmospheric Environment*.

Hamelin, L., Wesnæs, M., Wenzel, H., Petersen, B.M., 2010. Life cycle assessment of biogas from separated slurry. University of Southern Denmark, Odense, Denmark.

Hoeksma, P., Buissonjé, F.E.d., 2010. Persoonlijke mededeling omtrent de situatie van Bedrijf A in de pilots mineralenconcentraten, In: Vries, J.W. de (Ed.), Wageningen.

Hoeksma, P., Buissonjé, F.E.d., Ehlert, P.H.I., Horrevorts, J.H., 2011. Mineralenconcentraten uit dierlijke mest. Monitoring van pilot bedrijven. Wageningen UR Livestock Research, Wageningen.

Huijsmans, J.F.M., Bussink, D.W., Groenestein, C.M., Velthof, G.L., Vermeulen, G.J., 2011. Ammonia emission factors for field applied manure, fertilizers and grazing in the Netherlands. Submitted to *Atmospheric Environment*.

Huijsmans, J.F.M., Hol, J.M.G., 2010. Ammoniakemissie bij toediening van concentraat op beteeld bouwland en grasland. Concept rapport. Plant Research International, Wageningen.

IPCC, 1997. Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas emission inventories. IPCC, Geneva, Switzerland.

IPCC, 2006a. Emissions from livestock and manure management, Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. IPCC, Geneva, Switzerland.

IPCC, 2006b. Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva, Switzerland.

ISO-14040, 2006. Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework. International Organisation for Standardisation (ISO), Geneva.

JRC, 2009. General guidance document for Life Cycle Assessment (LCA). Draft for public consultation, In: Wolf, M.A., Chomkhamisri, K. (Eds.), *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook*, Brussels.

Kipon, 2009. Overbelading: overschreiding van de aslast. Wetgeving in Duitsland. Kippervervoerders Organisatie Nederland.

KWIN, 2009-2010. Kwantitatieve Informatie Veehouderij 2009-2010. Wageningen UR Livestock Research, Lelystad, The Netherlands.

Leeden, R.H.C. van der, van Roover, P.P.M.J., van de Wassenberg, A.H.M., 2003. Mestvergisting op boerderijniveau. Vergunninglevering en haalbaarheid van vergisting van mest en biomassa. HAS Kennis Transfer, 's-Hertogenbosch.

LNV, 2008. Start Pilots Inzake Kunstmestvervangers. Ministerie van landbouw, natuur en voedselkwaliteit, Den Haag.

Lopez-Ridaura, S., Werf, H.v.d., Paillat, J.M., Le Bris, B., 2009. Environmental evaluation of transfer and treatment of excess pig slurry by life cycle assessment. *Journal of Environmental Management* 90, 1296-1304.

Luesink, H., 2009. Persoonlijke mededeling aangaande de mestmarkt en kunstmestproducten, In: Vries, J.W. de (Ed.), Den Haag.

Melse, R.W., Buisonjé, F.E.d., Verdoes, N., Willers, H.C., 2004. Quick scan be- en verwerkingstechnieken voor dierlijke mest. Animal Sciences Group onderdeel van Wageningen Universiteit en Research Centre, Wageningen.

Mol, R. de, Hilhorst, M.A., 2004. Emissiereductie voor methaan uit mestopslagen. *Agrotechnology & Food Innovations*, Wageningen.

Mol, R.M. de, Hilhorst, M.A., 2003. Methaan-, lachgas- en ammoniakemissie bij productie, opslag en transport van mest. IMAG, Instituut voor Milieu- en Agritechniek, Wageningen.

Mosquera, J., Schils, R.L.M., Groenestein, C.M., Hoeksma, P., Velthof, G.L., Hummelink, E., 2010. Emissies van lachgas, methaan en ammoniak uit mest na scheiding. Wageningen UR Livestock Research. Rapport 427, Lelystad.

Oenema, O., Velthof, G.L., Kuikman, P.J., 2001. Beperking van emissie van methaan en lachgas uit de landbouw: identificatie van kennishiaten. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Ovinge, J., 2008. Biogas Flevoland. Agro Milieu Coöperatie voor boer & bodem (AMCBB), Lelystad. PPO, 2009..

Prapasongsa, T., Christensen, P., Schmidt, J.H., Thrane, M., 2010. LCA of comprehensive pig manure management incorporating integrated technology systems. *Journal of Cleaner Production* 18, 1413-1422.

Radersma, S., 2010. Brede inventarisatie milieu effecten van veehouderij en landbouw. Wageningen UR Livestock Research, Lelystad.

RIVM, 2009. Fijn stof. Effecten op de gezondheid. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven.

Schils, R.L.M., Oudendag, D.A., Van der Hoek, K.W., de Boer, J.A., Evers, A.G., De Haan, M.H., 2006. Broeikasgasmodule BBPR, Praktijkrapport Rundvee 90. Animal Sciences Group/ Alterra part of Wageningen University and Research Centre & Rijksinsituut voor Volksgezondheid en Milieu, Wageningen, The Netherlands.

Schröder, J.J., 2005. Manure as a suitable component of precise nitrogen nutrition, The International Fertiliser Society Conference, Cambridge, UK.

Schröder, J.J., Uenk, D., Hilhorst, G., 2007. Long-term nitrogen fertilizer replacement value of cattle manures applied to cut grassland. *Plant and Soil* 299, 83-99.

Schröder, J.J., Aarts, H.F.M., van Middelkoop, J.C., Velthof, G.L., Reijs, J.W., Fraters, B., 2009. Nitrates directive requires limited inputs of manure and mineral fertilizer in dairy farming systems. *Plant Research International*, Wageningen, The Netherlands.

Schröder, J.J., Cordell, D., Smit, A.L., Rosemarin, A., 2010. Sustainable use of phosphorus. EU Tender ENV.B.1/ ETU/ 2009/ 0025. Wageningen University and Research Centre (Report 357), Stockholm Environment Institute (SEI), Wageningen, The Netherlands.

