



**Intensivtierhaltung:
Umweltrelevante Emissionen und
Immissionen (Feinstaub – PM₁₀, PM_{2,5},
NH₃, N₂O, CH₄, NMVOC,
Keime, Pilze, Endotoxine)**



luft



**Intensivtierhaltung:
Umweltrelevante Emissionen und
Immissionen (Feinstaub – PM₁₀, PM_{2,5},
NH₃, N₂O, CH₄, NMVOC,
Keime, Pilze, Endotoxine)**

Impressum

Intensivtierhaltung: Umweltrelevante Emissionen und Immissionen (Feinstaub – PM₁₀, PM_{2,5}, NH₃, N₂O, CH₄, NMVOC, Keime, Pilze, Endotoxine)

Herausgeber:

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160
86179 Augsburg
Tel.: (08 21) 90 71-0
Fax: (08 21) 90 71-55 56
E-Mail: poststelle@lfu.bayern.de
Internet: www.lfu.bayern.de

Projekt-Koordination:

LfU, Referat 21, Gisela Winkler

Bearbeitung/Text/Konzept:

LfU: Ref. 21: Dr. N. Sedlmaier, G. Winkler
23: U. Böllmann, A. Falb
24: Dr. J. Bernkopf, M. Langenwalter, R. Lobmaier, B. Luksch, W. Mayrock, Dr. H. Ott, J. Seitz, D. Wunderlich
33: T. Bogner, A. Kößler, H. Riedel, M. Schuller
72: Dr. J. Diemer, M. Ruf

LGL: Prof. Dr. C. Herr, Dr. C. Tuschak
bifa Umweltinstitut: Dr. K. Hoppenheidt
Regierung von Niederbayern: K. Aiblinger-Madersbacher

Redaktion:

LfU, Ref. 21, 33

Bildnachweis:

Bayerisches Landesamt für Umwelt

Stand:

März 2011

Diese Druckschrift wurde mit großer Sorgfalt zusammengestellt. Eine Gewähr für die Richtigkeit und Vollständigkeit kann dennoch nicht übernommen werden. Sofern in dieser Druckschrift auf Internetangebote Dritter hingewiesen wird, sind wir für deren Inhalte nicht verantwortlich.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	5
1 Einleitung	9
2 Stand des Wissens	10
2.1 Rechtlicher Rahmen	10
2.2 BVT (Beste verfügbare Technik) für Tierhaltungsanlagen	11
2.3 Emissionen der Tierhaltung	12
3 Material und Methoden	16
3.1 Beschreibung der Anlagen	16
3.2 Betriebsdaten	19
3.3 Mess- / Probenahmestellen	20
3.4 Untersuchungsprogramm	20
3.5 Mess-, Probenahme- und Analysenverfahren	21
4 Ergebnisse der Emissionsmessungen	23
4.1 Gesamtstaub	23
4.2 Feinstaub	25
4.3 Ammoniak	27
4.4 Lachgas	30
4.5 Methan	30
4.6 NMVOC	32
4.7 „Gesamt“bakterien	34
4.8 „Gesamt“schimmelpilze	36
4.9 Endotoxine	36
4.10 Ergebnisübersicht	39
5 Ergebnisse der Immissionsmessungen	40
5.1 Zielsetzung	40
5.2 Vorgehensweise	41
5.2.1 Betriebsdaten und zugehörige Zeiträume	41
5.2.2 Lage der Messpunkte	41
5.2.3 Messkomponenten und -verfahren	42

5.3	Ergebnisse – Legehennenhaltungsanlage	43
5.3.1	Meteorologie	43
5.3.2	Passivsammlermessungen Ammoniak	43
5.3.3	Feinstaubmessungen (Staubsammler) und Analyse der Staubinhaltsstoffe	45
5.3.4	Aktivmessungen: Ammoniak und Feinstaub	47
5.3.5	Messungen von Bioaerosolen und Endotoxinen	49
5.3.6	Vergleich mit Ausbreitungsrechnungen	49
5.4	Ergebnisse – Vergleichende Verkehrsmessungen	51
6	Anhang	54
7	Literatur	63

Zusammenfassung

Im Zeitraum vom 01.12.2007 bis 31.08.2010 führte das Bayerische Landesamt für Umwelt das vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit geförderte Projekt „Intensivtierhaltung: Umweltrelevante Emissionen und Immissionen (Feinstaub – PM₁₀, PM_{2,5}, NH₃, N₂O, CH₄, NMVOC, Keime, Pilze, Endotoxine)“ durch. Die zunehmende Anzahl genehmigungsbedürftiger Tierhaltungen ist besonders hinsichtlich deren Emissionsverhaltens von Bedeutung. Neue tierschutzrechtliche Vorgaben bewirken durch ein größeres Flächenangebot für die Tiere häufig höhere Emissionen als herkömmliche Haltungsverfahren. Ziele des Projektes waren daher:

- Untersuchungen zum Emissionsverhalten vorrangig an neuen Stallhaltungstechniken, deren Tierplatzangebote bereits der neuen Tierschutz-Nutztierhaltungsverordnung entsprachen, durchzuführen und ihr Emissionspotenzial mit dem aus den bisherigen Systemen zu vergleichen.
- Randparameter der einzelnen Stallsysteme mitzuerfassen (z. B. Güllemanagement, Fütterung, Tiergewichte usw.), um so detaillierte Erkenntnisse über die relevanten Emissionsfrachten und deren Einflussfaktoren zu erhalten. Fehlende Literaturangaben konnten so ergänzt werden.
- Umfangreiche Immissionsmessungen an Ammoniak im Umfeld einer der größten bayerischen Tierhaltungsanlagen vor, während und nach Umstellung auf eine dem fortgeschriebenen Stand der Technik entsprechende Kleingruppenhaltung für Legehennen à 60 Tieren durchzuführen und zusammen mit den Staubmessungen im Umfeld der Neuanlage auch immissionsseitig zu bewerten.
- Vergleichende Messungen von Ammoniak- und Ammoniumkonzentrationen (im Feinstaub) an verkehrsnahen Standorten durchzuführen, um evtl. Unterschiede der Sekundärpartikelverhältnisse im Umfeld von großen Ammoniakemittenten (Tierhaltung) zu den Stickstoffoxidemittenten (Verkehr) aufzuzeigen.
- Eine erste Abschätzung des Bioaerosolpotenzials dieser Anlagen sowohl emissionsseitig und für die Legehennenanlage auch immissionsseitig zu treffen.

Ergebnisse:

Emissionsmessungen

Die Emissionsmessungen erfolgten an vier Anlagen. Die Betriebsdaten sind Tabelle 1 und die mittleren gemessenen Emissionswerte für die nach TA Luft relevanten Schadstoffe Tabelle 2 zu entnehmen:

Tab. 1: Betriebsdaten der untersuchten Anlagen.

Anlage	Legehennen		Junghennen	Zuchtsauen / Jungtiere	Mutterkühe / Rinder insgesamt
	alt	neu			
Tierplatzzahl	192.000	390.000	80.000	300 / 100	22 / 60
Stallsystem	Käfighaltung / Kotkeller	Kleingruppenhaltung / Kotbandbelüftung	Volieren, Kotband	Voll- / Teilspaltenboden in Gruppenhaltung	Spaltenboden, Flüs-sigmist, tägliche Bodenreinigung
Entmistung	14-tägig	Wöchentlich	Täglich	Güllekanäle / Mutterkühe: Sommerweide	
Fütterung	–	Nährstoffangepasste Phasenfütterung			Silage, Heu, Weide

Tab. 2: Emissionsfrachten für Staub, Ammoniak, klimarelevante Gase und Bioaerosole der gemessenen Anlagen.

Anlage	Staub			Ammoniak		Klimarelevante Gase ¹⁾			Bioaerosole ²⁾		
	Gesamtstaub [kg/(TP*a)]	Feinstaub PM ₁₀ [kg/(TP*a)]	Feinstaub PM _{2,5} [kg/(TP*a)]	Ammoniak [kg/(TP*a)]	Jahresfracht [t/a]	Methan- Kohlenstoff [kg/(TP*a)]	NMVOG [kg/(TP*a)]	Bakterien [KBE/(GV*h)]	Schimmel- pilze [KBE/(GV*h)]	Endotoxine ^{3), 4)} [EU/(GV*h)]	
Legehennen (wöchentliche Kotbandentleerung)											
Kleingruppenhaltung	0,045 (0,0188) [20]	0,021	0,005	0,111 (0,031-0,049) [20]	43	0,013	0,073	4,86*10 ⁸ (1,3*10 ⁸) [22]	1,65*10 ⁶	3,08*10 ⁵ (5,38*10 ⁵) [22]	
Junghennen (tägliche Kotbandentleerung in die betriebseigene Biogasanlage)											
Vormast	0,015	0,009	0,003	0,016	0,42	0,017	0,053	6,64*10 ⁷	1,13*10 ⁷		
Aufzucht ohne Vormast	0,058	0,026	0,005	0,045	2,42	0,014	0,057	6,29*10 ⁸	7,14*10 ⁶	7,01*10 ⁵	
Gesamt	0,044 (0,05) [55]	0,021 (0,025) [55]	0,005	0,036 (0,06) [55]	2,84	0,015	0,056	5,67*10 ⁸	7,68*10 ⁶	6,31*10 ⁵	
Zuchtsauen											
Wartestall	0,46	0,32	0,19	5,39	0,78	0,7	2,63				
Aberkelstall	0,52	0,15	0,07	4,26	0,18	0,58	2,05				
Ferkelstall	0,28 (0,2) [55]	0,10 (0,08) [55]	0,04	0,41 (0,6) [47]	0,15	0,17	0,38	2,76*10 ⁶ (2,5*10 ⁶) [22]	3,76*10 ⁵	1,05*10 ⁵ (6,6*10 ⁵) [22]	
Gesamtanlage (je Zuchtsau inkl. Ferkel)	1,84 (0,4) [55]	0,79 (0,16) [55]	0,35	6,7 (7,29) [17]	2,37	1,57	4,43				
Mutterkühe											
Jungtiere Sommer	1,96	1,18	0,63	8,03	0,11	9,53	30,66	8,23*10 ⁵	1,78*10 ⁶	6,03*10 ³	
Gemischter Bestand Winter ⁵⁾	1,3	0,15	0,09	5,05		22,40	67,79	1,36*10 ⁶ (3*10 ⁶ -5*10 ⁶) [22]	2,54*10 ⁶	3,61*10 ³ (2,9*10 ³ -3,7*10 ³) [22]	

1) Lachgas bei allen Messungen < 1 mg/m³

2) Stichprobenmessung bei konservativen Betriebsbedingungen (1 Messwert je Jahreszeit)

3) in der PM₁₀-Fraktion

4) 1 ng entspricht ca. 10 EU

5) 1 TP entspricht im Mittel ca. 500 kg

1 Großvieheinheit (GV) = 500 kg Tierleibendmasse; KBE: Kolonie bildende Einheit; TP: Tierplatz

- Bei allen Anlagen lagen die Lachgaskonzentrationen unter der Bestimmungsgrenze von 1 mg/m^3 .
- Trotz Erhöhung des Platzbedarfes gemäß der neuen Tierschutz-Nutztierhaltungsverordnung und damit der Zunahme an emittierenden Flächen haben sich die mittleren Emissionswerte der untersuchten Anlagen im Vergleich zu den bisherigen Literaturdaten – mit Ausnahme des Vergleiches zwischen herkömmlicher Käfig- und Kleingruppenhaltung – nicht wesentlich erhöht. Grund hierfür sind die besseren Anlage- und Fütterungstechniken (z. B. nährstoffangepasste Phasenfütterung) sowie die rasche Kotabfuhr.
- Häufige Reinigungen der Flächen, insbesondere kurze Kotbandentleerungsintervalle, können die Emissionsfracht an Ammoniak deutlich senken.
- Primäre Maßnahmen zur Emissionsminderung sind bei den hier untersuchten Tierhaltungsanlagen, die dem heutigen Stand der Technik entsprechen, weitgehend ausgeschöpft.

Immissionsmessungen:

- Gute Ableitbedingungen (hohe Kamine, hohe Abströmgeschwindigkeiten) können auch bei hohen Frachten die Immissionszusatzbelastung im Umfeld einer Tierhaltungsanlage auf ein tolerierbares Maß senken, so dass schädliche Umwelteinwirkungen durch Zusatzbelastungen von Staub und Ammoniak im Beurteilungsgebiet (Immissionsniveau 1,5 m, nicht Baumkronenniveau) vermeidbar sind.
- Für Intensivtierhaltungsanlagen ist daher eine Ableitung nach TA Luft (mindestens 10 m über Erdgleiche und 3 m über First) wie bei allen anderen genehmigungsbedürftigen Anlagen i. d. R. als Standard zu fordern.
- Die Bioaerosolbelastungen im Umfeld der Legehennenanlage zeigten keine relevanten Konzentrationen, allerdings konnten hier nur wenige Messungen durchgeführt werden, sodass die Ergebnisse nicht für eine fundierte Mittelwertbildung ausreichen. Es wurde nur in einer Immissionsprobe im Lee in 260 – 315 m Abstand zur Quelle der Legehennenanlage eine leicht erhöhte nachweisbare Gesamtbakterienkonzentration von 10^2 KBE/m^3 festgestellt (gemessene Hintergrundkonzentration: 1 KBE/m^3). Ebenso wurde nur in einer von 4 Immissionsproben auf Endotoxine im Umfeld der Anlage mit $0,2 - 0,4 \text{ EU/m}^3$ ein Befund oberhalb der Nachweisgrenze erfasst, der aber unter den in der Literatur genannten Hintergrundkonzentrationen von $0,75 \text{ EU/m}^3 - 1,99 \text{ EU/m}^3$ (s. [1]) liegt.
- Die Zusatzbelastung von Ammoniak im Verkehr stammt aus den Katalysatorfahrzeugen, die Stickstoffoxide reduzieren und dabei nicht unerhebliche Mengen an Ammoniak freisetzen. Zukünftig wird sich dieses Problem durch den Einsatz von Entstickungskatalysatoren in Dieselfahrzeugen unter Zudosierung von Ammoniak wahrscheinlich noch weiter verschärfen.
- Ob und inwieweit sich eine Reduzierung von Stickoxiden oder Ammoniak als Vorläufersubstanz von Sekundärpartikeln senkend auf die Feinstaubbelastung auswirkt, konnte hier nicht abschließend geklärt werden.
- Die flächendeckend hohen Sekundärpartikelkonzentrationen sprechen jedoch dafür, dass die Bildung und bodennahe Aufkonzentrierung auch bei geringen Konzentrationen der Vorläufersubstanzen unter bestimmten meteorologischen Bedingungen in erheblichen Größenordnungen ablaufen.
- Der limitierende Faktor scheint nicht durch die Ammoniakkonzentration, sondern eher durch die geringen Konzentrationen der salpetrigen Säure bestimmt zu sein, zumal Ammoniak schon allein durch die Hintergrundbelastung von $3 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ immer in äquimolarer Menge ausreichend vorhanden ist.

Fazit:

Für Intensivtierhaltungsanlagen ist – wie die Messungen gezeigt haben – zum Schutz der Anwohner sowie zum Schutz von benachbarten stickstoffempfindlichen Biotopen eine Ableitung nach 5.5.2 TA Luft (mindestens 10 m über Erdgleiche und 3 m über First), wie bei allen anderen genehmigungsbedürftigen Anlagen, i. d. R. als Standard zu fordern (bei bestehenden Anlagen oft niedrigere Kaminhöhen).

Gasförmiges Ammoniak kann allerdings so über größere Entfernungen transportiert werden und einen wesentlichen Beitrag zu den flächendeckend hohen Stickstoffeinträgen leisten. Zudem wird ein Großteil des gasförmigen Ammoniaks in stabilere Ammoniumverbindungen umgewandelt, die insbesondere von stickstoffempfindlichen Wäldern „ausgefiltert“ bzw. vom Regen ausgewaschen werden. Damit können großflächig Schadwirkungen in stickstoffempfindlichen Schutzgebieten (FFH, Natura 2000) verursacht werden.

Gegenüber den Verkehrsemissionen mit ca. 1,9 kt/a zählen Tierhaltungsanlagen mit 48,7 kt/a, neben den Emissionen aus der organischen Düngieranwendung mit ca. 54 kt/a, gemäß dem Emissionskatalog 2004, zu den größten Ammoniakemittenten in Bayern.

Auch im Hinblick auf die ab 2011 einzuhaltende Ammoniak-Emissionshöchstmenge der 39. BImSchV von 550 kt/a ist die Abgasreinigung bei Intensivtierhaltungsanlagen, neben der Reduzierung des Inputs (Mineraldünger, Sojaimporte und hohe Tierzahlen) sowie einer effizienten Stickstoffnutzung von Wirtschaftsdünger bei Lagerung (Abdeckung) und Ausbringung (bodennah, sofortige Einarbeitung), ein wichtiger zusätzlicher Baustein des Gesamtminderungskonzeptes.

Ausblick:

Insbesondere bei großen Emittenten ist es wichtig, die Emissionsfrachten zu begrenzen. Hier könnten zunehmend Abgasreinigungsanlagen eingesetzt werden. Ein großer Forschungsbedarf besteht aber noch in der Optimierung eines energieeffizienten und wirtschaftlich vertretbaren Einsatzes dieser Anlagen. Das Landesamt für Umwelt plant daher weitere Forschungsarbeiten an konkreten Anlagen. So sollen z. B. zertifizierte Abgasreinigungsanlagen zur Abscheidung von Geruch, Ammoniak, Feinstaub und Keimen (Bioaerosole) im Praxisbetrieb getestet/optimiert werden. Insgesamt soll versucht werden, sowohl für große als auch für kleine landwirtschaftliche Anlagen ein geeignetes, wirtschaftlich vertretbares Abgasreinigungsverfahren zu entwickeln. So könnte auch der zunehmenden Begrenzung von geeigneten Standorten, deren Suche sich selbst für nicht genehmigungsbedürftige landwirtschaftliche Anlagen immer schwieriger gestaltet, entgegengewirkt werden, sodass in Zukunft auch kleinbäuerliche nachhaltige Landwirtschaft in Dorfgebieten bei der Bevölkerung wieder mehr Akzeptanz findet.

1 Einleitung

Im Zeitraum vom 01.12.2007 bis 31.08.2010 führte das Bayerische Landesamt für Umwelt das vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit geförderte Projekt „Intensivtierhaltung: Umweltrelevante Emissionen und Immissionen (Feinstaub – PM₁₀, PM_{2,5}, NH₃, N₂O, CH₄, NMVOC, Keime, Pilze, Endotoxine)“ durch. Mit Blick auf die in Bayern steigende Zahl genehmigungsbedürftiger Anlagen zur Intensivtierhaltung war es Ziel des Projektes, detaillierte Erkenntnisse über das Emissionsverhalten fortschrittlicher Anlagen zu gewinnen. Tiergerechte Haltungsverfahren haben teilweise die dreifache Ammoniakemission im Vergleich zur herkömmlichen Haltung (z. B. Rinder: Anbindehaltung 4,86 kg NH₃/(TP*a); Laufstall 14,57 – 15,79 kg NH₃/(TP*a)).

Die für die Bundesrepublik Deutschland in der 39. BImSchV [2] vom 02.08.2010 festgelegte Emissionshöchstmenge für Ammoniak von 550 Kilotonnen pro Kalenderjahr spätestens ab dem Jahr 2011 wird voraussichtlich nicht ohne weitere Maßnahmen einzuhalten sein (letzter ermittelter Stand 2007: 624 Kilotonnen). Die landwirtschaftliche Viehhaltung in Bayern emittierte im Jahr 2004 laut Emissionskataster [3] 48.712 t Ammoniak allein aus den Stallanlagen, sowie 53.902 t Ammoniak durch Anwendung organischer Düngemittel (alle Quellgruppen insgesamt 115.460 t Ammoniak/a). Um die Emissionshöchstmengen einzuhalten, müsste Bayern anteilig die landwirtschaftlichen Ammoniakemissionen allein aus den Tierhaltungsanlagen auf 43.353 t/a, d. h. um ca. 5.300 t/a reduzieren (alle anderen Quellgruppen, d. h. Düngeanwendung und sonstige Quellen: 7.300 t/a).

In diesem Projekt wurden daher an drei dem fortgeschrittenen Stand der Technik entsprechenden, immissionsschutzrechtlich genehmigungsbedürftigen (Intensiv-)Tierhaltungsanlagen (Junghennenaufzucht, Legehennen, Zuchtsauen) und an einer baurechtlich genehmigten Anlage zur Mutterkuhhaltung zu verschiedenen Jahreszeiten mehrtägige Emissionsmessungen an Abgaskaminen durchgeführt. Hierbei wurden wesentliche Randparameter, wie z. B. Haltungsverfahren, Tiergewicht, Gülle- und Mistmanagement aufgenommen. Diese Ergebnisdaten wurden mit Literaturwerten verglichen und bewertet.

An einer beispielhaft ausgewählten Anlage (Legehennen) wurden – zum Teil auch simultan zu den Emissionsmessungen – im Luv und Lee die Immissionen an Staub, Ammoniak und Ammonium erfasst, um Aufschluss über die lokale Ausbreitungssituation, die Vor- und Zusatzbelastungen sowie die Bildung von Ammonium aus Ammoniak zu erhalten. Anhand eines Ergebnisvergleiches mit Immissionsmessungen in verkehrsnahen Gebieten wird der Beitrag der Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft zur primären und sekundären Partikelbildung aufgezeigt. Die immissionsseitige Erfassung der Bioaerosole soll Anhaltspunkte zur möglichen Verfrachtung von Bakterien, Pilzen und Endotoxinen liefern.

In den Zwischenberichten [4, 5] wurden der rechtliche Rahmen und der Stand des Wissens sowie die bis dahin vorliegenden Messergebnisse zusammengefasst. Sämtliche Messergebnisse an den vier ausgewählten Anlagen wurden in ausführlichen Emissionsmessberichten [6, 7, 8, 9] dokumentiert.

Der vorliegende Endbericht fasst die wesentlichen Ergebnisse der Emissionsmessungen an den verschiedenen Tierhaltungsanlagen zusammen. Des Weiteren werden die Ergebnisse der Immissionsmessungen an einer Anlage zur Legehennenhaltung diskutiert und mit einer Ausbreitungsrechnung verglichen. Die Resultate der im Rahmen des Projekts durchgeführten Verkehrsmessungen werden ebenso dargestellt.

2 Stand des Wissens

Die Minderung der von Tierställen ausgehenden Emissionen ist ein wichtiger Bestandteil der nationalen und internationalen Luftreinhaltepolitik. Die Tierhaltung ist der Hauptemittent des Luftschadstoffs Ammoniak [10]. 95 % der Ammoniakemissionen in Deutschland stammen aus der Landwirtschaft, davon 80 % aus der Tierhaltung [11]. Die Minderung der Ammoniakemissionen ist Ziel der 39. BImSchV [2]. Diese legt nationale Emissionshöchstmengen für die Luftschadstoffe Schwefeldioxid (SO_2), Stickstoffoxide (NO_x), flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (NMVOC) und Ammoniak (NH_3) fest. Die festgelegte Emissionshöchstmenge für Ammoniak beträgt 550 kt spätestens ab dem Kalenderjahr 2011 und darf danach nicht mehr überschritten werden. In der vom Umweltbundesamt erstellten Referenzprognose [12] (NH_3 -Emissionen im Jahr 2010: 610 kt) wird dieses Ziel nicht erreicht. Daneben finden in internationalen Luftreinhaltungsabkommen zunehmend Beschränkungen der Partikel- und Treibhausgasemissionen Eingang, zu denen auch die Tierhaltung nicht unerheblich beiträgt [10].

Der Anteil der Landwirtschaft an den primären Feinstaub-Emissionen in Deutschland beträgt 11 %; davon entfallen 10 % auf die Tierhaltung [11]. Besondere Bedeutung kommt der sekundären Partikelbildung durch Ammoniumsalze zu. Diese relativ stabilen Konglomerate werden aus der gasförmigen Vorläufersubstanz Ammoniak gebildet und können über weite Strecken transportiert werden. Ihr Beitrag zur Feinstaubbelastung schwankt je nach Umgebungsbedingungen und Wetterlagen zwischen 20 – 60 %. Insbesondere bei der Bildung von Ammoniumnitrat liegt ein chemisches Gleichgewicht vor, das je nach Einflussparameter entweder in Richtung gasförmigem Ammoniak oder festem Ammoniumsalz verschoben wird.

In Deutschland kommen 46 % der Methanemissionen und 64 % der Lachgasemissionen aus der Landwirtschaft [13].

Tierhaltungsanlagen emittieren außerdem Bioaerosole, die Träger von Bakterien, Pilzen und Endotoxinen sein können. Respiratorische Krankheitsbilder, welche durch Luftverunreinigungen in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung entstehen können, werden den Bioaerosolen als Verursacher zugeschrieben [14].

Die getroffenen Maßnahmen zur Emissionsminderung in der Tierhaltung konzentrieren sich derzeit v. a. auf Primärmaßnahmen (emissionsarme Haltungsverfahren, nährstoffangepasste Fütterung). Da neben den Aspekten des Umweltschutzes der Tierschutz zu berücksichtigen ist, ist die dadurch erreichbare Reduzierung der Emissionen limitiert.

Weitere effektive Emissionsminderungen sind nach derzeitigem Kenntnisstand nur durch Sekundärmaßnahmen zu erreichen. Die Reduzierung der Ammoniakemissionen durch Abgasreinigung ist dann vor allem sinnvoll, wenn der dabei gewonnene Stickstoff wieder auf die Felder ausgebracht und dadurch Mineraldünger ersetzt wird. Eine Verlagerung der Ammoniakproblematik von dem Luft- in den Wasserpfad sollte vermieden werden.

2.1 Rechtlicher Rahmen

Tierhaltungsanlagen sind ab einer bestimmten Anlagengröße (Zahl der Tierplätze) nach der 4. BImSchV Nr. 7.1 [15] immissionsschutzrechtlich genehmigungsbedürftig. Die Anlagen der Spalte 1 erfordern ein Genehmigungsverfahren nach § 10 des Bundes-Immissionsschutzgesetzes [16] mit Öffentlichkeitsbeteiligung.

In der TA Luft [17] sind für immissionsschutzrechtlich genehmigungsbedürftige Tierhaltungsanlagen **Emissionswerte** für Staub und Ammoniak festgelegt (siehe Tab. 3). Die Emissionen der Anlagen müssen entweder den zulässigen Massenstrom oder – bei Überschreitung – die Massenkonzentration unterschreiten. Bei genehmigungsbedürftigen Anlagen können die Massenstromwerte überschritten werden, bei ordnungsgemäßer Tierhaltung und Auslegung der Lüftungsanlage sind aber die Konzentrationswerte in der Regel niedriger.

Tab. 3: Emissionswerte der TA Luft [17] für Staub (Nr. 5.2.1) und Ammoniak (Nr. 5.2.4).

Stoff	Massenstrom [kg/h]	Massenkonzentration [mg/m ³]
Gesamtstaub (einschließlich Feinstaub)	0,20	20
Ammoniak	0,15	30

Der Massenkonzentrationswert für Ammoniak ist aus Gründen des Tierschutzes (Tierschutz-Nutztierhaltungsverordnung [18]) auf maximal 14 mg/m³ (entsprechend 20 ppm) begrenzt.

Für immissionsschutzrechtlich genehmigungsbedürftige Tierhaltungsanlagen sind die in der TA Luft [17] enthaltenen Immissionswerte für Feinstaub (PM₁₀) relevant (siehe Tab. 4). Immissionsprognosen der Zusatzbelastung durch Anlagen werden i. d. R. aus den zugrunde liegenden Emissionswerten mit Hilfe einer Ausbreitungsrechnung entsprechend der TA Luft [17] erstellt.

Tab. 4: Immissionswerte der TA Luft [17] für Feinstaub (PM₁₀) (Nr. 4.2.1).

Konzentration [µg/m ³]	Mittelungszeitraum	Zulässige Überschreitungshäufigkeit im Jahr
40	Jahr	–
50	24 Stunden	35

Um eine Schädigung empfindlicher Pflanzen und von Ökosystemen durch Ammoniak zu vermeiden, ist für Tierhaltungsanlagen in Abhängigkeit von der Ammoniakemission ein Mindestabstand vorgeschrieben. Dieser Abstand bestimmt sich aus der Mindestabstandskurve Anhang 1 TA Luft [17]. Bei dessen Unterschreitung ist durch eine Ausbreitungsrechnung nach Anhang 3 [17] unter Berücksichtigung der Haltungsbedingungen nachzuweisen, dass eine Zusatzbelastung von 3 µg/m³ Ammoniak an keinem maßgeblichen Beurteilungspunkt überschritten wird. Die Gesamtbelastung an Ammoniak darf an keinem Beurteilungspunkt im zu schützenden Gut den Wert von 10 µg/m³ überschreiten.

Zur rechnerischen Emissionsermittlung werden Emissionsfaktoren für Staub, Ammoniak und Geruch eingesetzt. Diese Emissionsfaktoren werden durch Messungen ermittelt. Sie beziehen sich auf Tierplatzzahlen oder auf die Tierlebensmasse. Eine Großvieheinheit (GV) entspricht 500 kg Tierlebensmasse [17]. Einen Überblick über die vorhandenen Faktoren geben die KTBL-Schriften „Faustzahlen für die Landwirtschaft“ [19] und „Nationaler Bewertungsrahmen Tierhaltungsverfahren“ [20].

2.2 BVT (Beste verfügbare Technik) für Tierhaltungsanlagen

In den als Beste verfügbare Technik geltenden Haltungsverfahren sind die Belange der Tierschutz-Nutztierhaltungsverordnung [18] berücksichtigt. Den Schwerpunkt in der Beurteilung der Anlagen bildet das angewandte Verfahren, um Kot und Harn aus dem Stall zu entfernen. Eine häufige Entmistung dient sowohl dem Tierschutz als auch der Umwelt. Durch Verringerung der Oberfläche, Trocknung oder Abdecken von Kot / Flüssigmist gehen weniger Schadstoffe in den Luftpfad über. In der Schweinehaltung wird dies meist durch Spaltenböden mit darunter liegenden Flüssigmistkanälen realisiert; durch verkleinerte Kanalquerschnitte ist der Anlagenbetreiber zum regelmäßigen Abpumpen der Gülle angehalten. In der Geflügelhaltung wird der Kot vielfach durch Kotbänder aus dem Stall transportiert. Bei Bodenhaltung ist eine Entmistung während der Haltungsperiode nicht durchführbar. Die Einstreu wirkt sich v. a. negativ auf Staubemissionen aus; die Einstreu dient aber dem Wohlbefinden der Tiere.

2.3 Emissionen der Tierhaltung

Bezogen auf die Umweltrelevanz einer Tierhaltungsanlage sind neben der Tierart die Anzahl der Tierplätze sowie das angewandte Haltungsverfahren die Haupteinflussfaktoren.

Die Käfighaltung ist das emissionsärmste Haltungsverfahren für **Legehennen**, der gesamte anfallende Kot kann durch Kotbänder unterhalb der Käfige einfach aus dem Stall transportiert werden. Da keine Einstreu vorhanden ist und die Tiere sich in den Käfigen wenig bewegen können, sind auch die Staubemissionen gering. Die Tiere sind in ihrem natürlichen Verhalten stark eingeschränkt.

In der Bodenhaltung entstehen die höchsten Emissionen: Der Kot verweilt während der gesamten Haltpungsperiode im Stall. Erst nach dem Ausstallen werden Einstreu und Kot entfernt.

Die Voliere ist eine Kombination beider Haltungsverfahren. Futterbänder, Tränken, Sitzstangen und Legenester befinden sich innerhalb der Volierengestelle. Etwa 80 % des anfallenden Kots kann durch die Kotbänder unterhalb der Volieren entfernt werden. Die Hennen können sich im Stallabteil frei bewegen. Die Grundfläche unter den Volieren ist mit Einstreu bedeckt, die Tiere können dort 'sand'-baden und scharren. Rund 20 % des anfallenden Kots verbleiben in der Einstreu und werden erst nach dem Ausstallen der Tiere aus dem Gebäude entfernt.

In der **Mastschweinehaltung** sind die Emissionen aus Vollspaltenböden am geringsten. Kot und Harn fallen durch die Spalten, die verschmutzte Oberfläche ist im Vergleich zu anderen Haltungsverfahren gering. Bei Teilspaltenböden ist ein Ruhebereich mit festem Boden vorgesehen; die Tiere können dort bequemer liegen. Die unperforierten Flächen verschmutzen stärker, was sich negativ auf die Emissionen auswirkt. Die Bedürfnisse der Tiere werden in einem Tiefstreu- oder Kompoststall am besten berücksichtigt. Durch die Einstreu liegen die Tiere bequemer und können ihrer natürlichen Verhaltensweise (Wühlen) nachgehen. Durch das längere Verweilen von Mist und Gülle im Stall entstehen höhere Emissionen.

Bei Anbindeställen in der **Rinderhaltung** handelt es sich um das Haltungsverfahren für Milchkühe mit den geringsten Emissionen. Die Tiere sind dabei in ihrer Bewegungsfreiheit und ihrem natürlichen Verhalten stark eingeschränkt. In Laufställen sind die Funktionsbereiche (Schlafen, Fressen und Melken) getrennt, dadurch lassen sich die Arbeitsabläufe einfacher mechanisieren. Die Abmessungen der einzelnen Funktionsbereiche können an die Bedürfnisse der Tiere angepasst werden. Die Bewegungsfreiheit fördert die Gesundheit der Tiere. Durch größere verschmutzte Oberflächen nehmen die Emissionen in einem Laufstall verglichen mit einem Anbindestall zu. Die Emissionen aus Laufställen mit Tretmist sind am höchsten. Der Mist wird dort durch die Bewegung der Tiere von der geneigten Liegefläche auf den Fressplatz gefördert und dort mechanisch entfernt.

Mit Änderung der Tierschutz-Nutztierhaltungsverordnung vom 22. August 2006 [18] wurden in fast allen Bereichen der Tierhaltung artgerechtere Haltungsbedingungen gefordert, die mit einem zunehmenden Platzbedarf je Tier verbunden sind. Damit erhöhten sich auch die emittierenden Flächen.

Ammoniak führt zur Eutrophierung von Ökosystemen. Als Vorläufersubstanz für sekundäre Partikel-salze trägt es erheblich zur Feinstaubbelastung bei. Zudem ist es indirekt klimawirksam. Emissionsfaktoren für Ammoniak aus der Literatur sind in Tabelle 5 dargestellt. Die größten Ammoniakemissionen pro Tierplatz entstehen in der Milchviehhaltung. Mit Abnahme der Tiermasse sinken auch die Emissionen pro Tierplatz.

Tab. 5: Emissionsfaktoren für Ammoniak (NH₃-N), Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O) verschiedener Tierhaltungsverfahren [20]; TP: Tierplatz.

Tierart	Haltungsverfahren	Entmistung	Emissionsfaktoren [kg/(TP*a)]		
			NH ₃ -N	CH ₄	N ₂ O
Milchvieh	Anbindeställe	(Flüssigmist / Festmist)	4	52,6–143,2	0,06–0,52
	Boxenlaufstall	(Flüssigmist / Festmist)	12	87,6–170,8	0,13–1,27
	eingestreute Laufställe	(Tretmist)	13	342,5	0,88
Mastschweine	Vollspalten	Flüssigmist	3	1–5,8	0,02–0,15
	Teilspalten	Flüssigmist	3	4–30	0,02–0,14
	Tiefstreu / Kompost	Festmist	4	1,6–18	0,59–3,73
Legehennen	Käfighaltung		0,15	–	0,0012–0,0033
	Bodenhaltung		0,41	–	0,005–0,0077
	Volierenhaltung		0,17	–	0,0018–0,0029

Die Klimagase **Methan** und **Lachgas** tragen zum Treibhauseffekt bei, Lachgas außerdem zum stratosphärischen Ozonabbau. **Leichtflüchtige organische Kohlenstoffverbindungen ohne Methan** (NMVOC) sind Vorläufersubstanzen für bodennahes Ozon; dieses schädigt die Vegetation und menschliche Gesundheit. Hinsichtlich der Emissionen der leichtflüchtigen organischen Kohlenstoffverbindungen und der in jüngster Zeit im Vordergrund stehenden klimarelevanten Gase Methan und Lachgas aus der Tierhaltung ist die Datenbasis noch unzureichend.

