



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Advies tot monitoren van mogelijke risicovolle uitstoot door mestverwerkers – onderbouwd met **microbiologische metingen en modellering**

**Advies tot monitoren van mogelijke risicovolle
uitstoot door mestverwerkers – onderbouwd
met microbiologische metingen en modellering**

RIVM-briefrapport 2024-0204

Colofon

© RIVM 2024

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave.

DOI 10.21945/RIVM-2024-0204

S.K. Dollmann (auteur), RIVM
J. Schijven (auteur), RIVM
H.A.M. Sterk (auteur), RIVM
S. De Rijk (auteur), RIVM
M. Stunnenberg (auteur), RIVM
M. Wilbrink (auteur), RIVM
A.M. de Roda Husman (auteur), RIVM
F.M. Schets (auteur), RIVM

Contact:

Sophia Dollmann
Centrum Zoönosen en Omgevingsmicrobiologie
Sophia.dollmann.02@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van de Provincie Noord-Brabant.

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven

Nederland

www.rivm.nl

Publiekssamenvatting

Advies tot monitoren van mogelijke risicovolle uitstoot door mestverwerkers – onderbouwd met microbiologische metingen en modellering

In mest zitten micro-organismen, zoals bacteriën en virussen. Sommige micro-organismen kunnen mensen ziek maken als ze ermee in contact komen. Dit kan gebeuren door direct contact, door lucht in te ademen waarin deze micro-organismen zitten of door besmet water in te slikken, bijvoorbeeld tijdens het zwemmen in oppervlaktewater waar mest in is terechtgekomen.

In Nederland wordt steeds meer mest verwerkt, onder andere omdat er minder mest op het land mag worden gebruikt. De mest wordt op veehouderijen in mestverwerkingsinstallaties verwerkt of door speciale mestverwerkingsbedrijven die mest van verschillende veehouderijen verwerken (gecentraliseerde mestverwerkingsinstallaties). Bij de verwerking van mest kunnen sommige micro-organismen doodgaan en andere juist blijven leven. De provincie Noord-Brabant wil dat mestverwerkingsinstallaties hun uitstoot van micro-organismen zo veel mogelijk verminderen. Ze wil daarom weten hoe micro-organismen in de lucht rondom mestverwerking efficiënt kunnen worden gemeten. Het RIVM heeft hiermee een begin gemaakt door bacteriën in de lucht te meten op verschillende afstanden van twee varkensbedrijven die zelf mest verwerken. Dit is om praktische redenen gedaan tot 100 meter van de mestverwerkingsinstallatie. Het RIVM heeft twee soorten bacteriën gekozen die de mestverwerking kunnen overleven en makkelijk zijn te meten (intestinale enterokokken en sporen van sulfiet-reducerende Clostridia). Het is te bewerkelijk om alle micro-organismen te meten. Met een model dat het RIVM heeft gemaakt kan worden berekend hoe de bacteriën zich over een grotere afstand door de lucht verspreiden.

De gemeten soorten bacteriën zijn in zowel verse als verwerkte mest, en in de lucht gevonden. De modelberekeningen laten zien dat de concentraties steeds lager worden als de afstand tot het bedrijf groter wordt.

Meer metingen in mest en lucht zijn nodig om zeker te weten hoeveel bacteriën door mestverwerking in de lucht komen. Ook is het belangrijk om meer luchtmetingen te hebben van gecentraliseerde mestverwerkingsinstallaties. Dan is pas zeker dat de uitstoot uit de mestverwerking komt en niet uit de stallen op een veehouderij die zelf aan mestverwerking doet.

Kernwoorden: mestverwerking, luchtmetingen, emissies, monitoring, modellering

Synopsis

Advice for monitoring of possible risk emissions from manure processing – substantiated with microbiological analyses and modelling

Manure contains micro-organisms, such as bacteria and viruses. Humans may become ill when they are exposed to some of these micro-organisms. Exposure to these micro-organisms may happen through direct contact, inhalation of air which contains these micro-organisms or by ingestion of contaminated water, for instance during swimming in surface water in which manure has landed.

In the Netherlands, manure is more and more often processed. One of the reasons is that it is no longer allowed to apply large amounts of fresh manure on the land. Manure is processed in manure processing plants at livestock farms or by specialized manure processing companies that process manure from various livestock farms (so-called centralized manure processing plants). During the processing of manure, some micro-organisms may die-off whereas others stay alive. The Dutch province of North-Brabant wants manure processing plants to reduce their emission of micro-organisms as much as possible. Therefore, they want to know how to monitor micro-organisms in the air surrounding manure processing plants efficiently.

For this, RIVM has started to measure bacteria in the air at various distances from two pig farms that process their own manure. For practical reasons this was done up to 100 m from the manure processing plant. RIVM has chosen two types of bacteria that can survive manure processing and that are easy to measure (intestinal enterococci and spores of sulphite reducing *Clostridium*). It is too laborious to measure all micro-organisms. A model created by RIVM can calculate the spread of these bacteria through the air over longer distances.

The two types of bacteria were detected in both fresh and processed manure, as well as in the air. Model calculations showed that the concentrations decline with increasing distance to the farm. Additional measurements of these bacteria in manure and air are necessary to determine with more certainty how many bacteria actually enter the air through manure processing. It is also important to do more measurements at centralized manure processing plants. This is to make sure that the emission comes from manure processing and not from stables, which may be the case at livestock farms that process their own manure.

Keywords: manure processing, air measurements, emissions, monitoring, modelling

Inhoudsopgave

Samenvatting — 9

1 Inleiding — 11

1.1 Aanpak — 14

2 Materialen en methode — 15

2.1 Meetlocaties — 15

2.2 Monsternamen — 15

2.2.1 Mest — 15

2.2.2 Lucht — 15

2.3 Detectie van fecale indicatoren — 16

2.3.1 Mest — 16

2.3.2 Lucht — 17

2.4 Meteorologische gegevens — 18

2.5 Pluimmodel — 18

2.6 Correlatie tussen concentraties in mest en de emissiesterkte — 20

3 Resultaten — 21

3.1 Mest — 21

3.2 Lucht — 21

3.3 Pluimmodel — 22

3.4 Verband tussen concentraties indicatoren in mest en in de lucht — 24

4 Discussie — 25

5 Beperkingen van de studie — 29

6 Conclusies — 31

7 Aanbevelingen — 33

8 Dankwoord — 37

9 Referenties — 39

Bijlage 1 Processtappen van de twee mestverwerkingsinstallaties — 45

Bijlage 2 Windsnelheid per meetdag — 47

Bijlage 3 Parameters voor het pluimmodel — 48

Bijlage 4 Verband tussen concentratie van indicatororganismen in mest en de emissiesterkte — 54

Samenvatting

Inleiding

In opdracht van de provincie Noord-Brabant werd onderzocht of en hoe de uitstoot van potentieel risicovolle micro-organismen bij mestverwerkingsinstallaties zo efficiënt mogelijk in beeld kan worden gebracht.

Methode

Na een inventarisatie werden een aantal relevante ziekteverwekkers geïdentificeerd. Aangezien deze niet efficiënt kunnen worden gemeten werden twee zogenoemde indicatororganismen (intestinale enterokokken en sporen van sulfiet-reducerende Clostridia) geselecteerd. Deze twee indicatoren werden rond twee varkensbedrijven met eigen mestverwerking gemeten. Daarnaast is een verspreidingsmodel ontwikkeld om op basis van de gemeten concentraties indicatororganismen een inschatting van de emissiesterkte uit de mestverwerking te maken. Deze emissiesterkte is vervolgens gebruikt in het zogenoemde pluimmodel om concentraties op grotere afstanden te berekenen. Ook zijn metingen van de indicatororganismen in mest uitgevoerd. Met statistische analyses zijn verbanden tussen de concentratie van de indicatororganismen in mest en lucht onderzocht.

Resultaten

De gekozen indicatororganismen zijn in verschillende mestfracties (ruwe mest, digestaat, dunne en dikke fractie, bioactieve fractie) aangetoond. Ook in de lucht benedenwinds van de mestwerking zijn deze indicatororganismen aangetoond. Bovenwindse controlemetingen lieten hele lage concentraties zien, waardoor geconcludeerd kan worden dat de emissies van de varkensbedrijven met mestverwerking afkomstig zijn. Het is gelukt om een Gaussisch pluimmodel te fitten op de gemeten concentraties in de lucht om zo een emissiesterkte uit mestverwerking te bepalen. Met het Gaussisch pluimmodel kunnen ook de concentraties in lucht op grotere afstanden berekend worden. De gemodelleerde concentraties namen af naarmate de afstand tot de mestverwerkingsinstallatie groter werd. De uitgevoerde monitoring bestond uit luchtmetingen, maar een toekomstig monitoringsprogramma zou efficiënter kunnen worden ingericht op basis van metingen in mest. Op basis van de uitgevoerde metingen bij varkensstallen met eigen mestverwerking is het niet mogelijk om conclusies over gezondheidsrisico's van mestverwerking te trekken.

Conclusie

Om efficiënt de uitstoot van potentieel risicovolle micro-organismen door mestverwerking in kaart te brengen, wordt geadviseerd om meer metingen in mest en lucht bij gecentraliseerde mestverwerkingsinstallaties met vergelijkbare eigenschappen uit te voeren. De gekozen micro-organismen lijken daar geschikte indicatoren voor te zijn.

1 Inleiding

Nederland, en met name de provincie Noord-Brabant, is uniek voor wat betreft de grote vee- en bevolkingsdichtheid. Mensen en vee leven hier relatief dicht op elkaar. Met 7,4 grootvee-eenheden per hectare heeft Noord-Brabant de hoogste veedichtheid van de Europese Unie (Eurostat, 2023). Zowel de mestproductie door intensieve veehouderij als de hoeveelheid mestverwerking zijn in dit gebied hoog. De door het vee geproduceerde mest kan worden uitgereden of verwerkt.

Mestverwerking heeft meerdere voordelen. Mestverwerking biedt bijvoorbeeld een oplossing voor het mestoverschot en het kan aan een meer circulaire landbouw bijdragen. Een ander voordeel is de mogelijkheid om methaanemissies van mest direct aan de bron te reduceren en daaruit biogas te produceren. De Europese Unie is van plan het gebruik van mineralenconcentraat, een restproduct van mestverwerking, als meststof op het land toe te staan (European Commission, 2024; Huygens et al., 2020). Binnen de stikstofgebruiksnormen, die onder de Europese Nitraatrichtlijn vallen, mocht maximaal 170 kilogram stikstof uit dierlijke mest per hectare op jaarlijkse basis op het land gebracht worden. Bij een uitzondering, derogatie, mochten bedrijven tot 250 kilogram stikstof per hectare op het land brengen. Ook in het geval van derogatie mocht echter maximaal 170 kilogram uit dierlijke mest afkomstig zijn. Gewassen met een hogere stikstofgebruiksnorm moeten deels met chemische kunstmest bemest worden, ondanks het mestoverschot. Met de aanpassing van de Nitraatrichtlijn wordt toegestaan dat teruggewonnen stikstof uit dierlijke mest (RENURE) in de toekomst kunstmest kan vervangen (European Commission, 2024). Dit reduceert het mestoverschot en draagt bij aan duurzamere meststoffen. Ook de Nederlandse overheid wil mestverwerking stimuleren, met een gebiedsgerichte aanpak. Zo moeten melk- en rundvleesveehouders die niet grondgebonden zijn, dat betekent dat ze niet genoeg land hebben om alle mest op hun eigen land uit te rijden, alle mest (laten) verwerken. Varkenshouders en andere veehouders kunnen voor een grondgebonden bedrijfsvoering kiezen (Rijksoverheid, 2024).

Naast de voordelen van het verwerken en gebruiken van dierlijke mest, zijn er ook nadelen. In dierlijke mest kan namelijk een grote diversiteit van verschillende zoönotische ziekteverwekkers aanwezig zijn. Zoönotisch betekent dat deze ziekteverwekkers (ofwel pathogenen) van dier op mens kunnen worden overgedragen (Alegbeleye & Sant'Ana, 2020; Black et al., 2021; Dollmann, Vermeulen, Schmitt, et al., 2021; Lin et al., 2022). Ziekteverwekkers uit mest kunnen daarnaast ook in het milieu terecht komen. Bijvoorbeeld door het bemesten van landbouwgrond, het afspoelen van mest op land naar omliggend water (Alegbeleye & Sant'Ana, 2020) of door het verstoffen van mest naar de lucht (Dungan, 2010; Jahne et al., 2015). De mens kan op verschillende manieren worden blootgesteld aan deze ziekteverwekkers. Ten eerste door direct contact met mest (Dal Pozzo et al., 2017) of via verontreinigd water (Golomazou et al., 2024; Schijven et al., 2015). Een mogelijke route van blootstelling aan deze ziekteverwekkers via het

milieu is door zwemmen in oppervlaktewater waarin mest is afgespoeld. Ook kunnen antibioticaresistente bacteriën, resistentiegenen en antibioticaresiduen in mest voorkomen (Schmitt et al., 2019). Zhang et al. (2019) lieten zien dat resistentiegenen via mest op groenten, in dit geval sla, terecht kunnen komen en zo een blootstellingsrisico voor mensen kunnen vormen.

Een andere bekende transmissieroute van pathogenen uit mest naar de mens is via de lucht, bijvoorbeeld van het virus dat vogelgriep (aviair influenza virus (AIV)) veroorzaakt. Zo lieten Sedlmaier et al. (2009) zien dat AIV in fijnstof kan verspreiden via de lucht. In een scenario berekenden zij dat omwonenden binnen 350 meter van een geïnfecteerd pluimveebedrijf tot 10.000 infectieuze AIV partikels per dag kunnen inademen. Dit is voldoende om infectie te veroorzaken. Daarnaast hebben omwonenden rondom pluimveehouderijen volgens Hagenaars et al. (2017) een grotere kans op een longontsteking. Een bekend voorbeeld van een luchtoverdraagbare bacterie is *Coxiella burnetii*, die via de geitenhouderij de Q-koorts uitbraak in Nederland tussen 2007 en 2009 veroorzaakte (Karagiannis et al., 2009). *Coxiella burnetii* kan ook in mest voorkomen en is stabiel in het milieu (Whitney et al., 2013). De bacterie die Q-koorts veroorzaakt kon via lucht over vijf kilometer verspreiden (de Rooij, Hoek, et al., 2019). Mensen die in de buurt woonden van veehouderijen en landbouwgronden die bemest werden, hadden een hoger risico op een Q-koortsinfectie (de Rooij, Van Leuken, et al., 2019; Hermans et al., 2014; King et al., 2011) en werden waarschijnlijk via de lucht aan *Coxiella burnetii* blootgesteld. Vooral sinds deze Q-koortsuitbraak maken omwonden van intensieve veehouderij zich zorgen over gezondheidseffecten van mest en mestverwerking (Dollmann, Vermeulen, & de Roda Husman, 2021; Van den Hout & Vermeulen, 2019).

Enterale ziekteverwekkers kunnen ook in de lucht aanwezig zijn. Het risico op infectie via de lucht door ziekteverwekkers van fecale oorsprong is echter beperkt omdat enterale ziekteverwekkers meestal via de fecaal-orale route worden overgedragen en niet via de lucht. Enterale pathogenen moeten worden ingeslikt om een infectie te veroorzaken (Goddard et al., 2020). Enterale pathogenen kunnen bijvoorbeeld worden overgedragen door ingestie van besmet voedsel of water (Cattoir, 2022). Er zijn echter ook aanwijzingen dat enterale pathogenen via de lucht kunnen worden overgedragen. Dungan (2014) berekende bijvoorbeeld het infectierisico door inhalatie van bacteriële pathogenen die via irrigatie met afvalwater van melkveebedrijven in de lucht terecht kwamen. Op een kilometer van het emissiepunt was de blootstelling aan enterale pathogenen (*Campylobacter jejuni*, *Escherichia coli* O157:H7, non-O157 *E. coli*, *Listeria monocytogenes*, en *Salmonella spp.*) via inademen vrij klein en het infectierisico bijna nul (Dungan, 2014). Daarnaast zijn omwonenden van intensieve veehouderij vaker ziek van *Campylobacter* (de Rooij, Hoek, et al., 2019). Dit kan duiden op transmissie via de lucht. Deze transmissie kan plaatsvinden wanneer enterale pathogenen in aerosolen terechtkomen (Rodríguez-Lázaro et al., 2012), en vervolgens het neusslijmvlies bereiken en worden ingeslikt (Dungan, 2014; Hagenaars et al., 2017; Jahne et al., 2015). Medema et al. (2004) namen aan dat 10% van geïnhaleerde ziekteverwekkers ingeslikt wordt. Transmissie van enterale

ziekteverwekkers via lucht is mogelijk, maar is waarschijnlijk wel beperkt.