Schröder, J.J., van Middelkoop, J.C., van Dijk, W., Velthof, G.L., 2008. Quick scan stikstofwerking van dierlijke mest. Actualisering van kennis en de mogelijke gevolgen van aangepaste forfaits. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-rapport 85. Wageningen Universiteit, Wageningen.

Smolders, M., 2010. Personal Communication, In: Vries, J.W. de (Ed.), Wageningen.

Stehfest, E., Bouwman, L., 2006. N<sub>2</sub>O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. Nutrient Cycling in Agroecosystems 74, 207-228.

Thomassen, M., Dalgaard, R., Heijungs, R., de Boer, I., 2008. Attributional and consequential LCA of milk production. The International Journal of Life Cycle Assessment 13, 339-349.

Thomassen, M., Zwart, K., 2008. Ontwikkeling Duurzaamheidsmaatlat Covergisting van Dierlijke mest met Bijproducten. Animal Sciences Group, Wageningen Universiteit en ResearchCentre, Wageningen, The Netherlands.

Timmerman, M., Van Dooren, H.J.C., Biewinga, G., 2005. Mestvergisting op boerderijschaal. Animal Sciences Group part of Wageningen University and Research Centre, Wageningen, The Netherlands.

Timmerman, M., van Riel, J.W., Bisschops, I., van Eekert, M., 2009. Optimaliseren van mestvergisting. Animal Sciences Group, Lelystad.

Velthof, G.L., 2009. Kunstmestvervangers onderzocht. Tussentijds rapport van het onderzoek in het kader van de pilots Mineralenconcentraten. Alterra, Wageningen UR, Wageningen, The Netherlands.

Velthof, G.L., 2010. Persoonlijke mededeling vanuit het project mineralenconcentraten, In: Vries, J.W. de (Ed.), Wageningen.

Velthof, G.L., Hummelink, E., 2011. Ammoniak- en lachgasemissie bij toediening van mineralenconcentraten. Resultaten van laboratoriumproeven in het kader van de Pilot Mineralenconcentraten. Alterra, Wageningen.

Velthof, G.L., Mosquera, J., 2010. Calculation of nitrous oxide emission from agriculture in the Netherlands; update of emission factors and leaching fraction. Alterra, Wageningen, The Netherlands.

Velthof, G.L., van Bruggen, C., Groenestein, C.M., de Haan, B.J., Hoogeveen, M.J., Huijsmans, J.F.M., 2009. Methodiek voor berekeningen van ammoniakemissie uit de landbouw in Nederland, Rapport 70 Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu. Wageningen Universiteit en Research Centre, Wageningen, Nederland.

Verdoes, N., Meijer, G., Uenk, J., Verkerk, H., 2008. Mestbewerking en -verwerking: meer waarde uit mest. Notitie in het kader van de CDM themamiddag "Naar evenwicht op de mestmarkt" op 24 juni 2008. Animal Sciences Group & Cumela Nederland, Lelystad.

Vinken, T.M.W.J., Vries, J.W. de, De Boer, I.J.M., 2011. Environmental impact of anaerobic co-digestion of pig manure. MSc. Thesis report APS-80430. Animal Production Systems Group, Wageningen.

Vries, J.W. de, Corré, W.J., Van Dooren, H.J.C., 2010. Environmental assessment of untreated manure use, manure digestion and co-digestion with silage maize. Wageningen UR Livestock Research. Report 372, Lelystad, the Netherlands.

Vries, J.W. de, Groenestein, C.M., de Boer, I.J.M., 2011. Environmental consequences of processing manure to produce mineral fertilizer and bio-energy. Manuscript in preparation.

Vries, J.W. de, Zwart, K.B., 2010. Development sustainability index Part 2. Co-digestion of animal manure with by-products. Wageningen UR Livestock Research, Wageningen, The Netherlands.

VROM, 2010. Besluit emissie-eisen middelgrote stookinstallaties milieubeheer. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Den Haag.

Weidema, B., Frees, N., Nielsen, A.-M., 1999. Marginal production technologies for life cycle inventories. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 4, 48-56.

Wesnæs, M., Wenzel, H., Petersen, B.M., 2009. Life Cycle Assessment of Slurry Management Technologies. Department of Agroecology and Environment, Faculty of Agricultural Sciences, Aarhus University, Aarhus, Denmark.

Zeeman, G., 1994. Methane production/emission in storages for animal manure. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 37, 207-211.

Zwart, K.B., Oudendag, D.A., Ehlert, P.A.I., Kuikman, P.J., 2006. Duurzaamheid co-vergisting van dierlijke mest. Alterra Report: 1437, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands.



## Bijlagen

### Bijlage 1: Pilotbedrijven en data

In deze bijlage de resultaten van de massascheiding gepresenteerd zoals gebruikt in de analyse (Hoeksma *et al.*, 2011) (tabel B1.1).

Voor Bedrijf A is van de situatie uitgegaan dat er vergisting van UFC en dikke fractie plaatsvindt. De gegevens in tabel B1.1 voor bedrijf A zijn vastgesteld op 10-9-2010 in samenspraak met Hoeksma en Buisonjé (2010). De scheidingsresultaten zijn berekend op basis van de totale tonnages input en output per dag. Het ontbrekende deel (4%) betreft biogas. De output is gecorrigeerd voor de fractie co-substraat in de input. Dit is gedaan door de output per eindproduct te vermenigvuldigen met de fractie drijfmest in de input. Er is aangenomen dat deze fractie drijfmest in de input gelijk is in de eindproducten. De gebruikte samenstellingen van de processtromen staan in tabel B1.2.

**Tabel B1.1:** Massascheiding van de input naar de eindproducten per pilotbedrijf uit Hoeksma *et al.* (2011)

Bedrijf	Input ton	Dikke fractie		Mineralen- concentraat		Permeaat		Digestaat		UFC	
		ton	%	ton	%	ton	%	ton	%	ton	%
A	190	-	-	32	17%	55	29%	95	50%	-	-
H	100		24%		7%		25%		-		44%
Cluster											
B	100		21%		43%		36%	-	-	-	-
C	100		20%		30%		50%	-	-	-	-
D	100		12%		32%		56%	-	-	-	-
E	100		25%		50%		25%	-	-	-	-
F	100		18%		40%		42%	-	-	-	-
Gemiddelde (B t/m F)											
	100		19%		39%		42%	-	-	-	-

DF = dikke fractie, MC = mineralenconcentraat en UFC = concentraat uit ultra filtratie.

