Wageningen UR Livestock Research

Partner in livestock innovations



Rapport 435

Sturing van spuiwaterafvoer bij een biologische luchtwasser door middel van meting van de elektrische geleidbaarheid

Januari 2011

LIVESTOCK RESEARCH
WAGENINGEN UR

Colofon

Uitgever
Wageningen UR Livestock Research
Postbus 65, 8200 AB Lelystad
Telefoon 0320 - 238238
Fax 0320 - 238050
E-mail info.livestockresearch@wur.nl
Internet http://www.livestockresearch.wur.nl

Redactie
Communication Services

Copyright
© Wageningen UR Livestock Research, onderdeel van Stichting Dienst Landbouwkundig Onderzoek, 2011
Overname van de inhoud is toegestaan, mits met duidelijke bronvermelding.

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

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

Losse nummers zijn te verkrijgen via de website.

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

Abstract
A bioscrubber treating air from a pig house was monitored during 7 months. Ammonia removal, air flow and pH and EC of the water were measured continuously. Water discharge was controlled by EC measurement of the water.

Keywords
Livestock, bioscrubber, biotrickling filter, ammonia, NH_3, EC

Referaat
ISSN 1570 - 8616

Auteurs
R.W. Melse
J.P.M. Ploegaert

Titel
Sturing van spuiwaterafvoer bij een biologische luchtwasser door middel van meting van de elektrische geleidbaarheid
Rapport 435

Samenvatting
Gedurende 7 maanden is de werking van een biowasser gevolgd op een varkensbedrijf. Ammoniakverwijdering, ventilatiedebiet en pH en EC van het waswater werden continu gemeten. De spuiwaterafvoer werd geregeld op basis van de EC meting.

Trefwoorden
Veehouderij, biowasser, biologische luchtwasser, ammoniak, NH_3, EC

LIVESTOCK RESEARCH
WAGENINGEN UR

Rapport 435

Sturing van spuiwaterafvoer bij een biologische luchtwasser door middel van meting van de elektrische geleidbaarheid

Discharge water control by electrical conductivity measurement at a bioscrubber

R.W. Melse
J.P.M. Ploegaert

Januari 2011

Voorwoord

In het kader van het door het Ministerie van Infrastructuur en Milieu en het Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie opgezette Programma Gecombineerde Luchtwassers (PGL) heeft Wageningen UR Livestock Research (WUR LR) een onderzoek uitgevoerd naar de werking van een biologische luchtwasser op een varkenshouderijbedrijf. Het onderzoek had als doel om na te gaan op welke wijze de afvoer van spuiwater van biologische luchtwassers kan worden verbeterd.

Het onderzoek is uitgevoerd op het varkenshouderijbedrijf van Mts. Tijink te Almelo. Gedurende het onderzoek is assistentie verleend door de firma LAKA B.V. te Rijssen. We willen hierbij de betrokken partijen van harte bedanken voor hun medewerking aan het project.

Roland Melse
Wageningen UR Livestock Research

Samenvatting

In het kader van het door het Ministerie van Infrastructuur en Milieu en het Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie opgezette Programma Gecombineerde Luchtwassers (PGL) heeft Wageningen UR Livestock Research (WUR LR) een onderzoek uitgevoerd naar de wijze waarop de afvoer van spuiwater van biologische luchtwassers en van gecombineerde luchtwassers met een biologische wasstap kan worden verbeterd.
Gedurende 7 maanden is de werking van een biologische luchtwasser gevolgd op een varkensbedrijf en werden de ammoniakverwijdering, het ventilatiedebiet, de pH en EC (Electrical Conductivity) van het waswater en de spuiwaterafvoer continu gemeten. De spuiwaterafvoer werd geregeld op basis een ingestelde maximum EC waarde.
Uit het uitgevoerde onderzoek volgt dat een spuiwaterregeling op basis van geleidbaarheid (EC, Electrical Conductivity) een geschikte manier is om de hoeveelheid spuiwater van een biologische luchtwasser te minimaliseren en tegelijkertijd de concentratie van potentieel remmende stoffen op een gewenst maximaal niveau te houden. Op basis van de gemeten ammoniakverwijdering kon voor deze biologische luchtwasser worden berekend dat de spuiwaterhoeveelheid met 60% zou worden gereduceerd ten opzichte van de in de Rav vastgelegde minimale spuihoeveelheid bij regeling van de EC op een maximale waarde van 15 mS/cm.
Het is in dit onderzoek niet gelukt om een maximale waarde voor de EC en/of concentratie van stikstofcomponenten vast te stellen waarboven de werking van de biologische luchtwasser negatief wordt beïnvloed; zelfs tot EC waarden van 25 mS/cm bleef de wasser goed functioneren. De reden hiervoor is dat er in deze wasser volledige nitrificatie optrad en zich geen nitriet ophoopte, terwijl in een biologische luchtwasser vaak een deel van de stikstof opgehoopt wordt in de vorm van nitriet. Het ligt voor de hand om vooralsnog als maximum EC van het waswater een waarde van 15 - 20 mS/cm te hanteren, omdat ook in ander onderzoek (DLG 2009, 2010a, 2010b, 2010c) is aangetoond dat onder deze condities nog steeds goede ammoniakverwijderingsrendementen behaald kunnen worden. Bij het definitief vaststellen van een maximale EC waarde zal uitgegaan moeten worden van een 'worst case scenario' waarbij geen nitraat maar slechts ammonium en nitriet in de waterfase aanwezig zijn.
Vooralsnog is niet goed bekend waarom in sommige biologische luchtwassers nitriet wordt opgehoopt en in andere biologische luchtwassers volledige nitrificatie optreedt. Volledige nitrificatie is echter gewenst aangezien een biologische luchtwasser dan minder risico loopt om geremd te worden in werking; hierdoor kunnen veel lagere spuidebieten worden gerealiseerd. Het verdient aanbeveling om nader onderzoek te wijden aan de wijze waarop het nitrificatieproces kan worden beïnvloed en om na te gaan of continue meting van nitriet- en nitraatgehaltes in het waswater perspectief biedt voor toepassing in de praktijk. Het is wellicht mogelijk om het nitrificatieproces te volgen op basis van een directe meting van het nitraat- en/of nitrietgehalte in het water (bijv. met ionselectieve elektrodes) en op deze wijze het spuidebiet te regelen en het nitrificatieproces bij te sturen.
Verder is gebleken dat het ammoniakverwijderingsrendement toeneemt bij afnemende ammoniakbelasting en afnemend luchtdebiet. Aangezien de ammoniakbelasting en het luchtdebiet bij een wasser achter een stal geen onafhankelijke variabelen blijken te zijn, is het niet mogelijk onderscheid te maken tussen deze factoren. Aanbevolen wordt om nader experimenteel onderzoek uit te voeren waarbij onder gecontroleerde omstandigheden de ingaande ammoniakconcentratie en het luchtdebiet los van elkaar kunnen worden gevarieerd, wat meer inzicht in het werkingsprincipe van de ammoniakverwijdering in een biologische luchtwasser zal opleveren.
De metingen aan de biologische luchtwasser wijzen erop dat op deze locatie hogere gemiddelde ammoniakverwijderingsrendementen haalbaar zijn dan de 70% die in huidige regelgeving wordt gesteld. In hoeverre dit ook geldt voor andere locaties met een biologische luchtwasser van hetzelfde ontwerp of voor biologische luchtwassers van andere leveranciers met een ander ontwerp, zal mede afhangen van de dimensionering van de wasser, de procesregeling (met name de spuiwaterafvoer) en locatiespecifieke omstandigheden (stal en ventilatiesysteem).
Gezien de waargenomen invloed van het luchtdebiet, welke omgekeerd evenredig is met de luchtverblijftijd in de wasser, en/of de ammoniakvracht op het gemeten ammoniakverwijderingsrendement, mag in principe verwacht worden dat het rendement van een willekeurige biologische luchtwasser zal toenemen wanneer het volume van het pakkingsmateriaal wordt vergroot. Op deze wijze zal de luchtverblijftijd namelijk toenemen en de ammoniakvracht per m^3 pakkingsmateriaal afnemen.
Tenslotte is geprobeerd een stikstofbalans over de wasser op te stellen. Hieruit blijkt dat ongeveer 25% van de uit de lucht verwijderde stikstof niet wordt teruggevonden in het spuiwater. Aangezien de spuiwaterhoeveelheid werd geregeld op basis van de ophoping van stikstof in het waswater is

hierdoor dan ook 25% minder spuiwater geproduceerd. Een mogelijke verklaring voor dit verschil is dat in de luchtwasser een deel van het nitraat wordt omgezet in stikstofgas (N_2) en lachgas (N_2O) als gevolg van denitrificatie en/of nitrificatie en op deze wijze niet met het spuiwater wordt afgevoerd. Metingen van de lachgasconcentratie in de lucht voor en na de wasser duiden erop dat ca. 4% van de ingaande ammoniak-stikstof wordt omgezet in lachgas-stikstof; de eventuele emissie uit het open waswaterbassin is niet vastgesteld. Het verdient aanbeveling om een dergelijke stikstofbalans op te stellen bij biologische luchtwassers op meerdere locaties, teneinde vast te stellen in welke mate denitrificatie reeds optreedt in reguliere biologische luchtwassers zonder speciale denitrificatieinstallatie en om te onderzoeken of het denitrificatieproces geoptimaliseerd kan worden.

Summary

The Dutch Ministry of Infrastructure and the Environment and the Dutch Ministry of Economic Affairs, Agriculture and Innovation set up a research program which aims to support the development and application of air scrubbers in livestock operations in order to reduce the emissions of ammonia (NH_3), odour, and fine dust (PM10, PM2.5). As part of this program Wageningen UR Livestock Research has performed measurements at a bioscrubber location to find out if water discharge control strategies can be improved.
During a 7 month period the performance of a bioscrubber (or: biotrickling filter) was monitored at a pig farm. Water discharge flow, ammonia removal, air flow and pH and EC (Electrical Conductivity) of the water were measured continuously. The water discharge was controlled by the EC measurement, based on a maximum setpoint EC.
The research shows that water discharge control based on EC measurement is a suitable method to minimize the amount of discharge water and at the same time to prevent too high concentrations of possible inhibiting compounds. It was calculated for this bioscrubber that at a maximum EC level of 15 mS/cm the discharge water amount can be reduced by 60% as compared to minimum discharge volumes as prescribed in current regulations.
It was not possible to determine the maximum EC level and/or concentration of nitrogen compounds at which inhibition of the system starts; up to EC values of 25 mS/cm no negative effect on ammonia removal was found. This was because complete nitrification occurred and no nitrite accumulated, while usually in a bioscrubber part of the nitrogen accumulates as nitrite. For the time being it is recommended to use a value of 15 - 20 mS/cm as maximum EC of the water as also other research (DLG 2009, 2010a, 2010b, 2010c) has shown that still good ammonia removal occurs at these levels. If definitive maximum EC levels are settled they should assume a 'worst case scenario' where no nitrate but just ammonium and nitrite are present.
As yet it is not clear why in some bioscrubbers complete nitrification takes place whereas in others nitrite accumulates. Complete nitrification is desirable, however, because it reduces the risk of inhibition which enables the realisation of low water discharge volumes. It is recommended to carry out further research on the mechanisms of nitrification and to find out if continuous nitrite and nitrate measurements are suitable for practical application in the field. It might be possible to follow the nitrification process by direct measurement of nitrite and nitrate in the water (e.g. by using Ion Selective Electrodes) thus enabling water discharge control and possibly regulation of the nitrification process.
Furthermore, it was found that the ammonia removal efficiency increases at decreasing ammonia load and air flow rate. Because the ammonia load and the air flow rate are not independent variables it is not possible to distinguish them. It is recommended to carry out further experimental research under controlled conditions in which ammonia concentration and air flow rate can be independently altered which will provide more insight in the working principle of ammonia removal in a bioscrubber.
The measurements at the bioscrubber indicate that at this location higher average ammonia removal efficiencies can be achieved than the maximum of 70% that is stated in current regulations. Whether this also applies to bioscrubbers of equal design at other locations or to bioscrubbers with different design characteristics from different suppliers will depend on design parameters, process control (in particular for water discharge) and location specific circumstances (animal house, ventilation system etc.).
Considering the observed influence of the air flow rate, which is inversely proportional to the air residence time in the scrubber, and/or ammonia load on the measured ammonia removal efficiency it can be expected that the efficiency of any bioscrubber will increase when the volume of the packing is increased. Namely, in this way the air residence time increases and the ammonia load per m^3 of packing decreases.
Finally, a nitrogen balance was made for the scrubber. It appears that about 25% of the nitrogen that was removed from the inlet air can not be recovered from the discharged water. Because the water discharge was controlled by the accumulation of nitrogen in the water this means that also the discharge volume was 25% lower. A possible explanation for this difference is that part of the nitrate is converted to nitrogen gas (N_2) and nitrous oxide (N_2O) by nitrification and/or denitrification, and thus can not be recovered from the water phase. Measurements of the nitrous oxide concentration before and after the scrubber indicate that about 4% of the NH_3-N is converted to N_2O-N; the possible emission from the open water basin has not been determined, however. It is recommended to make a nitrogen balance at more bioscrubber locations in order to determine to what extent denitrification might already take place in 'normal' bioscrubbers that are not equipped with an additional denitrification system, and to find out whether the denitrification process can be optimized.

Inhoudsopgave

Voorwoord

Samenvatting

Summary

1 Inleiding 1

2 Materiaal en methoden 4

2.1 Algemeen 4

2.2 Stal en ventilatiemetingen 4

2.3 Luchtwasser 4

2.3.1 Beschrijving luchtwasserontwerp 4

2.3.2 Metingen waswater 6

2.3.3 Spuiregeling 6

2.3.4 Metingen ammoniak 7

2.3.5 Overige metingen lucht 8

3 Resultaten en discussie 9

3.1 Overzicht gehele meetperiode 9

3.2 Relatie tussen stikstofconcentratie en geleidbaarheid 11

3.3 Regeling spuiwaterhoeveelheid op basis van meting geleidbaarheid 12

3.4 Dagelijks patroon ammoniakverwijdering 13

3.5 Verband tussen ammoniakvracht, luchtverblijftijd en rendement 16

3.6 Stikstofbalans 21

3.7 Betrouwbaarheid meetmethode ammoniak 23

3.8 Regelgeving biologische luchtwassers 24

4 Conclusies en aanbevelingen 25

Referenties 27

Bijlage - Analyses waswater 29

1 Inleiding

Aanleiding
De intensieve veehouderij in Nederland is verantwoordelijk voor een aanzienlijke emissie van ammoniak, geur en fijnstof (PM10, PM2.5). De genoemde emissies zijn nadelig voor de kwaliteit van de natuur en leefomgeving en belemmeren ontwikkelingen in het landelijk gebied.
Om deze problemen aan te pakken zetten het Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie en het Ministerie van Infrastructuur en Milieu onder andere in op de inzet en verdere ontwikkeling van de techniek van luchtwassers.
In Nederland zijn circa 900 luchtwassers voor ammoniakverwijdering in gebruik binnen de veehouderij, voor het overgrote deel op varkensbedrijven (stand van zaken per begin 2008; Melse *et al.*, 2008). Ongeveer 10% van alle ventilatielucht van varkensstallen in Nederland wordt behandeld in een wasser; het grootste deel bestaat uit chemische wassers (ca. 800) en een kleiner deel uit biologische wassers (ca. 100). Terwijl chemische wassers een hoger ammoniakverwijderingsrendement kunnen behalen dan biologische wassers, is het geurverwijderingsrendement van biologische wassers in het algemeen hoger dan voor chemische wassers (Melse en Ogink, 2005).
Het door de voornoemde ministeries opgezette Programma Gecombineerde Luchtwassers (PGL) heeft als doel de inzet en ontwikkeling van luchtwassers te ondersteunen. Het wordt van belang geacht de techniek van de luchtwasser verder te ontwikkelen, onder meer met het oog op verlaging van de kosten. Hierbij zijn het bereiken van hoge milieuprestaties (hogere reductiepercentages), lager energieverbruik, betere oplossingen voor het afvalwater en controle op de werking en de handhaafbaarheid van belang.
In het kader van dit programma heeft Wageningen UR Livestock Research (WUR LR) in opdracht van de voornoemde ministeries een onderzoek uitgevoerd naar de wijze waarop de afvoer van spuiwater van biologische luchtwassers en gecombineerde luchtwassers met een biologische wasstap kan worden verbeterd.

Ammoniakverwijdering en spuiwater
In een biologische luchtwasser wordt ammoniak afkomstig uit de lucht ingevangen in de waterfase en vervolgens door bacteriën geoxideerd tot nitriet (NO_3^-) en nitraat (NO_2^-), het zogeheten nitrificatieproces (Focht en Verstraete, 1977; Prosser, 1986) . Dit proces kan geremd worden door de aanwezigheid in de waterfase van ongedissocieerd ammoniak, NH_3 (aq), en salpeterig zuur, HNO_2 (Anthonisen *et al.*, 1976). Om remming van de bacteriën te voorkomen wordt een deel van het water continu of periodiek gespuid en aangevuld met vers water, waardoor de concentratie van ammoniak en nitriet laag blijft.
De volgende condities worden gehanteerd als zijnde normaal voor een goed werkende biologische luchtwasser met een voldoende afvoer van spuiwater (Scholtens, 1996):

- $6.5 < pH < 7.5$;
- $0.8 < [NH_4^+\text{-N}]/[NO_2^-\text{-N} + NO_3^-\text{-N}] < 1.2$,
  waarbij de concentraties zijn uitgedrukt in mol of gram;
- $0.8 < [\text{N-totaal}]\ (g/l) < 3.2$,
  waarbij N-totaal = NH_4^+-N + NO_2^--N + NO_3^--N, allen in g/l.

