



Berner
Fachhochschule

Zwischenbericht Quantifizierung von Ammoniakemissionen in zwei Schweizer Pouletmastställen mit und ohne Wärmerückgewinnungsanlage

Quantification of ammonia emissions in two Swiss broiler housings with and wit- hout heat exchanger

Bericht auf Deutsch mit Zusammenfassung auf Englisch
Report in German with summary in English



22. Juni 2026

Impressum

Auftraggeber:

- Bundesamt für Umwelt (BAFU), Abt. Abteilung Luftreinhaltung und Chemikalien
- Bundesamt für Landwirtschaft (BLW), Fachbereich Forschung, Innovation und Evaluation
- Kanton Zürich, Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft (AWEL)
- Kanton Zürich, Amt für Landschaft und Natur (ALN)
- CH-IGG light (Aviforum, Schweizer Geflügelproduzenten, Bell, Micarna, Frifag)

Auftragnehmer: Berner Fachhochschule (BFH),
Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften (HAFL), 3052 Zollikofen

Autoren: Stefan Gfeller, Christoph Häni, Simon Bowald, Thomas Kupper

Begleitgruppe des Projektes:

- Adrian Waldvogel SGP
- Andreas Berger, Micarna
- Carolin Rösch, Kanton Zürich, AWEL
- Cornel Gmür, Kanton Zürich, ALN
- David Zumkehr, Aviforum
- Erkan Ibrahim, Kanton Zürich, AWEL
- Jörg Sintermann, Kanton Zürich, AWEL
- Natalie Gessler, Kanton Zürich, AWEL
- Nicolas Foresti, Bundesamt für Landwirtschaft, BLW
- Pascal Feyer, Micarna
- Rhea Beltrami, Kanton Zürich, ALN
- Samuel Vogel, Bundesamt für Landwirtschaft, BLW
- Simone Hofstetter, Bundesamt für Umwelt, BAFU
- Stefan Werren, Bell
- Stephan Wolf, Bell
- Thomas Graf, Micarna
- Valentin Stöckli, Frifag
- Walter Scheurer, Frifag

Versionierung:

Version 0.1 – 30.11.2025 – Stefan Gfeller

Version 0.2 – 15.05.2026 – Stefan Gfeller – neue Kalibrationsergebnisse berücksichtigt

Version 1.0 – 22.06.2026 – Stefan Gfeller – Korrekturen und redaktionelle Überarbeitung

Hinweis:

Diese Studie/dieser Bericht wurde im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU), des Bundesamtes für Landwirtschaft (BLW), des Amtes für Abfall, Wasser, Energie und Luft (AWEL) und des Amtes für Landschaft und Natur (ALN) des Kantons Zürich, sowie der CH-IGG light verfasst. Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich.

Inhalt

Zusammenfassung.....	5
1. Ausgangslage und Zielsetzung	7
1.1 Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft	7
1.2 Technischer Stand der Schweizer Pouletmastställe und Produktionsparameter	9
1.3 Einflussfaktoren auf Ammoniakemissionen der Pouletmast.....	10
1.3.1 Veränderung der Einstreu über die Mastdauer.....	10
1.3.2 Temperatur der Einstreu	10
1.3.3 Feuchte der Einstreu	10
1.3.4 pH-Wert der Einstreu.....	10
1.3.5 Technische Einrichtungen und Management	11
1.3.6 Fütterung	11
1.3.7 Emissionsminderung in der Pouletmast.....	11
1.3.7.1 Einstreusäuerung (chemisch behandelte Einstreu)	12
1.3.7.2 Stallklimasteuerung über Wärmerückgewinnungssysteme (WRG).....	12
1.3.7.3 Abluftwäscher.....	13
1.4 Zielsetzung der vorliegenden Studie	13
2. Material und Methoden.....	14
2.1 Versuchsstandort und Stalltechnik.....	14
2.2 Messkampagnen.....	15
2.3 Fütterung und Tiermanagement	16
2.4 Messung von Gas- und Luftvolumenströmen.....	16
2.5 Sensor-Kalibrierung und Qualitätssicherung	17
2.6 Einstreuprobenahme und -analyse.....	17
2.7 Heizenergie und meteorologische Daten	18
2.8 Überwachung des Zugangs zum Aussenklimabereich	18
2.9 Datengrundlage und Vorverarbeitung.....	19
2.10 Emissionsberechnung.....	19
2.11 Berechnung der NH ₃ -Minderung durch die WRG	19
2.12 Abschätzung der N-Ausscheidung (N _{ex})	20
2.13 Messunsicherheit.....	20
3. Resultate	21
3.1 NH ₃ -Emissionen aus Referenzstall und Stall mit WRG	21
3.2 Systematischer Offset zwischen den Ställen (Vergleich Winter 2024).....	22
3.3 Hochrechnung des Emissionsfaktors auf die Mastdauer in der Schweiz.....	23
3.4 N-Ausscheidung (N _{ex}) und Emission in Prozent TAN	24
3.5 Veränderung der Einstreu über die Zeit.....	24
3.6 Nutzung des Aussenklimabereichs	26
3.7 Gasverbrauch und Einsparung durch WRG	26
4. Diskussion	28
4.1 NH ₃ -Emissionen aus Referenzstall und Stall mit WRG	28
4.2 Übertragbarkeit auf den Schweizer Stallbestand	28

4.3	Einordnung im internationalen Kontext	28
4.4	Emissionsreduktion durch die WRG.....	29
4.5	Systematischer Offset zwischen Ställen und Konsequenzen für Vergleichsstudien	30
4.6	Nutzung des gedeckten Aussenklimabereichs (AKB)	31
4.7	Gasverbrauch und Einsparung durch WRG	31
4.8	Bewertung der Messungen und methodische Limiten.....	31
5.	Schlussfolgerungen	32
6.	Verdankungen.....	33
7.	Literaturverzeichnis.....	34
	Anhang.....	39

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Übersicht der Verteilung des Schlachalters in der Schweiz	9
Tabelle 2:	Überblick über die Messkampagnen.....	15
Tabelle 3:	Produktionskennzahlen der vier Durchgänge	16
Tabelle 4:	Emissionen der gemessenen Mastumtriebe total, pro Tier und Reduktion durch die WRG	21
Tabelle 5:	NH ₃ -Emissionen während der Kampagne Dez-24.....	22
Tabelle 6:	Schlachttag-gewichtete NH ₃ -Emissionen und Reduktionsleistung des WRG basierend auf der Schweizer Schlachalter-Verteilung	23
Tabelle 7:	Jährliche N-Ausscheidung und NH ₃ -N-Anteile pro Tierplatz.....	24
Tabelle 8:	Einstreufeuchtigkeit am Tag vor der Ausstallung.....	25
Tabelle 9:	Propanverbrauch der beiden Ställe und relative Einsparung durch WRG pro Kampagne und insgesamt	27

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Kumulierte Emissionsverläufe in den beiden Ställen in der Juli 24 Messkampagne ...	22
Abbildung 2:	Kumulative NH ₃ Emissionen über 34 Messtage während der Vergleichskampagne ..	23
Abbildung 3:	Entwicklung der Einstreufeuchte über die Zeit in vier Kampagnen	25

Zusammenfassung

Derzeit sind für Schweizer Pouletmastställe keine Messdaten für Emissionen von Ammoniak (NH_3) verfügbar. In dieser Studie wurden die NH_3 -Emissionen unter Praxisbedingungen und zusätzlich das Minderungspotenzial einer in die Lüftung integrierten Wärmerückgewinnungsanlage (WRG) ermittelt. Während vier Mastdurchgängen erfolgte eine zeitgleiche Messung von Ammoniakemissionen in zwei weitgehend identischen, zwangsbelüfteten Pouletmastställe (je 600 m^2). Während der Mastumtriebe wurden jeweils 8650 Ross-308 Mastpoulet während 35 Tagen gemästet (Normalmast, BTS). Ein Stall war mit einer WRG ausgestattet, der zweite diente als Referenzsystem ohne WRG. Jeweils eine Messkampagne im Winter, in der Übergangszeit und im Sommer 2024 wurden durchgeführt und durch eine Vergleichskampagne im Dezember 2024 ergänzt, während der die WRG in beiden Ställen deaktiviert war. Gaskonzentrationen wurden mit elektrochemischen Sensoren und die Luftaustauschrate mit Messventilatoren über die gesamte Mastdauer kontinuierlich gemessen. Zusätzlich erfolgte zu mehreren Zeitpunkten eine Entnahme von Einstreuproben zur Bestimmung von Feuchtegehalt, pH, Gesamt- und Ammoniumstickstoff.

Nach Korrektur auf die Schweizer Schlachalter-Verteilung resultierte eine Emission von $23.9 \pm 3.8 \text{ g NH}_3$ pro Tierplatz und Jahr für das Referenzsystem ohne WRG. Dieser Wert liegt deutlich unter dem zurzeit hinterlegten Emissionsfaktor von umgerechnet 52 g NH_3 pro Tierplatz und Jahr gemäss Modell Agrammon. Diese Abweichung ist vor allem auf eine tiefere N-Ausscheidung ($286.8 \pm 15.6 \text{ g N}$ pro Tierplatz und Jahr) und einen niedrigeren Verlust in Prozent TAN von 10.8% gegenüber dem in Agrammon hinterlegten Wert von 20% TAN zurückzuführen (TAN: engl. Total Ammoniacal Nitrogen). Die ermittelten NH_3 -Emissionen sind vergleichbar mit aktuellen Messungen aus Europa und widerspiegeln damit die Entwicklung in der Zucht und im Management in der Haltung von Masthybriden.

Im Stall mit Wärmerückgewinnung betrug nach Korrektur auf die Schweizer Schlachalter-Verteilung die Emission $10.5 \pm 1.7 \text{ g NH}_3$ pro Tierplatz und Jahr, was einer Reduktion von $55.9 \pm 17.9 \%$ entspricht. Dieser Wert liegt im Bereich von bereits vorliegenden Studien zur Wirksamkeit der WRG. Die Einstreuanalysen zeigten, dass der Feuchtegehalt im Stall mit WRG gegen Ende der Mast konsistent niedriger war; in der Juli-Kampagne 2024 lag die Feuchte am Tag vor der Ausstallung bei 25.5% (± 2.6) gegenüber 38.0% (± 4.2) im Referenzstall und in der April-Kampagne 2024 bei 23.8% (± 0.7) gegenüber 36.1% (± 2.1). Diese Unterschiede waren statistisch signifikant ($p < 0.05$). In der Februar-Kampagne 2024 hingegen betrug die Einstreufeuchte am Tag vor der Ausstallung 32.9% (± 5.7) im Stall mit WRG und 35.5% (± 1.4) im Referenzstall, der Unterschied war statistisch nicht signifikant. Dabei waren die NH_3 -Emissionen im Stall mit WRG dennoch deutlich tiefer, was auf zusätzliche saisonale oder mikroklimatische Einflüsse über die Feuchte der Einstreu allein hinaus hindeutet.

Die Vergleichskampagne im Dezember 2024 diente dazu, einen Offset zwischen den Ställen unter identischen Bedingungen ohne Betrieb der WRG zu quantifizieren. Dabei lagen die NH_3 -Emissionen im Stall mit installierter, aber nicht laufender WRG um 23.4% pro Tier niedriger als jene des Referenzstalls. Dieser Offset wurde als Korrekturfaktor für die Emissionsdaten mit WRG der übrigen Kampagnen angewendet zwecks Sicherstellung der Vergleichbarkeit mit dem Referenzstall.

Die Aussagekraft dieser Befunde ist aufgrund der folgenden Faktoren begrenzt: Emissionsmessung in nur einem Betrieb, fehlende Alternation der WRG zwischen den beiden Ställen, Vergleichskampagne ausschliesslich im Winter.

Die Emissionsdaten des Referenzstalls ohne WRG sowie neuere Messdaten aus Europa können eine Grundlage bilden für eine Revision des im Modell Agrammon hinterlegten Emissionsfaktors für Pouletmastställe. Dies gilt ebenso für die Implementierung der WRG als zusätzliche Massnahme zur Reduktion der NH_3 -Emissionen in Agrammon.

Summary

Currently, no measurement data on ammonia (NH₃) emissions are available for Swiss broiler production. This study determined NH₃ emissions under real-world conditions and also assessed the emission reduction potential of a heat recovery system (HRS) integrated into the ventilation system. During four fattening cycles, ammonia emissions were measured simultaneously in two largely identical, forced-ventilated broiler houses (600 m² each). During each fattening cycle, 8650 Ross-308 broilers were masted for 35 days. One house was equipped with a heat recovery system, while the other served as a reference system without a heat recovery system. One measurement campaign was conducted in winter, one in the transitional period and one in summer 2024, supplemented by a comparative campaign in December 2024, during which the heat recovery systems in both houses were deactivated. Gas concentrations were continuously measured using electrochemical sensors, and the air exchange rate was continuously measured using test fans throughout the entire fattening period. In addition, litter samples were collected at several time points to determine moisture content, pH, total nitrogen and ammonium nitrogen.

After adjusting for the Swiss slaughter age distribution of broilers, emissions amounted to 23.9 ± 3.8 g NH₃ per animal place per year for the reference system without heat recovery. This value is significantly lower than the currently registered emission factor of 52 g NH₃ per animal place per year, as calculated by the Agrammon model. This discrepancy is primarily attributable to lower N excretion (286.8 ± 15.6 g N per animal place per year, compared to the present value of 360 g) and a lower loss of total ammoniacal nitrogen (TAN) at 10.8%, compared to the 20% TAN value recorded in Agrammon (TAN: Total Ammoniacal Nitrogen). The calculated NH₃ emissions are comparable to current measurements from Europe and thus reflect developments in breeding and management practices for fattening hybrids.

In the barn with heat recovery emissions amounted to 10.5 ± 1.7 g NH₃ per animal space per year, corresponding to a reduction of $55.9 \pm 17.9\%$. This value is in line with existing studies on the effectiveness of heat recovery systems.

Bedding analyses showed that the moisture content in the barn with heat recovery was consistently lower toward the end of the fattening cycle; in the July 2024 campaign, the moisture content on the day before slaughter was 25.5% (± 2.6) compared to 38.0% (± 4.2) in the reference barn, and in the April 2024 campaign, it was 23.8% (± 0.7) compared to 36.1% (± 2.1). These differences were statistically significant ($p < 0.05$). In the February 2024 campaign, however, the bedding moisture content on the day before removal was 32.9% (± 5.7) in the barn with heat recovery and 35.5% (± 1.4) in the reference barn; the difference was not statistically significant. Nevertheless, NH₃ emissions were significantly lower in the barn with heat recovery, suggesting additional seasonal or microclimatic influences beyond litter moisture alone.

The comparative campaign in December 2024 served to quantify the difference between the barns under identical conditions without the heat recovery system in operation. In this campaign, NH₃ emissions in the barn with the heat recovery system installed but not operating were 23.4% lower per animal than those in the reference barn. This offset was applied as a correction factor to the emissions data from the other campaigns involving the heat recovery system to ensure comparability with the reference barn.

The validity of these findings is limited due to the following factors: emission measurements were taken at only one farm; the heat recovery system was not alternated between the two barns; and the comparison campaign was conducted exclusively in winter. The emission data from the reference barn without heat recovery, as well as more recent measurement data from Europe, can serve as a basis for revising the emission factor for broiler production stored in the Agrammon model. This also applies to the implementation of heat recovery as an additional measure to reduce NH₃ emissions in Agrammon.

1. Ausgangslage und Zielsetzung

1.1 Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft

Ammoniak (NH_3) aus der Nutztierhaltung ist eine wesentliche Quelle der atmosphärischen Stickstoffdeposition und trägt zu Eutrophierung, Versauerung und zur Bildung von sekundärem Feinstaub bei. In der Schweiz stammen rund 90 % der NH_3 -Emissionen aus der Landwirtschaft, wobei Stall inkl. Laufhof die dominierende Quelle darstellt (Kupper et al., 2022a). Die Geflügelhaltung trägt mit etwa 4–5 % allerdings einen begrenzten Beitrag zur Gesamtmenge der landwirtschaftlichen Emissionen bei. Aufgrund ihrer Grösse stellen Geflügelställe jedoch bedeutende lokale Emissionsquellen dar.

Die Schweiz als Mitglied der UNECE-Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung rapportiert jährlich die Emissionen von Luftschadstoffen, darunter auch die Ammoniakemissionen (UNECE, 1999). Zur Berechnung der Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft wird das Stoffflussmodell Agrammon (www.agrammon.ch) eingesetzt. Agrammon differenziert nach Emissionsstufen und bildet auch emissionsmindernde Massnahmen ab. Es wird daher auch im Rahmen der vom Bundesrat festgelegten Reduktionsziele im Rahmen des Luftreinhaltekonzepts und kantonaler Massnahmenpläne zur Luftreinhaltung verwendet. Weitere Anwendungen von Agrammon beinhalten standortspezifische Emissionsberechnungen im Rahmen von Umweltverträglichkeitsprüfungen und Bewilligungsverfahren für landwirtschaftliche Bauten (Kanton Zürich, 2016; Kanton Zug, 2016).