**Tabel B1.2:** Samenstellingen van de stromen voor bedrijf A waarmee is gerekend in de analyse (datum 8-10-2010) (Hoeksma and Buisonjé, 2010)

Stroom	N	P	K	Na	NH <sub>4</sub> -N	DS	Ruw as	OS
digestaat	8.13	1.98	5.47	1.38	5.28	97.2	29.6	67.6
dikke fractie	11.1	8.40	3.47	0.76	5.45	318	73.6	244
concentraat UF	5.30	0.39	2.87	0.73	3.18	38.2	11.2	27.1
concentraat OO	6.36	0.12	6.07	1.62	6.03	26.0	16.3	9.63
permeaat OO	0.38	0.01	0.16	0.04	0.36	0.62	0.46	0.16

DS = droge stof, OS = organische stof

## Bijlage 2: Methaanemissie uit de mestopslag

Voor het bepalen van de methaanemissiefactoren uit mestopslagen is gebruikt gemaakt van een model aanwezig bij Wageningen UR Livestock Research (Mol en Hilhorst, 2003). Het model is gebaseerd op metingen uit (Zeeman, 1994). Dit model is onder andere gebruikt voor de methaanemissieberekeningen voor verschillende bedrijfsomstandigheden (Mol en Hilhorst, 2004).

De methaanemissiefactoren uit de opslag zijn gecorrigeerd voor het verschil in organische stof inhoud van de mest. Dit is gedaan op basis van de lineaire verhouding zoals beschreven in de IPCC-normen (IPCC, 2006).

### *Methaanemissie uit mestopslagen van vleesvarkensdrijfmest*

Voor de methaanemissieberekening van vleesvarkensdrijfmest is uitgegaan van de referentie zoals beschreven in het rapport. De drijfmest wordt in de mestkelder opgeslagen en daarna naar een buitenopslag overgepompt. Gedurende de winterperiode (september - maart) wordt alle drijfmest in opslag gehouden (kelder of silo). In het groeiseizoen wordt de drijfmest regelmatig afgevoerd en/ of uitgereden. Het overpompen en afvoeren van drijfmest uit de mestkelder en mestopslag wordt op verschillende momenten gesimuleerd (Tabel B2.1 en B2.2). Hierbij is rekening gehouden met een gemiddelde opslagduur van ongeveer 3 maanden (Smolders, 2010). Deze data zijn gebruikt als input voor het model.

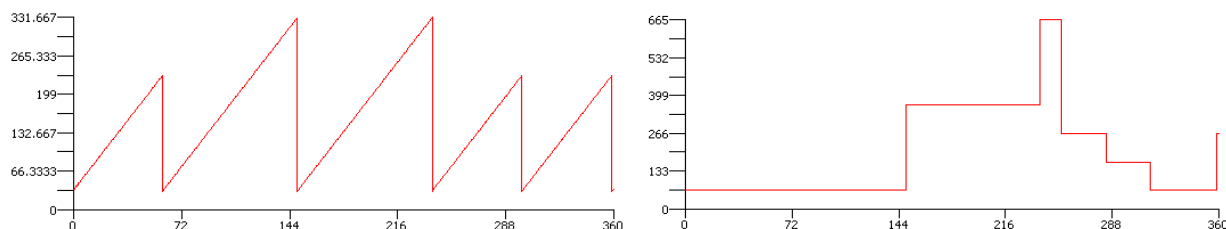
**Tabel B2.1:** Simulatiedata van overpompen en afvoer/ toediening van drijfmest uit de mestkelder voor vleesvarkensdrijfmest in de referentiesituatie

Dag (#)	Hoeveelheid (m <sup>3</sup> )	Silo of afvoer
255	200	Afvoer
345	300	Silo
75	300	Silo
135	200	Afvoer
195	200	Silo

**Tabel B2.2:** Simulatiedata van afvoer/ toediening van drijfmest uit de buitenopslag voor vleesvarkensdrijfmest in de referentie

Dag (#)	Af voer (m <sup>3</sup> )
90	400
120	100
150	100

Figuur B2.1 toont de vulling van de mestkelder en de buitenopslag gedurende het jaar met op de x-as het aantal dagen en op de y-as de vulling in m<sup>3</sup>. Hierbij moet benadrukt worden dat de data op de x-as niet overeenkomen met de data in de tabellen (het starttijdstip is 250, dit is 0 in de grafiek. De bijbehorende methaanemissiefactoren zijn 1,78 en 0,23 kg CH<sub>4</sub> ton<sup>-1</sup> drijfmest uit de mestkelder en silo respectievelijk (2,01 kg CH<sub>4</sub> ton<sup>-1</sup> totaal). Na correctie ten aanzien van het organische stof gehalte bedraagt dit respectievelijk 1,33 en 0,29 kg CH<sub>4</sub> ton<sup>-1</sup> drijfmest (totaal 1.62 kg CH<sub>4</sub> ton<sup>-1</sup>).



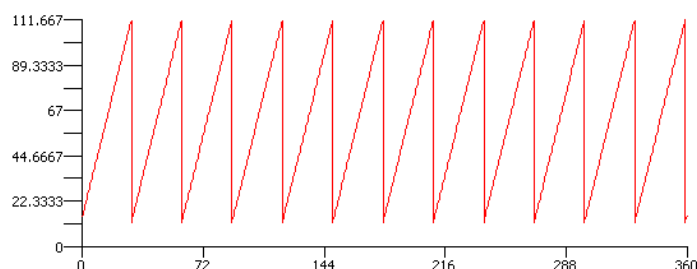
**Figuur B2.1:** Vulling van de mestkelder (links) en mestopslag (rechts) gedurende het jaar met op de x-as het aantal dagen en op de y-as de vulling in m<sup>3</sup>.