Het verwerken van mest kan de aantallen van sommige ziekteverwekkers in de mest verminderen, maar ook de samenstelling van de populatie ziekteverwekkers in mestproducten veranderen (Dollmann, Vermeulen, Schmitt, et al., 2021; Hoeksma et al., 2016; Hoeksma et al., 2021; Lin et al., 2022). Vooral hogere temperaturen (boven 55°C) lijken de meeste Gram-negatieve bacteriën te verminderen. Gram-positieve bacteriën kunnen echter goed tegen extremere temperaturen. Met uitzondering van mest die verwerkt is met behulp van omgekeerde osmose, kunnen in verwerkte mest nog steeds hoge aantallen ziekteverwekkers aangetroffen worden. Volgens Hoeksma et al. (2016) is het eindproduct (permeaat) na omgekeerde osmose bijna "microbiologisch schoon". Ook hygiëniserie, een thermische behandeling van 60 minuten bij minimaal 70 °C, kan ziekteverwekkers zoals *Enterococcus faecalis* en *Salmonella Senftenberg* in mest verminderen. Zo is hygiëniserie een verplichte mestverwerkingsstap voordat mestproducten worden geëxporteerd (European Commission, 2011). Of emissies van ziekteverwekkers in de vorm van bioaerosolen bij mestverwerking optreden en of deze een risico voor omwonenden kunnen vormen is echter nog onbekend (Dollmann, Vermeulen, & de Roda Husman, 2021; van Leuken et al., 2017).

De provincie Noord-Brabant heeft het "potdicht-principe" als doelstelling. Dit betekent dat er helemaal geen emissies van ziekteverwekkers uit mestverwerking mogen plaatsvinden. Hiervoor bestaan echter (nog) geen grenswaarden en de risico's kunnen nog onvoldoende in kaart worden gebracht. Daarom wil de provincie Noord-Brabant het voorzorgsprincipe voor nieuwe mestverwerkers toepassen (Gedeputeerde Staten van de provincie Noord-Brabant, 2018). Het voorzorgsprincipe wordt toegepast als bepaalde acties negatieve gevolgen voor milieu of gezondheid kunnen hebben en als er nog geen wetenschappelijke overeenstemming is over de kwestie (European Union, 2016). Uit voorzorg worden dan strenge regels gehanteerd. Zo worden vergunningen voor een mestverwerkingsinstallatie alleen verleend indien de emissies van totaal stof naar de buitenlucht zijn geminimaliseerd (Gedeputeerde Staten van de provincie Noord-Brabant, 2018). Deze beleidsregel is gericht op het minimaliseren van de potentiële emissies van ziekteverwekkers vanuit mestverwerkers om risico's voor de volksgezondheid zoveel mogelijk te vermijden.

Omdat er nog weinig bekend is over microbiologische risico's van mestverwerking werd in opdracht van de provincie Noord-Brabant gewerkt aan een werkwijze voor een (toekomstig) monitoringsprogramma om potentieel risicovolle micro-organismen te kunnen meten in de buitenlucht rondom mestverwerkingsinstallaties. Dit onderzoek had als doel om te kijken hoe de uitstoot en verspreiding van potentieel risicovolle micro-organismen door mestverwerkingsinstallaties zo efficiënt mogelijk in beeld gebracht kunnen worden.

1.1 Aanpak

De keuze voor een tweetal indicatoren, intestinale enterokokken (IE) en sporen van sulfiet-reducerende Clostridia (SSRC), voor de mogelijke aanwezigheid van enterale ziekteverwekkers in emissies vanuit mestverwerkers werd onderbouwd door literatuuronderzoek van Dollmann, Vermeulen, Schmitt, et al. (2021). De indicatoren zijn eenvoudiger te meten dan ziekteverwekkers zelf en dienen als praktische, indirecte markers van de aanwezigheid van ziekteverwekkers in het milieu. Bij hoge aantallen indicatoren is het aannemelijk dat er meer ziekteverwekkers aanwezig zijn, maar er is geen directe kwantitatieve relatie tussen het aantal indicatoren en het aantal ziekteverwekkers. Om tot een goed advies te komen voor een monitoringsprogramma werden mest- en luchtmetingen rond varkensbedrijven met eigen mestverwerking uitgevoerd. Met behulp van luchtmetingen is via een Gaussisch pluimmodel de emissiesterkte van de indicatororganismen vanuit de mestverwerking bepaald. Deze emissiesterkte is vervolgens, wederom met het Gaussisch pluimmodel, gebruikt om de concentraties van de indicatororganismen op grotere afstand van de mestverwerkingsinstallatie te berekenen.

2 Materialen en methode

2.1 Meetlocaties

Twee varkensbedrijven met zeugen en biggen, die tot de slachtrijpe leeftijd opgefokt worden, hebben deelgenomen. Deze twee bedrijven verwerken hun eigen mest. Hier zijn tussen 30 mei en 21 augustus 2023 luchtmetingen uitgevoerd. Beide bedrijven bevonden zich in veedichte gebieden in de provincie Noord-Brabant. De eigenaren van de mestverwerkingsinstallaties hebben hun toestemming gegeven voor luchtmetingen op hun terrein.

Beide mestverwerkingsinstallaties verwerken bedrijfseigen varkensmest door toepassing van verschillende technieken, waaronder mestscheiding, (mesofiele anaerobe) vergisting, en (de)nitrificatie. Hierdoor kunnen biogas en mineralenconcentraten geproduceerd worden. Meer details over de technieken staan in een eerder gepubliceerd rapport (Dollmann, Vermeulen, Schmitt, et al., 2021) en in bijlage 1.

2.2 Monstername

2.2.1 Mest

Van alle processtappen zijn drie keer mestmonsters verzameld. Op locatie 1 betrof dit monsters van de ruwe mest, het digestaat, de dunne en de dikke fractie. Op locatie 2 waren dit monsters van de ruwe mest, de dunne en de dikke fractie, de bioactieve fractie en de MBR (Membraan Bioreactor) fractie. Alle mestmonsters uit leidingen (ruwe mest, digestaat, vloeibare fractie, gedenitrificeerde fractie, ultraf filtraat) werden verzameld nadat de kleppen 30 seconden volledig geopend waren om voldoende spoeling en dus een vers monster mogelijk te maken. Mestmonsters van de vaste fracties werden van 10 cm onder het oppervlak genomen. Ongeveer 1 L van alle vloeibare monsters en 1 kg van de vaste fracties werden verzameld in steriele polypropyleen containers.

Na het verzamelen werden alle monsters in koelboxen getransporteerd en in afwachting van verdere verwerking in een koelkast met een temperatuurrange van 3-8 °C opgeslagen. Alle opgeslagen mestmonsters werden binnen 24 uur na verzameling verwerkt.

2.2.2 Lucht

De luchtmetingen werden bij de twee locaties op drie verschillende dagen uitgevoerd. Uitgaand van het emissiepunt zijn met behulp van Coriolis impingers (Bertin technologies, cat. no. P001080-CORM0-A) drie benedenwindse monsters en, ter controle, een bovenwinds achtergrondmonster genomen. Luchtmetingen zijn tot op 100 meter van de mestverwerkingsinstallatie uitgevoerd, om op het land van de bedrijfseigenaren te blijven. Per meetdag en locatie werden op basis van de windrichting de meetpunten bepaald. Hierdoor ontstond er variatie tussen de meetpunten. Met het maximale debiet van 300 L/min zijn op ieder meetpunt, gedurende vier uur, luchtmonsters verzameld. Bioaerosolen die aanwezig waren in de bemonsterde lucht werden

verzameld in steriele bemonsteringscones met 15 ml gebufferd peptonwater (BPW) (Biotrading, cat. nr. K168F1000PR) en 0,005% silicone antifoam (Sigma-Aldrich®, cat. nr. 85390). De maximale meettijd van de Coriolis impinger bedroeg tien minuten. Elke tien minuten werd het verzamelde monster in BPW geleegd in een steriele polyethyleentereftalaat (PET) fles (Sigma-Aldrich®, cat. nr. CLS431734-24EA). Hierna werd 15 ml vers BPW toegevoegd aan de bemonsteringscone en werd het luchtmonsteringsproces herhaald tot de totale bemonsteringsduur van vier uur. Door deze samenvoeging kon voldoende materiaal voor de laboratoriumanalyses verzameld worden.

Luchtmetingen zijn om praktische redenen op een hoogte van 1,2 meter uitgevoerd. De emissiehoogte van de twee mestverwerkingsinstallaties was op 4 meter (locatie 1) en 10 meter (locatie 2) hoogte.

In totaal zijn er 12 datareeksen (twee indicatoren, twee locaties en drie meetdagen) verzameld. Idealiter werden luchtmonsters waar mogelijk op minimaal 25 meter van het dichtstbijzijnde gebouw genomen om de invloed van gebouwen op de aerosoldynamiek te beperken. Dit was echter niet altijd mogelijk door de bebouwing of de grenzen van het terrein. De drie benedenwindse luchtmetingen vonden binnen 100 meter van het vastgestelde emissiepunt plaats op ongeveer gelijk verdeelde afstanden (14-31 meter, 48-75 meter en 80-115 meter). Om achtergrondconcentraties in beeld te brengen werden bovenwindse luchtmonsters verzameld op 67-90 meter van het emissiepunt.

2.3 Detectie van fecale indicatoren

2.3.1

Mest

Om de hoeveelheid kolonievormende eenheden (KVE) van intestinale enterokokken (IE) en van sporen van sulfiet-reducerende Clostridia (SSRC) per gram mest te bepalen werden de verschillende mestfracties (ruwe mest, het digestaat, de vaste fractie, de vloeibare fractie, de gedenitrificeerde fractie en het ultrafiltraat) voorbehandeld. Van elke fractie werd 50 gram 1:1 verdund in peptone-fysiologisch zout (PFZ; Biotrading, k110F1000pm) en dit werd gehomogeniseerd in filterzakken (Biotrading, k110F1000pm) met behulp van een Pulsifier® II (Microgen Bioproducts Ltd). Van de gehomogeniseerde suspensies werd een verdunningsreeks gemaakt in PFZ (10^{-1} t/m 10^{-4}).

De bepaling van IE werd uitgevoerd zoals beschreven in NEN-EN-ISO 7899-2:2000, waarbij de enige aanpassing eruit bestond dat er geen membraanfiltratie van de monsters werd uitgevoerd. Van elke verdunning van de monsters werd 100 µl uitgespateld op Slanetz en Bartley agar (S&B; Thermo Scientific™, PO5018A). De platen werden gedurende 40 – 48 uur bij 37 °C geïncubeerd. Na incubatie werden de (donker)rode kolonies geteld en twee verdachte kolonies per fenotype afgeënt op Bile Aesculin Azide Agar (BEAA; Thermo Scientific™, PO5062a) en op Colombia bloed agar (COLSB; Thermo Scientific™, PB5008A). Deze platen werden respectievelijk gedurende 18-24 uur geïncubeerd bij 44 °C en 37 °C. Per fenotype werden de kolonies geteld die na incubatie een bruinzwarte tot zwarte verkleuring vertoonden. De kolonies op COLSB werden geïdentificeerd met behulp van Matrix-Assisted Laser Desorption Ionization Time-Of-Flight massaspectrometrie

(MALDI/TOF) analyse volgens de methode beschreven in 'IDS/BAC/M346 - MALDI/TOF: identificatie'. MALDI/TOF-scores $\geq 1,70$ werden aanvaardbaar geacht voor bevestiging op geslachtsniveau. MALDI/TOF-scores $\geq 2,00$ werden aanvaardbaar geacht voor bevestiging op soortniveau. Alle MALDI/TOF-analyses werden uitgevoerd met behulp van een Bruker Microflex® (Bruker, Billerica, Verenigde Staten van Amerika) gecombineerd met de MALDI-Biotyper®-bibliotheek (Bruker, Billerica, Verenigde Staten van Amerika). Na koloniebevestiging met MALDI/TOF en BEAA werd het percentage kolonies dat bevestigd werd als IE vermenigvuldigd met het aantal kolonies dat was geteld op S&B.

De bepaling van SSRC werd uitgevoerd volgens de methode beschreven in NEN-ISO 6461-2:1993, waarbij de enige aanpassing eruit bestond dat er geen membraanfiltratie van de monsters werd uitgevoerd. Om de vegetatieve bacteriën te vernietigen werd 1 ml van elke verdunning van de monsters gedurende 15 minuten verhit bij 75 ± 5 °C. Vanuit de hittebehandelde verdunningen werd 100 µl uitgespateld op Iron Sulfite agar (ISA; Condalab, 1559). De platen werden onder anaerobe omstandigheden, met behulp van AnaeroGen™ 3,5L sachets (Thermo Scientific™, Oxoid™, AN0035A), geïncubeerd bij 37 °C gedurende 18-24 uur en 40-48 uur. Na incubatie werden de zwarte kolonies geteld en 2 verdachte kolonies per fenotype afgeënt op Trypton Soja Agar (TSA; Thermo Scientific™, PO5012A). De kolonies werden na 18-24 uur incubatie bij 37 °C geanalyseerd met behulp van MALDI/TOF. Na koloniebevestiging met MALDI/TOF werd het percentage kolonies dat bevestigd werd als SSRC vermenigvuldigd met het aantal kolonies dat was geteld op ISA.

2.3.2 *Lucht*

Om de hoeveelheid kolonievormende eenheden (KVE) van intestinale enterokokken (IE) en van sporen van sulfiet-reducerende Clostridia (SSRC) in lucht te bepalen werd de vloeistof van de monsters in twee gelijke porties verdeeld.

De bepaling van IE werd uitgevoerd volgens de methode voorgeschreven in NEN-EN-ISO 7899-2:2000. Van de helft van het monster werd 1 ml, 10 ml en een restvolume gefiltreerd door een 0,45 µm mixed cellulose ester membraanfilter (Merck Millipore®, HAWG047S6). De filters werden op een S&B plaat geplaatst en gedurende 40-48 uur bij 37 °C geïncubeerd. Na incubatie werden de filters overgeplaatst naar voorverwarmde BEAA platen en nogmaals gedurende 2-4 uur bij 37 °C geïncubeerd. De (donker)rode kolonies werden geteld en per fenotype per plaat werden twee kolonies afgeënt op COLSB. Deze kolonies werden na 24 uur incubatie bij 37 °C getypeerd met behulp van MALDI/TOF. Na koloniebevestiging met MALDI/TOF werd het percentage kolonies dat bevestigd werd als IE vermenigvuldigd met het aantal kolonies dat was geteld op S&B.

De bepaling van SSRC werd uitgevoerd volgens de methode voorgeschreven in NEN-ISO 64612:1993. Om de vegetatieve bacteriën te vernietigen werd de andere helft van het monster gedurende 15 minuten verhit bij 75 ± 5 °C. Na verhitting werd 1 ml, 10 ml en een restvolume gefiltreerd met behulp van een 0,45 µm membraanfilter. De

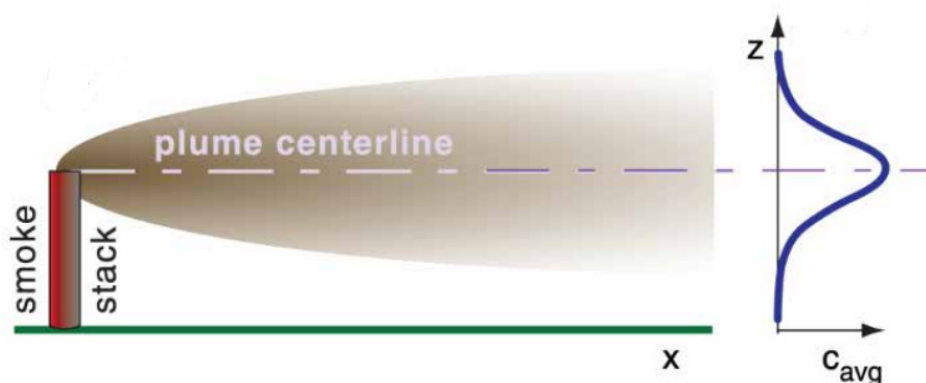
filters werden op een ISA plaat geplaatst. De platen werden onder anaerobe omstandigheden geïncubeerd bij 37 °C voor 18-24 uur en 40-48 uur. Na incubatie werden de zwarte kolonies geteld en 2 kolonies per fenotype afgeënt op TSA. De kolonies werden na 18-24 uur incubatie bij 37 °C getypeerd met behulp van MALDI/TOF. Na koloniebevestiging met MALDI/TOF werd het percentage kolonies dat bevestigd werd als SSRC vermenigvuldigd met het aantal kolonies dat was geteld op ISA.