De productie van remmende verbindingen is in principe evenredig met de ammoniakvracht (kg NH_3/uur) die door de wasser wordt verwijderd. In de praktijk blijkt de ammoniakvracht echter vaak niet constant te zijn maar te variëren in de tijd. Idealiter zou de spuiwaterproductie gekoppeld zijn aan de werkelijke hoeveelheid verwijderde ammoniak: op deze wijze zou er meer gespuid worden bij een hogere ammoniakbelasting en minder bij een lagere ammoniakbelasting. In de praktijk is de werkelijke ammoniakbelasting echter lastig te meten als procesparameter en wordt meestal een vaste spuihoeveelheid ingesteld met behulp van een tijdgeschakelde klep. Dus onafhankelijk van de procescondities wordt een vast aantal liters per uur of per dag gespuid.

In de Regeling Ammoniak en Veehouderij (Rav) (zie de "Bijlagen behorende bij het biologisch luchtwassysteem"; VROM, 2002 en InfoMil, 2008) wordt voor de binnen de Nederlandse veehouderij toegestane biologische luchtwassers vastgesteld welk spuidebiet ze moeten realiseren, uitgedrukt als liter/uur/dierplaats. De hoeveelheid stikstof die afgevoerd wordt met het spuiwater wordt berekend op grond van het gemiddelde ammoniakaanbod (hiervoor wordt de emissiefactor voor een traditioneel huisvestingssysteem gebruikt) vermenigvuldigd met de veronderstelde

ammoniakverwijderingsefficiëntie van de wasser (in de meeste gevallen 70% of 90%). Vervolgens wordt, uitgaand van een normaal werkende biologische luchtwasser, een boven- en een onderwaarde gehanteerd voor het totaal-stikstofgehalte van het water, zodat een minimaal en maximaal spuidebiet kan worden berekend. Het minimum spuidebiet is gebaseerd op een gemiddelde stikstofconcentratie in het spuiwater van 3,2 g N/liter en het maximum spuidebiet is gebaseerd op een gemiddelde stikstofconcentratie in het spuiwater van 0,8 g N/liter. In de praktijk word de hoogte van het spuidebiet in het algemeen op een vaste waarde ingesteld, zodat elke dag van het jaar een gelijke hoeveelheid water werd gespuid, ongeacht de procescondities op dat moment. Wanneer het minimale spuidebiet wordt ingesteld als vaste waarde gedurende het gehele jaar is het denkbaar dat bij hoge ammoniakvrachten te weinig water wordt gespuid om remmende condities te voorkomen, terwijl bij lage ammoniakvrachten meer gespuid wordt dan nodig is.
Zoals beschreven in diverse publicaties (o.a. Melse en Willers, 2004; Ogink en Bosma, 2007) kunnen de kosten voor de afvoer van spuiwater aanzienlijk zijn. Het is daarom gewenst om een manier te vinden om de spuiwaterhoeveelheid te verlagen op een wijze dat het rendement van ammoniakverwijdering geen gevaar loopt.

Meting elektrische geleidbaarheid (EC)
De berekening van het minimale en maximale spuiwaterdebiet is dus gebaseerd op een gemiddelde ammoniakbelasting. In werkelijkheid kan de hoeveelheid ammoniak in de stallucht door het jaar heen variëren, afhankelijk van bijvoorbeeld de leeftijd van de dieren in de stal. Daarnaast kunnen variaties in staltemperatuur en ventilatiedebiet de ammoniakvracht verhogen of verlagen. Tenslotte kan het rendement van de luchtwasser (en dus ook de hoeveelheid met het spuiwater af te voeren stikstof) beïnvloed worden door deze zaken.
In een optimale situatie is de hoeveelheid stikstof die uit de lucht verwijderd altijd gelijk aan de hoeveelheid stikstof die met het spuiwater wordt afgevoerd. Gezien de te verwachten variatie in ammoniakvracht en mogelijk ook in het verwijderingrendement, is het dus voor te stellen dat het vast ingestelde spuidebiet op sommige dagen te hoog is en op andere dagen weer te laag is.
Door het continu meten van de waswatercondities zou het spuidebiet continu kunnen worden bijgeregeld op basis van een ingestelde N-totaal concentratie van het waswater. Op deze wijze zou het spuidebiet direct gekoppeld zijn aan de hoeveelheid ammoniak die door de wasser is afgevangen. Hierdoor zou de spuiwaterproductie mogelijk verlaagd kunnen worden ten opzichte van de op dit moment vastgelegde spuidebieten (zie VROM, 2002 en InfoMil, 2008) terwijl de ammoniakverwijdering geen gevaar loopt.
Door diverse auteurs (o.a. Melse and Ogink, 2005) is gesuggereerd dat de elektrische geleidbaarheid (of EC, wat staat voor Electrical Conductivity) een geschikte parameter kan zijn om de waswatercondities te monitoren en op deze wijze de spuiwaterproductie te regelen. Het idee hierachter is dat een hogere concentratie van stikstofcomponenten in het waswater een hogere geleidbaarheid geeft, waardoor deze eigenschap kan gebruik gemaakt worden als regelmechanisme voor de spuiwaterproductie:
- op het moment dat de geleidbaarheid hoger is dan een bepaald setpoint, wordt gespuid
- het waterniveau in het luchtwassersysteem wordt aangevuld met vers water, waardoor de concentratie opgeloste stoffen en dus de geleidbaarheid daalt onder het setpoint en het spuien wordt afgebroken
- vervolgens gaat de concentratie opgeloste stoffen weer oplopen door de afbraak van ammoniak totdat het setpoint weer is bereikt etc.
Zoals reeds opgemerkt kunnen de kosten voor de afvoer van spuiwater aanzienlijk zijn. Mogelijk wordt om deze reden in een aantal gevallen de spuiwaterhoeveelheid van biologische luchtwassers lager ingesteld dan de in de Rav vastgestelde spuidebieten. Het gevolg hiervan kan zijn dat afbraakproducten zich ophopen in de wasser waardoor het beoogde ammoniakrendement niet wordt behaald. Door het gebruik van een spuiwaterregeling op basis van EC zou mogelijk de werking van het biologische proces gewaarborgd kunnen worden (d.w.z. de EC loopt niet te ver op) terwijl de hoeveelheid spuiwater mogelijk wordt verminderd met een kostenbesparing tot gevolg.
Het is dan ook van belang om vast te stellen wat de maximale EC waarde is waarbij de werking van de wasser geen gevaar loopt.

Doelstelling onderzoek

In Duitsland en Denemarken wordt de regeling van de spuiwaterproductie op basis van een EC meting van het waswater al (experimenteel) toegepast voor wassers die ventilatielucht van stallen behandelen. Ook in Nederland willen diverse wasserleveranciers dit principe toepassen. Voor een aantal biologische luchtwassers en gecombineerde wassers met een biologische wasstap, is reeds aangetoond dat goede ammoniakverwijderingsrendementen behaald kunnen worden bij een EC ≤ 15 - 20 mS/cm (DLG 2009, 2010a, 2010b, 2010c). Er is echter geen onderzoek gepubliceerd waarin wordt nagegaan vanaf welke EC en/of concentratie van stikstofcomponenten op de werking van de biologische luchtwasser negatief wordt beïnvloed.

Het doel van deze studie is om experimenteel op boerderijschaal te onderzoeken of een spuiwaterregeling op basis van meting van EC van het waswater goed functioneert. Daarnaast is het doel om vast te stellen wat het effect is van EC waarde van het waswater op het ammoniakverwijderingsrendement.

Hiertoe wordt een EC gestuurde spuiwaterregeling ingebouwd op een bestaande biologische wasser welke gedurende een periode van een jaar intensief gevolgd wordt middels continue meting van de ammoniakverwijdering. Het is de eerste maal dat dergelijke continue metingen van het ammoniakverwijderingsrendement van een biologische luchtwasser worden uitgevoerd in Nederland. Daarnaast kan een dergelijke continue monitoring van de ammoniakverwijdering mogelijk inzichten opleveren met betrekking tot dag-nacht ritmes en het effect van variërende luchtdebieten en ammoniakconcentraties op het rendement van ammoniakverwijdering.

2 Materiaal en methoden

2.1 Algemeen

Van juni 2008 t/m juni 2009 is onderzoek uitgevoerd aan een biologische luchtwasser op een varkensbedrijf in Nederland. De locatie werd elke twee weken bezocht. Gedurende de eerste maanden traden problemen om met diverse meetapparatuur zodat pas vanaf november 2008 betrouwbare metingen kunnen worden gerapporteerd. Ten tijde van het onderzoek is de EC van het waswater stapsgewijs verhoogd van 10 naar 24 mS/cm.
Onderstaand wordt in detail beschreven welke metingen zijn uitgevoerd en welke apparatuur is gebruikt.

2.2 Stal en ventilatiemetingen

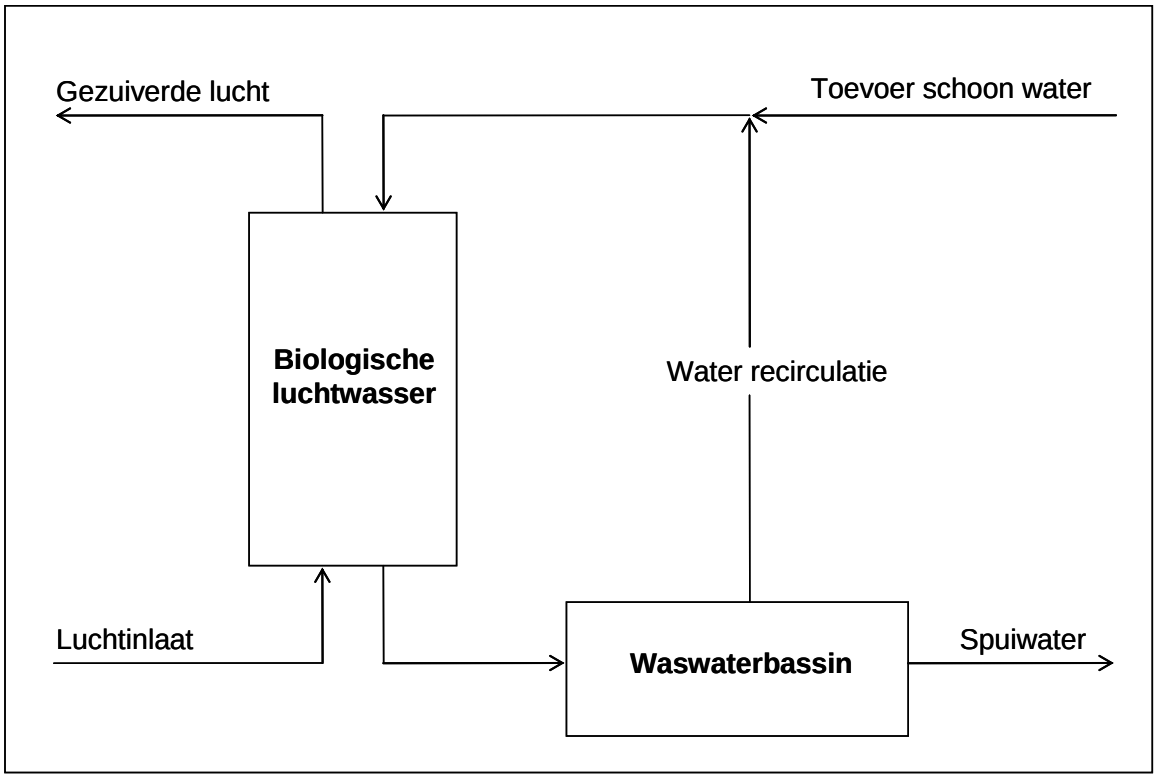
De luchtwasser behandelt de lucht afkomstig uit het centrale ventilatiekanaal van een fokzeugenstal met 616 dierplaatsen (25 kg tot eerste dekking) met een oppervlak van 1,25 m^2/dier, verdeeld over 11 afdelingen; elke twee weken wordt een nieuwe afdeling opgelegd. Uitgaand van een geïnstalleerd ventilatiedebiet van 80 m^3/uur/dierplaats bedraagt het maximale ventilatiedebiet van de stal ongeveer 50.000 m^3/uur. Voor de ammoniakemissie uit de stal (dus de lucht die de wasser in gaat) kan als emissiefactor 3,5 kg NH_3/dierplaats/jaar (Rav categorie D 3.100.2: overige huisvestingssystemen, hokoppervlak groter dan 0,8 m^2) worden aangenomen. De stal wordt mechanisch geventileerd met behulp van drie frequentiegeregelde ventilatoren (Fancom 3480P C 400-415V, A4302034; 2,5 kW; capaciteit: 25.000 m^3/h per stuk bij 50 Hz en 100 Pa tegendruk). Aannemend dat de emissie constant is, komt een gemiddelde emissie van 3,5 kg NH_3/dierplaats/jaar bij een gemiddeld ventilatiedebiet van 31 m^3/uur/dierplaats (InfoMil, 2008) overeen met een NH_3 concentratie van 13 mg/m^3 of 18 ppm.
Ten behoeve van het meetprogramma werd op elke ventilator een meetwaaier aangebracht (Fancom ATM 80) met een pulsuitgang die op een datalogger was aangesloten (Campbell CR10X). Elke seconde werd zo het toerental van de meetwaaiers gemeten en na 15 minuten werd telkens het gemiddelde toerental weggeschreven.
De temperatuur en de relatieve vochtigheid van de lucht voor en na de wasser werden eveneens elke seconde gemeten (Rotronic Hygromer) en na 15 minuten werd telkens het gemiddelde weggeschreven naar de datalogger (Campbell CR10X).

2.3 Luchtwasser

2.3.1 Beschrijving luchtwasserontwerp

De biologische luchtwasser bestaat uit twee parallel geschakelde modules die elk bedoeld zijn voor de behandeling van maximaal 25.000 m^3 lucht per uur. Het ontwerp is dusdanig dat de eerste module altijd in werking is en wanneer de ventilatiehoeveelheid hoger is dan 25.000 m^3/uur ook module 2 wordt bijgeschakeld. Wanneer module 2 is afgeschakeld gaat er geen lucht door de module heen en wordt er geen water over het filterpakket gesproeid. Tijdens het onderzoek bleek deze regeling echter niet te functioneren, met als gevolg dat gedurende de gehele onderzoeksperiode steeds alle lucht door alleen module 1 werd geleid.
In elke module bevindt zich een rechthoekig filterpakket (1,42 m x 2,42 m) bestaande uit verticaal opgestelde 1,1 m lange geperforeerde kunststof pijpen (diameter = 6 cm) die met de zijkanten tegen elkaar aan zijn gelijmd. De hoogte van het filterpakket bedraagt 1,1 m en het volume bedraagt daarmee circa 3,78 m^3.per module dus in totaal 7,56 m^3. Op de binnenzijde en buitenzijde van de pijpjes bevindt zich een biofilm (bacteriemateriaal) die in contact is met de langsstromende lucht. In deze biofilm bevinden zich o.a. nitrificerende bacteriën voor de omzetting van ammoniak.
Aan de bovenzijde van de luchtwasser wordt continu water versproeid, afhankelijk van het ventilatiedebiet wordt het filterpakket van één of van beide modules bevochtigd. Dit water verlaat de luchtwasser aan de onderzijde en wordt naar het gezamenlijke waswaterbassin geleid van circa 19 m^3 (l x b x h = 3,5 m x 2,7 m x 2,2 m). Het betreft een open bassin dat niet is afgedekt. In het bassin bevindt zich onder het wateroppervlak een zelfde filterpakket als in de luchtwasser. Op het filterpakket bevindt zich weer een biofilm zodat een deel van het nitrificatieproces ook hier zal plaatsvinden.

Vanuit het waterbassin wordt het grootste deel van het waswater gerecirculeerd en opnieuw bovenin de luchtwasser versproeid en wordt een klein deel gespuid en vervangen door vers water. Het waterniveau wordt constant gehouden door de aanvoer van vers water (compensatie voor verdamping en afvoer van spuiwater).
Alvorens de lucht de wasser verlaat passeert deze een druppelvanger (dikte = 25 cm).
Het principe van de biologische luchtwasser wordt in onderstaande figuur schematisch weergegeven.



In Tabel 1 worden de belangrijkste karakteristieken van de wasser samengevat.

Tabel 1 Ontwerpkarakteristieken luchtwasser

Diercategorie en aantal	vleesvarkens, 616 dierplaatsen, hokoppervlak groter dan 0,9 m^2
Omschrijving	biologisch luchtwassysteem 70% emissiereductie
Rav-nummer	D 3.2.8.2
Wassertype	tegenstroom
Capaciteit	616 x 80 = 49.280 m^3 lucht/uur
Type pakkingmateriaal	geperforeerde kunststof buizen, specifiek oppervlak is onbekend
Aanstroomoppervlak	3,4 m^2 per module, in totaal 6,8 m^2 ([1])
Pakketdikte	1,1 m
Pakketvolume	3,8 m^3 per module, in totaal 7,6 m^3 ([1])
Minimale luchtverblijftijd ([2])	volgens ontwerp: 0,56 seconde in werkelijkheid: 0,28 seconde ([1])
Hoeveelheid watercirculatie	15 m^3/uur per module
Hoeveelheid spuiwater	5,2 - 21 m^3/week (berekend op basis van Rav emissiefactor)
Volume waswaterbassin	20 m^3

([1]) Vanwege een storing in de klep die de luchttoevoer naar beide modules regelt was gedurende het onderzoek slecht een van de twee modules in gebruik. Dit betekent dat het totale pakketvolume effectief slechts 3,4 m^3 bedroeg en de minimale luchtverblijftijd slechts 0,28 seconde.
([2]) Berekend als pakketvolume (m^3) / ontwerpcapaciteit lucht (m^3/s)

2.3.2 Metingen waswater

Het water dat onderuit de luchtwasser loopt wordt door een leiding teruggevoerd wordt naar het waswaterbassin. Van deze leiding werd een deelstroom afgetapt waarin continu de elektrische geleidbaarheid (EC) en de pH werden gemeten. De EC en pH werden gemeten met een handmeter (pH meter: WTW-pH340i; pH elektrode: WTW-SenTix41 / WTW-SensoLytSE + TFK325; EC meter: WTW-Cond340i; elektrode: WTW-TetraCon325). Op de meetwaarden werd een automatische temperatuurcorrectie toegepast. Beide meters waren uitgerust met een analoge uitgang welke was aangesloten op een datalogger (Campbell CR10X). Elke seconde werden de pH en EC gemeten en na 15 minuten werd telkens het gemiddelde toerental weggeschreven.
De meetapparatuur werd elke twee weken gecontroleerd en indien nodig gejusteerd of gekalibreerd. Daarnaast werd elke twee weken een monster van het spuiwater genomen en geanalyseerd op N-totaal, NH_4-N, NO_2-N, NO_3-N, DS, As, pH en EC door het Milieulaboratorium van Agrotechnology & Food Sciences Group, eveneens een onderdeel van WUR.