Uit de praktijk blijkt dat door het verwerken van de drijfmest deze gemiddeld korter is opgeslagen. Dit is geschat op 1 maand. Tabel B2.3 presenteert de input voor het simuleren van de afvoer van drijfmest uit de mestkelder in de mestverwerkingsscenario's. In deze scenario's vindt geen buitenopslag plaats.

**Tabel B2.3:** Simulatiedata van overpompen en afvoer/ toediening van drijfmest uit de mestkelder voor vleesvarkensdrijfmest in de mestverwerkingsscenario's

Dag (#)	Hoeveelheid (m <sup>3</sup> )
225	100
255	100
285	100
315	100
345	100
15	100
45	100
75	100
105	100
135	100
165	100
195	100

Figuur B2.2 toont de vulling van de mestkelder en de buitenopslag gedurende het jaar voor de mestverwerkingsscenario's met op de x-as het aantal dagen en op de y-as de vulling in m<sup>3</sup>. Nogmaals moet benadrukt worden dat de data op de x-as niet overeenkomen met de data in de tabellen (het starttijdstip is 250, dit is 0 in de grafiek). De bijbehorende methaanemissiefactor is 0,39 kg CH<sub>4</sub> ton<sup>-1</sup> drijfmest uit de mestkelder. Na correctie ten aanzien van het organische stof gehalte bedraagt dit 0.29 kg CH<sub>4</sub> ton<sup>-1</sup> mest.



**Figuur B2.2:** Vulling van de mestkelder gedurende het jaar in de mestverwerkingsscenario's met op de x-as het aantal dagen en op de y-as de vulling in m<sup>3</sup>.

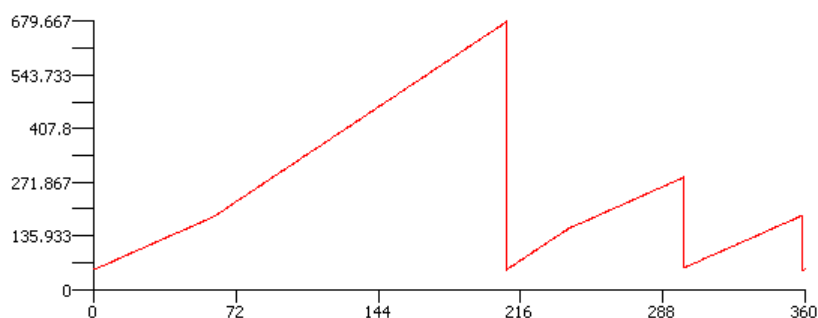
*Methaanemissie uit mestopslagen van rundveedrijfmest*

Om de methaanemissiefactoren voor rundveedrijfmest te bepalen is een gelijksoortige berekening gemaakt als voor vleesvarkensdrijfmest. Hierbij is aangesloten bij de beschreven referentie voor melkvee. Bij rundveedrijfmest is gebruikt gemaakt van alleen een mestkelder waar de drijfmest gedurende de gehele winterperiode wordt opgeslagen en in het groeiseizoen wordt uitgereden. Beweidings vindt plaats van mei t/m oktober. In deze periode wordt een derde van de drijfmest in de weide uitgescheiden. Deze situatie is gesimuleerd aan de hand van de data in tabel B2.4.

Figuur B2.3 toont de keldervulling in de referentie gedurende het jaar vanaf starttijdstip 245 (is 0 in de grafiek). Deze resultaten leveren een methaanemissiefactor op van 3,36 kg CH<sub>4</sub> ton<sup>-1</sup> drijfmest en 3,33 kg CH<sub>4</sub> ton<sup>-1</sup> na correctie voor het organische stofgehalte in de mest.

**Tabel B2.4:** Simulatiedata van afvoer/ toediening van drijfmest uit de mestkelder voor rundveedrijfmest in de referentiesituatie

Dag (#)	Afvoer (m <sup>3</sup> )
90	630
180	230
240	140



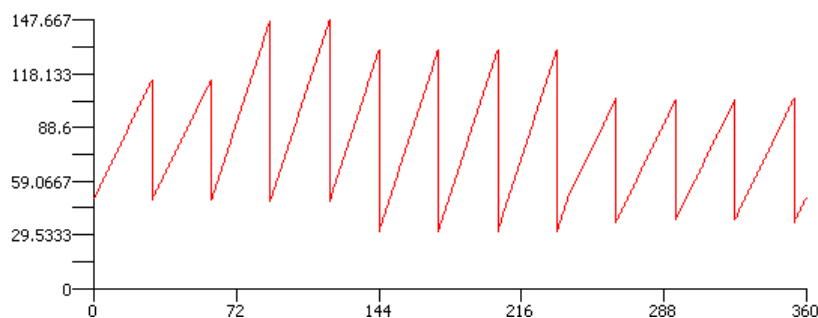
**Figuur B2.3:** Vulling van de mestkelder voor rundveedrijfmest in de referentie gedurende het jaar met op de x-as het aantal dagen en op de y-as de vulling in m<sup>3</sup>.

Tabel B2.5 toont de gegevens die gebruikt zijn voor de simulatie in het geval van het mestverwerkingsscenario. Hierin wordt de drijfmest ongeveer maandelijks afgevoerd.

Figuur B2.4 toont de keldervulling in het mestverwerkingsscenario gedurende het jaar vanaf starttijdstip 245 (is 0 in de grafiek). Deze resultaten leveren een methaanemissiefactor op van 0,21 kg CH<sub>4</sub> ton<sup>-1</sup> wat gelijk blijft na correctie voor het organische stofgehalte in de mest.

**Tabel B2.5:** Simulatiedata van afvoer/ toediening van drijfmest uit de mestkelder voor rundveedrijfmest in het mestverwerkingsscenario

Dag (#)	Afvoer (m <sup>3</sup> )
270	66
300	66
330	100
360	100
25	100
55	100
85	100
115	100
145	68
175	66
205	66
235	68



**Figuur B2.4:** Vulling van de mestkelder voor rundveedrijfmest in het mestverwerkingsscenario gedurende het jaar met op de x-as het aantal dagen en op de y-as de vulling in m<sup>3</sup>.

**Bijlage 3: Verdeling van drijfmest**

Tabel B3.1 presenteert de productie, het gebruik en de fracties van vleesvarkensdrijfmest die binnen de regio of buiten de regio worden afgezet voor de provincies met een overschot.