In der Tierhaltung entstehen die höchsten Emissionen an Methan bei den Rindern, insbesondere bei der Milchviehhaltung. Rund 80 % der Methanemissionen aus der Landwirtschaft werden durch Fermentation bei der Verdauung gebildet, die restlichen 20 % werden bei Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdünger freigesetzt. Literaturwerte für Methanemissionen aus der Tierhaltung sind in Tabelle 5 dargestellt.

Lachgasemissionen aus der Landwirtschaft stammen im Wesentlichen aus der Düngung, dem Weidengang, dem Anbau von Stickstoff fixierenden Pflanzen, aus Ernterückständen und der Bewirtschaftung ehemaliger Nieder- und Hochmoorflächen. Lachgasemissionen aus der Tierhaltung sind ebenfalls in Tabelle 5 dargestellt. Diese sind relativ gering. Die höchsten Lachgasemissionen pro Tierplatz entstehen bei der Haltung von Mastschweinen in Tiefstreu- oder Kompostställen.

Bei einem Vergleich der Klimarelevanz von Lachgas- und Methanemissionen aus Tierställen ist das ca. 12-fach höhere Treibhauspotenzial von Lachgas (310 CO₂-Äquivalente / 25 CO₂-Äquivalente) zu berücksichtigen.

Für landwirtschaftliche Quellen aus dem Bereich der Tierhaltung liegen die meisten Daten zu **Staub** für die einatembare Fraktion (PM₁₀₀) vor. Sie wird meist mit dem Gesamtstaub gleichgesetzt; dabei wird ein gewisser Fehler in Kauf genommen. Mittlere Emissionsraten für einatembaren Staub (Gesamtstaub) sind in Tabelle 6 dargestellt.

Tab. 6: Mittlere Emissionsraten für einatembaren Staub (Gesamtstaub), Angaben zum PM₁₀-Anteil am Gesamtstaub und Ableitung eines Konventionwertes für verschiedene Tierarten bzw. Haltungsformen [21]; TP: Tierplatz.

Tierart	Haltungsverfahren / Entmistung	Gesamtstaub-Emissionsfaktoren [kg / (TP*a)]	PM ₁₀ -Anteil am Gesamtstaub	
			Konvertierungsfaktor (gemessen)	Konventionwerte
Milchvieh	Festmist	0,8	0,3–0,64	–
	Laufstall, Flüssigmist	3,6		
Sauen	Festmist	1,9	0,31–0,45	0,4–0,5
	Flüssigmist	0,4		
Ferkel	Flüssigmist	0,18	–	–
Legehennen	Käfighaltung	0,02	0,33	0,3
	Bodenhaltung	0,35	0,59	0,6
	Volierenhaltung	0,27	0,5–0,6	0,5

Zur Feinstaub (PM₁₀)-Konzentration im Abgas von Nutztierhaltungen liegen nur wenige Untersuchungen vor. Um den im Genehmigungsverfahren relevanten PM₁₀-Anteil zu berücksichtigen, kann teilweise mit so genannten Konvertierungsfaktoren, die aus Einzelmessungen abgeleitet wurden, der PM₁₀-Anteil am Gesamtstaub abgeschätzt werden [21].

Für erste Aussagen über die Emissionssituation von **Bioaerosolen** fehlen ebenfalls Daten. Ca. 80 % der luftgetragenen Mikroorganismen (Bakterien, Pilze, Viren, Milben, Protozoen) sind an Partikel angelagert und bilden mit ihnen sog. Cluster. Bioaerosole sind in ihren physikalischen Eigenschaften vergleichbar mit Staub; bei erhöhtem Staubaufkommen tritt gewöhnlich auch eine erhöhte Konzentration an Bioaerosolen auf [14]. **Endotoxine** sind Zerfallsprodukte von gramnegativen Bakterien und im Unterschied zu diesen relativ thermostabil.

Die Wirkung von Bioaerosolen ist abhängig von deren Konzentration und der Dauer der Exposition. Der Aufenthalt in Tierställen führt in der Regel zu einer inhalativen Endotoxinexposition. Diese kann eine Reihe von zellulären Abwehrmechanismen in der Lunge hervorrufen. Ob auch im Umfeld von Tierställen Endotoxin-Konzentrationen auftreten, die über der Hintergrundbelastung liegen, ist nicht hinreichend bekannt.

Zur Überlebensfähigkeit von Bakterien in der Umwelt gibt es keine genauen Kenntnisse. Generell sterben luftgetragene Bakterien relativ rasch ab, sie trocknen aus oder werden durch UV-Strahlung geschädigt. Die Überlebenschancen hängen von der Bakterienart und den Witterungsbedingungen (Temperatur, Luftfeuchtigkeit) ab. Emissionsraten für Bakterien, Pilze und Endotoxine sind in Tabelle 7 dargestellt.

Tab. 7: Berechnete mittlere Emissionsraten für Bioaerosole aus Nutztierhaltungen pro Großvieheinheit (GV) [22, 23]; KBE: Kolonie bildende Einheit.

Tierart	Inhalative Endotoxine	Alveolengängige Endotoxine	„Gesamt“bakterien	Enterobacteriaceae	Pilze
	[µg/(GV*h)]		[KBE/(GV*h)]		
Kühe	2,9	0,3	5×10^6	$1,0 \times 10^4$	$1,1 \times 10^6$
Sauen	37,4	3,7	4×10^7	$2,8 \times 10^5$	$1,8 \times 10^6$
Absetzferkel	66,6	8,9	$2,5 \times 10^7$	$7,3 \times 10^6$	$5,6 \times 10^5$
Legehennen	538,3	38,7	$1,3 \times 10^7$	$2,6 \times 10^5$	$1,0 \times 10^6$

Die Tabelle 8 zeigt die Konzentrationen von Bakterien, Pilzen und Endotoxinen in der Außenluft an unterschiedlichen Standorten sowie in verschiedenen Bereichen der Abfallwirtschaft. Eine gegenüber der natürlichen Belastung hohe Exposition ist bei einigen abfallwirtschaftlichen Anlagen anzutreffen; dort treten Konzentrationen von 10^6 KBE/m³ (Bakterien) und 10^8 KBE/m³ (Pilze) auf.

Bioaerosol-Konzentrationen im Umfeld von Tierhaltungsanlagen wurden bisher nicht hinreichend untersucht. Nach der Richtlinie VDI 4255 Bl. 2 [22] ist eine Ableitung von wirkungsbezogenen Schwellenwerten für Bioaerosole nach heutigem Wissensstand nicht möglich. Aufgrund dieser Problematik wird deshalb zurzeit eine Orientierung an den Hintergrundkonzentrationen als ein geeigneter Bewertungsmaßstab angesehen.

Tab. 8: Beispiele von Bakterien-, Pilz- und Endotoxin-Konzentrationen in der Außenluft [23], in verschiedenen Bereichen der Abfallwirtschaft [24]; KBE: Kolonie bildende Einheit; EU: Endotoxin units.

	Bakterien [KBE/m ³]	Pilze [KBE/m ³]	Endotoxine [EU/m ³]
Standort			
Städtische Umgebung	35–130	69–9.159	–
Ländliche Umgebung	–	47–13.196	–
Park	18–230	–	–
Ländliches Gebiet	2–3.400	304–1.813	0,18–23,22
Küstengebiet	0–560	–	–
Stadtspark	100–2.500	–	–
Stadtstraße	100–4.000	–	4,4
Wohngebiet	88–6.625	–	0,33–27,8
Abfallwirtschaftliche Anlagen			
Kompostwerke	10^6	10^8	–
Sortieranlagen	10^5	10^7	–
Deponien	10^5	10^5	–
Biomüllentsorgung	10^5	10^6	–

Messergebnisse zu Emissionen aus Tierställen weisen eine große Bandbreite auf. Der Grund hierfür liegt zum Teil in der unterschiedlichen Vorgehensweise, Hauptursache ist aber die große Zahl an Einflüssen (Temperatur, Luftfeuchte, Lüftungssystem / Luftführung, Säuberungs- / Hygienemaßnahmen, Fütterungstechnik / -management) auf die Emissionen aus Tierställen. Auch bei gleichen Grundvoraussetzungen (Tierzahl, Tierart, Haltungsverfahren) werden die Emissionen aus Tierhaltungsanlagen stets variieren. Die individuelle Betriebsweise der Anlage spielt dabei eine wesentliche Rolle (Luftwechselrate, seltene / häufige Entmistung, Fütterung usw.).

Um die Umweltwirkung einer Anlage belastbar abschätzen zu können, sind daher auch die jeweiligen Einflussgrößen zu berücksichtigen. Ein Großteil der vorhandenen Daten stammt aus Messungen an veralteten Anlagen, die mittlerweile nicht mehr dem Stand der Technik entsprechen. Messungen wurden zum Teil auch an kleinen Versuchsanlagen durchgeführt [25, 26]; dabei blieb offen, inwieweit sich diese Ergebnisse auf große Anlagen übertragen lassen.

3 Material und Methoden

3.1 Beschreibung der Anlagen

In der Anlage zur **Legehennenhaltung** LH1 werden 390.000 Tiere der Rasse Lohmann Brown in Kleingruppen zu 60 Tieren gehalten. Infolge der Änderung der Tierschutz-Nutztierhaltungsverordnung [18] durften die bisherigen Käfighaltungssysteme bis 31.12.2008 betrieben werden. Der Betreiber der untersuchten Anlage entschloss sich daher, seine Altanlage (konventionelle Käfighaltung mit Kotkeller) auf Kleingruppenhaltung umzustellen. Gleichzeitig wurden die Kapazitäten wesentlich erhöht.

Die Stallanlagen bestehen aus zwei Gebäuden mit je zwei getrennten Abteilen. In den Gebäuden befinden sich Käfige in acht Etagen. Die Fütterung erfolgt durch Futterketten nährstoffangepasst in drei Phasen, um eine bedarfs- und leistungsgerechte Ernährung der Tiere bei gleichzeitiger Minimierung von Emissionen zu erreichen. Die Käfige enthalten einen Einstreubereich, welcher mit Gummimatten ausgelegt ist und automatisch mit Futter (als Einstreumaterial) bestreut wird.

Die Eier werden von den Tieren in Legenestern abgelegt und durch Transportbänder täglich aus dem Stall transportiert. Je nach Gegebenheiten des Marktes werden die Tiere 12 – 14 Monate in der Anlage gehalten.

Die Lüftung wird über die Innenraumtemperatur gesteuert, der optimale Temperaturbereich liegt zwischen 18 und 21 °C. Die Zuluft strömt durch regelbare Luftklappen ins Abteil; die Ableitung des Abgases erfolgt mittels erzwungener Lüftung über Kamine in einer Höhe von 2,3 m über First bzw. ca. 13,5 m über Grund. Die Zahl der Kamine erhöhte sich durch die Anlagenerweiterung um 24 auf 160 Stück.

Die Stallluft trocknet den Kot auf den Kotbändern unterhalb der Käfige. Der Trockensubstanzgehalt des Kots liegt bei ca. 60 %, der jährliche Trockenkotanfall beträgt ca. 10.000 t. Einmal wöchentlich (mittwochs, 14:00–16:00 Uhr) wird der Kot abtransportiert; der Kot wird in einer Biogasanlage und auf landwirtschaftlichen Nutzflächen verwertet.

Die Beleuchtung des Stalls erfolgt im Einstreubereich der Käfige mit dem durch die Luftklappen einfallenden Tageslicht und zusätzlich mit künstlicher Beleuchtung. Die tägliche Beleuchtungsdauer beträgt 14 Stunden. Der simulierte Tag beginnt um 3:00 Uhr und endet um 17:00 Uhr; eine Dämmerung wird jeweils über ca. 30 Minuten simuliert.

In der Anlage zur **Junghennenaufzucht** JH1 (siehe Abb. 1) werden Küken der Legehennenrassen Lohmann Brown und Lohmann LSL gemischt meist vom ersten Lebenstag (alternativ: 5. / 6. Lebenswoche) bis zum Beginn der Legereife (18. Lebenswoche) aufgezogen. Das angewandte Haltungsvorgehen (Volierenhaltung) ist mit dem des späteren Legebetriebs identisch. Insgesamt werden 80.000 Tiere je Durchgang aufgezogen; die Tiere sind in einem Gebäude untergebracht, das in zwei Abteile (Voliere 1 und 2) unterteilt ist. Die beiden Abteile werden im Abstand von zwei Wochen nacheinander besetzt. Zu Aufzuchtbeginn befinden sich die Tiere in den Volierenkäfigen. Nach fünf bis sechs Wochen werden die Käfige geöffnet. Davor wird der Boden der Abteile mit 1,5 – 2,0 t geschnittenem Stroh bedeckt. Mit der Zeit wird die Einstreu von den Tieren durch Scharren und 'Sand'baden zunehmend zerkleinert. Eine Reinigung und Desinfektion des gesamten Abteils erfolgen nach dem Ausstallen.

Pro Jahr werden im Schnitt zweieinhalb Durchgänge aufgezogen; die Leerstandszeit für Reinigung und Desinfektion der Anlage beträgt vier bis sechs Wochen.

Während der Aufzucht erfolgt eine nährstoffangepasste Phasenfütterung. Bis zur 7. / 8. Woche (Vormast) erhalten die Tiere protein- und phosphorreicherer Kükenalleinmehl, danach Junghennenalleinmehl.

Die Lüftung in dem Längsbau ist als Tunnellüftung ausgeführt. Die Regelung der Zuluft erfolgt über gesteuerte Klappen an den Traufseiten des Stalls. Das Abgas wird an einem Ende des Abteils mit neun Ventilatoren abgesaugt. Drei der neun Ventilatoren lassen sich stufenlos regeln. Die Lüftung wird über die Stalltemperatur und den Unterdruck geregelt. Der maximale Unterdruck beträgt –20 Pa. Die mittleren Abgastemperaturen lagen zwischen 16 und 25 °C.

Ca. 80 Mass.-% des anfallenden Kotes werden innerhalb der Volierengestelle durch Kotbänder erfasst. Davon wird etwa die Hälfte (je nach Kotanfall und Bedarf der nachgeschalteten Biogasanlage) täglich aus dem Stall transportiert, in der Vorgrube der Biogasanlage mit pflanzlichen Rohstoffen ge-

mischt und in den Fermenter gepumpt. Die restlichen 20 Mass.-% verbleiben in der Anlage und werden nach dem Ausstallen zusammen mit der verschmutzten Einstreu entfernt. Es fällt kein Tageslicht in die Voliere ein, mit künstlicher Beleuchtung wird ein auf die Entwicklung der Junghennen abgestimmtes Lichtprogramm realisiert. Die tägliche Beleuchtungsdauer variiert dabei zwischen 8 und 15,5 Stunden. Nach dem An- und vor dem Ausschalten des Lichts wird für jeweils 15 Minuten eine Dämmerung simuliert.



Abb. 1: Blick auf zwei Futterverteilstationen (Rohrleitungen und Schächte vom Futtersilo sowie Futtrinnen) mit den darunter liegenden Kotbändern der Junghennenaufzucht JH1.

In der **Zuchtsauenanlage** ZS1 werden 300 Zuchtsauen, 100 Jungsauen und 1.400 Ferkel gehalten. Der Tätigkeitsrhythmus Decken, Ferkelwache (Überwachen der Geburt) und Absetzen der Ferkel (Trennung von der Mutter; Ende der Säugezeit) wiederholt sich alle drei Wochen und erfordert bei je 42 Sauen pro Gruppe eine bzw. zwei Arbeitskräfte.

Die Anlage besteht aus Deckstall, Wartestall, Abferkelstall, Ferkelstall und einem Anlernstall. Der Deckstall enthält 114 Kastenstände und ist in der Regel mit zwei Sauengruppen von je 42 Tieren belegt. Die verbleibenden 30 Kastenstände dienen der Unterbringung von Sauen mit Verletzungen und von Jungsauen. Nachdem die Trächtigkeit durch einen Scanner (Embryodarstellung durch Ultraschall) bestätigt wurde, werden die Sauen in den Wartestall umgestallt. Die Tiere werden dort bis zum 110. Trächtigkeitstag in einer Großgruppe mit Wechselsystem (verschiedene Trächtigkeitsstufen in einer Gruppe) gehalten. Im Wartestall halten sich gewöhnlich drei Gruppen mit insgesamt 126 Tieren auf. Während der Reinigungsphase des Abferkelstalls werden dort vorübergehend vier Gruppen gehalten, so dass sich einschließlich der Jungsauen im Schnitt ca. 130 – 150 Tiere im Wartestall befinden.

Direkt an den Deckstall schließt der Anlernstall an, in dem sich die Jungsauen an die Futterstation gewöhnen können. Insgesamt werden jährlich ca. 36 % der Altsauen durch Jungsauen ersetzt, so dass sich i. d. R. 8 – 16 ausgewachsene Jungsauen im Anlernstall befinden.

Der Abferkelstall besteht aus drei getrennten Abteilen, zwei Abteilen mit je 42 Abferkelbuchten sowie einem Reserveabteil mit 7 Buchten. Eine Sauengruppe von 42 Tieren wird am 110. Trächtigkeitstag in einem Abferkelabteil aufgestellt. Innerhalb der Abferkelbucht (siehe Abb. 2) wird die Sau mit einem Ferkelschutzkorb fixiert, um ein seitliches Ablegen und Erdrücken der Ferkel zu verhindern. Die neugeborenen Ferkel werden ca. vier Wochen gesäugt, bevor sie in den Ferkelstall kommen. Der Ferkelstall ist unterteilt in drei Ferkelaufzuchtabteile mit je zwölf Ferkelbuchten und ein Abteil zur Jungsauenaufzucht. Die Ferkel aus dem Wurf einer Sauengruppe (ca. 480 Ferkel) werden dort von der fünften bis zur elften Woche aufgezogen. In dieser Zeit erfolgt eine Gewichtszunahme von ca. 8 kg auf ca. 30 kg. Der Luftwechsel in der Anlage erfolgt mittels erzwungener Lüftung über Abgasventilatoren. Die Zuluft

strömt über Wand- bzw. Deckenventile nach. Der Unterdruck in den Abteilen beträgt in etwa zwischen -5 und -15 Pa. Die während der Messkampagnen ermittelten Gesamtvolumenströme der einzelnen Abteile betragen zwischen 2.000 und 26.000 m^3/h ; die Abgastemperatur bewegte sich zwischen 18 und 23 $^\circ\text{C}$. Die Böden der Zuchtsauenanlage bestehen aus einer Kombination von Vollspaltenböden, Betonfertigelementen und Gussrosten. Die Gülleentsorgung erfolgt im ganzen Stall nach dem Wannensystem. Alle drei Wochen wird die Gülle, die sich in Kanälen unter den Spaltenböden gesammelt hat, durch das Ziehen der Stöpsel abgelassen. Die Gülle wird über eine Pumpe in den offenen Güllebehälter (Fassungsvolumen 1.500 m^3) gefördert. Damit kann die vorgeschriebene Mindestlagerzeit [27] von sechs Monaten eingehalten werden. Durch Fenster fällt Tageslicht in die Anlage ein, einige Bereiche werden zusätzlich künstlich beleuchtet.



Abb. 2: Abferkelbucht mit Ferkelnest und Ferkelschutzkorb der Zuchtsauenanlage ZS1; Quelle: Anlagenbetreiber.

In der Anlage zur **Mutterkuhhaltung** MK1 werden rund 60 Fleischerinder der Rassen Charolais und Limousin in einem Boxenlaufstall mit Spaltenböden und Flüssigmistverfahren gehalten. Die 22 Muttertiere sind mit ihren neugeborenen Kälbern und einem Bullen von Ende Mai bis Ende Oktober auf der Weide. Nur die Mastrinder stehen ganzjährig im Stall.

Bei voll belegtem Stall im Winter werden täglich 800 kg Silage, 300 kg Heu und 20 kg Stroh sowie zweimal wöchentlich Salz und Mineralfutter an die Tiere verfüttert. Die Mastrinder werden zusätzlich zum Rau- mit Kraftfutter (Mais und Weizen geschrotet) gefüttert.

Die Lüftung erfolgt bei den robusten Tieren witterungsabhängig durch das Öffnen der Tore an den Stirnseiten und das Kippen der Fenster an den Längsseiten des Stalls. Nachts und bei kalten Außentemperaturen werden die Tore geschlossen und die vier Abgasventilatoren in den Kaminen werden zusätzlich temperaturgesteuert betrieben. Durch das Schließen der Tore und einiger Fenster und eine feste Einstellung der Abgasventilatoren konnte eine Zwangslüftung eingestellt werden. Dabei strömt die Zuluft durch die Kippfenster in den Stall und das gesamte Abgas wird über die Kamine aus dem Stall transportiert. Die ermittelten Abgasvolumenströme des Stalls (vier Lüfter) betragen zwischen 5.000 und 19.000 m^3/h . Der Futtertisch wird täglich gereinigt (Kehren am Morgen), die Spaltenböden werden ebenfalls täglich ab $15:00$ Uhr durch Abspritzen gereinigt. Die Beleuchtung des Stalls erfolgt durch das einfallende Tageslicht und zusätzliche künstliche Beleuchtung.

3.2 Betriebsdaten

Wesentliche Kenndaten zu den untersuchten Anlagen zur Legehennenhaltung LH1, Junghennenaufzucht JH1, Zuchtsauenhaltung ZS1 und Mutterkuhhaltung MK1 zeigt Tabelle 9. Die Betriebsdaten wurden bei Durchführung der Messkampagnen im Zeitraum von Juni 2008 bis Februar 2010 ermittelt. Die Anzahl der Tiere und das mittlere Gewicht werden benötigt, um die Gesamtemission des Abteils auf Tierplätze bzw. auf Großvieheinheiten (1 GV = 500 kg) zu beziehen.

Änderungen der Tiermasse oder des Rohproteingehalts des Futters können Auswirkungen auf die Ammoniakemissionen der Anlage haben. Die Staubemissionen der Anlage können durch Arbeitsgänge des Tierhalters, Tieraktivitäten und Einstreu beeinflusst werden. Tiergesundheit und verabreichte Medikamente haben einen Einfluss auf die Emission von Bioaerosolen, die Gabe von Antibiotika kann z. B. zur Entstehung von resistenten Bakterien führen.

Tab. 9: Betriebsdaten der untersuchten Anlagen zur Legehennenhaltung LH1, Junghennenaufzucht JH1, Zuchtsauenhaltung ZS1 und Mutterkuhhaltung MK1 während der Messkampagnen.

Anlage	LH1	JH1	ZS1	MK1
Zeitraum	03.–12.2009	07.2008–03.2009	06.–12.2008	10.2009–02.2010
Tierzahl pro gemessenes Abteil	94.500–97.500	40.049–40.504	Wartestall: 126–160 Abferkelstall: 42 (Sauen), 480–510 (Ferkel) Ferkelstall: 180–518	14–62
Tierplatzzahl Gesamtanlage	390.000 Legehennen	80.000 Junghennen	300 Sauen 100 Jungsauen 1.400 Ferkel	22 Mutterkühe 60 Rinder insg.
Tieralter	26–62 Wochen	5–16 Wochen	Sauen: 1–3 Jahre Ferkel: 2–11 Wochen	0,5–14 Jahre
Mittleres Tiergewicht	1,85–2,00 kg	0,34–1,23 kg	Sauen: 240–270 kg Ferkel: 4,5–29 kg	250–900 kg
Großvieheinheit	361–378 GV	28–100 GV	Wartestall: 66–80 GV Abferkelstall: 27 GV Ferkelstall: 10–30 GV	14–62 GV
Arbeitsgänge Tierhalter	Tierkontrolle (Mo, Mi, Fr: 7:00–16:00 h)	Tierkontrolle (8:00–10:30 h)	Tierkontrolle, Fütterungskontrolle, Kot entfernen	Reinigen Futtertisch (7:00 h), Füttern, Entmisten
Tierverluste	0–3,1 %	0,6–2,1 %	0–10 %	0 %
Fütterung	4 × täglich	stündlich	1 × täglich bis stündlich	7:00–16:00 h
Futtermenge (Protein-Gehalt)	pro Tier und Tag: 113 g (16,2–16,1 %) ¹⁾	pro Tier und Tag: 33–90 g (18,0–15,5 %) ¹⁾	pro Tier und Tag: Sauen: 3,2–6,5 kg (Wartestall: 16,7 %, Abferkelstall: 17,9 %) Ferkel: 0,9–1,2 kg (17,5 %)	pro Tier und Tag: 20–30 kg Raufutter; Mastrinder: zusätzlich Mais/Weizen geschrotet
Tieraktivitäten	'Sand'baden	'Sand'baden	Rangkämpfe, Säugen	
Tiergesundheit	Gesund	Gesund, Clostridiose-, Staphylokokken- Behandlung	Antibiotika- Behandlung bei Ferkelverletzungen	Gesund
Einstreu	Futter	Geschnittenes Stroh	–	–
Entmistung	Kotbandleerung wöchentlich (Mittwoch 14:00–16:00 h)	Kotbandleerung täglich (halbes / ganzes Band, 7:00–7:30 h)	Gelegentliches Reinigen der Böden, Abpumpen der Gülle alle 3 Wochen	Abspritzen der Spaltenböden mit Wasser täglich (ab 15:00 h)

¹⁾ Protein-Gehalte werden mit der Zeit reduziert

3.3 Mess- / Probenahmestellen

I. d. R. sind an landwirtschaftlichen Anlagen (vorschriftskonforme) Messstellen für Abgasmessungen nicht vorhanden. Im geraden Rohrabschnitt des Abgaskamins befindet sich der Ventilator mit Motor samt Halterung (stromabwärts); ggf. ist er mit einem Nachleitwerk ausgestattet, um den Drall aus der Strömung zu nehmen. Abgeschlossen wird der Kamin meist von einem Diffusor (Verhältnis Länge : Durchmesser > 1) zur verlustarmen Umwandlung des dynamischen Druckes in statischen Druck. Oftmals sind die Messstrecken im geraden Rohrabschnitt zu kurz, so dass sich aufgrund der Einbauten (Ventilator) im Abgaskanal stromabwärts kein homogenes Geschwindigkeitsprofil einstellen kann.

Die Abgasmessungen und -probenahmen fanden an den vertikalen Abgaskaminen auf den Dächern der Tierställe statt. Dazu wurden an den für die Untersuchung ausgewählten Kaminen nach dem Axialventilator auf gleicher Höhe zwei um 90° versetzte Öffnungen (3“-Messstutzen) für die Abgasmessungen / -probenahmen eingerichtet. Sowohl hinsichtlich der Ein- als auch der Auslaufstrecke entsprachen die Messstellen aufgrund zu geringer Länge nicht den Anforderungen der DIN EN 15259 [28] (Ein- / Auslaufstrecke: jeweils 5-facher hydraulischer Durchmesser). Um die Eignung der Messstellen zu prüfen, wurde das Strömungsprofil an zwei Messachsen mit je neun Messpunkten ermittelt. Das Verhältnis der höchsten zur niedrigsten örtlichen Gasgeschwindigkeit war i. d. R. < 3 und entsprach damit der Norm. Bis auf die Abgasgeschwindigkeit fanden die Abgasmessungen / -probenahmen an einem festen Punkt (maximale Abgasgeschwindigkeit) im Messquerschnitt statt.

3.4 Untersuchungsprogramm

Im Berichtszeitraum wurden Untersuchungen an vier verschiedenen Tierhaltungsanlagen durchgeführt. Die Berechnung der Emissionsfaktoren basiert grundsätzlich auf dem witterungsbedingten Tages- und Jahresgang der über das Abgas emittierten Emissionen.

An der Anlage zur **Legehennenhaltung** wurden im Jahr 2009 insgesamt vier Messkampagnen während einer Legeperiode durchgeführt ($U_{LH1, I}$ bis $U_{LH1, IV}$: 14., 28., 43. und 50. KW). Die Abgasmessungen erfolgten stets an den gleichen zwei Kaminen eines Abteils (am Rand und in der Mitte) jeweils an vier aufeinander folgenden Tagen.

Während der Emissionsmessungen am Kamin wurden die Feinstaub- und Ammoniakimmissionen im Luv der Anlage mithilfe eines Messfahrzeugs bestimmt. Zeitgleich mit den Emissionsmesskampagnen wurden an mehreren Standorten im Umkreis der Anlage Staubsammler zur Bestimmung der Feinstaubimmissionen über jeweils einen Monat betrieben. Passivsammler zur Bestimmung der Ammoniakimmissionen waren während der Umbauphase und der gesamten Legeperiode in der Umgebung der Anlage stationiert und wurden alle zwei Wochen gewechselt.

An der Anlage zur **Junghennenaufzucht** werden die Emissionen zusätzlich durch unterschiedliche Aufzuchtphasen beeinflusst; diese überlagern sich mit dem Jahresgang der Anlage. Um dies zu berücksichtigen, wurden die Emissionen unterschiedlicher Aufzuchtphasen erfasst. Da an der Junghennenanlage mit der Aufzucht nicht immer zu gleichen Jahreszeiten begonnen wird, wurde angestrebt, den Zustand höchster (Ende der Aufzucht im Sommer) und niedrigster Emissionen (Beginn der Aufzucht im Winter) sowie einige Zwischenwerte zu erfassen. Insgesamt fanden Messungen während drei aufeinander folgenden Aufzuchtdurchgängen statt. Der Beginn der Aufzuchtdurchgänge lag Anfang des II. und Ende des III. Quartals 2008 sowie Anfang des I. Quartals 2009.

Das Untersuchungsprogramm fand in der 28., 32., 42., 48. KW 2008 und 10. KW 2009 statt ($U_{JH1, I}$ bis $U_{JH1, V}$). Die Abgasmessungen wurden stets am gleichen Kamin der Voliere 2 jeweils an zwei aufeinander folgenden Tagen durchgeführt. Die Junghennen befanden sich während dieser Messkampagnen in der 13., 17., 6. (Vormast), 12. und 10. Aufzuchtwoche.

Das Untersuchungsprogramm an der **Zuchtsauenanlage** fand in der 25., 44. und 49. KW 2008 statt ($U_{ZS1, I}$ bis $U_{ZS1, III}$). In diesen Wochen wurden an den ausgewählten Abgaskaminen die Emissionen von drei unterschiedlichen Abteilen (Warte-, Abferkel-, Ferkelstall) jeweils einen Tag lang gemessen.

Die Zuchtsauen im Warte- und Abferkelstall waren zwischen einem und drei Jahren, die Ferkel im Abferkelstall im Durchschnitt zwei ($U_{ZS1, I} / U_{ZS1, III}$) bzw. drei ($U_{ZS1, II}$) und im Ferkelstall elf ($U_{ZS1, I} / U_{ZS1, II}$) bzw. neun ($U_{ZS1, III}$) Wochen alt.

An der Anlage zur **Mutterkuhhaltung** fanden Messungen im Herbst und Winter 2009 / 2010 statt ($U_{MK1, I}$ bis $U_{MK1, III}$: 44., 51. KW 2009 und 6. KW 2010). Die Abgasmessungen wurden stets an dem gleichen Kamin der Anlage (einer der zwei mittleren Kamine) jeweils an drei aufeinander folgenden Tagen durchgeführt. Während der ersten Messkampagne $U_{MK1, I}$ war der Stall noch nicht vollständig belegt, die meisten Tiere befanden sich noch auf der Weide.

Untersuchungsparameter. Zur Bestimmung der Abgasemissionen wurden die Abgastemperatur und -feuchte sowie die Gehalte an Methan, organischem Gesamtkohlenstoff und Distickstoffmonoxid kontinuierlich bestimmt.

Diskontinuierlich wurden Gesamtstaub, Feinstaub (PM_{10} , $PM_{2,5}$) und Ammoniak während der Messkampagnen mehrmals täglich gemessen. Die Abgasgeschwindigkeit wurde einmal täglich durch eine Netzmessung ermittelt.

Die Bestimmung der Gehalte an Bioaerosolen (Bakterien / Pilze, Endotoxine) fand ebenfalls diskontinuierlich einmal pro Messkampagne statt (bei der Zuchtsauenanlage nur am Ferkelstall). Dabei war es das Ziel, den Zustand höchster Emissionen zu erfassen. Zeitgleich zur Emissionsprobe wurde die Referenzkonzentration (Hintergrundwert) an Bakterien / Pilzen im Luv der Anlage an einem repräsentativen Punkt bestimmt.

An der Anlage zur Legehennenhaltung wurden zusätzlich im Lee der Anlage die Immissionen an Bakterien / Pilzen an zwei Messpunkten in unterschiedlicher Entfernung zur Emissionsquelle ermittelt. Während der Sommer- ($U_{LH1, II}$) und Wintermesskampagne ($U_{LH1, IV}$) wurde auch der Endotoxingehalt der Impingerproben (Emission und Immission) bestimmt.

3.5 Mess-, Probenahme- und Analysenverfahren

In Tabelle 10 sind die für die Abgasuntersuchungen angewandten Mess- und Probenahmeverfahren sowie die Analysemethoden mit Angabe der einschlägigen DIN EN-Vorschriften, VDI-Richtlinien bzw. BGIA-Arbeitsmappe aufgeführt.

Der Abgasvolumenstrom wurde aus der diskontinuierlich gemessenen Strömungsgeschwindigkeit berechnet. Der Erfassung der Abgasgeschwindigkeit dienten ein Flügelradanemometer und ein Messdatenerfassungsgerät Almemo 2290-8 der Fa. Ahlborn Mess- und Regelungstechnik GmbH, 83607 Holzkirchen. Mit Hilfe von Abgastemperatur (NiCr-Ni-Thermoelement), Umgebungsdruck (temperaturkompensierter Präzisionsdruckaufnehmer) und Abgasfeuchte (kapazitiver Feuchtefühler) wurde der Volumenstrom für trockenes Abgas unter Normbedingungen (273,15 K, 1.013,25 hPa) ermittelt.

Tab. 10: Mess-, Probenahme- und Analysenverfahren nach bzw. in Anlehnung an DIN EN-Vorschriften, VDI-Richtlinien und BGIA-Arbeitsmappe.

	Messgröße	Mess-, Probenahmeverfahren	Analysenverfahren
Kontinuierlich	Abgastemperatur	NiCr-Ni-Thermoelement	–
	Abgasfeuchte	Feuchtefühler	–
	C _{org} , CH ₄ -C	Edelstahlprobenahmesonde mit Quarzfaserfilter	Flammenionisation, DIN EN 12619 [29], VDI 3481 Blatt 4 [30]
	N ₂ O	Edelstahlprobenahmesonde mit Quarzfaserfilter	Nichtdispersive Infrarotadsorption, VDI 2469 Blatt 2 [31]
Diskontinuierlich	Abgasgeschwindigkeit	Flügelradanemometer VDI 2066 Blatt 1 [32]	–
	NH ₃	VDI 3496 Blatt 1 [33]	Ionenchromatographie, DIN EN ISO 14911 [34]
	Gesamtstaub	DIN EN 13284-1 [35], VDI 2066 Blatt 7 [36]	DIN EN 13284-1 [35], VDI 2066 Blatt 1 [32]
	Feinstaub PM ₁₀ , PM _{2,5}	VDI 2066 Blatt 10 [37]	VDI 2066 Blatt 10 [37]
	Endotoxine	VDI 2066 Blatt 10 [37], BGIA 9450 [38]	BGIA 9450 [38]
	Bakterien, Pilze	VDI 4257 Blatt 2 (Entwurf) [39], VDI 4252 Blatt 3 [40]	VDI 4253 Blatt 2 (für Schimmelpilze) [41], VDI 4253 Blatt 3 (für Bakterien) [42]

Die Parameter **organischer Gesamtkohlenstoff** (C_{org}), **Methan-Kohlenstoff** (CH₄-C) und **Distickstoffmonoxid** (N₂O) wurden kontinuierlich aufgezeichnet. Zu der Bestimmung der Abgaskonzentrationen an Gesamtkohlenstoff und Methan-Kohlenstoff dienten zwei Flammenionisationsdetektoren FID 123 bzw. FID 123M (mit Katalysator) der Fa. Testa GmbH, 80797 München. Die Bestimmung der Distickstoffmonoxidkonzentration erfolgte mit dem Gerät Advance Optima mit Infrarotanalysator URAS 14 der Fa. ABB Automation Products GmbH, 68526 Ladenburg.