2.3.3 Spuiregeling

De EC is een maat voor de hoeveelheid ionen die zijn opgelost; bij een biologische wasser voor ammoniakverwijdering kan de EC gebruikt worden als een maat voor de totale hoeveelheid opgelost ammonium ($N\text{-}NH_4^+$), nitriet (NO_2^-) en nitraat (NO_3^-).
In Tabel 2 wordt voor diverse ionen de molaire geleidbaarheid gegeven. Tevens is berekend welke geleidbaarheid mag verwacht worden mag worden in een oplossing met 1 g N/liter. Aangezien voor bovengenoemde ionen geldt de molaire iongeleidbaarheid bijna gelijk is en dat de absolute waarde van de ionladingen 1 is, mag dus verwacht worden dat deze ionen per gram N in gelijke mate bijdragen aan de gemeten EC van het spuiwater. Uit de tabel volgt eveneens dat de pH een rol kan spelen bij de totale geleidbaarheid van de oplossing. Aangezien de N-totaal concentratie van een biologisch wassysteem meestal enige grammen per liter (0,1 - 0,2 mol/l) is terwijl de pH rond de 7 is, d.w.z. $[H^+] = [OH^-] = 10^{-7}$ mol/l, mag aangenomen worden dat de invloed van H^+ en OH^- ionen op de EC verwaarloosbaar is.

Tabel 2 Iongeleidbaarheid van diverse ionen (Lide, 2005)

	Molaire iongeleidbaarheid (λ) bij 25°C ($S\ cm^2$ / mol eq.)	Ionlading	Geleidbaarheid bij 25°C (mS/cm)
Ammonium (NH_4^+)	73,5	+1	5,25 per gram N/liter ([1])
Nitriet (NO_2^-)	71,8	-1	5,13 per gram N/liter
Nitraat (NO_3^-)	71,42	-1	5,10 per gram N/liter
Waterstof (H^+)	349,81	+1	$3{,}50 \times 10^{-5}$ bij pH = 7
Hydroxide (OH^-)	198,3	-1	$1{,}20 \times 10^{-5}$ bij pH = 7

([1]) Bij een pH < 7,5 is minimaal 98% aanwezig als NH_4^+ (aq) en maximaal 2% als NH_3 (aq); NH_3 (aq) is geen ion en heeft een geleidbaarheid van nul

De spuiregeling is dusdanig opgebouwd dat afhankelijk van een ingestelde EC setpoint wel of geen water wordt gespuid. Het idee hier achter is dat de geleidbaarheid zal dalen wanneer er gespuid wordt In de spuiregeling wordt telkens een cyclus doorlopen waarin allereerst de gemeten EC wordt vergeleken met de ingestelde EC-setpoint. Wanneer de gemeten waarde hoger is dan de setpoint wordt gedurende een ingestelde periode (bijv. 15 seconden) water gespuid; wanneer de gemeten waarde lager is dan de setpoint wordt meteen doorgegaan naar de volgende stap in de cyclus. Vervolgens wordt een tijd gewacht (bijv. 15 minuten) waarna weer bepaald wordt of de gemeten EC hoger of lager is dan de EC-setpoint, etc.
De regeling is dusdanig ingesteld dat er voldoende gespuid kan worden om, ook in het geval dat de wasser zwaar belast is, de EC constant te kunnen houden op een gewenste waarde. Dit betekent dat de ingestelde tijd dat gespuid wordt voldoende lang moet zijn en dat de tijd dat gewacht wordt voldoende kort moet zijn.
Zowel de hoeveelheid spuiwater als de hoeveelheid vers water werden geregistreerd met behulp van meters die ter beschikking waren gesteld door de leverancier van de wasser en waren aangesloten op een datalogger (Campbell CR10X).
De meetapparatuur werd elke twee weken gecontroleerd en indien nodig gejusteerd of gekalibreerd.

2.3.4 Metingen ammoniak

De lucht die de wasser ingaat en de lucht die de wasser verlaat wordt bemonsterd en continu wordt de ammoniakconcentratie van deze luchtstromen bepaald. De ammoniakconcentratie van beide luchtstromen wordt bepaald met een chemoluminescentie methode. De ingaande lucht van de wasser (oftewel de stallucht) wordt rechtstreeks bemonsterd en geanalyseerd; de uitgaande lucht van de wasser wordt verdund met stikstofgas voordat bemonstering en analyse plaatsvindt. De uitgaande lucht van de wasser is vochtig en door deze lucht te verdunnen wordt voorkomen dat condensatie plaatsvindt in monsterleiding en meetapparatuur. Deze verdunning vindt plaats direct bij het monsternamepunt met een zogenaamde 'stack diluter' (EPM model 797). Middels een digitale drukregelaar (Bronkhorst P-602CV-21KR-AAD-22-V / E-7500-10-AAA) wordt de verdunning ingesteld op 1 : 4; wat gelijk staat aan een stikstofdruk van ca. 1,25 bar. Voor de verdunning werden per maand ongeveer 16 cilinders stikstof opgebruikt (Lindegas Dieren, kwaliteit 3.0 (99,9% zuiver N_2), 200 bar, 50 liter per stuk). De werking van de stack diluter werd om de paar maanden gecontroleerd en indien nodig gejusteerd of gekalibreerd.
Vervolgens wordt de lucht met behulp van een pomp (met behulp van een pomp (Thomas Industries Inc., model 607CD32, Wabasha, Minnesota ,USA) bij een continue snelheid bemonsterd (kritisch capillair van 1.000 ml/minuut) en naar een NH_3-converter (Mattheus Wageningen type 1) geleid. De monsterleidingen waren van Teflon en verwarmd tot ongeveer 5°C boven de omgevingstemperatuur. In de converter wordt de monsterlucht verhit tot 775°C om katalytische omzetting van NH_3 in NO te bewerkstelligen (katalyst: roestvast staal). The converter-efficiëntie werd elke 1 à 2 maanden gekalibreerd. Na oxidatie wordt de verwarmde lucht naar een NO_x analyzer geleid (Advanced Pollution Instruments type 200A) welke de NO concentratie in de lucht meet middels chemoluminescentie bij een temperatuur van 50°C. De gemeten NO concentratie wordt gemiddeld over intervallen van 1 minuut en geregistreerd met een datalogger (Campbell CR10X). Middels kleppen in de NO_x analyzer wordt geschakeld tussen de verschillende monsterleidingen zodat beurtelings de concentratie wordt gemeten in de ingaande en uitgaande lucht van de wasser. De NO_x analyzer werd elke twee weken gecontroleerd en indien nodig gejusteerd of gekalibreerd.
Ter controle van de hierboven beschreven continue meetmethode voor ammoniak met behulp van verdunning, converter en NO_x analyzer, is ter controle een vijftal nat-chemische ammoniakmetingen uitgevoerd. Uiteindelijk kunnen slechts drie van de vijf metingen worden gebruikt om beide meetmethoden te vergelijken aangezien tijdens de eerste en de laatste meting de continue ammoniakmeting buiten bedrijf was. De nat-chemische methode wordt vaak beschouwd als referentie, aangezien het een robuuste en rechtstreekse bepaling van ammoniak betreft.
Elke controlemeting betrof een in duplo uitgevoerde cumulatieve meting over 24 uur waarbij met behulp van een nat-chemische analysemethode de ammoniakconcentratie van de ingaande en de uitgaande lucht van de wasser werd bepaald (Wintjes, 1993). Bij deze metingen werd gedurende 24 uur met een constant debiet monsterlucht afgezogen (kritisch capillair van 1.000 ml/minuut) door twee in serie geschakelde wasflessen gevuld met salpeterzuur (0,2 M). Aan het begin en aan het einde van de meting wordt het monsternamedebiet gemeten met een flowmeter (Defender 510-m, Bios Int. Corp, USA). De monsterleidingen waren van Teflon en verwarmd tot ongeveer 5°C boven de omgevingstemperatuur. De ammoniak wordt door het zuur in de wasfles gebonden en hoopt zich op in de wasfles. Op deze wijze worden fluctuaties in de ammoniakconcentratie dus over de tijd gemiddeld. Het lucht debietdebiet en de salpeterzuurconcentratie is dusdanig gekozen dat zich in de tweede wasfles (‘doorslag’) niet meer dan 5% van de totale ammoniakhoeveelheid zal bevinden. Tenslotte wordt de ammoniakconcentratie in de wasflessen spectrofotometrisch en wordt de ammoniakconcentratie van de oorspronkelijke monsterlucht bepaald.
Wanneer de nat-chemische methode wordt toegepast is het niet nodig om (vochtige) monsterlucht te verdunnen teneinde condensatie te voorkomen. Zowel voor als na de meting wordt de wasfles namelijk gewogen zodat bekend is hoeveel condens zich in de wasfles heeft opgehoopt gedurende de meting en de gemeten concentratie hiervoor kan worden gecorrigeerd.

2.3.5 Overige metingen lucht

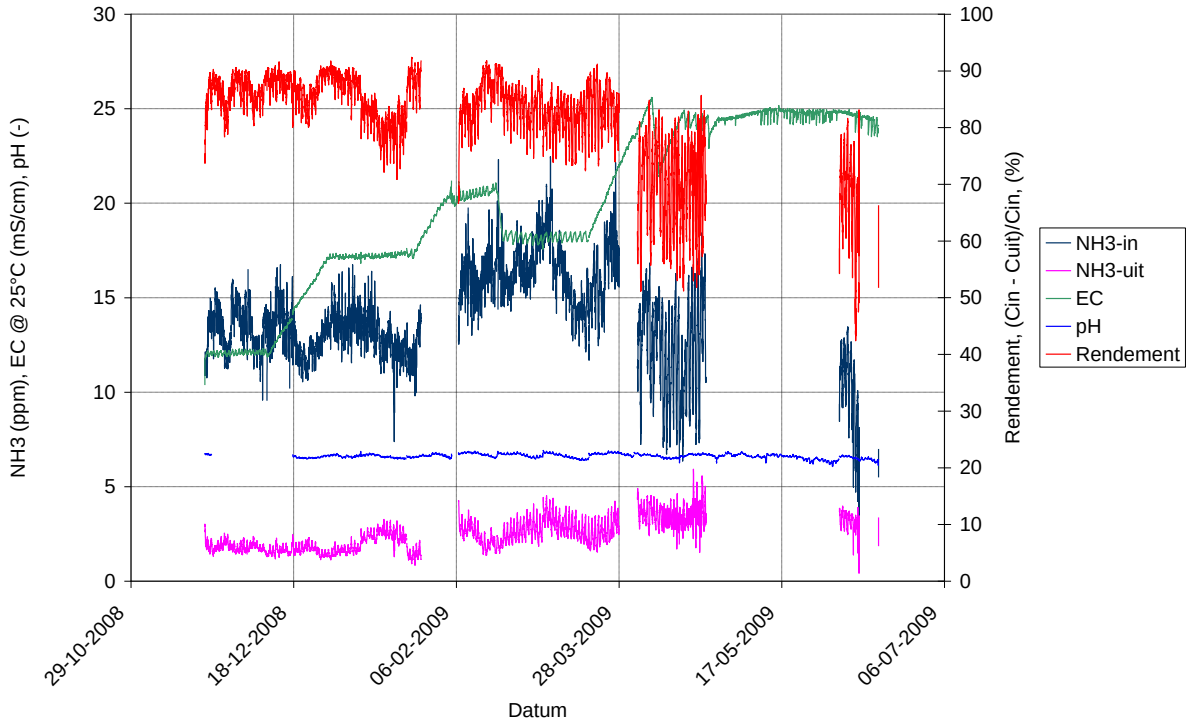
Tijdens de bovengenoemde vijf controlemetingen is naast de nat-chemische meting van ammoniak eveneens een meting uitgevoerd van de geurconcentratie, koolzuurconcentratie (CO_2), methaanconcentratie (CH_4) en lachgasconcentratie (N_2O) van de lucht voor en na de wasser.
De geurmonsters werden genomen tussen 10:00 en 12:00 uur. De bemonstering werd uitgevoerd volgens de zogenaamde longmethode (Ogink en Mol, 2002). Een 40 liter Nalophan geurmonsterzak werd driemaal gespoeld met geurloze lucht en in een gesloten vat geplaatst. Door lucht uit het vat met behulp van een pomp (Thomas Industries Inc., model 607CD32, Wabasha, Minnesota, VS) via een Teflon slang te zuigen (0,4 l/min), ontstaat in het vat onderdruk en wordt door een stoffilter (type #1130, diameter: 50 mm, 1-2 µm, Savillex® Corp., Minnetonka, VS) stallucht aangezogen in de zak. Op deze wijze werd een tijdsgemiddeld monster verkregen over 2 uur. Het monster werd direct na bemonstering naar het geurlaboratorium van de Animal Sciences Group vervoerd om binnen 30 uur te worden geanalyseerd. De geuranalyses werden uitgevoerd door het geurlaboratorium van de Animal Sciences Group volgens de Europese norm EN 13725 (CEN, 2003). Aan de geuranalyses wordt deelgenomen door een groep van vier tot zes panelleden in wisselende samenstelling. De gevoeligheid van de panelleden wordt voor de metingen getest met butanol. De geurconcentraties en -emissies worden vermeld in respectievelijk OU_E/m^3 en OU_E/s. De eenheid 'OU_E' staat hierbij voor 'European Odour Units'. Deze aan de EN 13725 ontleende terminologie sluit aan bij de internationale literatuur op dit vakgebied.
Voor de bepaling van de CH_4-, N_2O- en CO_2-concentraties in de lucht werd op dezelfde wijze een luchtmonster genomen als voor een geurmonster (zie de longmethode hierboven beschreven. Op deze wijze werd een tijdsgemiddeld monster verkregen over 2 uur. Het gehalte aan broeikasgassen in het luchtmonster werd bepaald met een gaschromatograaf (Interscience/Carbo Erba Instruments, GC 8000 Top; kolom: Molsieve 5A (CH_4, CO_2), Haysep Q (N_2O); detector: CH_4: FID, N2O: ECD, CO_2: HWD).
Er zijn geen metingen uitgevoerd aan de eventueel optredende emissies uit het open waswaterbassin.

3 Resultaten en discussie

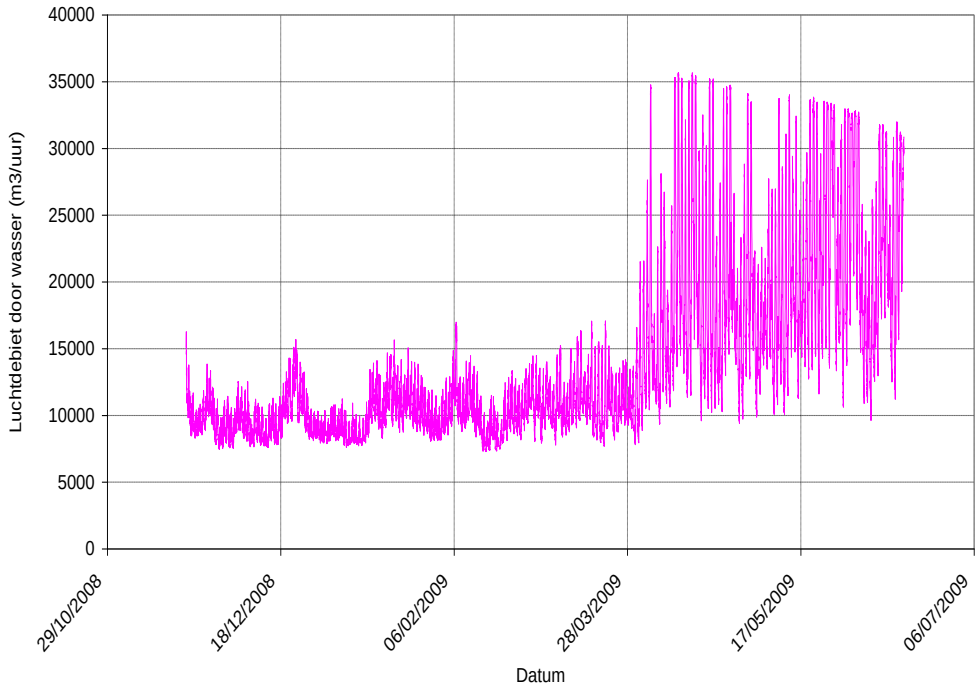
3.1 Overzicht gehele meetperiode

In Figuur 1 worden de resultaten weergegeven van de gemeten ammoniakconcentratie voor de wasser (NH_3-in, donkerblauwe lijn) en na de wasser (NH_3-uit, paarse lijn) en het hieruit berekende verwijderingsrendement (rode lijn). Voor een aantal perioden zijn geen ammoniakmeetwaarden weergegeven in verband met storingen van de meetapparatuur. Daarnaast wordt in Figuur 2 de pH en de EC van het waswater weergegeven.
In Figuur 2 wordt de ventilatiehoeveelheid door de wasser weergegeven.
Tenslotte wordt in Figuur 3 de temperatuur weergegeven van de lucht voor en na de wasser. De temperatuur van het waswater (niet weergegeven) is praktisch gelijk aan de temperatuur van de lucht na de wasser.