**Tabel B3.1:** Productie en gebruik van vleesvarkensdrijfmest en de fractie drijfmest die binnen en buiten de regio wordt gebruikt in de overschotprovincies (CBS, 2011). De gegevens betreffen gemiddelden over het jaar 2004 t/m 2008

Provincie met overschot	Productie (1000 kg)	Gebruik (1000 kg)	% regio	% buiten regio
Overijssel	920946	466032	51	49
Gelderland	1291099	686914	53	47
Utrecht	186474	126923	68	32
Noord Brabant	2874012	1453638	51	49
Limburg	872372	734549	84	16
Gemiddelde	-	-	61	39
Minimum	-	-	51	-
Maximum	-	-	84	-

**Bijlage 4: Data transportafstanden**

In tabel B4.1 worden de gegevens weergegeven die gebruikt zijn bij het bepalen van de transportafstanden. Er is gebruik gemaakt van een steekproef uit het originele bestand van Dienst Regelingen. De resultaten zijn berekend en gebruikt als gewogen gemiddeldes.

**Tabel B4.1:** Transportafstanden van de aanvoer en afvoer van de producten naar de pilotinstallaties (DR, 2010)

Bedrijf	Aanvoer km (n)	Afvoer MC (regio) km (n)	Afvoer dikke (buiten de regio) km (n)
A	10,6 (719)	66 (248)	-
B	8,3 (1426)	24 (462)	120 (413)
C	9,9 (949)	4 (202)	142 (206)
D	-	40 (9)	184 (2)
E	-	3 (4)	51 (10)
F	25,2 (1235)	27 (136)	106 (277)
Gewogen gemiddelde	13,9	31	120
Minimale waarde	8,3	3	51
Maximale waarde	25,2	66	184

'-' = geen gegevens.

**Bijlage 5: Berekening van de nitraatuitspoelingsfracties (EN)**

The fraction of N-input, which leaches to groundwater ( $f_{MNL}$ ) is calculated by multiplying the N-leaching factors ( $f_{SNL}$ ) given by Fraters *et al.* (2007) (= the fraction of N-surplus which leaches) by the fraction of total soil-N-input which is soil-N-surplus ( $f_{INS}$ ).

$$f_{MNL} = f_{SNL} * f_{INS}$$

Fractions of N-leaching from N-surplus ( $f_{SNL}$ ) are taken or derived from Fraters *et al.* (2007) for the five situations: sand x crop, sand x grass, clay x crop, clay x grass and peat x grass. These are the main situations for the Netherlands. For clay and peat soils  $f_{SNL}$  is fairly constant, for sandy soils  $f_{SNL}$  differs strongly with groundwater table. Therefore we have calculated a weighed mean fraction for sand x grass and sand x crop, by taking the sum of all multiplications of the  $f_{SNL}$  of each groundwater table class with the fraction area ( $f_A$ ) of that groundwater table class of all sampled farms on sandy soils in the Netherlands (Fraters *et al.*, 2007).

$$f_{SNLi} = \sum f_{SNLj} \times f_{Aj}$$

i = sand x grass or sand x crop  
 j = Gt I - Gt VIII (Gt = groundwater table)

The fraction N-surplus from N-input ( $f_{INS}$ ) for sand x grass is derived from (Schröder *et al.*, 2009). The  $f_{INS}$  for sand x crop are derived from calculations by Dijk (unpublished data), N-input contains only the N-inputs to soil from outside: manure-N + fertilizer-N + wet-N-deposition. N-fixation by legumes was negligible for average conventional grassland or crop-land in the Netherlands. The N-outputs are exported crop-N and ammonia volatilization upon animal manure application. The inputs and outputs of nitrogen cycling within the soil are supposed to be the same (with average inputs in a year being the average outputs from the former year), and are not included in the N-surplus : N-input factor. This  $f_{INS}$  factor (Table B5.1) clearly differs between grass and crops (including maize and grass seed), but we assume the difference between soils to be negligible, because farms on all soils have to comply to the same Dutch normative rules and farmers generally fill up their manure-use space.

**Table B5.1:** Fractions of manure-N which leaches ( $f_{MNL}$ ) in different crop/grass x soil situations, as calculated by  $f_{MNL} = f_{SNL} * f_{INS}$ . With  $f_{SNL}$  as the fraction of N-surplus which leaches and with  $f_{INS}$  as the fraction of the N-input which ends up as N-surplus

Soil crop combination	$f_{SNL}$ ( )	$f_{INS}$ ( )	N-leaching fraction of total N input ( )
sand x crop land	0.43 <sup>a</sup>	0.428	0.184
sand x grass land	0.19 <sup>a</sup>	0.232	0.044
clay x crop land	0.36	0.428	0.154
clay x grass land	0.12	0.232	0.028
peat x grass land	0.04	0.232	0.009
Weighted average crop land <sup>b</sup>	0.39	0.43	0.17
Weighted average grassland <sup>b</sup>	0.15	0.23	0.03

<sup>a</sup> weighted average for groundwater depths.

<sup>b</sup> weighted average for soil type (weighing factors reported in Table 3.7).

**Bijlage 6: Beschrijving van de standaardbedrijven****Productie en afvoer van stikstof en fosfaat uit dierlijke mest op drie rundveebedrijven***Aannames*

Voor de veehouderijsector zijn drie standaardbedrijven gekozen: een op zand, een op klei en een op veen. Het aantal hectares en de melkproductie per hectare en de melkproductie per koe zijn het hoogst op klei. Daarom is het melkquotum het hoogst op het kleibedrijf (tabel B6.1). Op het kleibedrijf wordt het jongvee niet geweid. Op veengrond is het percentage snijmaïs laag. De drie bedrijven op zand, klei en veen hebben in Nederland een aandeel van respectievelijk 59%, 27% en 14%. Voor de berekening tot een 'gemiddeld veehouderijbedrijf voor grasland weiden' zijn deze percentages als basis genomen (Aarts *et al.*, 2008).