Zur diskontinuierlichen Bestimmung von **Gesamtstaub** wurde Abgas mittels einer Titanentnahmesonde mit Planfilterkopfgerät (In-Stack-Anordnung, Fa. Paul Gothe GmbH, 44789 Bochum) isokinetisch und davon anschließend ein Teilvolumenstrom zur **Ammoniak** (NH₃)-Bestimmung über Impingergaswaschflaschen mit Absorptionslösung (0,05 M H₂SO₄) abgesaugt.

Feinstaub (PM₁₀, PM_{2,5}) wurde durch isokinetische Absaugung mit dem Kaskadenimpaktor Johnas II (Fa. Paul Gothe GmbH, 44789 Bochum) erfasst. Der Ammoniumgehalt wurde im Gesamt- / Feinstaub bestimmt.

Die Probenahme zur Bestimmung von **Endotoxinen** im Feinstaub (PM₁₀, PM_{2,5}) des Abgases erfolgte analog zum Feinstaub und steril in Anlehnung an die BGIA-Methode 9450 [38]. Die Endotoxinbestimmung wurde mit dem chromogen-kinetischen *Limulus*-Test der Fa. Charles River Laboratories, 88353 Kißlegg (Testkit Endosafe® Endochrome-K™, R1708K; LAL Reagenzwasser W130; 96-well Polystyrol-Platten M9005) durchgeführt.

Für die Untersuchung von **Bakterien** und **Schimmelpilzen** im Abgas wurde der Emissionsimpinger nach [39] eingesetzt. Dieser unterscheidet sich von den bei den Immissions- und Umgebungsluftmessungen (Referenzkonzentration) verwendeten AGI 30-Impingern [43] im Wesentlichen durch einen größeren Durchsatz aufgrund größerer Kapillare. Die Bioaerosolmessung erfolgte in Anlehnung an die Richtlinien VDI 4257 Blatt 2 (Entwurf) [39] und VDI 4252 Blatt 3 [40], die Kultivierung der Ansätze in Anlehnung an VDI 4253 Blatt 2 [41] und VDI 4253 Blatt 3 [42]. Abweichend zur VDI 4253 Blatt 2 wurde die Anzahl der Parallelansätze für Schimmelpilze von drei auf zwei beschränkt. Aufgrund des vorgegebenen geringen Probenahmeverolumens waren niedrige Konzentrationen bei den Immissionsmessungen und der Erfassung des Hintergrundes schwer zu quantifizieren.

4 Ergebnisse der Emissionsmessungen

4.1 Gesamtstaub

Legehennen. Die Gesamtstaubkonzentrationen im Abgas der Anlage zur Legehennenhaltung bewegen sich zwischen 0,2 und 5,0 mg/m³ und sind damit deutlich unter dem Emissionswert der TA Luft von 20 mg/m³ [17].

Die höchsten tiermassebezogenen Staubfrachten werden im Sommer emittiert (siehe Abb. 3), wenn eine hohe Lüftungsrate zu erhöhten Luftgeschwindigkeiten in der Anlage führt. Die geringsten Gesamtstaubfrachten liegen im Winter vor. Der ermittelte Staubemissionswert beträgt 1,34 g/(GV×h) bzw. 0,0446 kg/(TP×a) und liegt damit deutlich über dem Literaturwert für die in Deutschland nicht mehr zulässige Käfighaltung von Legehennen (0,0188 kg/(TP×a) [20]).

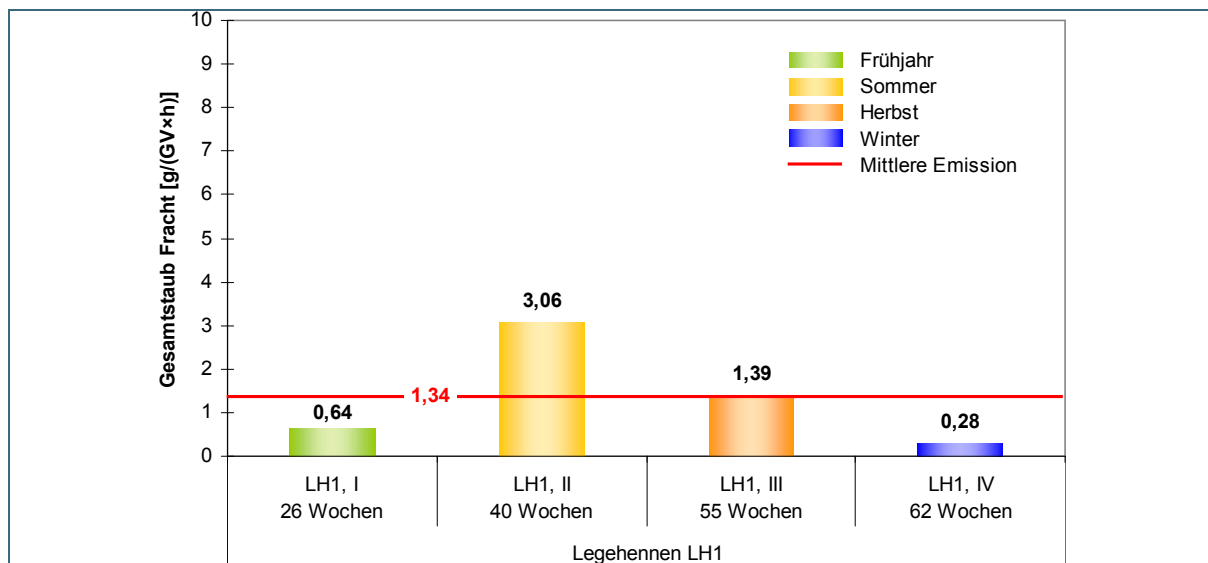


Abb. 3: Durchschnittliche **Gesamtstaubemissionswerte** der einzelnen Messkampagnen sowie mittlere Emission der **Legehennenhaltung LH1**.

Junghennen. Mit Werten von 1,3 bis 10,0 mg/m³ unterschreiten die Gesamtstaubgehalte im Abgas der Junghennenanlage den Emissionswert der TA Luft von 20 mg/m³ [17] deutlich. Die höchsten Konzentrationen wurden tagsüber (hohe Tieraktivität) bzw. im Sommer (erhöhte Luftgeschwindigkeiten im Stall aufgrund hoher Lüftungsrate) ermittelt, die niedrigsten nachts bzw. im Winter.

Die höchste tiermassebezogene Gesamtstaubfracht wird in der Vormast emittiert (siehe Abb. 4); Grund dafür ist die geringe Tiermasse in dieser Aufzuchtphase bzw. daraus resultierend die hohe Tieranzahl und damit auch -aktivität je Großvieheinheit. Nach der Vormast liegen die höchsten Staubfrachten im Sommer vor. Für die gesamte Aufzuchtphase (inkl. Vormast) beträgt der ermittelte Gesamtstaubemissionswert 4,12 g/(GV×h) bzw. 0,0436 kg/(TP×a). Dieser Wert liegt deutlich unter dem Literaturwert für die Volierenhaltung von Legehennen mit Kotbandtrocknung (0,091 kg/(TP×a) [20]). Vermutlich wirkt sich das tägliche Entleeren des Kotbandes emissionsmindernd aus.

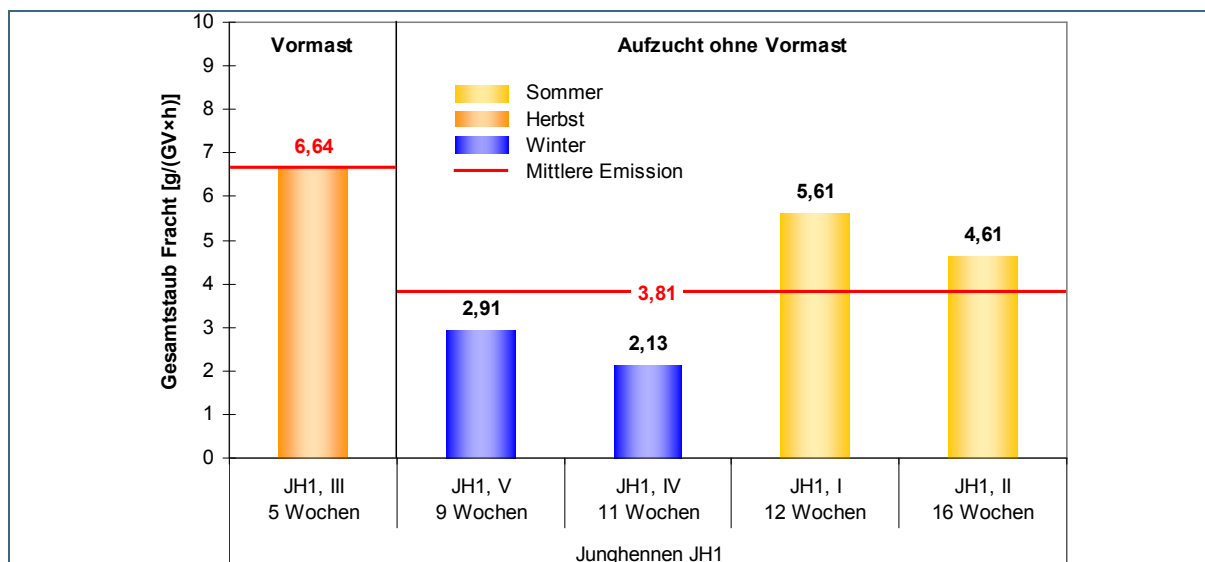


Abb. 4: Durchschnittliche **Gesamtstaub**emissionswerte der einzelnen Messkampagnen sowie mittlere Emissionen während der **Junghennenaufzucht JH1**.

Zuchtsauen. Die Gesamtstaubkonzentrationen im Abgas der einzelnen Abteile der Zuchtsauenanlage sind mit Werten bis zu 3,0 mg/m³ gering (keine Einstreu vorhanden, größtenteils feuchte Oberflächen). Die höchsten Werte wurden im Abgas des Ferkelstalls (bei voller Belegung) ermittelt. Die höchsten tiermassebezogenen Gesamtstaubfrachten gehen vom Ferkelstall (hohe Tieraktivität) aus bzw. liegen im Sommer vor (hohe Luftgeschwindigkeiten aufgrund hoher Lüftungsrate; siehe Abb. 5). Die mittleren Emissionswerte für die einzelnen Abteile sind unter den Literaturwerten für die Haltung von Sauen (Vergleichswert für Warte- und Abferkelstall: 0,162 g/(GV×h) [20]) bzw. Ferkeln mit Flüssigmistverfahren (Vergleichswert für Ferkelstall: 0,724 g/(GV×h) [20]).

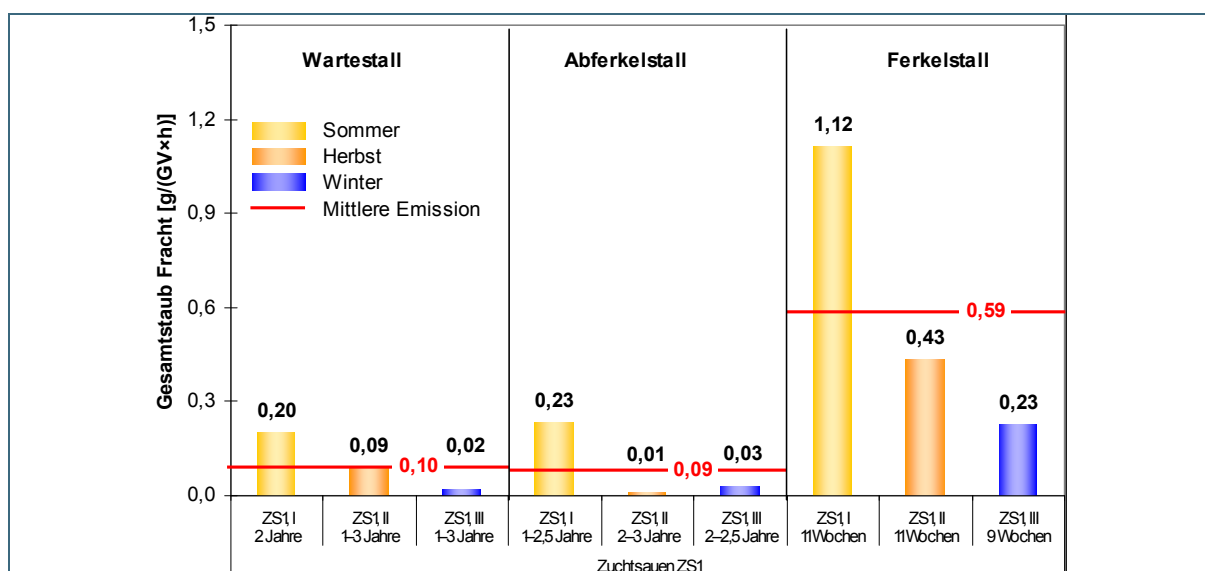


Abb. 5: Durchschnittliche **Gesamtstaub**emissionswerte der einzelnen Messkampagnen sowie mittlere Emissionen bei der **Zuchtsauenhaltung ZS1**.

Mutterkühe. An der Anlage zur Mutterkuhhaltung wurden die niedrigsten Gesamtstaubgehalte der vier untersuchten Tierhaltungsanlagen ermittelt; mit Werten bis zu 0,6 mg/m³ wurde der Emissionswert der TA Luft von 20 mg/m³ [17] um nahezu zwei Größenordnungen unterschritten. Die durchschnittliche tiermassebezogene Staubfracht für die Herbst- und Wintermessungen ist mit 0,16 g/(GV×h) (siehe Abb. 6) zwischen den Literaturwerten für Mastbullen (0,117 g/(GV×h) [20]) bzw. Kälberhaltung mit Flüssigmistverfahren (0,192 g/(GV×h) [20]).

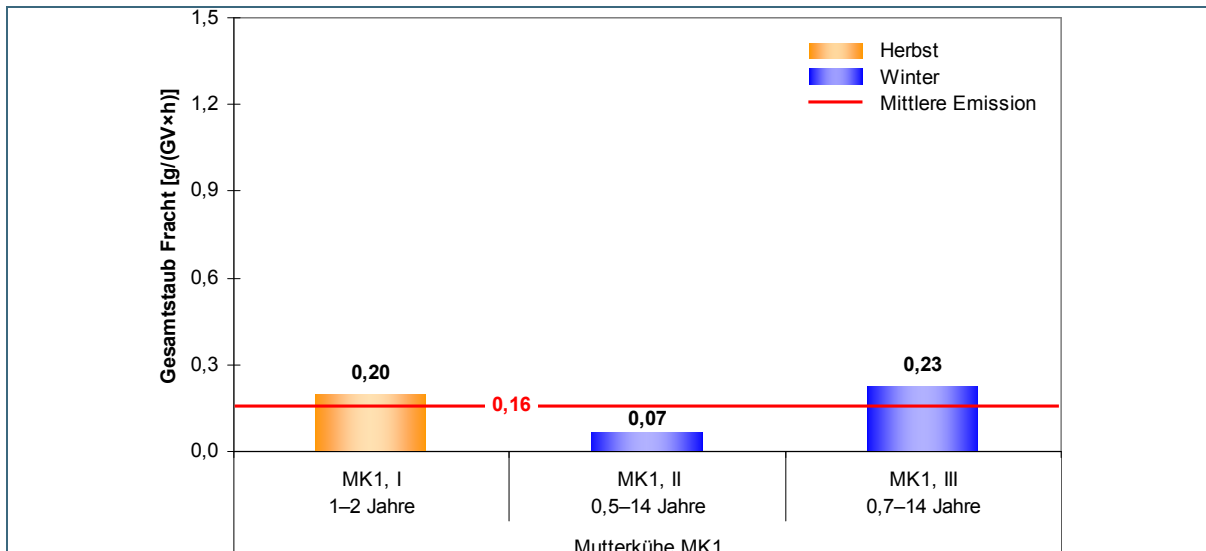


Abb. 6: Durchschnittliche **Gesamtstaub**emissionswerte der einzelnen Messkampagnen sowie mittlere Emission der **Mutterkuhhaltung** MK1.

4.2 Feinstaub

Legehennen. Die Feinstaubkonzentrationen im Abgas der Legehennenanlage betragen für die Fraktion PM_{10} bis zu $2,1 \text{ mg/m}^3$, für die Fraktion $PM_{2,5}$ bis zu $0,6 \text{ mg/m}^3$. Rund 50 % des Gesamtstaubs liegt durchschnittlich als Feinstaub (PM_{10}) vor, knapp ein Viertel des Feinstaubes macht die Fraktion $PM_{2,5}$ aus.

Die tiermassebezogenen Frachten verhalten sich ähnlich wie der Gesamtstaub: die höchsten Frachten werden im Sommer emittiert (hohe Luftgeschwindigkeiten aufgrund hoher Lüftungsrate), die niedrigsten im Winter (siehe Abb. 7). Die ermittelten Emissionswerte betragen für die Fraktion PM_{10} $0,63 \text{ g/(GV×h)}$ bzw. $0,021 \text{ kg/(TP×a)}$ und für die Fraktion $PM_{2,5}$ $0,15 \text{ g/(GV×h)}$ bzw. $0,005 \text{ kg/(TP×a)}$.

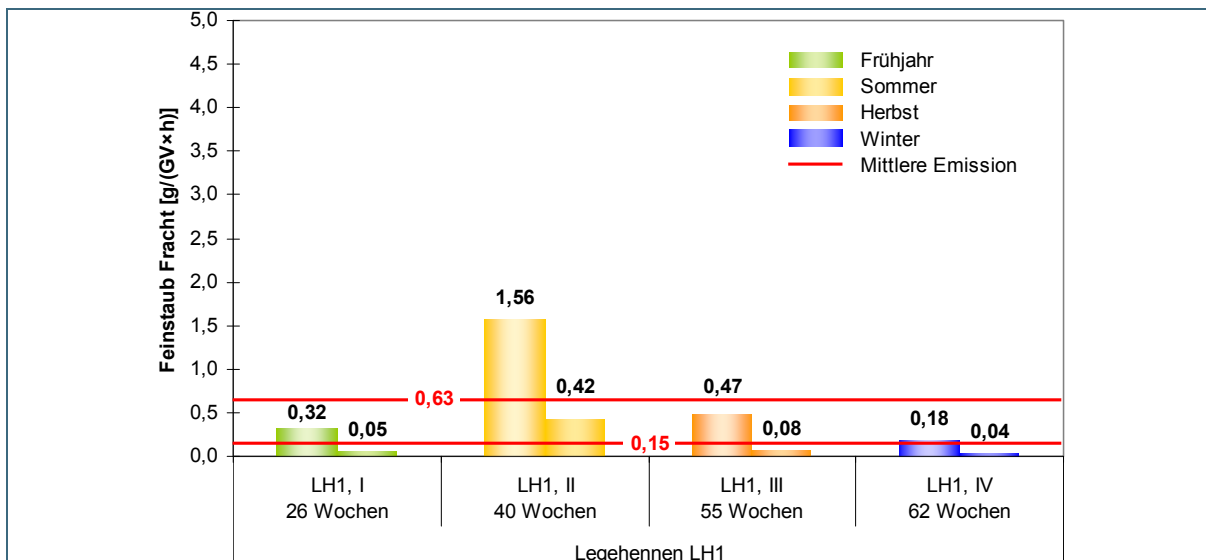


Abb. 7: Durchschnittliche **Feinstaub**emissionswerte (linke Säule: PM_{10} , rechte Säule: $PM_{2,5}$) der einzelnen Messkampagnen sowie mittlere Emissionen der **Legehennenhaltung** LH1.

Junghennen. Im Abgas der Junghennenanlage wurden Feinstaubkonzentrationen (PM_{10}) bis zu $4,4 \text{ mg/m}^3$ ermittelt, die $PM_{2,5}$ -Konzentrationen erreichen Werte bis zu $1,3 \text{ mg/m}^3$. Damit liegt wie bei der Legehennenhaltung ca. 50 % des Gesamtstaubs als Feinstaub vor und knapp ein Viertel des Feinstaubes gehört der Fraktion $PM_{2,5}$ an.

Das Emissionsverhalten des Feinstaubes entspricht dem des Gesamtstaubs: die höchsten tiermasse-

bezogenen Frachten wurden während der Vormast (hohe Tieraktivität pro Großvieheinheit) gemessen. In der weiteren Aufzuchtphase sind bei den durchgeführten Messkampagnen die Frachten im Sommer (hohe Luftgeschwindigkeiten) tendenziell höher als im Winter (siehe Abb. 8). Bei anderen jahreszeitlichen Verhältnissen können die Emissionsverhältnisse davon abweichen. Für die gesamte Aufzucht (inkl. Vormast) betragen die Emissionswerte für die Fraktion PM_{10} 1,95 g/(GV×h) bzw. 0,021 kg/(TP×a) und für die Fraktion $PM_{2,5}$ 0,43 g/(GV×h) bzw. 0,0045 kg/(TP×a).

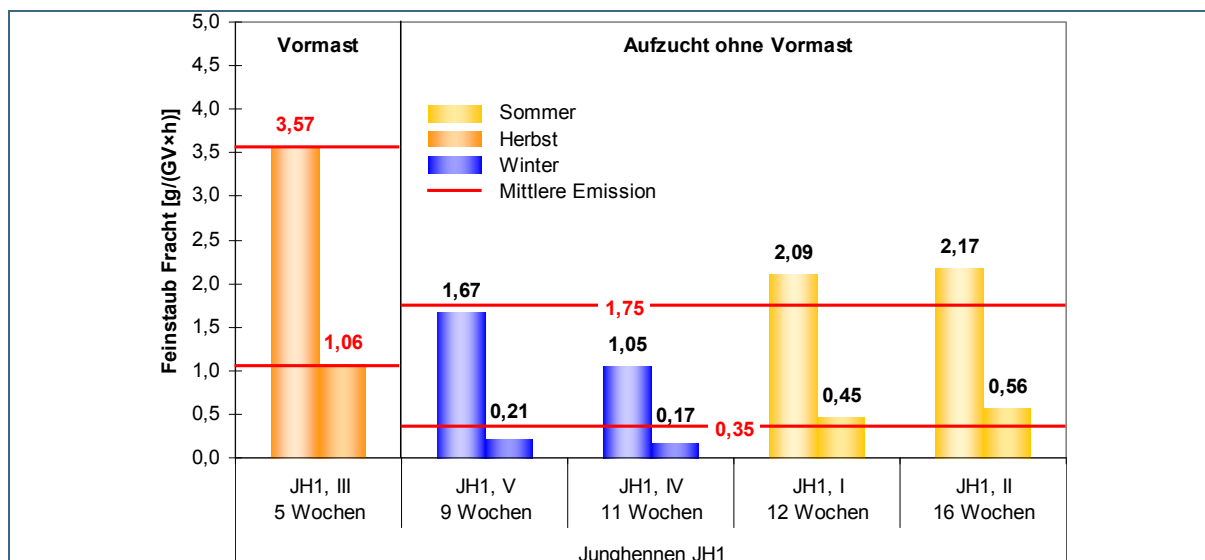


Abb. 8: Durchschnittliche **Feinstaub**emissionswerte (linke Säule: PM_{10} , rechte Säule: $PM_{2,5}$) der einzelnen Messkampagnen sowie mittlere Emissionen während der **Junghennenaufzucht JH1**.

Zuchtsauen. Mit PM_{10} -Konzentrationen von bis zu 1,3 mg/m³ bzw. $PM_{2,5}$ -Konzentrationen von bis zu 0,8 mg/m³ (jeweils Wartestall, Herbstmessung) liegen im Abgas der drei Abteile der Zuchtsauenanlage sehr geringe Feinstaubgehalte vor. Die durchschnittlichen PM_{10} -Anteile am Gesamtstaub betragen im Wartestall ca. 70 %, im Abferkel- bzw. Ferkelstall ca. 30 bzw. 35 %; etwa 60 % (Wartestall) bzw. 40 % (Abferkel-, Ferkelstall) des Feinstaubes gehört der Fraktion $PM_{2,5}$ an.

Bezogen auf die Tiermasse entstehen die höchsten Feinstaubfrachten im Ferkelstall (hohe Tieraktivität pro Großvieheinheit) bzw. im Sommer (hohe Luftgeschwindigkeiten; siehe Abb. 9). Der Ferkelstall weist Emissionswerte für die PM_{10} -Fraktion von 0,21 g/(GV×h) bzw. 0,10 kg/(TP×a) und für die $PM_{2,5}$ -Fraktion von 0,086 g/(GV×h) bzw. 0,041 kg/(TP×a) auf.

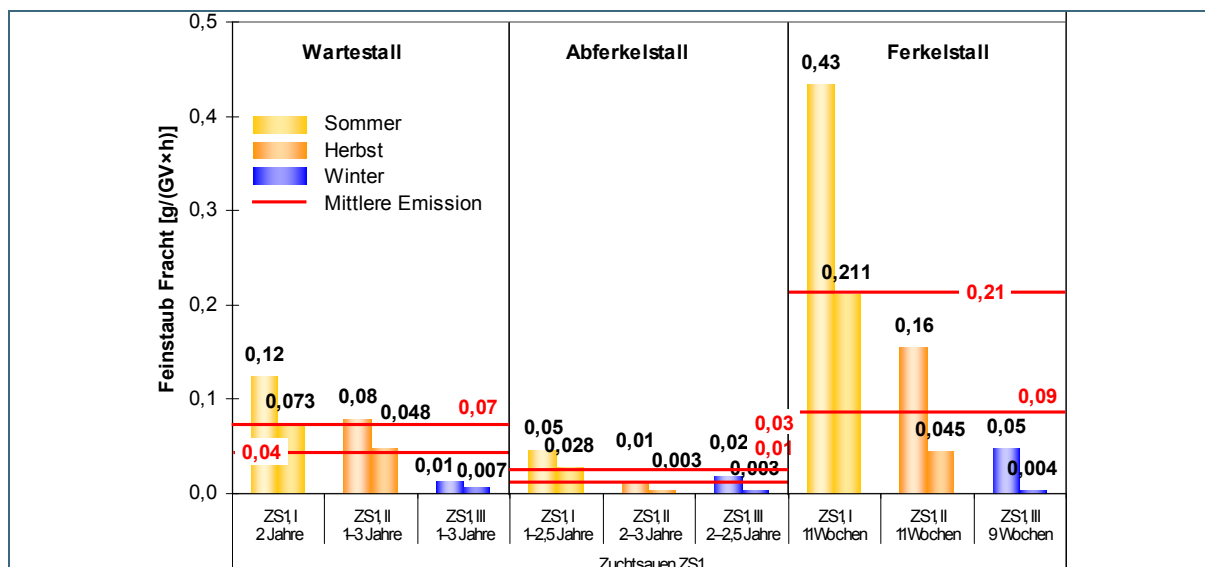


Abb. 9: Durchschnittliche **Feinstaub**emissionswerte (linke Säule: PM_{10} , rechte Säule: $PM_{2,5}$) der einzelnen Messkampagnen sowie mittlere Emissionen bei der **Zuchtsauenhaltung ZS1**.

Mutterkühe. Die niedrigsten Feinstaubgehalte der vier untersuchten Tierhaltungsanlagen wies das Abgas der Mutterkuhhaltung auf: Die ermittelten Konzentrationen betragen maximal $0,18 \text{ mg/m}^3$ für die PM_{10} -Fraktion bzw. maximal $0,09 \text{ mg/m}^3$ für die $\text{PM}_{2,5}$ -Fraktion. Damit liegen durchschnittlich ca. 30 % des Gesamtstaubs als Feinstaub (PM_{10}) vor, der Anteil der $\text{PM}_{2,5}$ -Fraktion am Feinstaub beträgt rund 50 %.

Die tiermassebezogenen Feinstaubfrachten sind im Herbst höher als im Winter (siehe Abb. 10). Die ermittelten Emissionswerte liegen bei $0,056 \text{ g}/(\text{GV}\times\text{h})$ für die PM_{10} -Fraktion bzw. $0,031 \text{ g}/(\text{GV}\times\text{h})$ für die $\text{PM}_{2,5}$ -Fraktion.

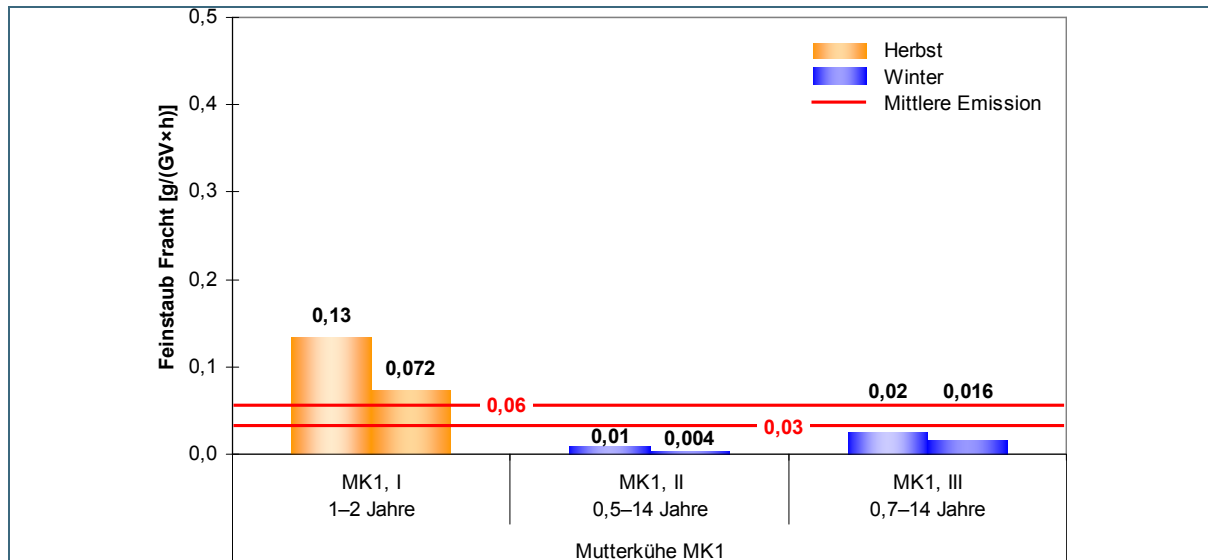


Abb. 10: Durchschnittliche **Feinstaub**emissionswerte (linke Säule: PM_{10} , rechte Säule: $\text{PM}_{2,5}$) der einzelnen Messkampagnen sowie mittlere Emissionen der **Mutterkuhhaltung** MK1.

4.3 Ammoniak

Legehennen. An der Anlage zur Legehennenhaltung wurden bei den vier Untersuchungen Ammoniakkonzentrationen im Abgas zwischen $0,8$ und 37 mg/m^3 ermittelt. Einen deutlichen Einfluss auf die Gehalte haben neben der Lüftungsrate (niedrige Konzentrationen im Herbst aufgrund Verdünnungseffekt) die Kotbandleerung (deutlicher Rückgang der Werte nach einmal wöchentlich stattfindender Leerung) und die Stalltemperatur (hohe Konzentrationen im Frühjahr).

Aufgrund der hohen Volumenströme liegt die höchste tiermassebezogene Ammoniakfracht im Sommer vor (siehe Abb. 11). Der Jahresmittelwert von $3,35 \text{ g}/(\text{GV}\times\text{h})$ bzw. $0,111 \text{ kg}/(\text{TP}\times\text{a})$ übersteigt den Ammoniakemissionsfaktor von $0,0389 \text{ kg}/(\text{TP}\times\text{a})$ [17] für die in Deutschland nicht mehr zulässige Legehennenkäfghaltung mit belüftetem Kotband deutlich.

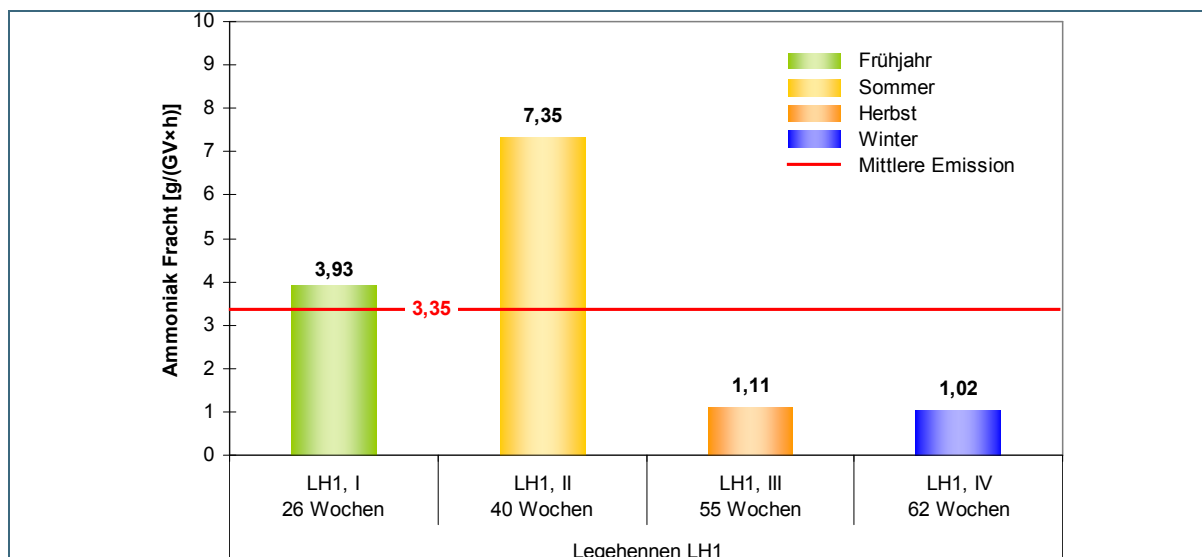


Abb. 11: Durchschnittliche **Ammoniak**emissionswerte der einzelnen Messkampagnen sowie mittlere Emission der **Legehennenhaltung LH1**.

Junghennen. Die Abgaskonzentrationen für Ammoniak liegen bei der Junghennenaufzucht zwischen 0,4 und 7,1 mg/m³. Abgesehen von der Vormast bleiben die Gehalte das Jahr über relativ konstant; die Einflüsse von Lüftungsrate (Verdünnung) und Stalltemperatur (Ammoniakemissionen) heben sich annähernd auf. Die tägliche Kotbandleerung wirkt insgesamt emissionsmindernd. Die tiermassebezogene Ammoniakfracht während der Vormast ist deutlich niedriger als während der weiteren Aufzucht (siehe Abb. 12). Die TA Luft [17] nennt keinen Ammoniakemissionsfaktor für die Junghennenaufzucht. Nach [17] macht die mittlere Einzeltiermasse einer Junghenne rund 41 % der Masse einer Legehenne aus. Reduziert man die Angabe für die Legehennenvolierenhaltung mit belüftetem Kotband (0,0911 kg/(TP×a) [17]) auf diesen Anteil, erhält man für Junghennen einen Faktor von 0,0375 kg/(TP×a). Dieser Vergleichswert stimmt gut mit dem für die gesamte Aufzuchtphase (inkl. Vormast) ermittelten Emissionswert von 3,35 g/(GV×h) bzw. 0,0355 kg/(TP×a) überein.