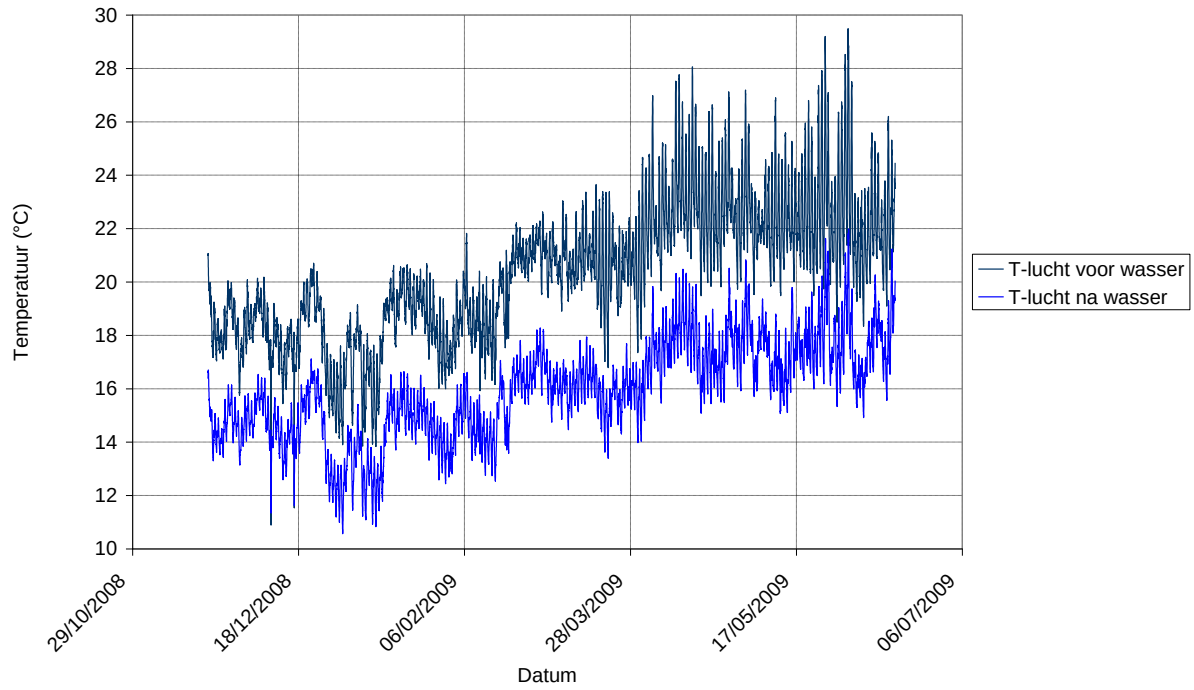
Uit Figuur 1 volgt dat de pH (lichtblauw) gedurende de meetperiode vrij stabiel is geweest en fluctueerde tussen 6,1 en 6,9 en gemiddeld 6,6 bedroeg. Dit is wat aan de lage kant van de range van een pH van 6,5 tot 7,5 die beschouwd mag worden als een normale waarde voor een goed functionerende biologische luchtwasser.
Het EC verloop (groen) laat zien dat de oorspronkelijke waarde van ca. 11 mS/cm gedurende het onderzoek stapsgewijs is verhoogd naar een waarde van ca. 25 mS/cm (zie paragraaf 2.3.3). Het spuidebiet dat nodig was om de gewenste EC in stand te houden bedroeg gemiddeld over de gehele onderzoeksperiode 0,3 m^3/dag oftewel 2,3 m^3/week.



Figuur 1 Verloop van ingaande en uitgaande NH_3 concentratie, NH_3 verwijderingsrendement, pH en EC



Figuur 2 Ventilatiedebiet door wasser; volume pakkingsmateriaal: 3,4 m^3. Volgens het ontwerp zou bij een debiet hoger dan ca. 25.000 m^3/uur de tweede wassectie worden ingeschakeld; vanwege een storing was altijd slechts alleen de eerste wassectie in bedrijf.



Figuur 3 Luchttemperatuur voor wasser en na wasser

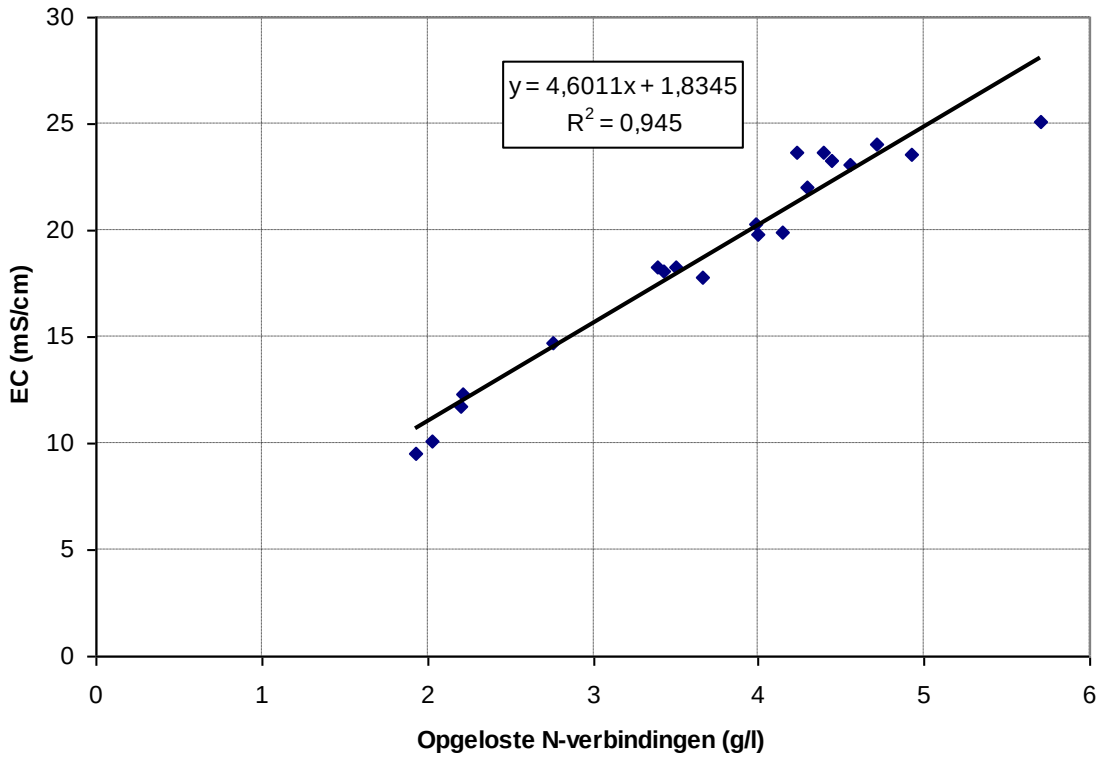
Het ammoniakrendement fluctueerde gedurende het eerste deel van het onderzoek (tot 28/03/2009) tussen 73% en 91% (gemiddeld 84%). In de periode daarna (tot 17/05/2009) fluctueerde het rendement tussen 51% en 86% en daalde het gemiddelde rendement tot 70%. In de laatste periode daalde het rendement nog iets. Het gemiddelde ammoniakverwijderingsrendement over de gehele meetperiode bedraagt 82%.

De periode waarbij lagere rendementen werden gehaald (dus de periode vanaf 28/03/2009) week in twee opzichten af van de voorafgaande periode: in de eerste plaats was er een omslag in het weer waardoor er vanaf die datum veel meer werd geventileerd (zie Figuur 2 en Figuur 3) en in de tweede plaats was de EC gestegen tot een nieuwe setpoint van 25 mS/cm. Op deze beide aspecten wordt in paragraaf 3.3 en 3.5 nader ingegaan.

3.2 Relatie tussen stikstofconcentratie en geleidbaarheid

In paragraaf 2.2.3 is reeds aangegeven dat verwacht mag worden dat de stikstofconcentratie van het waswater (de optelsom van $N\text{-}NH_4^+$, $N\text{-}NO_2^-$ en $N\text{-}NO_3^-$) een effect heeft op de geleidbaarheid. In het algemeen mag verwacht worden dat de concentratie van stikstofzouten (enige grammen per liter) veel hoger is dan de concentratie van de overige zouten in het waswater. Hierdoor ligt het voor de hand dat de geleidbaarheid aanzienlijk stijgt bij een toenemende concentratie van stikstofzouten.

In Figuur 4 zijn voor alle watermonster die tijdens het onderzoek zijn genomen de geleidbaarheid en de stikstofconcentratie tegen elkaar uitgezet (zie de bijlage van dit rapport voor de waswateranalyses). Aangezien de hoeveelheid organisch gebonden stikstof in het waswater beperkt is, kan gesteld worden dat de totale hoeveelheid opgeloste stikstofverbindingen gelijk is aan het totale stikstofgehalte van het waswater.



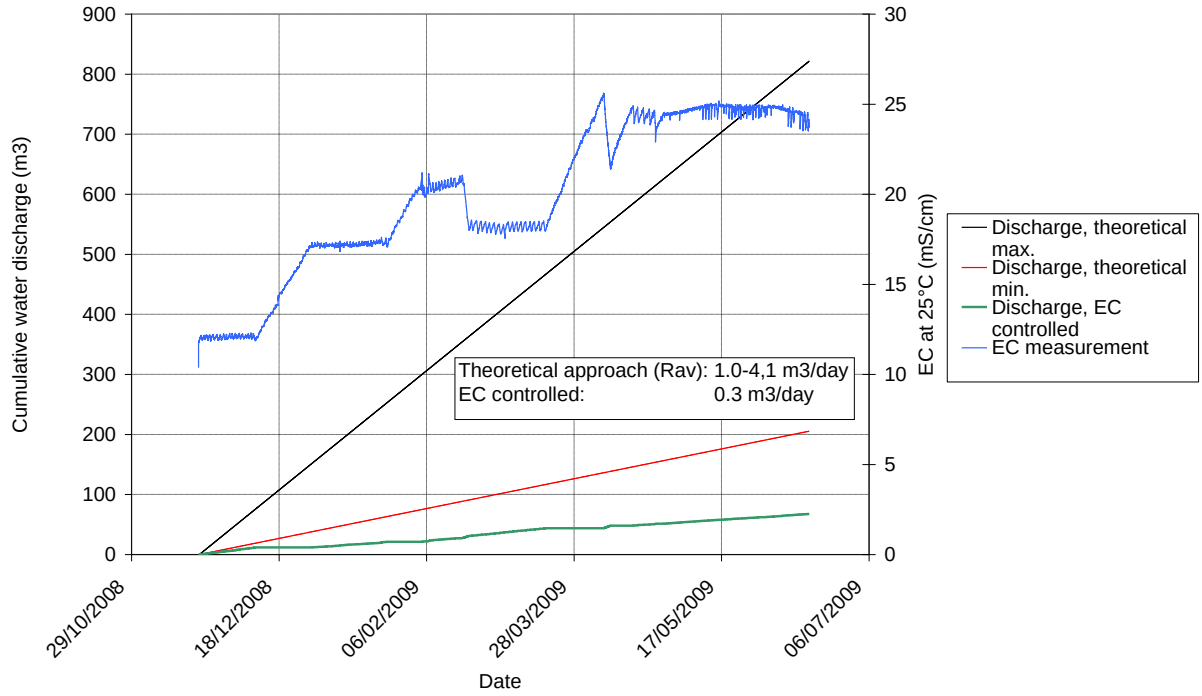
Figuur 4 Opgeloste N-verbindingen (optelsom van $N\text{-}NH_4^+$, $N\text{-}NO_2^-$, $N\text{-}NO_3^-$) versus elektrische geleidbaarheid (EC) bij 25°C. Tevens is een trendlijn getekend.

Uit Figuur 4 volgt dan dat de geleidbaarheid een goede maat is voor de totale hoeveelheid opgeloste stikstofverbindingen in het waswater. Uit de trendlijn valt af te leiden dat een toename van 1 g N/liter aan opgeloste stikstofverbindingen de geleidbaarheid met 4,6 mS/cm. Dit is ongeveer 10% lager dan de theoretische verwachting op basis van Tabel 2 (5,10 - 5,25 mS/cm per gram N/liter). Meting van de geleidbaarheid kan dus gebruikt worden om een inschatting te maken van de hoeveelheid opgeloste stikstofverbindingen.

Opgemerkt dient te worden dat de concentratie $N\text{-}NO_2^-$ in het waswater bijna altijd onder de detectielimiet lag, maar ook wanneer een deel van de stikstof aanwezig is als $N\text{-}NO_3^-$ wordt een vergelijkbaar verband tussen stikstofconcentratie en geleidbaarheid gevonden (zie bijv. de stikstofanalyses in Melse *et al.*, 2010), zoals ook theoretisch verwacht mag worden op basis van Tabel 2.

3.3 Regeling spuiwaterhoeveelheid op basis van meting geleidbaarheid

Zoals in paragraaf 1.4 is aangegeven was het eerste doel van het onderzoek om experimenteel op boerderijschaal te onderzoeken of een spuiwaterregeling op basis van meting van EC van het waswater goed functioneert.
Uit het onderzoek is gebleken dat een spuiwaterregeling op basis van EC inderdaad stabiel en betrouwbaar functioneert: afhankelijk van het EC setpoint stelt zich automatisch een evenwicht in waarbij er juist voldoende water wordt gespuid om de EC op het gewenste niveau te houden. Op deze wijze kan de hoeveelheid spuiwater dus afgestemd worden op de hoeveelheid ammoniak die verwijderd wordt.
In Figuur 5 wordt geïllustreerd hoeveel m^3 spuiwater er tijdens het onderzoek zou zijn geproduceerd op basis van de minimale en maximale spuiwaterdebieten zoals die in de Rav worden gehanteerd (rode resp. zwarte lijn) en hoeveel er in werkelijkheid is gespuid (groene lijn). Hieruit blijkt dat het spuidebiet gemiddeld 0,33 m^3/dag bedroeg, hetgeen 3 maal zo laag is als het vastgestelde minimum spuiwaterdebiet.
Tijdens de onderzoeksperiode was de EC niet constant maar werd stapsgewijs verhoogd van 10 tot 25 mS/cm (zie Figuur 1). Wanneer uitgegaan wordt van een constante EC waarde van 15 mS/cm kan berekend worden dat het gemiddelde spuidebiet over deze periode dan ca. 0,42 m^3/dag zou hebben bedragen, hetgeen nog steeds een reductie van 60% betekent ten opzichte van het in de Rav vastgestelde minimum spuidebiet van 1,0 m^3/dag voor deze stal. Iets minder dan de helft van deze reductie van het spuiwatervolume valt terug te leiden naar het verschil tussen de hoeveelheid stikstof die verwijderd is uit de lucht en die in het spuiwater wordt teruggevonden (zie verder paragraaf 3.6).



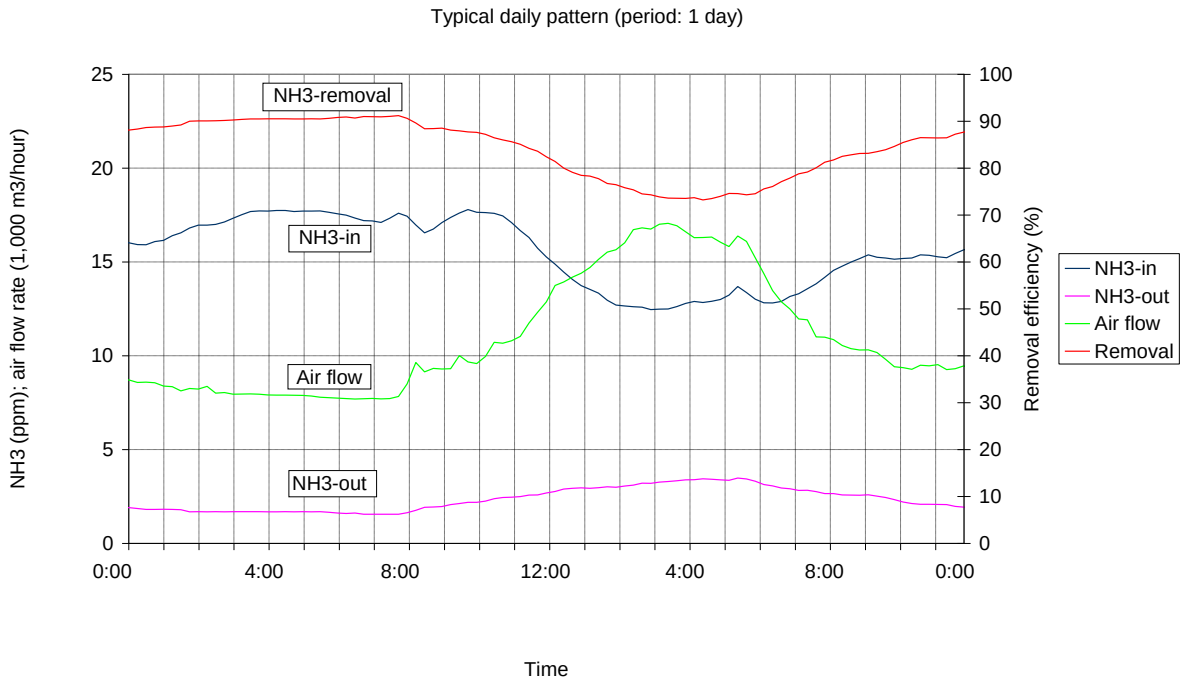
Figuur 5 Spuiwaterproductie en EC. Het 'zig-zag' verloop omstreeks april 2009 is veroorzaakt door een softwareaanpassing van de spuiwaterregeling

Geconcludeerd wordt dat een spuiwaterregeling op basis van geleidbaarheid een geschikte manier is om de hoeveelheid spuiwater te minimaliseren en tegelijkertijd de concentratie van potentieel remmende stoffen op een gewenst maximaal niveau te houden (zie ook paragraaf 1.3).