2.4 Meteorologische gegevens

Windsnelheid, windrichting, temperatuur en relatieve luchtvochtigheid werden met behulp van een professioneel weerstation (technoline WS-2307) op een hoogte van 1,5 meter gemeten. Deze gegevens werden elke tien minuten gedurende de meetperiode opgeslagen. De meteorologische metingen vonden plaats op het meetpunt dat de grootste afstand tot de emissiebron had. De gemiddelde windsnelheid per meetdag en locatie zijn in bijlage 2 weergegeven.

2.5 Pluimmodel

Luchtmetingen in het veld zijn tijd- en arbeidsintensief en konden alleen worden uitgevoerd tot op 100 meter van de mestverwerkingsinstallatie. Om beter te begrijpen hoe indicatororganismen zich over een grotere afstand verspreiden en hoe bepaalde interventies bijdragen aan emissievermindering, kunnen modelberekeningen helpen. Om de concentraties van de indicatoren tot 2000 meter benedenwinds van een continue puntbron te voorspellen werd een Gaussisch pluimmodel toegepast. De modelberekeningen werden in het wiskundig rekenprogramma Mathematica (version 14.0.0.0, Wolfram Inc, Champaign IL, USA) uitgevoerd.



Figuur 1 Links: zijaanzicht van een tijdsgemiddelde pluim afkomstig uit een schoorsteen. Rechts: Concentratieprofiel in de verticale richting op een bepaalde afstand van de schoorsteen (Stull, 2023)

Een Gaussisch pluimmodel geeft een benadering van het concentratieprofiel van de stoffen in de lucht. Een zijaanzicht is gegeven in Figuur 1. De Gaussische verspreidingsfunctie kan als volgt geschreven worden (Hanna et al., 1982; Thiel et al., 2020; Turner, 1970):

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi U \sigma_y(x) \sigma_z(x)} \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{y}{\sigma_y(x)} \right)^2 \right] \left[\exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{z-H}{\sigma_z(x)} \right)^2 \right] + \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{z+H}{\sigma_z(x)} \right)^2 \right] \right] \quad (1)$$

Hierbij is $C(x, y, z)$ de concentratie (in n (aantallen) / m³) van de indicatororganismen in lucht op locatie x , y en hoogte z , U de windsnelheid op transporthoogte (in m/s), Q de bronsterkte (in n/s), H de effectieve hoogte van de emissie (in m), σ_y en σ_z (m) de standaarddeviaties van de Gaussische verdelingen, die de spreiding van de pluim (diffusie-factor) in respectievelijk de y - en z -richting aangeven. Deze worden ook wel de horizontale en verticale dispersielengte genoemd, een maat voor de breedte respectievelijk diepte van de pluim. Ze nemen toe met de afstand.

Emissiepluimen uit een emissiepunt verspreiden zich naar boven en beneden. Na een bepaalde afstand raakt de pluim ook de grond en wordt daarna gereflecteerd in de lucht. Naast de directe pluim (via de term met afstand $z-H$ t.o.v. de pluimas in vergelijking 1), wordt de verspreiding via reflectie aan het aardoppervlak ook meegenomen in het model (via de term met afstand $z+H$ t.o.v. de pluimas (gelijk aan $(z-H)+2*H$)). In dit onderzoek is geen rekening gehouden met reflectie tegen de bovenkant van de menglaag (inversielaag waar een sterke toename in temperatuur met de hoogte geldt) naar beneden. Dit speelt bij lage bronnen ook een minder belangrijke rol doordat een relatief grote afstand afgelegd moet worden alvorens de pluim de menglaaghoogte bereikt. Daarnaast is in dit model geen rekening gehouden met het toenemen van de effectieve pluimhoogte (plume centerline uit figuur 1) door reflectie aan het oppervlak. Zodoende wordt voor alle afstanden een transporthoogte gelijk aan de emissiehoogte genomen. Overigens houdt dit model ook geen rekening met de depositie van de indicatororganismen aan/naar het oppervlak.

In bovenstaande vergelijking wordt zowel rekening gehouden met de verspreiding in horizontale richting (y) als in de verticale richting (z). Voor de verticale richting is er een directe pluim (via de term met afstand $z-H$ t.o.v. de pluimas) en een pluim die gereflecteerd is aan het oppervlak wanneer de pluim voldoende verspreid is in de verticale richting en zodoende 'de grond raakt' (via de term met afstand $z+H$ t.o.v. de pluimas (gelijk aan $(z-H)+2*H$)). De pluim kan immers niet door het aardoppervlak heen verspreiden. Verder wordt hierbij aangenomen dat de indicatororganismen niet worden opgenomen aan het oppervlak.

Aannames bij toepassing van dit model:

- er werd op de lijn van de windrichting gemeten
- de atmosferische turbulentie was zowel stationair als homogeen
- de mestverwerking, ook al gebeurde deze in batches, was continu
- er vond een doorlopende emissie plaats, het betrof een continue puntbron

- de indicatoren bovenwinds (controlemeting) kwamen uit een andere bron
- indicatoren (bioaerosolen) deponeerden niet
- er was een constante windsnelheid
- de transporthoogte werd gelijk gesteld aan de emissiehoogte

Met de Gaussische verspreidingsfunctie kunnen de gemeten concentraties op grotere afstanden voorspeld worden. Bijlage 3 geeft meer details over het bepalen van de benodigde parameters.

2.6 Correlatie tussen concentraties in mest en de emissiesterkte

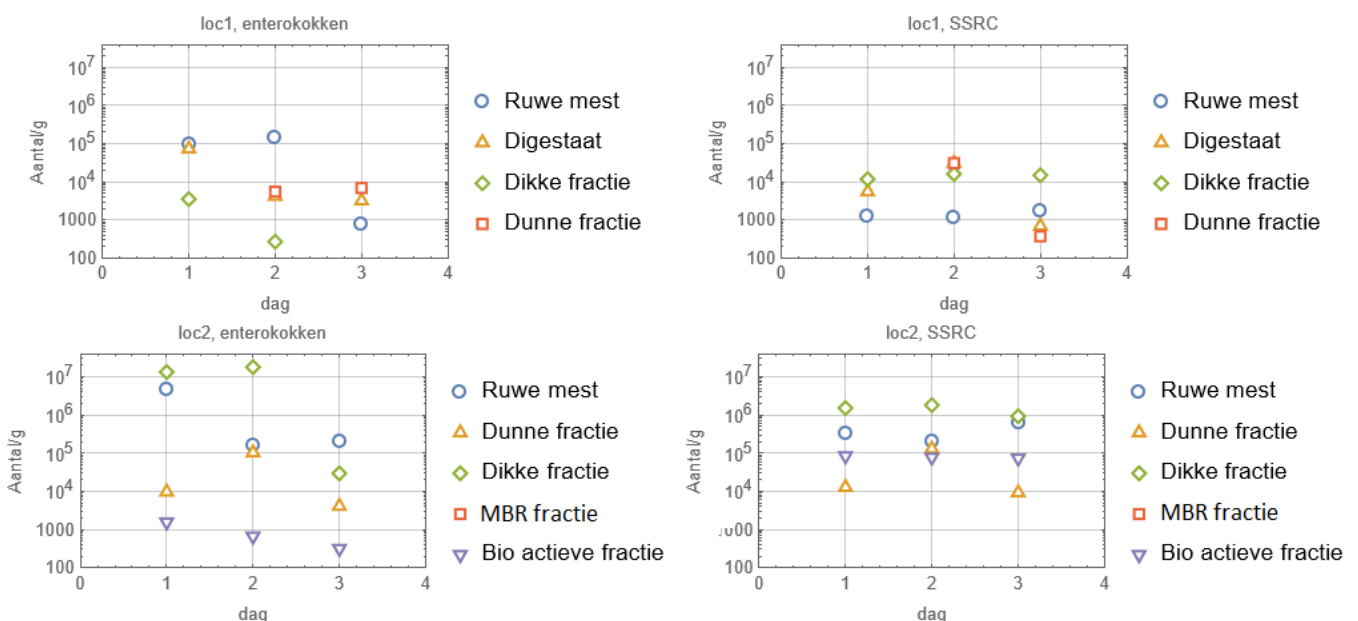
Om uitstoot van potentieel risicovolle micro-organismen bij mestverwerkingsinstallaties zo efficiënt mogelijk in beeld te brengen is het nuttig om de concentraties van indicatoren in mest te vergelijken met concentraties van indicatoren in lucht. Dit zou kunnen met een zogenaamde reductiefactor of emissiefactor, een maat voor hoeveel indicatororganismen worden uitgestoten op basis van de concentraties indicatororganismen in mest. Hiervoor kunnen de indicatorconcentraties in mest en de emissiesterkte, die op basis van de luchtmetingen en het pluimmodel geschat zijn, gecorreleerd worden.

Als er een duidelijke correlatie bestaat tussen de indicatorconcentraties en de emissiesterkte, kan deze correlatie gebruikt worden om emissies naar te lucht de voorspellen op basis van metingen in de mest, zonder luchtmetingen uit te voeren. Met behulp van de Performance Analytics package (RStudio 2024.04) zijn Pearson correlaties uitgevoerd.

3 Resultaten

3.1 Mest

De aantallen van de intestinale enterokokken (IE) en sporen van sulfiet-reducerende Clostridia (SSRC) in de verschillende mestmonsters en -fracties zijn in figuur 2 weergegeven. In alle ruwe mestmonsters werden IE en SSRC aangetroffen. Na verschillende mestverwerkingsstappen zijn de concentraties veranderd, maar niet altijd gereduceerd. In het algemeen was er een grote variatie in de concentratie van de indicatororganismen in de twee verschillende mestverwerkingsinstallaties en de verschillende mestverwerkingsstappen, in beide richtingen, dus zowel afname als toename. Na de meeste mestverwerkingsstappen waren de indicatororganismen nog steeds aantoonbaar met de kweekmethoden.



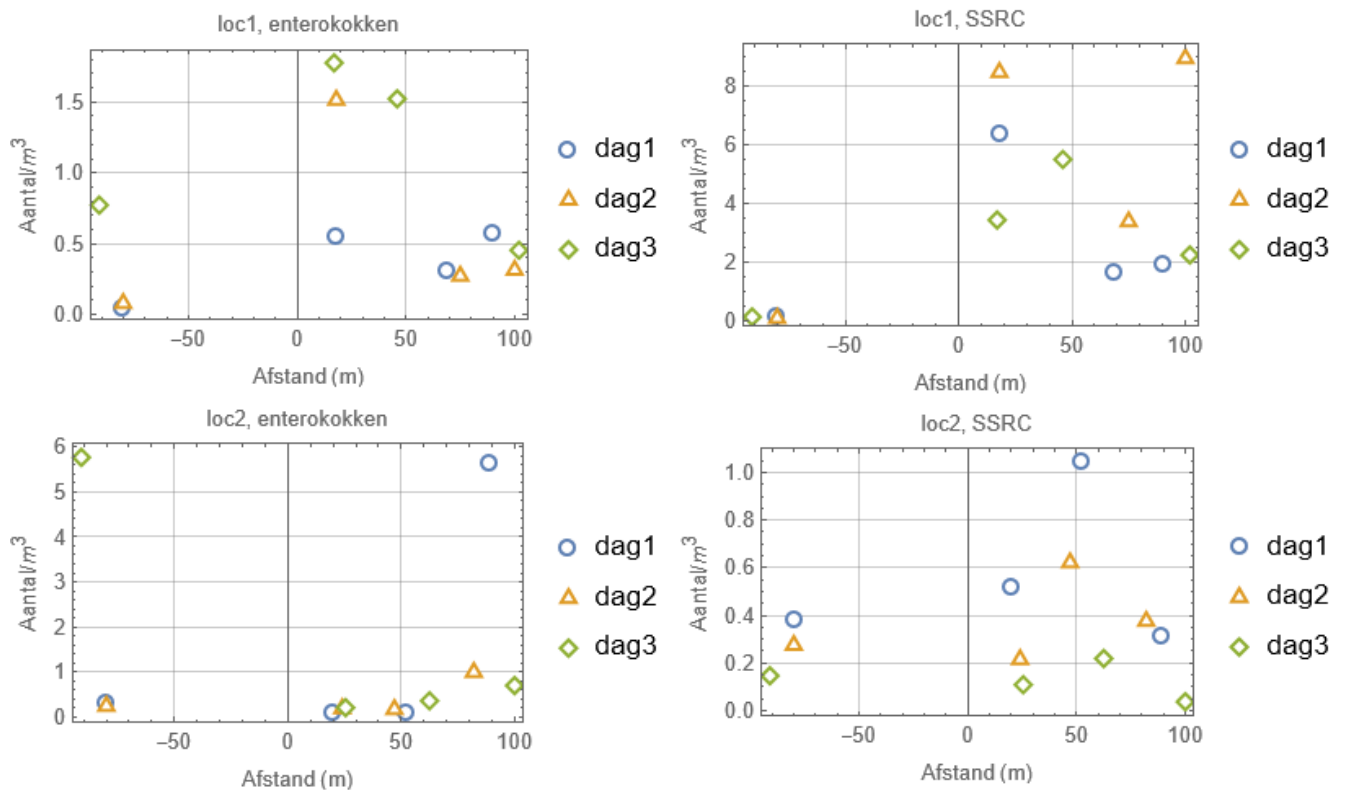
Figuur 2 Concentraties van fecale indicatoren in mest op drie willekeurige meetdagen

Aanvullend werden moleculaire (PCR) analyses uitgevoerd om ziekteverwekkers in mest aan te tonen. Voor *Campylobacter coli* waren de CT-waarden van alle mestmonsters hoger dan 33 en daarom werden deze monsters als zwak positief beschouwd. Voor *Staphylococcus aureus* werden voor ruwe mest maar weinig signalen en hoge CT-waarden (boven 37) gedetecteerd. Hepatitis E virus en influenza A virus werden niet aangetoond. De PCR analyses suggereren dat de concentraties van de onderzochte ziekteverwekkers in de onderzochte mest laag zijn.

3.2 Lucht

In vergelijking met de bovenwindse metingen werden bij alle mestverwerkingsinstallaties hogere concentraties kweekbare indicatoren in de benedenwindse luchtmonsters gedetecteerd (Figuur 3). Er was een uitzondering bij locatie 2 op dag drie, waarbij de bovenwindse

concentraties van intestinale enterokokken (IE) hoger waren dan benedenwinds. Op deze dag draaide de wind. In het algemeen werden bij locatie 1 hogere concentraties van sporen van sulfiet-reducerende Clostridia (SSRC) aangetroffen dan bij locatie 2. Bij locatie 2 werden hogere concentraties van IE aangetroffen vergeleken met locatie 1.