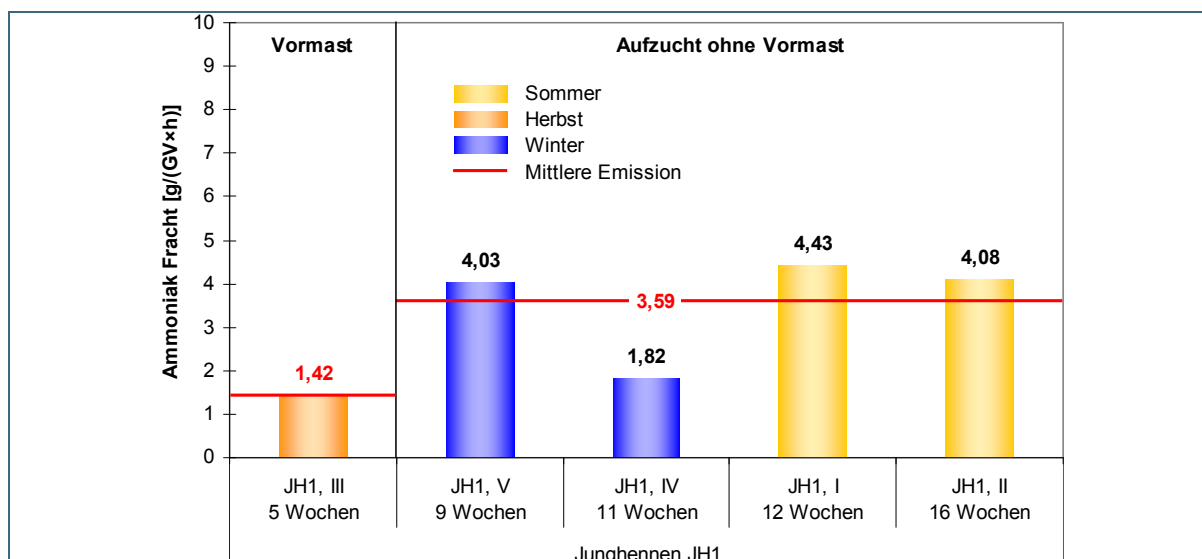


Abb. 12: Durchschnittliche **Ammoniak**emissionswerte der einzelnen Messkampagnen sowie mittlere Emissionen während der **Junghennenaufzucht JH1**.

Zuchtsauen. Die an den untersuchten Abteilen der Zuchtsauenanlage ermittelten Ammoniakkonzentrationen liegen zwischen 1,7 und 28,8 mg/m³. Die höchsten Werte wurden im Abgas des Wartestalls (größere verschmutzte Fläche aufgrund des erhöhten Tierplatzangebots gemäß Tierschutz-Nutztierhaltungsverordnung [18]) bzw. im Winter (geringe Lüftungsrate), die niedrigsten beim Ferkelstall bzw. im Sommer (hohe Lüftungsrate) gemessen.

Unter Berücksichtigung der Lüftungsrate und des Tierbestands ergeben sich die höchsten tiermassebezogenen Ammoniakfrachten für den Wartestall (weitgehend witterungsunabhängig; siehe Abb. 13), die niedrigsten für den Abferkelstall (Reinigung nach jedem Durchgang, tägliches Entfernen von Kot). Die TA Luft [17] nennt einen Ammoniakemissionsfaktor nur für den gesamten Produktionsbereich der Zuchtsauenhaltung; der entsprechende ermittelte Wert von 6,7 kg/(TP×a) liegt knapp unter diesem Faktor (7,29 kg/(TP×a) [17]).

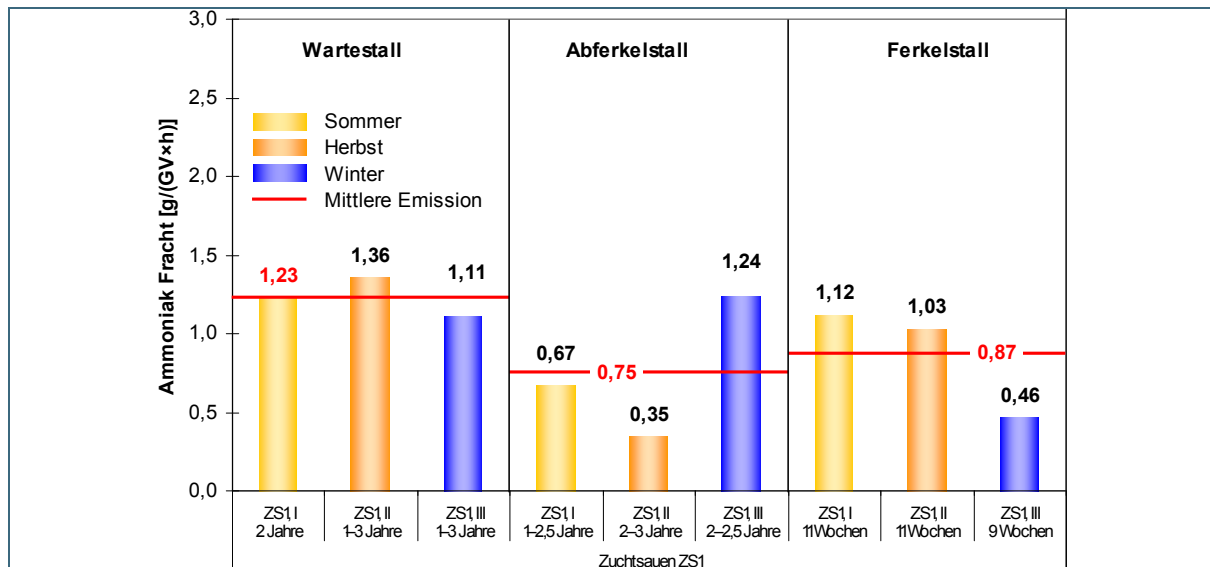


Abb. 13: Durchschnittliche Ammoniakemissionswerte der einzelnen Messkampagnen sowie mittlere Emissionen bei der Zuchtsauenhaltung ZS1.

Mutterkühe. Im Abgas der Anlage zur Mutterkuhhaltung wurden Ammoniakgehalte zwischen 0,8 und 5,9 mg/m³ ermittelt. Die Konzentrationen waren bei der Herbstmessung (Stall teilweise belegt) niedriger als bei den beiden Wintermessungen.

Die mittlere tiermassebezogene Ammoniakfracht liegt bei 0,69 g/(GV×h) (siehe Abb. 14). Der entsprechende Vergleichswert lässt sich für die konkreten Stallbelegungen während der Messkampagnen aus den Emissionsfaktoren der TA Luft [17] für die Haltung von Milchkühen sowie Jungvieh bzw. Mastbulen (jeweils Laufstallhaltung / Liegeboxen / Flüssigmist) berechnen. Er liegt mit 0,848 g/(GV×h) etwas über dem ermittelten Wert.

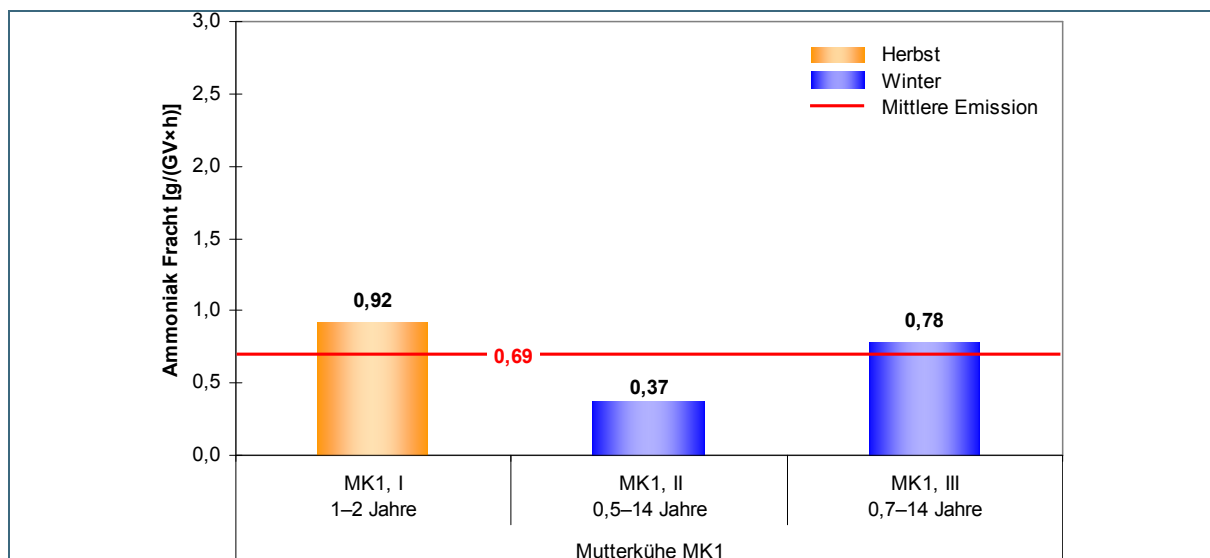


Abb. 14: Durchschnittliche Ammoniakemissionswerte der einzelnen Messkampagnen sowie mittlere Emission der Mutterkuhhaltung MK1.

4.4 Lachgas

Die Lachgaskonzentrationen im Abgas der vier untersuchten Tierhaltungsanlagen liegen bei allen Messkampagnen unterhalb der Bestimmungsgrenze des eingesetzten Messverfahrens von 1 mg/m^3 .

4.5 Methan

Aus Vergleichsgründen wird der Untersuchungsparameter Methan – ebenso wie der Parameter NMVOC (siehe Abschn. 5.6) bzw. die Messgröße organischer Gesamtkohlenstoff – auf dessen Kohlenstoffgehalt bezogen und als Methan-Kohlenstoff (Konzentrationen (d. h. Halbstundenmittelwerte), Frachten, gemittelte Emissionswerte) angegeben und dargestellt. Um die Methanwerte zu erhalten, sind die Methan-Kohlenstoff-Werte mit dem Stöchiometriekfaktor 1,336 zu multiplizieren.

Legehennen. Mit Halbstundenmittelwerten bis zu $1,5 \text{ mg/m}^3$ weist das Abgas der Legehennenanlage geringe Methan-Kohlenstoff-Gehalte auf. Der Methan-Kohlenstoff macht zwischen 10 und 15 % des emittierten organischen Gesamtkohlenstoffs aus.

Bedingt durch die großen Volumenströme tritt im Sommer die höchste Methan-Kohlenstoff-Fracht auf (siehe Abb. 15). Der durchschnittliche Emissionswert von $0,40 \text{ g/(GV}\times\text{h)}$ bzw. $0,013 \text{ kg/(TP}\times\text{a)}$ ist niedriger als in der Literatur für Legehennen ($0,078 \text{ kg/(TP}\times\text{a)}$) [44]) angegeben.

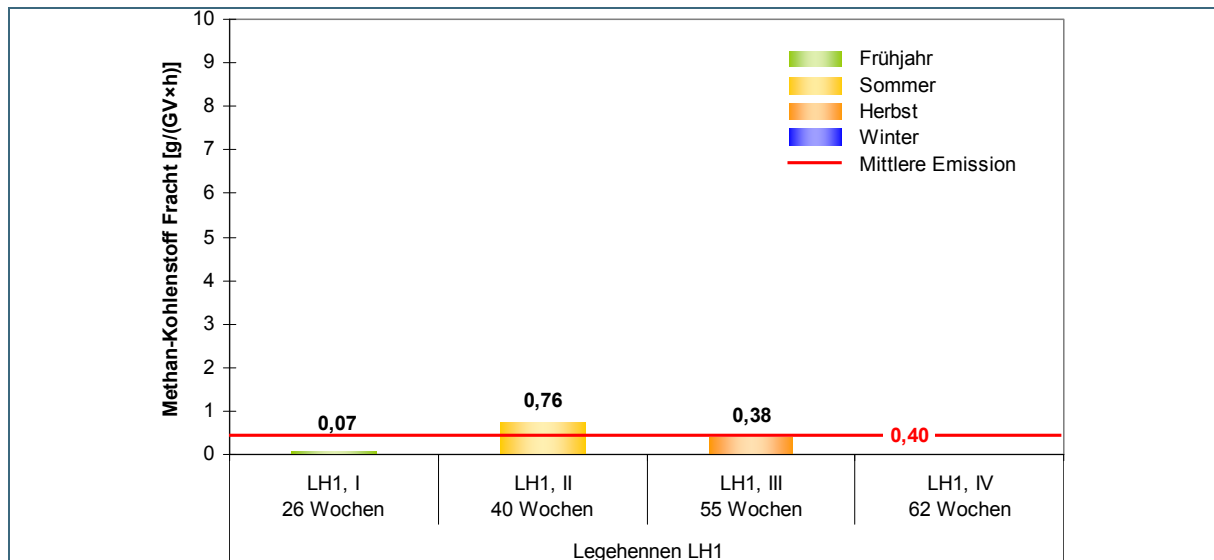


Abb. 15: Durchschnittliche Emissionswerte für **Methan**kohlenstoff der einzelnen Messkampagnen sowie mittlere Emission der **Legehennen**haltung LH1.

Junghennen. Die Methan-Kohlenstoff-Konzentrationen im Abgas der Junghennenanlage betragen im Sommer bis zu $3,4 \text{ mg/m}^3$, im Herbst und Winter bis zu $5,6 \text{ mg/m}^3$ (jeweils Halbstundenmittelwerte). Generell liegen im Winter (geringe Lüftungsrate) die höchsten Konzentrationen vor. Der Anteil von Methan-Kohlenstoff am organischen Gesamtkohlenstoff liegt zwischen 17 und 24 %.

Die höchsten Frachten treten während der Vormast auf (siehe Abb. 16), bezogen auf die Tiermasse wird dieser Effekt verstärkt. Während der Vormast ist die Methan-Kohlenstoff-Fracht deutlich höher als in der nachfolgenden Aufzuchtphase. Für die gesamte Aufzucht (inkl. Vormast) errechnet sich eine durchschnittliche tiermassebezogene Fracht von $1,2 \text{ g/(GV}\times\text{h)}$ bzw. $0,015 \text{ kg/(TP}\times\text{a)}$. Dieser Wert ist deutlich niedriger als der Literaturwert für Legehennen ($0,078 \text{ kg/(TP}\times\text{a)}$) [44]).

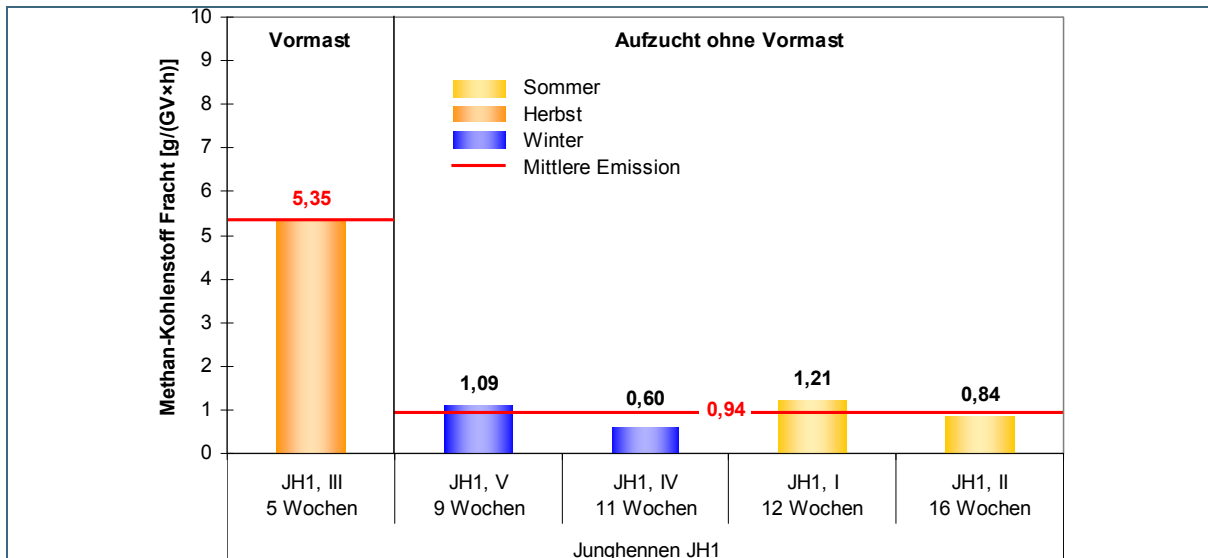


Abb. 16: Durchschnittliche Emissionswerte für **Methankohlenstoff** der einzelnen Messkampagnen sowie mittlere Emissionen während der **Junghennenaufzucht JH1**.

Zuchtsauen. Hinsichtlich der Methan-Kohlenstoff-Emissionen unterscheiden sich die drei Abteile (Warte-, Abferkel-, Ferkelstall) der Zuchtsauenanlage kaum voneinander. Vielmehr hängen die Konzentrationen v. a. vom Abgasvolumenstrom (Verdünnung) ab. Daher liegen die höchsten Konzentrationen im Winter vor. So erreichen die Halbstundenmittelwerte im Herbst Werte bis zu 2,4 mg/m³ (Ferkelstall), im Winter (geringe Lüftungsrate) bis zu 7,7 mg/m³ (Wartestall). Methan-Kohlenstoff macht bei der Zuchtsauenanlage zwischen 9 und 25 % des organischen Gesamtkohlenstoffs aus. Die ermittelten tiermassebezogenen Methan-Kohlenstoff-Frachten sind im Herbst beim Ferkelstall am höchsten (siehe Abb. 17). Die „Durchschnitts“werte (gebildet aus einer (Abferkelstall) bzw. zwei Messungen (Warte-, Ferkelstall)) sind mit 0,10 bis 0,37 g/(GV×h) bzw. 0,2 bis 0,9 kg/(TP×a) deutlich niedriger als Vergleichswerte zur Mastschweinehaltung auf Teilspaltenböden (4 bis 30 kg/(TP×a) [20]).

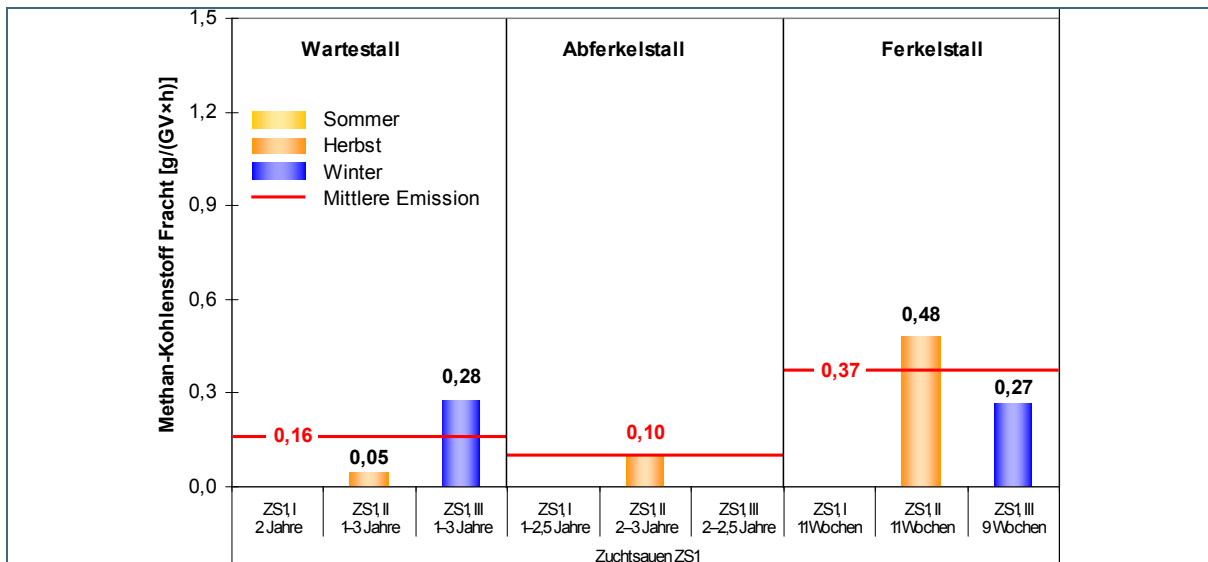


Abb. 17: Durchschnittliche Emissionswerte für **Methankohlenstoff** der einzelnen Messkampagnen sowie mittlere Emissionen bei der **Zuchtsauenhaltung ZS1**.

Mutterkühe. Bei der Anlage zur Mutterkuhhaltung unterscheidet sich hinsichtlich der Methan-Kohlenstoff-Emissionen die Herbstmessung (Stall teilweise belegt) deutlich von der Wintermessung. Während im Herbst Halbstundenmittelwerte von bis zu 1,1 mg/m³ vorlagen, waren sie im Winter mit Werten zwischen 8,0 und 23,6 mg/m³ wesentlich höher. Der Anteil von Methan-Kohlenstoff am organischen Gesamtkohlenstoff liegt bei 25 %.

Die höchsten Frachten für Methan-Kohlenstoff wurden bei voll belegtem Stall im Winter ermittelt (siehe Abb. 18). Bezogen auf die Tiermasse errechnen sich die Frachten zu 1,1 g/(GV×h) bzw. 9,5 kg/(TP×a) für die Mastrinderhaltung (Herbstmessung) sowie zu 2,6 g/(GV×h), bzw. 22,4 kg/(TP×a) für die Mutterkuhhaltung (Wintermessung). Diese Werte sind im Vergleich zu Literaturwerten für Milchviehhaltung im Boxenlaufstall (87,6 – 170,8 kg/(TP×a) Methan [20] entsprechend 65,6 – 127,8 kg/(TP×a) Methan-Kohlenstoff) deutlich niedriger.

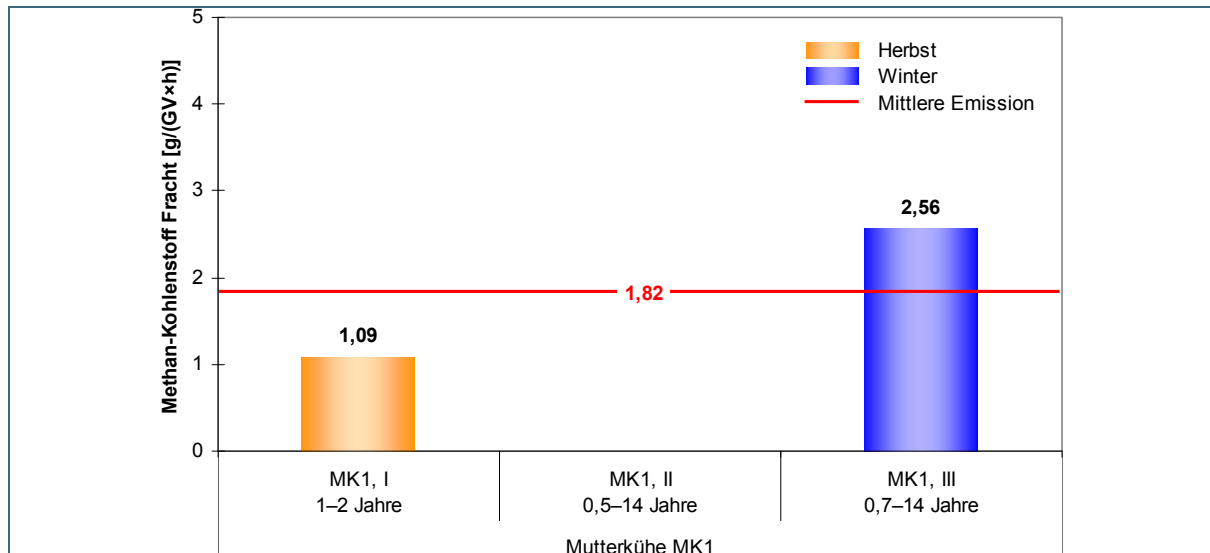


Abb. 18: Durchschnittliche Emissionswerte für **Methan**kohlenstoff der einzelnen Messkampagnen sowie mittlere Emission der **Mutterkuhhaltung** MK1.

4.6 NMVOC

Grundsätzlich zeigen alle untersuchten Tierhaltungsanlagen hinsichtlich der Emissionen an leichtflüchtigen organischen Verbindungen außer Methan (NMVOC) analoge Ergebnisse wie bei Methan (siehe Abschn. 5.5).

Legehennen. Die NMVOC-Gehalte im Abgas der Legehennenhaltung sind mit Halbstundenmittelwerten von bis zu 5,6 mg/m³ niedrig.

Die tiermassebezogene Fracht beträgt 2,2 g/(GV×h) bzw. 0,073 kg/(TP×a) (siehe Abb. 19).

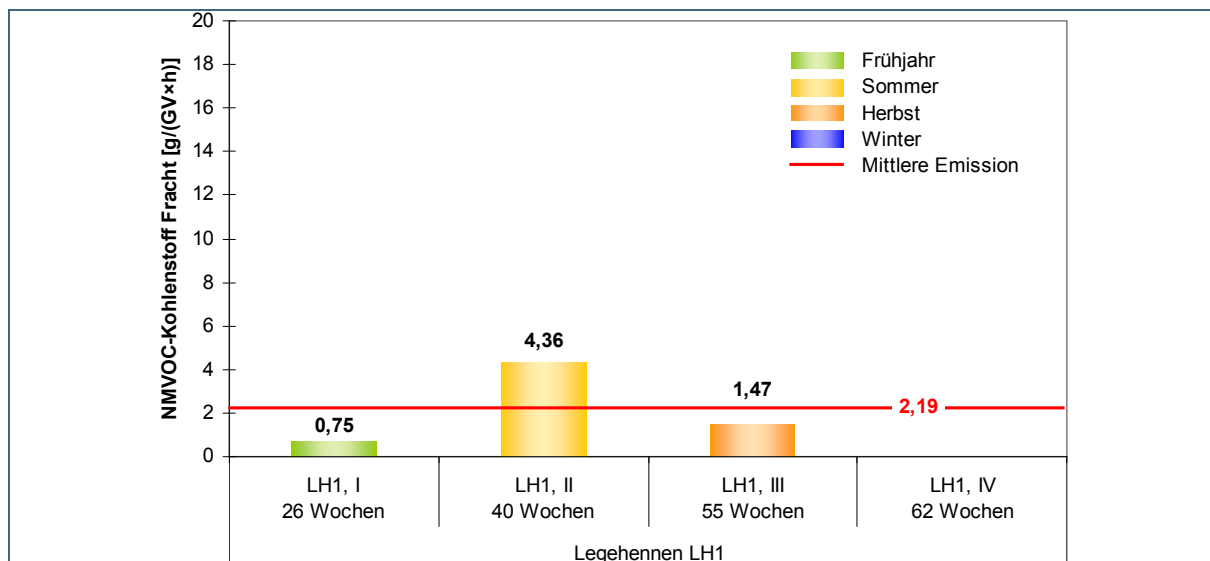


Abb. 19: Durchschnittliche Emissionswerte für **NMVOC**-Kohlenstoff der einzelnen Messkampagnen sowie mittlere Emission der **Legehennenhaltung** LH1.

Junghennen. Das Abgas der Junghennenanlage weist im Sommer (Verdünnung aufgrund hoher Lüftungsrate) für NMVOC Halbstundenmittelwerte von bis zu 9,7 mg/m³, im Herbst und Winter von bis zu 19,5 mg/m³ auf.

Die tiermassebezogene Fracht für die gesamte Aufzucht (inkl. Vormast) liegt bei 4,5 g/(GV×h) bzw. 0,056 kg/(TP×a) (siehe Abb. 20).

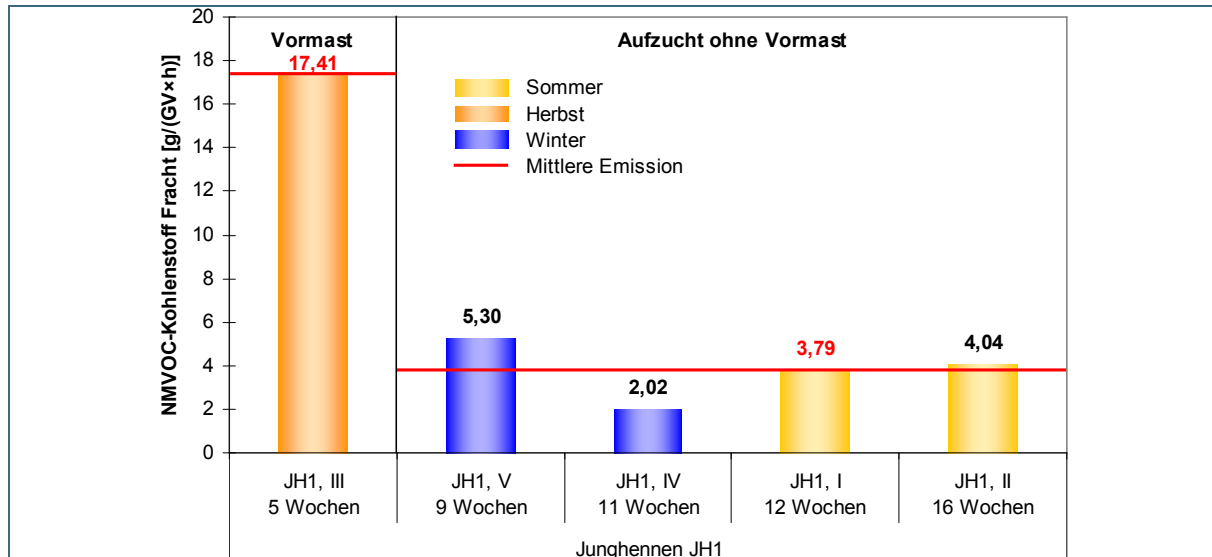


Abb. 20: Durchschnittliche Emissionswerte für NMVOC-Kohlenstoff der einzelnen Messkampagnen sowie mittlere Emissionen während der Junghenenaufzucht JH1.

Zuchtsauen. Im Abgas der Zuchtsauenanlage wurden im Herbst Halbstundenmittelwerte bis zu 13,2 mg/m³ (Warte-, Abferkelstall), im Winter von bis zu 23,0 mg/m³ (Wartestall) ermittelt.

Bezogen auf die Tiermasse resultieren für die drei Abteile NMVOC-Frachten zwischen 0,61 und 1,3 g/(GV×h) bzw. zwischen 0,5 und 3,5 kg/(TP×a) (siehe Abb. 21).

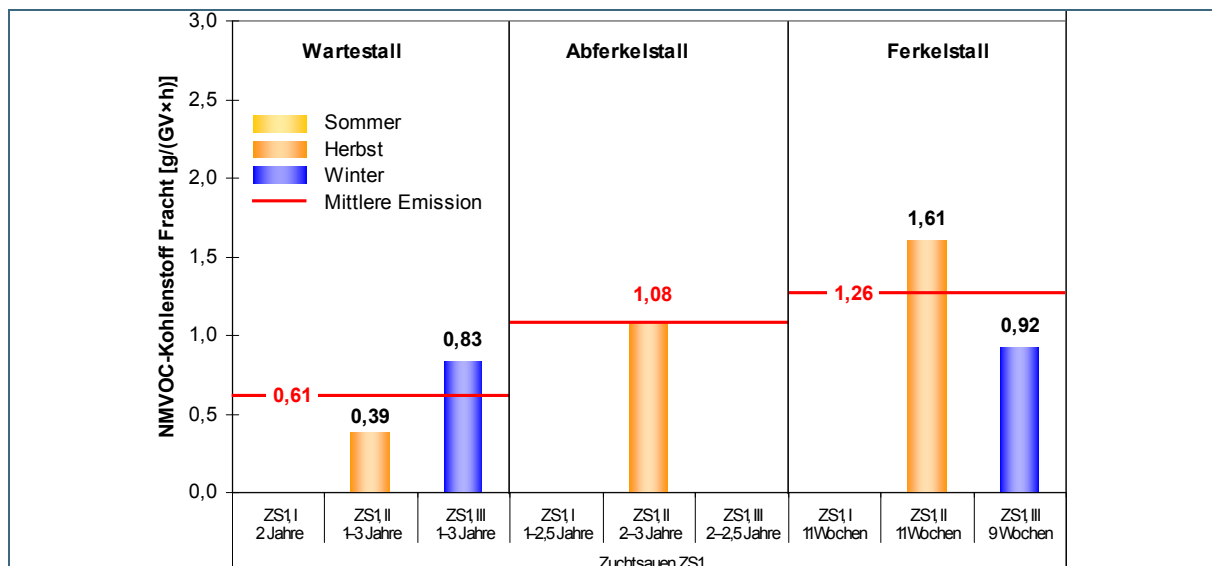


Abb. 21: Durchschnittliche Emissionswerte für NMVOC-Kohlenstoff der einzelnen Messkampagnen sowie mittlere Emissionen bei der Zuchtsauenhaltung ZS1.

Mutterkühe. Mit Halbstundenmittelwerten bis zu 5,3 mg/m³ sind die NMVOC-Konzentrationen im Abgas der Mutterkuhhaltung im Herbst deutlich niedriger als im Winter, wo die Werte zwischen 24,3 und 70,4 mg/m³ lagen.

Die tiermassebezogene Fracht ergibt sich zu 5,6 g/(GV×h) bzw. 49 kg/(TP×a) (siehe Abb. 22).

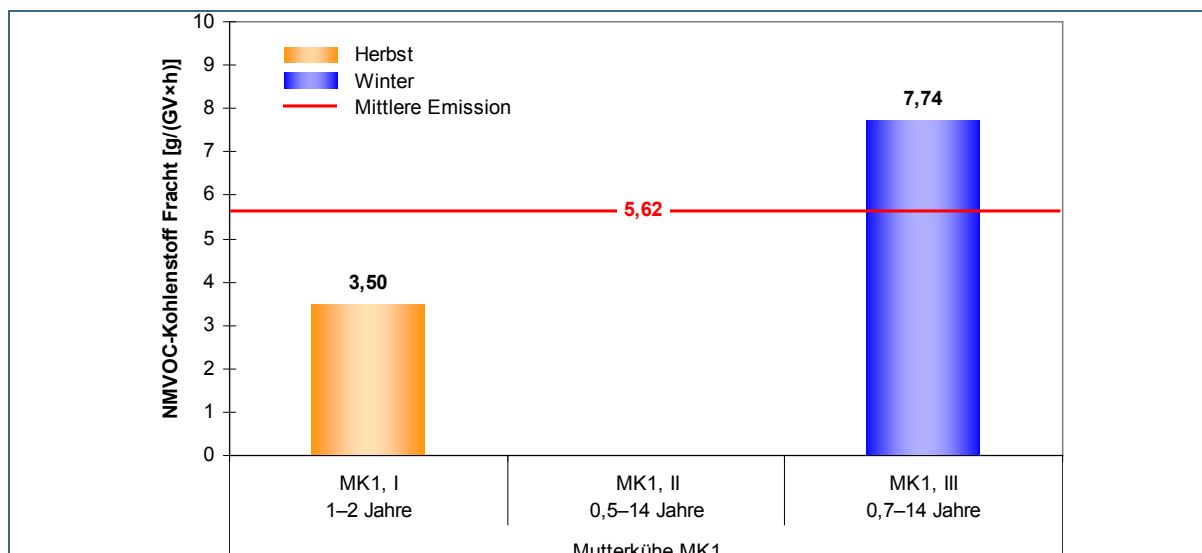


Abb. 22: Durchschnittliche Emissionswerte für **NMVOC-Kohlenstoff** der einzelnen Messkampagnen sowie mittlere Emission der **Mutterkuhhaltung MK1**.

4.7 „Gesamt“bakterien

Legehennen. Die „Gesamt“bakterienkonzentrationen im Abgas der Legehennenhaltung liegen mit 3×10^5 bis 3×10^6 KBE/m³ im Bereich der in der Richtlinie 4255 [22] genannten Werte und damit in der Größenordnung der Konzentrationen von Emissionen aus Kompostieranlagen [24].

Bezogen auf die Tiermasse ergibt sich für den Sommer die höchste Fracht an emittierten Bakterien (siehe Abb. 23). Die durchschnittliche Emissionsfracht (Mittelwert der vier durchgeführten Bestimmungen) beträgt bei der Legehennenanlage $4,9 \times 10^8$ KBE/(GV×h) und liegt über der in Tabelle 7 genannten Emissionsrate von $1,3 \times 10^7$ KBE/(GV×h). Die Werte sind plausibel, da die Emissionsmessungen immer kurz vor dem Abrollen der Kotbänder durchgeführt wurden, um die maximal möglichen Emissionen zu erfassen.