Zoals in paragraaf 1.4 is aangegeven was het tweede doel van het onderzoek om vast te stellen wat het effect is van EC waarde van het waswater op het ammoniakverwijderingsrendement.
De gedachte hierachter is dat het bij biologische luchtwassers vaak zo is dat een deel van de stikstof in het waswater aanwezig is als nitriet (NO_2^-) dat een remmende werking heeft op de nitrificerende bacteriën. Wanneer de EC waarde dan toeneemt, zal in het algemeen ook het nitrietgehalte toenemen en daarmee de remming van het nitrificatieproces. Dat heeft dan weer tot gevolg dat het ammoniakverwijderingsrendement afneemt.
Uit de analyses van het waswater (zie bijlage) blijkt echter dat zich bij de wasser die in dit onderzoek is gevolgd geen nitriet ophoopte in het systeem maar dat volledige nitrificatie optrad naar nitraat, dat zelf geen remmende werking heeft. Verhoging van de EC in het systeem had tot gevolg dat NH_4^+-N en NO_3^--N concentraties opliepen (NH_4^+-N : NO_3^--N = 1 : 1) terwijl de concentratie NO_2^-N nul bleef. Het is tot op heden niet duidelijk waarom in sommige wassers volledige nitrificatie optreedt en in andere wassers een hoeveelheid nitriet in het waswater wordt gevonden (Melse en Mol, 2004; Juhler *et al.*, 2009).
Naast NO_2^- kan ook NH_3/NH_4^+ een remmende werking kan hebben op de nitrificatie (zie paragraaf 1.2). In de periode vanaf 28/03/2009 (zie Figuur 1), waarin het gemiddelde ammoniakverwijderingsrendement daalde van 84% naar 70%, nam de N-totaal concentratie toe van ongeveer 4 g N/liter naar 5 g N/liter (de NH_4^+ concentratie nam toe van ca. 2,0 tot 2,5 g N/liter bij een pH van 6,5 - 6,8). Deze NH_3/NH_4^+ concentraties zijn echter waarschijnlijk te laag om remmend te werken op de omzetting van NH_3 in NO_2^-; ook remming van de omzetting van NO_2^- naar NO_3^- is onwaarschijnlijk aangezien zich geen NO_2^- heeft opgehoopt. Het afgenomen rendement heeft dan ook waarschijnlijk niet te maken met de hogere zoutconcentratie in het systeem maar met het hogere ammoniakaanbod en/of hogere luchtdebiet (zie verder paragraaf 3.5).
In dit onderzoek is het dus niet gelukt om duidelijke remming van de nitrificatie te laten optreden als gevolg van een verhoging van de EC. Wel kan geconcludeerd worden dat een hoge EC niet remmend behoeft te zijn zolang er volledige nitrificatie optreedt en zich geen nitriet in het waswater bevindt. Het is onduidelijk waarom in deze wasser volledige nitrificatie optrad; vaak wordt in een biologische luchtwasser ophoping van nitriet gevonden.

3.4 Dagelijks patroon ammoniakverwijdering

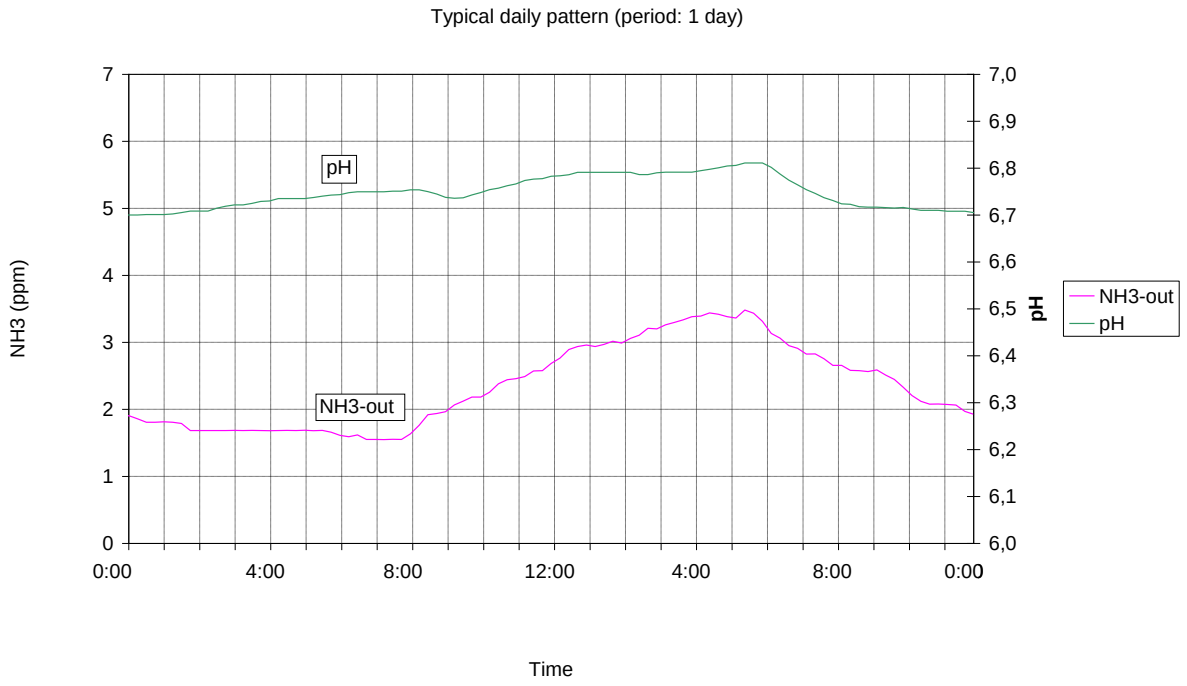
Nadere analyse van de meetresultaten uit Figuur 1 t/m 3 leert dat er een vast dagelijks patroon zichtbaar is met betrekking tot de ammoniakconcentraties, ventilatiedebieten en temperaturen. Ter illustratie wordt daarom in Figuur 6 ingezoomd op één dag.



Figuur 6 Typisch verloop van ammoniakconcentratie en luchtdebiet gedurende een dag

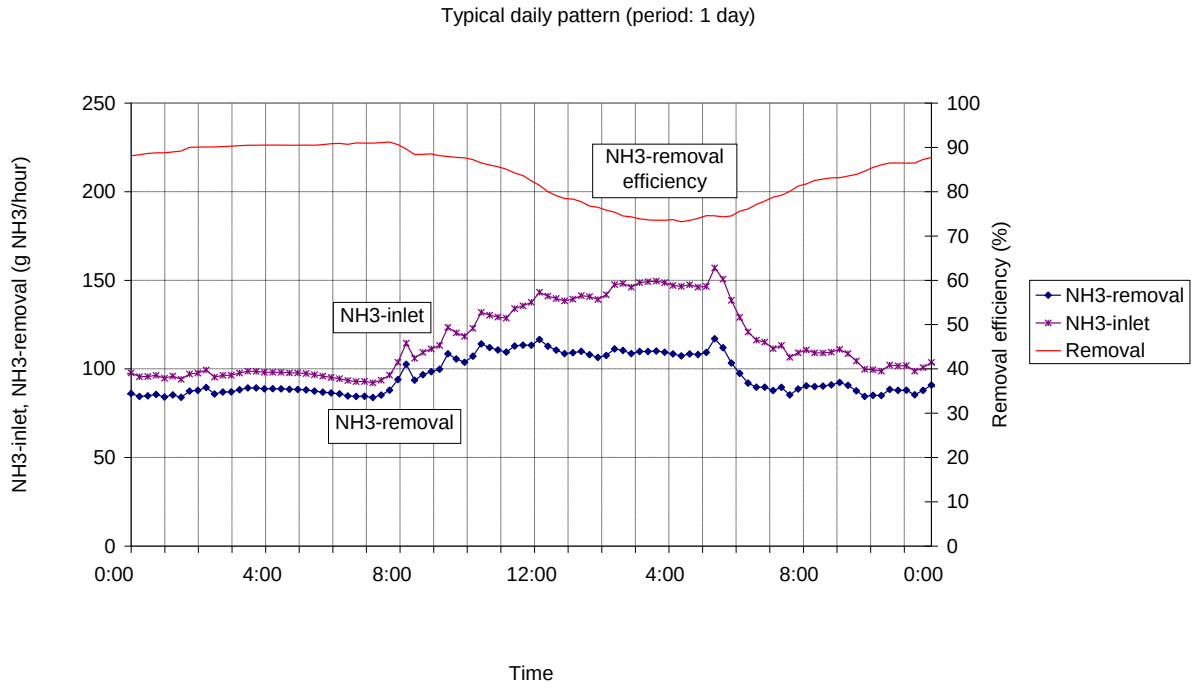
In Figuur 6 is te zien dat vanaf 8:00 's ochtends het ventilatiedebiet (groene lijn) begint toe te nemen: de buitentemperatuur neemt toe en de dieren worden actief, dus er moet meer geventileerd worden. Tegelijkertijd gaat de ammoniakconcentratie in de ventilatielucht van de afdelingen (NH_3-in, donkerblauwe lijn) dalen als gevolg hiervan: het hogere ventilatiedebiet veroorzaakt verdunning van de lucht en resulteert daarmee in een lagere ammoniakconcentratie. De uitgaande ammoniakconcentratie van de wasser (NH_3-uit, paarse lijn) laat tegelijkertijd een verhoging zien en het rendement daalt. Wanneer het weer koeler wordt, vanaf 6 uur 's middags, is het omgekeerde patroon te zien: het luchtdebiet daalt, de ammoniakconcentratie in de stal stijgt en de ammoniakconcentratie na de wasser daalt weer.

Vervolgens worden in Figuur 7 de pH van het waswater en de ammoniakconcentratie in de uitgaande lucht weergegeven. Te zien is dat verhoging van de ammoniakconcentratie samenvalt met een lichte verhoging van de pH van het waswater. Dit kan verklaard worden doordat er bij een hogere ammoniakconcentratie iets meer ammoniak zal oplossen wat een pH verhogend effect tot gevolg heeft volgens het zuur-base evenwicht.



Figuur 7 Typisch verloop van uitgaande ammoniakconcentratie en pH van waswater gedurende een dag

Tenslotte is in Figuur 8 voor deze dag weergegeven welke hoeveelheid ammoniak de wasser ingaat en de hoeveelheid ammoniak die in de wasser wordt verwijderd, beide in g NH_3/uur. Uit Figuur 8 blijkt dat wanneer het luchtdebiet toeneemt, de ammoniakvracht toeneemt ondanks de dalende ammoniakconcentratie. De hoeveelheid ammoniak die verwijderd wordt neemt wel toe maar minder sterk dan de toename van de ingaande ammoniakvracht, waardoor het rendement daalt.



Figuur 8 Typisch verloop van ammoniakverwijdering gedurende een dag

3.5 Verband tussen ammoniakvracht, luchtverblijftijd en rendement

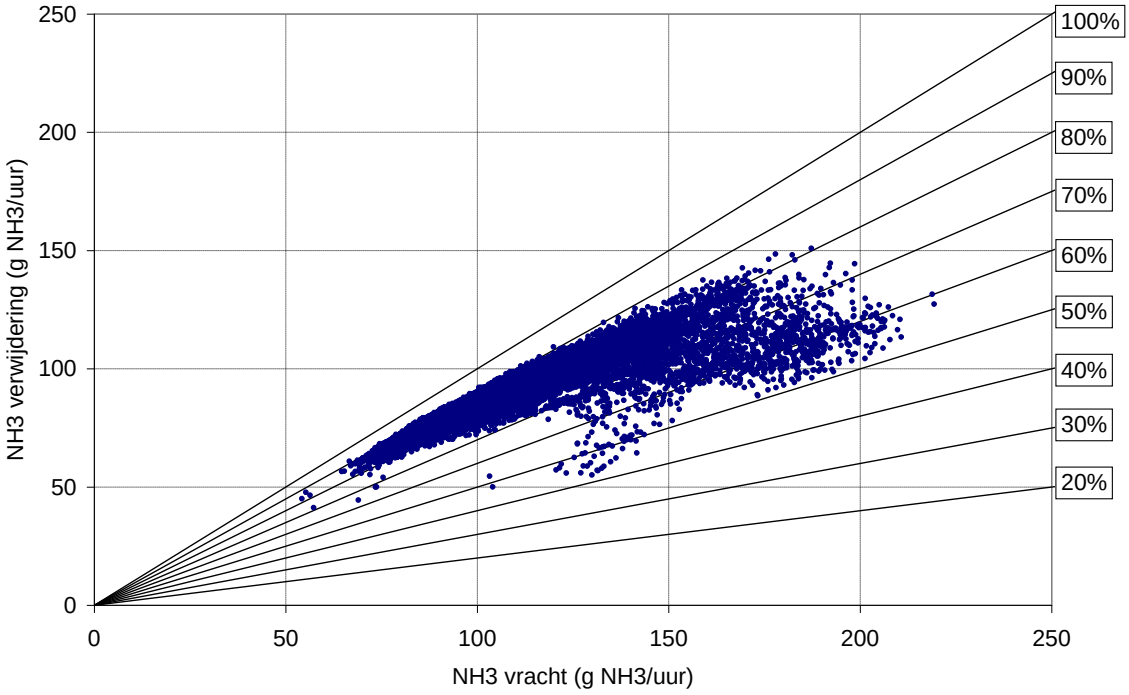
Het verloop zoals dat gevonden wordt in Figuur 6 (toename luchtdebiet valt samen met dalend rendement en dalende ingangsconcentratie) kan verschillende oorzaken hebben. Op basis van beschikbare literatuur met betrekking tot biologische luchtbehandeling kunnen de volgende hypotheses worden geformuleerd (Devinny *et al.*, 1999; Kennes en Veiga, 2001; Sharefdeen en Singh, 2005):

Hypothese 1:
Mogelijk is de ammoniakvracht (ingaande concentratie x luchtdebiet) bepalend voor het rendement van de ammoniakverwijdering in de wasser. Hierbij wordt aangenomen dat de aanwezige biomassa een min of meer vaste afbraakcapaciteit heeft (kg NH_3/uur) en dat afhankelijk van het ammoniakaanbod (kg NH_3/uur) een verschillend rendement wordt gevonden. De afbraakcapaciteit van de biomassa kan weliswaar toenemen wanneer de hoeveelheid biomassa toeneemt door groei, maar de fluctuaties gaan dusdanig snel dat zich een hoeveelheid biomassa zal stabiliseren op basis van het gemiddelde ammoniakaanbod.
Aangezien ammoniak in principe gemakkelijk oplost bij de heersende pH in de luchtwasser is het onwaarschijnlijk dat de ingaande ammoniakconcentratie op zichzelf een bepalend effect heeft, zoals wel het geval kan zijn bij slecht oplosbare verbindingen.

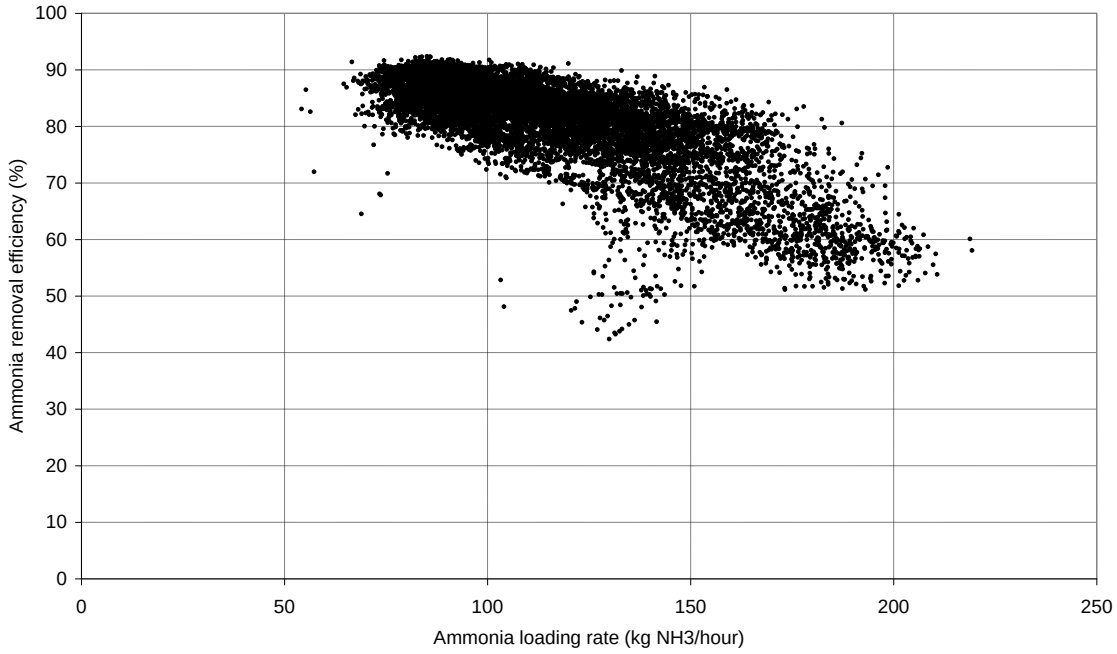
Hypothese 2:
Mogelijk speelt het luchtdebiet een bepalende rol: wanneer het luchtdebiet erg hoog is kan de snelheid van de ammoniakoverdracht van de luchtfase naar de waterfase limiterend worden als gevolg van bijvoorbeeld slecht contact tussen lucht- en waterfase.