Die in Agrammon hinterlegten Emissions- und Korrekturfaktoren zur Abbildung von emissionsmindernden Techniken müssen internationalen Anforderungen entsprechen und auf wissenschaftlich abgestützten Daten basieren – entweder aus peer-review Publikationen oder aus Messreihen nach internationalen Protokollen (z.B. VERA Sekretariat, 2018; Winkel et al., 2024). Wenn keine länderspezifischen Messdaten vorliegen, verwenden nationale Modelle häufig Standardwerte aus dem EEA Emission Inventory Guidebook (EEA, 2019).

Für die Schweizer Pouletmast liegen bislang keine NH_3 -Emissionsfaktoren vor, welche auf Messdaten der Schweiz basieren. Entsprechend stützt sich Agrammon auf ausländische Studien, von denen viele vor 2010 unter Haltungs- und Managementbedingungen durchgeführt wurden, welche die heutige Schweizer Produktionspraxis unzureichend abbilden. Agrammon verwendet aktuell eine Stickstoffausscheidung (N-Ausscheidung, Nex) von 360 g N pro Tierplatz und Jahr (Richner et al. 2017), einen Anteil von Total Ammoniacal Nitrogen¹ (TAN) in den Ausscheidungen von 60% (Kupper, 2022) und einen Emissionsfaktor von 20 % TAN (Kupper, 2022), was umgerechnet 52 g NH_3 pro Tierplatz und Jahr entspricht. Aufgrund von Fortschritten in Genetik, Fütterung, Einstreumanagement und Stalltechnik – insbesondere im Lüftungsmanagement – ist anzunehmen, dass die aktuell in Agrammon hinterlegten Werte zu einer Überschätzung der aktuellen Emissionen unter Schweizer Praxisbedingungen führen (Leinonen & Kyriazakis, 2016; Tallentire et al., 2016; Quintana-Ospina et al., 2023; de Rauglaudre et al., 2023).

Vergleichbare Modelle wie GASEM (Rösemann et al., 2017) und NEMA (van Bruggen et al., 2014) verwenden ähnliche Emissionsfaktoren, unterscheiden sich aber in den zugrunde gelegten Produktionszyklen. Für GASEM werden 50 g NH_3 und für NEMA 68 g NH_3 pro Tierplatz und Jahr als effektive Emissionsfaktoren verwendet. Diese Werte liegen innerhalb der breiteren Spannweite der Literatur von etwa 33–240 g NH_3 , wurden jedoch bislang nicht systematisch unter Schweizer Praxisbedingungen evaluiert. Kupper (2022) hat NH_3 -Messdaten der Pouletmast aus der Literatur zusammengestellt. Frühere Studien (vor 2010)

¹ TAN = $\text{NH}_3\text{-N}$ + $\text{NH}_4\text{-N}$. TAN entspricht dem löslichen Stickstoff. Detaillierte Erläuterung siehe Fussnote 7.

weisen im Mittel Emissionen von rund 80 g NH₃ pro Tierplatz und Jahr auf, während neuere Messungen eher im Bereich von 40–80 g NH₃ liegen (Harper et al., 2010; Wheeler et al., 2006; Topper et al., 2008). Die festgestellte Abnahme der Emissionen über die Zeit dürfte hauptsächlich auf Verbesserungen von Zucht und Fütterung zurückzuführen sein (Leinonen & Kyriazakis, 2016; Tallentire et al., 2016).

Die älteren Studien zu Emissionen aus Pouletmastställe dürften nur mit Einschränkung zur Herleitung von Emissionsfaktoren für die Schweizer Praxis geeignet sein. Gründe sind methodische Unterschiede der Studien, klimatische Einflüsse sowie abweichende Haltungs- und Produktionsbedingungen, etwa hinsichtlich Einstreumanagement, Leerzeiten und Reinigung (Harper et al., 2010; Kupper, 2022; Wheeler et al., 2006; Topper et al., 2008). Zudem werden Emissionen während unbesetzter Stallphasen häufig vernachlässigt oder pauschal auf null gesetzt, obwohl einzelne Studien darauf hinweisen, dass sie bis zu 20 % der Gesamtemissionen eines Mastumtriebs ausmachen können (Harper et al., 2010). Diese Bedingungen gelten jedoch für Systeme, wo die Einstreu nicht oder nur unvollständig entfernt wird. Für die Schweizer Praxis mit vollständiger Einstreuentfernung und Nassreinigung mit anschliessender Desinfektion im Anschluss an die Ausstallung, dürfte dieser Aspekt jedoch keine Rolle spielen. Moderne Linien wie Ross 308 erreichen Futtermittelnutzungsraten (FV) von etwa 1.4 unter Standardbedingungen und verbessern damit die Stickstoffnutzung deutlich (Aviagen 2022; Quintana-Ospina et al., 2023; Tallentire et al., 2016). Pro Produktionseinheit wird weniger Stickstoff ausgeschieden, was die für NH₃-Volatilisierung verfügbare Stickstoffmenge reduziert. Fütterungsstrategien, die Rohproteingehalte senken und gleichzeitig Aminosäuren bedarfsgerecht supplementieren, bieten zusätzlich direktes Minderungspotenzial – wie dies in der Schweiz bereits seit Jahren praktiziert wird (Steiner et al., 2025). Studien zeigen, dass eine Reduktion des Rohproteingehaltes um 1 Prozentpunkt die Stickstoffausscheidung um rund 10 % verringern kann, ohne die Leistung signifikant zu beeinträchtigen (Aletor et al., 2000; de Rauglaudre et al., 2023). Einzelne Studien zeigten bei optimierter Rationsgestaltung sogar noch stärkere Effekte (Chalova et al., 2016).

In der Schweiz sind die Kantone für den Vollzug der Luftreinhalteverordnung zuständig. So begrenzt der Luftreinhalteplan des Kantons Zürich (2016) die jährliche Ammoniakemission neuer Pouletmastställe auf 650 kg NH₃ pro Anlage. Auf Basis einer Agrammon-Berechnung wird dieser Grenzwert mit einem heutigen Standardstall mit rund 15'000 Tieren eingehalten. Wird die Schwelle von 650 kg NH₃ überschritten, sind Minderungsmassnahmen vorgeschrieben. Aktuell gelten Luftwäscher mit einer Abscheideleistung von mindestens 70 % für NH₃ in der Vollzugspraxis als weitgehend einzige Option zur Emissionsreduktion für Pouletmastställe (Melse & Ogink, 2005; Amt für Umwelt und Energie Luzern, 2020). Für Wärmerückgewinnungsanlagen (WRG), die über eine Reduktion des Wassergehalts der Einstreue potenziell ebenfalls zur Emissionsminderung beitragen können (Hensen et al., 2010), liegen bisher nur wenige Messdaten vor.

² Die aktuellen Gehalte sind in Steiner et al., 2025 ersichtlich, die Abnahme des Rohproteingehaltes im Geflügelfutter über die Jahre ist von der Mühle Egli dargestellt: <https://egli-journal.ch/ressourceneffizienz-fuer-konsum-mit-gutem-gewissen>

1.2 Technischer Stand der Schweizer Pouletmastställe und Produktionsparameter

Rückmeldungen aus der Branche im Vorfeld der vorliegenden Studie zeigten eine beträchtliche Heterogenität der technischen Ausstattung von Pouletmastställen in der Schweiz (CH-IGG light, 2024). Zwar fördern alle grossen Integratoren Dekarbonisierung und Energieeffizienz – unter anderem über Beratung, finanzielle Anreize und die Förderung moderner Klimatechnik – die endgültige Ausgestaltung der Anlagen liegt jedoch bei den Produzenten. Entsprechend können sich Stalllayouts und technische Ausstattung selbst innerhalb eines Integrators und eines Baujahres unterscheiden.

Wesentliche technische Entwicklungen seit den 1980er-Jahren umfassen unter anderem (CH-IGG light, 2024) die folgenden Massnahmen:

- verbesserte Wärmedämmung der Seitenwände (seit den 1980er-Jahren) und Bodenplatten (seit den 2000er-Jahren) von Ställen,
- zunehmenden Einsatz von WRG's in der Lüftung – erste Systeme seit den 1960er-Jahren, mit deutlich höherer Effizienz in den letzten Jahrzehnten,
- alternative Heizsysteme wie Holzschnitzel und Pellets, Wärmepumpen, Fernwärme sowie die Integration von Photovoltaik (seit den 2000er-Jahren),
- breiter Einsatz von Klima- und Produktionscomputern, bei denen die Schweiz im internationalen Vergleich mit an der Spitze liegt.

Der Anteil gut ausgerüsteter Stallflächen nimmt zu, weil ältere Anlagen ausser Betrieb gehen und gleichzeitig neue, besser ausgestattete Ställe in Betrieb genommen werden. Vor diesem Hintergrund wurden die beiden Ställe am Standort Mettmenstetten im Jahr 2024 als technisch überdurchschnittlich beurteilt. Ihre Ausstattung – umfassende Dämmung, WRG und Bodenheizung – entspricht jedoch weitgehend dem, was heute von einem modernen Neubau erwartet wird, und stellt damit eher den zu erwartenden Standard der aktuellen Generation von Pouletmastställen dar (CH-IGG light, 2024).

Hinsichtlich der Produktionszyklen zeigt die Auswertung von Schlachtersdaten eine deutliche Häufung von überwiegend 36-Tage-Mastdurchgänge, die rund 51 % der geschlachteten Tiere ausmachen. Kleinere Anteile entfallen auf 30 Tage (18 %), 37 Tage (11 %), 32 und 33 Tage (je 6 %) sowie geringe Anteile mit 31 und 35 Tagen (je 2 %) (Waldvogel, 2025), siehe Tabelle 1. Diese enge Verteilung der Mastdauer widerspiegelt einen standardisierten Produktionsrhythmus und erleichtert die Vergleichbarkeit von Emissionsmessungen. Unter Berücksichtigung von Reinigung und Leerzeiten ergeben sich bei 36 Tagen Mastdauer ungefähr 8.5 Mastumtriebe pro Jahr, sowie dies in der Modellrechnung Normalmast Poulet (BTS) des Aviforum repräsentiert ist (Aviforum, 2025).

Tabelle 1: Übersicht der Verteilung des Schlachters in der Schweiz

Alter bei Schlachtung [d]	Anteil in der Schweiz [%]
30	18
31	2
32	6
33	6
34	4
35	2
36	51
37	11

1.3 Einflussfaktoren auf Ammoniakemissionen der Pouletmast

Die NH_3 -Emissionen aus Pouletmastställen werden von physikalischen und mikrobiellen Einflussfaktoren sowie vom Management beeinflusst, die sich sowohl auf die Bildung von Ammoniak in der Einstreu als auch dessen Austrag aus dem Stall auswirken. Ausgangspunkt ist der mikrobielle Abbau von Harnsäure und deren Stickstoffkomponenten im ausgeschiedenen Kot, der mit steigender Temperatur, pH-Wert und Feuchte zunimmt (Koerkamp et al., 1998). Das chemische Gleichgewicht zwischen NH_4^+ und NH_3 wird dabei vom pH-Wert und der Temperatur der Flüssigphase bestimmt (Henry-Gesetz) sowie vom Luftstrom über der Einstreu, der den Stofftransport in die Stallluft steuert (Koerkamp et al., 1998).

1.3.1 Veränderung der Einstreu über die Mastdauer

Ein zentraler Einflussfaktor ist das Alter der Einstreu. Knížatová et al. (2010) fanden eine hochsignifikante positive Korrelation zwischen Masttag und NH_3 -Konzentration bzw. Emissionsrate: Ausgehend von sehr niedrigen Werten direkt nach dem Einstellen steigen Konzentrationen und Emissionen im Verlauf der Mast kontinuierlich an, bedingt durch die Zunahme des ausgeschiedenen Stickstoffs und dessen mikrobiellen Abbau. Mehrere Studien bestätigen dieses Muster mit sehr geringen Emissionen in den ersten Wochen ($< 0.5 \text{ g NH}_3 \text{ Tier}^{-1} \text{ Tag}^{-1}$) und einem ausgeprägten Anstieg ab etwa Tag 21, mit Spitzenwerten in den letzten fünf bis sieben Tagen vor der Schlachtung (Harper et al., 2010; Mendes et al., 2014; Calvet et al., 2011). Mehrere Arbeiten dokumentieren tageszeitliche Emissionsmuster mit Nachmittagsmaxima (15:00–18:00 Uhr) und Frühmorgenminima. Die relativen Schwankungsamplituden lagen bei 36 % im Sommer und 21 % im Winter (Calvet et al., 2011). Diese Rhythmen werden vor allem auf Tieraktivität und Temperaturdynamik im Stall zurückgeführt.

1.3.2 Temperatur der Einstreu

Die Temperatur der Einstreu beeinflusst den enzymatischen Abbau von Harnsäure zu NH_3 entscheidend. Knížatová et al. (2010) beschrieben einen mittleren Temperaturanstieg der Einstreu von 6.5 °C über den Mastverlauf, was die Volatilisierung deutlich erhöht. Calvet et al. (2011) quantifizierten diesen Zusammenhang und fanden einen Anstieg der NH_3 -Emissionen um 10–12 % bei einer Zunahme der Stalllufttemperatur um ein Grad Celsius, unabhängig von der Jahreszeit.

1.3.3 Feuchte der Einstreu

Die Feuchte der Einstreu beeinflusst die mikrobielle Aktivität und damit letztlich die Bildung von NH_3 . Eine schnellere Befeuchtung der Einstreu in Winterdurchgängen – bedingt durch tiefere Lüftungsraten – führt zu einem früheren Einsetzen der NH_3 -Freisetzung (Calvet et al., 2011). Mechanische Bewegungen der Einstreu (z. B. Auflockern) führte zu deutlich erhöhten NH_3 -Konzentrationen, was auf eine kurzfristig verstärkte Diffusion aus tieferen Schichten hindeutet (Brink et al., 2022). Die Bedeutung der Feuchte – insbesondere in Kombination mit hohen Temperaturen – wird auch von Mendes et al. (2014) und Harper et al. (2010) bestätigt.

1.3.4 pH-Wert der Einstreu

Der pH-Wert der Einstreu beeinflusst das chemische Gleichgewicht zwischen NH_4^+ und NH_3 , ist in der Praxis jedoch häufig stabil im alkalischen Bereich ($\text{pH} \approx 8$), sodass pH-Änderungen selten ein primärer Einflussfaktor sind (Koerkamp et al., 1998; Miles et al., 2014).

1.3.5 Technische Einrichtungen und Management

Managementmassnahmen wie Wahl des Einstreumaterials, Tränkesystems und Einstreubehandlung beeinflussen die Emissionen: Stroh führte in Winterdurchgängen zu höheren Emissionen als Holzspäne; Nippeltränken reduzierten Emissionen im Vergleich zu Glockentränken (Nicholson et al., 2004). Mehrfache Einstreunutzung («built-up litter») – was in der Schweiz nicht praktiziert wird – kann die Emissionen deutlich erhöhen (bis zu 47 %), ist aber nicht zwangsläufig, wenn Lüftung und Feuchte konsequent kontrolliert werden (Gates et al., 2008; Calvet et al., 2011; Miles et al., 2014). Mechanische Eingriffe gegen Ende des Mastumtriebes wie Auflockern oder Fräsen der Einstreu können ausgeprägte Emissionsspitzen auslösen (Brink et al., 2022; Wiedemann et al., 2016). Ein Nachstreuen von trockener, saugfähiger Einstreu kann hier eine Alternative bieten.

Die Lüftung beeinflusst die Emissionen unterschiedlich: Höhere Lüftungsmengen verdünnen zwar die NH_3 -Konzentration in der Stallluft, können aber die Gesamtemission (Massenstrom) erhöhen, weil mehr NH_3 pro Zeiteinheit aus dem Stall abgeführt wird (Knížatová et al., 2010; Calvet et al., 2011; Harper et al., 2010). Auf der anderen Seite kann die erhöhte Lüftung dazu führen, dass die Einstreu trockener bleibt und entsprechend geringere Emissionen resultieren. In verschiedenen Studien konnten diese Mechanismen beobachtet werden: In Klimazonen mit wärmeren Temperaturen im Sommer als im Winter sind die kumulativen Emissionen tendenziell im Sommer höher als im Winter (Calvet et al., 2011), während in den südöstlichen USA höhere Gesamtemissionen in Winterdurchgängen berichtet wurden (Harper et al., 2010). In subtropischen Regionen Brasiliens wurden höhere Emissionen im Sommer und Frühling beobachtet (Mendes et al., 2014).