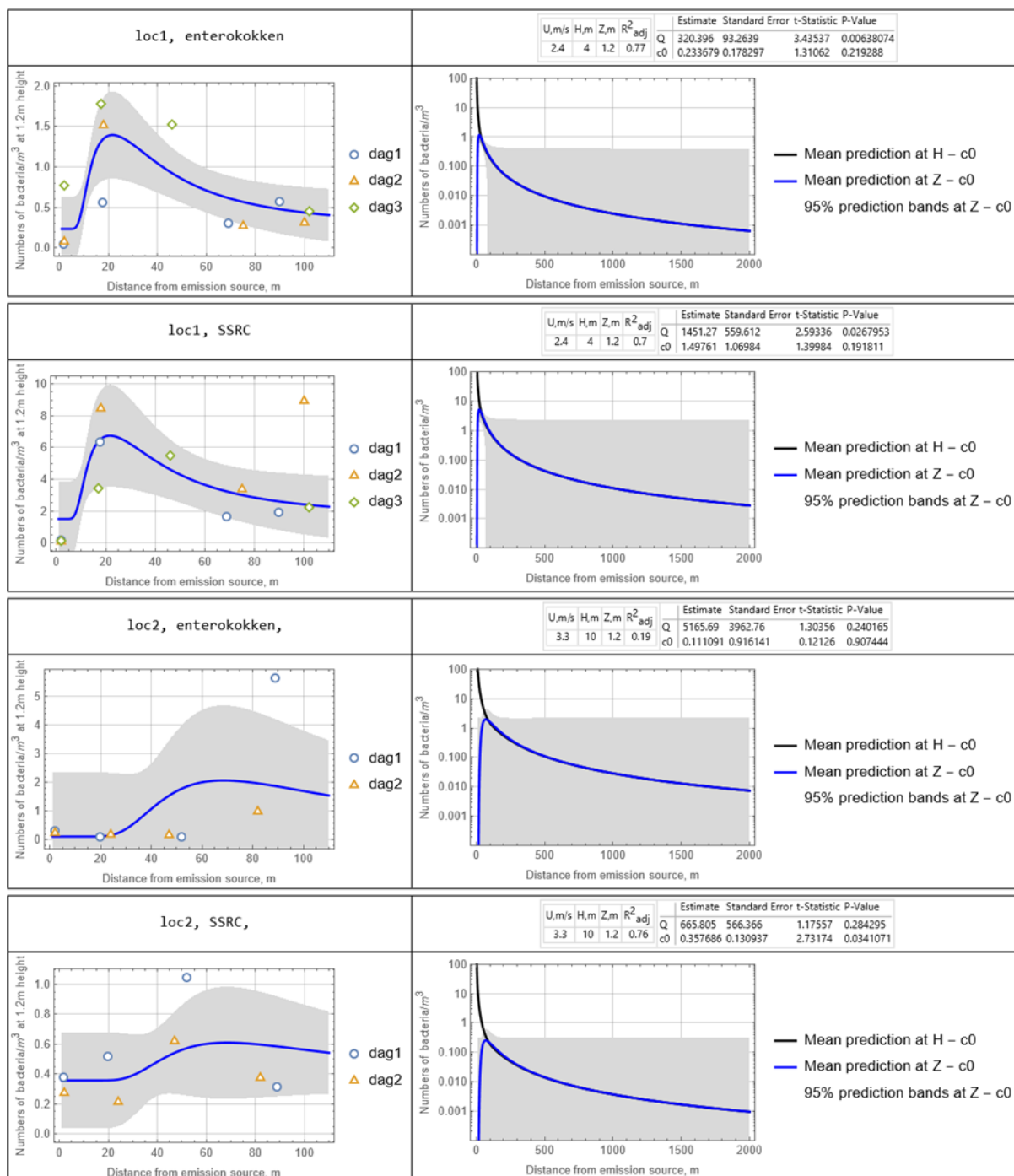


Figuur 3 Concentraties van fecale indicatoren in luchtmonsters op drie meetdagen

Net als bij de mestanalyses hebben moleculaire analyses van de luchtmonsters, om de aanwezigheid van ziekteverwekkers in de luchtmonsters aan te tonen, weinig signalen opgeleverd. De PCR resultaten van *Campylobacter coli* lieten zwak positieve signalen met hoge CT-waarden (hoger dan 36) zien, wat op een lage concentratie duidt. Voor *Staphylococcus aureus* en Hepatitis E virus waren er geen signalen.

3.3 Pluimmodel

In Figuur 4 wordt naast de gemeten concentraties van de indicatoren ook de gemodelleerde verspreiding van deze indicatoren over een afstand van 2000 meter vanaf de mestverwerkingsinstallatie weergegeven. Er konden op basis van de likelihood ratiotest geen significante verschillen in emissiesterktes, Q , tussen meetdagen worden aangetoond. Omdat er geen verschillen in emissiesterkte tussen de verschillende dagen waren, werd de emissiesterkte geschat door de data van alle meetdagen samen te nemen. Dit resulteerde in een model per locatie en per indicator.



Figuur 4 Verspreiding van indicatoren tot 2000 meter van de mestverwerkings-installaties. Hierbij is H de emissiehoogte, Z de meethoogte en c0 de achtergrondconcentratie (bovenwinds)

De modellen voor beide locaties tonen een dalende concentratie van de indicatoren op grotere afstand. Alleen voor locatie 1 zijn de voorspelde concentraties significant verschillend van nul (p-waarde kleiner dan 0,05). De emissiesterkte varieert sterk tussen de locaties en de indicatoren.

3.4 Verband tussen concentraties indicatoren in mest en in de lucht

Op het oog zijn er geen eenduidige verbanden tussen de concentraties indicatoren in mest en in lucht. De concentraties van sporen van sulfiet-reducerende Clostridia (SSRC) in mest waren hoger bij locatie 2 in vergelijking met locatie 1. De concentraties van SSRC in lucht waren echter lager bij locatie 2 in vergelijking met locatie 1. Daarbij is wel op te merken dat de verschillen relatief klein zijn. Ook de geschatte emissiesterkte voor SSRC was bij locatie 1 hoger (meer dan twee keer zo veel) dan bij locatie 2. Statistische analyses lieten zien dat er wel sterke correlaties zijn tussen mest en de emissiesterkte, Q , maar wel tegenstrijdige trends tussen de locaties. Zo was er een sterke negatieve correlatie (-0,98) tussen Q en digestaat bij locatie 1 voor IE. Voor SSRC bij locatie 1 was deze correlatie sterk positief (0,98). Bij ruwe mest waren er ook geen duidelijke trends. De hoge correlatie tussen Q en ruwe mest bij locatie 2 voor IE (0,99) werd niet geobserveerd bij locatie 1 voor IE (0,047). Alle correlatiecoëfficiënten staan in bijlage 4.

4 Discussie

Om te onderzoeken wat een efficiënt monitoringsprogramma is voor uitstoot van potentieel risicovolle micro-organismen door mestverwerkingsinstallaties werden microbiologische metingen en modellering uitgevoerd. In een eerder onderzoek (Dollmann, Vermeulen, Schmitt, et al., 2021) werden twee indicatororganismen geïdentificeerd die vaak en veel in mest voorkomen, te weten intestinale enterokokken (IE) en sporen van sulfiet-reducerende Clostridia (SSRC). Deze studie heeft bevestigd dat deze indicatoren in mest voor en na verschillende mestverwerkingstechnieken gemeten kunnen worden en daarmee dus een juiste keuze zijn. Vooral in de dikke fractie kunnen de indicatororganismen in hoge concentratie voorkomen. SSRC kunnen juist geactiveerd worden door hittebehandelingen. Deze indicatoren werden ook in de lucht rond mestverwerking aangetoond en blijken dus geschikte indicatoren voor fecale verontreiniging in mest en lucht rond mestverwerking te zijn. De gebruikte meetapparatuur, de Coriolis impinger, is een geschikt instrument voor het meten van bioaerosolen. Waarschijnlijk is de daadwerkelijke concentratie van de gemeten indicatororganismen in de lucht hoger. Dit komt doordat een meetinstrument altijd een bepaald rendement heeft dat lager dan 100% ligt. Het rendement van het meetinstrument kan daarom invloed hebben op de uitkomsten.

Naast de microbiologische analyses werd een pluimmodel toegepast om emissiesterktes van de mestverwerkingsinstallaties te schatten welke vervolgens gebruikt zijn om concentraties in de lucht verder weg van de bedrijven te berekenen. Dit gaf inzicht in hoe de fecale indicatoren zich over een grotere afstand kunnen verspreiden op de meetdagen. De berekende concentraties op grotere afstand zijn echter zeer onzeker. Deze onzekerheid kan verminderd worden door meer luchtmetingen uit te voeren. Wel geeft het model een indicatie voor de concentraties van de gemeten indicatoren op grotere afstanden. De gemeten en gemodelleerde concentraties namen af naarmate de afstand tot de mestverwerkingsinstallatie groter werd. Dit komt overeen met de verwachtingen voorafgaand aan deze studie en andere studies, bijvoorbeeld van Dungan (2014), waarbij het infectierisico door de lucht van irrigatie met afvalwater van melkveebedrijven afnam naarmate de afstand tot de locatie groter werd. Luchtmetingen zijn arbeids- en tijdsintensief en kunnen om praktische redenen niet op grotere afstanden gedaan worden.

Een mogelijkheid om de uitstoot van potentieel risicovolle micro-organismen bij mestverwerkingsinstallaties zo efficiënt mogelijk in beeld te brengen is het correleren van indicatorconcentraties in mest met de emissiesterkte of de indicatorconcentraties in de lucht. Echter zijn luchtmetingen ook nodig om de emissiesterkte te schatten. Omdat mestverwerkingsinstallaties niet identiek en zelfs lastig vergelijkbaar zijn, zou voor iedere mestverwerkingsinstallatie (en iedere indicator) een aparte emissiesterkte berekend moeten worden op basis van luchtmetingen. De resultaten uit deze studie ondersteunen dit, aangezien de locatie met de lagere concentratie SSRC in mest juist

hogere concentraties in de lucht liet zien. Daarom is het, op dit moment en op basis van de metingen bij deze bedrijven, nog niet mogelijk om emissies naar de lucht te voorspellen zonder aanvullende luchtmetingen uit te voeren.

De provincie Noord-Brabant past het voorzorgsprincipe toe, omdat er momenteel geen grenswaarden zijn voor de emissie van ziekteverwekkers bij mestverwerking, doordat de risico's van mestverwerking voor de volksgezondheid nog onvoldoende in kaart gebracht kunnen worden. Daarom streeft de provincie Noord-Brabant ernaar om de uitstoot van ziekteverwekkers door mestverwerkingsinstallaties zoveel mogelijk te beperken, in andere woorden "nul-emissies". In deze studie werd echter aangetoond dat indicatoren voor fecale verontreiniging, te weten IE en SSRC, aanwezig waren in de lucht rondom mestverwerkingsinstallaties op varkensbedrijven. De concentraties van deze indicatoren waren veel lager wanneer ze bovenwinds van de emissiebron werden gemeten dan benedenwinds. Deze bovenwinds gemeten achtergrondmetingen bevestigden dat de benedenwinds gemeten concentraties afkomstig waren van de mestverwerkingsbedrijven. Er werden echter één keer tijdens de derde meetdag (locatie 2) hogere concentraties IE bovenwinds dan benedenwinds waargenomen. Deze uitzondering was waarschijnlijk te wijten aan de draaiende windrichting op die dag.

De aanwezigheid van fecale indicatoren in de lucht in de omgeving van mestverwerkingsinstallaties geeft aan dat er in deze lucht ook ziekteverwekkers van fecale oorsprong aanwezig kunnen zijn. Hoewel het geen onderdeel was van dit onderzoeksplan om ziekteverwekkers in mest en lucht te onderzoeken, zijn aanvullende analyses naar de aanwezigheid van ziekteverwekkers uitgevoerd. Hiervoor zijn de restanten van de mest- en luchtmonsters gebruikt en zijn moleculaire methoden toegepast. Er werd gekeken naar de aanwezigheid van *Staphylococcus aureus*, *Campylobacter coli*, hepatitis E virus, en influenza A virus. Deze aanvullende analyses hebben echter slechts zeer zwakke signalen opgeleverd (methoden niet getoond). Hierdoor is het niet mogelijk om iets te zeggen over de aanwezigheid van deze ziekteverwekkers in mest en/of lucht. De resultaten van deze analyses benadrukken dat het meestal efficiënter is om indicatoren te meten, omdat die in hogere concentraties aanwezig zijn dan ziekteverwekkers. Daarnaast zijn indicatoren te detecteren met eenvoudigere methoden dan ziekteverwekkers die elk hun specifieke detectiemethode of -procedure vragen. Naast de indicatoren is het belangrijk om per locatie de concentraties ziekteverwekkers te meten en vervolgens aan te nemen dat de verspreiding van ziekteverwekkers hetzelfde verloopt als de verspreiding van de indicatoren.

Andere ziekteverwekkers, zoals *Coxiella burnetii* (Brooke et al., 2013), de veroorzaker van Q-koorts, of meticilline-resistente *Staphylococcus aureus* (MRSA) (Bos et al., 2016; Wang et al., 2023), kunnen in mest voorkomen en worden wel via de lucht overgedragen. MRSA kan in lucht overleven maar wordt wel door mestverwerking gereduceerd. Ook virussen zoals het vogelgriep-virus kunnen in mest voorkomen, maar worden volgens Jeong et al. (2020) door composteren geïnactiveerd. In Nederland wordt niet alle mest gecomposteerd (van Noort, 2021). De

meeste ziekteverwekkers die aanwezig zijn in dierlijke mest worden door mestverwerking of in de buitenlucht gereduceerd (Hagenaars et al., 2017). Vooral hogere temperaturen en de dikte van de celwand van bacteriën zijn van invloed op de inactivatie in de buitenlucht. In het algemeen is de afsterving van ziekteverwekkers bij hogere temperaturen sneller. Gram-positieve bacteriën met een dikkere celwand, zoals de in deze studie gebruikte indicatoren, overleven beter in de lucht (Hagenaars et al., 2017). Om via de buitenlucht tot een afstand van ongeveer 2000 meter te verspreiden hebben micro-organismen bij een gemiddelde snelheid van 1,6 m/s (zoals bij locatie 1) 20 minuten nodig. Volgens Hagenaars et al. (2017) is er in deze tijd nauwelijks inactivatie van Grampositieve bacteriën zoals enterokokken. Wel zal de concentratie van deze bacteriën in de lucht gedurende dit transport waarschijnlijk afnemen, door bijvoorbeeld verdunning en depositie. Hoeveel precies, is onbekend. In het model van deze studie is aangenomen dat de indicatororganismen nadat ze de bodem raken weer naar de lucht reflecteren. Voor een deel zullen ze echter op de bodem blijven liggen (gedeponeerd worden).

In de huidige studie was de hoogste concentratie IE op 100 meter benedenwinds van de mestverwerkingsinstallatie 5,6 IE/m³ lucht. Bij het uitrijden van mest zijn enterokokken in hogere concentraties in de lucht aanwezig. Op 100 meter benedenwinds van bemesting was de concentratie $2,9 \times 10^5$ enterokokken/m³ lucht (Thiel et al., 2020). In een andere studie werden na mestapplicatie $1,79 \times 10^2$ tot $1,54 \times 10^4$ intestinale enterokokken per m³ in de lucht gemeten (Jahne et al., 2015). Het blijft lastig om uitspraken te doen over gezondheidsrisico's door mestverwerkingsinstallaties of door het uitrijden van mest vanwege het ontbreken van voldoende gegevens over ziekteverwekkers en van dosis-responsrelaties. Metingen in de lucht rondom mestverwerkingsinstallaties worden, net als in deze studie, meestal gedaan met indicatororganismen. Indicatororganismen zijn geen ziekteverwekkers en hiervoor is het dan ook niet zinvol om een infectierisico uit te rekenen. Voor de meeste relevante ziekteverwekkers die via de lucht verspreid worden ontbreken dosis-responsrelaties, waardoor het ook niet mogelijk is om infectierisico's uit te rekenen. Voor bioaerosolen uit mest of mestverwerking bestaan dan ook geen grenswaarden of waarden voor een acceptabel risico, zoals die wel bestaat voor drinkwaterconsumptie (het infectierisico door consumptie van ongekookt drinkwater moet lager zijn dan 1 per 10.000 personen per jaar (Schijven et al., 2011)).

Zowel Jahne et al. (2015) als Burch et al. (2017) hebben geprobeerd een schatting te maken van het gezondheidsrisico door blootstelling aan lucht van, respectievelijk, op het land aangebrachte mest en het sproeien van mest over het land. Hierbij hebben zij op verschillende manieren op basis van concentraties fecale indicatorbacteriën een schatting gemaakt van concentraties van enkele mogelijk relevante ziekteverwekkers en vervolgens infectierisico's geschat. Hierbij gingen ze uit van verschillende scenario's voor de aanwezigheid van de ziekteverwekkers en de blootstelling. De verschillende scenario's gaven verschillende waarden voor de risico's en waren sterk afhankelijk van welk scenario werd gekozen. Deze voorbeelden illustreren hoe complex

risicoschatting van mestverwerking en mest uitrijden is en dat hierbij locatie en omstandigheden een grote rol spelen.