**Tabel B6.1:** Kengetallen voor het basisveehouderijbedrijf waarbij geweid wordt op zand, klei en veen en het gemiddeld veehouderijbedrijf waarbij geweid wordt (bron: Dijk *et al.*, 2007)

	basiszand15	basisklei16	basisveen11	Gewogen gemiddelde
grondsoort	zand	klei	Veen	
quotum (kg melk)	600000	700000	500000	613630
melkproductie (kg per ha)	15000	16000	11000	14727
melkproductie (kg per koe)	7500	8000	7500	7636
beweidingsstelsel <sup>1</sup>	B+6	B+8	O+4	B+6
weidegang jongvee	ja	nee	Ja	ja
aantal koeien	80	87.5	66.7	80
aantal pinken (= 40% van jongvee)	24	26	23	24
aantal kalveren (= 60% van jongvee)	36	39	34	37
oppervlakte (ha)	40	43.75	45.5	41.8
aandeel maïs	25%	25%	5%	22%
oppervlakte maïs (ha)	10	10.9	2.3	9.2
oppervlakte gras (ha)	30	32.8	43.2	33
gebruiksnorm	2009	2009	2009	2009
Plaatsing dierlijke mest (kg N per ha)	250	250	250	250
Stikstofgehalte (kg N per m <sup>3</sup> mest)	4,4	4,4	4,4	4,4
Fosfaatgehalte (kg fosfaat per m <sup>3</sup> mest)	1,6	1,6	1,6	1,6

<sup>1</sup> B =alleen overdag weiden, Sumf = volledig opstallen met geconserveerd ruwvoer, O = dag en nacht weiden; het getal '6' of '4' geeft de hoeveelheid bijgevoerd ruwvoer (kg ds per koe) weer.

*Berekening mestplaatsingsruimte dierlijke mest*

De drie bedrijven hebben een aandeel gras van 75% of meer, zodat derogatie (meer dan 70% grasareaal) kan worden toegepast. Dit betekent dat het zand-, klei- en veenbedrijf respectievelijk 40 x 250 kg N, 43,75 x 250 kg N en 45,5 x 250 kg N ofwel 10.000 kg N, 10.938 kg N en 11.375 kg N uit dierlijke mest mogen plaatsen.

*Berekening forfaitaire productie stikstof en fosfaat uit dierlijke mest*

Voor de berekening wordt als voorbeeld het zandbedrijf genomen (KWIN, 2009-2010). Het bedrijf heeft 80 koeien die gemiddeld per koe 7500 kg melk produceren met een ureumgehalte van 25 mg/100 ml. Uit de tabel excretie melkvee is af te lezen dat een koe 111 kg stikstof en 39,8 kg fosfaat produceert. Uit de tabel met de excreties van de overige diersoorten (Tabel over 2010 – 2013) is af te lezen dat een pink 66,7 kg stikstof en 22,3 kg fosfaat uitscheidt en een kalf 35,1 kg stikstof en 9,7 kg fosfaat.



Dit resulteert in een stikstof- en fosfaatproductie uit dierlijke mest op bedrijfsniveau zoals als volgt weergegeven:

80 x 111 =	8880 kg N
24 x 66,7 =	1601 kg N
36 x 35,1 =	<u>1264 kg N</u>
<b>Totaal bedrijf</b>	<b>11744 kg N</b>

De fosfaatproductie uit dierlijke mest op bedrijfsniveau is:

80 x 39,8 =	3184 kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>
24 x 22,3 =	535 kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>
36 x 9,7 =	<u>349 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub></u>
<b>Totaal bedrijf</b>	<b>4068 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub></b>

#### *Berekening verplichte mestafvoer*

De verplichte mestafvoer wordt berekend op basis van de te veel geproduceerde stikstof of fosfaat. Het aantal tonnen drijfmest dat moet worden afgevoerd op basis van fosfaat en stikstof moet voor fosfaat en stikstof worden berekend. De hoogste hoeveelheid mestafvoer die uit de berekeningen komt, moet worden afgevoerd.

Op basis van stikstof produceert het bedrijf 11744 kg N. Men mag slechts 10000 kg N plaatsen. Het bedrijf produceert dus 11744 - 10000 = 1744 kg N teveel. Dit moet verplicht worden afgevoerd. Bij een stikstofgehalte van 4,4 kg N ton<sup>-1</sup> moet er dus 396 ton drijfmest worden afgevoerd.

Op basis van fosfaat produceert het bedrijf 4068 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>. Men mag slechts 3850 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> plaatsen (bij een norm van 85 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> op bouwland en 100 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> op grasland). Het bedrijf produceert dus 4068 - 3850 = 218 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> teveel. Dit moet verplicht worden afgevoerd. Bij een fosfaatgehalte van 1,6 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ton<sup>-1</sup> moet er dus 218 / 1,6 = 136 ton drijfmest worden afgevoerd.

Op basis van stikstof moet 396 ton drijfmest worden afgevoerd en op basis van fosfaat 136 ton mest. Op het bedrijf moet dus uiteindelijk 396 ton drijfmest worden afgevoerd. Dit betekent een afvoer van 1744 kg N en van 396 x 1,6 = 634 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>. Voor fosfaat is dit 634 - 218 = 416 kg meer dan verplicht is op basis van de gebruiksnorm, omdat stikstof limiterend is. Dit 'gat' wordt gedeeltelijk weer opgevuld met kunstmest wanneer de gebruiksnorm werkzame N wordt gehanteerd.

#### *Berekening gebruiksnormen werkzame stikstof en fosfaat uit dierlijke mest en kunstmest*

Het bedrijf uit dit voorbeeld mag 10000 kg N uit dierlijke mest op het eigen land plaatsen. Naast dierlijke mest mag het bedrijf ook kunstmest aanvoeren. Om de maximale hoeveelheid aan te wenden stikstof uit kunstmest te berekenen, moet de totale gebruiksnorm van werkzame stikstof op bedrijfsniveau worden bepaald in combinatie met de hoeveelheid werkzame stikstof uit drijfmest.