1.3.6 Fütterung

Fütterungsstrategien, insbesondere die Absenkung des Rohproteingehaltes bei gleichzeitiger bedarfsgerechter Versorgung mit Aminosäuren, reduzieren den TAN-Pool und damit die NH_3 -Emissionen signifikant. Wiedemann et al. (2016) berichten eine Emissionsreduktion von 27 %, wenn der Rohproteingehalt von 21.3 % auf 19.8 % gesenkt wurde.

1.3.7 Emissionsminderung in der Pouletmast

Die Minderung von NH_3 -Emissionen in Pouletmastställen beruht im Wesentlichen auf drei Ansatzpunkten entlang der Emissionskaskade:

- (i) **vor der Ausscheidung** (Steuerung der Stickstoffaufnahme und -verwertung über die Fütterung und Zucht),
- (ii) **vor der Freisetzung im Stall** (physikalisch-chemische Kontrolle von Einstreu und Stallklima) und
- (iii) **nach der Freisetzung an der Abluft** (End-of-pipe-Technologien).

Die Literatur zeigt, dass mit technischen Massnahmen hohe Minderungsraten erreichbar sind. Limitierende Faktoren sind in der Praxis eher die Steuerung des Stallklimas, betriebliche Herausforderungen sowie die zusätzlichen Investitions- und Unterhaltskosten als die technische Machbarkeit selbst.

1.3.7.1 Einstreusäuerung (chemisch behandelte Einstreu)

Eine Untersuchung der DLG (DLG, 2024) des Produkts ImproBed® (Strohpellets mit stark säuerndem Zusatz, $\text{pH} \approx 2$) auf zwei Praxisbetrieben über mehrere Durchgänge zeigte eine mittlere NH_3 -Emissionsminderung von 58.2 % im Vergleich zu den Referenzställen mit unbehandelte Einstreu. Die Emissionsfaktoren sanken von 18.6 g auf 7.9 g NH_3 pro Tierplatz und Jahr. Leistungs- und Gesundheitsparameter ($\text{FV} \approx 1.47 - 1.50$; Mortalität ≈ 2 %) wurden nicht negativ beeinflusst; Stickstoff- und Phosphor-Massenbilanzen lagen bei > 93 %, was die Plausibilität der Emissionsmessungen stützt. Chemisch beruht der Effekt auf einer Absenkung des Einstreu-pH und damit der Verschiebung des Gleichgewichts von gelöstem Ammoniak in Richtung Ammonium sowie der Bindung von NH_3 als Ammoniumsulfat und einer Hemmung der mikrobiellen Aktivität.

1.3.7.2 Stallklimasteuerung über Wärmerückgewinnungssysteme (WRG)

Eine Untersuchung des rotierenden Wärmetauschers «Munters Heat-X Rotate» in zwei dänischen Pouletmastställen (Case-Control-Design innerhalb derselben Betriebe; Ross 308; rund $37 - 40 \text{ kg m}^{-2}$) entsprechend dem VERA-Protokoll ergab eine Minderung der NH_3 -Emissionen von 44 % bzw. 31 % (beide $p < 0.001$). Der höhere Effekt trat bei höherem spezifischem Luftdurchsatz durch die WRG auf (0.9 vs. $0.6 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ je Tier) (DTI, VERA Heat-X Rotate Report, 2023). In den mit WRG ausgerüsteten Ställen waren die CO_2 -Konzentrationen durchgehend tiefer und die relative Luftfeuchte insbesondere zu Beginn der Mast leicht reduziert – ein Hinweis auf verbesserte Luftführung und trockenere Einstreu ohne thermische Nachteile. Die Stalltemperaturen blieben in beiden Varianten vergleichbar. Der Betrieb der Anlage war insgesamt zuverlässig (VERA Heat-X Rotate report, 2023).

Ähnliche Ergebnisse wurden für Platten- und Rohrbündelwärmetauscher in Pouletmastställen berichtet. Der VERA-Prüfbericht der «Agro Clima Unit» (ACU Clima+, Typ 2.5) zeigte unter Praxisbedingungen eine NH_3 -Reduktion von 28 % gemäss Case-Control-Ansatz (VERA, 2019). Hensen et al. (2010) führten sechs Messkampagnen auf vier niederländischen Betrieben mit demselben System durch und fanden Emissionen von 20 g NH_3 pro Tierplatz und Jahr, was einer Reduktion von 69 % gegenüber dem nationalen Referenzwert um 6.8 g NH_3 pro Tierplatz und Jahr entspricht (Ellen et al., 2017). Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Reduktionsleistung mit dem Referenzwert verglichen und nicht mittels Case-Control-Ansatz ermittelt wurde. Andere Untersuchungen, etwa Mosquera et al. (2013), berichten von einer Emissionsreduktion von rund 11 %. Diese Messungen wurden jedoch in Kombination mit Bodenheizung durchgeführt. Die der WRG zugeschriebene Minderungsleistung wurde mit 11 % quantifiziert.

Neben der Emissionsminderung wurden beträchtliche Energieeinsparungen beschrieben (bis zu 57 % geringere Heizkosten; Van Caenegem et al., 2020), homogenere Temperaturverteilung im Stall und eine verbesserte Einstreuqualität, was das Risiko von Fussballenveränderungen reduziert (de Jong et al., 2014). Erfolgreiche Anwendungen setzen eine korrekte Dimensionierung und Positionierung der Geräte zur Sicherstellung einer ausreichenden Luftverteilung voraus, eine konsequente Reinigung der Wärmetauscherflächen zwischen den Durchgängen zur Vermeidung mikrobieller Belastungen (Dezat & Pattier, 2015) sowie Massnahmen gegen das Einfrieren von Wärmetauschern im Winter (Chevalier et al., 2012). Angesichts methodischer Unterschiede und der begrenzten Übertragbarkeit einzelner Studien wurde für die Schweizer Praxis das NH_3 -Minderungspotenzial einer WRG eher konservativ auf 30 % geschätzt (Vuille et al., 2025).

1.3.7.3 Abluftwäscher

Der einstufige Schwefelsäurewäscher «Inno+ Pollo-M» ($\text{pH} \leq 3.3$, Tropfenabscheider) erreichte in Zertifizierungstests mittlere NH_3 -Abscheidegrade von etwa 90 % (≈ 92 % im Winter; 90 % im Sommer) und Feinstaubreduktionen von 72 – 97 % über verschiedene Partikelfraktionen. Die Stickstoffentfrachtung gemäss Massenbilanz lag bei rund 88 – 91 %; Unterschreitungen von 70 % NH_3 -Abscheidung waren mit unzureichender Säuredosierung verbunden (DLG, 2015). Chemisch wird NH_3 durch Gas-Flüssig-Kontakt in ein saures Medium überführt und dort als $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ gebunden, was eine weitere Volatilisierung verhindert.

Eine Literaturstudie kommt zum Schluss, dass biologische Wäscher im Mittel rund 80 % NH_3 entfernen, chemische Wäscher etwa 85 – 90 %. Unter Praxisbedingungen fallen die tatsächlichen Minderungsraten jedoch häufig tiefer aus, wenn Prozessführung und Wartung unzureichend sind (Kupper et al., 2022b). Ein wichtiger Unterschied ist, dass biologische Systeme (Biofilter/Biowäscher) bei bestimmten Betriebsbedingungen Lachgas (N_2O) emittieren können, insbesondere bei Denitrifikationsstufen oder hohen Nitritgehalten, während chemische Wäscher bei korrektem Betrieb in der Regel keine zusätzlichen N_2O -Emissionen verursachen (Kupper et al., 2022b).

Für alle drei hier beschriebenen Minderungsansätze gilt, dass die berichteten Minderungsleistungen nur bei strikter Einhaltung der betrieblichen Anforderungen erreichbar sind. Bei der Einstreusäuerung sind korrekte Dosierung, gleichmässige Verteilung und – in Abhängigkeit der Mastdauer bzw. allfälliger Vorausstellungen – ein Nachstreuen zu berücksichtigen. Abweichungen können die pH-Absenkung und dadurch die Emissionsminderung deutlich reduzieren. Wärmerückgewinnungssysteme erfordern genügend Luftdurchsatz pro Tier und saubere Wärmetauscherflächen. Chemische Wäscher sind auf kontinuierliche Säurezugabe, eng geführte pH-Regelung und regelmässige Wartung von Düsen und Tropfenabscheidern angewiesen. End-of-pipe-Systeme verlagern den Stickstoff zudem in eine flüssige Phase, deren Lagerung und Ausbringung so zu gestalten ist, dass nachfolgend möglichst wenig Emissionen entstehen.

1.4 Zielsetzung der vorliegenden Studie

Vor diesem Hintergrund besteht ein Bedarf an hochaufgelösten, messbasierten NH_3 -Emissionsdaten aus der Schweizer Mastpouletproduktion unter Praxisbedingungen. Dies gilt insbesondere für moderne Stallkonzepte mit und ohne technische Emissionsminderung.

Die vorliegende Arbeit verfolgt zwei Ziele:

1. Ermittlung von aktuellen Emissionsdaten für Pouletmastställe ohne emissionsmindernde Techniken in der Schweiz, die als Grundlage für das Modell Agrammon verwendet werden können.
2. Ermittlung der Emissionsminderung einer Wärmerückgewinnungsanlage (WRG) unter praxisüblichen Produktionsbedingungen in der Schweizer Pouletmast.

2. Material und Methoden

2.1 Versuchsstandort und Stalltechnik

Die Messungen in der vorliegenden Studie wurden in kommerziellen Pouletmastställen in der Schweiz durchgeführt. Es standen zwei mechanisch belüftete Ställe mit identischen Grundrissen (je 600 m²), Installationen und Klimasteuerungen zur Verfügung, die sich einzig in der Lüftungskonfiguration unterschieden.

- **Stall 1 (Referenzstall):** Baujahr 2014, Standard-Tunnellüftung, diente als Referenzsystem.
- **Stall 2 (Stall mit WRG):** Baujahr 2021, ebenfalls Tunnellüftung, zusätzlich mit einem seitlich montierten Wärmerückgewinnungssystem (WRG) in Form eines Kreuzstrom-Wärmetauschers ausgerüstet. Stall 2 war zudem mit einem chemischen Luftwäscher ausgestattet; sämtliche Messungen erfolgten jedoch vor dem Wäscher, sodass dessen Betrieb die Ergebnisse nicht beeinflusste.

Beide Ställe waren mit einer Tunnellüftung ausgerüstet. Die Zufuhr der Zuluft erfolgte über Dachöffnungen (vier in Stall 1, drei in Stall 2) sowie über zwei seitliche Lufteinlässe pro Stall, die in Abhängigkeit vom Lüftungsbedarf sequenziell geöffnet wurden. Die Abluft wurde über Ventilatoren in an der Stallrückseite abgeführt:

- Stall 1: drei Abluftventilatoren (zwei mit 920 mm, einer mit 1300 mm Durchmesser, ein Ventilator drehzahlregelt),
- Stall 2: vier Abluftventilatoren (alle 820 mm Durchmesser, zwei davon drehzahlregelt) sowie eine seitlich montierte WRG mit einem Abluftquerschnitt von 630 mm im Durchschnitt.

Das WRG-System bestand aus einem Plattenwärmetauscher im Kreuzstromprinzip (Modell FG AC 10 N 1400 C 1 TV AE SC, RECUPERATOR S.p.A., Rescaldina, Italien), installiert durch die Firma R. Inauen AG (Appenzell, Schweiz). Die warme Stallabluft strömt auf einer Seite der epoxidbeschichteten Aluminiumplatten, die kältere Aussenluft auf der Gegenseite. Dadurch findet ein indirekter Wärmeübergang ohne Vermischung der Luftströme statt. Unter Nennbedingungen (8000 m³ h⁻¹ Zu- und Abluft) erreicht die Einheit eine feuchteberücksichtigte Wärmebereitstellungs-Effizienz von 75.2 % (siehe technische Daten im Anhang).

Alle technischen Installationen (Lüftung, Heizung, Sensorik) wurden durch identische Klimacomputer gesteuert. Die Soll-Temperatur im Stall wurde in beiden Ställen linear von 33 °C am Einstalltag auf 22 °C an Tag 35 bzw. 36 abgesenkt, entsprechend der branchenüblichen Praxis in der Pouletmast. Die Luftvolumenströme wurden in Abhängigkeit von Stalltemperatur, relativer Luftfeuchte und CO₂-Konzentration geregelt.

Beide Ställe verfügten über isolierte Betonböden. Stall 1 wurde im Sommer 2023 nachträglich mit einer Bodenheizung und einer WRG nachgerüstet; weder die Bodenheizung noch die WRG wurden während der Messperioden eingesetzt. Auch der Bodenheizkreis in Stall 2 blieb während der gesamten Versuchszeit inaktiv. Die Beheizung erfolgte in beiden Ställen mit Flüssiggas (Propan). Die Beleuchtung wurde auf die maximal zulässige Dauer von 16 Stunden pro Tag eingestellt (TSchV Art. 33; Fedlex, 2008).

2.2 Messkampagnen

Pro Stall wurden pro Mastumtrieb 8640, resp. 8650 Tiere der Linie Ross 308 eingestallt. Insgesamt wurden vier Produktionszyklen zwischen Januar 2024 und Januar 2025 erfasst (siehe Tabelle 2).

Zur Quantifizierung systematischer Unterschiede zwischen den Ställen wurde im Dezember 2024 eine separate Vergleichskampagne durchgeführt, bei der das WRG in Stall 2 ausgeschaltet blieb. Beide Ställe wurden mit identischen Lüftungseinstellungen betrieben, sodass der Einfluss der WRG vollständig ausgeschlossen war. Diese Messkampagne diente der Bestimmung eines allfälligen systematischen Offsets zwischen den beiden Ställen, welcher gemäss Anforderungen des VERA-Protokolls (VERA Sekretariat, 2018) und der holländischen Richtlinie (Winkel et al., 2024) zur Korrektur der WRG-bezogenen Emissionsdaten verwendet wurde. Im Juli 2025 wurde nochmals eine Vergleichskampagne zur Quantifizierung des systematischen Unterschieds im Sommer durchgeführt. Jedoch war während dieser Kampagne fälschlicherweise die WRG während den ersten 10 Tagen aktiv. Aufgrund dessen konnte die Julikampagne vom Sommer 2025 nicht für den Offsetvergleich verwendet werden.

Tabelle 2: Überblick über die Messkampagnen

Stall	Messkampagne	Start	Ende	Messdauer [d]
Stall 1 (Referenz)	Feb-24	25.01.24 (00:00)	27.02.24 (13:00)	33.5
Stall 2 (WRG aktiv)				
Stall 1 (Referenz)	Apr-24	18.04.24 (00:00)	21.05.24 (11:00)	33.4
Stall 2 (WRG aktiv)				
Stall 1 (Referenz)	Jul-24	10.07.24 (00:00)	12.08.24 (10:00)	33.4
Stall 2 (WRG aktiv)				
Stall 1 (Referenz)	Dez-24*	20.12.24 (00:00)	22.01.25 (10:00)	33.4
Stall 2 (WRG inaktiv)				

*Dez-24 ohne WRG-Betrieb in beiden Ställen zur Beurteilung allfälligen systematischen Offsets zwischen den beiden Ställen

Die Messkonzeption und Auswertungsstrategie orientierten sich am VERA General Test Protocol for Livestock Housing and Management Systems (VERA Sekretariat, Version 3, 2018) und der holländischen Richtlinie (Winkel et al., 2024). Zentrale Elemente wie parallele Messung in Referenz- und Versuchsstall, kontinuierliche Messung von Gas- und Luftvolumenströmen, kalibrierte Messsensoren und die Emissionsbestimmung auf Basis von Massenströmen wurden umgesetzt.

Zur Herleitung einer jahresbezogenen Emission wurden von den vier Messkampagnen entsprechend dem VERA-Protokoll (VERA Sekretariat, Version 3, 2018) klimatisch gewichtet:

- Winter (Februar- und Dezemberkampagne je 12.5 %): 25 %
- Übergangszeit (April-Kampagne): 50 %
- Sommer (Juli-Kampagne): 25 %

Die klimatischen Bedingungen während der Umtriebe sind im Anhang aufgeführt.