Op basis van de concentraties indicatororganismen uit de huidige studie is het niet mogelijk om door middel van allerlei aannames, zoals Jahne et al. (2015) en Burch et al. (2017) gedaan hebben, concentraties ziekteverwekkers te schatten en een risicoschatting te doen. De concentratie enterokokken in de lucht door uitstoot door de mestverwerkingsinstallaties in deze studie was echter ongeveer 100.000 keer lager dan de concentraties die gemeten werden in een aantal andere studies na uitrijden van verse mest. Het is dan ook aannemelijk dat de concentratie ziekteverwekkers in de lucht door uitstoot van mestverwerkingsinstallaties lager is dan door uitrijden van mest, hoewel er geen directe kwantitatieve relatie bestaat tussen de concentratie indicatororganismen en de concentratie ziekteverwekkers. Deze vergelijking suggereert dat het uitrijden van mest waarschijnlijk een groter risico vormt dan mestverwerking, maar het is op dit moment niet mogelijk om deze risico's een kwantitatieve waarde te geven.

Binnen het onderzoek "veehouderij en gezondheid omwonenden" zijn micro-organismen in lucht in en buiten stallen gemeten. Bij varkensstallen lagen de concentraties van de fecale indicator *E.coli* tussen 10^5 (in de stal) en 10^2 (op 100 m) per m^3 lucht. Voor *Staphylococcus* spp. lagen de concentraties tussen 10^6 (in de stal) en 10^4 (op 100 m) per m^3 lucht (Hagenaars et al., 2017). In vergelijking met de gemeten concentraties van emissies uit mestverwerking in de huidige studie, zijn de emissies uit de stallen hoger. Uit een studie waarbij bioaerosolen (sporen van *Clostridium perfringens*) werden onderzocht bij varkensstallen met en zonder mestverwerking bleek dat de intensieve veehouderij een belangrijke bron is van bioaerosolen en dat de emissies van bioaerosolen aanzienlijk afnemen door het verwerken van mest (Ko et al., 2008).

In deze studie zijn bij slechts bij twee varkensbedrijven met eigen mestverwerking luchtmetingen gedaan. Daarom kan geen uitspraak over gecentraliseerde mestverwerkingsinstallaties gedaan worden. Deze twee varkensbedrijven met mestverwerking leveren, relatief gezien, een geringere bijdrage aan micro-organismen (bioaerosolen) in lucht dan stallen of het uitrijden van mest. Het is echter wel zo dat het uitrijden van mest maar op enkele momenten van het jaar plaatsvindt, terwijl mestverwerking een continu proces is. Om uitspraken te kunnen doen over risico's voor omwonenden van mestverwerkingsinstallaties zijn aanvullende metingen van ziekteverwekkers in de lucht nodig, evenals dosis-responsrelaties voor deze ziekteverwekkers. Voor sommige ziekteverwekkers zijn dosis-responsrelaties bekend, zoals *Campylobacter* (Black et al., 2021) en *Coxiella burnetti* (Brooke et al., 2013), maar voor veel van de ziekteverwekkers die in mest voorkomen is geen dosis-responsrelatie bekend.

5 Beperkingen van de studie

In deze studie werden metingen uitgevoerd bij varkensbedrijven met een eigen mestverwerking. Hoewel de bemonstering benedenwinds van het geïdentificeerde emissiepunt van de mestverwerking uitgevoerd werd, was er toch invloed van het varkensbedrijf zelf mogelijk, bijvoorbeeld uit de stallen. Er zijn bij een veehouderijbedrijf met een eigen mestverwerking dus meerdere emissiepunten mogelijk. Daarom kunnen de verkregen resultaten niet beschouwd worden als emissies uit mestverwerking alleen. Onderzoek bij gecentraliseerde mestverwerkingsinstallaties, zonder invloed van mogelijke emissies uit naburige stallen, kan betere inzichten geven in de emissies van mestverwerking en mogelijke gezondheidsrisico's.

De luchtmetingen vonden op het terrein van de bedrijven plaats. Door het terrein van de mestverwerkingsinstallaties was het niet altijd mogelijk om voldoende afstand van de gebouwen of andere obstakels te houden, wat mogelijk invloed op de wind kan hebben. Bij de bemonstering werd in de lijn van de windrichting gemeten. Echter varieerde de windrichting, die elke tien minuten tijdens de luchtbemonstering gedocumenteerd werd. Op de momenten dat er niet direct in de windrichting is gemeten, vonden de luchtmetingen mogelijk niet direct in de pluim of aan de rand van de pluim plaats.

De bemonsteringen zijn, om praktische redenen, op een hoogte van 1,2 meter boven de grond uitgevoerd. Andere studies hebben op een vergelijkbare hoogte gemeten, omdat dit ongeveer de gemiddelde ademhoogte van mensen is (de Rooij et al., 2018).

Een reden voor een mogelijke onderschatting van de concentraties indicatorbacteriën en de gemodelleerde indicatorconcentraties ten opzichte van andere momenten in de tijd is dat niet werd gemeten tijdens activiteiten op de bedrijven, zoals het laden of vervoeren van de mest. Tijdens deze activiteiten kan de emissie naar de lucht groter zijn geweest, wat tot hogere concentraties kan leiden (Tanner et al., 2008).

6 Conclusies

Om te onderzoeken wat een efficiënte methode voor monitoring van uitstoot van mestverwerkingsinstallaties is, heeft deze studie de emissies en de verspreiding van fecale indicatoren voor ziekteverwekkers uit mestverwerking bij varkensstallen aan de hand van luchtmetingen en modellering in kaart gebracht. Uit deze studie zijn enkele conclusies te trekken.

1. De gekozen indicatoren werden in onverwerkte mest, verwerkte mest en in lucht benedenwinds van varkensstallen met bedrijfseigen mestverwerking aangetroffen en zijn daarom geschikt als indicatoren voor fecale verontreiniging van lucht.
2. Het is mogelijk om met behulp van luchtmetingen en analyse van indicatorparameters de concentraties van micro-organismen uitgestoten door mestverwerkingsinstallaties te meten, hoewel het een arbeidsintensieve en tijdrovende methode is.
3. Het is mogelijk om met behulp van een Gaussisch pluimmodel een emissiesterkte te schatten welke vervolgens gebruikt kan worden om de verspreiding van indicatorparameters te berekenen.
4. Om het Gaussisch pluimmodel in te kunnen zetten op basis van metingen van indicatorparameters in mest in plaats van in lucht zijn aanvullende metingen in lucht en mest nodig om de schatting van de emissiesterkte en de voorspellingen van het model te verbeteren.
5. Aanvullende metingen vinden bij voorkeur plaats bij gecentraliseerde mestverwerkingsinstallaties met vergelijkbare eigenschappen, omdat op deze manier meer generieke informatie wordt verkregen en invloeden van bijvoorbeeld stalemissies op de resultaten van de metingen worden voorkomen.
6. De aanwezigheid van fecale indicatoren in lucht buiten mestverwerkingsinstallaties geeft aan dat er bij de onderzochte bedrijven geen sprake is van nul-emissie en dat de mogelijkheid bestaat dat ziekteverwekkers uit mest in de lucht aanwezig zijn. Dit dient nader onderzocht te worden.

7 Aanbevelingen

Vervolgonderzoek bij gecentraliseerde mestverwerking kan meer inzicht geven in de emissies van mestverwerking. Omdat nu slechts bij twee varkensbedrijven met eigen mestverwerking gemeten kon worden, is niet uit te sluiten dat de gemeten concentraties in lucht uit de stallen kwam. Om dit te voorkomen en om te vergelijken wat de bijdrage aan emissies van micro-organismen uit mestverwerking is zou bij gecentraliseerde mestverwerkingsinstallaties gemeten moeten worden. Bij gecentraliseerde mestverwerkingsinstallaties zijn de hoeveelheden verwerkte mest veel groter, maar mogelijk ook meer afgesloten. Bij processen in geheel gesloten systemen zijn emissies onwaarschijnlijk. Om dit te bevestigen zouden metingen bij gesloten gecentraliseerde installaties helpen. Een ander argument om bij gecentraliseerde mestverwerking te meten is dat bij gecentraliseerde installaties mest van meerdere verschillende bedrijven samenkomt. Dit zou ook een invloed op de samenstelling van de ziekteverwekkers in de mest kunnen hebben. Er waren in deze studie grote verschillen tussen de bemonsterde locaties. Iedere mestverwerkingsinstallatie is anders en emissies van indicatoren of ziekteverwekkers kunnen per mestverwerkingstechniek verschillen. Juist als er minder hoge temperaturen worden toegepast of alleen mest wordt gescheiden zouden ziekteverwekkers beter kunnen overleven. Daarnaast kunnen mechanische processen zoals het roeren of laden van mest een invloed op de aerosolvorming hebben. Daarom is het belangrijk om bij mestverwerkingsinstallaties te meten met vergelijkbare eigenschappen.

Ook de soort mest kan een verschil maken. De twee onderzochte bedrijven hebben mest van varkens verwerkt. Bij mestverwerking van koeienmest zouden andere ziekteverwekkers van belang kunnen zijn. Wel zouden de gekozen indicatoren uit deze studie ook voor koeienmest bruikbaar zijn (Dollmann, Vermeulen, Schmitt, et al., 2021). De aanbeveling is dan ook om bij mestverwerkingsinstallaties te monitoren waar mest van koeien wordt verwerkt, omdat de meerderheid van de mest in Nederland van koeien wordt geproduceerd (CBS, 2024).

De emissiesterkte, in andere woorden hoeveel indicatororganismen per seconde in de lucht vrijkomen, werd met behulp van het pluimmodel gecombineerd met de luchtmetingen geschat. Als direct aan de uitlaat van de mestverwerking gemeten zou kunnen worden, zou de emissiesterkte op basis van een debiet en concentratie binnen de mestverwerker beter geschat kunnen worden. Dit zou minder onzekere resultaten kunnen opleveren. Echter is er niet altijd een duidelijke emissiebron bij mestverwerking waar processen ook in de buitenlucht plaatsvinden, zoals in deze studie. Daarom is een aanbeveling om de emissiebronnen van een bedrijf in kaart te brengen. Mestverwerking die volledig afgesloten plaatsvindt heeft vaak een uitlaat, waar makkelijker gemeten zou kunnen worden. Idealiter zou direct aan de uitlaat van de emissiebron moeten worden gemeten. Dus dit pleit weer voor het meten bij een gecentraliseerde mestverwerkingsinstallatie. Daarbij is de aanbeveling om de emissiesterkte te meten, of tenminste zo dicht mogelijk bij de emissiebronnen te meten om de emissiesterkte beter te

kunnen schatten. Dit zou ook kunnen door de concentratie binnen de installatie te vergelijken met de concentratie direct bij de uitlaat.

Het beperkte aantal luchtmetingen was niet voldoende om conclusies over de concentraties indicatororganismen in lucht op basis van de mestmetingen te trekken. Als er een duidelijke correlatie tussen de concentraties van indicatoren in mest en de concentraties in lucht was gevonden, zou deze reductiefactor gebruikt kunnen worden om emissies naar de lucht efficiënter te kunnen voorspellen. Metingen in de mest zijn sneller en makkelijker uit te voeren dan luchtmetingen. Echter zijn hiervoor meer metingen bij vergelijkbare mestverwerkingsinstallaties nodig.

Door de luchtmetingen met behulp van Coriolis impingers (15ml per bemonstering) moesten de monsters samengevoegd worden. Dit resulteerde in een gemiddelde concentratie van de verschillende meetpunten per dag. Idealiter zouden metingen van de concentraties per uur zijn, zodat de analyse rekening kan houden met de tijd (tijdreeksanalyse). Dit zou ook in meer datapunten resulteren, wat de modellering zou versterken. Een tijdreeksanalyse zou variatie op een dag in beeld brengen en levert informatie over de dynamiek van de emissie. Meer metingen zouden ook inzichten kunnen geven over de variatie van dag tot dag, waarmee ook de invloed van het weer geanalyseerd zou kunnen worden.

Verder worden luchtmetingen direct bij omwonenden aanbevolen omdat daarmee informatie kan worden verkregen aan welke concentratie omwonenden daadwerkelijk worden blootgesteld. Echter zouden hier ook andere bronnen invloed op de concentratie kunnen hebben. Als dit niet mogelijk is wordt aanbevolen om in vervolgonderzoek metingen op meerdere en grotere afstanden uit te voeren.

De metingen voor dit onderzoek zijn overdag in de zomermaanden uitgevoerd. Tijdens de wintermaanden of 's nachts met minder of geen UV-straling kunnen uitgestoten micro-organismen langer overleven in mest en in de lucht en kunnen de concentraties hoger zijn (Fiore et al., 2019; Wang et al., 2019).

Binnen dit onderzoek is een Gaussisch pluimmodel gebruikt om de emissiesterkte te schatten welke vervolgens gebruikt is om de verspreiding van de indicatoren op grotere afstanden te berekenen. In een vervolgonderzoek zou ook een ander model ingezet kunnen worden om de verspreiding op grotere afstand te berekenen, zoals bijvoorbeeld het transport en depositiemodel OPS-ST. Dit is eerder ook ingezet voor de verspreiding van bio-aerosolen (bijvoorbeeld Hagenaars et al., 2017). Hoewel de complexiteit van metingen vlakbij diverse bebouwing in combinatie met variërend landgebruik ervoor zorgt dat dit wat buiten de scope van OPS ligt, kan zo wel rekening worden gehouden met toenemende pluimhoogte door reflectie aan het aardoppervlak en depositie van de indicatoren en mogelijk de berekening verbeteren.

Hoewel mestverwerking voor reductie of inactivatie van pathogenen zorgt, is monitoring van zoönotische pathogenen in mest van belang. In het geval van opkomende zoönotische pathogenen in mest is het

belangrijk om alert te zijn op mogelijke emissies van mest en mestverwerking.

8 Dankwoord

Dit onderzoek was mogelijk dankzij de samenwerking met de eigenaren van de twee mestverwerkingsinstallaties. Bovendien willen we onze collega's Lucie Vermeulen, Floor Biemans, Leonie Ran en Cor Jacobs bedanken voor het advies over het pluimmodel, en de moleculaire analyses. Daarnaast willen we Harold van den Berg en Christiaan Delmaar bedanken voor de interne review.

9 Referenties

- Alegbeleye, O. O., & Sant'Ana, A. S. (2020). Manure-borne pathogens as an important source of water contamination: An update on the dynamics of pathogen survival/transport as well as practical risk mitigation strategies. *Int J Hyg Environ Health*, 227, 113524. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2020.113524>
- Black, Z., Balta, I., Black, L., Naughton, P. J., Dooley, J. S. G., & Corcionivoschi, N. (2021). The Fate of Foodborne Pathogens in Manure Treated Soil. *Front Microbiol*, 12, 781357. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.781357>
- Bos, M. E. H., Verstappen, K. M., van Cleef, B. A. G. L., Dohmen, W., Dorado-García, A., Graveland, H., Duim, B., Wagenaar, J. A., Kluytmans, J. A. J. W., & Heederik, D. J. J. (2016). Transmission through air as a possible route of exposure for MRSA. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 26(3), 263-269. <https://doi.org/10.1038/jes.2014.85>
- Brooke, R. J., Kretzschmar, M. E. E., Mutters, N. T., & Teunis, P. F. (2013). Human dose response relation for airborne exposure to *Coxiella burnetii*. *BMC Infectious Diseases*, 13(1), 488. <https://doi.org/10.1186/1471-2334-13-488>
- Burch, T. R., Spencer, S. K., Stokdyk, J. P., Kieke, B. A., Larson, R. A., Firnstahl, A. D., Rule, A. M., & Borchardt, M. A. (2017). Quantitative Microbial Risk Assessment for Spray Irrigation of Dairy Manure Based on an Empirical Fate and Transport Model. *Environmental Health Perspectives*, 125(8), 087009. <https://doi.org/doi:10.1289/EHP283>
- Cattoir, V. (2022). The multifaceted lifestyle of enterococci: genetic diversity, ecology and risks for public health. *Current Opinion in Microbiology*, 65, 73-80. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.mib.2021.10.013>
- CBS. (2024). *Dierlijke mest; productie en mineralenuitscheiding, diercategorie, regio*. Centraal Bureau voor de Statistiek. Retrieved 07.10.2024 from <https://opendata.cbs.nl/#/CBS/nl/dataset/83982NED/table>
- Dal Pozzo, F., Martinelle, L., Léonard, P., Renaville, B., Renaville, R., Thys, C., Smeets, F., Czaplicki, G., Van Esbroeck, M., & Saegerman, C. (2017). Q Fever Serological Survey and Associated Risk Factors in Veterinarians, Southern Belgium, 2013. *Transbound Emerg Dis*, 64(3), 959-966. <https://doi.org/10.1111/tbed.12465>
- de Rooij, M. M. T., Heederik, D. J. J., van Nunen, E. J. H. M., van Schothorst, I. J., Maassen, C. B. M., Hoek, G., & Wouters, I. M. (2018). Spatial Variation of Endotoxin Concentrations Measured in Ambient PM10 in a Livestock-Dense Area: Implementation of a Land-Use Regression Approach. *Environmental Health Perspectives*, 126(1), 017003. <https://doi.org/doi:10.1289/EHP2252>
- de Rooij, M. M. T., Hoek, G., Schmitt, H., Janse, I., Swart, A., Maassen, C. B. M., Schalk, M., Heederik, D. J. J., & Wouters, I. M. (2019). Insights into Livestock-Related Microbial Concentrations in Air at Residential Level in a Livestock Dense Area. *Environmental Science & Technology*, 53(13), 7746-7758. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b07029>