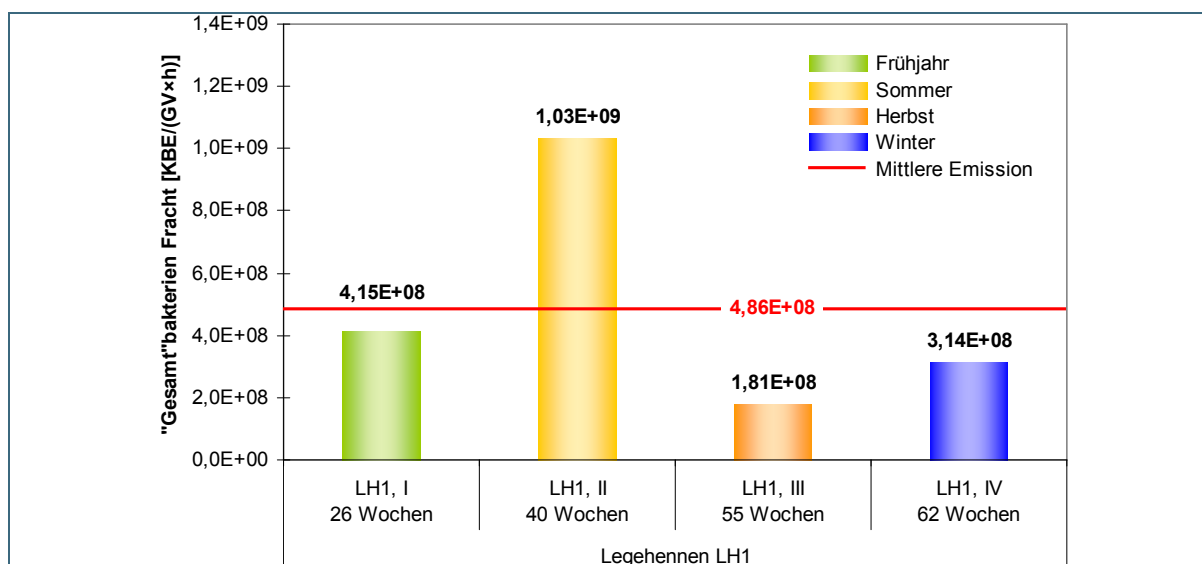


Abb. 23: Emissionswerte (Einzelwerte) für „**Gesamt**“bakterien der einzelnen Messkampagnen sowie mittlere Emission der **Legehennenhaltung LH1**.

Junghennen. Im Abgas der Junghennenanlage wurden während der Vormast (altersbedingt geringere Tieraktivität) mit $3,3 \times 10^4$ KBE/m³ um mindestens zwei Größenordnungen niedrigere „Gesamt“-bakterienkonzentrationen gemessen als in der weiteren Aufzucht (zwischen 2×10^6 und 2×10^7 KBE/m³).

Die tiermassebezogenen Emissionsfrachten an Bakterien sind während der Vormast um zwei Größenordnungen niedriger als in der weiteren Aufzuchtphase, im Sommer höher als im Winter (siehe Abb. 24). Die mittlere Fracht über die gesamte Aufzucht (inkl. Vormast) liegt bei $5,7 \times 10^9$ KBE/(GV×h) und damit deutlich über den o. g. Werten der Legehennenanlage, aber vergleichbar wie für Masthähnchenanlagen in [22] angegeben ($3,2 \times 10^9$ KBE/(GV×h)).

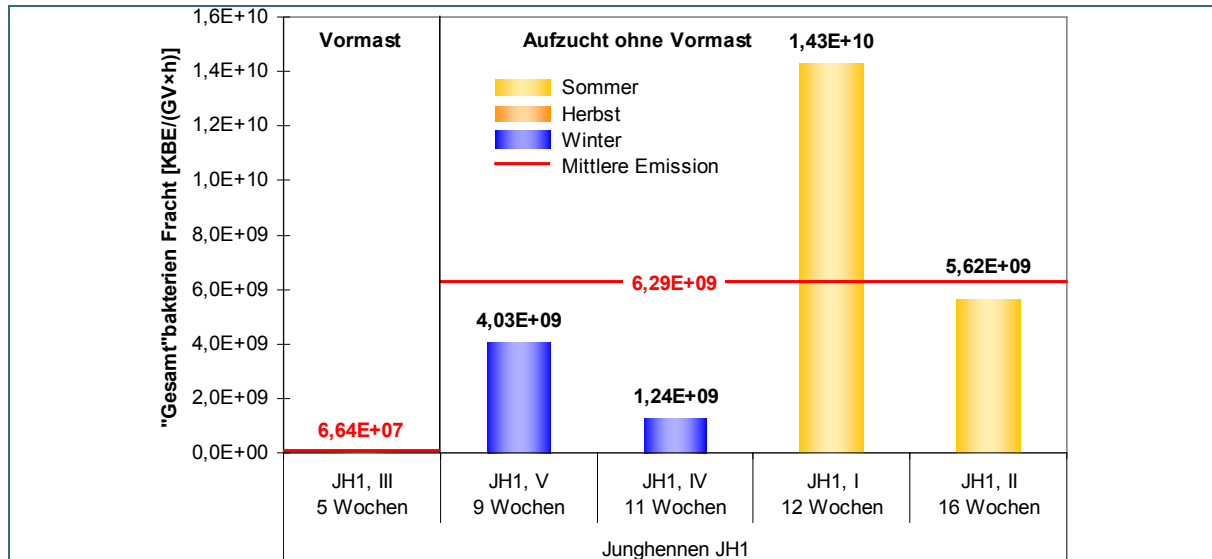


Abb. 24: Emissionswerte (Einzelwerte) für „Gesamt“bakterien der einzelnen Messkampagnen sowie mittlere Emissionen während der Junghennenaufzucht JH1.

Zuchtsauen. Bei der Zuchtsauenanlage wurden Bioaerosolmessungen nur im Abgas des Ferkelstalls durchgeführt (siehe Kap. 4.4), da dieser der staubintensivste Stallbereich ist. Die Konzentrationen an „Gesamt“bakterien liegen zwischen 4×10^3 und 3×10^4 KBE/m³, sind aber verglichen mit Literaturwerten (10^4 – 10^5 KBE/m³ [23], $1,8 \times 10^5$ KBE/m³ [45]) niedriger.

Die bei den einzelnen Untersuchungen ermittelten Emissionsfrachten, bezogen auf die Tiermasse, unterscheiden sich kaum (siehe Abb. 25); der Durchschnitt für den Ferkelstall der Zuchtsauenanlage liegt bei $2,8 \times 10^6$ KBE/(GV×h) und damit unter dem in [22] angegebenen Wert für Ferkelställe von $2,5 \times 10^7$ KBE/(GV×h).

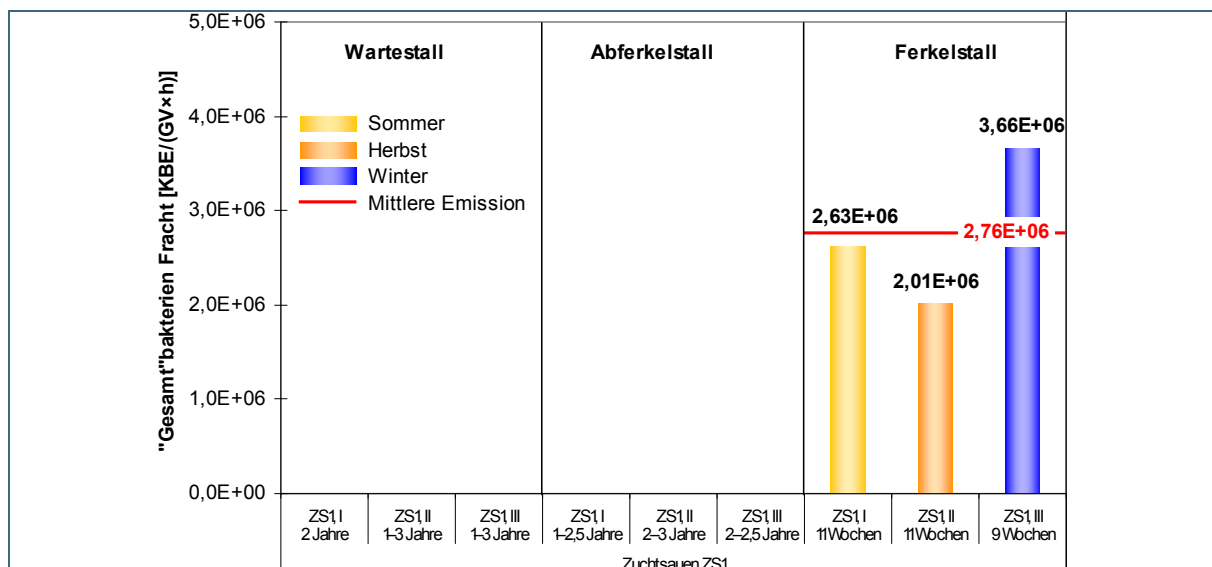


Abb. 25: Emissionswerte (Einzelwerte) für „Gesamt“bakterien der einzelnen Messkampagnen sowie mittlere Emission des Ferkelstalls der Zuchtsauenhaltung ZS1.

Mutterkühe. Das Abgas der Mutterkuhhaltung weist mit Werten zwischen 1×10^3 und 2×10^4 KBE/ m^3 die niedrigsten Konzentrationen an „Gesamt“bakterien der vier untersuchten Tierhaltungsanlagen auf. Die tiermassebezogenen Frachten differieren kaum (siehe Abb. 26) und liegen im Mittel auf einem niedrigen Niveau von $1,2 \times 10^6$ KBE/(GV×h) und damit unter dem in [22] genannten Wert für von $3 - 5 \times 10^6$ KBE/(GV×h).

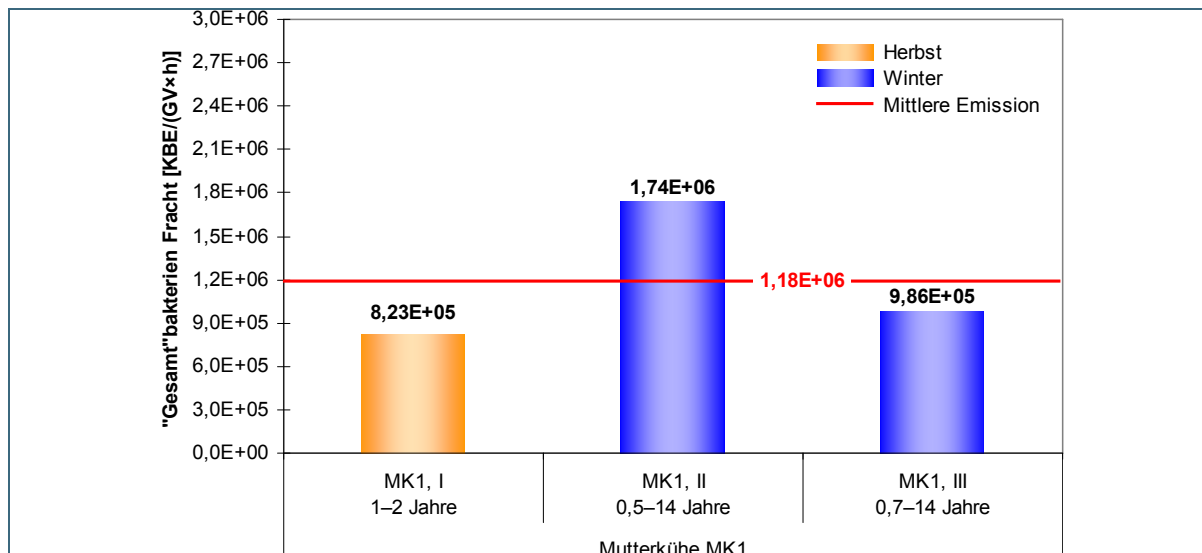


Abb. 26: Emissionswerte (Einzelwerte) für „Gesamt“bakterien der einzelnen Messkampagnen sowie mittlere Emission der Mutterkuhhaltung MK1.

4.8 „Gesamt“schimmelpilze

Die ermittelten Emissionen an Schimmelpilzen sind i. d. R. sehr gering und liegen mit Werten bis zu 4×10^3 KBE/ m^3 meist im Bereich der Bestimmungsgrenze ($0,2 - 1 \times 10^3$ KBE/ m^3). Lediglich im Abgas der Junghennenhaltung wurden in einzelnen Proben Konzentrationen von bis zu $2,5 \times 10^4$ KBE/ m^3 festgestellt, die unter dem für Masthähnchen in [22] genannten Wert von $5,4 \times 10^4$ KBE/ m^3 liegen.

Da die Schimmelpilzkonzentrationen größenordnungsmäßig im Bereich der Hintergrundbelastung (bis zu ca. 5×10^3 KBE/ m^3) liegen und somit unauffällig sind, gehen von den untersuchten Tierhaltungsanlagen hinsichtlich Schimmelpilzen keine umweltrelevanten Emissionen aus; daher wird auf eine Darstellung der Emissionsraten verzichtet.

4.9 Endotoxine

Legehennen. Die Gehalte von an Feinstaub gebundenen Endotoxinen im Abgas der Legehennenanlage liegen zwischen 264 und 854 EU/ m^3 für die Fraktion PM₁₀ bzw. zwischen 23 und 113 EU/ m^3 für die Fraktion PM_{2,5}. Der in der PM_{2,5}-Fraktion enthaltene Anteil in Bezug auf den PM₁₀-Endotoxingehalt beträgt im Mittel 13 %.

Die zugehörigen tiermassebezogenen Endotoxinfrachten zeigen vom Sommer zum Winter abnehmende Werte (Ausnahme: an PM_{2,5} „gebundene“ Endotoxine, Herbstmessung; siehe Abb. 27) und damit das gleiche Emissionsverhalten wie der Gesamt- und Feinstaub. Die mittleren Emissionsfrachten betragen für die Fraktion PM₁₀ $3,1 \times 10^5$ EU/(GV×h) und für die Fraktion PM_{2,5} $3,9 \times 10^4$ EU/(GV×h) und liegen damit unter dem in [22] für Legehennen genannten Wert von umgerechnet $5,38 \times 10^6$ EU/(GV×h).

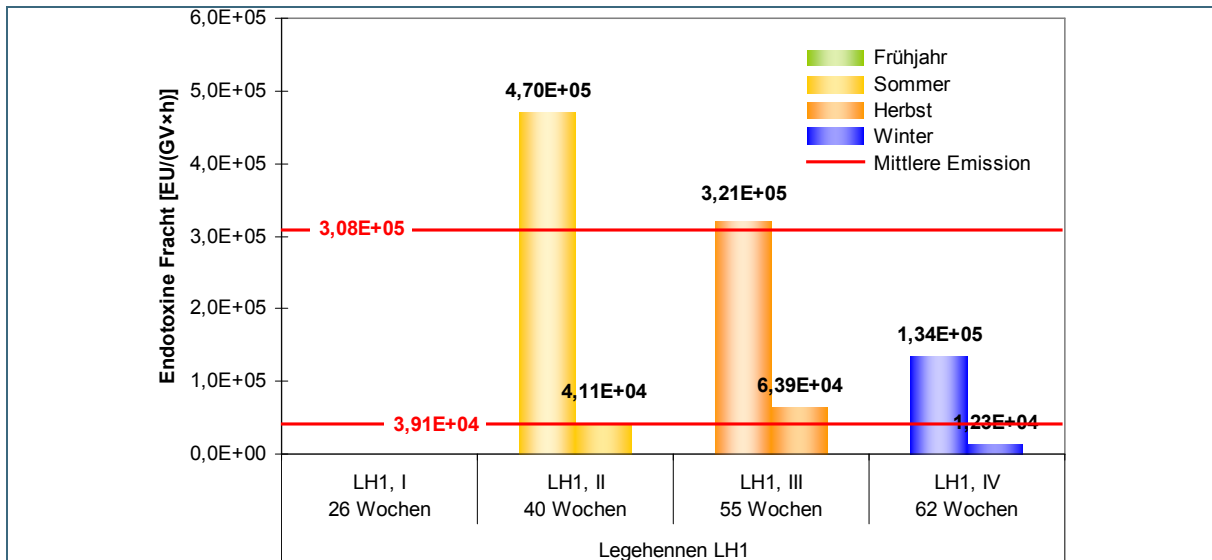


Abb. 27: Emissionswerte (Einzelwerte) für **Endotoxine** im Feinstaub (linke Säule: PM₁₀, rechte Säule: PM_{2,5}) der einzelnen Messkampagnen sowie mittlere Emissionen der **Legehennenhaltung LH1**.

Junghennen. Die an den Feinstaub gebundenen Endotoxinemissionen der Junghennenanlage sind höher als die entsprechenden Werte der Legehennenanlage: In der Fraktion PM₁₀ wurden Gehalte zwischen 515 und 1.800 EU/m³, in der Fraktion PM_{2,5} Konzentrationen zwischen 39 und 216 EU/m³ ermittelt (jeweils in der Aufzucht ohne Vormast). Im Mittel liegen 17 % des am Feinstaub gebundenen Endotoxins in der PM_{2,5}-Fraktion vor.

Rechnet man die während der Aufzucht ohne Vormast ermittelten tiermassebezogenen Endotoxinfrachten (siehe Abb. 28) auf die ganze Aufzucht (inkl. Vormast) hoch, ergeben sich mittlere Emissionsfrachten von 6,3×10⁵ EU/(GV×h) für die Fraktion PM₁₀ bzw. 1,1×10⁵ EU/(GV×h) für die Fraktion PM_{2,5}, die damit unter dem in [22] für Legehennen (für Junghennen sind keine Werte angegeben) genannten, umgerechneten Wert von 5,38×10⁶ EU/(GV×h) (einatembare) liegen.

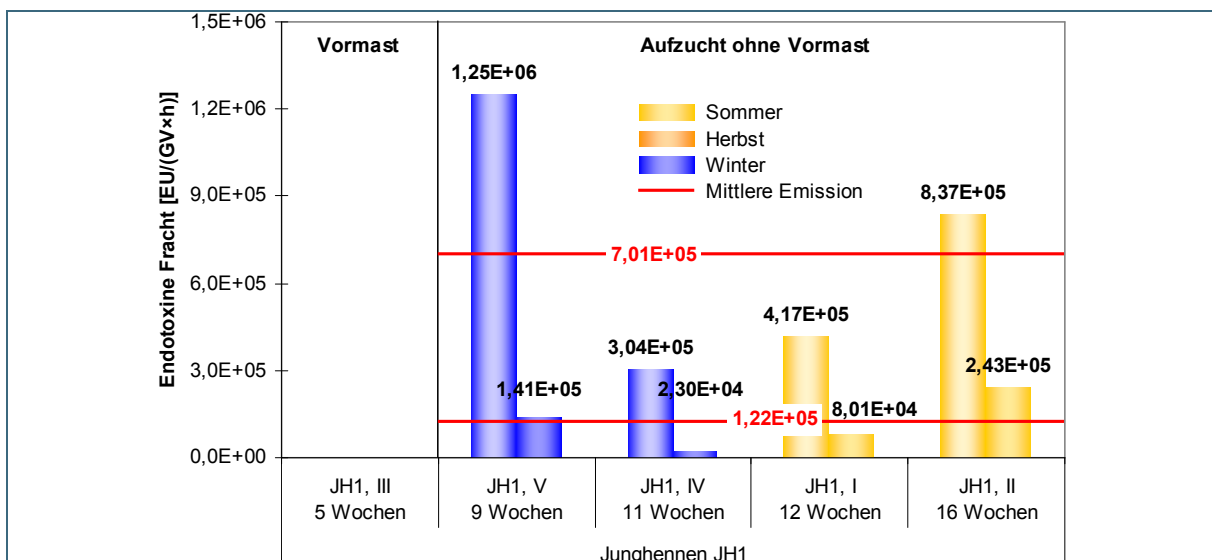


Abb. 28: Emissionswerte (Einzelwerte) für **Endotoxine** im Feinstaub (linke Säule: PM₁₀, rechte Säule: PM_{2,5}) der einzelnen Messkampagnen sowie mittlere Emissionen der Aufzucht ohne Vormast der **Junghennen-aufzucht JH1**.

Zuchtsauen. Die Endotoxinkonzentrationen im Feinstaub des Abgases des Ferkelstalls streuen stark: Die PM₁₀-Fraktion weist Gehalte von 23 bis 630 EU/m³, die PM_{2,5}-Fraktion von 10 bis 106 EU/m³ auf. Dabei liegt der in der PM_{2,5}-Fraktion enthaltene Anteil am PM₁₀-Endotoxingehalt im Mittel bei 23 %.

Bezogen auf die Tiermasse schwanken auch die Emissionsfrachten um mehr als eine Größenordnung (siehe Abb. 29). Die mittleren Endotoxinfrachten für den Ferkelstall der Zuchtsauenhaltung betragen $1,0 \times 10^5$ EU/(GV×h) für die Fraktion PM_{10} bzw. $1,8 \times 10^4$ EU/(GV×h) für die Fraktion $PM_{2,5}$ und liegen damit unter dem in [22] für Legehennen genannten Wert von umgerechnet $6,6 \times 10^5$ EU/(GV×h).

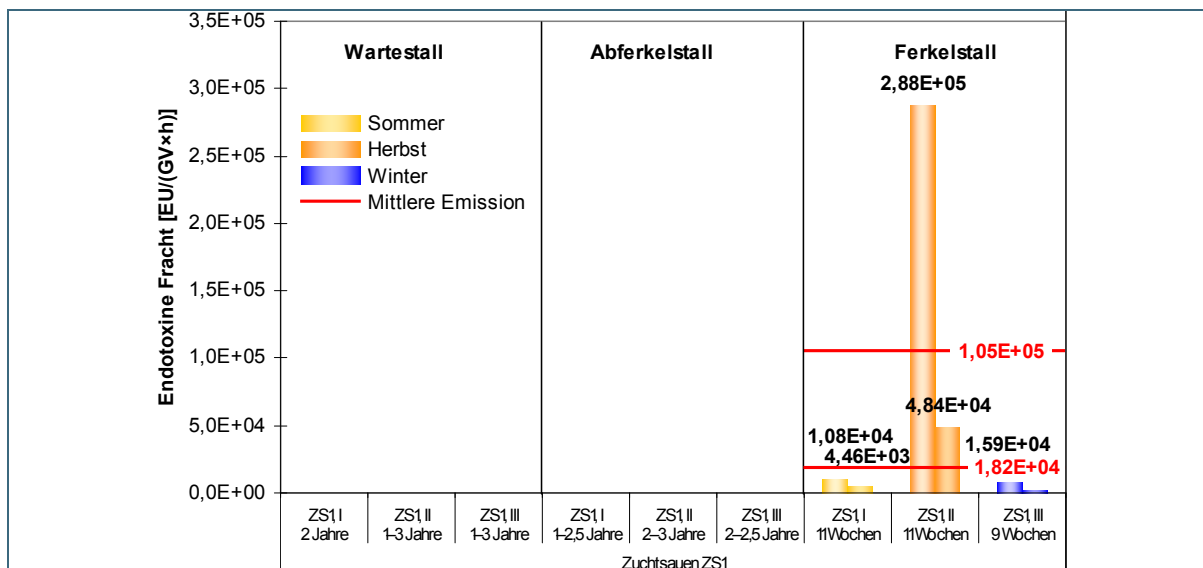


Abb. 29: Emissionswerte (Einzelwerte) für **Endotoxine** im Feinstaub (linke Säule: PM_{10} , rechte Säule: $PM_{2,5}$) der einzelnen Messkampagnen sowie mittlere Emissionen des Ferkelstalls der **Zuchtsauenhaltung ZS1**.

Mutterkühe. Die niedrigsten Endotoxinemissionen der vier untersuchten Tierhaltungen weist das Abgas der Mutterkuhhaltung auf: Die Konzentrationen in der PM_{10} -Fraktion betragen 8,8 und 41,5 EU/m^3 , die in der $PM_{2,5}$ -Fraktion 2,3 und 7,3 EU/m^3 . Im Mittel liegen 22 % des am Feinstaub gebundenen Endotoxins in der Fraktion $PM_{2,5}$ vor und damit unter dem in [22] genannten Wert von umgerechnet $2,9 \times 10^4$ EU/(GV×h). Die Mittelwerte (aus jeweils zwei Messwerten) für die tiermassebezogenen Endotoxinfrachten der Mutterkuhhaltung liegen bei $4,8 \times 10^3$ EU/(GV×h) für die Fraktion PM_{10} bzw. $1,1 \times 10^3$ EU/(GV×h) für die Fraktion $PM_{2,5}$ (siehe Abb. 30) und damit um mindestens zwei Größenordnungen niedriger als die Emissionen aus Schweine- und Geflügelställen.

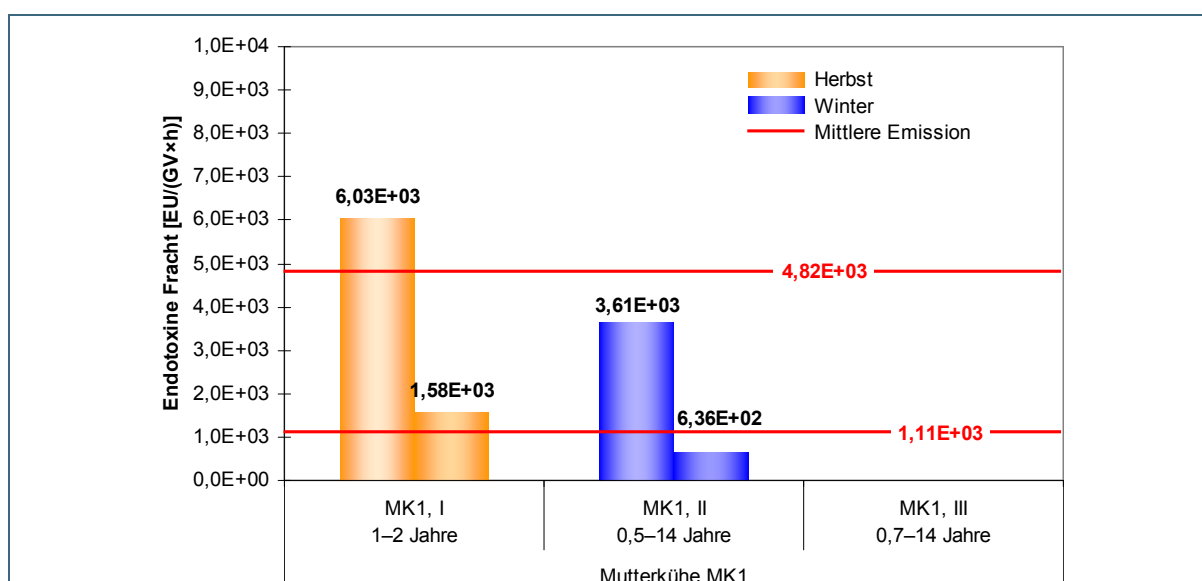


Abb. 30: Emissionswerte (Einzelwerte) für **Endotoxine** im Feinstaub (linke Säule: PM_{10} , rechte Säule: $PM_{2,5}$) der einzelnen Messkampagnen sowie mittlere Emissionen der **Mutterkuhhaltung MK1**.

4.10 Ergebnisübersicht

Die untenstehende Tabelle 11 fasst die Ergebnisse der Emissionsmessungen hinsichtlich TA Luft relevanter Schadstoffe zusammen und vergleicht die mittleren gemessenen Emissionsfrachten – soweit vorhanden – mit den Literaturdaten:

Tab. 11: Zusammenfassung der Ergebnisse der Emissionsmessungen für Feinstaub, Ammoniak und Bioaerosole im Vergleich zu Literaturwerten (in Klammern).

Anlage	Legehennen		Junghennen	Zuchtsauen / Jungtiere	Mutterkühe / Rinder insgesamt
	alt	neu			
Tierplatzzahl	192.000	390.000	80.000	300 / 100	22 / 60
Stallsystem	Käfighaltung / Kotkeller	Kleingruppenhaltung / Kotbandbelüftung	Volieren, Kotband	Voll- / Teilspaltenboden in Gruppenhaltung	Spaltenboden, Flüssigmist, tägliche Bodenreinigung
Entmistung	14-tägig	Wöchentlich	Täglich ¹⁾	Güllekanäle / Mutterkühe: Sommerweide	
Fütterung	–	Nährstoffangepasste Phasenfütterung			Silage, Heu, Weide

Mittlerer gemessener Emissionswert

Einheit	[kg/(TP*a)]	[kg/(TP*a)]	[kg/(TP*a)]	[kg/(TP*a)]	[g/(GV*h)]
Feinstaub	–	0,021	0,021	0,79 ²⁾	0,056
Ammoniak ([17])	0,03	0,111 (0,0389) ³⁾	0,036	6,7 ²⁾ (7,29) ⁴⁾	0,69
Einheit		[KBE/(GV*h)]	[KBE/(GV*h)]	[KBE/(GV*h)]	[KBE/(GV*h)]
Bakterien ([22])	–	4,86*10⁸ (1,3*10 ⁷)	5,67*10⁹	2,76*10^{6 5)} (2,5*10 ⁷) ⁵⁾	1,36*10^{6 6)} (3*10 ⁶ – 5*10 ⁶)
Einheit		[EU/(GV*h)]	[EU/(GV*h)]	[EU/(GV*h)]	[EU/(GV*h)]
Endotoxine ^{7), 8)} ([22])	–	3,08*10⁵ (5,38*10 ⁶)	6,31*10⁵	1,05*10^{5 5)} (6,6*10 ⁵) ⁵⁾	3,61*10^{3 6)} (2,9*10 ⁴ – 3,7*10 ⁴)

¹⁾ in die betriebseigene Biogasanlage

²⁾ je Zuchtsau inkl. Ferkel

³⁾ veraltete Käfighaltung mit Kotbandtrocknung

⁴⁾ über alle Bereiche gemittelt

⁵⁾ nur Ferkelaufzucht

⁶⁾ nur Winter

⁷⁾ in der PM₁₀-Fraktion

⁸⁾ Umrechnungsfaktor: 1 ng entspricht 10 EU

– keine Daten vorhanden

5 Ergebnisse der Immissionsmessungen

5.1 Zielsetzung

Ziel der Immissionsmessungen war, Kenntnisse über den Anlageneinfluss einer Intensivtierhaltungsanlage auf die direkte Nachbarschaft zu erlangen. Hierzu wurden an verschiedenen Standorten um die Intensivtierhaltungsanlage

- die Ammoniakimmissionskonzentrationen vor, während und nach Umstellung und Erweiterung der Legehennenanlage von Käfighaltung mit Kotkeller auf Kleingruppenhaltung mit belüfteten Kotbändern erfasst;
- die Feinstaubgehalte im Umfeld der Anlage gemessen und auf Staubinhaltsstoffe analysiert, um den Anteil der Sekundärpartikel zu ermitteln;
- die Emissions- und Immissionskonzentrationen der Anlage mit Kleingruppenhaltung gleichzeitig erfasst, wobei z. T. auch Bioaerosolemissionen mit einbezogen wurden;
- Aufzeichnungen über Dünge- und Erntetätigkeiten durch die Anwohner vorgenommen und bei der Bestimmung der Hintergrundbelastung berücksichtigt;
- meteorologische Daten, u. a. auch Turbulenzen im Umfeld der Anlage, erfasst und bei der weiteren Interpretation der Messergebnisse herangezogen;
- die gemessenen Immissionskonzentrationen mit Hilfe einer Ausbreitungsrechnung (LASAT) unter Verwendung der erfassten, örtlichen Meteorologie verglichen.

Des Weiteren wurden auch vergleichende Ammoniak- und Ammoniummessungen an verkehrsnahen Standorten durchgeführt, um evtl. Unterschiede in der Immissionsbelastung herauszufinden. Insbesondere sollte betrachtet werden, ob sich die Sekundärpartikelverhältnisse im Umkreis von großen Ammoniakemittenten (Tierhaltung) zu den großen Stickoxidemittenten (Verkehr) unterscheiden.



5.2 Vorgehensweise

Vor, während und nach der Umstellung einer Altanlage zur Haltung von Legehennen mit Kotkeller wurden über einen Zeitraum von 2 Jahren verschiedene Immissionsmessungen durchgeführt. Dabei konnten die Ammoniakimmissionen der Altanlage, reine Hintergrundbelastungen während der Umbauphase, sowie die Schadstoffbelastungen durch die Neuanlage in Kleingruppenhaltung mit Kotbandtrocknung erfasst werden.

5.2.1 Betriebsdaten und zugehörige Zeiträume

Tabelle 12 zeigt die verschiedenen Phasen der Messkampagnen vor, während und nach Umstellung der Altanlage.

Tab. 12: Verschiedene Phasen der Messkampagnen.

Phase	I: Altanlage	II: Stilllegung	III: Neuanlage
Zeitraum	07.05. – 23.06.2008	23.06.2008 – 12.01.2009	12.01.2009 – 23.02.2010
Tierplatzzahlen (TP) Legehennen	192.000 TP	Stilllegung bzw. Umbau	392.000 TP
Haltungsart	Konventionelle Käfighaltung		Kleingruppenhaltung à 60 TP
Entmistungsverfahren	Kotkeller mit in der Endphase 2-wöchiger Entleerung	Kein Betrieb	Kotbandbelüftung mit wöchentlicher Entleerung ohne Zwischenlagerung
Anzahl der Lüfter	144		160
Ableithöhe über Erdgleiche (über Dach)	ca. 8,5 m (0,5 m)		13,5 m (2,4 m)
Abgasgeschwindigkeit	Durch Überdachung gebremst		7 – 10 m/s
			
	Altanlage		Neuanlage

5.2.2 Lage der Messpunkte

Aus Tabelle 13 sind die jeweiligen Messpunkte ersichtlich.

Tab. 13: Lage der Messpunkte.