Hypothese 3:
Daarnaast wordt door Juhler *et al.* (2009) gesuggereerd dat de concentratie in de lucht die de wasser verlaat (meestal) in evenwicht is met de NH_3 (aq) concentratie in het waswater, zoals te berekenen valt op basis van de pH en de oplosbaarheid van ammoniak (Henry evenwicht). Ook al zal dit de waargenomen fluctuaties niet kunnen verklaren (vanwege het grote watervolume in het systeem hebben fluctuaties in de ammoniakbelasting een te verwaarlozen effect op de NH_4^+-N concentratie van het waswater), toch wordt deze hypothese getoetst om dat deze mogelijk wel invloed kan hebben op de hoogte van de uitgaande ammoniakconcentratie.

In Figuur 9 en Figuur 10 zijn de ammoniakvracht, de ammoniakverwijdering en het ammoniakverwijderingsrendement weergegeven. Uit deze figuren volgt dat de ammoniakverwijdering (kg NH_3/uur) toeneemt bij een toenemend ammoniakaanbod in de te behandelen lucht. De ammoniakverwijdering neemt echter minder sterk toe dan het aanbod waardoor het rendement daalt. Hetzelfde effect was ook op dagniveau te vinden, zoals reeds in Figuur 6 en Figuur 8 is weergegeven.



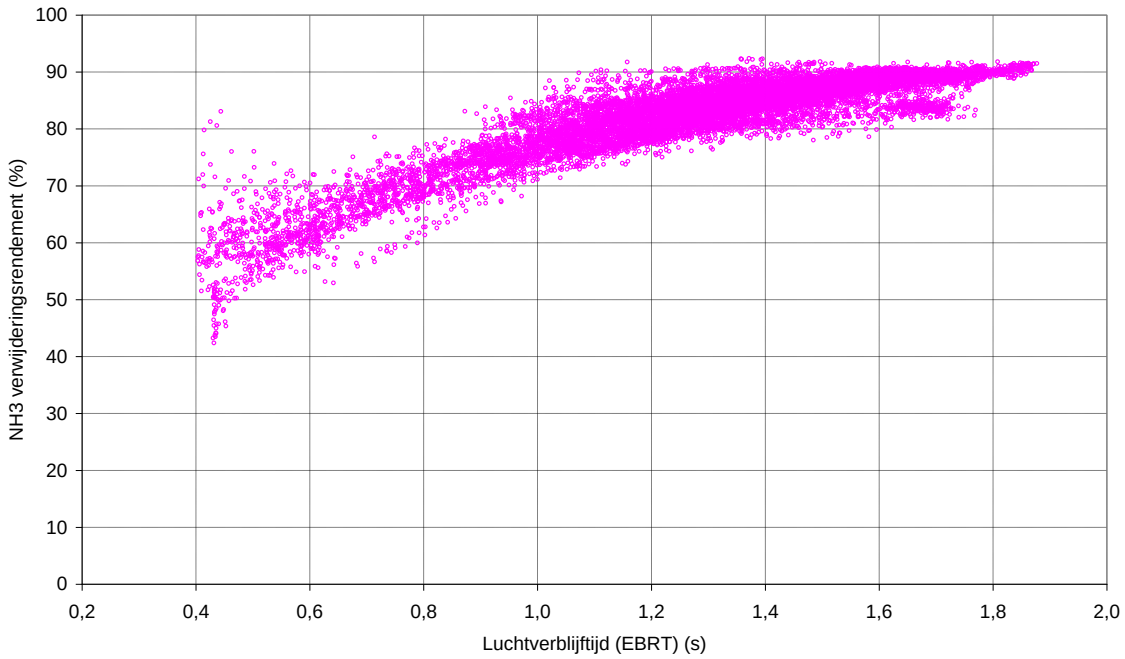
Figuur 9 Ammoniakvracht versus ammoniakverwijdering. De rechte lijnen geven het verwijderingsrendement aan.



Figuur 10 Ammoniakvracht versus ammoniakverwijderingsrendement

Vervolgens wordt in Figuur 11 het ammoniakverwijderingsrendement weergegeven als functie van de luchtverblijftijd in de wasser. De luchtverblijftijd (in het Engels EBRT geheten, Empty Bed Residence Time) wordt berekend als het volume van het pakkingsmateriaal in de wasser (3,4 m^3) gedeeld door het actuele ventilatiedebiet tijdens de meting (m^3/s). Uit Figuur 11 blijkt dat een kortere luchtverblijftijd

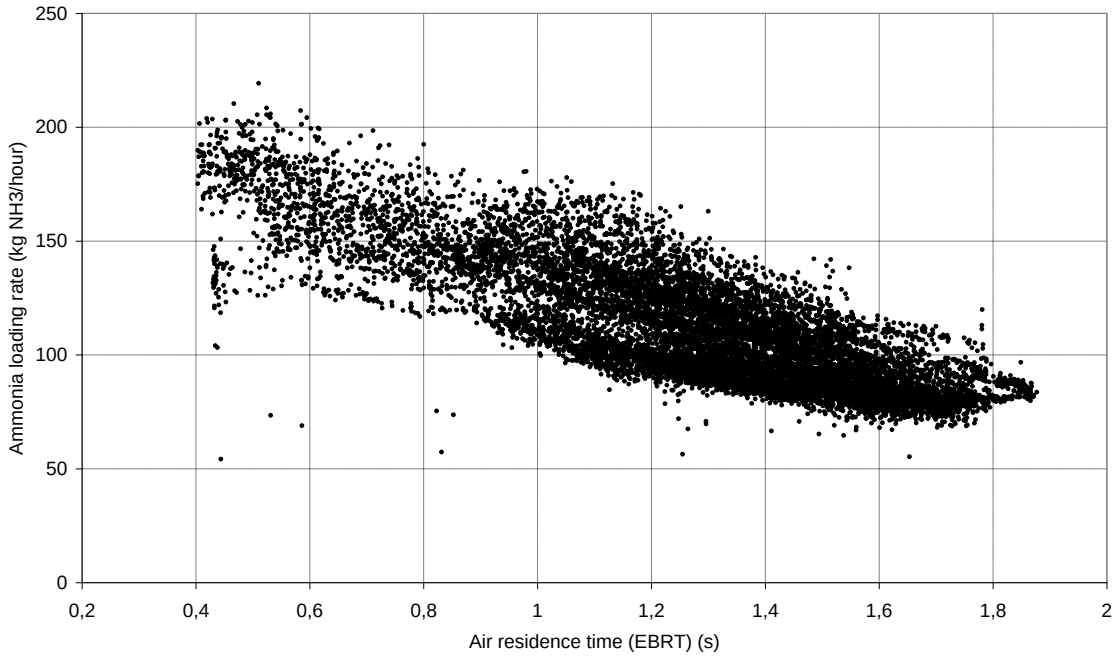
(dat wil zeggen een hoger luchtdebiet) samenvalt met een lager rendement en een langere luchtverblijftijd (dat wil zeggen een lager luchtdebiet) samenvalt met een hoger rendement.



Figuur 11 Luchtverblijftijd versus ammoniakverwijderingsrendement

Het blijkt echter zo te zijn dat luchtverblijftijd en de ammoniakvracht geen onafhankelijke variabelen zijn: wanneer de stal met een hoger luchtdebiet wordt geventileerd (bij warmer weer en/of zwaardere dieren) en de luchtverblijftijd in het waspakket afneemt, neemt de ammoniakvracht toe. Dit is in Figuur 12 weergegeven. In de dataset zijn geen meetmomenten aanwezig waarbij tegelijkertijd een hoge luchtverblijftijd en een hoge ammoniakvracht voorkomen (rechtsboven in Figuur 12), of tegelijkertijd een lage luchtverblijftijd en een lage ammoniakvracht voorkomen (linksonder in Figuur 12).

Op basis van de meetset is daarom niet op te maken of hypothese 1 of hypothese 2 juist is. Alleen in een experimentele omgeving waarbij het luchtdebiet door de wasser en de ammoniakconcentratie van de lucht los van elkaar zijn in te stellen, kan dit nader onderzocht worden. In een werkelijke stalomgeving waarbij de wasser de volledige hoeveelheid stallucht behandeld zal een dergelijke situatie niet voorkomen.



Figuur 12 Luchtverblijftijd versus ammoniakvracht

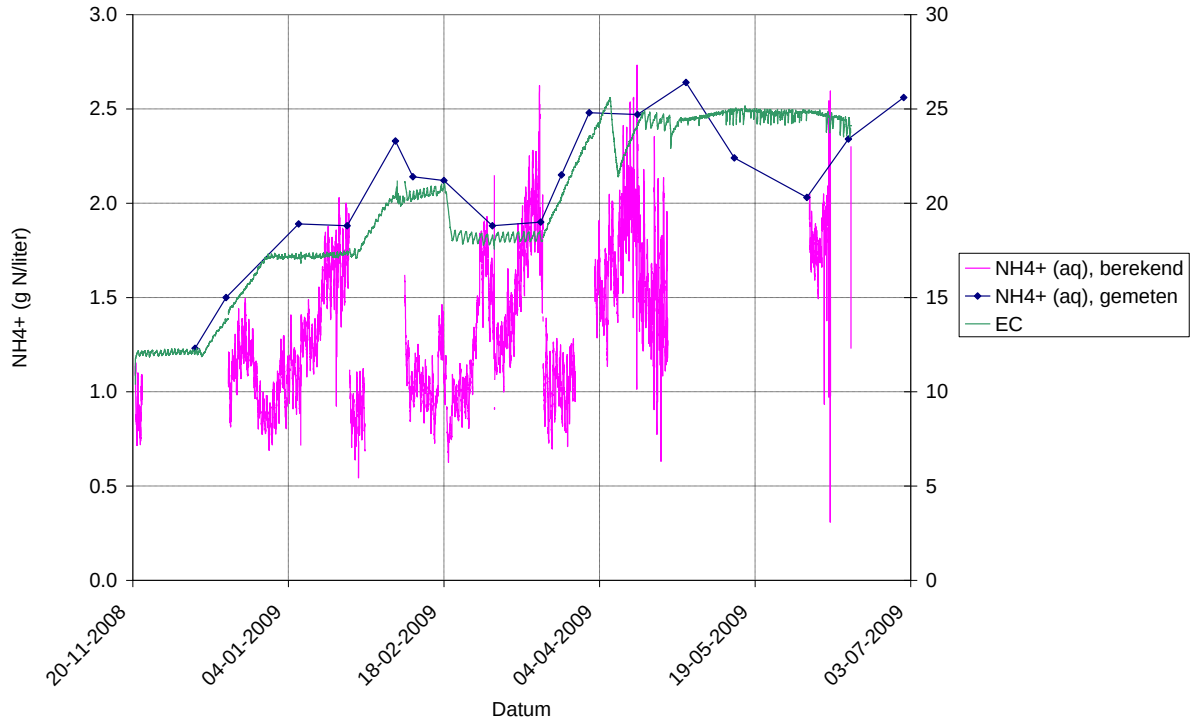
Tenslotte wordt hypothese 3 onderzocht. Hiertoe is voor alle ammoniakmetingen in de uitgaande lucht, NH_3-in (g), berekend hoe hoog de evenwichtconcentraties NH_3 (aq) en NH_4^+ (aq) zouden zijn op basis van de Henry coëfficiënt ($Henry_{NH_3}$), de heersende temperatuur (T) en de pH. Hierbij is uitgegaan van de volgende formules en waarden (Sander, 1999; Lide, 2005):

$$Henry_{NH_3}\,(25°C) = [NH_3\,(aq)] / [NH_3\,(g)] = 56 \qquad (M/atm)$$

$$Henry_{NH_3}\,(T) = 56 \times \exp(4100 \times (1/(273 + T) - 1/298)) \qquad (M/atm)$$

$$Kz_{NH_3} = [H+\,(aq)] \times [NH_3\,(aq)] / [NH_4^+\,(aq)] = 5{,}6 \times 10^{-10} \qquad (M)$$

In Figuur 13 is voor de gehele meetperiode de berekende evenwichtsconcentratie NH_4^+-N (aq) in het waswater op basis van de ammoniakconcentratie van de uitgaande lucht weergegeven, tezamen met de concentratie NH_4^+-N (aq) zoals deze gemeten is in de waswatermonsters (zie bijlage). Tevens is de EC van het waswater weergegeven.



Figuur 13 NH_4^+ (aq) concentratie in het waswater zoals is gemeten en zoals is berekend op basis van evenwicht met de NH_3 (g) concentratie in de uitgaande luchtstroom

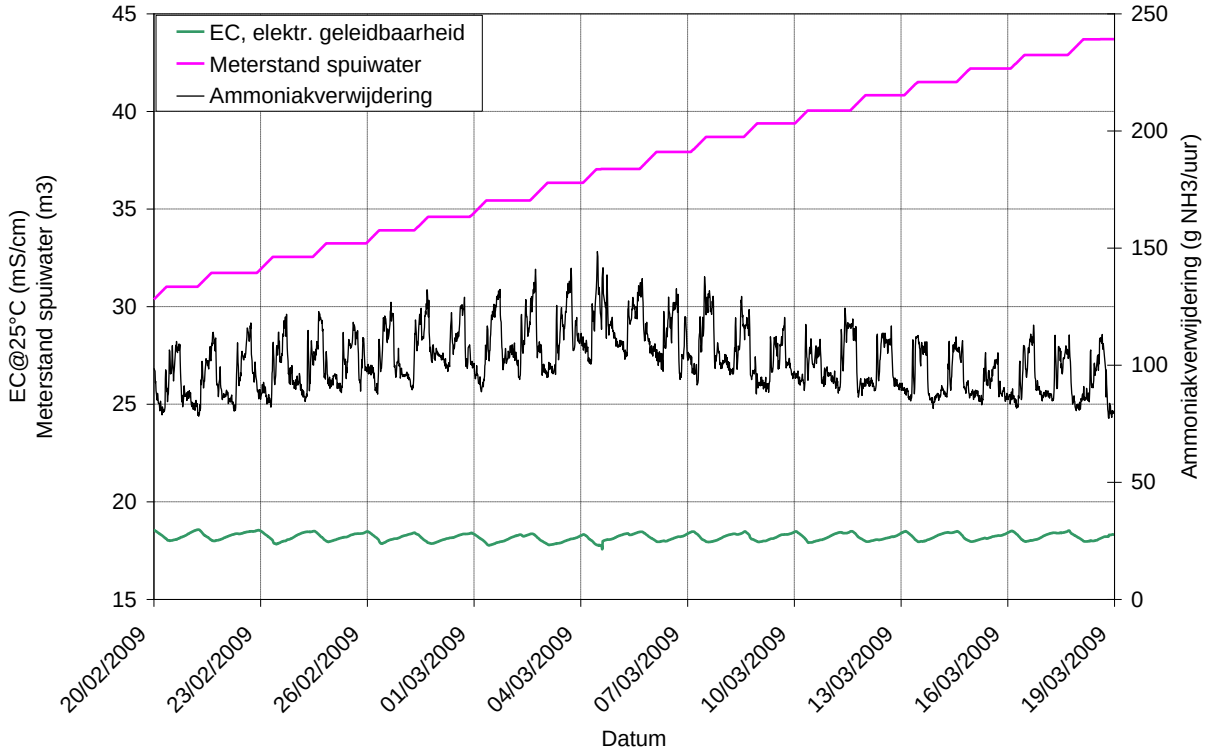
Uit Figuur 13 blijkt dat de gemeten concentratie in het waswater (blauwe lijn) in sommige gevallen overeenkomt met de berekende evenwichtsconcentratie op basis van de uitgaande lucht (paarse lijn) maar in andere gevallen beduidend hoger is dan de berekende evenwichtsconcentratie. Dit laatste betekent dat in deze gevallen de gemeten ammoniakconcentratie in de uitgaande lucht lager is dan mag verwacht worden op basis van evenwicht tussen de lucht en de waterfase. Dit is een onwaarschijnlijke situatie aangezien het massatransport van ammoniak van gasfase naar waterfase zal stoppen wanneer de evenwichtsconcentratie is bereikt; wanneer er sprake is van onvolledig evenwicht tussen waterfase en gasfase zou juist een hogere ammoniakconcentratie in de uitgaande lucht worden verwacht, geen lagere.
Een mogelijke verklaring voor de discrepantie tussen de gemeten en berekende concentratie NH_4^+ in de waterfase zou kunnen gezocht kunnen worden in meetfouten (ammoniakconcentratie en temperatuur van uitgaande lucht, pH van waswater, NH_4^+ meting in waswater) of in beperkingen van de gekozen theoretische benadering met bijbehorend waarden. Zoals in paragraaf 3.7 wordt toegelicht is de ammoniakconcentratie van de uitgaande lucht in werkelijkheid inderdaad mogelijk hoger dan de gemeten concentratie, wat op deze manier het verschil tussen de gemeten en berekende concentratie NH_4^+ in de waterfase (deels) zou kunnen verklaren. Daarnaast is de theoretisch berekende NH_4^+ concentratie sterk afhankelijk van de gekozen waarde voor de Henry coëfficiënt. In de berekeningen is aangenomen dat $Henry_{NH_3}$ = 56 M/atm hetgeen een gemiddelde is van meerdere in de literatuur gerapporteerde waarden welke variëren van 27 tot 78 M/atm (Sander, 1999). Wanneer bijvoorbeeld voor $Henry_{NH_3}$ een waarde van 78 M/atm wordt aangenomen, komen de gemeten en berekende concentratie NH_4^+ in de waterfase wel overeen. Dit zou dan betekenen dat er inderdaad sprake is van een evenwichtssituatie tussen de uitgaande lucht en de waterfase zoals door Juhler *et al.* (2009) wordt gesuggereerd. Mogelijk wordt in Figuur 13 dus een te lage Henry coëfficiënt aangenomen. Tenslotte valt op dat de gemeten NH_4^+ concentratie in het waswater het zelfde verloop vertoont als de EC. Dit wordt verklaard door het feit dat er geen nitriet aanwezig is en ammonium en nitraat in ongeveer een verhouding 1 :1 aanwezig zijn (zie ook paragraaf 3.2 en 3.3).