- de Rooij, M. M. T., Van Leuken, J. P. G., Swart, A., Kretzschmar, M. E. E., Nielen, M., De Koeijer, A. A., Janse, I., Wouters, I. M., & Heederik, D. J. J. (2019). A systematic knowledge synthesis on the spatial dimensions of Q fever epidemics. *Zoonoses Public Health*, 66(1), 14-25. <https://doi.org/10.1111/zph.12534>
- Dollmann, S., Vermeulen, L., & de Roda Husman, A. M. (2021). Untangling the Governance of Public Health Aspects of Manure in The Netherlands. *Int J Environ Res Public Health*, 18(23). <https://doi.org/10.3390/ijerph182312472>
- Dollmann, S., Vermeulen, L., Schmitt, H., van der Wal, A., & de Roda Husman, A. M. (2021). *Potentieel ziekteverwekkende micro-organismen in lucht afkomstig uit mestverwerkingsinstallaties*.
- Dungan, R. S. (2010). BOARD-INVITED REVIEW: fate and transport of bioaerosols associated with livestock operations and manures. *J Anim Sci*, 88(11), 3693-3706. <https://doi.org/10.2527/jas.2010-3094>
- Dungan, R. S. (2014). Estimation of Infectious Risks in Residential Populations Exposed to Airborne Pathogens During Center Pivot Irrigation of Dairy Wastewaters. *Environmental Science & Technology*, 48(9), 5033-5042. <https://doi.org/10.1021/es405693v>
- European Commission. (2011). *Uitvoeringsverordening dierlijke bijproducten (Verordening (EU) nr. 142/2011)*. Brussels: European Union Retrieved from <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/NL/TXT/?uri=CELEX%3A32011R0142>
- European Commission. (2024). *Draft Commission Directive amending Council Directive 91/676/EEC as regards the use of certain fertilising materials from livestock manure*. Brussels Retrieved from <https://ec.europa.eu/info/law/better-regulation/have-your-say/initiatives/14242-Nitrates-updated-rules-on-the-use-of-certain-fertilising-materials-from-livestock-manure-RENURE-en>
- European Union. (2016). *Consolidated version of the Treaty on the Functioning of the European Union (2016/C 202/01)*. Brussels: European Union, Retrieved from <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex:12016E191>
- Eurostat. (2023). *Agri-environmental indicator - livestock patterns*. Retrieved 13.06.2024 from https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Agri-environmental_indicator_-_livestock_patterns#Livestock_density_at_regional_level_in_2020
- Fiore, E., Van Tyne, D., & Gilmore, M. S. (2019). Pathogenicity of Enterococci. *Microbiol Spectr*, 7(4). <https://doi.org/10.1128/microbiolspec.GPP3-0053-2018>
- Garratt, J. R. (1992). *The atmospheric boundary layer*. Cambridge University Press.
- Gedeputeerde Staten van de provincie Noord-Brabant. (2018). *Beleidsregel van Gedeputeerde Staten van de provincie Noord-Brabant houdende regels omtrent volksgezondheid en mestbewerkingsinstallaties (Beleidsregel volksgezondheid en mestbewerkingsinstallaties Noord-Brabant)*. Retrieved from <https://lokaleregelgeving.overheid.nl/CVDR609685/1>
- Gifford, F. A. (1961). Use of routine meteorological observations for estimating atmospheric dispersion. *Nuclear safety*, 2, 47-51.

- Goddard, F. G. B., Ban, R., Barr, D. B., Brown, J., Cannon, J., Colford, J. M., Jr., Eisenberg, J. N. S., Ercumen, A., Petach, H., Freeman, M. C., Levy, K., Luby, S. P., Moe, C., Pickering, A. J., Sarnat, J. A., Stewart, J., Thomas, E., Taniuchi, M., & Clasen, T. (2020). Measuring Environmental Exposure to Enteric Pathogens in Low-Income Settings: Review and Recommendations of an Interdisciplinary Working Group. *Environ Sci Technol*, 54(19), 11673-11691. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02421>
- Golomazou, E., Mamedova, S., Eslahi, A. V., & Karanis, P. (2024). Cryptosporidium and agriculture: A review. *Science of The Total Environment*, 916, 170057. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170057>
- Hagenaars, T., Hoeksma, P., de Roda-Husman, A. M., Swart, A., & Wouters, I. (2017). *Livestock Farming and the Health of Local Residents (supplementary studies). Analysis of health effects, risk factors and emissions of bioaerosols*. N. I. f. P. H. a. t. Environment.
- Hanna, S. R., Briggs, G. A., & Hosker, J., R P. (1982). *Handbook on atmospheric diffusion*. U. S. Department of Energy. <https://www.osti.gov/biblio/5591108>
- Hermans, T., Jeurissen, L., Hackert, V., & Hoebe, C. (2014). Land-applied goat manure as a source of human Q-fever in the Netherlands, 2006-2010. *PLoS One*, 9(5), e96607. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0096607>
- Hoeksma, P., Rutjes, S., Aarnink, A. J. A., Blaak, H., & Buissonjé, F. E. d. (2016). Overleving van pathogenen bij mestverwerking. *H2O online*(3 maart). <https://edepot.wur.nl/377851>
- Hoeksma, P., Veldman, K., & de Buissonjé, F. (2021). *Effect van mestverwerking op verspreiding van pathogenen, resistente bacteriën en antibiotica via mest*. <https://edepot.wur.nl/545864>
- Holtslag, A. A. M. (1984). Estimates of diabatic wind speed profiles from near-surface weather observations. *Boundary-Layer Meteorology*, 29(3), 225-250. <https://doi.org/10.1007/BF00119790>
- Huygens, D., Orveillon, G., Lugato, E., Tavazzi, S., Comero, S., Jones, A., Gawlik, B., & Saveyn, H. G. M. (2020). *Technical proposals for the safe use of processed manure above the threshold established for Nitrate Vulnerable Zones by the Nitrates Directive (91/676/EEC)*. Luxembourg: Publications Office of the European Union
- Jahne, M. A., Rogers, S. W., Holsen, T. M., Grimberg, S. J., & Ramler, I. P. (2015). Emission and Dispersion of Bioaerosols from Dairy Manure Application Sites: Human Health Risk Assessment. *Environ Sci Technol*, 49(16), 9842-9849. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01981>
- Jeong, K. H., Lee, D. J., Lee, D. H., Ravindran, B., Chang, S. W., Mupambwa, H. A., Lee, M. G., & Ahn, H. K. (2020). Composting Reduces the Vitality of H9N2 in Poultry Manure and EMCV in Pig Manure Allowing for an Environmentally Friendly Use of These Animal Wastes: A Preliminary Study. *Microorganisms*, 8(6). <https://doi.org/10.3390/microorganisms8060829>
- Karagiannis, I., Schimmer, B., Van Lier, A., Timen, A., Schneeberger, P., Van Rotterdam, B., De Bruin, A., Wijkman, C., Rietveld, A., & Van Duynhoven, Y. (2009). Investigation of a Q fever outbreak in a rural area of The Netherlands. *Epidemiology and infection*, 137(9), 1283-1294. <https://doi.org/10.1017/s0950268808001908>

- Kenniscentrum InfoMil. (2024). *Handreiking Nieuw Nationaal Model II*. Rijkswaterstaat Retrieved 28.06.24 from <https://www.infomil.nl/onderwerpen/lucht-water/luchtkwaliteit/regelgeving/wet-milieubeheer/beoordelen/koppeling/nieuw-nationaal/handreiking-nieuw/handreiking-nieuw-0/>
- King, L. A., Goirand, L., Tissot-Dupont, H., Giunta, B., Giraud, C., Colardelle, C., Duquesne, V., Rousset, E., Aubert, M., Thiéry, R., Calatayud, L., Daurat, G., Hocqueloux, L., Cicchero, V., Golliot, F., & de Valk, H. (2011). Outbreak of Q fever, Florac, Southern France, Spring 2007. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases*, 11(4), 341-347. <https://doi.org/10.1089/vbz.2010.0050>
- Ko, G., Simmons, O. D., Likirdopulos, C. A., Worley-Davis, L., Williams, M., & Sobsey, M. D. (2008). Investigation of bioaerosols released from swine farms using conventional and alternative waste treatment and management technologies. *Environmental Science & Technology*, 42(23), 8849-8857.
- Lin, M., Wang, A., Ren, L., Qiao, W., Wandera, S. M., & Dong, R. (2022). Challenges of pathogen inactivation in animal manure through anaerobic digestion: a short review. *Bioengineered*, 13(1), 1149-1161. <https://doi.org/10.1080/21655979.2021.2017717>
- McMullen, R. W. (1975). The Change of Concentration Standard Deviations with Distance. *Journal of the Air Pollution Control Association*, 25(10), 1057-1058. <https://doi.org/10.1080/00022470.1975.10470179>
- Medema, G., Wullings, B., Roeleveld, P., & van der Kooij, D. (2004). Risk assessment of Legionella and enteric pathogens in sewage treatment works. *Water Supply*, 4(2), 125-132. <https://doi.org/10.2166/ws.2004.0037>
- Pasquill, F. (1961). The estimation of the dispersion of windborne material *The meteorological magazine*, 90(1063).
- Rijksoverheid. (2024). *Gebiedsgerichte aanpak mest*. Retrieved 26.07.2024 from <https://www.rijksoverheid.nl/onderwerpen/mest/gebiedsgerichte-aanpak-mest>
- Rodríguez-Lázaro, D., Cook, N., Ruggeri, F. M., Sellwood, J., Nasser, A., Nascimento, M. S., D'Agostino, M., Santos, R., Saiz, J. C., Rzeżutka, A., Bosch, A., Gironés, R., Carducci, A., Muscillo, M., Kovač, K., Díez-Valcarce, M., Vantarakis, A., von Bonsdorff, C. H., de Roda Husman, A. M.,...van der Poel, W. H. (2012). Virus hazards from food, water and other contaminated environments. *FEMS Microbiol Rev*, 36(4), 786-814. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6976.2011.00306.x>
- Sauter, F., Sterk, M., van der Swaluw, E., Wichink Kruit, R., de Vries, W., & van Pul, A. (2022). *The OPS-model. Description of OPS 5.0.2.1*. https://www.rivm.nl/sites/default/files/2022-10/ops_documentation_5.0.2.1_20220926.pdf
- Schijven, J. F., Blaak, H., Schets, F. M., & de Roda Husman, A. M. (2015). Fate of Extended-Spectrum β -Lactamase-Producing *Escherichia coli* from Faecal Sources in Surface Water and Probability of Human Exposure through Swimming. *Environ Sci Technol*, 49(19), 11825-11833. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01888>

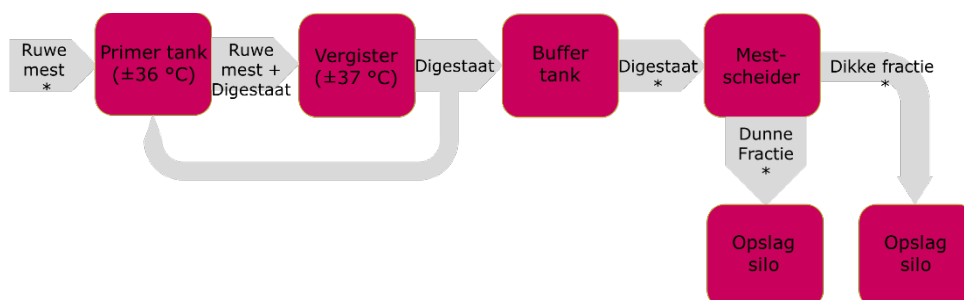
- Schijven, J. F., Teunis, P. F. M., Rutjes, S. A., Bouwknecht, M., & de Roda Husman, A. M. (2011). QMRAspot: A tool for Quantitative Microbial Risk Assessment from surface water to potable water. *Water Research*, 45(17), 5564-5576.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.024>
- Schmitt, H., Blaak, H., Hoeksma, P., van de Schans, M., Kemper, M., de Rijk, S., & de Roda Husman, A. M. (2019). *Antibioticaresistente bacteriën, resistentiegenen en antibioticaresiduen in mest*.
<https://rivm.openrepository.com/bitstream/handle/10029/623617/2/019-0112.pdf?sequence=1>
- Sedlmaier, N., Hoppenheidt, K., Krist, H., Lehmann, S., Lang, H., & Büttner, M. (2009). Generation of avian influenza virus (AIV) contaminated fecal fine particulate matter (PM_{2.5}): Genome and infectivity detection and calculation of immission. *Veterinary Microbiology*, 139(1), 156-164.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.vetmic.2009.05.005>
- Seinfeld, J. H., & Pandis, S. N. (2006). *Atmospheric chemistry and physics* (Second ed.). John Wiley & Sons, Inc.
- Sterk, M., Swart, A., & Sauter, F. (2017). *Bijlage 11 OPS Modelling* (Bijlage bij RIVM Rapport 2017-0062, Issue.
https://www.rivm.nl/sites/default/files/2018-12/2017-0062_bijlage11.pdf
- Stull, R. (2023). *Practical Meteorology*. University of British Columbia.
[https://geo.libretexts.org/Bookshelves/Meteorology_and_Climate_Science/Practical_Meteorology_\(Stull\)/19:_Pollutant_Dispersion/19.03:_Section_4-](https://geo.libretexts.org/Bookshelves/Meteorology_and_Climate_Science/Practical_Meteorology_(Stull)/19:_Pollutant_Dispersion/19.03:_Section_4-)
- Tanner, B. D., Brooks, J. P., Gerba, C. P., Haas, C. N., Josephson, K. L., & Pepper, I. L. (2008). Estimated occupational risk from bioaerosols generated during land application of class B biosolids. *J Environ Qual*, 37(6), 2311-2321. <https://doi.org/10.2134/jeq2007.0193>
- Thiel, N., Münch, S., Behrens, W., Junker, V., Faust, M., Biniasch, O., Kabelitz, T., Siller, P., Boedeker, C., Schumann, P., Roesler, U., Amon, T., Schepanski, K., Funk, R., & Nübel, U. (2020). Airborne bacterial emission fluxes from manure-fertilized agricultural soil. *Microbial Biotechnology*, 13(5), 1631-1647.
<https://doi.org/10.1111/1751-7915.13632>
- Turner, D. B. (1970). *Workbook of atmospheric dispersion estimates*. U.S. Environmental Protection Agency.
- Van den Hout, K., & Vermeulen, L. C. (2019). *Risicoperceptie en Mestbewerking: Een Kwalitatieve Verkenning van Beleving bij Omwonenden*. Academische Werkplaats Milieu en Gezondheid.
- van Leuken, J. P. G., Hoeksma, P., Nijsten, D. R. E., Schijven, J. F., Schmitt, H., & de Roda Husman, A. M. (2017). *Verkenning van de microbiologische risico's van mest voor de gezondheid: Op basis van een systematisch literatuuronderzoek* [RIVM rapport].
<https://edepot.wur.nl/426140>
- van Noort, R. (2021). *Landelijke rapportage en inventarisatie export en verwerking dierlijke mest 2021*.
<https://mestverwaarding.nl/kenniscentrum/2352/landelijke-rapportage-en-inventarisatie-2021-export-en-verwerking-dierlijke-mest>