2.3 Fütterung und Tiermanagement

Die Tiere wurden bedarfsgerecht und ad libitum mit einer dreiphasigen Fütterungsstrategie gemästet (vergleichbar mit Steiner et al., 2025). Die Futterzusammensetzung, d.h. die im Futter verwendeten Futtermittelkomponenten und das Fütterungsregime waren jeweils in beiden Ställen eines Mastumtriebs identisch. Die Wasserversorgung erfolgte über Nippeltränken mit Tropfschalen. Das Futter wurde über automatisch beschickte Rundtröge bereitgestellt.

Es wurden jeweils Eintagesküken eingestallt, wobei der Tag der Einstallung als erster und der Tag der Ausstallung als letzter Masttag gezählt wurden. Die Ausstallung und Schlachtung fanden jeweils an Tag 35 (Stall 1) bzw. Tag 36 (Stall 2) statt. Es fand keine Vorausstallung resp. Teilausstallung statt. Die leicht unterschiedliche Mastdauer ist auf die Arbeitsplanung des Betriebsleiters zurückzuführen. Tabelle 3 fasst die wichtigsten Produktionskennzahlen der vier Durchgänge zusammen. Über alle Umtriebe wurden im Schlachthof bei keinen Tieren Fussballenläsionen festgestellt.

Tabelle 3: Produktionskennzahlen der vier Durchgänge

Stall	Messkampagne	Start Mast	Schlachtung – Le-benstag [d]	Tiere zu Beginn	Geschlachtete Tiere	Mortalität Stall	FV
Stall 1 (Ref)	Feb-24	25.01.24	28.02.24 – 35	8640	8364	3.2 %	1.47
Stall 2 (WRG)		25.01.24	29.02.24 – 36	8640	8473	1.9 %	1.42
Stall 1 (Ref)	Apr-24	18.04.24	22.05.24 – 35	8640	8261	4.4 %	1.41
Stall 2 (WRG)		18.04.24	23.05.24 – 36	8640	8389	2.9 %	1.45
Stall 1 (Ref)	Jul-24	10.07.24	13.08.24 – 35	8650	8235	4.8 %	1.44
Stall 2 (WRG)		10.07.24	14.08.24 – 35	8650	8235	4.8 %	1.44
Stall 1 (Ref)	Dez-24*	20.12.24	23.01.25 – 35	8650	8252	4.6 %	1.45
Stall 2		20.12.24	24.01.25 – 36	8650	8384	3.1 %	1.48

(Ref = Referenzstall; FV = Futterverwertung; *Dez-24 ohne WRG-Betrieb in beiden Ställen zur Beurteilung eines allfälligen systematischen Offsets zwischen den beiden Ställen)

2.4 Messung von Gas- und Luftvolumenströmen

Zur kontinuierlichen Erfassung von Ammoniak (NH₃) und Kohlendioxid (CO₂) wurden Dräger X-Node Sensoren eingesetzt (NH₃: DrägerSensor NH₃ FL 6813260; CO₂: DrägerSensor CO₂ 6800482). Die Sensoren wurden direkt vor den Luftenlässen bzw. vor den Abluftventilatoren installiert und zeigten Messwerte im 1-Minuten-Intervall auf. Gemäss Herstellerangaben beträgt der Empfindlichkeitsfehler der NH₃-Sensoren $\pm 5\%$ des Messwerts (siehe Datenblätter im digitalen Anhang).

Jeder Gassensor wurde mit einem konstanten Probenluftstrom von 0.7 L/min beschickt, erzeugt durch eine modifizierte Aquariumpumpe und geschützt durch ein zweistufiges Filtersystem (Grob- und Mikrofilter). Abbildungen der Sensoranordnung sind im Anhang dargestellt.

- In Stall 1 wurden sechs Sensoren für die Zuluft und drei Sensoren für die Abluft installiert.
- In Stall 2 wurden sechs Zuluft- und fünf Abluftsensoren eingesetzt.

Insgesamt waren damit 20x2 Gassensoren über beide Ställe im Einsatz.

Die Luftvolumenströme wurden mit AQC-L-Messventilatoren erfasst (siehe technisches Datenblatt im digitalen Anhang). In Stall 1 wurden die Messventilatoren vor den Abluftventilatoren montiert. Bei der 1300-mm-Abluftöffnung wurde aufgrund baulicher Gegebenheiten nach dem Abluftventilator gemessen. In Stall 2 wurden die vier konventionellen Abluftventilatoren abluftseitig ebenfalls mit AQC-L-Messventilatoren ausgerüstet, der Luftstrom durch die WRG wurde aufgrund der technischen Gegebenheiten stromabwärts des Wärmetauschers gemessen. Der Hersteller gibt im verfügbaren Datenblatt keine numerische Genauigkeit an; vergleichbare Messventilatoren weisen unter stabilen Feldbedingungen eine Messunsicherheit von etwa $\pm 5\text{--}6\%$ auf (Hoff et al., 2009). Bis zum Abschluss der vorliegenden Studie konnten keine Labor- oder Feldkalibrierungen der AQC-L-Messventilatoren durchgeführt werden.

Die Sensordaten wurden via LoRaWAN an einen zentralen Server übertragen und über Grafana-Dashboards visualisiert, um eine laufende Plausibilitäts- und Qualitätskontrolle zu ermöglichen. Die Stromversorgung aller Sensoren erfolgte über USB-Netzteile.

2.5 Sensor-Kalibrierung und Qualitätssicherung

Die Messqualität der Gassensoren wurde mittels zweistufigem Kalibrierkonzept abgesichert:

1. **Quervergleich:** Nach jedem Mastumtrieb wurden alle Sensoren mit einem minimalen Abstand untereinander für mindestens sieben Tage in einem Rindviehstall installiert, um sie vergleichbaren NH_3 -Konzentrationen auszusetzen. Aus diesem Quervergleich wurden Korrekturfaktoren für jeden Sensor errechnet und entsprechend bei den Auswertungen angewendet.
2. **Referenzgaskalibrierung:** Sechs Sensoren wurden definierten NH_3 -Konzentrationen (5, 10, 15 und 20 ppm) ausgesetzt. Parallel dazu wurde die angesaugte Luft mittels nasschemischer Verfahren analysiert, um die tatsächlich vorliegenden NH_3 -Konzentrationen zu bestimmen. Die Luft wurde dazu mit konstantem Durchfluss über zwei Impinger mit 0.01 M Natriumacetat-Pufferlösung mit pH 4 geführt, in denen gasförmiges NH_3 absorbiert wurde. Der NH_3 -Gehalt in der Säure wurde spektrophotometrisch bestimmt. Aus diesen Vergleichsdaten wurden sensorspezifische Korrekturfaktoren abgeleitet, die vor der Emissionsberechnung auf die Rohmesswerte angewendet wurden.

2.6 Einstreuprobenahme und -analyse

Zu Beginn jedes Mastdurchgangs wurde der Stallboden mit Strohpellets (600 kg pro Stall) eingestreut. Während des Durchgangs wurden keine zusätzlichen Pellets nachgestreut und die Einstreu auch nicht aufgelockert. Nach der Ausstallung wurde der Stall vollständig ausgemistet, nass gereinigt und mit dem Produkt 'Virkon S' desinfiziert.

Ab etwa Tag 20 jeder Mastperiode wurden Einstreuproben in beiden Ställen entnommen. Die Probenahme erfolgte diagonal durch den Stall in etwa 2-m-Abständen. An jedem Probenahmepunkt wurde Einstreu mit einer kleinen Schaufel (Abmessungen 12x20 cm) in einen Sammelbehälter gegeben. Es wurde die gesamte Einstreu bis auf den Betonboden aufgenommen. Danach wurde der Inhalt gründlich durchgemischt und daraus fünf Einzelproben entnommen, gemäss der Anleitung «Probenahme fester Abfälle» des BAFU (2019). Diese wurden sofort eingefroren und anschliessend im akkreditierten Ibu-Labor³ analysiert gemäss Analyseprogramm B61⁴

³ <https://www.ericsschweizer.ch/de/labor-fuer-boden--und-umweltanalytik> (14.12.2025).

⁴ <https://www.ericsschweizer.ch/de/labor/umweltanalytik/hofduenger-duenger> (14.12.2025).

Folgende Parameter wurden bestimmt:

- Trockensubstanzgehalt (TS)
- Kohlenstoff C_{org}
- pH-Wert
- Gesamtstickstoff (Kjeldahl)
- Ammonium-N
- Phosphor
- Kalium
- Calcium
- Magnesium
- Schwefel

In zwei Mastdurchgängen wurde versucht, die Entwicklung von Einstreutemperatur und -feuchte kontinuierlich mit eingebetteten Sensoren zu erfassen (Dragino LTC2 -- Industrial LoRaWAN Temperature Transmitter⁵ und S31-CB/S31B-CB - NB-IoT/LTE-M Outdoor Temperature and Humidity Sensor⁶). Die Sensoren wurden direkt in (LTC2) bzw. oberhalb (S31) der Einstreu platziert, um Temperatur und relative Feuchte in und in der Luft direkt oberhalb der Einstreu zu messen. Die Sensoren wurden mit einer perforierten Plastikbox geschützt. Unter Praxisbedingungen erwies sich dieser Ansatz jedoch als technisch nicht umsetzbar:

- Temperaturwerte wurden verfälscht, wenn Tiere direkt auf den Sensoren lagen.
- Feuchtesensoren in kleinen Schutzgehäusen wurden durch das Scharverhalten rasch mit trockener Einstreu überdeckt und repräsentierten nicht mehr die effektive Einstreufeuchte.

Aufgrund dieser Limitierungen wurden die sensorgestützten Einstreudaten von der weiteren Auswertung ausgeschlossen.

2.7 Heizenergie und meteorologische Daten

Der Gasverbrauch wurde mittels Durchflussmesser (Vögtlin red-y smart meter GSM-D9SA-BN00⁶) im Heizsystem jedes Stalles erfasst. Zusätzlich wurden die Laufzeiten der Heizgeräte über die Klimacomputer protokolliert. Eine Messstation vor Ort zeichnete Aussenlufttemperatur, relative Feuchte, Windgeschwindigkeit und Niederschlag auf. Diese Daten dienen zur Einordnung der jeweiligen Klimasituation der Mastdurchgänge.

2.8 Überwachung des Zugangs zum Aussenklimabereich

Gemäss Schweizer Tierschutzverordnung und Marktregulierung müssen Mastpoulet ab Tag 22 Zugang zu einem gedeckten Aussenklimabereich (AKB) erhalten (BLW, 2024). Der Zugang darf bei tiefen Temperaturen eingeschränkt werden. Folgende Temperaturen gelten als tief für Masthybriden (BLW, 2024):

- Tag 22–29: kein Zugang bei Aussentemperaturen $< 13\text{ °C}$,
- ab Tag 30: kein Zugang bei Aussentemperaturen $< 8\text{ °C}$.

⁵ <https://www.dragino.com/products/temperature-humidity-sensor.html> (14.12.2025).

⁶ <https://www.voegtlin.com/en/mass-flow-meters-and-controllers-for-gases/red-y-smart-series/#specs> (14.06.2026).

Die tatsächliche Nutzung des Aussenklimabereichs wurde mittels Kamerasystem aufgezeichnet, welches alle 5 Minuten die gesamte Oberfläche des AKB erfasste. Die Bilder wurden mit einem automatisierten Objekterkennungsmodell ausgewertet. Dieses wurde auf die Erkennung der einzelnen Mastpoulet angepasst. Die zugrunde liegende Methodik ist in Gfeller et al. (2025) beschrieben.

2.9 Datengrundlage und Vorverarbeitung

Die Gesamtdatenbasis bestand aus Zeitreihen verschiedener Erfassungssysteme (Sensoren zur Messung der Gaskonzentration, Messventilatoren, Steuerungssystem für den Betrieb des Stalls, Wetterstation, Zähler des Propangasverbrauchs). Die Daten wurden in R (Version 4.5.1) importiert, zeitlich synchronisiert und vorverarbeitet. Alle Scripts stehen über [GitHub](#) (Zugang auf Anfrage) zur Verfügung.

2.10 Emissionsberechnung

Die NH_3 -Emissionen wurden über eine Massenbilanz berechnet, welche Luftvolumenströme und Gas-Konzentrationen kombiniert. Für jede aktive Abluftöffnung und jede Minute wurde der NH_3 -Massenstrom als Produkt aus volumetrischem Luftstrom ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$) und NH_3 -Konzentration (mg m^{-3}) bestimmt. Zur Berücksichtigung der Hintergrundkonzentration wurde der NH_3 -Eintrag über die Zuluft von der NH_3 -Massenabfuhr via Abluft subtrahiert:

$$E_{\text{NH}_3} = \sum_i (C_{\text{out},i} \cdot Q_{\text{out},i}) - (\bar{C}_{\text{in}} \cdot \sum_i Q_{\text{out},i})$$

wobei

- E_{NH_3} sind mg min^{-1}
- $C_{\text{out},i}$ die NH_3 -Konzentration jeder Abluftöffnung (mg m^{-3}),
- $Q_{\text{out},i}$ der entsprechende Luftvolumenstrom der Abluftöffnung ($\text{m}^3 \text{min}^{-1}$ bzw. $\text{m}^3 \text{h}^{-1}$) und
- \bar{C}_{in} die gemittelte NH_3 -Konzentration der Zuluft ist.

Die so ermittelten Netto-Massenströme wurden zunächst auf Minutenbasis berechnet, über alle aktiven Abluftöffnungen pro Stall summiert und anschliessend zu täglichen Summen (g d^{-1}) integriert.

Vor der Emissionsberechnung wurden die NH_3 -Rohmesswerte mit den sensorspezifischen Korrekturfaktoren aus der Kalibrierung (Kapitel 4.4) angepasst.

2.11 Berechnung der NH_3 -Minderung durch die WRG

Die Emissionsminderung durch die WRG wurde mittels Vergleichs der Emissionen aus dem Referenzstall (Stall 1) und dem Stall mit WRG (Stall 2) bestimmt. Für jeden Mastumtrieb wurden die Emissionen über die gesamte Messdauer (siehe Tabelle 2) als g NH_3 pro Tierplatz berechnet. Die Differenz zwischen beiden Ställen wurde nach Korrektur um den in der Dez-24-Kampagne ermittelten systematischen Offset als relative Reduktion (%) berechnet.

2.12 Abschätzung der N-Ausscheidung (N_{ex})

Die N-Ausscheidung pro Tier wurde über eine Massenbilanz aus N-Aufnahme und N-Retention im Tierkörper abgeleitet. Dazu wurden folgende Grössen berücksichtigt:

- **N-Aufnahme:** Futteraufnahme pro Tier basierend auf dem dokumentierten Futterverbrauch gemäss Schlachtabrechnung und Tierzahlen pro Stall und Durchgang. Die Nährstoffgehalte der Futterphasen wurden anhand von Laboranalysen (DairyOne, Itasca, USA) bestimmt und auf die dreiphasige Fütterung abgebildet.
- **N-Retention im Tier:** Basierend auf Ganzkörperanalysen unter Schweizer Bedingungen für Normalmast beträgt der N-Gehalt eines 2-kg-Mastpoulet 29.1 g N kg⁻¹ Lebendgewicht, was rund 58.2 g N pro Tier bei der Schlachtung entspricht (Schlegel & Menzi, 2013).
- **N-Korrektur Eintagesküken:** Der im Eintagesküken enthaltene N-Gehalt (Lebendgewicht eines Küken: ~42 g) wurde abgezogen, um die metabolische N-Ausscheidung korrekt abzubilden.

Die N-Ausscheidung (N_{ex}) über den Mastdurchgang wurde wie folgt berechnet:

$$N_{\text{exkretion, total}} = N_{\text{Aufnahme}} - N_{\text{Retention, gesamter Tierkörper Ende Mast}} - N_{\text{Ausgang, Küken}}$$

Der resultierende Wert repräsentiert die gesamte N-Ausscheidung pro Mastumtrieb. Die berechnete N-Ausscheidung (N_{ex} g N pro Tierplatz und Jahr) wurde in die ausgeschiedene TAN⁷ Menge umgerechnet. $N_{ex} * 0.6 = \text{TAN-Exkretion total}$.

Mit der Umrechnung NH₃ in NH₃-N (*14/17) wurde der Anteil N in den gemessenen Emissionen bestimmt. Somit konnte der ausgeschiedene Stickstoff dem gemessenen NH₃-N gegenübergestellt werden, um so den Anteil der N-Ausscheidung zu bestimmen, der sich als NH₃-N verflüchtigt.

2.13 Messunsicherheit

Für alle Emissionsberechnungen wurden die Unsicherheiten der NH₃-Konzentration (15 %), basierend auf den Herstellerangaben und den durchgeführten Quervergleichen im Rindviehstall und des Luftvolumenstroms (5.5 %), gemäss Hoff et al. (2009) berücksichtigt und mittels standardisierter Fehlerfortpflanzung für Produkte und Quotienten kombiniert. Daraus ergab sich für direkt aus Konzentration und Luftvolumenstrom berechnete Emissionen eine relative Standardunsicherheit von 16.0 %.