Messort	Luv / Lee je nach vorherrschender Windrichtung						Hintergrund	
	Punkt 1	Punkt 2	Punkt 3	Punkt 4	Punkt 5	MP A Messwagen	Punkt 6	Punkt 7
Entfernung [ca. m Außenwand]	40	155	310	110	320	145	325	440
Richtung	nord	nordwest	west	ost	ost	west	süd	nordwest

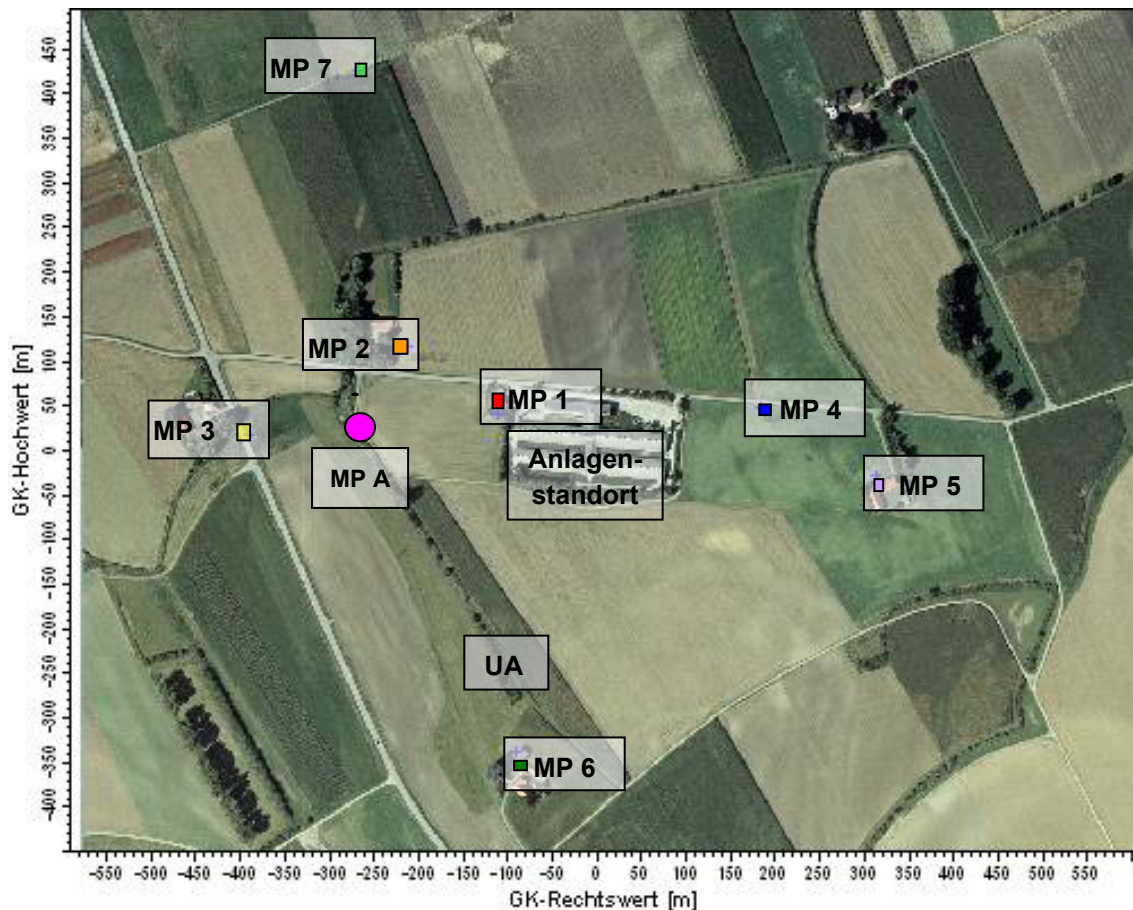


Abb. 31: Anlagenstandort, Lage der einzelnen Messpunkte und des Ultraschall-Anemometers (UA); die Umgebung ist eben und stark landwirtschaftlich geprägt {Geobasisdaten: © Bayerische Vermessungsverwaltung (<http://www.geodaten.bayern.de>)}.

5.2.3 Messkomponenten und -verfahren

Tab. 14: Messkomponenten und Analyseverfahren.

Messgröße	Mess- bzw. Probenahmeverfahren	Analyseverfahren	Probenahmedauer (Messzeitraum)
Ammoniak passiv	Diffusionssammler	Ionenchromatographie	14 d (ca. 2 a)
Ammoniak aktiv		Chemilumineszenz ^{*)}	
Feinstaub	Messwagen des LfU	Beta-Absorption	Kontinuierlich (4*1 Woche)
Sonstige Parameter: NO _x , O ₃ , SO ₂ , Meteorologie			
Feinstaub PM ₁₀		Massendifferenz	
Staubinhaltsstoffe im Feinstaub	Staubsammler	Ionenchromatographie	24 h (4*4 Wochen)
Meteorologie: Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Turbulenzen		Ultraschall-Anemometer	

^{*)} siehe auch Vergleich Aktiv-/Passivmessung im Anhang, Tabelle 16

5.3 Ergebnisse – Legehennenhaltungsanlage

5.3.1 Meteorologie

Daten zur Meteorologie (Feuchte, Windgeschwindigkeit, Sonneneinstrahlung, Windrichtung, Temperatur usw.) wurden während der zeitgleichen Emissions- und Immissionsmessungen durch den Messwagen des Landesamtes als 3-Minuten-Werte erfasst. Zusätzlich wurden von April 2009 bis Februar 2010 kontinuierlich mit einem Ultraschall-Anemometer Messungen der Windgeschwindigkeit, Windrichtung und Turbulenz in einer Höhe von 10 m im Umfeld der Anlage durchgeführt. Die Messungen wurden als 10-Minuten-Mittelwerte kontinuierlich aufgezeichnet.

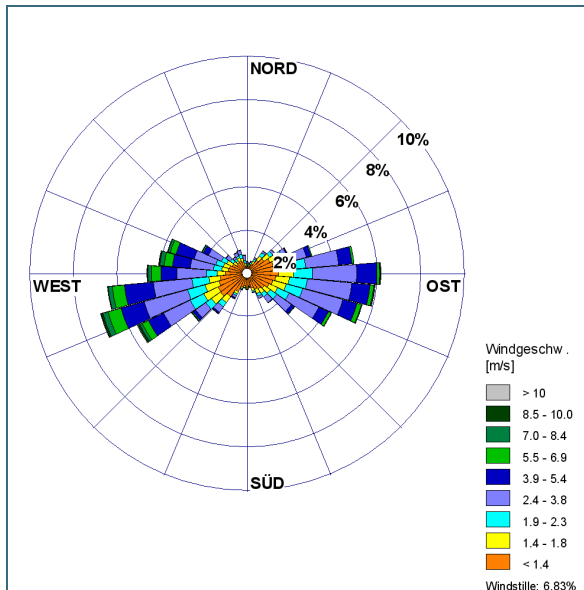


Abb. 32: Gemessene Windrichtungsverteilung [%].

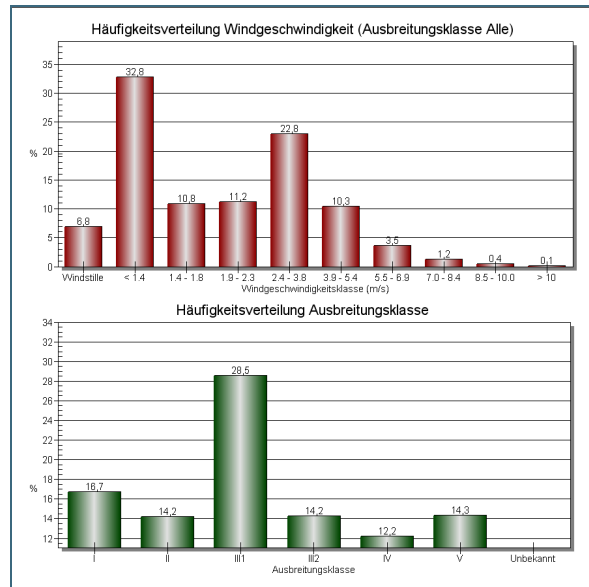


Abb. 33: Häufigkeit der Geschwindigkeits- (oben) und Ausbreitungsklasse (unten).

5.3.2 Passivsammlermessungen Ammoniak

Die Ammoniakmessungen mit Passivsammlern erstreckten sich über den Zeitraum von ca. 2 Jahren und wurden als 14-tägige Mittelwerte festgehalten.

Ergebnisse Phase I:

- Die ersten beiden Messungen wurden noch während des Betriebes der Altanlage (Käfighaltung mit Kotkeller, geschätzte Emissionsfracht: 58 t NH₃/a) durchgeführt und lagen mit z. T. über 300 µg/m³ am MP 1 sehr hoch.
- Beim dritten Messabschnitt gingen die hohen Belastungen deutlich zurück. Grund hierfür waren die besseren Ableitbedingungen durch den Abbau der Kaminüberdachungen (siehe Abb. 34).
- Die resultierenden mittleren Zusatzbelastungen der Altanlage lagen je nach Entfernung der Messpunkte zwischen ca. 5 – 218 µg/m³ (s. Anhang, Tab. 17). Die Konzentrationen sinken damit mit zunehmender Entfernung schnell ab, was für eine hohe Deposition im direkten Anlagenumfeld spricht.

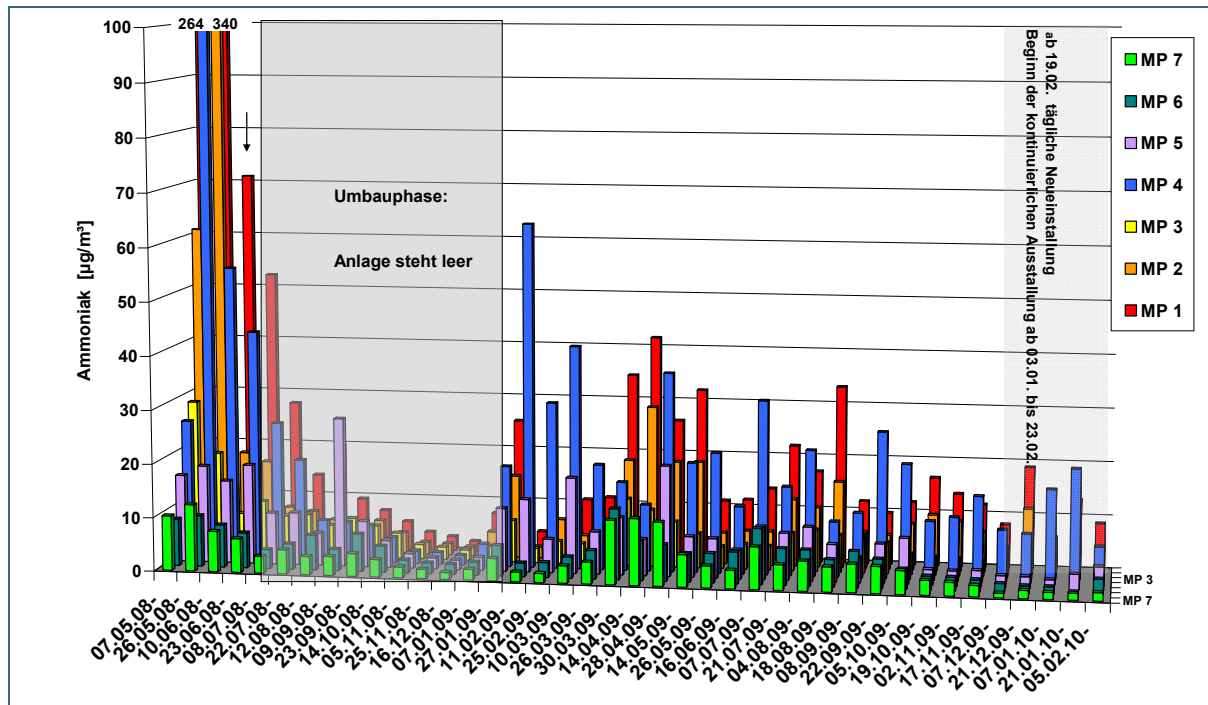


Abb. 34: Passivsammlermessungen an einer Legehennenanlage an 7 verschiedenen Messorten (Lage s. Abb. 31, n = 280); Pfeil (↓) kennzeichnet Zeitraum des Abbaus der Kaminüberdachungen.

Ergebnisse Phase II:

- Auch nach Stilllegung der Anlage gingen die Werte im direkten Umfeld nur langsam auf die im Allgemeinen niedrige Hintergrundbelastung von 2 – 3 µg/m³ zurück, da vermutlich aus dem Kotkeller und Mauerwerk Ammoniak noch weiter emittierte.
- Erst in den Wintermonaten ohne Düngeeinfluss konnten für alle Messorte gleichbleibende Hintergrundbelastungen von 2 – 3 µg/m³ festgestellt werden.
- Während der Frühjahrs-, Sommer- und Herbstmonate traten immer wieder Immissionsspitzen auf, deren Zeiträume mit den Düngenzeiten gemäß Aufzeichnung der Anwohner gut übereinstimmen.
- Insbesondere nicht eingearbeitete Schweinegülle führte, wie z. B. im September 2008 am MP 5, zu hohen Immissionswerten. Hier zeigten die Düngeaufzeichnungen der Anwohner, dass das mögliche Minderungspotenzial durch sofortige Einarbeitung und damit eine effiziente Stickstoffnutzung in der Praxis zum Teil nicht mit der wünschenswerten Sorgfalt vollzogen werden. Hier besteht also Regelungsbedarf, z. B. exakte Festlegung des Begriffs „unverzögliche Einarbeitung“, z. B. „in x Stunden“ bei der geplanten Novellierung der Düng-Verordnung.

Phase III:

- Für die Neuanlage (Kleingruppenhaltung mit Kotbandtrocknung, gemessene Emissionsfracht: ca. 43 t/a) sind die gemessenen durchschnittlichen Immissionswerte mit 5 – 19 µg/m³ wesentlich geringer als bei der Altanlage. Dies ist insofern erstaunlich, da auf Grund einer Kapazitätsverdoppelung die Jahres-Emissionsfracht trotz verbesserter Anlagentechnik nur um 25 % zurückging.
- Die durchschnittlichen Zusatzbelastungen liegen damit je nach Lage des Messpunktes bei ca. 1 – 17 µg/m³ (s. Anhang, Tab. 17).

Erklärung hierfür ist hauptsächlich die bessere Verteilung der Emissionen durch die höheren Ableitgeschwindigkeiten und Ableithöhen. Die Emissionen werden nicht mehr direkt im Anlagenumfeld deponiert, sondern in höhere Schichten geblasen und gelangen dadurch nach Verdünnung in weiter entfernte Gebiete.

Zudem dürfte durch die längere Verweilzeit der Abgase in der Atmosphäre vermutlich auch ein größerer Teil der Ammoniakemissionen in Ammonium-Ionen bzw. Ammoniumpartikel (Ammoniumnitrat und -sulfat) umgewandelt werden, die dann als Feinstaub ebenfalls sehr weit getragen werden können. Diese in der Atmosphäre gebildeten Verbindungen (Sekundärpartikel) werden meist trocken, insbesondere von Wäldern mit ihren großen Oberflächen „ausgefiltert“. Zum großen Teil regnen sie oft erst in weit entfernten Gebieten ab und können als nasser Eintrag im Niederschlag nachgewiesen werden. Die im Umfeld der Anlage gemessenen Ammoniakimmissionskonzentrationen sind im Vergleich zu den Emissionen gering und nehmen sehr schnell mit zunehmendem Abstand zur Anlage ab. Die Gefahr der Eutrophierung oder von Verätzungen empfindlicher Pflanzen durch direkten Ammoniakeintrag (Zusatzbelastungen über $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ist daher bei freien Ableitbedingungen mit ausreichenden Ableithöhen bzw. -geschwindigkeiten unter Annahme von ca. 43 t/a Jahresemissionen nur im engeren Bereich um die Anlage (max. 300 m) zu befürchten. Hier liegen im konkreten Fall aber keine stickstoffempfindlichen Ökosysteme vor.

Die weitaus größere Umweltproblematik stellen neben den direkten Einträgen durch Ammoniak somit die indirekten Depositionen durch Ammonium bzw. Sekundärpartikel in weiter entfernten Gebieten dar, da sie zu den ohnehin hohen Vorbelastungen an Stickstoffeinträgen im gesamten Bundesgebiet beitragen.

5.3.3 Feinstaubmessungen (Staubsammler) und Analyse der Staubinhaltsstoffe

Die Emissionsfrachten von Feinstaub betragen durchschnittlich weniger als 20 % der Ammoniakemissionsfracht, sodass bei Verdünnungsgraden von mehr als einem Faktor 1.000 auch die Immissionsbelastung nur geringfügig über der durchschnittlichen Hintergrundbelastung von ca. $20 - 25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für ländliche Gebiete zu erwarten war (s. Anhang, Tab. 18). Dennoch konnte ein deutlicher Anlageneinfluss festgestellt werden, der im Mittel je nach Jahreszeit, Windverteilung und Abstand zwischen 1 und $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ betrug. Entsprechend zu den hohen emissionsseitigen Staubfrachten im Sommer konnten auch für die Immissionen in dieser Jahreszeit die höchsten Zusatzbelastungen gefunden werden (ausgenommen die staubintensiven Einfriedearbeiten im Frühjahr, die aber bei der Ermittlung der Zusatzbelastung unberücksichtigt blieben, s. Anhang, Abb. 38).

Bei der Auswertung der einzelnen Tage und dem Vergleich mit den vorherrschenden Windrichtungen und Wetterbedingungen fiel Folgendes auf:

- Insgesamt wurde die Feinstaubkonzentration (PM_{10}) stark durch die schwankende Hintergrundbelastung geprägt und hebt sich im Jahresmittel mit $18 - 21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nicht von anderen ländlichen Standorten ab.
- Hohe Feinstaubbelastungen traten insbesondere bei Winden aus östlicher Richtung auf.
- Die Zusatzbelastung pro Tag durch die Anlage lag je nach Messpunkt und Windverhältnissen zum jeweiligen Messtag im Bereich von $1 - \text{ca. } 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, wobei die hohen Unterschiede sich auf wenige Tage im Jahr bei insgesamt schlechter Durchmischung und gerichteten Winden beziehen (s. Anhang, Abb. 39, z. B. Abb. 41 22.07.2009, 20.12.2009).
- Im Mittel über alle Kampagnen ist der Feinstaubgehalt im direkten Umfeld der Anlage um max. $1 - 3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gegenüber dem Hintergrund erhöht. Lediglich in den Sommermonaten ergibt sich ein durchschnittlicher Unterschied von bis zu $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zwischen Anlagengelände und Hintergrund (hohe Staubfrachten bei maximalen Volumenströmen $2 - 3 \text{ Mio. m}^3/\text{h}$, s. Anhang, Tab. 18).

- Ein Teil dieses Feinstaubes auf dem Anlagengelände (MP 1) ist aber sicherlich auch dem regen Lieferverkehr (Eiertransport, Kotbandentleerung, Siloauffüllung) zuzuordnen.
- Staubintensive landwirtschaftliche Erntetätigkeiten konnten durch die gewissenhaften Aufzeichnungen der Anwohner den Vorbelastungen zugeordnet werden. So lagen z. B. an Tagen mit Mährescherarbeiten die mittleren Hintergrundbelastungen im Bereich von ca. $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Die erhöhten Werte waren aber bereits nach einem Tag wieder im üblichen Bereich von $19 - 21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (s. Abb. 39, 02.08.09 MP5).
- Während und nach Regentagen sinken die Feinstaubwerte erwartungsgemäß ab, wobei im Winter dabei die Temperaturen steigen und im Sommer die Temperaturen bei Regen fallen. Für die Frühjahrs- und Herbstmessung konnte kein Zusammenhang zwischen Staub und Temperatur festgestellt werden (s. Anhang, Abb. 38bis 41).
- Bei Westwinden ist die Hintergrundbelastung meist niedriger als bei Ostwinden. Die Messwerte des östlich gelegenen Messpunktes liegen dann immer über denen des westlichen Messpunktes.
- Bei Ostwinden liegen die Messwerte der westlichen Punkte deutlich über den Hintergrundwerten, sodass auch hier eindeutig die Zuordnung zur Anlage gegeben ist. Im Vergleich zur Westwindsituation liegen die Hintergrundbelastungen auf einem leicht höheren Niveau.
- Im Frühjahr, Herbst und Winter sind die Anteile der Sekundärpartikel an allen Messpunkten um den Faktor 3 höher als im Sommer und machten nahezu 50 % des Staubanteiles aus. Im Sommer lag ihr Anteil wegen der ausgeprägten temperatur- und feuchteabhängigen Gleichgewichtsreaktion von Ammoniak und Salpetersäure zu Ammoniumnitrat nur bei ca. 20 % des Staubanteils (s. Anhang, Tab. 18). Diese Ergebnisse decken sich mit den Auswertungen des Deutschen Wetterdienstes am Hohenpeißenberg [46].
- Die zahlreichen Einflussfaktoren, wie z. B. Temperatur, Feuchte, Ozon, Windrichtung- und -geschwindigkeit, Düngetätigkeiten, die die Sekundärpartikelbildung beeinflussen, machten durch ihr ständig wechselndes Zusammenspiel eine eindeutige Zuordnung zu den einzelnen Parametern nahezu unmöglich. Unter bestimmten, für die Interpretation der Sekundärpartikelbildung günstigen Voraussetzungen (gerichteter Wind, kalter Winter, Schneefall) konnte jedoch festgestellt werden, dass im Umfeld der Anlage durchaus eine Sekundärpartikelbildung in der Größenordnung von $3 - 4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ möglich ist (fast nur Ammoniumnitrat, kein Ammoniumsulfat, s. z. B. Anhang, Abb. 45: 21.12.2009).
- Im Frühjahr fanden noch staubintensive Einfriedungsarbeiten statt. Auffällig waren hier die ansteigenden Calcium- und Magnesiumgehalte (MP1) bei erkennbarem Rückgang von Ammonium-Ionen. Hier wurden möglicherweise Nitrat-Ionen durch Calcium, Magnesium bzw. Kaliumionen abgefangen. Dies lässt vermuten, dass der limitierende Faktor für die Sekundärpartikelbildung – zumindest bei hohem Ammoniakangebot – Nitrat ist (s. Anhang, Abb. 46).
- Im Jahresmittel gleicht sich durch die zeitweise meteorologisch bedingte, hohe Vorbelastung an Sekundärpartikeln in den Staubfrachten die Belastung an allen 4 Messstandorten in der Umgebung der Anlage nahezu an. Ständig wechselnde Windrichtungen verwischten die ohnehin geringen Unterschiede im Tagesmittel (s. Tab. 18).
- Die leicht erhöhten Mittelwerte an Sekundärpartikelkonzentrationen in der Nähe der Anlage sind fast ausschließlich durch Nitrat-Ionen bestimmt, ein Unterschied bei Ammonium-Ionen konnte im Mittel nicht mehr festgestellt werden. Hier müssen entweder andere Nitrate, wie

z. B. Kalium- oder Calciumnitrat vorliegen, oder aber die Messgenauigkeit lässt nur für die sehr viel schwereren Nitrat-Ionen noch eine Differenzierung zu (s. Anhang, Tab. 18).

- Relevante Emissionen von Ammonium-Ionen aus der Anlage können ausgeschlossen werden. Die gemessenen Emissionen liegen im Bereich der Hintergrundbelastung und dürften aufgrund des Verdünnungsfaktors von über 1.000 immissionsseitig nicht mehr messbar sein. Vielmehr bilden sich aus Ammoniak in der Regel erst nach einiger Zeit und somit in weiter entfernten Gebieten stabile Ammoniumverbindungen, die dann zu erhöhten Sekundärpartikelbelastungen führen können. Die im Winter bis zu 50 % gemessenen Anteile sind meteorologisch bedingte Hintergrundwerte, kommen also nicht durch die Anlage selbst.

Fazit: Durch die gegebenen Ableitbedingungen (13,5 m über Erdgleiche, Abluftgeschwindigkeiten 7 – 10 m/s) liegen die Zusatzbelastungen von Feinstaub im direkten Anlagenumfeld bei durchschnittlich $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und sinken mit zunehmender Entfernung zur Anlage schnell unter die Irrelevanzschwelle von $1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nach TA Luft ab. Eine erkennbare Sekundärpartikelbildung findet in der Anlagenumgebung nur unter bestimmten meteorologischen Voraussetzungen statt. Insbesondere kalte windarme Tage mit Schnee, evtl. Nieselregen oder auch Nebel bieten beste Voraussetzungen für Ammoniak, sich relativ schnell in stabilere Ammoniumverbindungen umzuwandeln. Dabei ist Ammoniak in ausreichender Menge vorhanden, um für die Partikelbildung zur Verfügung zu stehen. Limitiert wird die Bildung von Sekundärpartikeln aus Ammoniak – abgesehen von den stark prägenden meteorologischen Einflüssen, wie Durchmischung und Regen – daher vermutlich eher von der Konzentration der Partner Nitrat und Sulfat. Bei Ammoniumnitrat spielen zudem die Gleichgewicht bestimmenden, meteorologischen Faktoren, wie Temperatur und Feuchte, eine große Rolle.

5.3.4 Aktivmessungen: Ammoniak und Feinstaub

Da nur ein Messwagen mit jeweils einem kontinuierlichen Messgerät für Feinstaub und Ammoniak zur Verfügung stand, konnten keine zeitgleichen Luv/Lee-Messungen durchgeführt werden (s. Tab. 14, Lage der Messpunkte siehe Abb. 31, MP A: Messwagenstandort). Während der Nacht musste der Messwagen zur Aufladung der Batterien zum Messpunkt 5 versetzt werden. Teilweise wurden aber auch Messungen direkt auf dem Anlagengelände durchgeführt (MP B/C, nicht in Abb. 31 eingezeichnet).

Bei der **Feinstaubmessung** (s. Tab. 18) haben meteorologische Einflüsse, insbesondere die vielen Regentage, die Unterschiede zwischen Luv und Lee stark verwischt. Die Lee-Werte liegen z. T. sogar unter den Luv-Werten. So waren im Winter z. B. nur wenige Lee-Messungen ($n < 100$) vorhanden, die im Vergleich zu den Luv-Messungen bei sehr geringen Windgeschwindigkeiten erfasst wurden. Einzig bei der Frühjahrmessung konnten Regentage komplett ausgeschlossen werden, hier ist der Unterschied hauptsächlich durch den Anlageneinfluss geprägt, z. T. fanden aber noch Emissionen durch Einfriedearbeiten (Calcium- und Magnesium-Ionen im Feinstaub erhöht) statt (s. Anhang, Tab. 18 und Abb. 46).

Deutlich erkennbar wird wieder die Abhängigkeit der Höhe der Hintergrundkonzentrationen (Luv- und Lee-Werte) von der vorherrschenden Windrichtung (s. Tab. 15). Bei Messung 1 und 3 herrschten Ostwinde vor, die höhere Staubfrachten transportierten, bei Messung 2 und 4 ergab sich insgesamt ein sehr viel geringeres Immissionsniveau bei vornehmlich Westwinden. Die Aktivmessungen mittels Beta-Absorption stimmen gut mit den Tagesmittelwerten der Staubsammler überein, wenn die Konzentrationen mit dem üblichen Korrekturfaktor von 1,25 multipliziert werden, der aus anderen Messungen im Luftgütemessnetz des LfU gewonnen wurde.

Tab. 15: Vergleich der Aktivmessungen in Luv und Lee der Anlage bei den verschiedenen Messkampagnen; n: Anzahl der 3-Minutenwerte.

Mittelwerte aus 3-Minutenmessungen im direkten Luv und Lee der Anlage an verschiedenen Standorten (siehe Abb. 31)		Feinstaub PM ₁₀ in µg/m ³		Ammoniak in µg/m ³	
		Luv	Lee ^{*)}	Luv	Lee ^{*)}
Messung 1 Frühjahr 31.03.09 – 03.04.09	MP 5 nachts	25		9	
		n = 452		n = 452	
	MP A tags		33		48
			n = 319		n = 319
	MP B Anlagengelände	23		12	
		n = 280		n = 280	
Messung 2 Sommer 06.07.09 – 10.07.09	MP 5 tags/nachts	13	11	4	8,5
		n = 460	n = 359	n = 409	n = 359
Messung 3 Herbst 19.10.09 – 23.10.09	MP 5 nachts	33	39	2	3,5
		n = 930	n = 82	n = 930	n = 82
	MP A tags		31		19
			n = 116		n = 116
	MP C Anlagengelände	7		4	
		n = 60		n = 60	
Messung 4 Winter 07.12.09 – 11.12.09	MP 5 tags/nachts	15	7	4	28
		n = 667	n = 98	n = 667	n = 98

^{*)} bei der Datenauswertung wurden nur Windrichtungen herangezogen, die die Anlage und den Messpunkt überstreichen

Ganz anders sieht die Situation bei den zeitgleich gemessenen **Ammoniak-Immissionswerten** aus. Hier ist deutlich der Unterschied zwischen Luv- und Leemessung zu erkennen (Faktor 2 – 9). Die hohen Werte im Frühjahr und Winter decken sich mit den hohen Konzentrationen, die bei der Emissionsmessung aufgrund der niedrigen Volumenströme auftraten. Im Frühjahr lag zudem die gemessene Abströmgeschwindigkeit des Abgases mit 5 – 7 m/s unter den Herbst- und Winterwerten. Hier kommen durchaus Spitzenwerte von über 100 µg/m³ vor.

Auch das Ausregnen (Reaktion innerhalb der Wolke) bzw. das Auswaschen (Reaktion unterhalb der Wolke) von gasförmigem Ammoniak spielt im Umkreis der Anlage im Gegensatz zum Feinstaub offensichtlich keine große Rolle. Dies liegt nach Asman [47] daran, dass zum einen bei niedrigen Quellen die Abluffahne die Wolkentröpfchen nicht erreicht, sodass das wesentlich geringere Oberflächen/Volumenverhältnis der Regentropfen im Vergleich zu den Wolkentröpfchen nur geringfügig zum Ausregnen beitragen kann. Zum anderen ist das direkte Auswaschen von gasförmigem NH₃ durch die hohe Geschwindigkeit der fallenden Regentropfen gering, es kann sich kein Gleichgewicht zwischen Gas und Regentropfen einstellen. So geht Asman davon aus, dass jährlich nur 0,25 – 2 % der Emissionen bis 1.000 m Entfernung ausgewaschen werden. Untersuchungen von Rinke [48] bestätigen diese Theorie.

Interpretationen zu den einzelnen Messungen finden sich im 2. Zwischenbericht vom November 2009 [5].

5.3.5 Messungen von Bioaerosolen und Endotoxinen

Die Immissionsmessungen der Bioaerosole und Endotoxine erfolgten bei jeder der 4 Messkampagnen einmal über 30 min – zeitgleich mit der Emissions- und der Luv-Messung – im Lee der Anlage. Dabei war beabsichtigt, einen möglichst konservativen Zustand mit hohen Emissionsfrachten zu untersuchen. Gemessen wurde daher meist erst einen Tag vor der Kotbandleerung. An zwei Punkten mit unterschiedlicher Entfernung zum Anlagenmittelpunkt (Immissionsprobe 1: 260 – 315 m; Immissionsprobe 2: 430 – 480 m) wurden „Gesamt“bakterien, „Gesamt“schimmelpilze und Endotoxingehalte mit Hilfe von Immissionsimpingern (AGI 30 [43]) über 30 min. gemessen. Die genaue Beschreibung des Messverfahrens ist im Emissionsmessbericht zur Legehennenhaltung [9] enthalten. Die geringe Anzahl der Messungen lässt allerdings nur eine überschlägige Abschätzung der Belastungssituation zu. Aufgrund des vorgegebenen geringen Probenahmevolumens waren niedrige Konzentrationen bei den Immissionsmessungen und der Erfassung des Hintergrundes schwer zu quantifizieren.

Lediglich in einer Immissionsprobe im Lee in 260 – 315 m Abstand zur Quelle wurde eine leicht erhöhte nachweisbare Gesamtbakterienkonzentration von 10^2 KBE/m³ gemessen (gemessene Hintergrundkonzentration: 1 KBE/m³). Ebenfalls wurde nur in einer von 4 Immissionsproben auf Endotoxine im Umfeld der Anlage mit 0,2 – 0,4 EU/m³ ein Befund oberhalb der Nachweisgrenze erfasst, der aber unter den in der Literatur genannten Hintergrundkonzentrationen von 0,75 EU/m³ – 1,99 EU/m³ (s. [1]) liegt.

An keinem der beprobten Immissionsstandorte war ein signifikanter Anlageneinfluss durch Bakterien, Pilze oder Endotoxine nachweisbar.

5.3.6 Vergleich mit Ausbreitungsrechnungen

Die mit Passivsammlern gemessenen Jahresmittelwerte (MP 1 – MP 7) an Ammoniak wurden mit den Ergebnissen von Berechnungen eines Ausbreitungsprogrammes (LASAT [49]) verglichen. Dabei wurden die aus den Messungen abgeschätzten Jahresmittelwerte der Emissionen und die vor Ort gemessenen Wind- und Turbulenzdaten zu Grunde gelegt. Im Vergleich hierzu wurden auch die Werte der Immissionsprognose dargestellt, die im Zuge der Anlagengenehmigung mit einer übertragbaren Statistik und niedrigeren Emissionswerten erstellt worden war.

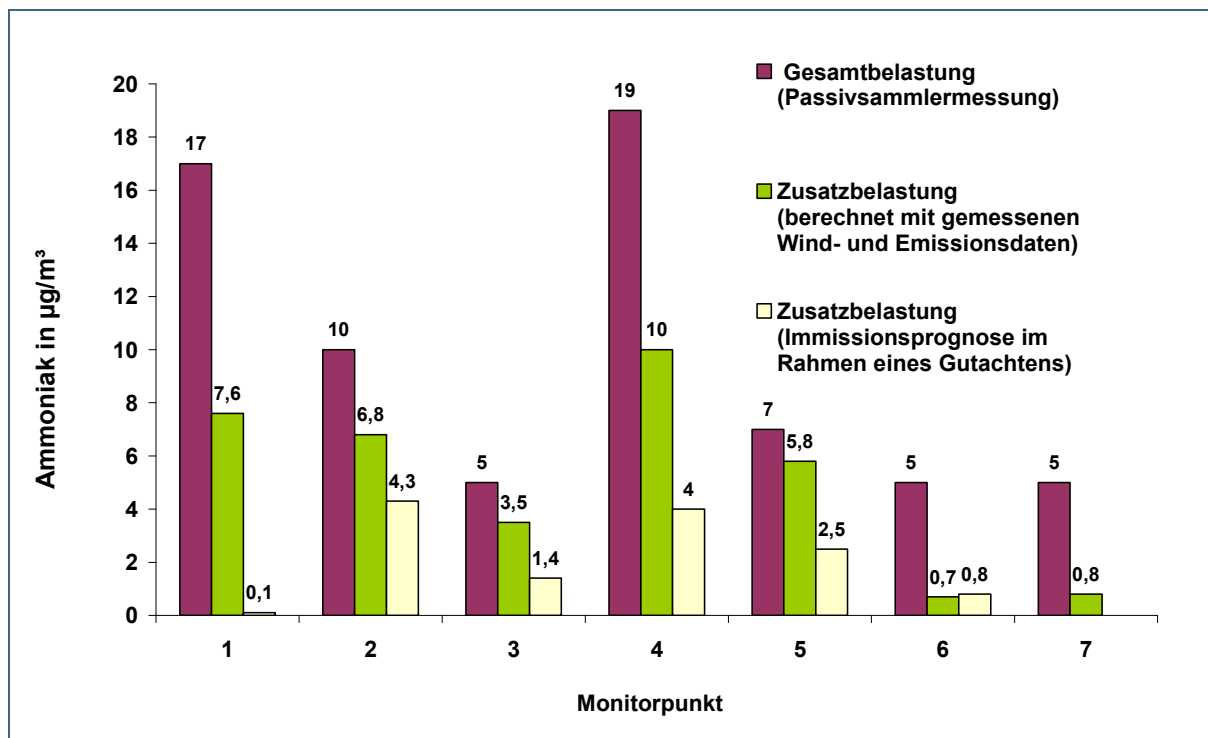


Abb. 35: Vergleich von gemessenen (Passivsammler) mit berechneten Werten (grün: unter Berücksichtigung der gemessenen Meteorologie und Emissionen; hell: unter Berücksichtigung einer Immissionsprognose mit Literaturdaten für die herkömmliche Käfighaltung und einer übertragbaren Statistik).

Der Vergleich zwischen den einzelnen Ergebnissen zeigt Folgendes auf:

- Legt man eine pauschale Hintergrundbelastung von ca. $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für Ammoniak zu Grunde, sind die berechneten Werte der Zusatzbelastung im direkten Nahbereich der Anlage (MP 1 und 4) verglichen zur gemessenen Gesamtbelastung zu gering. Dies kann z. T. an diffusen Emissionen, z. B. aus Gebäudeöffnungen oder bei der wöchentlichen Kotbandentleerung, liegen. Weitere Gründe sind die eingeschränkte Ableitung in die freie Luftströmung; zum einen durch zu niedrige Kaminhöhen über First (2,4 m) und daraus resultierende Verwirbelungen bis in den bodennahen Bereich, zum anderen kann durch die regelbaren Lüfter die der Rechnung zu Grunde gelegte Abströmgeschwindigkeit von 10 m/s nur zeitweise erreicht werden.
- An weiter entfernten Messpunkten (MP 2, 3, 5, 6, 7) stimmen die berechneten Werte der Zusatzbelastung gut mit den Messwerten der Gesamtbelastung überein.
- Die Zusatzbelastung der Immissionsprognose im Rahmen eines Gutachtens unterschätzte die tatsächliche Belastung im Jahresmittel im Nahbereich deutlich. Dies bestätigt die Vermutung, dass die für die herkömmliche Käfighaltung verwendeten Emissionsfrachten zu niedrig angesetzt wurden. Zudem entsprachen die tatsächlichen meteorologischen Verhältnisse vor Ort bezüglich der Windrichtung nicht genau der gewählten übertragbaren Windverteilung (Verschiebung der gemessenen Hauptwindrichtung um ca. 20° gegen den Uhrzeigersinn).