- Van Ulden, A. P., & Holtslag, A. A. M. (1985). Estimation of Atmospheric Boundary Layer Parameters for Diffusion Applications. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 24(11), 1196-1207. [https://doi.org/https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1985\)024<1196:EOABLP>2.0.CO;2](https://doi.org/https://doi.org/10.1175/1520-0450(1985)024<1196:EOABLP>2.0.CO;2)
- Verkaik, J. W., Jacobs, A. J. M., Tijn, A. B. C., & Onvlee, J. R. A. (2005). *Local Wind Speed Estimation by Physical Downscaling of Weather model forecasts*. https://cdn.knmi.nl/system/data_center_publications/files/000/067/179/original/downscaling.pdf?1495620677
- Wang, C., Lu, S., & Zhang, Z. (2019). Inactivation of airborne bacteria using different UV sources: Performance modeling, energy utilization, and endotoxin degradation. *Sci Total Environ*, 655, 787-795. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.266>
- Wang, Y., Zhang, P., Wu, J., Chen, S., Jin, Y., Long, J., Duan, G., & Yang, H. (2023). Transmission of livestock-associated methicillin-resistant *Staphylococcus aureus* between animals, environment, and humans in the farm. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(37), 86521-86539. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-28532-7>
- Whitney, E. A., Massung, R. F., Kersh, G. J., Fitzpatrick, K. A., Mook, D. M., Taylor, D. K., Huerkamp, M. J., Vakili, J. C., Sullivan, P. J., & Berkelman, R. L. (2013). Survey of laboratory animal technicians in the United States for *Coxiella burnetii* antibodies and exploration of risk factors for exposure. *J Am Assoc Lab Anim Sci*, 52(6), 725-731.
- Wieringa, J. (1986). Roughness-dependent geographical interpolation of surface wind speed averages. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 112(473), 867-889. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/qj.49711247316>
- Zhang, Y. J., Hu, H. W., Chen, Q. L., Singh, B. K., Yan, H., Chen, D., & He, J. Z. (2019). Transfer of antibiotic resistance from manure-amended soils to vegetable microbiomes. *Environ Int*, 130, 104912. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.104912>

Bijlage 1 Processtappen van de twee mestverwerkingsinstallaties

Locatie 1

De eerste mestverwerkingsinstallatie verwerkt jaarlijks ongeveer 4000 m³ ruwe varkensmest, van in totaal 250 zeugen met bijhorende zogende (1000) en gespeende biggen (700). Ruwe mest van alle varkens wordt uit de stallen gespoeld met de verzamelde vloeistoffen van het spoelen van de apparatuur en vloeistoffen van het voeren van biggen. Deze ruwe mest wordt tweemaal per dag naar opslagkelders gespoeld. Vervolgens wordt 1 m³ mest vanuit de kelder naar een primertank getransporteerd. In deze tank wordt de mest mechanisch gehomogeniseerd en verwarmd tot ± 36 °C. Deze mest wordt gemengd met 1 m³ van het eindproduct van mesofiele anaerobe vergisting (digestaat) en gehomogeniseerd. Vervolgens wordt de met digestaat gemengde mest van de primertank naar de vergister getransporteerd. Locatie 1 maakt gebruik van een anaerobe vergister waarin mest gedurende 22 dagen continu wordt vergist bij mesofiele temperaturen (± 37 °C). Het biogas dat vrijkomt bij de vergisting wordt ter plekke opgeslagen en levert energie op die lokaal wordt gebruikt. Ook wordt 1 m³ digestaat naar de primertank getransporteerd om gemengd te worden met ruwe mest. Het overschot aan digestaat wordt van de vergister naar een buffertank getransporteerd die op zijn beurt de mestscheider voedt. Daarna wordt het digestaat gescheiden. De vaste fractie van het afgescheiden digestaat wordt opgeslagen in een silo die in open verbinding staat met de omgeving. Elke 40 dagen wordt 30-35 ton vaste fractie afgevoerd met vrachtwagens. De vloeibare fractie van het afgescheiden digestaat wordt opgeslagen in silo's op het terrein en wordt gebruikt voor bemesting.

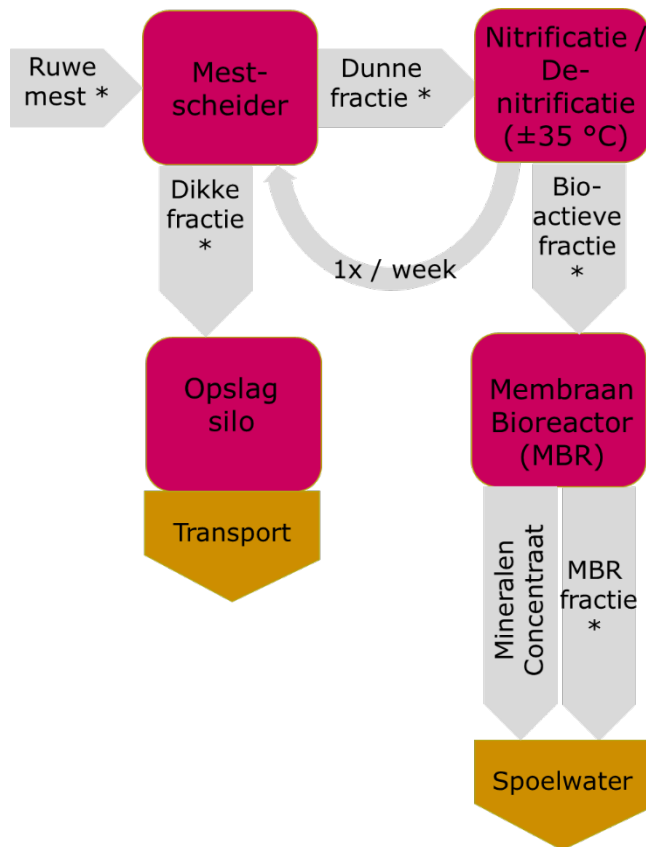


Figuur 5 Processtappen van de mestverwerking bij locatie 1. * verwijzen naar waar in deze studie mestmonsters werden genomen.

Locatie 2

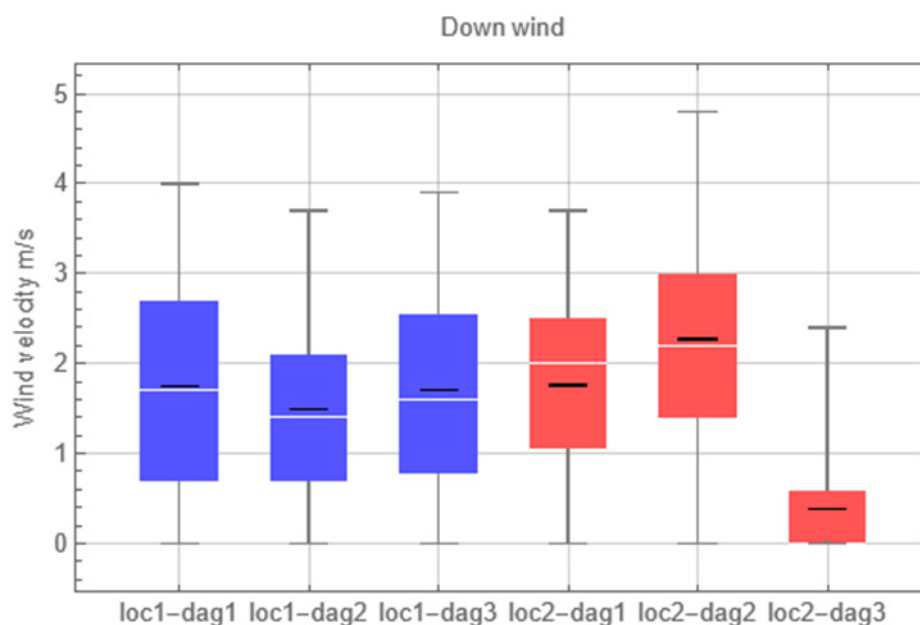
In de tweede mestverwerkingsinstallatie wordt mest verwerkt van ongeveer 600 zeugen en biggen en 900 vleesvarkens. Ruwe mest van alle varkens wordt uit de stallen gespoeld met het eindproduct van de mestverwerking. De ruwe mest wordt in opslagkelders gespoeld die in open verbinding staan met de omgeving. Vervolgens wordt de ruwe mest in een centrifugaal decanter getransporteerd voor mechanische

scheiding. De vaste fractie van de gescheiden mest wordt opgeslagen in een silo die in open verbinding staat met de omgeving. Achteenveertig ton vaste fractie wordt maandelijks afgevoerd met vrachtwagens. De vloeibare fractie van de gescheiden mest ondergaat een biologische stap door middel van nitrificatie en denitrificatie. Eenmaal per week wordt een kleine hoeveelheid van de bioactieve fractie nogmaals centrifugaal gescheiden met behulp van polymeren. Elk uur wordt 1 m³ van de genitrificeerde/gedenitrificeerde fractie verwerkt met een membraan bioreactor (MBR), een combinatie van een bioreactor en membraanfiltratie. Dit resulteert in een ultrafiltraat en een mineralen concentraat. De MBR fractie (ultrafiltraat) wordt hergebruikt voor bijvoorbeeld het reinigen van apparatuur en het spoelen van ruwe mest in opslagkelders. Overschotten van de MBR fractie worden geloosd als afvalwater.



*Figuur 6 Processtappen van de mestverwerking bij locatie 2. * verwijzen naar waar in deze studie mestmonsters werden genomen.*

Bijlage 2 Windsnelheid per meetdag



Figuur 7 Gemiddelde windsnelheid (op 1,5 m en elke 10 minuten gemeten) per meetdag en locatie (locatie 1 in blauw en locatie 2 in rood). Witte lijn=mediaan; zwarte lijn=gemiddelde; box=kwartielen; whiskers=minimum en maximum.

Bijlage 3 Parameters voor het pluimmodel

Concentratie van indicatoren in lucht

De concentratie van de indicatoren in lucht, C_{air} , werd uitgerekend op basis van de gemeten concentraties van de indicatoren in de Coriolis vloeistof, C_{lab} . De concentratie van de indicatoren uit de Coriolis vloeistof, C_{lab} , werd berekend door het aantal kolonies N_{lab} (in n) door het volume V_{lab} (in ml) te delen.

$$C_{lab} = \frac{N_{lab}}{V_{lab}} \quad (2)$$

Hierbij werd aangenomen dat het monstervolume, V_{lab} (in ml), gelijk was aan het gewicht van het monster, W_{lab} (in g). De totale monstervloeistof uit de Coriolis werd gewogen.

$$V_{lab} = W_{lab} \quad (3)$$

Het aantal kolonies uit de Coriolis, N_{lab} , is het product van de concentratie, C_{lab} , en het volume van het monster, V_{lab} , waarbij de monstervloeistof van de totale bemonsteringstijd, $T_{sampling}$, is samengevoegd. De bemonsteringstijd was 10 minuten per cone en in totaal ongeveer vier uur.

$$N_{lab} = C_{lab} \times V_{lab} \quad (4)$$

$$T_{monstername} = N_{cones} \times 10 \text{ min} \quad (5)$$

Omdat de doorstroomsnelheid van de Coriolis 300 L/min bedroeg, was het volume lucht, V_{lucht} , het product van de totale bemonsteringstijd en de doorstroomsnelheid van de Coriolis. Om het volume van liter naar kubieke meter om te zetten, werd de doorstroomsnelheid door 1000 gedeeld.

$$V_{lucht} = T_{monstername} \times \frac{300 \frac{L}{min}}{1000} \quad (6)$$

De concentratie in de lucht, C_{lucht} , werd via onderstaande formule afgeleid en werd in aantal bacteriën per kubieke meter gemeten (gemiddeld over $T_{monstername}$).

$$C_{lucht} = \frac{N_{lab}}{V_{lucht}} \quad (7)$$

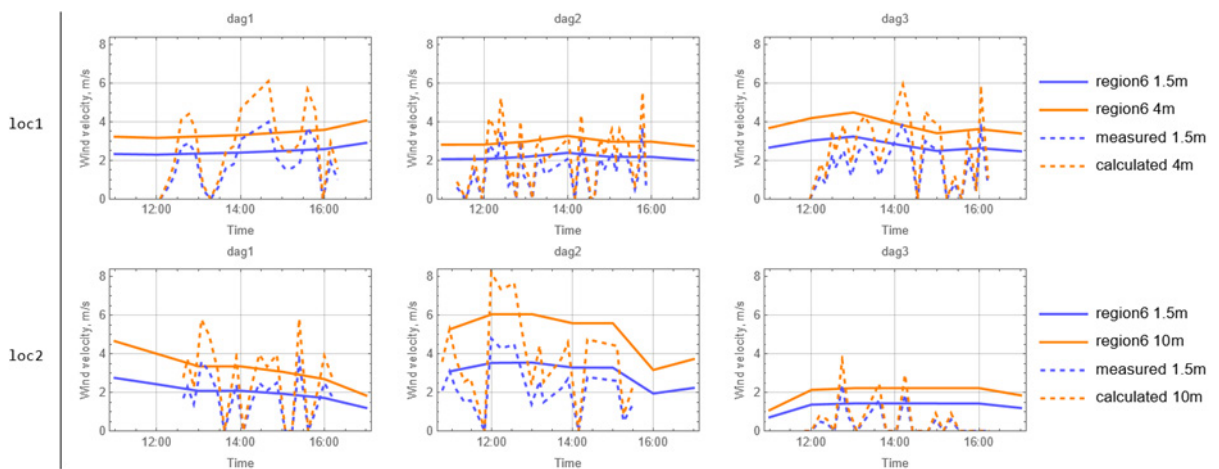
Windsnelheid op emissiehoogte

De windsnelheidsmetingen vonden op een hoogte van 1,5 meter plaats. De emissies van de mestverwerking vonden echter op een hoogte van 4 meter (bij locatie 1) en 10 meter (bij locatie 2) plaats. Nabij de grond neemt de windsnelheid toe met de hoogte. Zodoende zal de windsnelheid op de transporthoogte (die in eerste instantie gelijk is aan de emissiehoogte) afwijken van die op de meethoogte. Daarom werd met onderstaande formule de windsnelheid op 4 meter en 10 meter

hoogte geschat om deze toe te passen in vergelijking 1 (Holtslag, 1984; Sauter et al., 2022; Van Ulden & Holtslag, 1985).

$$u(z) = u(z_1) \frac{\left[\ln\left(\frac{z}{z_0}\right) - \psi_m\left(\frac{z}{L}\right) + \psi_m\left(\frac{z_0}{L}\right) \right]}{\left[\ln\left(\frac{z_1}{z_0}\right) - \psi_m\left(\frac{z_1}{L}\right) + \psi_m\left(\frac{z_0}{L}\right) \right]} \quad (8)$$

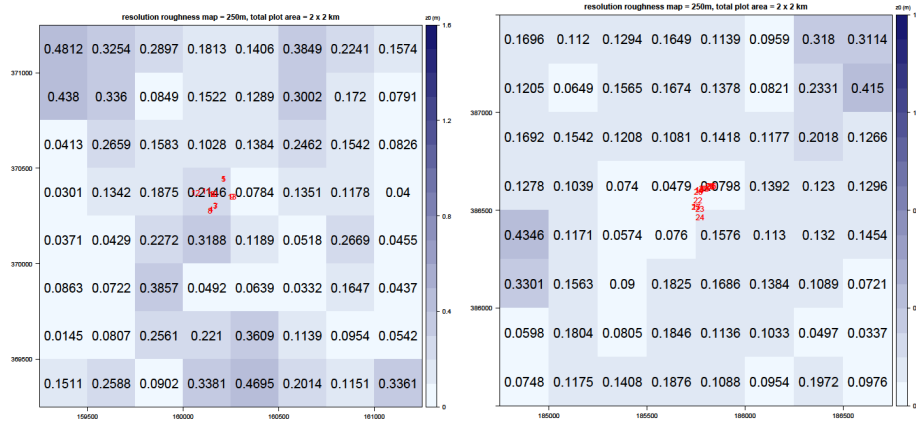
Met bovenstaande formule kan de windsnelheid op de emissiehoogte berekend worden. Daarbij is z_0 de ruwheidslengte, en L de Monin-Obukhov lengte. De grafieken van de gemeten en de berekende windsnelheden staan in figuur 8.



Figuur 8 Gemeten en berekende windsnelheden per dag en locatie. Gemeten windsnelheid op 1,5 m hoogte (gestippelde blauwe lijn) vergeleken met windsnelheid verkregen uit OPS-ST op 1,5 m (doorgetrokken blauwe lijn, alleen uurwaarden). In oranje voor 4 m (bij locatie 1) en 10 m (bij locatie 2). Voor een toelichting over regio 6 en het gebruik van OPS-ST, zie hoofdstuk over Monin-Obukhov lengte.