Op grasland van zandgrond met beweiden mag 260 kg werkzame stikstof worden aangewend, op maïsland mag bij bedrijven met derogatie 160 kg werkzame N worden toegediend. Op bedrijfsniveau mag 30 x 260 + 10 x 150 = 9300 kg werkzame N worden toegediend. Van de 10000 kg stikstof uit dierlijke mest is 45% werkzaam (DR, 2009), dit is dus 4500 kg wat leidt tot 112,5 kg werkzame stikstof per hectare, oftewel 56,8 ton ha<sup>-1</sup>. De ruimte die op bedrijfsniveau overblijft om stikstofkunstmest aan te voeren is 9300 - 4500 = 4800 kg N. Dit is gemiddeld 120 kg N ha<sup>-1</sup> of bedrijfsniveau.

Voor fosfaatkunstmest is een zelfde soort berekening te maken. Op grasland mag 100 kg werkzame P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup> toegediend worden en op maïsland 85 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup> (DR, 2009). In totaal is dit 30 x 100 + 10 x 85 = 3850 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>. Door afvoer van fosfaat kan uiteindelijk 3434 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> geplaatst worden wat leidt tot 85 kg ha<sup>-1</sup>.

#### *Berekening behoefte aan kalium*

##### Bedrijven met beweiding

Op het bedrijf met zandgrond wordt 57 ton dierlijke mest per ha toegediend. Het kaliumgehalte in de drijfmest is 6,2 kg ton<sup>-1</sup> mest. Dit betekent dat 353,4 kg kalium op bedrijfsniveau wordt toegediend. Het bedrijfsadvies op basis van de behoefte aan kalium van gras en maïs bij een kali-getal voldoende voor de bodem is 299 kg kalium. Dit is berekend op basis van BBPR (Schils *et al.*, 2006). Op het

zandbedrijf wordt dus voldoende kalium met de drijfmest toegediend. Dit geldt ook voor het veenbedrijf. Bij het kleibedrijf is dat anders: er wordt 352,3 kg kalium met drijfmest op bedrijfsniveau toegediend, terwijl er 399,8 kg nodig is om aan de kaliumbehoefte van gras en maïs te voldoen. Er moet dus nog 47,5 kg kalium met kunstmest worden gegeven.

### Gebruik van stikstof en fosfaat uit dierlijke mest op twee standaardakkerbouwbedrijven in Nederland

Voor de akkerbouwsector in Nederland zijn twee standaardbedrijven gekozen: een op zand en een op klei. Voor het noordoostelijk zand- en dalgrondgebied is uitgegaan van een bedrijf met een 1:3 teelt van zetmeelaardappelen (NON1), voor het zuidwestelijk kleigebied betreft het een consumptieaardappelbedrijf (ZWK). De bouwplannen voor beide bedrijven zijn weergegeven in tabel B6.2. De grootte van de twee bedrijven is 90 ha voor NON1 en 60 ha voor ZWK. Het aantal bedrijven NON1 en ZWK is respectievelijk 4266 en 2124. Combinatie van het aantal bedrijven en het gemiddeld aantal hectares per bedrijf levert een implementatiegraad van respectievelijk 0,43 en 0,57. Met deze implementatiegraden is voor het gemiddeld akkerbouwbedrijf in Nederland berekend hoeveel drijfmest en welke samenstelling van de drijfmest (N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> en K<sub>2</sub>O) toegediend wordt (tabel B6.6) (CBS, 2008b).

**Tabel B6.2:** Aandeel gewassen in de bouwplannen van een standaardakkerbouwbedrijf in het noordoostelijk zand- en dalgrondgebied (NON1) met 90 ha en een standaardakkerbouwbedrijf in het zuidwestelijk kleigebied met 60 ha

Gewassen	Aandeel gewassen in bouwplan (in %)	
	klei	zand
	ZWK	NON1
consumptie-aardappelen	20	
zetmeelaardappelen		30
Pootaardappelen		3
suikerbieten	20	20
wintertarwe	30	
zomertarwe		6
zomergerst	5	27
korrelmaïs		4
graszaad	10	
koolzaad		3
zaaiui	3	
plantui	3	
waspeen		6
erwt/stamslaboon	5	
groene braak	4	
totaal (%)	100	100
Groenbemester	20	4

Om voor de bemesting de gewasbedrijfsnorm voor de standaardbedrijven te kunnen berekenen, is per gewas de gewasnorm voor stikstof weergegeven (tabel B6.3).

**Tabel B6.3:** Gewasnormen voor stikstof 2009 voor een aantal akkerbouwgewassen van twee standaardbedrijven (ZWK en NON1)

gewassen	Gewasnormen 2009	
	klei ZWK	zand NON1
consumptie-aardappelen	250	
zetmeelaardappelen		230
Pootaardappelen		120
suikerbieten	150	145
wintertarwe	220	
zomertarwe		140
zomergerst	80	80
korrelmaïs		150
graszaad	200	
koolzaad		158
Zaaiui	120	
plantui	170	
waspeen		110
erwt/stamslaboon	150	
groene braak	60	
groenbemester	60	0

Door het aandeel van de gewassen in de bouwplannen (tabel B6.2) te vermenigvuldigen met de gewasnorm voor stikstof per gewas (tabel B6.3) is de bijdrage en het aandeel (in %) van het gewas in de gewasbedrijfsnorm berekend en per bouwplan ook de gewasbedrijfsnorm (tabel B6.4).

**Tabel B6.4:** Bijdrage (kg N) en aandeel (in %) akkerbouwgewas in bedrijfsnorm stikstof (N) 2009 van twee standaardbedrijven (ZWK en NON1)

gewassen	Bijdrage gewas in bedrijfsnorm 2009		Aandeel (%) gewas in bedrijfsnorm 2009	
	Klei	zand	Klei	zand
	ZWK	NON1	ZWK	NON1
consumptie-aardappelen	50		24.9	
zetmeelaardappelen		69		46.3
pootaardappelen		3.6		2.4
suikerbieten	30	29	15.0	19.5
wintertarwe	66		32.9	
zomertarwe		8.4		5.6
zomergerst	4	21.6	2.0	14.5
korrelmaïs		6		4.0
graszaad	20		10.0	
koolzaad		4.74		3.2
zaaiui	3.6		1.8	
plantui	5.1		2.5	
waspeen		6.6		4.4
erwt/stamslaboon	7.5		3.7	
groene braak	2.4		1.2	
groenbemester	12		6.0	
gewasbedrijfsnorm	200.6	148.9	100	100

De bedrijfsnormen 2009 voor stikstof (N) en fosfaat ( $P_2O_5$ ) omvatten de gebruiksnormen N en  $P_2O_5$  uit dierlijke mest en de N en  $P_2O_5$  uit kunstmest.