Die mit den Emissionsfrachten aus den Emissionsmessungen und mit LASAT [49] berechneten durchschnittlichen Jahreskonzentrationen an Ammoniak stimmen deutlich besser mit den gemessenen Konzentrationen überein.

Erwartungsgemäß sind dagegen die Übereinstimmungen bei den zeitgleichen Messungen von Emission und Immission mit den aktiven Messverfahren (halb- bzw. einstündliche Mittelwerte über 2 – 3 Tage zu unterschiedlichen Tageszeiten) nur teilweise zufriedenstellend.

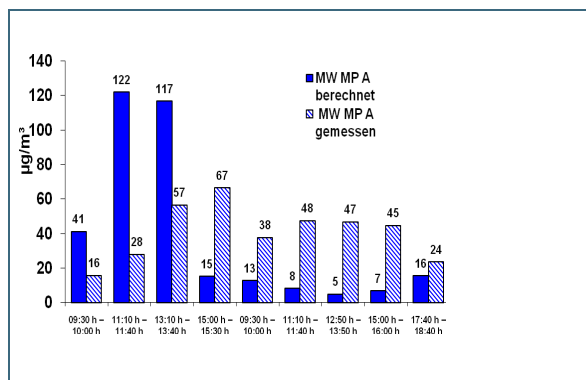


Abb. 36: Vergleich der gemessenen und berechneten Werte: Frühjahr.

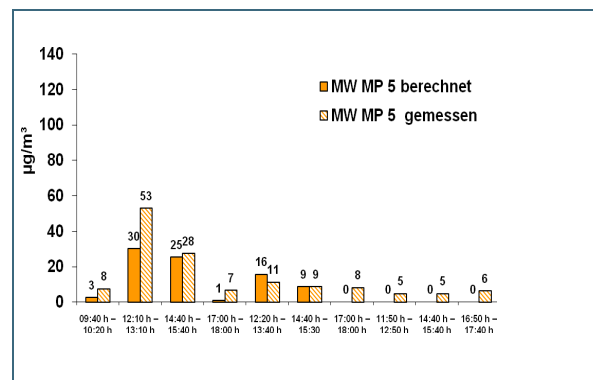


Abb. 37: Vergleich der gemessenen und berechneten Werte: Winter.

Hier können verschiedene Einflussfaktoren, wie z. B. schwankende Windrichtungen und damit Positionierungen des Messpunktes im Randbereich der Abluffahne, eine bedeutende Rolle spielen. Auch ist es durchaus denkbar, dass durch Temperaturerhöhung an wärmeren Mittagsstunden die einmal deponierten Frachten (z. B. hohe Frachten vor Kotbandentlüftung) an gelöstem Ammonium-Ionen wieder in gasförmigen Ammoniak umgewandelt und emittiert werden [47]. Dies würde die lang anhaltenden hohen Messwerte trotz Rückgang der Emissionsfrachten nach der Kotbandentleerung erklären. Seedorf [50] empfiehlt zudem Immissionsmessergebnisse aufgrund der langen Ansprechzeiten und Memory-Effekte des verwendeten Messsystems auf der Basis von Tagesmittelwerten anzugeben. Halbstündige Kurzzeitmessungen sind daher nur tendenziell in ihrer Größenordnung mit den Emissionsmessungen vergleichbar. Im Wochenmittel stimmen gemessene und berechnete Werte allerdings wieder gut überein. Sowohl durch Rechnung als auch durch Messung ist deutlich zu erkennen, dass

während der Wintermessung der Messwagen nicht immer im Lee der Anlage stand, da die Winde sehr instabil waren (daher oft nur Hintergrundmessung) (s. Abb. 36 und 37).

Ausbreitungsabschätzungen und Interpretationen zur Altanlage finden sich im 1. Zwischenbericht vom Dezember 2008 [4].

5.4 Ergebnisse – Vergleichende Verkehrsmessungen

Die bisherigen Untersuchungen in Bayern seit dem Jahr 2006 zur verkehrs- und landwirtschaftsbedingten Ammoniak- und Ammoniumbelastung wurden im 1. Zwischenbericht [4] ausführlich diskutiert. Dem interessierten Leser können auf Anfrage die zusammengestellten Ergebnisse übermittelt werden. Ein ausführlicher Bericht zu den bisherigen Ammoniakpassivsammlermessungen in Bayern soll noch gesondert in diesem Jahr veröffentlicht werden.

Im Rahmen dieses Projektes wurden verschiedene verkehrsnahе Messungen sowohl während der Sommer- als auch der Wintermonate durchgeführt. Die Ergebnisse werden hier nur vergleichend zu den Immissionsmessungen an der Intensivtierhaltungsanlage kurz diskutiert. Die Graphen zu den nachfolgenden Aussagen sind im Anhang zusammengestellt oder bereits in den Zwischenberichten dokumentiert.

Zusammenfassend lässt sich folgendes feststellen:

- Ammoniakkonzentrationen an verkehrsreichen Straßen korrelieren gut mit der Stickstoffmonoxidemission und kommen zum großen Teil aus den Fahrzeugen. Sie werden hauptsächlich vom Verkehrsaufkommen beeinflusst (Abnahme am Wochenende) und weniger durch Temperaturschwankungen, konzentrieren sich aber bei niedrigen Windgeschwindigkeiten – wie alle Schadstoffe – erwartungsgemäß auf. Schneefall oder Regen haben dagegen auch in verkehrsbelasteten Gebieten kaum einen Einfluss auf die Höhe der Ammoniakkonzentration (s. Anhang, Abb. 54, Abb. 29 im 2. Zwischenbericht [5]).
- Weder in verkehrsbelasteten noch in landwirtschaftlich hoch belasteten Gebieten ist eine Korrelation zwischen Feinstaub- (Ammonium-) und Ammoniakbelastung ersichtlich (s. Anhang, Abb. 55 und 2. Zwischenbericht [5], Abb. 29 Messung Luise-Kiesselbach-Platz München) Ammoniak selbst schwankt in verkehrsbelasteten Gebieten kaum mit der Jahreszeit. Die leicht höheren Werte im Sommer sind durch die höheren Hintergrundwerte bedingt, die auch in ländlichen Gebieten z. T. durch vermehrte Düngetätigkeiten auftreten. Ebenso können höhere Temperaturen im Sommer tagsüber zu höheren Konzentrationen führen. Die Nachtwerte unterscheiden sich kaum von Sommer und Winter (siehe im 2. Zwischenbericht [5], Abb. 30).
- Die Ammoniakkonzentration liegt mit $3 - 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in verkehrsbelasteten Gebieten in der gleichen Größenordnung wie nach der Umstellung im Umfeld der Legehennenanlage in 155 m Entfernung. Im Gegensatz zu den relativ hohen Quellen (13,5 m über Erdgleiche plus Abgasfahnenüberhöhung) bei der Legehennenhaltungsanlage finden die Verkehrsmessungen eher im Nahbereich der Emittenten statt. Das Konzentrationsprofil würde ohne weitere Emittenten beim Verkehr vermutlich rasch absinken [51].
- Tiefe Temperaturen mit niedrigen Windgeschwindigkeiten führen zu hohen Belastungen an Ammonium-Ionen und damit insgesamt zu hohen Staubbelastungen. Dabei bestimmt primär die Höhe der Temperatur die Höhe der Ammonium-Ionenbelastung. Niedrige Windgeschwindigkeiten allein sind nicht ausschlaggebend für die Höhe der Ammoniumwerte (s. Anhang, Abb. 53).
- Ab Temperaturen über $4 \text{ }^\circ\text{C}$ treten kaum mehr erhöhte ammoniumhaltige Partikelkonzentrationen auf (s. Anhang, Abb. 52). Eine Ausnahme bilden die Übergangsjahreszeiten mit extre-

men Tag-/Nachtschwankungen der Temperatur bei den ländlichen Messungen (s. Anhang, Abb. 42). Ansonsten sind selbst bei kleinen Windgeschwindigkeiten in Verbindung mit hohen Temperaturen nur niedrige Ammonium-Ionenkonzentrationen zu finden. Kurz nach extremen Schwankungen der Windgeschwindigkeit oder der Temperatur können vereinzelt höhere Werte auftreten (s. Anhang, Abb. 51).

- Regen wäscht ammoniumhaltige Partikel unabhängig von Temperatur und Windgeschwindigkeit aus. Schnee oder Nebel haben dagegen keinen mindernden, sondern eher einen verstärkenden Einfluss auf die Partikelbildung. Hier kann sich vermutlich Ammoniak bzw. Stickstoffmonoxid schneller zu Ammonium- bzw. Nitrat-Ionen umsetzen und das Gleichgewicht in Richtung Sekundärpartikel verschieben (s. Anhang, Abb. 51).
- Hohe Calcium- oder Natriumwerte (z. B. durch Bauarbeiten) können Ammonium-Ionen aus der Gleichgewichtsphase verdrängen und zu erhöhten Nitratbelastungen führen. Insbesondere das zweiwertige Calcium kann hierbei kurzfristig hohe Nitratwerte hervorrufen, ohne dass sich Sulfat erhöht (s. Anhang, Abb. 46).
- Insgesamt wird die Summe der Sekundärpartikel aber weniger von Ammoniak (bzw. Ammonium) bestimmt, da dieser immer in ausreichender Menge schon allein durch die Hintergrundbelastung von ca. $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vorhanden ist. Bei der Salpetersäure (und auch Schwefelsäure) wurden dagegen bisher wesentlich geringere durchschnittliche Konzentrationen von ca. $1 - 2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [52] gemessen. Deren Bildung scheint zudem stark von photochemischen Einflüssen abhängig zu sein. Auf Grund des größeren Molekulargewichtes stellt sie für die Molverhältnisse der Sekundärpartikel – unter Berücksichtigung der o. g. Einflussparameter für die Gleichgewichtsreaktion – damit vermutlich den limitierenden Faktor dar. Dies gilt nicht nur für landwirtschaftlich geprägte, sondern vermutlich auch für verkehrsbelastete Gebiete.
- Zwischen Verkehrsgebieten und Natur- bzw. Stadtrandgebieten konnte zum Teil doch ein deutlicher Unterschied in der Höhe der Gesamtbelastung an Ammonium-Ionen festgestellt werden (s. 1. Zwischenbericht [4], Abb. 37, 38 und 41), sodass davon ausgegangen werden kann, dass bei tiefen Temperaturen und austauscharmen Wetterlagen ca. $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Ammonium-Ionen lokal gebildet werden. Zusammen mit dem Nitrat bzw. Sulfat kann so die lokale Belastung an Feinstaub um ca. $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bezüglich der Sekundärpartikel ansteigen. Der Rest wird durch die Hintergrundbelastung hervorgerufen und ist somit für alle Stationen in etwa in der gleichen Größenordnung und bei großräumigen, austauscharmen Wetterlagen annähernd deckungsgleich. Die Anteile betragen im Herbst, Frühjahr und Winter zwischen 30 und 60 % des Feinstaubes, bei Sommertemperaturen dagegen nur zwischen 10 und 30 %.
- In den Sommermonaten ist der Anteil an Ammoniumsulfat im Feinstaub wesentlich höher als in kälteren Jahreszeiten, obwohl die absoluten Konzentrationen im Sommer deutlich niedriger als im Winter sind. Die Konzentrationen der Sulfat-Ionen unterscheiden sich im Sommer trotz höherem Molekulargewicht kaum von denen der Nitrat-Ionen. In kälteren Jahreszeiten steigt die Konzentration von Nitrat- und Ammonium-Ionen dagegen um das 3 – 4-fache ihrer Sommerkonzentrationen, die Sulfat-Ionen nur um ca. den Faktor 2 (s. 1. Zwischenbericht [4], Tabelle 31).
- Die zeitgleichen Messungen an der Legehennenhaltungsanlage und der Verkehrsstation Augsburg Königsplatz zeigen deutliche Unterschiede in der Konzentrationshöhe der Ammonium-Ionen (Abb. 50). Dabei ist zu berücksichtigen, dass in städtischen Gebieten meist höhere Durchschnittstemperaturen vorliegen, die zu einer geringeren Konzentration von Ammonium-Ionen in verkehrsbelasteten Gebieten führen können.

- Auch Ammoniumsulfat zeigt im Vergleich zwischen der Verkehrsmessung und der Legehennenhaltungsanlage die gleiche Abhängigkeit wie Ammoniumnitrat, steigt aber nicht so stark in der Konzentration an wie Ammoniumnitrat (nicht abgebildet).

Die Zusatzbelastung von Ammoniak im Verkehr stammt aus den Katalysatorfahrzeugen, die Stickstoffoxide reduzieren und dabei nicht unerhebliche Mengen an Ammoniak freisetzen. Zukünftig wird sich dieses Problem durch den Einsatz von Entstickungskatalysatoren in Dieselfahrzeugen unter Zudosierung von Ammoniak wahrscheinlich noch weiter verschärfen.

Ob und inwieweit sich eine Reduzierung von Stickoxiden oder Ammoniak als Vorläufersubstanz von Sekundärpartikeln senkend auf die Feinstaubbelastung auswirkt, konnte hier nicht abschließend geklärt werden.

Die flächendeckend hohen Sekundärpartikelkonzentrationen sprechen jedoch dafür, dass die Bildung und bodennahe Aufkonzentrierung auch bei geringen Konzentrationen der Vorläufersubstanzen unter bestimmten meteorologischen Bedingungen in erheblichen Größenordnungen ablaufen. Der limitierende Faktor scheint nicht durch die Ammoniakkonzentration, sondern eher durch die geringen Konzentrationen der salpetrigen Säure bestimmt zu sein.

6 Anhang

Tab. 16: Vergleich von Aktivmessungen mit dem Chemilumineszenzverfahren und Passivsammlermessungen.

Andechs emittentennah	Aktiv in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Passiv in $\mu\text{g}/\text{m}^3$
21.01.2008 – 06.02.2008	11,8	11,5
06.02.2008 – 20.02.2008	31,8	17,4
Augsburg Königsplatz		
22.08.2007 – 05.09.2007	8,7	7,5
20.08.2008 – 03.09.2008	7,0	5,9
03.09.2008 – 17.09.2008	5,8	7,4
München Luise-Kiesselbachplatz		
12.05.2009 – 27.05.2009	10,2	5,8
27.05.2009 – 15.06.2009	6,4	4,1
Augsburg Königsplatz		
20.01.2010 – 03.02.1010	4,5	3,2
17.02.2010 – 03.03.2010	6,5	5,1

Die Werte der Aktivmessungen liegen zeitweise über denen der NH_3 -Passivmessungen. Diese Abweichungen sind noch nicht vollständig erklärbar. Eine Ursache könnte in der Oxidation von anderen Stickstoffverbindungen oder vielleicht sogar von Luftstickstoff selbst im beheizten Konverter zu suchen sein. Auch wird ein gewisser „Memory-Effekt“ beim aktiven Gerät nicht ausgeschlossen [53]. Die Abweichungen wurden auch in [50] festgestellt.

Die Aktivmessungen an Feinstaub (Beta-Staubmeter) stimmen gut mit den Tagesmittelwerten der Staubsammler überein, sofern der für Verkehrsmessungen übliche Korrekturfaktor von 1,25 angewandt wird (Faktor 0,9 – 1,5 für MP 5 an der Legehennenanlage n = 6 d).

Tab. 17: Mittelwerte der Passivsammlermessungen von Ammoniak in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ an den verschiedenen Messpunkten und Vergleich mit den Immissionsprognosen bzw. Ausbreitungsrechnungen.

		Monitorpunkte / Entfernung zur Anlage						
		MP 1	MP 2	MP 3	MP 4	MP 5	MP 6	MP 7
Altanlage	Messzeitraum	40 m west	155 m west	310 m west	110 m ost	230 m ost	325 m süd	440 m nord
Gemessene Gesamtbelastung	07.05.2008 – 23.06.2008	226	62	19	62	17	9	10
Abgeschätzte Zusatzbelastung (s. u. Hintergrund)		218	57	14	56	9	5	7
Zusatzbelastung errechnet (Austal2000)		207	61	24	95	41	7	8
Stilllegungsphase								
Gemessene Hintergrundbelastung ¹⁾	22.07.2008 – 23.01.2009	8	4	5	6	7	4	3
Gemessene Hintergrundbelastung ohne Düngeeinfluss	05.11.2008 – 07.01.2009	3	2	2	2	2	2	2
Neuanlage								
Gemessene Gesamtbelastung	10.03.2009 – 07.01.2010	18	11	6	19	8	5	5
Abgeschätzte Zusatzbelastung		10–16	7–9	1–4	13–17	1–6	1–3	2–3
Mit gemessenen Emissionswerten berechnete Zusatzbelastung (LASAT)		8	7	3	10	6	1	1
Berechneter Wert der Immissionsprognose im Rahmen des Genehmigungsverfahrens (Austal2000)		<1	4	1	4	2	1	<1

¹⁾ Anlageneinfluss immer noch deutlich erkennbar

Feinstaub und Staubinhaltsstoffe:

Immissionsmessungen für Feinstaub und dessen Inhaltsstoffe wurden an den Messpunkten 1, 2, 4 und 6 über je 4 Wochen im Frühjahr, Sommer, Herbst und Winter durchgeführt.

Tab. 18: Mittelwerte der einzelnen Tagesmessungen für Feinstaub und Sekundärpartikel zu den verschiedenen Jahreszeiten.

Feinstaub [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Frühjahr: 31.03.–28.04.09	Sommer: 07.07.–04.08.09	Herbst 20.10.–17.11.09	Winter: 08.12.–05.01.10	Durchschnitt
MP 1	62	20	20	22	21 ^{*)}
MP 2	31	16	19	19	17 ^{*)}
MP 5	20	17	19	19,5	19
MP 6	20	15	19	18	18
Davon:					
Ammonium [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]					
MP 1	2	0,7	2,2	2,3	1,8
MP 2	2,2	0,7	2,2	2,2	1,8
MP 5	2,5	0,6	2,2	2,1	1,9
MP 6	2,4	0,6	2,1	2,1	1,8
Nitrat [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]					
MP 1	4,7	1,2	5	4,7	3,9
MP 2	4,5	1,1	4,7	4,4	3,7
MP 5	4,3	1,1	4,6	4,4	3,6
MP 6	4,3	1,1	4,3	4,4	3,5
Sulfat [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]					
MP 1	3,1	1,2	2	2,4	2,2
MP 2	3	1,3	2,3	2,3	2,2
MP 5	3	1,2	2,3	2,3	2,2
MP 6	3	1,2	2,2	2,3	2,2
Summe der Sekundärpartikel [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]					
MP 1	9,8	3,1	9,2	9,4	7,9
MP 2	9,7	3,1	9,2	8,9	7,7
MP 5	9,8	2,9	9,1	8,8	7,7
MP 6	9,7	2,9	8,6	8,8	7,5
Anteil in %					
MP 1	Bauarbeiten	16	46	43	–
MP 2	Bauarbeiten (31)	21	48	47	–
MP 5	49	18	48	45	41
MP 6	49	21	45	49	42

^{*)} ohne Frühjahr, da zu diesem Zeitpunkt Bauarbeiten an der Anlage zu erhöhten Staubemissionen geführt haben

Feinstaubmessungen im Umfeld einer Intensivtierhaltungsanlage:

Quelle Niederschläge: www.wetter-online.de

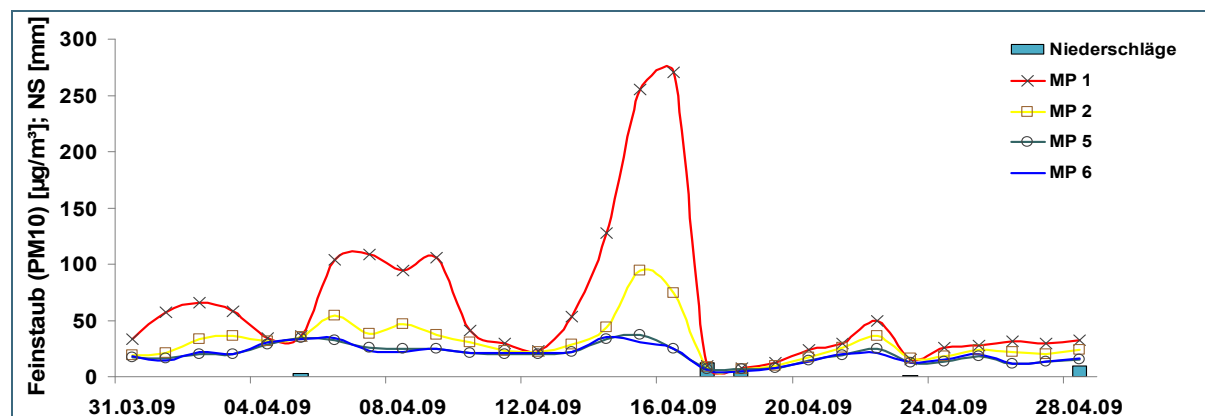


Abb. 38: Feinstaubmessungen im Frühjahr 2009 bei regen Bauarbeiten im Umfeld der Anlage.

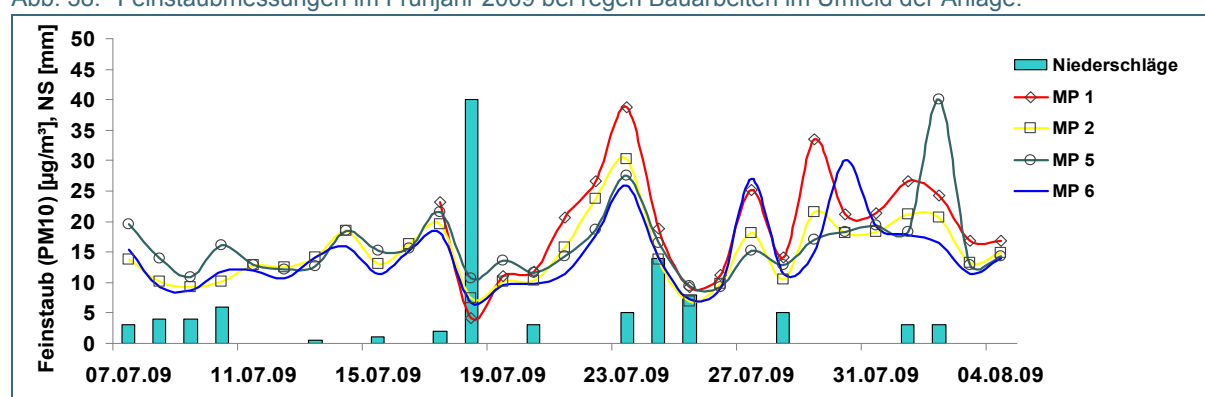


Abb. 39: Feinstaubmessungen im Sommer 2009 (vereinzelt Regentage, Mährescherarbeiten am 02.08.2009).

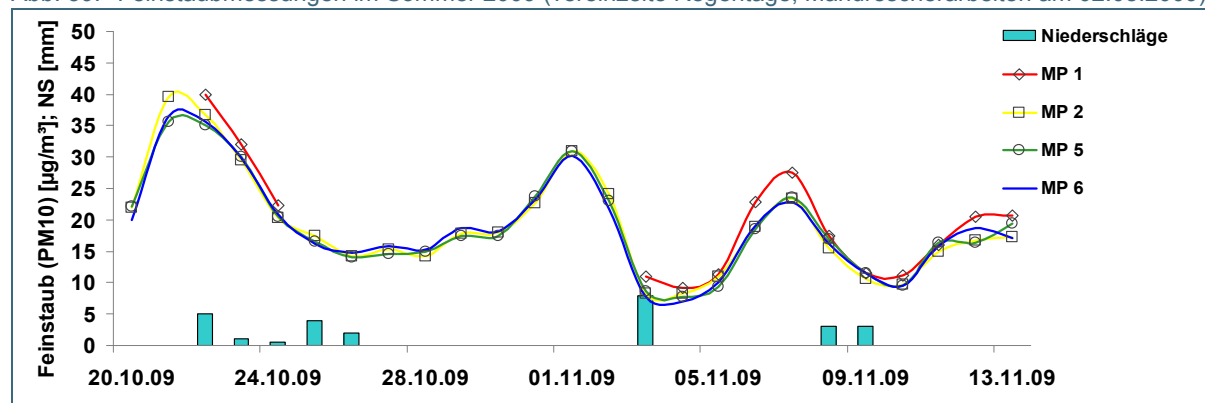


Abb. 40: Feinstaubmessungen im Herbst 2009.

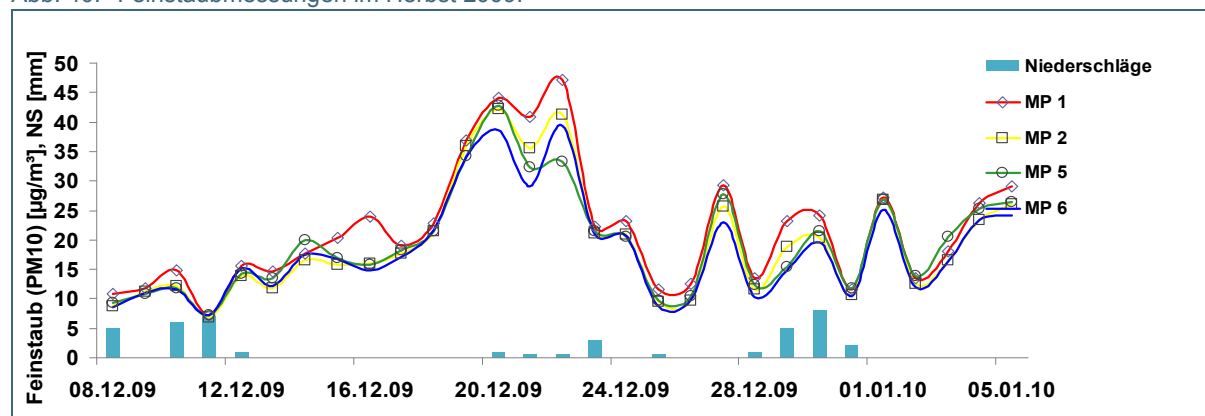


Abb. 41: Feinstaubmessungen im Winter 2009/2010 mit Schneefall ab dem 20.12.2009.

Staubinhaltsstoffe:

Konzentration an Ammonium an verschiedenen Messorten und zu verschiedenen Jahreszeiten

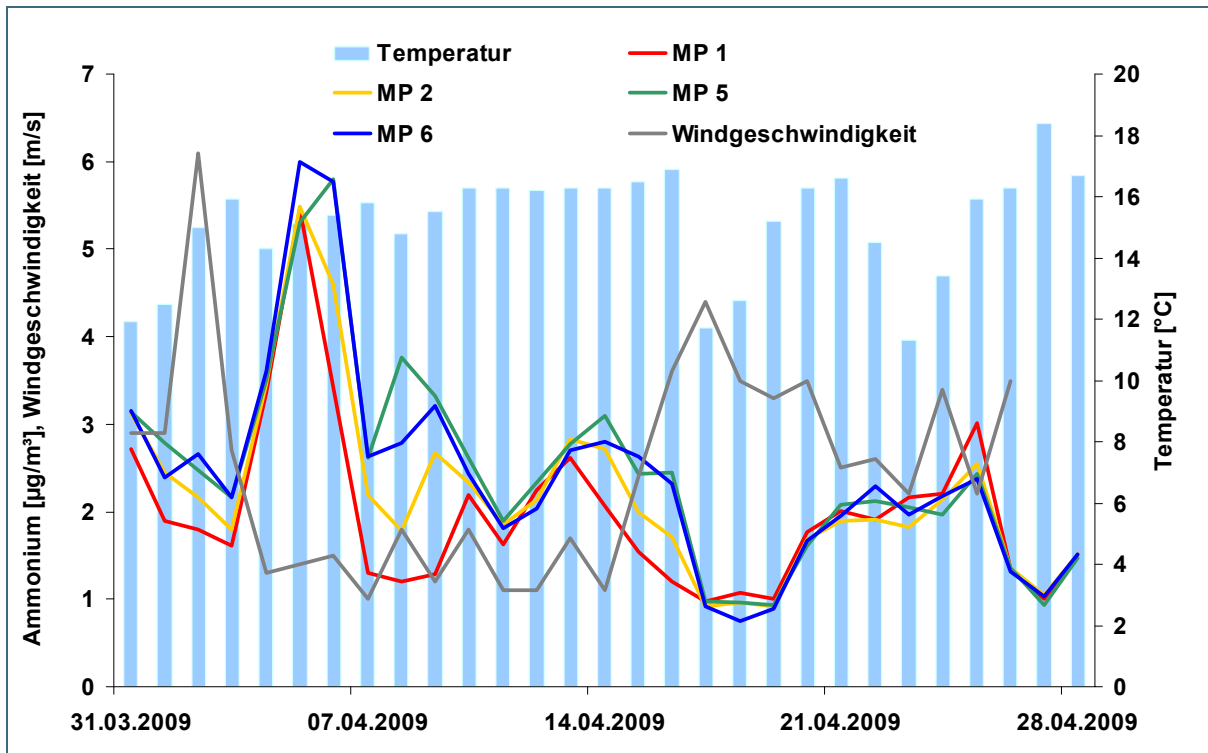


Abb. 42: Frühjahrsmessung: Ammoniumkonzentration [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] im Umfeld einer Intensivtierhaltungsanlage an vier verschiedenen Messpunkten.

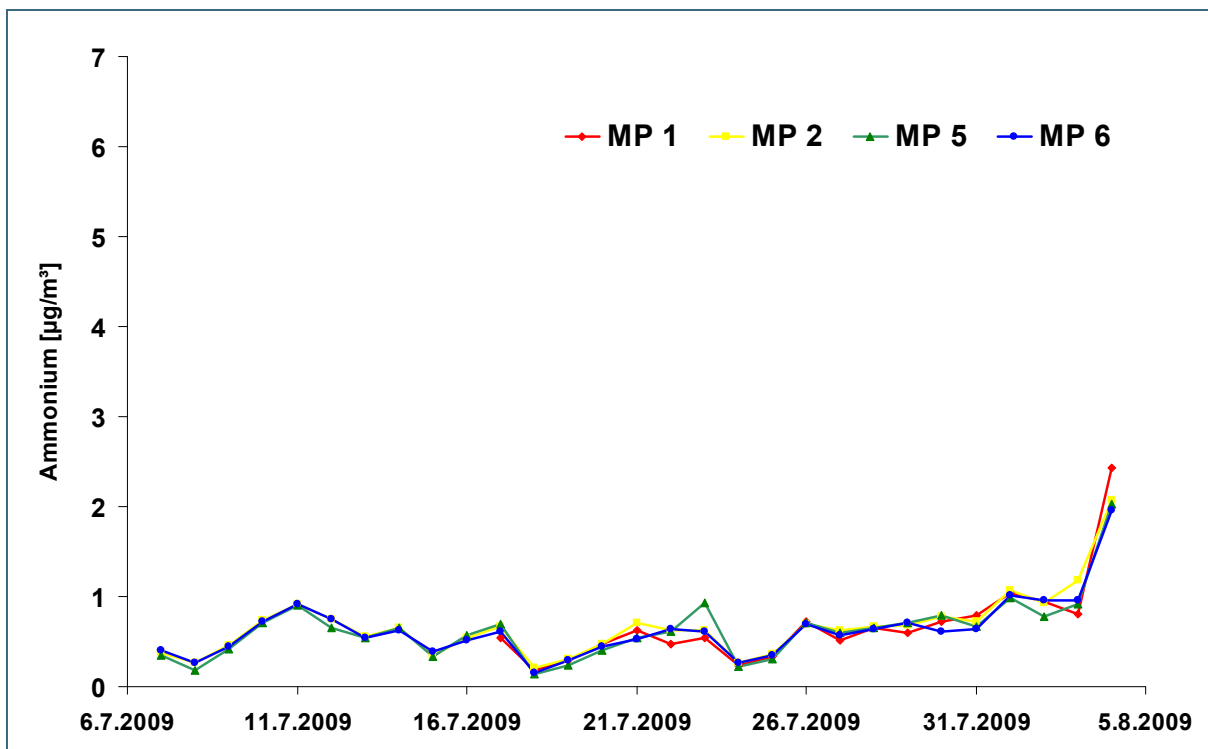


Abb. 43: Sommermessung: Ammoniumkonzentration [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] im Umfeld einer Intensivtierhaltungsanlage an vier verschiedenen Messpunkten.

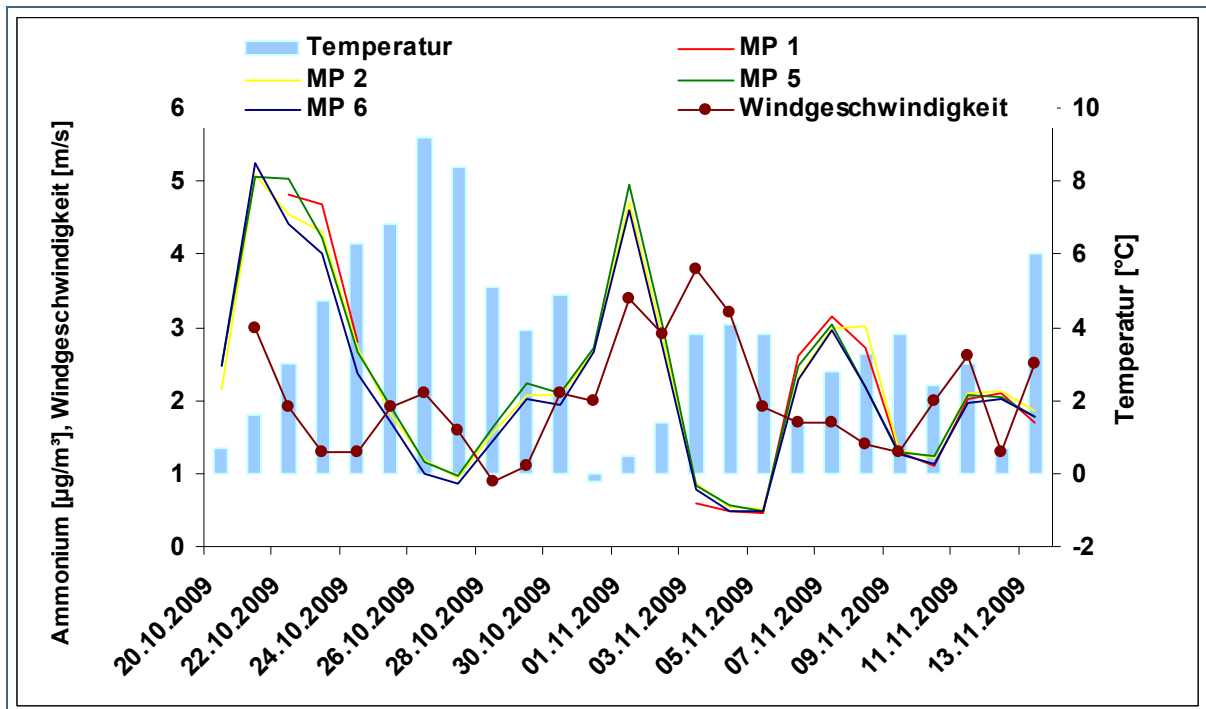


Abb. 44: Herbstmessung: Ammoniumkonzentration $[\mu\text{g}/\text{m}^3]$ im Umfeld einer Intensivtierhaltungsanlage an vier verschiedenen Messpunkten.