Ruwheidslengte

Door wrijving met het aardoppervlak wordt stromende lucht afgeremd. De wrijving wordt beïnvloed door de ruwheidslengte. De ruwheidslengte, z_0 (m), is per definitie de hoogte waarop de naar het aardoppervlak geëxtrapoleerde gemiddelde windsnelheid nul wordt. In de praktijk wordt deze hoogte bepaald door de aard van het oppervlak zoals het aantal en de hoogte van hindernissen (Garratt, 1992). Hoe vlakker en opener de omgeving, hoe lager de ruwheidslengte. Zo heeft bijvoorbeeld bouwland met laag gewas of weideland met sloten die minder dan 20 slootbreedten van elkaar liggen een ruwheidslengte van 0,1 meter. Een oppervlak met hogere hindernissen, zoals gebouwen of bomen hebben een hogere ruwheidslengte die meer wrijving veroorzaken en de wind sterker afremmen. Zodoende is de ruwheidslengte mede bepalend voor het windprofiel vlak boven de grond en dus ook voor de snelheid waarmee de pluim getransporteerd wordt. Daarnaast zorgt een hogere ruwheidslengte voor meer mechanische (wind-genereerde) turbulentie waardoor de pluim makkelijker kan verdunnen (bredere pluim). In Nederland ligt de ruwheidslengte tussen een centimeter en enkele meters (Kenniscentrum InfoMil, 2024).



Figuur 9 Ruwheidslengtekaart met 250 x 250 m² resolutie gebaseerd op LGN2020 data voor locatie 1 (links) en locatie 2 (rechts) en omgeving (rode cijfers zijn de uitgevoerde metingen)

Om een gebieds-representatieve ruwheidslengte te bepalen, is gebruik gemaakt van ruwheidslengtekaarten op basis van de LGN2020 (Landelijk Grondgebruik Nederland; zie lgn.nl). Deze kaarten worden ook gebruikt voor het OPS-model (Operationele Prioritaire Stoffen model)¹ en zijn gemaakt op verschillende resoluties.

Met name de bovenwindse ruwheidslengte over een afstand van ongeveer 500-600 meter is bepalend voor het windprofiel op een gegeven locatie. Om deze reden is voor de bepaling van de ruwheid rond de mestverwerkingsinstallatie de ruwheidslengtekaart met een resolutie van 250 x 250 m² gebruikt (fijnst beschikbare resolutie). De gemiddelde ruwheid is bepaald uit de ruwheid van de 25 cellen rond de mestverwerkingsinstallatie (5 in de x-richting maal 5 in de y-richting) (persoonlijke communicatie met Cor Jacobs). Middeling van ruwheidslengtes kan het beste gebeuren op basis van weerstandscoefficienten (C_d , een maat voor weerstand die een object ondervindt in de lucht) van de diverse cellen (Verkaik et al., 2005; Wieringa, 1986):

$$C_d = \left[\frac{\kappa}{\ln(z/z_0)} \right]^2 \quad (9)$$

Hierbij is kappa (κ) de Von Kármán constante constante, met waarde 0.4 (Turner, 1970). Voor de hoogte z wordt $z = 60$ m (zogenaamde 'blending height') genomen (Verkaik et al., 2005; Wieringa, 1986). De gebiedsgemiddelde weerstandscoefficient ($\bar{C}_d$), gebaseerd op de C_d van de 25 afzonderlijke cellen, wordt dan vervolgens gebruikt om de gebiedsgemiddelde ruwheidslengte te bepalen via:

$$z_0 = z \exp\left(\frac{-\kappa}{\sqrt{\bar{C}_d}}\right) \quad (10)$$

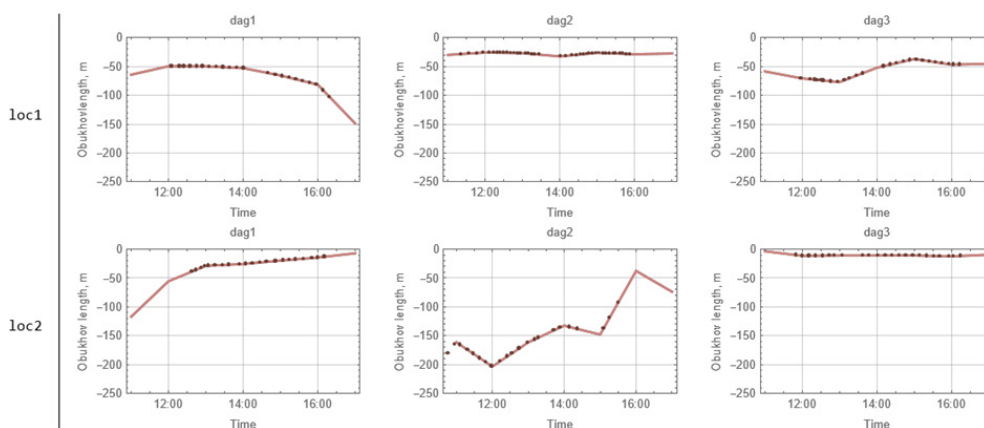
¹ Dit model wordt bij Centrum Milieukwaliteit gebruikt om de concentratie en depositie van verontreinigende stoffen te berekenen (Sauter et al., 2022).

Volgens Verkaik et al. (2005) en Wieringa (1986) geeft deze manier om de ruwheidslengte te berekenen door de weerstandscoefficiënt te middelen een sterker gewicht aan de grotere ruwheidslengten. De gebiedsgemiddelde weerstandscoefficiënten zijn $4.64 \cdot 10^{-3}$ en $4.41 \cdot 10^{-3}$ (dimensieloos) voor respectievelijk locatie 1 en 2.. Dit resulteert in een gebiedsgemiddelde ruwheidslengte van 0,146 meter respectievelijk en 0,122 meter. Dit komt overeen met bouwland of weideland (Kenniscentrum InfoMil, 2024; Wieringa, 1986).

Monin-Obukhov lengte

Naast de ruwheidslengte is ook de Monin-Obukhov-lengte (in meter), L , van belang voor het verticale windprofiel. De Monin-Obukhov lengte is een verticale lengteschaal die vaak wordt gebruikt bij -onder andere- het schatten van de stabiliteitseffecten (buoyancy versus turbulentie door windschering; zie ook vergelijking 8) van de atmosfeer. Een onstabiele atmosfeer nabij het oppervlak wordt geassocieerd met weinig wind en een oppervlak dat warmer is dan de lucht. Dit is gebruikelijk op zonnige dagen bij mooi weer (Stull, 2023).

De Monin-Obukhov-lengte die nodig was voor dit onderzoek werd via een iteratief proces in het OPS-ST model² (Hagenaars et al., 2017; Sterk et al., 2017) berekend op basis van uurlijkse primaire meteorologische data (figuur 10). Deze meteorologische data zijn afkomstig van waarnemingen van 19 stations van het KNMI (Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut). De data zijn ruimtelijk geïnterpoleerd en vervolgens gemiddeld voor 6 regio's die voor gebruik in OPS onderscheiden worden. Hier is gekozen voor regio 6, omdat de meetlocaties binnen dit gebied liggen.



Figuur 10 Berekende Monin-Obukhov-lengtes voor KNMI meteoregio 6 per meetdatum en locatie. De stippen geven de tijdstippen van de metingen aan en de lijn is lineair geïnterpoleerd voor de tijdstippen van de gemeten windsnelheden. (L waardes tussen -10 en -200 wijzen op sterk onstabiele – zwak onstabiele atmosfeer) (Sauter et al., 2022)

² OPS-ST is de korte termijn versie van het OPS model genoemd in voetnoot 1 welke concentraties en deposities per uur doorrekent.

Standaarddeviaties van de Gaussische pluim

De standaarddeviaties van de Gaussische pluim, σ_y en σ_z , beschrijven de omvang van de pluim in de y- en z-richting in meter (Stull, 2023). De waarden van σ_y en σ_z in vergelijking 1 worden op basis van de Pasquill klassen bepaald. De zes klassen van Pasquill categoriseren de turbulentie van de atmosfeer van sterk onstabiel tot sterk stabiel en kunnen op basis van de windsnelheid op 10 meter en de zonnestraling overdag worden afgeleid (Gifford, 1961; Hanna et al., 1982; Pasquill, 1961; Sauter et al., 2022; Turner, 1970). In deze studie werd daarvoor de windsnelheid op locatie 1 ook voor een hoogte van 10 meter geschat. De categorisering resulteerde voor beide locaties in een matig onstabiele atmosfeer.

Op basis van deze categorisering werden met onderstaande formules σ_y en σ_z berekend (Seinfeld & Pandis, 2006):

$$\sigma_y = \exp(I_y + J_y \ln(x) + K_y [\ln(x)]^2) \quad (11)$$

$$\sigma_z = \exp(I_z + J_z \ln(x) + K_z [\ln(x)]^2) \quad (12)$$

Hierbij zijn I, J, en K empirische constanten voor een gegeven stabiliteitsconditie, voor elk type sigma (McMullen, 1975). K_y en K_z zijn de turbulente uitwisselingscoëfficiënt voor de verticale richting (K_z) en de horizontale richting (K_y) (Seinfeld & Pandis, 2006). Voor Pasquill klasse B (matig onstabiel) en bij gebruik van de door Seinfeld en Pandis (2006) gegeven waarden (hun tabel 18.3) resulteert dat in:

$$\sigma_y = \exp(-1.634 + 1.0350 \ln(x) - 0.0096 [\ln(x)]^2) \quad (13)$$

$$\sigma_z = \exp(-1.999 + 0.8752 \ln(x) + 0.0136 [\ln(x)]^2) \quad (14)$$

Emissiesterkte Q en achtergrondconcentratie C₀

Een ontbrekende parameter voor het pluimmodel is de emissiesterkte. De emissiesterkte, Q, beschrijft in welke mate verontreinigende stoffen, in dit geval indicatoren (n/s), worden uitgestoten. De emissiesterkte Q en de achtergrondconcentratie C₀ werden geschat met behulp van de volgende Loglikelihood functie:

$$L(Q, \text{meting}_i, C_0) = 2 \sum \log \left[\frac{Q}{2\pi U \sigma_y(x) \sigma_z(x)} \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{y}{\sigma_y(x)} \right)^2 \right] \left[\exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{z-H}{\sigma_z(x)} \right)^2 \right] + \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{z+H}{\sigma_z(x)} \right)^2 \right] \right] (Q, \text{meting}_i) + C_0 \right] \quad (15)$$

Hierbij werd aangenomen dat de bovenwinds gemeten concentratie de achtergrondconcentratie was, bijvoorbeeld afkomstig van emissies van nabijgelegen andere boerderijen. De gemeten achtergrondconcentraties werden op 2 meter benedenwinds van de mestverwerkingsinstallatie geprojecteerd, omdat het model niet met negatieve afstanden kan omgaan.

Vervolgens werd met behulp van FindMinimum (version 14.0.0.0, Wolfram Inc, Champaign IL, USA) het minimum van de -log likelihood gezocht om de emissiesterkte per locatie en indicatororganisme te schatten. Voor elk indicatororganisme werd dit gedaan per locatie en per meetdag, maar ook per locatie voor alle meetdagen gecombineerd. Daarna werd een Chi-kwadraat test (95%) toegepast om de loglikelihood waarden van de schattingen met aparte en gecombineerde meetdagen te vergelijken (likelihood ratio test). Als de likelihood van het model op basis van gecombineerde meetdagen niet significant groter was dan het model op basis van aparte meetdagen, werd het model met de gecombineerde meetdagen gekozen (het beste model). Tenslotte werd een niet-lineaire regressie (NonlinearModelFit in versie 14.0.0.0, Wolfram Inc, Champaign IL, USA) uitgevoerd op het beste model om nogmaals de emissiesterkte te schatten. Dit regressiemodel kan worden gebruikt om voorspellingen met een onzekerheidsmarge (prediction bands) van 95% van de emissie op grotere afstanden te doen.

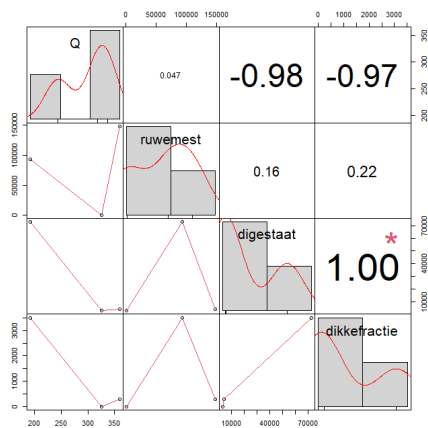
Met de parameters uit tabel 1 werden de concentratiepluimen (aantal bacteriën per m³) van de twee indicatoren voorspeld op de hoogte van de meting (Z) tot een afstand van 2000 meter. Het model (Figuur 4, afbeeldingen links) werd gefit inclusief de bovenwindse achtergrondmetingen.

Tabel 1 Input data voor het pluimmodel

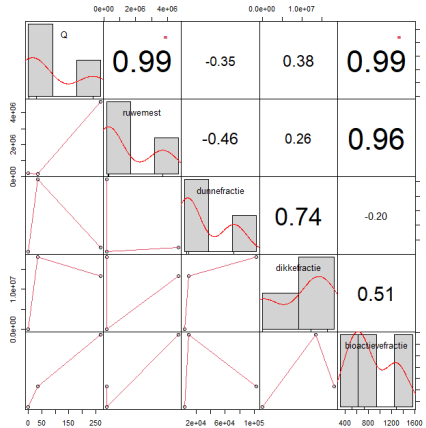
Parameter	Afkorting	Uitleg
Standarddeviatie van de pluim (in m)	σ_y	Karakteristiek dimensie van de pluim in de y-richting (horizontaal)
Standarddeviatie van de pluim (in m)	σ_z	Karakteristiek dimensie van de pluim in de z-richting (verticaal)
Emissiehoogte (m) (= pluimhoogte)	H	4 m (locatie 1) en 10 m (locatie 2)
Windsnelheid (m/s)	U(z ₁)	Gemiddelde windsnelheid van de vier gemeten uren; gemeten op 1.5 m
Windsnelheid (m/s)	U(z)	Gemiddelde windsnelheid van de vier gemeten uren; geschat op emissiehoogte van pluim (H)
Ruwheidslengte (m)	z ₀	Beschrijft de aerodynamische ruwheid van de omgeving. Afhankelijk van obstakels; effect op turbulentie en windprofiel.
Monin-Obukhov lengte (m)	L	Maat voor de stabiliteit van de atmosfeer; mede bepalend voor kromming van het windprofiel en mate waarin (en manier waarop) turbulentie onderdrukt of gestimuleerd wordt.
Concentratie (n/m ³)	C	Concentraties van IE en SSRC in aantallen per m ³
Emissiesterkte (n/s)	Q	Hoeveel indicatororganismen per seconde uitgestoten worden

Bijlage 4 Verband tussen concentratie van indicatororganismen in mest en de emissiesterkte

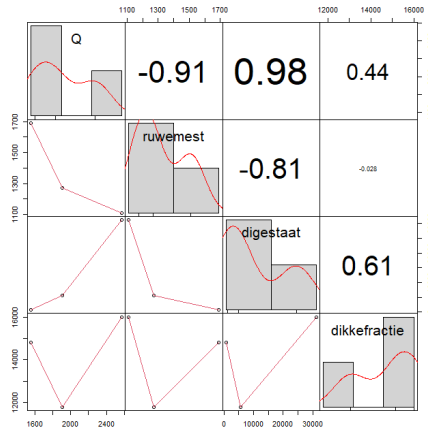
Locatie 1 IE



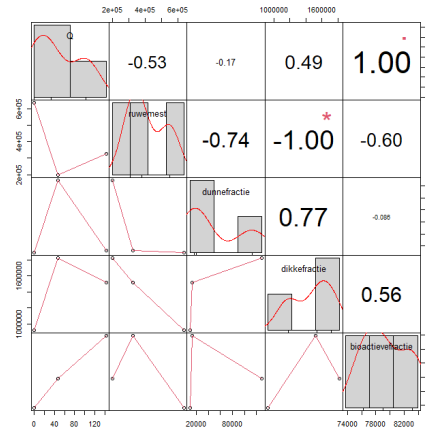
Locatie 2 IE



Locatie 1 SSRC



Locatie 2 SSRC



Figuur 11 Correlatie matrices tussen de concentraties van indicatororganismen en de emissiesterkte, Q, per locatie

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
Nederland

www.rivm.nl

december 2024

De zorg voor morgen
begint vandaag