Für Stall 2 wurden drei Kampagnen mittels eines aus einer Vergleichskampagne abgeleiteten Inter-Stall-Korrekturfaktors an Stall 1 angepasst; dabei wurde die Unsicherheit dieses Faktors ebenfalls über Fehlerfortpflanzung ermittelt, woraus sich für die korrigierten Emissionswerte eine relative Standardunsicherheit von 27.67 % ergab. Die jahresbezogenen Emissionen beider Ställe sowie der daraus abgeleitete Reduktionsgrad der technischen Massnahme (Verhältnis Stall 2/Stall 1) wurden mit denselben relativen Unsicherheiten über Fehlerfortpflanzung der gewichteten Emissionswerte bzw. ihres Quotienten bestimmt.

⁷ TAN = Englisch: Total Ammoniacal Nitrogen (NH₃-N + NH₄-N bzw. Ammonium + gelöstes Ammoniak). TAN ist dem löslichen mineralischen Stickstoff bzw. der Summe von Ammonium und gelöstem Ammoniak in den Ausscheidungen der Nutztiere gleichzusetzen. In den Ausscheidungen des Geflügels liegt N überwiegend in Form von Harnsäure vor, die anschliessend zu Ammoniak abgebaut wird. Entsprechend der Systematik der Stoffflussmodelle zur Berechnung von Ammoniakemissionen wird der Stickstofffluss von der Ausscheidung bis zur Ausbringung als Hofdünger als TAN angegeben. Entsprechend wird diese Systematik im vorliegenden Bericht übernommen.

3. Resultate

3.1 NH₃-Emissionen aus Referenzstall und Stall mit WRG

In drei Messkampagnen (Februar, April und Juli 2024) wurden die NH₃-Emissionen des Referenzstalls 1 (ohne Wärmerückgewinnungsanlage, WRG) direkt mit jenen des weitgehend technisch identischen Stalls 2 mit WRG verglichen. Tabelle 5 zeigt die jeweils gesamten Emissionen pro Mastumtrieb, die spezifischen Emissionen pro Tier sowie die daraus abgeleitete Emissionsreduktion durch den Einsatz der WRG, jeweils mit den entsprechenden Unsicherheiten.

Über alle Kampagnen hinweg lagen die Emissionen im Stall mit WRG deutlich unter jenen des Referenzstalls. Im Februar 2024 sanken die Emissionen pro Tier von 2.46 ± 0.39 g NH₃ auf 1.24 ± 0.34 g NH₃, was einer Reduktion von 49.6 ± 15.8 % entspricht. In der April-Kampagne reduzierte sich die Emission von 1.90 ± 0.3 g NH₃ auf 0.85 ± 0.23 g NH₃ pro Tier (55.4 ± 17.7 %). In der Juli-Kampagne mit den insgesamt höchsten Emissionen (3.73 ± 0.6 g NH₃ pro Tier im Referenzstall) fiel die Emission im Stall mit WRG auf 1.17 ± 0.33 g NH₃ pro Tier, entsprechend einer Reduktion von 68.5 ± 21.9 % (siehe Tabelle 4).

Der zeitliche Verlauf der kumulierten NH₃-Emissionen der Julikampagne wird in Abbildung 1 exemplarisch dargestellt. Dabei blieben in beiden Ställen die kumulierten Emissionen von Beginn weg und über den grössten Teil des Umtriebs praktisch bei null. Bis etwa in die dritte Produktionswoche wurden keine bzw. sehr niedrige Emissionen gemessen. Erst danach setzte ein klarer Anstieg ein. Im Referenzstall (Stall 1) begann dieser Anstieg früher und ausgeprägter (ab ca. Tag 20) und beschleunigte sich gegen das Ende der Mast hin deutlich, insbesondere ab Tag 28. Im Stall 2 mit WRG war der Verlauf vergleichbar, jedoch verzögert und insgesamt abgeflacht: Der Anstieg erfolgte erst gegen Ende des Umtriebs (ca. ab Tag 25) und blieb deutlich niedriger als im Referenzstall. Insgesamt fällt der weitaus grösste Teil der Emissionen auf die letzte Produktionsphase, während zuvor sehr niedrige Emissionen gemessen wurden. Dieser Verlauf der Emissionen war für alle Messkampagnen weitgehend identisch, wobei sich die Höhe der Gesamtemission jeweils unterschied.

Tabelle 4: Emissionen der gemessenen Mastumtriebe total, pro Tier und Reduktion durch die WRG

Stall	Messkampagne	NH ₃ Emissionen (total) [kg]	NH ₃ Emissionen pro Tier [g]	Reduktion der NH ₃ Emissionen durch WRG [%]
Stall 1 (Referenz)	Februar 24	20.7 ± 3.31	2.46 ± 0.39	
Stall 2 (WRG)		10.51 ± 1.29	1.24 ± 0.34	49.6 ± 15.8
Stall 1 (Referenz)	April 24	15.7 ± 2.51	1.9 ± 0.3	
Stall 2 (WRG)		7.14 ± 0.88	0.85 ± 0.23	55.4 ± 17.7
Stall 1 (Referenz)	Juli 24	30.9 ± 4.94	3.73 ± 0.6	
Stall 2 (WRG)		9.6 ± 1.18	1.17 ± 0.33	68.5 ± 21.9

Kumulierte NH₃ Emissionen in der Juli 24 Messkampagne

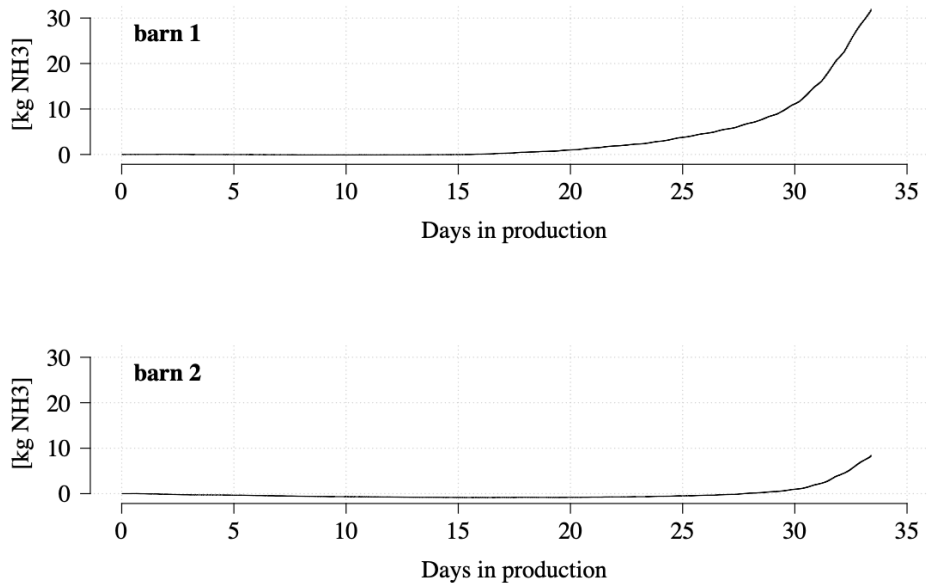


Abbildung 1: Kumulierte Emissionsverläufe in den beiden Ställen in der Juli 24 Messkampagne (barn 1 = Referenz Stall, barn 2 = Stall mit WRG)

3.2 Systematischer Offset zwischen den Ställen (Vergleich Winter 2024)

Wie in Tabelle 5 dargestellt, emittierte Stall 1 (Referenz) insgesamt 19.2 ± 3.07 kg NH₃, entsprechend 2.31 ± 0.37 g NH₃ pro Tier während der Messung Dez-24. Stall 2 emittierte unter denselben Bedingungen 14.8 ± 2.36 kg NH₃ bzw. 1.77 ± 0.28 g NH₃ pro Tier während des Mastumtriebs Dez-24.

Damit liegen in Stall 2 die Emissionen im Vergleich zu Stall 1 systematisch um rund 22.9 ± 5.2 % (Gesamtemission) bzw. 23.4 ± 5.3 % (pro Tier) tiefer. Gemäss Vorgaben für Case-Control-Studien (VERA Sekretariat, 2018; Winkel et al., 2024) wurde dieser systematische Offset zur Korrektur sämtlicher Emissionswerte von Stall 2 in den übrigen Kampagnen verwendet.

Die kumulativen Emissionsverläufe über 34 Messtage sind in Abbildung 2 dargestellt. Beide Ställe zeigen einen ähnlichen zeitlichen Verlauf, wobei der starke Anstieg in Stall 1 bereits um Tag 15 einsetzt, in Stall 2 jedoch rund fünf Tage später.

Tabelle 5: NH₃-Emissionen während der Kampagne Dez-24 (Messdauer: 33.4 Tage, beide Ställe ohne Wärmerückgewinnungssystem)

Stall	NH ₃ Emissionen (total) [kg]	NH ₃ Emissionen pro Tier [g]
Stall 1 (Referenz)	19.2 ± 3.07	2.31 ± 0.37
Stall 2 (WRG inaktiv)	14.8 ± 2.36	1.77 ± 0.28

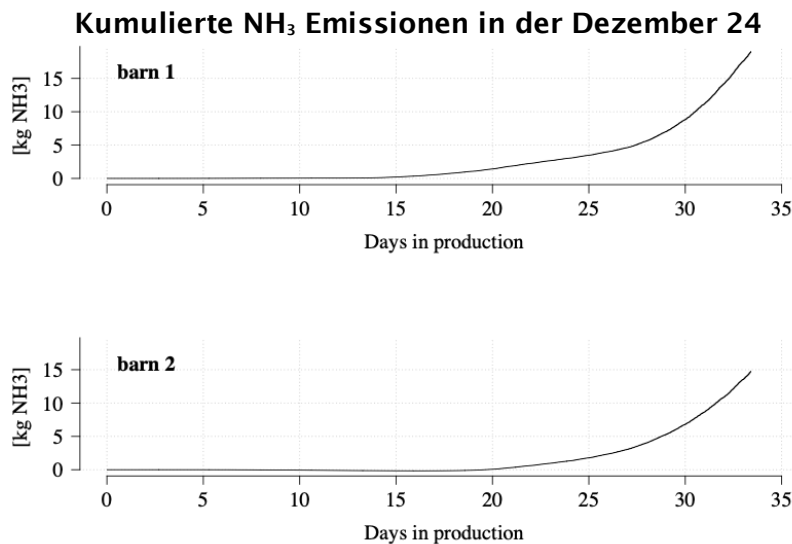


Abbildung 2: Kumulative NH₃ Emissionen über 34 Messtage während der Vergleichskampagne

3.3 Hochrechnung des Emissionsfaktors auf die Mastdauer in der Schweiz

Die Kampagnen deckten jeweils rund 33.5 Tage ab; in Stall 2 (WRG) war die Mast teils einen Tag länger als in Stall 1. Weil ein grosser Anteil der Emissionen in den letzten Masttagen anfällt (Moore et al., 2011), können 1–2 Tage am Zyklusende den auf ein Jahr hochgerechneten Emissionswert beeinflussen, wobei eine gewisse Unterschätzung der Emissionen möglich ist (Topper et al., 2008). Daher wurden die kumulierten Emissionen zusätzlich anhand der in der Schweiz beobachteten Schlachtalter-Verteilung gewichtet, die Verteilung des Schlachtalters ist in Tabelle 1 aufgeführt (Waldvogel, 2025). Hierfür wurden die kumulierten Emissionen für Mastdauern über 33.5 Tage auf Basis des gemessenen Verlaufs extrapoliert. Für Mastdauern bis 33.5 Tage wurden die effektiv gemessenen Emissionen direkt verwendet. Zudem wurde in den Berechnungen angenommen, dass die Tiere, wie in der Praxis üblich, am Morgen des Schlachttages ausgestallt werden. Der Wert von 8.5 Umtrieben pro Jahr wurde beibehalten.

Daraus resultieren (siehe Tabelle 6) gewichtete Emissionsfaktoren von 23.9 ± 3.8 g NH₃ (Referenz) und 10.5 ± 1.7 g NH₃ (WRG) sowie eine daraus abgeleitete Reduktion von 55.9 ± 17.9 %. Die Schlachttag-Gewichtung stellt damit einen konsistenten, datenbasierten Ansatz dar, um die abgeleiteten Emissionsfaktoren an die tatsächlichen Schweizer Mastdauern anzupassen und die Sensitivität der Ergebnisse gegenüber Mess- und Mastdauer transparent darzustellen.

Tabelle 6: Schlachttag-gewichtete NH₃-Emissionen und Reduktionsleistung des WRG basierend auf der Schweizer Schlachtalter-Verteilung

Stall	Messkampagne	NH ₃ Emissionen pro Tier [g]	Reduktion der NH ₃ Emissionen durch WRG [%]
Stall 1 (Referenz)	Gewichtetes Jahresmittel	23.9 ± 3.8	
Stall 2 (WRG)		10.5 ± 1.7	55.9 ± 17.9

3.4 N-Ausscheidung (N_{ex}) und Emission in Prozent TAN

Die jährliche N-Ausscheidung pro Tierplatz wurde für beide Ställe auf Basis der vier Mastumtriebe mit Emissionsmessungen berechnet. Für den statistischen Vergleich zwischen den Ställen wurden nur die drei Kampagnen Feb-24, Apr-24 und Jul-24 berücksichtigt, da in Dez-24 beide Ställe ohne WRG betrieben wurden. Ein Wilcoxon-Test auf gepaarten Unterschieden in der N-Ausscheidung pro Tier ergab keinen signifikanten Unterschied zwischen den Ställen ($V = 3$; $p = 1.00$). Alle vier Kampagnen wurden deshalb in die Schätzung der durchschnittlichen N-Ausscheidung und des NH_3 -Anteils, der im Stall entsteht, einbezogen.

Ein nichtparametrischer Kruskal-Wallis-Test wurde verwendet, um saisonale Unterschiede in der N-Ausscheidung pro Tierplatz und Jahr zu prüfen. Obwohl der Levene-Test eine signifikante Heterogenität der Varianzen anzeigte ($p = 0.0015$), war der Effekt der Saison auf die N-Ausscheidung statistisch nicht signifikant ($\chi^2 = 4.0$; $df = 2$; $p = 0.1353$). Aufgrund der kleinen Stichprobengrößen sind diese Resultate mit Vorsicht zu interpretieren.

Für die Berechnung der Ausscheidung pro Tierplatz und Jahr wurden wiederum 8.5 Umtriebe berücksichtigt. Die Mittelwerte der Stickstoffausscheidung lagen bei 282.0 ± 14.3 g N pro Tierplatz und Jahr für den Stall 1 bzw. 291.6 ± 17.4 g N für den Stall 2 (siehe Tabelle 7). Der Anteil der als NH_3 -N verflüchtigten TAN-Menge (saisonal gewichtete Mittel der gemessenen NH_3 Emissionen) betrug 10.8 % in Stall 1 und 5.5 % in Stall 2.

*Tabelle 7: Jährliche N-Ausscheidung und NH_3 -N-Anteile pro Tierplatz (identische Buchstaben = kein signifikanter Unterschied, $p > 0.05$; * für die Berechnung der NH_3 -Volatilisierung beim Stall 2 wurde Dez-24 ausgeschlossen, da dort die WRG nicht in Betrieb war).*

Stall	Ausgeschiedene Menge N pro Tierplatz und Jahr [g]	Ausgeschiedene Menge TAN pro Tierplatz und Jahr [g]	Gemessene NH_3 -N Menge pro Tier und Jahr [g]	Emission NH_3 in Prozent des ausgeschiedenen TAN [%]
Stall 1 Referenz (n=4)	282.0 ^a ± 14.3	169.2 ± 8.6	18.2 ± 5.5	10.8 ± 3.7
Stall 2 WRG (n=4)*	291.6 ^a ± 17.4	175.0 ± 10.4	9.7 ± 4.4	5.5 ± 2.4
Stall 1 + 2 (n=8)	286.8 ± 15.6	172.1 ± 9.4		

3.5 Veränderung der Einstreu über die Zeit

Die zeitliche Entwicklung der Einstreufeuchte wurde an mehreren Masttagen in allen vier Kampagnen und in Stall 1 (Referenz) und Stall 2 mit WRG erhoben. Insgesamt zeigte sich ein konsistenter Anstieg der Feuchte bzw. des Wassergehalts in der Einstreu im Verlauf der Mast, wobei deutliche Unterschiede zwischen Ställen und Kampagnen auftraten (Abbildung 3).