3.6 Stikstofbalans

Op basis van de gemeten hoeveelheid ammoniak die uit de lucht is verwijderd, is geprobeerd een stikstofbalans over de wasser op te stellen. Een dergelijke balans kan gebruikt worden ter controle van de metingen.
De hoeveelheid ammoniak is berekend op basis van de continue meting van de ammoniakconcentratie in de ingaande en uitgaande lucht en op basis van het continu gemeten ventilatiedebiet. De stikstofconcentratie in het spuiwater is meermalen gemeten (zie bijlage) en het spuiwaterdebiet is continu gemeten.
Vervolgens kan berekend worden welke concentratie in het spuiwater aanwezig dient te zijn om de balans sluitend te maken:

N-concentratie spuiwater [kg N/m^3] = ($NH3_{in}$ [kg N/uur] - $NH3_{uit}$ [kg N/uur]) / Spuiwaterdebiet [m^3/uur]

Als voorbeeld is op deze wijze een balans opgesteld over de periode van ongeveer een maand (20/02/2009 t/m 18/03/2009), waarbij de EC op een waarde rond de 18 mS/cm werd geregeld. In Figuur 14 is voor deze periode weergegeven hoeveel ammoniak er werd verwijderd en hoeveel spuiwater werd geproduceerd.



Figuur 14 Ammoniakverwijdering, elektrische geleidbaarheid en spuiwatertoename voor periode van 20 februari 2009 t/m 18 maart 2009

De totale ammoniakverwijdering in deze periode bedroeg 66 kg NH_3 en de hoeveelheid spuiwater bedroeg 13 m^3. Dit betekent dat het stikstofgehalte gemiddeld 5,1 g N/liter zou bedragen bij een sluitende balans. Desalniettemin bedroeg het stikstofgehalte van het spuiwater gedurende deze periode slecht 3,6 - 3,8 g N/liter (zie bijlage), hetgeen betekent dat ongeveer 25% van de verwijderde stikstof niet wordt teruggevonden in het spuiwater. Aangezien de spuiwaterhoeveelheid werd geregeld op basis van de ophoping van stikstof in het waswater (de EC meting) is hierdoor dan ook 25% minder spuiwater geproduceerd (zie ook paragraaf 3.3).
Een deel van deze afwijking zou verklaard kunnen worden door meetfouten; volgens *Estellés et al.* (2010) kunnen meetfouten in een dergelijke balans een afwijking van 7-10% veroorzaken met als

belangrijkste oorzaak de meetfout van het luchtdebiet door de wasser. Een mogelijke verklaring voor de resterende afwijking is dat in de luchtwasser een deel van het nitraat wordt omgezet in stikstofgas (N_2) en lachgas (N_2O) als gevolg van denitrificatie en/of nitrificatie en op deze wijze niet met het spuiwater wordt afgevoerd. Het waterbassin van de luchtwasser is dusdanig groot dat inderdaad zuurstofloze condities zouden kunnen optreden waarbij denitrificatie kan plaatsvinden. Wanneer de ammoniakverwijdering ten slotte nog eens zou zijn onderschat (zie Tabel 4 in paragraaf 3.7), wordt een nog groter deel van de stikstof niet teruggevonden in het spuiwater.

Zoals in paragraaf 2.3.4 is beschreven is een aantal controlemetingen uitgevoerd van de bepaling van de ammoniakconcentratie van de ingaande en uitgaande lucht van de wasser. Tijdens deze metingen zijn eveneens de concentraties van geur en broeikasgassen bepaald in de lucht voor en na de wasser. De resultaten van deze metingen zijn weergegeven in Tabel 3.

Tabel 3 Resultaten meting ammoniak (nat-chemisch), geur en broeikasgassen

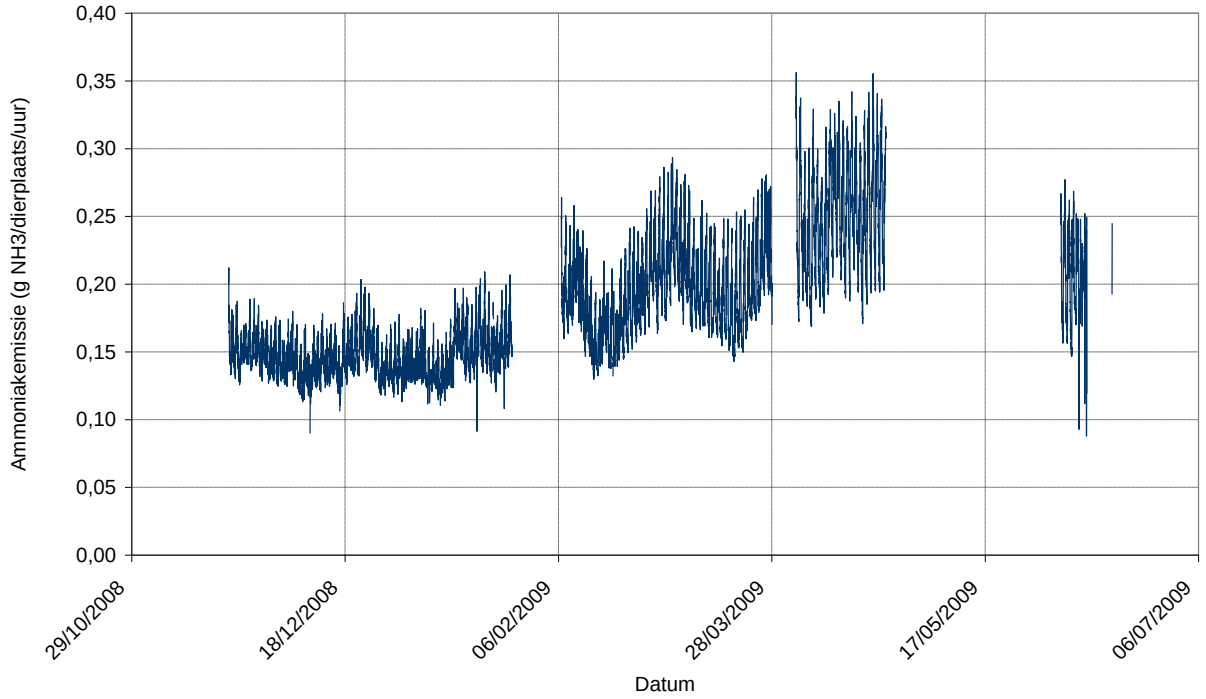
Datum start meting	NH_3 ([1]) (mg N/m^3)		N_2O ([2]) (mg N/m^3)		CH_4 ([2]) (mg/m^3)		CO_2 ([2]) (mg/m^3)		Geur ([2]) (OU_E/m^3)	
	in	uit	in	uit	in	uit	in	uit	in	uit
15-09-2008	9,0	1,7	1,2	1,9	14,8	15,7	2.603	2.713	3.992	1.241
08-12-2008	9,2	1,3	0,39	0,47	44,0	41,0	4.290	4.033	4.811	1.495
09-02-2009	10,7	1,9	0,43	0,89	40,4	36,3	3.612	3.612	2.081	976
23-03-2009	11,3	1,8	0,44	0,97	39,9	35,9	4.070	3.740	2.860	2.440
01-07-2009	3,9	2,1	0,27	0,39	17,5	17,5	1.617	1.734	1.388	1.317

([1]) Elke meting werd gestart op de eerste meetdag om 12 uur 's middags en duurde 24 uur
([2]) Elke meting werd gestart op de tweede meetdag om 12 uur 's middags en duurde 2 uur

Uit Tabel 3 blijkt dat er inderdaad lachgas wordt geproduceerd. De lachgasconcentratie neemt gemiddeld met 70% toe. De hoeveelheid stikstof die de lucht bevat in de vorm van ammoniak en lachgas bestaat bij de ingaande lucht voor gemiddeld 6% uit lachgas en bij de uitgaande lucht voor gemiddeld 32% uit lachgas. Hieruit kan berekend worden dat gemiddeld 4% van de totale hoeveelheid ammoniak-stikstof die de wasser ingaat in de wasser wordt omgezet in de vorm van lachgas-stikstof. Geconcludeerd kan worden dat inderdaad een deel van de ingaande ammoniak in lachgas wordt omgezet en dus niet kan worden teruggevonden in het was- of spuiwater. Opgemerkt dient te worden dat deze berekening is gebaseerd op vijf lachgasmetingen die zijn uitgevoerd tussen 10:00 en 12:00, terwijl de ammoniakmetingen in Tabel 3 zijn gebaseerd op een gemiddelde van 24 uur. Wanneer echter de gemiddelde ammoniakconcentratie tussen 10:00 en 12:00, zoals deze met de converter/NOx analyzer is gemeten en voor drie van de vijf metingen beschikbaar is, wordt vergeleken met de lachgasmeting tijdens deze periode wordt eveneens een omzetting van 4% gevonden. Daarnaast dient opgemerkt te worden dat de ammoniak- en lachgasmetingen alleen zijn uitgevoerd aan de ingaande en uitgaande lucht van de wasser. Het is mogelijk dat vanuit het open waswaterbassin eveneens ammoniak en/of lachgas ontwijkt, hetgeen echter niet is gemeten; ook hierdoor kan de stisktofbalans worden beïnvloed.

Verder wijzen de lage ingaande concentratie van NH_3 en CO_2 tijdens de laatste meting erop dat er sprake was van een hoog ventilatiedebiet (zomerweer). Conform Figuur 11 wordt dan ook een laag rendement verwacht voor ammoniak; ook het rendement voor geur is met 5% tijdens deze meting een stuk lager dan het gemiddelde van 42%.

Zoals in paragraaf 2.2. is beschreven betreft onderliggend onderzoek een fokzeugenstal met 616 dierplaatsen. Volgens de Rav bedraagt de emissiefactor van een dergelijke stal 3,5 kg NH_3/dierplaats/jaar (Rav categorie D 3.100.2: overige huisvestingssystemen, hokoppervlak groter dan 0,8 m^2). Dat staat gelijk aan een emissie van gemiddeld 0,40 g NH_3/dierplaats/uur. In Figuur 15 is de emissie uit de stal weergegeven zoals deze is gemeten; het gaat hier dus om de hoeveelheid ammoniak die uit de stal komt en vervolgens in de wasser wordt behandeld.



Figuur 15 Ammoniakemissie uit de stal, voordat de ventilatielucht door de biologische luchtwasser behandeld wordt

Uit Figuur 15 blijkt dat de ammoniakemissie gedurende de gehele meetperiode lager dan de 0,40 g NH_3/dierplaats/uur is gebleven zoals deze als emissiefactor in de Rav is opgenomen. Opgemerkt dient te worden dat niet jaarrond is gemeten en dat dit slechts metingen aan één stal betreft; het merendeel van de metingen heeft plaatsgevonden in het koude seizoen (eind november tot eind april).

3.7 Betrouwbaarheid meetmethode ammoniak

Zoals in paragraaf 2.3.4 is beschreven is een aantal controlemetingen uitgevoerd van de bepaling van de ammoniakconcentratie van de ingaande en uitgaande lucht van de wasser. In Tabel 4 zijn de resultaten van beide meetmethoden weergegeven over de periode dat de controlemeting plaatsvond. Daarnaast is het de hieruit berekende ammoniakverwijdering weergegeven, zowel in % als in g NH_3/uur.

Tabel 4 Vergelijking meetmethoden ammoniak

Type meting:	Continue meting ([1])				Controle-meting ([2])			
Meetprincipe:	Converter / NO_x analyzer				Nat-chemisch			
Datum start meting	NH_3-in (ppm)	NH_3-uit (ppm)	Rendement (%)	Verwijdering (g NH_3/uur)	NH_3-in (ppm)	NH_3-uit (ppm)	Rendement (%)	Verwijdering (g NH_3/uur)
15-09-2008	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	15,4	2,9	81,1	n.b.
08-12-2008	13,6	1,7	87,6	76	15,8	2,3	85,4	86
09-02-2009	16,6	3,1	81,5	106	18,4	3,3	82,0	118
23-03-2009	17,6	2,5	85,9	110	19,3	3,1	83,9	117
01-07-2009	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	6,7	3,5	47,5 ([3])	n.b.

([1]) Voor de periode dat de controlemeting plaatsvond (zie voetnoot 2) is de gemiddelde concentratie berekend op basis van de continue meting in deze periode

([2]) Elke meting werd gestart om 12 uur 's middags en duurde 24 uur. De gerapporteerde waarden zijn het gemiddelde van de duplo-meting.

([3]) De lage ingaande concentratie van NH_3 en CO_2 (zie ook Tabel 3) duidt erop dat er sprake was van een hoog ventilatiedebiet (zomerweer). Conform Figuur 11 wordt dan ook een laag rendement verwacht.

Uit Tabel 4 blijkt dat de converter/NO_x analyzer methode in alle gevallen waarin gegevens beschikbaar zijn voor beide meetmethoden lagere ammoniakconcentraties heeft opgeleverd dan de nat-chemische methode. De waarden voor NH_3-in volgens de converter/NO_x analyzer methode zijn 9 tot 14% lager (absoluut verschil 1,7 tot 2,2 ppm) dan volgens de nat-chemische methode en de waarden voor NH_3-uit zijn 7 tot 27% lager (absoluut verschil 0,2 tot 0,6 ppm). De hieruit berekende rendementen verschillen slechts weinig, 0,5 tot 2,2 procentpunten. De berekende ammoniakverwijdering (g NH_3/uur) is op basis van de NO_x analyzer methode 7 tot 13% lager dan op basis van de nat-chemische methode.
Aangezien de nat-chemische methode vanwege zijn robuustheid en directe meting van de ammoniakconcentratie kan worden beschouwd als referentie, is het waarschijnlijk zo dat de converter/NO_x analyzer structureel iets te lage waarden geeft. De invloed hiervan op het berekende ammoniakverwijderingsrendement van de wasser is zeer beperkt voor de in Tabel 4 gerapporteerde metingen, maar de relatieve fout in de meting van de uitgaande lucht is in twee van de drie gevallen aanzienlijk.

3.8 Regelgeving biologische luchtwassers

In de huidige wet- en regelgeving in Nederland wordt gesteld dat het gemiddelde ammoniakverwijderingsrendement van een biologische luchtwasser 70% bedraagt.
Uit onderliggend onderzoek aan één specifieke luchtwasser is gebleken dat hogere rendementen in principe gehaald kunnen worden: het daggemiddelde ammoniakrendement varieerde in de luchtwasser tussen 62% en 90% en bedroeg gemiddeld 80%. Typerend voor de dagen waarbij hogere rendementen werden behaald waren de hoge luchtverblijftijd (zie Figuur 11) en de lage ammoniakvracht (zie Figuur 9 en 10). Opgemerkt dient te worden dat niet jaarrond is gemeten en dat dit slechts metingen aan één stal betreft; het merendeel van de metingen heeft plaatsgevonden in het koude seizoen (eind november tot eind april). Daarnaast lijkt, zoals in Figuur 15 is geïllustreerd, de ammoniakemissie op deze locatie lager te zijn dan de emissiefactor uit de Rav. Anderzijds is vanwege een storing de zwaarder tweemaal zo zwaar belast dan in het oorspronkelijke ontwerp (zie Tabel 1). Desalniettemin lijken de metingen erop te wijzen dat gemiddeld hogere rendementen dan 70% haalbaar zijn voor deze biologische luchtwasser op deze locatie. In hoeverre dit ook geldt voor andere locaties met een biologische luchtwasser van hetzelfde ontwerp of voor biologische luchtwassers van andere leveranciers met een ander ontwerp, zal mede afhangen van de dimensionering van de wasser en de wijze waarop de procesregeling plaatsvindt (wordt voldoende spuiwater gespuid om remming door nitriet te voorkomen?). Daarnaast is dit ook afhankelijk van de ventilatie van de stal en de werkelijk ammoniakemissie uit de stal. Gezien de invloed van luchtverblijftijd en/of ammoniakvracht op het gemeten ammoniakverwijderingsrendement, mag in principe verwacht worden dat het rendement van een willekeurige wasser zal toenemen wanneer het volume van het pakkingsmateriaal wordt vergroot. Op deze wijze zal de luchtverblijftijd namelijk toenemen en de ammoniakvracht per m^3 pakkingsmateriaal afnemen.
In het kader van controle en handhaving door de autoriteiten wordt soms een rendementsmeting uitgevoerd gedurende 1 à 2 uur ten einde vast te stellen of een wasser voldoet aan de gestelde rendementseis. Uit Figuur 6 volgt dat het rendement van een biologische luchtwasser gedurende de dag varieert: het hoogste rendement wordt gerealiseerd tijdens de "koude uren" en het laagste rendement tijdens de "warme uren". Hieruit volgt dat het wellicht aanbeveling verdient om de tijdstippen waarbinnen een rendementsmeting plaatsvindt te standaardiseren.