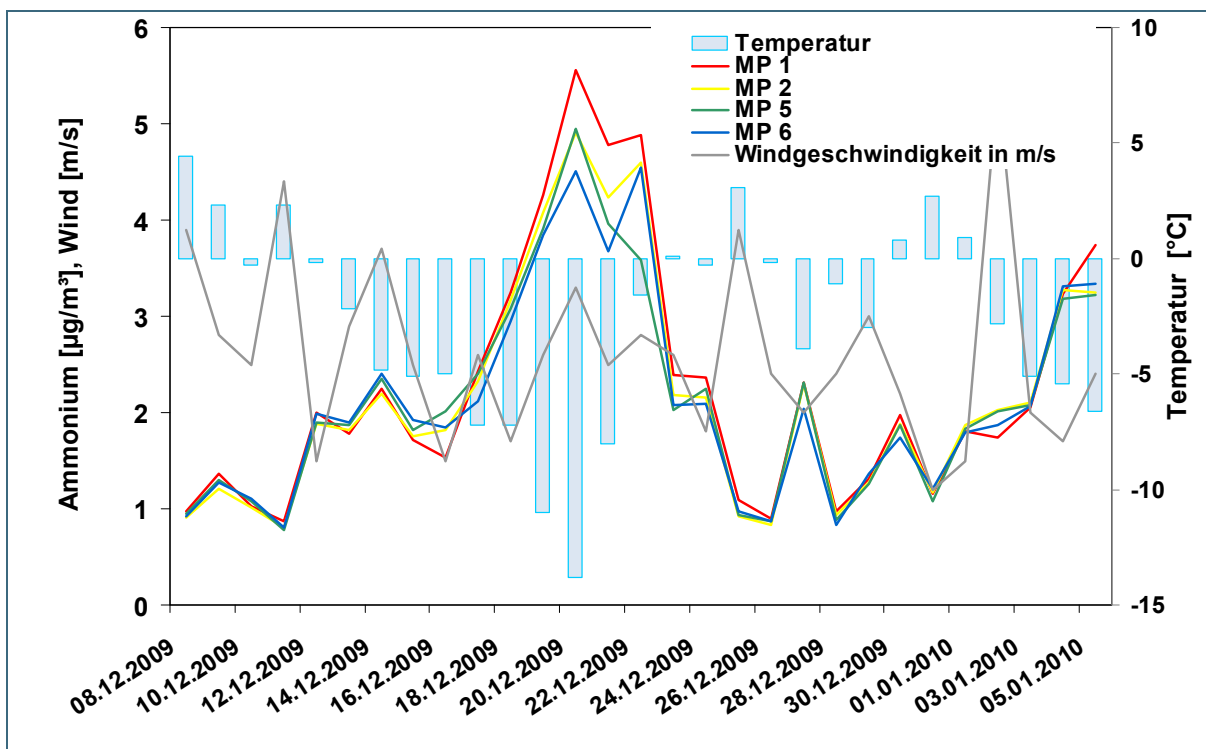


Abb. 45: Wintermessung: Ammoniumkonzentration $[\mu\text{g}/\text{m}^3]$ im Umfeld einer Intensivtierhaltungsanlage an vier verschiedenen Messpunkten.

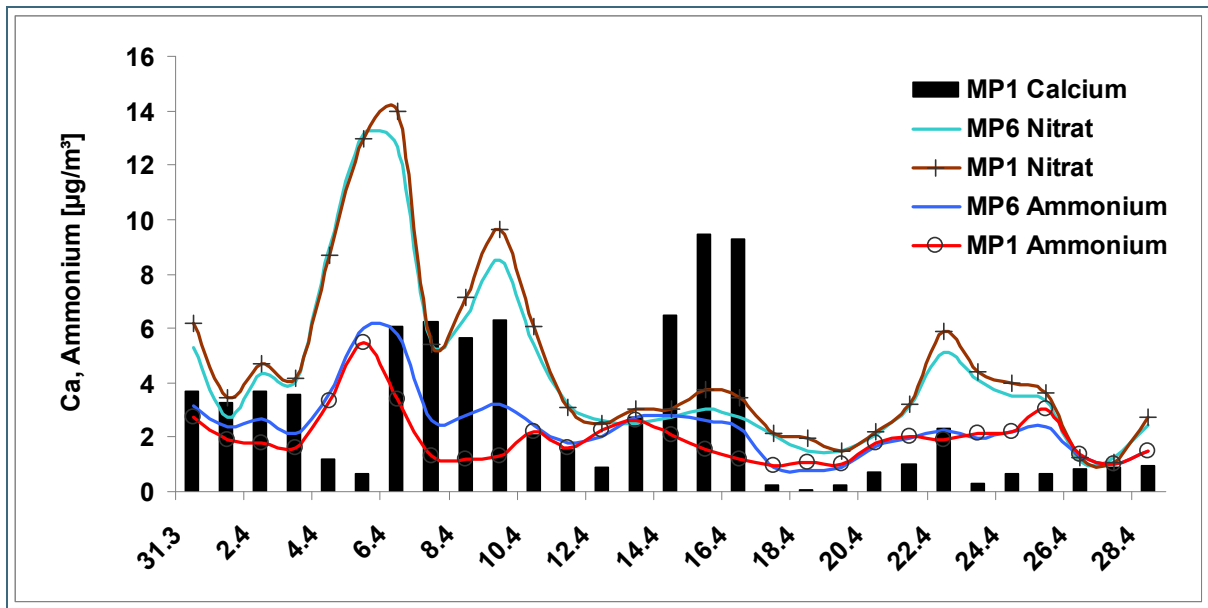


Abb. 46: Beeinflussung der Ammonium- und Nitrat-Ionenkonzentration durch Calcium-Ionen (Frühjahrsmessung 2009 LH-Anlage).

Durch den starken Anstieg von Calcium- und Magnesium-Ionen gingen die Ammonium-Ionen (Molekulargewicht 17 g/mol) am MP 1 (rote Line) zurück, ohne dass sich die Nitratkonzentrationen (Molekulargewicht 62 g/mol) am MP 1 (braune Linie) verringerten. Calcium und Magnesium bildeten vermutlich bevorzugt mit Nitrat stabile Salze. Insgesamt hebt sich die Nitratbelastung nicht vom Hintergrund ab, d. h. trotz ausreichender Ammoniumkonzentration steigt Nitrat (bzw. auch Sulfat) nicht auffällig an. Hier stellt offensichtlich Nitrat den limitierenden Faktor bei der Partikelbildung.

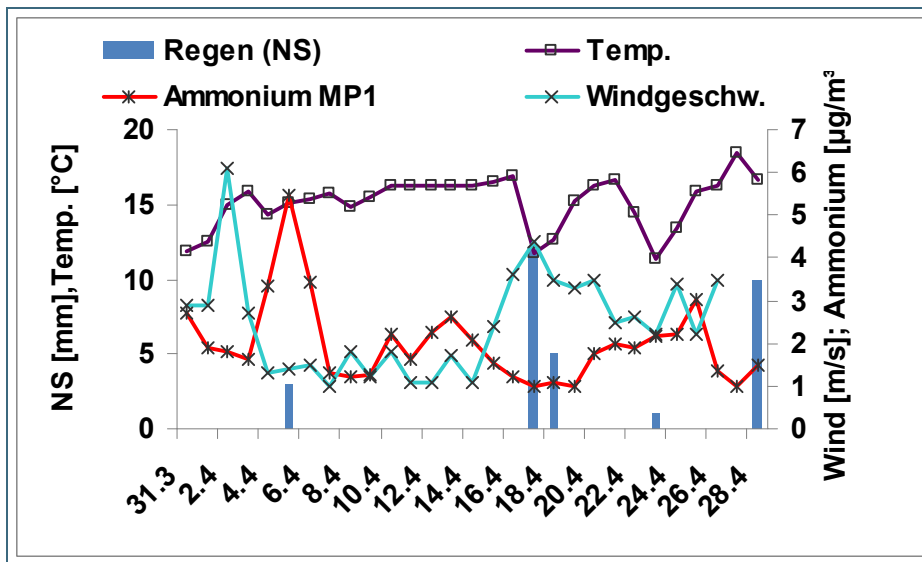


Abb. 47: Meteorologische Einflüsse auf die Ammoniumkonzentration an einer Intensivtierhaltungsanlage (Frühjahrsmessung).

Schnelle Veränderungen in den klimatischen Bedingungen können kurzzeitig erhöhte Ammoniumkonzentrationen zur Folge haben. Vermutlich stellt sich das Gleichgewicht erst langsam ein.

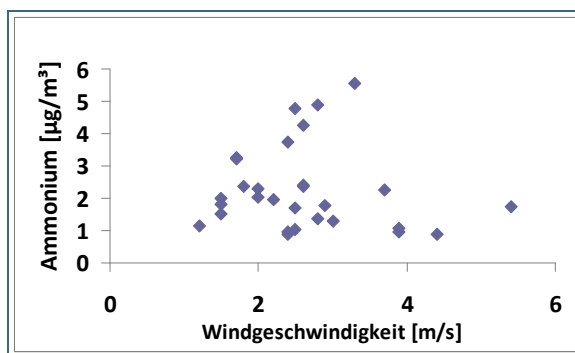
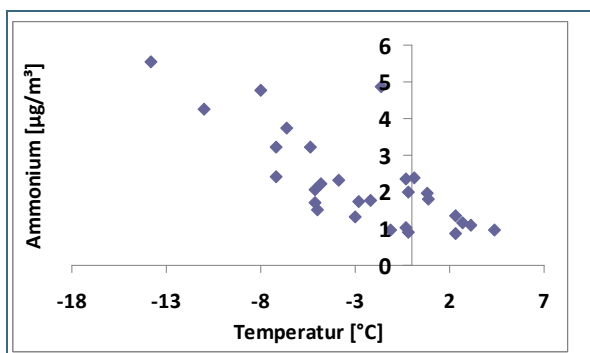
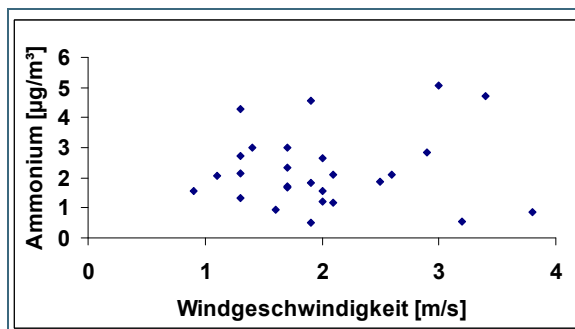
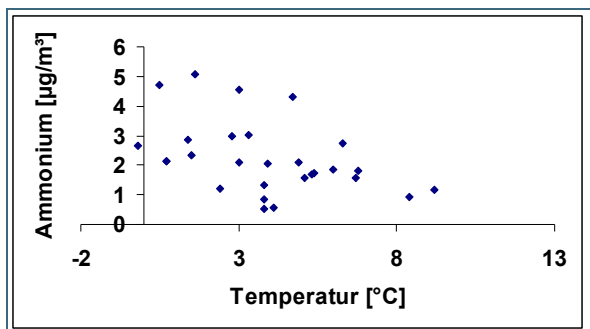


Abb. 48: Korrelation Temperatur/Ammonium im Vergleich zur Herbst- (oben) und einer Wintermessung (unten) an einer Legehennenanlage.

Abb. 49: Korrelation Windgeschwindigkeit/Ammonium im Vergleich zur Herbst- (oben) und einer Wintermessung (unten) an einer Legehennenanlage.

Vergleich der Partikelbildung (insbesondere Ammonium) in der Nähe von landwirtschaftlichen bzw. verkehrsbelasteten Gebieten.

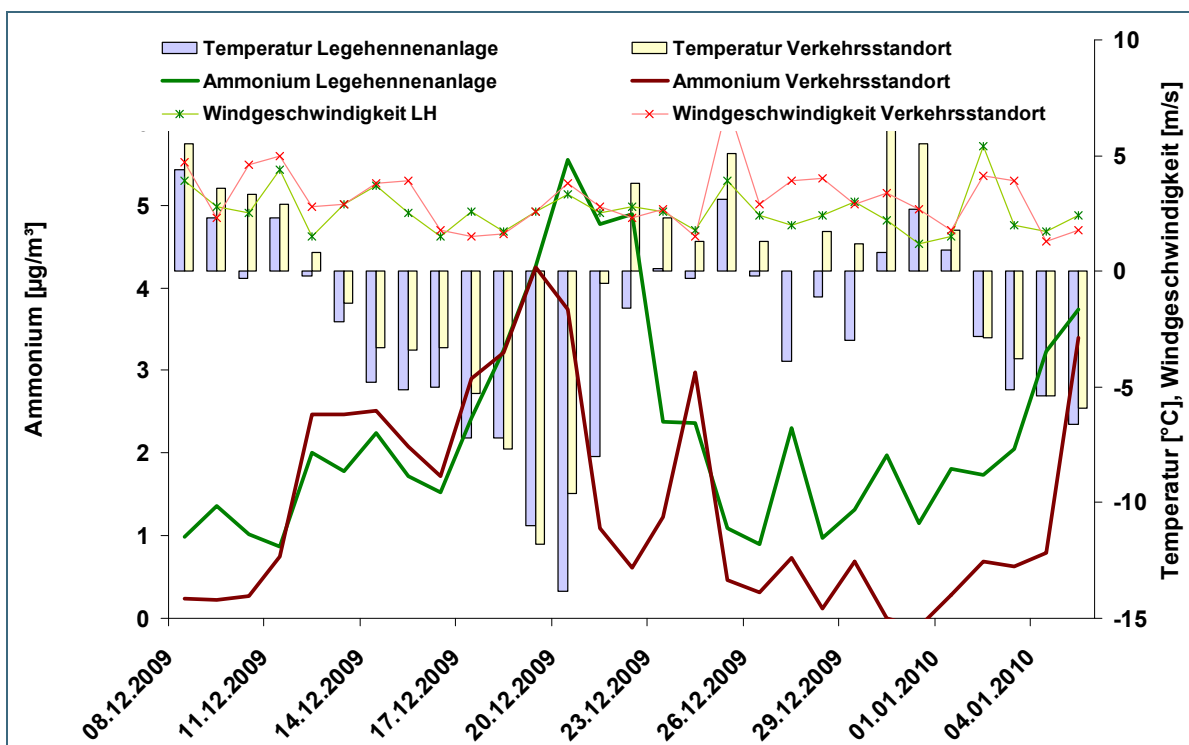


Abb. 50: Vergleich der Ammoniumkonzentration an landwirtschaftlichen und verkehrsbelasteten Gebieten (ähnliche Verläufe auch für Sulfat und Nitrat).

In Augsburg (Verkehrsstandort Königsplatz) tritt der extreme Temperaturumschwung vom 21.12.2009 bereits am 20.12.2009 auf und ist noch stärker ausgeprägt. Bis 23.12.2009 sind die Temperaturen in Augsburg deutlich höher als in der Nähe der Legehennenanlage, wodurch auch die Ammoniumwerte unter die Konzentrationen im Umfeld der Legehennenanlage abfallen.

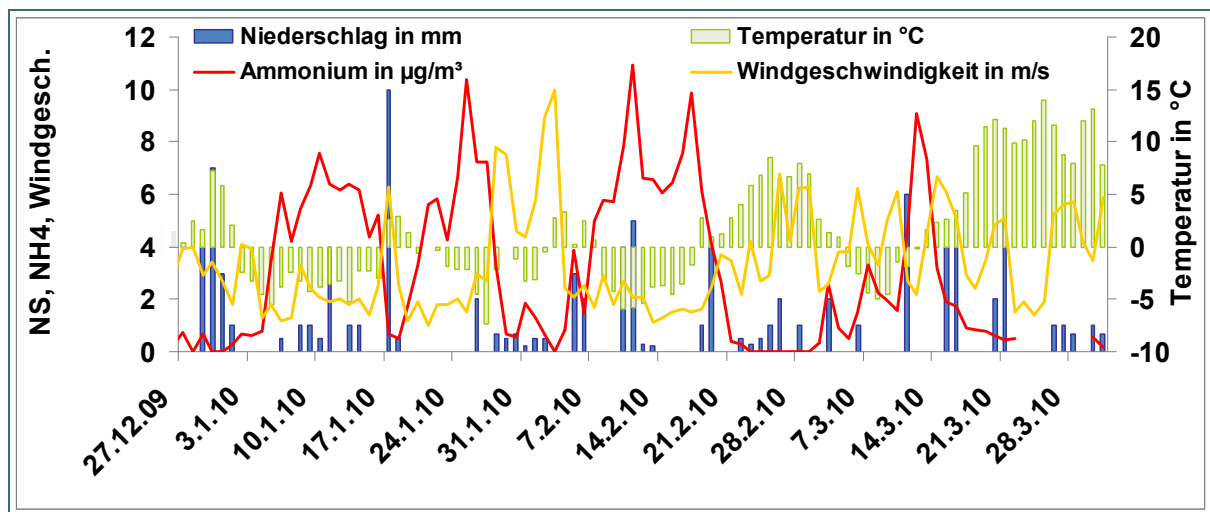


Abb. 51: Verkehrsmessung am Königsplatz in Augsburg: Abhängigkeit der Ammoniumkonzentration von meteorologischen Bedingungen (Niederschlag bei Minustemperaturen bedeutet Schneefall); Quelle Niederschläge: www.wetter-online.de, Station Augsburg, Flughafen Mühlhausen).

Regen, hohe Windgeschwindigkeiten oder hohe Temperaturen (ab 4 °C) führen zu niedrigen Ammonium- und damit Feinstaubkonzentrationen. Schneefall allein wäscht im Gegensatz zu Regen Ammonium nicht aus.

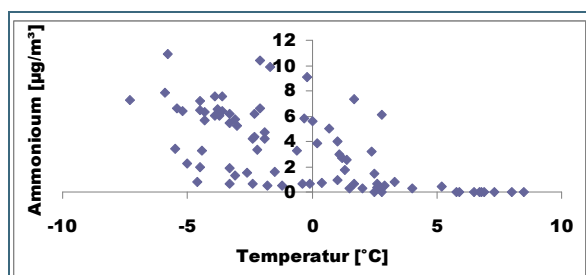


Abb. 52: Korrelation Ammonium/Temp. Augsburg (Wintermessung).

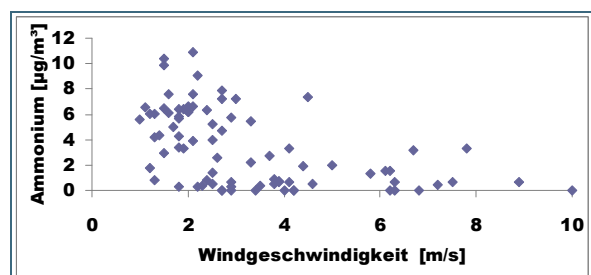


Abb. 53: Korrelation Ammonium/Windgeschwindigkeit Augsburg (Wintermessung).

Ammoniak zeigt keinen Zusammenhang mit der Temperatur und der Ammoniumkonzentration.

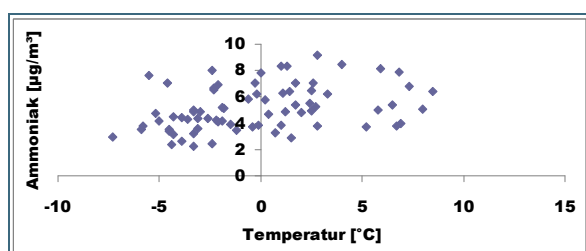


Abb. 54: Korrelation Ammoniak/Temp. Augsburg (Wintermessung).

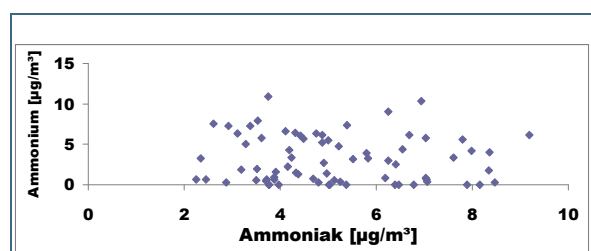


Abb. 55: Korrelation Ammoniak/Ammonium im Feinstaub Augsburg (Wintermessung).

7 Literatur

- [1] KOLK, A.; VAN GELDER, R.; SCHNEIDER, G.; GABRIEL, S.:
Mikrobiologische Hintergrundwerte in der Außenluft – Auswertung der BGIA-Expositionsdatenbank MEGA.
Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft 69 (2009) 4, S. 130–136.
- [2] Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes – 39. BImSchV – Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen. Vom 2. August 2010.
BGBl. I (2010) 40, S. 1065–1104.
- [3] KUMMER, U.; PREGGER, T.:
Fortschreibung des Emissionskatasters Bayern für das Jahr 2004, Endbericht.
Universität Stuttgart: Institut für Energiewirtschaft und rationelle Energieanwendung im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt.
Augsburg, 29.02.2007, 107 S.
- [4] Intensivtierhaltung: Umweltrelevante Emissionen und Immissionen (Feinstaub – PM₁₀, PM_{2,5}, NH₃, N₂O, CH₄, NMVOC, Keime, Pilze, Endotoxine). 1. Zwischenbericht zum Forschungsvorhaben.
Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.).
Augsburg 2008, 85 S.
- [5] Intensivtierhaltung: Umweltrelevante Emissionen und Immissionen (Feinstaub – PM₁₀, PM_{2,5}, NH₃, N₂O, CH₄, NMVOC, Keime, Pilze, Endotoxine). 2. Zwischenbericht zum Forschungsvorhaben.
Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.).
Augsburg 2009, 47 S.
- [6] Bericht über Emissionsmessungen von Mitte Juni bis Anfang Dezember 2008 an einer Zucht-sauenanlage.
Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.).
Augsburg 2010, 50 S.
- [7] Bericht über Emissionsmessungen von Anfang Juli 2008 bis Anfang März 2009 an einer Anlage zur Junghennenaufzucht.
Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.).
Augsburg 2010, 48 S.
- [8] Bericht über Emissionsmessungen von Ende Oktober 2009 bis Mitte Februar 2010 an einer Anlage zur Mutterkuhhaltung.
Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.).
Augsburg 2010, 31 S.
- [9] Bericht über Emissionsmessungen von Ende März bis Mitte Dezember 2009 an einer Anlage zur Legehennenhaltung.
Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.).
Augsburg 2010, 40 S.

- [10] GRIMM, E.:
Internationale und europäische Regelungen zur Luftreinhaltung und deren Auswirkungen auf die Landwirtschaft.
In: KTBL-Schrift 449 – Emissionen der Tierhaltung. Tagungsband, KTBL-Tagung vom 5.–7. Dezember 2006 im Bildungszentrum Kloster Banz. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (Hrsg.).
Münster 2006, S. 9–23.
- [11] DÖHLER, H.; GRIMM, E.; EURICH-MENDEN, B.; DÄMMGEN, U.:
Emissionsminderungsmaßnahmen bei Tierhaltungsanlagen.
In: Luftreinhaltung- / Aktionsplanung – Maßnahmen gegen Feinstaub und Stickstoffoxide. Fachtagung des LfU am 23.10.2008, Augsburg. Tagungsband. Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.).
Augsburg 2008, S. 95–107.
- [12] Luft und Luftreinhaltung. NEC-Richtlinie. Letzte Änderung: 07.09.2010.
<http://www.umweltbundesamt.de/luft/reinhaltestrategien/nec.htm> (aufgerufen am 15.09.2010)
- [13] ARBEITSGRUPPE UMWELTÖKONOMISCHE GESAMTRECHNUNGEN DER LÄNDER IM AUFTRAG DER STATISTISCHEN ÄMTER DER LÄNDER:
Energieverbrauch und Treibhausgasemissionen. Tabellenteil.
Im Auftrag der Herausgebergemeinschaft hergestellt und redaktionell bearbeitet vom Landesamt für Datenverarbeitung und Statistik NRW.
Düsseldorf 2007
http://www.ugrdl.de/ugrdl_tab_2007.xls (aufgerufen am 30.10.2008)
- [14] SEEDORF, J.; HARTUNG, J.:
KTBL-Schrift 393 – Stäube und Mikroorganismen in der Tierhaltung.
Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (Hrsg.).
Münster 2002, S. 10–21, S. 95–127.
- [15] Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes – 4. BImSchV – Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen. Vom 20. Juni 2005.
BGBl. I (2005) 35, S. 1687–1716.
- [16] Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge. BImSchG – Bundes-Immissionsschutzgesetz. Fassung vom 26. September 2002.
BGBl. I (2002) 71, S. 3830–3855.
Zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes zur Reduzierung und Beschleunigung von immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren. Vom 23. Oktober 2007.
BGBl. I (2007) 53, S. 2470–2475.
- [17] Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft). Vom 24. Juli 2002.
GMBl. (2002) 25–29, S. 511–606.

- [18] Bekanntmachung der Neufassung der Tierschutz-Nutztierhaltungsverordnung. Vom 22. August 2006.
BGBl. I (2006) 41, S. 2043
Verordnung zum Schutz landwirtschaftlicher Nutztiere und anderer zur Erzeugung tierischer Produkte gehaltener Tiere bei ihrer Haltung (Tierschutz-Nutztierhaltungsverordnung – TierSchNutztV).
BGBl. 1 (2006) 41, S. 2044–2056.
Zuletzt geändert durch die Vierte Verordnung zur Änderung der Tierschutz-Nutztierhaltungsverordnung. Vom 01. Oktober 2009.
BGBl. (2009) 66, S. 3223–3229.
- [19] Faustzahlen für die Landwirtschaft.
Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (Hrsg.).
Münster 2005, S. 569–582.
- [20] KTBL-Schrift 446 – Nationaler Bewertungsrahmen Tierhaltungsverfahren.
Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (Hrsg.).
Münster 2006, S. 75–88.
- [21] NESER, S.:
Partikelemissionen aus der Nutztierhaltung.
In: KTBL-Schrift 449 – Emissionen der Tierhaltung. Tagungsband, KTBL-Tagung vom 5.–7. Dezember 2006 im Bildungszentrum Kloster Banz. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (Hrsg.).
Münster 2006, S. 94–103.
- [22] VDI 4255 Blatt 2 – Bioaerosole und biologische Agenzien – Emissionsquellen und -minderungsmaßnahmen in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung – Übersicht.
Beuth Verlag, Berlin 2009, 44 S.
- [23] SEEDORF, J.:
Bioaerosole in und aus der Tierhaltung – umwelthygienische Bedeutung und Messbarkeit.
In: KTBL-Schrift 449 – Emissionen der Tierhaltung. Tagungsband, KTBL-Tagung vom 5.–7. Dezember 2006 im Bildungszentrum Kloster Banz. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (Hrsg.).
Münster 2006, S. 115–137.
- [24] BÜNGER, J.:
Gesundheitsrisiken durch Bioaerosole am Arbeitsplatz am Beispiel der Abfallwirtschaft.
In: KRdL-Schriftenreihe 36 – Mikrobielle Luftverunreinigungen. KRdL-Experten-Forum am 13./14. Oktober 2005, Freising-Weihenstephan. Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN – Normenausschuss KRdL (Hrsg.).
Düsseldorf 2005, S. 31–40.
- [25] NESER, S.:
Gasförmige Emissionen aus Haltungssystemen für Legehennen.
Institut für Landtechnik der Technischen Universität München.
München 2001, 172 S.
- [26] SCHADE, G.:
Emissionsmessungen von Volatilen Organischen Komponenten (VOK) aus der Tierhaltung.
Institut für Umweltphysik der Universität Bremen.
Bremen 2005, 39 S.

- [27] Richtlinie 91/676/EWG des Rates zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (EU-Nitratrichtlinie). Vom 12. Dezember 1991.
Beuth Verlag, Berlin 1991, 12 S.
- [28] DIN EN 15259 – Luftbeschaffenheit – Messung von Emissionen aus stationären Quellen – Anforderungen an Messstrecken und Messplätze und an die Messaufgabe, den Messplan und den Messbericht.
Beuth Verlag, Berlin 2008, 80 S.
- [29] DIN EN 12619 – Emissionen aus stationären Quellen – Bestimmung der Massenkonzentration des gesamten gasförmigen organisch gebundenen Kohlenstoffs in geringen Konzentrationen in Abgasen – Kontinuierliches Verfahren unter Verwendung eines Flammenionisationsdetektors.
Beuth Verlag, Berlin 1999, 11 S.
- [30] VDI 3481 Blatt 4 – Messen gasförmiger Emissionen – Messen der Konzentrationen von Gesamt-C und Methan-C mit Flammenionisationsdetektor (FID).
Beuth Verlag, Berlin 2007, 20 S.
- [31] VDI 2469 Blatt 2 – Messen gasförmiger Emissionen – Messen von Distickstoffmonoxid – Automatisches infrarotspektrometrisches Verfahren.
Beuth Verlag, Berlin 2005, 18 S.
- [32] VDI 2066 Blatt 1 – Messen von Partikeln – Staubmessung in strömenden Gasen – Gravimetrische Bestimmung der Staubbeladung.
Beuth Verlag, Berlin 2006, 111 S.
- [33] VDI 3496 Blatt 1 – Messen gasförmiger Emissionen – Bestimmung der durch Absorption in Schwefelsäure erfassbaren basischen Stickstoffverbindungen.
Beuth Verlag, Berlin 1982, 8 S.
- [34] DIN EN ISO 14911 – Wasserbeschaffenheit – Bestimmung der gelösten Kationen Li^+ , Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Mn^{2+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Sr^{2+} und Ba^{2+} mittels Ionenchromatographie – Verfahren für Wasser und Abwasser.
Beuth Verlag, Berlin 1999, 18 S.
- [35] DIN EN 13284-1 – Emissionen aus stationären Quellen. Ermittlung der Staubmassenkonzentration bei geringen Staubkonzentrationen – Teil 1: Manuelles gravimetrisches Verfahren.
Beuth Verlag, Berlin 2002, 44 S.
- [36] VDI 2066 Blatt 7 – Messen von Partikeln. Manuelle Staubmessung in strömenden Gasen. Gravimetrische Bestimmung geringer Staubgehalte – Planfilterkopfgeräte.
Beuth Verlag, Berlin 1993, 20 S.
- [37] VDI 2066 Blatt 10 – Messen von Partikeln. Staubmessung in strömenden Gasen. Messung der Emissionen von PM_{10} und $\text{PM}_{2,5}$ an geführten Quellen nach dem Impaktionsverfahren.
Beuth Verlag, Berlin 2004, 40 S.

- [38] LINSEL, G.; KOLK, A.:
Verfahren zur Bestimmung der Endotoxinkonzentration in der Luft am Arbeitsplatz (Kennzahl 9450).
In: Messung von Gefahrstoffen. BGIA-Arbeitsmappe.
Institut für Arbeitsschutz – BGIA der Deutschen gesetzlichen Unfallversicherung e. V. (Hrsg.).
Stand: Lfg. 28 – IV/2002.
Erich Schmidt Verlag, Berlin 2002, 7 S.
- [39] VDI 4257 Blatt 2 (Entwurf) – Emissionsmessung von Bioaerosolen und biologischen Agenzien.
Probenahme von Bioaerosolen. Abscheidung in Flüssigkeiten.
Beuth Verlag, Berlin 2009, 31 S.
- [40] VDI 4252 Blatt 3 (Entwurf) – Erfassen luftgetragener Mikroorganismen und Viren in der Aussenluft. Aktive Probenahme von Bioaerosolen. Abscheidung von luftgetragenen Bakterien mit Impingern nach dem Prinzip der kritischen Düse.
Beuth Verlag, Berlin 2008, 15 S.
- [41] VDI 4253 Blatt 2 – Erfassen luftgetragener Mikroorganismen und Viren in der Außenluft – Verfahren zum kulturellen Nachweis der Schimmelpilz-Konzentrationen in der Luft – Indirektes Verfahren nach Probennahme auf Gelatine/Polycarbonat-Filtern.
Beuth Verlag, Berlin 2004, 32 S.
- [42] VDI 4253 Blatt 3 – Erfassen luftgetragener Mikroorganismen und Viren in der Außenluft – Verfahren zum quantitativen kulturellen Nachweis von Bakterien in der Luft – Verfahren nach Abscheidung in Flüssigkeiten.
Beuth Verlag, Berlin 2008, 26 S.
- [43] VDI 4252 Blatt 3 – Erfassen luftgetragener Mikroorganismen und Viren in der Außenluft – Aktive Probenahme von Bioaerosolen – Abscheidung von luftgetragenen Bakterien mit Impingern nach dem Prinzip der kritischen Düse.
Beuth Verlag, Berlin 2008, 15 S.
- [44] DÄMMGEN, U.:
Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft.
Berechnungen der Emissionen aus der Landwirtschaft – Nationaler Emissionsbericht (NIR) 2007 für 2005.
Braunschweig 2007, 304 S.
- [45] VDI 4255 Blatt 1 – Bioaerosole und biologische Agenzien – Emissionsquellen und -minderungsmaßnahmen – Übersicht.
Beuth Verlag, Berlin 2005, 69 S.
- [46] PLASS-DÜLMER, C.; FRICKE, M.:
Frühjahrsmaximum im Aerosol – Woher?
Global Atmosphere Watch. GAW Brief des Deutschen Wetterdienstes, (2007) 40, 2 S.

- [47] ASMAN, W.:
Modellierung lokaler Ammoniak-Depositionen im Umfeld von Stallgebäuden.
In: KTBL-Schrift 406 – Emissionen der Tierhaltung. Tagungsband, KTBL / UBA-Tagung vom 3.–5. Dezember 2001 im Bildungszentrum Kloster Banz. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (Hrsg.).
Darmstadt 2002, S. 295–319.
- [48] RINKE, R.:
Parametrisierung des Auswaschens von Aerosolpartikeln durch Niederschlag.
Dissertation an der Fakultät für Physik der Universität (TH) Karlsruhe.
Karlsruhe 2008, 162 S.
- [49] ING.-BÜRO JANICKE:
LASAT. Ein Programmsystem zur Berechnung von Schadstoffausbreitung in der Atmosphäre.
Version 3.1.
Ingenieurbüro Janicke GbR, Gesellschaft für Umweltphysik.
Überlingen, 2009
- [50] SEEDORF, J.:
NO_x-Messgerät mit Ammoniak-Konverter.
In: KTBL-Schrift 401 – Messmethoden für Ammoniak-Emissionen.
Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (Hrsg.).
Darmstadt 2001, S. 101–109.
- [51] KIRCHNER, M.; BRAEUTIGAM, S.; KASPER-GIEBL, A.; STOPPER, S.; LÖFLUND, M.; GIETL, G.; BIEBL, P.:
Bestimmung von Ammoniakkonzentrationen im Verkehrsbereich München und Salzburg. Abschlussbericht zu den Werkverträgen zwischen dem Freistaat Bayern, vertreten durch das Bayerische Landesamt für Umweltschutz (LfU), und dem GSF Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit (Auftragnehmer) sowie zwischen dem Land Salzburg, Abteilung Umweltschutz, und dem Institut für Analytische Chemie der TU Wien (Auftragnehmer).
München, Wien, Salzburg 2001, 25 S.
- [52] DÄMMGEN, U.; GRÜNHAGE, L.; SCHAAF, S.:
The precision and spatial variability of some meteorological parameters needed to determine vertical fluxes of air constituents.
Landbauforschung Völkenrode 55 (2005), S. 29–37.
- [53] Integrierte Strategie zur Minderung von Stickstoffemissionen. Hintergrund.
Hrsg. vom Umweltbundesamt.
Dessau, April 2009, 12 S.
- [54] SPINDLER, G.; BRÜGGEMANN, E.; GNAUK, T.; GRÜNER, A.; RENNER, E.; WOLKE, R.; HERRMANN, H.:
Einfluss erhöhter NH₃-Konzentrationen auf die Partikelmassebildung PM₁₀ – Vergleich von NH₃-Messverfahren an drei Standorten mit unterschiedlichen Spurengaskonzentrationen in Niedersachsen und Sachsen (AMMONISAX).
Leibniz-Institut für Troposphärenforschung e. V.
Leipzig 2007, 143 S.
- [55] VDI 3894 Blatt 1 Entwurf – Emissionen und Immissionen aus Tierhaltungsanlagen, Haltungsverfahren und Emissionen, Schweine, Rinder, Geflügel, Pferde.
Beuth Verlag, Berlin 2009, 46 S.