Eine einfaktorielle ANOVA zeigte ausschliesslich am letzten Masttag signifikante Gruppenunterschiede der Einstreufeuchte zwischen den Ställen mit und ohne WRG ($p < 0.05$). Post-hoc-Tukey-Tests identifizierten mehrere signifikante Unterschiede, welche den Einfluss von Saison und Stall auf die Feuchtigkeit erklärten. Einzig in der Messkampagne vom Februar 24 konnte kein signifikanter Unterschied festgestellt werden. (Tabelle 8).

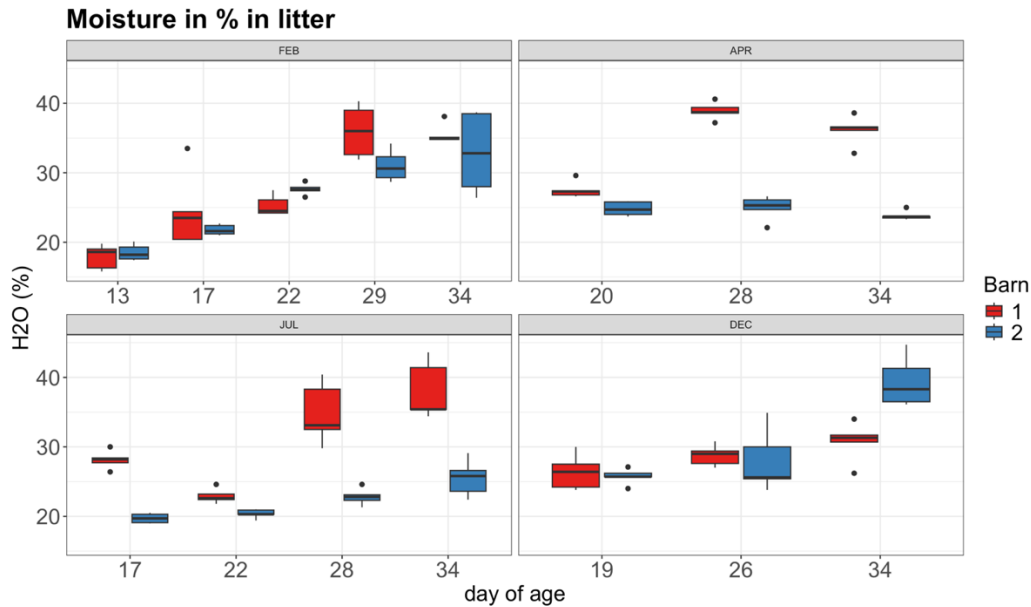


Abbildung 3: Entwicklung der Einstreufeuchte über die Zeit in vier Kampagnen

Tabelle 8: Einstreufeuchtigkeit am Tag vor der Ausstallung (identische Buchstaben = kein signifikanter Unterschied, $p > 0.05$)

Stall	Messkampagne	Feuchtigkeit der Einstreu am 34. Masttag [%]
Stall 1 (Referenz)	Februar 24	35.5 ± 1.4 ^{ab}
Stall 2 (WRG)		32.9 ± 5.7 ^{ab}
Stall 1 (Referenz)	April 24	36.1 ± 2.1 ^{ab}
Stall 2 (WRG)		23.8 ± 0.7 ^c
Stall 1 (Referenz)	Juli 24	38.0 ± 4.2 ^a
Stall 2 (WRG)		25.5 ± 2.6 ^{cd}
Stall 1 (Referenz)	Dez 24	30.8 ± 2.8 ^{bd}
Stall 2 (WRG nicht in Betrieb)		39.4 ± 3.6 ^a

Zusätzlich wurden pH, Gesamtstickstoff (N_{tot} , g N kg⁻¹ TS) und Ammonium-N (NH_4 -N, g kg⁻¹ TS) analysiert (siehe Anhang).

- pH:** Über alle Kampagnen lag der mittlere pH der Einstreu bei 6.6, mit leichten Anstiegen über die Mastdauer, insbesondere in Dez-24 (Werte > 7.0). Die tiefsten pH-Werte wurden an Tag 17 von Feb-24 (pH 6.0 in beiden Ställen) gemessen; ein einzelner Ausreisser mit pH 5.2 trat in Stall 1 (Referenz) an Tag 28 in Jul-24 auf. Ein signifikanter Unterschied der pH-Werte an Tag 34 zwischen den Ställen konnte nicht nachgewiesen werden.
- N_{tot} :** Gesamt-N in der Einstreu nahm in allen Kampagnen über die Zeit zu, entsprechend der N-Akkumulation in der Einstreu. Endwerte von Stall 2 mit WRG an Tag 34 lagen in Apr-24 und Dez-24 bei rund 42 g kg⁻¹ TS, während in Stall 1 im Jul-24 nur 18.4 g kg⁻¹ TS gemessen wurden. Im Mittel waren N_{tot} -Werte in beiden Ställen ähnlich (36.2 vs. 36.3 g kg⁻¹ TS). In Jul-24 zeigte Stall 2 am letzten Masttag deutlich höhere Werte (42.3 vs. 18.4 g kg⁻¹ TS), was auf einen Messfehler hindeuten kann. Signifikante Unterschiede an Tag 34 traten nur in Jul-24 auf.

- **NH₄-N:** Die NH₄-N-Konzentrationen der Einstreu folgten einem ähnlichen Muster wie N_{tot} mit einem Anstieg über die Mastdauer, wiesen aber eine stärkere Variabilität auf. Maximalwerte bis 6.2 g kg⁻¹ TS wurden in Dez-24 (Stall 2, Tag 34) beobachtet. Im Mittel lagen NH₄-N-Werte in Stall 1 geringfügig höher als in Stall 2 (3.2 vs. 2.8 g kg⁻¹ TS), mit den grössten Differenzen in Feb-24 und Apr-24. Aufgrund überlappender Standardabweichungen und der begrenzten Anzahl Replikaten waren die Unterschiede an Tag 34 überwiegend nicht signifikant (vgl. Anhang).

3.6 Nutzung des Aussenklimabereichs

Die Nutzung des gedeckten Aussenklimabereichs (AKB) nahm im Verlaufe der Mast zu, mit Spitzenwerten um Tag 33. Typischerweise zeigte sich ein bimodales Tagesmuster mit Aktivitätsmaxima am Morgen und am Nachmittag.

Ein Vergleich der beiden Ställe innerhalb der gleichen Mastperiode ergab keine signifikanten Unterschiede bezüglich der mittleren Tierzahl im AKB ($p > 0.05$). Ein Chi-Quadrat-Test zur räumlichen Verteilung der Tiere im AKB zeigte hingegen eine hochsignifikante Bevorzugung bestimmter AKB-Bereiche ($p < 0.001$), was auf lokale Mikroklima- oder Gestaltungsunterschiede (primär Schattenwurf und entsprechende Temperaturunterschiede) hindeutet.

Der saisonale Vergleich zeigte für Stall 1 eine signifikant höhere AKB-Nutzung im Sommerdurchgang (Jul-24) gegenüber dem Frühjahrsdurchgang (Apr-24; $p < 0.001$), während für Stall 2 kein signifikanter Unterschied zwischen den Perioden gefunden wurde.

Im Schnitt waren während des Apr-24 Umtriebs im Stall 1 (Referenz) ab dem Tag 22 89 Tiere im AKB, im Vergleich waren es im Stall 2 (WRG) 142 Tiere. In der Jul-24 Kampagne waren es 266 (Stall 1), resp. 225 (Stall 2). Über beide Perioden hinweg lagen die maximalen stündlichen Mittelwerte der Tiere im AKB zwischen 592 und 925 Tieren pro Stall, entsprechend 7.2–11.0 % des jeweiligen Bestands. In Apr-24 wurde der höchste Besatz im AKB in Stall 2 mit 925 Tieren (11 %) an Tag 33 erreicht. In Jul-24 lag das Maximum in Stall 1 mit 801 Tieren (9.7 %).

3.7 Gasverbrauch und Einsparung durch WRG

Der Verbrauch von Flüssiggas (Propan) für die Stallheizung unterschied sich zwischen den Jahreszeiten (Winter, Übergangszeit, Sommer). In Stall 2 mit WRG war der Gasverbrauch allen drei Kampagnen deutlich niedriger als im Referenzstall 1: für die Kampagnen Februar 2024, April 2024 und Juli 2024 betrug der Propanverbrauch im Referenzstall (Stall 1) 2'724 l, 649 l und 342 l, wogegen der Verbrauch im Stall mit WRG (Stall 2) 910 l, 359 l und 167 l betrug (siehe Tabelle 9). Die Einsparung an Propan betrug 67 %, 45 % und 51 %. Über alle drei Kampagnen summierte sich der Verbrauch auf 3'738 l Referenzstall 1 und 1'436 l in Stall 2 mit WRG, was einer Reduktion des Verbrauchs von 62 % entspricht. In absoluten Mengen wurden 2'302 l Propan eingespart.

In der Dez-24-Kampagne, mit deaktivierter WRG in beiden Ställen, lag der Gasverbrauch von Stall 2 dagegen um 10 % über demjenigen von Stall 1 (1796 vs. 1635 l).

Tabelle 9: Propanverbrauch der beiden Ställe und relative Einsparung durch WRG pro Kampagne und insgesamt

Stall	Messkampagne	Gasverbrauch [l]	Relative Einsparung gegenüber Stall 2
Stall 1 (Referenz)	Februar 24	2747	-
Stall 2 (WRG)		910	-67%
Stall 1 (Referenz)	April 24	649	-
Stall 2 (WRG)		359	-45%
Stall 1 (Referenz)	Juli 24	342	-
Stall 2 (WRG)		167	-51%
Stall 1 (Referenz)	Total während des Betriebs der WRG	3738	-
Stall 2 (WRG)		1436	62%
Stall 1 (Referenz)	Dezember 24 Beide Ställe ohne WRG	1635	-
Stall 2 (WRG)		1796	+10%

Zwischenbericht

4. Diskussion

4.1 NH₃-Emissionen aus Referenzstall und Stall mit WRG

Die vorliegende Arbeit liefert erstmals messbasierte NH₃-Emissionsdaten für Schweizer Pouletmastställe unter Praxisbedingungen. Der mittlere Emissionsfaktor des Referenzsystems von 23.9 g NH₃ pro Tierplatz und Jahr liegt deutlich unter dem aktuell in Agrammon verwendeten Emissionsfaktor von umgerechnet 52 g NH₃ pro Tierplatz und Jahr (Kupper, 2022). Das deutet darauf hin, dass die Emissionen der Pouletmast im Rahmen des Schweizer Ammoniak-Emissionsinventars sowie von einzelbetrieblichen Emissionsrechnungen überschätzt wird. Die Messungen zeigen auch, dass die NH₃-Emissionen bis ungefähr Tag 20 sehr niedrig sind, währenddem der grösste Teil der Gesamtfracht in den letzten 15–20 Tagen vor der Ausstallung anfällt (vgl. auch z.B. Moore et al., 2011). Die Resultate deuten weiter darauf hin, dass zwangsbelüftete Pouletmastställe auch ohne emissionsmindernde Massnahmen unter kantonalen Schwellenwerten liegen können (z.B. 650 kg NH₃/Jahr gemäss Verordnung zum Massnahmenplan Luftreinhaltung des Kantons Zürich; Kanton Zürich, 2016). Weiter bilden die Emissionsdaten der WRG eine zusätzliche Grundlage zur Herleitung einer Minderungsleistung dieser Technologie.

4.2 Übertragbarkeit auf den Schweizer Stallbestand

Die im Referenzstall gemessenen Emissionen können als repräsentativ für einen modernen, gut isolierten, klimatisch optimierten Stallstandard betrachtet werden. Da in der Schweiz derzeit ein relevanter Teil des Gesamtbestands in älteren Ställen gehalten wird (CH-IGG light, 2024), lässt sich der gemessene Emissionswert nicht pauschal auf sämtliche Pouletmastställe der Schweiz übertragen. Die Herleitung eines Emissionsfaktors der repräsentativ für den gesamten Mastpouletbestand ist, bleibt offen.

4.3 Einordnung im internationalen Kontext

Eine Herleitung von Ammoniak-(NH₃-)Emissionsfaktoren basierend auf Messdaten entsprechend aktuellem Stand des Wissens ist zentral als Grundlage für Emissionsrechnungen. In dieser Studie wurden im Stall 1 Messungen über vier vollständige Mastdurchgänge durchgeführt. Der daraus abgeleitete, saisonal gewichtete und mit den Schlachtaltern kombinierte Emissionswert beträgt 23.9 g NH₃ pro Tierplatz und Jahr. Dieser Wert liegt deutlich unter dem aktuell in Agrammon verwendeten Emissionsfaktor von 52 g NH₃ pro Tierplatz und Jahr.

Zwei Faktoren tragen zu dieser Differenz bei: Erstens lag die gemessene Stickstoffausscheidung (N_{ex}) pro Tier bei 286.8 ± 15.6 g N und damit rund 20 % unter dem in Agrammon verwendeten Ausscheidungswert von 360 g. Diese Differenz widerspiegelt den Effekt der heute üblichen Praxis der Fütterung (z.B. Rohproteinreduktion bei gleichzeitiger Aminosäuresupplementierung) sowie genetische Fortschritte in der Futtermittelverwertung (Aletor et al., 2000; de Rauglaudre et al., 2023; Quintana-Ospina et al., 2023; Tallentire et al., 2016). Zweitens war die Emission skaliert nach ausgeschiedener TAN-Menge mit 10.8 % deutlich niedriger im Vergleich zum Wert gemäss Agrammon von 20 %.

Diese Befunde deuten darauf hin, dass sowohl N_{ex} als auch der Emissionsfaktor im Modell Agrammon zu hoch angesetzt sind. Da Besatzdichte und Produktionsrhythmus in dieser Untersuchung der aktuellen Praxis entspricht, widerspiegeln die gemessenen Emissionen das in der Realität wahrscheinlich vorliegende niedrigere Emissionsniveau.

In einer DLG-Prüfung wurden 2023 in zwei kommerziellen Pouletmastställen in Niedersachsen Ammoniakemissionen gemessen. Die Untersuchung erfolgte nach dem DLG-Prüfrahmen „Indoor-Verfahren zur Emissionsminderung“ mit einem Fall-Kontroll-Ansatz (DLG, 2024): Pro Betrieb wurden jeweils ein unbehandelter Referenzstall und ein behandelter Stall parallel untersucht. Je Betrieb wurden drei vollständige Mastdurchgänge unter Winter-, Übergangs- und Sommerbedingungen begleitet. Für den Vergleich mit den vorliegenden Referenzmessungen sind vor allem die unbehandelten Referenzställe relevant. Die Betriebe verfügten über zwangsgelüftete Mastställe mit Tunnellüftung, 41'800 bzw. 36'500 Mastplätzen pro Stall und Nutzflächen von 1800 bzw. 1686 m². Daraus ergeben sich rechnerische Anfangsbesatzdichten von 23.2 bzw. 21.6 Tierplätzen pro m². Die Mastdauer betrug 42–43 Tage, die Mastendgewichte lagen bei 2,8–3,0 kg pro Tier. Durch zwei Vorfänge um Masttag 30 und 35 wurde die Besatzdichte in der Endmast reduziert. Beide Betriebe setzten N- und P-reduzierte Fütterung sowie Tränke-Cups ein. Die Emissionsfaktoren wurden auf die genehmigten Tierplätze und auf 7.45 bzw. 7.93 Umtriebe pro Jahr bezogen. Daraus ergibt sich bei 42–43 Tagen Mastdauer eine Zyklusdauer inklusive Leerzeit von rund 49 bzw. 46 Tagen, entsprechend einer Leerzeit von etwa 6–7 bzw. 3–4 Tagen. Die Referenzställe erreichten 20.9 bzw. 16.4 g NH₃ pro Tierplatz und Jahr, im Mittel also 18.6 g NH₃ pro Tierplatz und Jahr.

Die Resultate sind zudem konsistent mit den aktualisierten Emissionsdaten von Mulvenna & Ball (2024), die in Nordirland eine ganzjährige NH₃-Überwachung in zwei mechanisch belüfteten Pouletmastställen an zwei Praxisstandorten durchführten. Pro Stall wurden 28'000 bzw. 28'800 oder 24'900 Tiere gehalten, dies bei einer Besatzdichte von 30 kg / m². 40 % der Tiere wurden an Tag 33 und 60 % an Tag 40 ausgestallt. Basierend auf sechs Messkampagnen rapportierten sie einen mittleren Emissionsfaktor von 24 g NH₃ pro Tierplatz und Jahr (± 16) sowie eine Emission von 10.1 ± 6.8 % des TAN, bei einem fixen N_{ex} von 282 g N pro Tierplatz und Jahr. Trotz regionaler Unterschiede in Tieranzahl, Klima und Stallbau ist die hier gemessene Emission damit sehr gut vergleichbar; beide Resultate liegen deutlich unter den bisher verwendeten Inventarwerten. Die vorliegende Studie geht jedoch einen Schritt weiter, indem der N_{ex} empirisch bestimmt wurde und damit die tiefere TAN-Basis direkt begründet werden kann, was eine präzisere Abbildung der Emissionsfraktion ermöglicht.