4 Conclusies en aanbevelingen

Uit het uitgevoerde onderzoek volgt dat een spuiwaterregeling op basis van geleidbaarheid (EC, Electrical Conductivity) een geschikte manier is om de hoeveelheid spuiwater van een biologische luchtwasser af te stemmen op de variërende ammoniakvracht en op deze wijze de concentratie van potentieel remmende stoffen op een gewenst maximaal niveau te houden. Op deze wijze kan het spuivolume van biologische luchtwassers worden geminimaliseerd. Hierbij moet wel in gedachten gehouden worden dat de EC een maat is voor de totale hoeveelheid opgeloste stikstofverbindingen (zie Figuur 4), dus de optelsom van ammonium, nitriet en nitraat, terwijl het al dan niet optreden van remming van de ammoniakverwijdering afhangt van de concentratie van ammonium en/of nitriet, maar niet van de nitraatconcentratie.
Op basis van de gemeten ammoniakverwijdering kon bij de biologische luchtwasser in dit onderzoek worden berekend dat de spuiwaterhoeveelheid met 60% zou worden gereduceerd ten opzichte van de in de Rav vastgelegde minimale spuihoeveelheid bij regeling van de EC op een maximale waarde van 15 mS/cm.
Het is in dit onderzoek niet gelukt om een maximale waarde voor de EC en/of concentratie van stikstofcomponenten vast te stellen waarboven de werking van de biologische luchtwasser negatief wordt beïnvloed; zelfs tot EC waarden van 25 mS/cm bleef de wasser goed functioneren. De reden hiervoor is dat er in deze wasser volledige nitrificatie optrad en zich geen nitriet ophoopte, terwijl in een biologische luchtwasser vaak een deel van de stikstof opgehoopt wordt in de vorm van nitriet. Het ligt voor de hand om vooralsnog als maximum EC van het waswater bij biologische luchtwassers een waarde van 15 - 20 mS/cm te hanteren, omdat ook in ander onderzoek (DLG 2009, 2010a, 2010b, 2010c) is aangetoond dat onder deze condities nog steeds goede ammoniakverwijderingsrendementen behaald kunnen worden. Desalniettemin moet enige voorzichtigheid worden betracht aangezien in deze referenties geen concentraties zijn vermeld van de afzonderlijke stikstofverbindingen maar alleen van de totale stikstofconcentratie. Bij het definitief vaststellen van een maximale EC waarde zal uitgegaan moeten worden van een 'worst case scenario' waarbij geen nitraat maar slechts ammonium en nitriet in de waterfase aanwezig zijn.
Vooralsnog is niet goed bekend waarom in sommige biologische luchtwassers nitriet wordt opgehoopt en in andere biologische luchtwassers volledige nitrificatie optreedt. Volledige nitrificatie is echter gewenst aangezien een biologische luchtwasser dan minder risico loopt om geremd te worden in werking; ; hierdoor kunnen veel lagere spuidebieten worden gerealiseerd. Het verdient aanbeveling om nader onderzoek te wijden aan de wijze waarop het nitrificatieproces kan worden beïnvloed en om na te gaan of meetmethodieken voor directe meting van nitriet- en nitraatgehaltes in het waswater perspectief bieden om in de praktijk toe te passen. Het is wellicht mogelijk om het nitrificatieproces continu te volgen op basis van een directe meting van het nitraat- en/of nitrietgehalte in het water (bijv. met ionselectieve elektrodes) en op deze wijze het spuidebiet te regelen en het nitrificatieproces bij te sturen.
Verder is uit de continue metingen van het ammoniakverwijderingsrendement van de biologische luchtwasser gebleken dat het daggemiddelde rendement gemiddeld 80% bedroeg (varieerde tussen 62% en 90%), hetgeen hoger is dan het gemiddelde ammoniakverwijderingsrendement van 70% dat in de huidige wet- en regelgeving in Nederland wordt gesteld. Daarbij komt nog eens dat de minimale luchtverblijftijd van de wasser in dit onderzoek (vanwege een storing) slechts 0,28 seconde bedroeg, terwijl in alle andere biologische luchtwassers 0,50 seconde als minimum verblijftijd wordt gehanteerd. Dit betekent dat de onderzochte wasser (bijna) tweemaal zo klein was gedimensioneerd als normaal, op basis waarvan men een lager rendement zou verwachten. Wel dient opgemerkt te worden dat niet jaarrond is gemeten en slechts metingen aan één stal met een wasser zijn uitgevoerd; verder heeft het merendeel van de metingen plaatsgevonden in het koude seizoen (eind november tot eind april). Daarnaast is gebleken dat het ammoniakverwijderingsrendement toeneemt bij afnemende ammoniakbelasting en afnemend luchtdebiet. Dit effect is zelfs op dagniveau duidelijk zichtbaar (dag-nacht ritme). Aangezien de ammoniakbelasting en het luchtdebiet bij een wasser achter een stal geen onafhankelijke variabelen blijken te zijn, is het niet mogelijk onderscheid te maken tussen deze factoren. Aanbevolen wordt om nader experimenteel onderzoek uit te voeren waarbij onder gecontroleerde omstandigheden de ingaande ammoniakconcentratie en het luchtdebiet los van elkaar kunnen worden gevarieerd. Dit zal meer inzicht in het werkingsprincipe van de ammoniakverwijdering in een biologische luchtwasser opleveren.
In het kader van controle en handhaving door de autoriteiten wordt soms een rendementsmeting uitgevoerd gedurende 1 à 2 uur. Aangezien het ammoniakverwijderingsrendement van een biologische luchtwasser over de dag blijkt te variëren, verdient het aanbeveling om de tijdstippen waarbinnen een dergelijke rendementsmeting plaatsvindt te standaardiseren.

De metingen aan de biologische luchtwasser wijzen erop dat op deze locatie hogere gemiddelde ammoniakverwijderingsrendementen haalbaar zijn dan de 70% die in huidige regelgeving wordt gesteld. In hoeverre dit ook geldt voor andere locaties met eenzelfde ontwerp biowasser of voor biologische luchtwassers van andere leveranciers met een ander ontwerp, zal mede afhangen van het biowasserontwerp, de procesregeling (met name de spuiwaterafvoer) en locatiespecifieke omstandigheden (stal en ventilatiesysteem).
Gezien de waargenomen invloed van het luchtdebiet, welke omgekeerd evenredig is met de luchtverblijftijd in de wasser, en/of de ammoniakvracht op het gemeten ammoniakverwijderingsrendement, mag in principe verwacht worden dat het rendement van een willekeurige biologische luchtwasser zal toenemen wanneer het volume van het pakkingsmateriaal wordt vergroot. Op deze wijze zal de luchtverblijftijd namelijk toenemen en de ammoniakvracht per m^3 pakkingsmateriaal afnemen.
Tenslotte is geprobeerd een stikstofbalans over de wasser op te stellen. Hieruit blijkt dat ongeveer 25% van de uit de lucht verwijderde stikstof niet wordt teruggevonden in het spuiwater. Aangezien de spuiwaterhoeveelheid werd geregeld op basis van de ophoping van stikstof in het waswater is hierdoor dan ook 25% minder spuiwater geproduceerd. Een mogelijke verklaring voor dit verschil is dat in de luchtwasser een deel van het nitraat wordt omgezet in stikstofgas (N_2) en lachgas (N_2O) als gevolg van denitrificatie en/of nitrificatie en op deze wijze niet met het spuiwater wordt afgevoerd. Metingen van de lachgasconcentratie in de lucht voor en na de wasser duiden erop dat ca. 4% van de ingaande ammoniak-stikstof wordt omgezet in lachgas-stikstof; de eventuele emissie uit het open waswaterbassin is niet vastgesteld. Het verdient aanbeveling om een dergelijke stikstofbalans op te stellen bij biologische luchtwassers op meerdere locaties, teneinde vast te stellen in welke mate denitrificatie reeds optreedt in reguliere biologische luchtwassers zonder speciale denitrificatieinstallatie en om te onderzoeken of het denitrificatieproces kan geoptimaliseerd worden.

Referenties

Anthonisen, A.C.; R.C. Loehr; T.B.S. Prakasam; E.G. Srinath (1976). Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. Journal Water. Poll. Contr. Fed., 48: 835-852.

CEN (2003). Standard 13725. Air quality - determination of odour concentration by dynamic olfactometry, European Committee for Standardization, Brussels, Belgium.

Devinny, J.S.; M.A. Deshusses; T.S. Webster (1999). Biofiltration for air pollution control. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, ISBN 1-56670-289-5.

DLG (2009). Abluftreinigungsanlage "Biologic Clean Air Kombiwaescher BCA 70/90", Devriecom b.v. DLG-Pruefbericht 5879.

DLG (2010a). Zweistufige Abluftreinigungsanlage, Dr. Siemers Umwelttechnik. DLG-Pruefbericht 5944.

DLG (2010b). Zweistufige Abluftreinigungsanlage BIO Flex 2-step (zweistufig). DLG-Pruefbericht 5954.

DLG (2010c). Dreistufige Abluftreinigungsanlage BIO Flex 3-step (dreistufig). DLG-Pruefbericht 5955.

Focht, D.D.; W. Verstraete (1977). Biochemical ecology of nitrification and denitrification. Advances in Microbial Ecology 1, pp 135-214.

Estellés, F.; R.W. Melse; N.W.M. Ogink (2010). Analysis of reactive nitrogen (Nr) balances as a tool for assessing the performance of air scrubbers at livestock facilities. Report 376. Wageningen UR Livestock Research, Lelystad. In voorbereiding.

InfoMil (2008). Technisch informatiedocument 'Luchtwassystemen voor de veehouderij'. Eisen aan en richtlijnen voor de uitvoering en gebruik van luchtwassystemen in varkens-, pluimvee- en rundveestallen. Versie 1, december 2008. Internet: http://legsys.infomil.nl/legsys/grotedocumenten/infodoc.pdf . InfoMil, Den Haag.

Juhler, S.; N.P. Revsbech; A. Schramm; M. Herrmann; L.D.M. Ottosen; L.P. Nielsen (2009). Distribution and rate of microbial processes in an ammonia-loaded air filter biofilm. Applied and Environmental Microbiology, Vol. 75, No. 11, pp 3705-3713.

Kennes, C.; M.C. Veiga (eds) (2001). Bioreactors for waste gas treatment. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands, ISBN 0-7923-7190-9.

Lide, D.R. (ed.) (2005). CRC Handbook of Chemistry and Physics, 86th edition. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.

Melse, R.W.; J.M.G. Hol; J. Mosquera; G.M. Nijeboer; J.W.H. Huis in 't Veld; T.G. van Hattum; R.K. Kwikkel; F. Dousma; N.W.M. Ogink (2010). Meetrapport pilot-installaties gecombineerde luchtwassers op veehouderijbedrijven. Programma Gecombineerde Luchtwassers. Rapport 380, Wageningen UR Livestock Research, Lelystad.

Melse, R.W.; G. Mol (2004). Odour and ammonia removal from pig house exhaust air using a biotrickling filter. Water Sci. Tech. Vol 50 No 4 pp 275 - 282.

Melse, R.W.; N.W.M. Ogink (2005). Air scrubbing techniques for ammonia and odor reduction at livestock operations: Review of on-farm research in the Netherlands. T. ASAE. Vol 48 No 6 pp 2303-2313.

Melse, R.W.; N.W.M. Ogink; B.J.J. Bosma (2008). Multi-pollutant scrubbers for removal of ammonia, odor, and particulate matter from animal house exhaust air. Proceedings of the Mitigating Air Emissions from Animal Feeding Operations Conference, May 19 - 21, 2008, Des Moines, Iowa (IA), USA.

Melse, R.W.; H.C. Willers (2004). Toepassing van luchtbehandelingstechnieken binnen de intensieve veehouderij, Fase 1: Techniek en kosten; Rapport 029; Agrotechnology & Food Innovations, Wageningen UR, Wageningen, Netherlands, ISBN 90-6754-739-5.

Mosquera, J.; P. Hofschreuder; J. W. Erisman; E. Mulder; C. E. van ’t Klooster; N. Ogink; D. Swierstra; N. Verdoes (2002). Meetmethoden gasvormige emissies uit de veehouderij. Rapport 2002-12. Wageningen. Instituut voor Milieu- en Agritechniek (IMAG), Wageningen UR.

Ogink, N.W.M.; G. Mol (2002). Uitwerking van een protocol voor het meten van de geuremissie uit stallocaties en stalsystemen in de veehouderij. Nota P 2002-57. Instituut voor Milieu- en Agritechniek (IMAG), Wageningen UR, 31 pp.

Ogink, N.W.M.; B.J.J. Bosma (2007). Multi-phase air scrubbers for the combined abatement of ammonia, odor and particulate matter emissions. International Symposium on Air Quality and Waste Management for Agriculture, Broomfield, Colorado, USA. CD-Rom Proceedings of the 16-19 September 2007. ASABE Publication Number 701P0907cd.

Prosser, I.J. (ed.) (1986). Nitrification. Society for General Microbiology special publication 20. IRL Press, Oxford, U.K., ISBN 1-85221-001-X and 1-85221-013-3.

Sander, R. (1999). Compilation of Henry's law constants for inorganic and organic species of potential importance in environmental chemistry. Internet: http://www.mpch-mainz.mpg.de/~sander/res/henry.html.

Scholtens, R. (1996). Inspectie van luchtwassystemen voor mechanisch geventileerde varkensstallen. Intern rapport. Instituut voor Milieu- en Agritechniek (IMAG), Wageningen.

Sharefdeen, Z.; A. Singh (eds) (2005). Biotechnology for Odor and Air Pollution Control. Springer, Berlin/Heidelberg/New York, ISBN 3-540-23312-1.

VROM (2002). Regeling Ammoniak en Veehouderij (RAV); 1 mei 2002; Staatsblad No 82; Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Den Haag.

Wintjens, Y. 1993. Gaswasfles. In Meetmethoden NH_3-emissie uit stallen. Onderzoek inzake de mest en ammoniak- problematiek in de veehouderij 16 (eds E.N.J. van Ouwerkerk), pp. 38-40. DLO, Wageningen.

Bijlage - Analyses waswater

Datum monstername	Datum ontvangst	Datum certificaat	Certificaat nummer	Labnummer	NH4-N	NO2-N	NO3-N	N-totaal	ds	as	pH	EC
					g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	-	mS/cm
01-Jul-08	02/07/2008	28/07/2008	MLAC/08/0101	08/0667	1,04	<0.01	1,160	2,06	6,74	1,54	6,8	11,7
10-Jul-08	21/07/2008	26/08/2008	MLAC/08/0119	08/0832	0,84	<0.01	1,090	1,83	4,10	1,43	5,3	9,54
15-Sep-08	18/09/2008	17/10/2008	MLAC/08/0193	08/1238	0,963	<0.01	1,070	2,36	5,90	1,02	6,6	10,1
08-Dec-08	20/12/2008	23/01/2009	MLAC/09/0025	08/2271	1,23	<0.01	0,986	2,43	7,24	1,08	6,0	12,3
17-Dec-08	20/12/2008	23/01/2009	MLAC/09/0025	08/2272	1,5	<0.01	1,260	2,87	8,65	1,28	5,4	14,7
07-Jan-09	07/01/2009	03/02/2009	MLAC/09/0040	09/0038	1,89	<0.01	1,610	3,82	11,00	1,89	5,4	18,3
21-Jan-09	28/01/2009	30/03/2009	MLAC/09/0076	09/0354	1,88	<0.01	1,510	3,52	10,40	1,11	5,7	18,3
04-Feb-09	10/02/2009	30/03/2009	MLAC/09/0077	09/0483	2,33	<0.01	1,960	4,58	12,80	1,6	5,9	22
09-Feb-09	18/02/2009	21/04/2009	MLAC/09/0104	09/0564	2,14	<0.01	1,860	4,24	12,50	1,2	6,4	19,8
18-Feb-09	13/03/2009	20/03/2009	MLAC/09/0090	09/0755	2,12	<0.01	2,020	3,98	12,30	1,23	6,3	19,9
04-Mar-09	16/03/2009	30/03/2009	MLAC/09/0095	09/0808	1,88	0,022	1,760	3,60	11,10	1	6,3	17,8
18-Mar-09	23/03/2009	03/07/2009	MLAC/09/0155	09/0813	1,90	<0.01	1,53	3,82	10,8	1,21	6,7	18,1
24-Mar-09	30/03/2009	03/07/2009	MLAC/09/0156	09/0928	2,15	<0.01	1,83	4,14	13,0	1,25	6,6	20,3
01-Apr-09	03/04/2009	03/07/2009	MLAC/09/0157	09/0941	2,48	<0.01	1,96	4,88	13,8	1,35	6,3	23,3
15-Apr-09	23/04/2009	06/07/2009	MLAC/09/0158	09/1141	2,47	<0.01	2,24	4,91	15,5	1,7	5,9	24,0
29-Apr-09	20/05/2009	19/07/2009	MLAC/09/0159	09/1473	2,64	<0.01	2,28	4,96	13,6	3,2	6,0	23,6
13-May-09	05/06/2009	22/07/2009	MLAC/09/0182	09/1673	2,24	<0.01	2,15	4,83	15,4	1,7	6,0	23,7
03-Jun-09	05/06/2009	22/07/2009	MLAC/09/0182	09/1674	2,03	<0.01	2,2	4,95	15,5	1,9	6,0	23,7
15-Jun-09	19/06/2009	25/09/2009	MLAC/09/0229	09/1890	2,34	<0.01	2,21	5,1	15,1	1,9	5,5	23,1
01-Jul-09	07/07/2009	29/07/2009	MLAC/09/0230	09/2354	2,56	<0.01	3,14	5,32	16,7	2,2	5,8	25,1



Wageningen UR Livestock Research

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

E info.livestockresearch@wur.nl I www.livestockresearch.wur.nl