De bedrijfsgewasnorm 2009 voor N is berekend (tabel B6.4). De gewasnormen voor  $P_2O_5$  zijn voor alle akkerbouwgewassen gelijk, namelijk  $85 \text{ kg ha}^{-1}$ , zodat de bedrijfsgewasnorm voor  $P_2O_5$  ook  $85 \text{ kg ha}^{-1}$  is. Voor kalium geldt geen gewasnorm, maar wel een adviesnorm gebaseerd op het kali-getal in de bodem en de kalibehoeftte van het gewas. Een en ander is weergegeven in tabel B6.5.

**Tabel B6.5:** Bedrijfsgewasnormen voor N,  $P_2O_5$  en bedrijfsadviesnorm voor K

meststof	Bedrijfsgewasnormen 2009 <sup>1</sup> (kg/ha)	
	Klei	Zand
	ZWK	NON1
N	200.6	148.9
$P_2O_5$	85	85
$K_2O$ <sup>2</sup>	150	200

<sup>1</sup> Gebruiksnormen gelden alleen voor N en  $P_2O_5$ .

<sup>2</sup> Voor kalium gelden adviesnormen voor bemesting, die zijn gebaseerd op het kali-getal van de bodem (incl. de voorspelling voor uitspoeling) en de gewasbehoefte (PPO, 2009).

De gebruiksnormen die gelden voor dierlijke mest zijn met derogatie  $250 \text{ kg N ha}^{-1}$  en zonder derogatie  $170 \text{ kg N ha}^{-1}$ . De gebruiksnormen zonder derogatie zijn weergegeven in tabel B6.6. Eveneens zijn de gebruiksnormen dierlijke mest voor  $P_2O_5$  in tabel B6.6 vermeld. Voor kalium ( $K_2O$ ) gelden geen gebruiksnormen.

**Tabel B6.6:** Gebruiksnormen dierlijke mest voor N en  $P_2O_5$ . Voor  $K_2O$  zijn er geen gebruiksnormen dierlijke mest

meststof	Gebruiksnormen dierlijke mest 2009 <sup>1</sup> (kg/ha)	
	klei	Zand
	ZWK	NON1
N	170	170
$P_2O_5$	85	85
$K_2O$	geen	Geen

De hoeveelheden toegediende varkensmest (vleesvarkens) die op de beide akkerbouwbedrijven in werkelijkheid en in deze studie worden toegediend zijn vermeld in tabel B6.7 ( $100$  en  $120 \text{ kg N ha}^{-1}$ ). In deze studie is aangenomen dat een akkerbouwer zijn volledige ruimte om drijfmest te plaatsen benut. Daarbij worden de waarden in tabel B6.7 gebruikt.

**Tabel B6.7:** Hoeveelheden toegediende vleesvarkensmest (ton/ha) en toegediende N (kg/ha),  $P_2O_5$  (kg/ha) en  $K_2O$  (kg ha)

	Klei ZWK	zand NON1	Gemiddeld akkerbouw- bedrijf Nederland	Gemiddeld akkerbouw- bedrijf in deze studie
Hoeveelheid <sup>1</sup> (ton/ha)	13,9	16,7	15,1	20,2
$N^1$ (kg/ha)	100	120	108,6	145,7
$P_2O_5^1$ (kg/ha)	58,4	70,0	63,3	85
$K_2O^1$ (kg/ha)	100	120	108,6	145,7

<sup>1</sup> zie voor verklaring hoeveelheid (ton/ha) en gehalten (kg/ha).

Op het ZWK- en NON1-bedrijf wordt respectievelijk  $100$  en  $120 \text{ kg N ha}^{-1}$  toegediend in de praktijk (Tabel 28 (Dijk *et al.*, 2007)). Dit is duidelijk onder de limiet van de gebruiksnorm (tabel B6.6) en door de vaste verhouding met fosfaat, blijft de fosfaatgift onder gebruiksnorm van  $85 \text{ kg } P_2O_5 \text{ ha}^{-1}$ . De hoeveelheid K is berekend door de mestgift te vermenigvuldigen met het  $K_2O$ -gehalte ( $7,2 \text{ kg } K_2O \text{ ton}^{-1}$  vleesvarkensmest).

De kunstmestgift voor stikstof op beide akkerbouwbedrijven is te berekenen uit de bedrijfsgewasnorm (tabel B6.5, waarbij de stikstof uitgedrukt is in werkzame stikstof) minus de N-gift uit dierlijke mest vermenigvuldigd met de N-werkingscoëfficiënt (voor kleigrond 0,6 en voor zandgrond 0,65). De kunstmestgift voor fosfaat wordt berekend uit de gebruiksnorm voor fosfaat ( $85 \text{ kg } P_2O_5 \text{ ha}^{-1}$ ) minus de fosfaatgift uit mest. De kunstmestgift voor  $K_2O$  wordt berekend uit de adviesnorm voor Kalium minus de  $K_2O$ -gift uit dierlijke mest. Het geheel is weergegeven in tabel B6.8.

**Tabel B6.8:** Kunstmestgiften voor de beide akkerbouwbedrijven

	Klei ZWK	zand NON1
N <sup>1</sup> (kg/ha)	113,2	55,3
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> <sup>1</sup> (kg/ha)	0	0
K <sub>2</sub> O <sup>1</sup> (kg/ha)	4,3	54,3



Wageningen UR Livestock Research

Edelhertweg 15, 8219 PH Lelystad T 0320 238238 F 0320 238050

E [info.livestockresearch@wur.nl](mailto:info.livestockresearch@wur.nl) | [www.livestockresearch.wur.nl](http://www.livestockresearch.wur.nl)