Eine weitere neuere Studie von Pereira (2017) untersuchte Emissionen während eines einzelnen Mastumtriebs im Winter in Portugal. Gemessen wurde in drei tunnelbelüfteten Pouletmastställen mit jeweils 21'000 Tieren auf einem Praxisbetrieb. Bei einer Mastdauer von 42 Tagen und rund 6.5 Durchgängen pro Jahr entspricht dies einer jährlichen Emission von etwa 35.5 g NH₃ pro Tierplatz und Jahr. Dieser Wert liegt höher als die in der vorliegenden Studie bestimmten 24.6 ± 3.9 g. Der Vergleich ist jedoch nur eingeschränkt möglich, da die portugiesische Studie keine kontinuierlichen Messungen einsetzte, sondern Gaskonzentrationen an 11 Masttagen erfasste und die Lüftungsraten aus den Einstellungen des Managementsystems abschätzte. Zudem basiert sie auf einem einzelnen Umtrieb und bildet die saisonale Variation über das Jahr nicht ab.

4.4 Emissionsreduktion durch die WRG

Das WRG reduzierte die NH₃-Emissionen über drei Kampagnen im Mittel um 55.9 ± 17.9 %, mit kampagnenspezifischen Werten von 49.6 % bis 68.5 %. Damit bewegt sich der Effekt zwischen publizierten Werten aus der Literatur: sehr hohe Reduktionen bei Hensen et al. (2010) und deutlich kleinere isolierte WRG-Effekte bei Mosquera et al. (2013), wobei die Studien sich hinsichtlich Systemdesign, Referenzsetzung und Messstrategie unterscheiden (Hensen et al., 2010; Mosquera et al., 2013; Ellen et al., 2017).

Die Daten sprechen dafür, dass der Minderungsmechanismus auf Mikroklima und Einstreudynamik zurückgeht, aber nicht monokausal über weniger Feuchte in der Einstreu. In Apr-24 und Jul-24 war die Einstreufeuchte am Mastende im Stall 2 mit WRG deutlich tiefer, was die niedrigeren Emissionen erklärt. Gleichzeitig zeigte Feb-24 trotz ähnlicher Einstreufeuchte am Ende der Mast im Stall 2 mit WRG eine starke Emissionsreduktion. Das ist ein Hinweis, dass weitere Faktoren wie Temperaturgradienten, lokale Kondensation, Luftführung/Turbulenz und Einstreuoberflächenprozesse (Krustenbildung, Verdichtung) relevant sein können (Liu et al., 2009; Brink et al., 2022). Der Befund, dass der Stall mit WRG teils höhere Gesamtluftwechselraten aufwies und dennoch weniger NH₃ emittierte, widerspricht Resultaten aus Laborstudien, dass höhere Lüftungsraten direkt zu einem Anstieg der Emissionen führen, und unterstreicht, dass Luftführung und Mikroklima in Praxisställen entscheidend sein dürften (Miles et al., 2012).

4.5 Systematischer Offset zwischen Ställen und Konsequenzen für Vergleichsstudien

Die Wintervergleichskampagne mit dem Betrieb beider Ställe ohne WRG zeigte einen systematischen Unterschied von rund 23.4 ± 5.3 % (pro Tier) zwischen zwei als identisch eingeschätzten Ställen. Ohne Korrektur wäre die Minderungsleistung der WRG überschätzt worden. Die Resultate dieser Messung bestätigen die entsprechenden Anforderungen des VERA-Protokolls (VERA Sekretariat, 2018) und der holländischen Richtlinie (Winkel et al., 2024).

Die Ursachen für die Differenzen lassen sich mit den vorliegenden Daten nicht eindeutig identifizieren. Geringe Unterschiede in Ein-/Auslassgeometrie, Luftverteilung oder internen Einbauten können den Wegtransport und die Konzentrationsverteilung im Stall von NH₃ beeinflussen. Auch die Eigenschaften der Einstreu erklären den Offset nicht vollständig. In Dez-24 war die Einstreufeuchte in Stall 2 am Ende höher, trotz tieferen NH₃-Emissionen, was zeigt, dass ein unterschiedliches Emissionsniveau nicht ausschliesslich auf die Feuchte zurückzuführen ist (Brink et al., 2022; Liu et al., 2009). Wichtig ist die Einschränkung, dass ein allfälliger Offset saisonal variieren kann. Für die Korrektur eines Offsets über das Jahr sind daher mehrere Vergleichskampagnen mit dem Betrieb beider Ställe ohne WRG erforderlich (Roumeliotis et al., 2010; VERA Sekretariat, 2018). Eine Kampagne für den Sommer war für Juli 2025 geplant. jedoch konnte diese Messung aus technischen Gründen nicht erfolgreich umgesetzt werden, sodass die berechnete Reduktion von 55.9 ± 17.9 % einzig auf der Korrektur des Offset-Vergleichs im Winterhalbjahr basiert.

Die Vergleichskampagne ist nicht nur für die Korrektur der WRG-Minderungsleistung relevant, sondern gibt auch Hinweise auf die Streuung von NH₃-Emissionen zwischen verschiedenen vergleichsweise modernen Pouletmastställen ohne Minderungsmassnahme. Der beobachtete Unterschied von rund 23 % zwischen zwei Ställen am gleichen Standort, mit vergleichbarer Bauweise, identischem Management und gleicher Stallbaufirma, Hybriden und Fütterungsmanagement zeigt, dass auch bei vermeintlich ähnlichen Ställen Unterschiede in der Grössenordnung von rund 20% auftreten können. Für die Interpretation von Einzelmessungen und für den Vergleich mit Literatur- oder Inventarwerten ist deshalb eher von einem Wertebereich auszugehen. Dies unterstreicht die Notwendigkeit von wiederholten Vergleichsmessungen, mehreren Standorten und einer vorsichtigen Interpretation von Minderungsleistungen, insbesondere wenn diese aus nur einem Stallpaar abgeleitet werden.

4.6 Nutzung des gedeckten Aussenklimabereichs (AKB)

Die AKB-Nutzung nahm im Mastverlauf zu, zeigte Tagesmaxima am Morgen und Nachmittag und eine deutliche räumliche Präferenz einzelner Zonen ($p < 0.001$). Zwischen den Ställen waren die mittleren Belegungen nicht signifikant verschieden, saisonal zeigte Stall 1 höhere Nutzung im Sommer, wie dies auch in weiteren Studien rapportiert wurde (Hoffmann et al., 2013; Larsen et al., 2017). Für die NH_3 -Emissionen ist die Relevanz wahrscheinlich gering. Die beobachteten Maxima lagen typischerweise unter 10 % der Herde, was mit Literaturbefunden übereinstimmt und darauf hindeutet, dass der Grossteil der Ausscheidungen auch bei Zugang zu einem AKB im Stall erfolgt (Hoffmann et al., 2013). Weiter wurde einmalig mittels Freisetzung von Rauch im AKB die Luftbewegung durch die Öffnungen zum AKB untersucht. Dabei zeigte sich, dass die Luft durch die Öffnungen in den Stall strömte. Daraus lässt sich schliessen, dass im AKB freigesetztes NH_3 in den Stall und damit zumindest zum Teil von den Sensoren erfasst und in der gemessenen Emission enthalten ist. Weiter konnte bei der Untersuchung der Einstreu aus dem AKB festgestellt werden, dass kaum Exkremente der Tiere vorhanden waren. Der Anteil der im AKB anfallenden bzw. nicht erfassten Emissionen dürfte damit sehr niedrig sein.

4.7 Gasverbrauch und Einsparung durch WRG

In drei Kampagnen mit aktiver WRG wurde eine Reduktion des Propanverbrauch zwischen 45 % und 67 % im Vergleich zum Betrieb ohne WRG gemessen. Der Gasverbrauch der beiden Ställe im Betrieb ohne WRG (Kampagne Dezember 2024) zeigte für Stall 2, der in den übrigen 3 Kampagnen mit WRG betrieben wurde, einen um 10% höheren Verbrauch. Der geringe Unterschied deutet darauf hin, dass sich die beiden Ställe bezüglich Wärmedämmung wenig unterscheiden.

4.8 Bewertung der Messungen und methodische Limiten

Die Studie wurde entsprechend den Vorgaben von internationalen Protokollen (VERA Secretariat, 2018; Winkel et al., 2024) durchgeführt oder ging sogar darüber hinaus: kontinuierliche Messung der Gaskonzentrationen und Luftaustauschrate, Case-Control Ansatz, saisonale Abdeckung, Offset-Korrektur), weist aber die folgenden Einschränkungen auf, unter derer die gemessenen Werte für die Emission und die zusätzliche WRG-Minderungsleistung zu interpretieren sind:

- Messungen auf einem Betrieb
- Keine Alternation von Case/Control zwischen den baugleichen Ställen
- Fehlende rückführbare Kalibrierung der Luftvolumenstromsensoren während des Betriebs
- Nutzbare Offset-Kampagne nur von einem Winterumtrieb vorhanden

5. Schlussfolgerungen

Die Studie liefert erstmals messbasierte NH_3 -Emissionsdaten für einen modernen Schweizer Pouletmaststall unter Praxisbedingungen. Der Referenzstall liegt mit 23.9 ± 3.8 g NH_3 /Tierplatz·und Jahr nach Schlachtttag-gewichtet deutlich unter dem in Agrammon verwendeten Wert von 52 g NH_3 /Tierplatz·und Jahr (Kupper, 2026). Dies verdeutlicht, dass die mittels Agrammon berechneten Emissionen für Schweizer Pouletmastställe derzeit überschätzt werden und eine Anpassung auf die in dieser Studie ermittelten Werte gerechtfertigt ist. Neuere Messdaten aus Europa (DLG, 2024; Mulvenna & Ball, 2024) geben ebenfalls Hinweise auf niedrigere Emissionen aus Pouletmastställen, die mit den Werten in dieser Studie vergleichbar sind.

Das WRG reduzierte die NH_3 -Emissionen im Mittel um 55.9 ± 17.9 auf 10.5 ± 1.7 g NH_3 /Tierplatz·und Jahr). Diese Daten liegen im Bereich der Minderungsraten vergleichbarer Studien (Hensen et al., 2010; Mosquera et al., 2013). Für eine besser belastbare Quantifizierung der emissionsmindernden Wirkung der WRG der vorliegenden Studie wird eine zusätzliche Vergleichskampagne mit dem Betrieb beider Ställe ohne WRG durchgeführt.

Die Emissionsmessdaten des Referenzstalls ohne WRG sowie neuere Messdaten aus Europa können eine Grundlage für eine Revision des im Modell Agrammon hinterlegten Emissionsfaktors für Pouletmastställe bilden.

Die in der vorliegenden Studie gemessene Emissionsminderung aufgrund der WRG bildet ebenfalls eine Grundlage zur Implementierung dieser Technik in Agrammon, wobei auch hier Messdaten aus Europa vorliegen.

6. Verdankungen

Ein grosser Dank gilt der Trägerschaft welche dieses Projekt durch ihre finanzielle Unterstützung ermöglich haben, namentlich dem Bundesamt für Landwirtschaft, dem Bundesamt für Umwelt, dem Kanton Zürich (Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft und Amt für Landschaft und Natur) sowie der CH-IGG light (Schweizer Geflügelproduzenten SGP Bell, Micarna, Frifag) und dem Aviforum für die fachliche Unterstützung. Ein besonderer Dank geht an den Betriebsleiter, der die Arbeit unterstützt und bei der Durchführung des Versuchs mitgeholfen hat. Weiter gebührt Dank der Firma Inauen, welche bei den technischen Anpassungen für die Messungen unterstützte.

Zwischenbericht

7. Literaturverzeichnis

- Aletor, V.A., Hamid, I.I., Niess, E., & Pfeffer, E. (2000). Low-protein amino acid – supplemented diets in broiler chickens: Effects on performance, carcass characteristics and nitrogen excretion. *Animal Feed Science and Technology*, 86(1 – 2), 23 – 35.
[https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-0010\(200004\)80:5%3C547::AID-JSFA531%3E3.0.CO;2-C](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-0010(200004)80:5%3C547::AID-JSFA531%3E3.0.CO;2-C)
- Amt für Umwelt und Energie Luzern. (2020). Merkblatt Luftwäscher (ALURA) für Geflügel- und Schweineställe. Abgerufen von https://uwe.lu.ch/-/media/UWE/Dokumente/Themen/Luft/Abluftreinigung_in_der_Tierhaltung.pdf?la=de-CH
- Aviagen. (2022). Ross 308 Broiler Performance Objectives. https://aviagen.com/assets/Tech_Center/Ross_Broiler/RossxRoss308-BroilerPerformanceObjectives2022-EN.pdf
- Aviforum. (2025). Zahlen und Fakten CH-Geflügelwirtschaft. 2.1 Geflügelhaltung als Betriebszweig. CH-Zollikofen: Aviforum. Abgerufen von https://www.aviforum.ch/Portaldata/1/Resources/wissen/betriebliches/de/FB_21_Betriebszweig_Gefluegel_d.pdf
- BAFU. (2019). Probenahme fester Abfälle - Ein Modul der Vollzugshilfe zur Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen (Abfallverordnung, VVEA). Abgerufen von www.bafu.admin.ch/uv-1826-d
- Brink, M., Janssens, G., & Delezie, E. (2022). How do moisture content, friability, and crust development of litter influence ammonia concentrations in broiler production? *Livestock Science*, 265, Article 105109. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2022.105109>
- BLW (2024). Bundesamt für Landwirtschaft. Direktzahlungsverordnung (DZV) – Anhang 6: Spezifische Anforderungen der Tierwohlbeiträge (BTS, RAUS, Weide). Bern: BLW.
- Calvet, S., Cambra-López, M., Estellés, F., & Torres, A. G. (2011). Characterization of gas emissions from a Mediterranean broiler farm. *Poultry Science*, 90(3), 534 – 542.
<https://doi.org/10.3382/ps.2010-01037>
- CH-IGG light. (2024). Aktueller Standard von Geflügelproduktionshallen in der Schweiz. Interne Information. Unpubliziert. Erhalten am August 19. 2024.
- Chalova, V.I., Kim J.H., Patterson P.H., Ricke S.C., Kim W.K. (2016). Reduction of nitrogen excretion and emissions from poultry: a review for conventional poultry. *World's Poultry Science Journal*, 72(3), 509 – 520.
<https://doi.org/10.1017/S0043933916000477>
- Chevalier, D., Nicolas, C., Amand, G., Cloarec, M.L., La Mornière, A. de, Dezat, E., 2012. La récupération de chaleur en aviculture : retour d'expérience d'éleveurs utilisateurs, pays de la Loire, FR. 14 pp.
- DTI. Danish Technological Institute. (2023). Heat-X Rotate – VERA-Test. Unpublished
- de Jong, I.C., Gunnink, H., Van Harn, J., 2014. Wet litter not only induces footpad dermatitis but also reduces overall welfare, technical performance, and carcass yield in broiler chickens. *Journal of Applied Poultry Research* 23, 51 – 58.
<https://doi.org/10.3382/japr.2013-00803>

- de Rauglaudre, T., Méda, B., Fontaine, S., et al. (2023). Meta-analysis of the effect of low-protein diets on growth performance, nitrogen excretion, and fat deposition in broilers. *Frontiers in Animal Science*. <https://doi.org/10.3389/fanim.2023.1214076>
- Dezat, E., Pattier, S., 2015. Résultats de l'enquête avicole : Echangeurs récupérateurs de chaleur en poulet de chair : Quels résultats? Bretagne, FR. 4 pp.
- DLG. (2024). DLG Test Report 7449: ImproBed®—NH₃ mitigation in broiler houses. Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (DLG). Abgerufen von <https://www.dlg.org/en/tests/agricultural-technology-and-farm-inputs/test-reports/test-grillo-werke-improbed>
- DLG. (2015). DLG Test Report 6260: 1-stufiger Chemowäscher mit Tropfenabschieder Inno+ Pollo-M. Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (DLG). Abgerufen von <https://pruefberichte.dlg.org/filestorage/6260.pdf>
- Dräger. (2022). DrägerSensor NH₃ FL 681 3260 – Produktdatenblatt.
- Fedlex. (2008). Tierschutzverordnung (TSchV), Art. 33. <https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/2008/416/de#a33>
- EEA. (2019). EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019. Technical guidance to prepare national emission inventories. Luxembourg: European Environment Agency.
- Ellen, H. H., Groenestein, C. M., & Ogink, N. W. M. (2017). Actualisering ammoniak emissiefactoren pluimvee : advies voor aanpassing van ammoniak emissiefactoren van pluimvee in de Regeling ammoniak en veehouderij (Rav) (Livestock Research rapport No. 1015). Wageningen UR Livestock Research. <https://doi.org/10.18174/407972>
- Gates, R. S., Casey, K. D., Wheeler, E. F., Xin, H., & Pescatore, A. J. (2008). U.S. broiler housing ammonia emissions inventory. *Atmospheric Environment*, 42(14), 3342 – 3350. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.06.057>
- Harper, L.A., Flesch, T.K., Wilson, J.D. 2010. Ammonia emissions from broiler production in the San Joaquin Valley. *Poult. Sci.* 89(9): 1802-1814. <https://doi.org/10.3382/ps.2010-00718>
- Hensen, A., van de Bulk, W., Blom, M., Bleeker, A., 2010. Emissiemetingen stalsystemen met Agro Clima Unit ECN-E-10-087. Energy research Centre of the Netherlands. Schagen NL. 68 pp
- Hoff, S. J., Bundy, D. S., Nelson, M. A., Zelle, B. C., Jacobson, L. D., Heber, A. J., Ni, J., Zhang, Y., Koziel, J. A., & Beasley, D. B. (2009). Real-time airflow rate measurements from mechanically ventilated animal buildings. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 59(6), 683 – 694. <https://doi.org/10.3155/1047-3289.59.6.683>
- Hoffmann, C., Grub, A., Albiker, D., Zweifel, R. 2013. Masthybridlinien: Benutzung des Aussenklimabereichs, Einstreuqualität und Gefieder. *Agrarforschung* 4(7-8): 352-355.

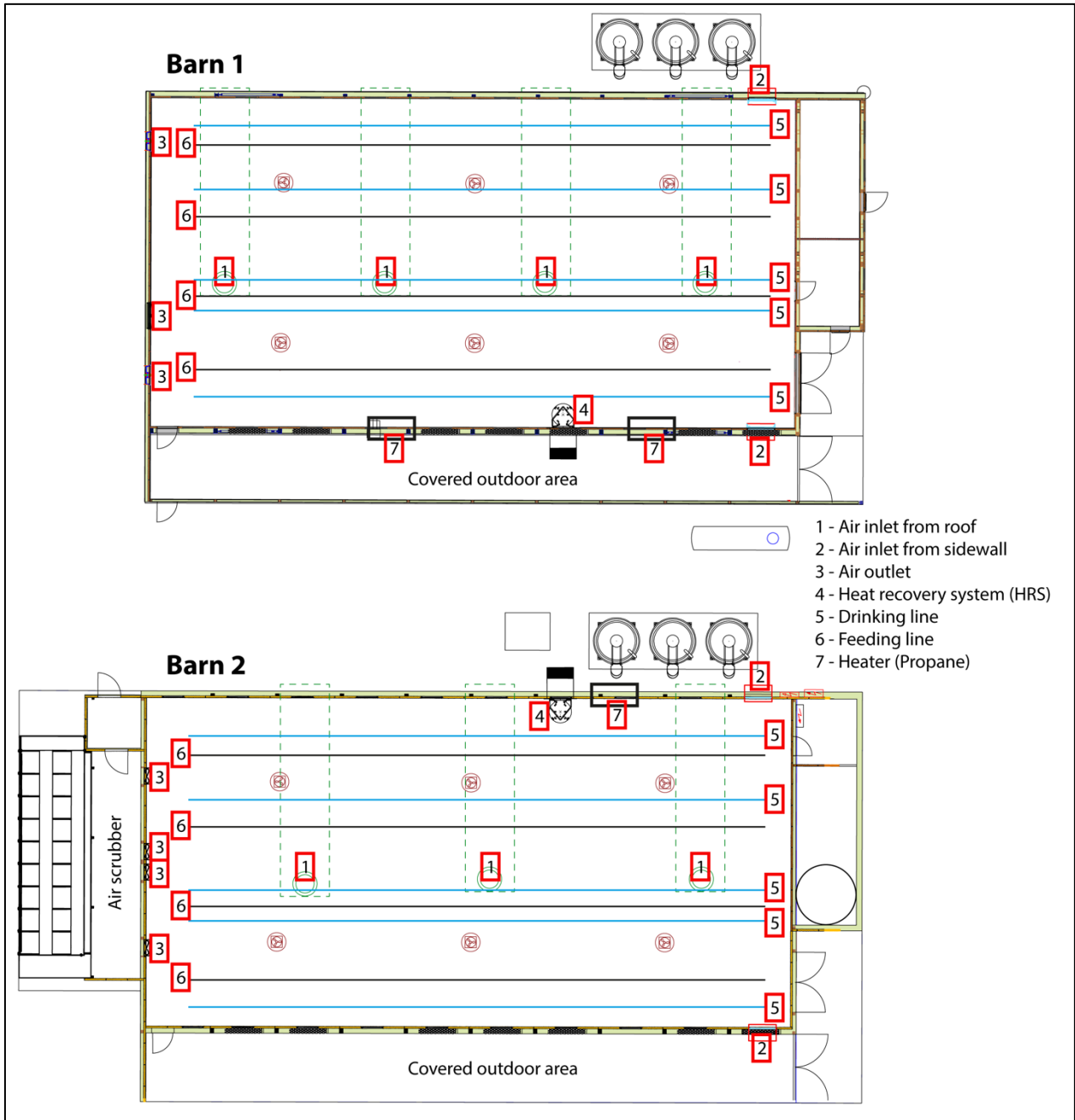
- Kanton Zürich. (2016). Massnahmenplan Luft, Teilrevision 2016. Abgerufen von <https://www.zh.ch/de/umwelt-tiere/luft-strahlung/massnahmen-luft.html>
- Kanton Zug. (2016). Massnahmenplan Ammoniak 2016 – 2030. Abgerufen von <https://zg.ch/de/natur-umwelt-tiere/luft-licht-und-strahlung/luft/luftqualitaet-und-auswirkungen#massnahmenplaene>
- Knížatová, M., Mihina, Š., Brouček, J., Karandušovská, I., & Mačuhová, J. (2010). The influence of litter age, litter temperature and ventilation rate on ammonia emissions from a broiler rearing facility. *Czech Journal of Animal Science*, 55(8), 337 – 345. <https://doi.org/10.17221/176/2009-CJAS>
- Kupper, T. (2022). Dokumentation technische Parameter Modell Agrammon. Bern University of Applied Sciences, HAFL.
- Kupper, T., Häni, C., Bretscher, D., & Zaucker, F. (2022a). Ammoniakemissionen der schweizerischen Landwirtschaft 1990 bis 2020. BFH-HAFL & Oetiker+Partner AG.
- Kupper, T., Vuille, S., & Valach, A. (2022b). Abluftwäscher zur Reduktion von Ammoniakemissionen aus Schweine- und Geflügelställen: Literaturstudie, Umfragen und Fallstudie. Zollikofen, Switzerland: Berner Fachhochschule (HAFL). Abgerufen von <https://agrammon.ch/assets/Documents/Abluftwaescher-zur-Reduktion-von-Ammoniakemissionen-20221202.pdf>
- Larsen, H., Cronin, G., Hemsworth, P., Smith, C., Rault, J.-L., & Gebhardt-Henrich, S. (2017). Individual Ranging Behaviour Patterns in Commercial Free-Range Layers as Observed through RFID Tracking. *Animals*, 7(3), 21. <https://doi.org/10.3390/ani7030021>
- Leinonen, I., & Kyriazakis, I. (2016). How can we improve the environmental sustainability of poultry production? Insights from life cycle assessment studies. *Poultry Science*, 81(8), 1156 – 1162. <https://doi.org/10.1017/s0029665116000094>
- Liang, Y., & Costello, T. A. (2016). Saving Energy With Ventilation Heat Recovery in Poultry Barns. University of Arkansas, Division of Agriculture. <https://www.uaex.uada.edu/publications/pdf/FSA-1077.pdf>
- Liu, Z., Wang, L., Beasley, D. B., & Shah, S. B. (2009). Modeling ammonia emissions from broiler litter at laboratory scale. *Transactions of the ASABE*, 52(5), 1683 – 1694. <https://doi.org/10.13031/2013.29131>
- Melse, R.W., & Ogink, N.W.M. (2005). Air scrubbing techniques for ammonia and odour reduction at livestock operations: Review of on-farm research in the Netherlands. *Transactions of the ASAE*, 48(6), 2303 – 2313. <https://doi.org/10.13031/2013.20094>
- Mendes, L. B., Tinoco, I. F. F., Ogink, N. W. M., Rocha, K. S. O., Osorio S., J. A., & Santos, M. S. (2014). Ammonia emissions from a naturally and a mechanically ventilated broiler house in Brazil. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 18(11), 1179 – 1185. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v18n11p1179-1185>
- Miles, D. M., Moore, P. A., Burns, R. T., & Brooks, J. P. (2014). Ammonia and nitrous oxide emissions from a commercial broiler house. *Journal of Environmental Quality*, 43(4), 1119 – 1124. <https://doi.org/10.2134/jeq2013.09.0390>

- Mosquera Losada, J., Ellen, H. H., Hol, J. M. G., Huis in 't Veld, J. W. H., Nijeboer, G. M., Ploegaert, J. P. M., & Ogink, N. W. M. (2013). Emissies uit een vleeskuikenstal met strooiselbeluchting en warmtewisselaar: Meetprogramma Integraal Duurzame Stallen (Rapport / Wageningen UR Livestock Research; No. 657). Wageningen UR Livestock Research. <https://edepot.wur.nl/258929>
- Nicholson, F. A., Chambers, B. J., & Walker, A. W. (2004). Ammonia emissions from broiler litter and laying hen manure management systems. *Biosystems Engineering*, 89(2), 175 – 185. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2004.06.006>
- Mulvenna, C. C., & Ball, M. E. E. (2024). Assessment of the ammonia emissions from conventional, mechanically ventilated broiler houses in Northern Ireland. *Atmospheric Environment: X*, 23, Article 100273. <https://doi.org/10.1016/j.aeaoa.2024.100273>
- Quintana-Ospina, G.A., Alfaro-Wisaquillo, M.C., Oviedo-Rondon, E.O., et al. (2023). Data analytics of broiler growth dynamics and feed conversion ratio of broilers raised to 35 d under commercial tropical conditions. *Animals*, 13(13), 2447. <https://doi.org/10.3390/ani13152447>
- Richner, W., Flisch, R., Mayer, J., Schlegel, P., Zähler, M., Menzi, H. 2017. 4/ Eigenschaften und Anwendung von Düngern. In: Richner, W., Sinaj, S., (eds.). *Grundlagen für die Düngung landwirtschaftlicher Kulturen in der Schweiz / GRUD 2017. Agrarforschung Schweiz* 8 (6) Spezialpublikation. pp 4/1-4/23.
- Roumeliotis, T. S., Dixon, B. J., & Van Heyst, B. J. (2010). Characterization of gaseous pollutant and particulate matter emission rates from a commercial broiler operation—Part I: Observed trends in emissions. *Atmospheric Environment*, 44(31), 3770 – 3777. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.06.052>
- Rösemann, C., Haenel, H.D., Damngen, U., Freibauer, A., Döring, U., Wulf, S., Eurich-Menden, B., Döhler, H., Schreiner, C., Osterburg, B. 2017. Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 – 2015. Report on methods and data (RMD) Submission 2017. Thünen Report 46.
- Schlegel, P., & Menzi, H. (2013). Stickstoff- und Mineralstoffgehalte in Ganzkörpern von Mastgeflügel. *Agrarforschung Schweiz*, 4(2), 92 – 95. <https://www.agrarforschungschweiz.ch/artikel/2013/02/stickstoff-und-mineralstoffgehalte-in-ganzkoerpern-von-mastgefluegel>
- Steiner, R., Ineichen, S., Kupper, T., & Spring, P. (2025). Rohprotein- und Phosphorgehalte in Geflügelfutter: Bestandesaufnahme 2024. *Agrarforschung Schweiz*, 16, 73–80. <https://doi.org/10.34776/afs16-73>
- Tallentire, C.W., Leinonen, I., & Kyriazakis, I. (2016). Breeding for efficiency in the broiler chicken: A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 36(4), 66. <https://doi.org/10.1007/s13593-016-0398-2>
- Topper, P. A., Wheeler, E. F., Zajaczkowski, J. S., Gates, R. S., Xin, H., Liang, Y., & Casey, K. D. (2008). Ammonia emissions from two empty broiler houses with built-up litter. *Transactions of the ASABE*, 51(1), 219 – 225. <https://doi.org/10.13031/2013.24215>

- UNECE. (1999). Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone to the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. http://www.unece.org/env/lrtap/multi_h1.html
- van Bruggen, C., Bannink, A., Groenestein, C.M., de Haan, B.J., Huijsmans, J.F.M., Lu-
esink, H.H., van der Sluis, S.M., Velthof, G.L. 2014. Emissions into the atmosphere
from agricultural activities in 2012. Calculations for ammonia, nitric oxide, nitrous
oxide, methane and fine particulate matter using the NEMA model. Wageningen.
WOT technical report 3 (in Dutch). Wageningen, NL: The Statutory Research Task Unit
for Nature and the Environment (WOT Natuur & Milieu).
- Van Caenegem, L. Stauffer, D., Sax, M., Ruprecht, K., 2020. Minergie-A/P Mastgeflügel-
stall- Geflügelmastall, Berghof, 3429 Hellsau BE-Monitoring Bericht, Bern, CH. Bun-
desamt für Energie BFE. 42 pp.
- VERA Secretariat. (2018). Test protocol for livestock housing and management systems,
Version 3. <https://www.vera-verification.eu>
- VERA, 2019. Verification statement: Agro Clima Unit (ACU) Clima + 200, type 2.5. Verifi-
cation statement 007, Copenhagen, DK. The International VERA Secretariat. 18 pp.
- WBF (2025). Gaspreise – Flüssiggas (LPG) Schweiz. Swiss Federal Price Supervisor (WBF),
LPG Price Monitoring Platform. [https://gaspreise.preisueberwacher.ch/web/in-
dex.asp?z=0](https://gaspreise.preisueberwacher.ch/web/index.asp?z=0)
- Vuille, S., Kupper, T., Zähler, M., Bucheli, M., Appert, K., von Ah, E., Steiner, B.,
Uebersax, A., & Fischler, M. (2025). Massnahme 26: Wärmetauscher für Mastpoulets
(Version 01, 17.07.2025). Faktenblatt der nationalen Drehscheibe Ammoniak
[https://www.ammoniak.ch/files/Downloads/Dokumente_Beurteilung_Faktenblaet-
ter/26_Waermetauscher_20250717.pdf](https://www.ammoniak.ch/files/Downloads/Dokumente_Beurteilung_Faktenblaetter/26_Waermetauscher_20250717.pdf).
- Waldvogel A. (2025). Verteilung Schlachtalter Mastpoulets NH₃-Mettmenstetten. Internal
Information. Not Published. Personal E-Mail on April 3th 2025.
- Wheeler, E. F., Casey, K. D., Gates, R. S., Xin, H., Zajaczkowski, J. L., Topper, P. A., Liang,
Y., & Pescatore, A. J. (2006). Ammonia emissions from twelve U.S. broiler chicken
houses. Transactions of the ASABE, 49(5), 1495 – 1512.
<https://doi.org/10.13031/2013.22042>
- Wiedemann, S. G., Phillips, F. A., Naylor, T. A., McGahan, E. J., Keane, O. B., Warren, B. R.,
& Murphy, C. M. (2016). Nitrous oxide, ammonia and methane from Australian meat
chicken houses measured under commercial operating conditions and with mitiga-
tion strategies applied. Animal Production Science, 56(9), 1404 – 1417.
<https://doi.org/10.1071/AN15561>
- Winkel, A., Brusselman, E., Hensen, A., Otten, G., Vonk, J., Laanen, L., Verfaillie, A., van
Dinther, D., Mosquera Losada, J., & Ogink, N. W. M. (2024). Richtlijnen voor het be-
palen van emissies uit veestallen (versie 2): Guidelines for determination of emissi-
ons from livestock barns (version 2). (Rapport / Wageningen Livestock Research; No.
1525). Wageningen Livestock Research. <https://doi.org/10.18174/678752>

Anhang

Anhang 1: Stallplan



Anhang 2: Positionen der Sensoren zur Messung der Gaskonzentrationen

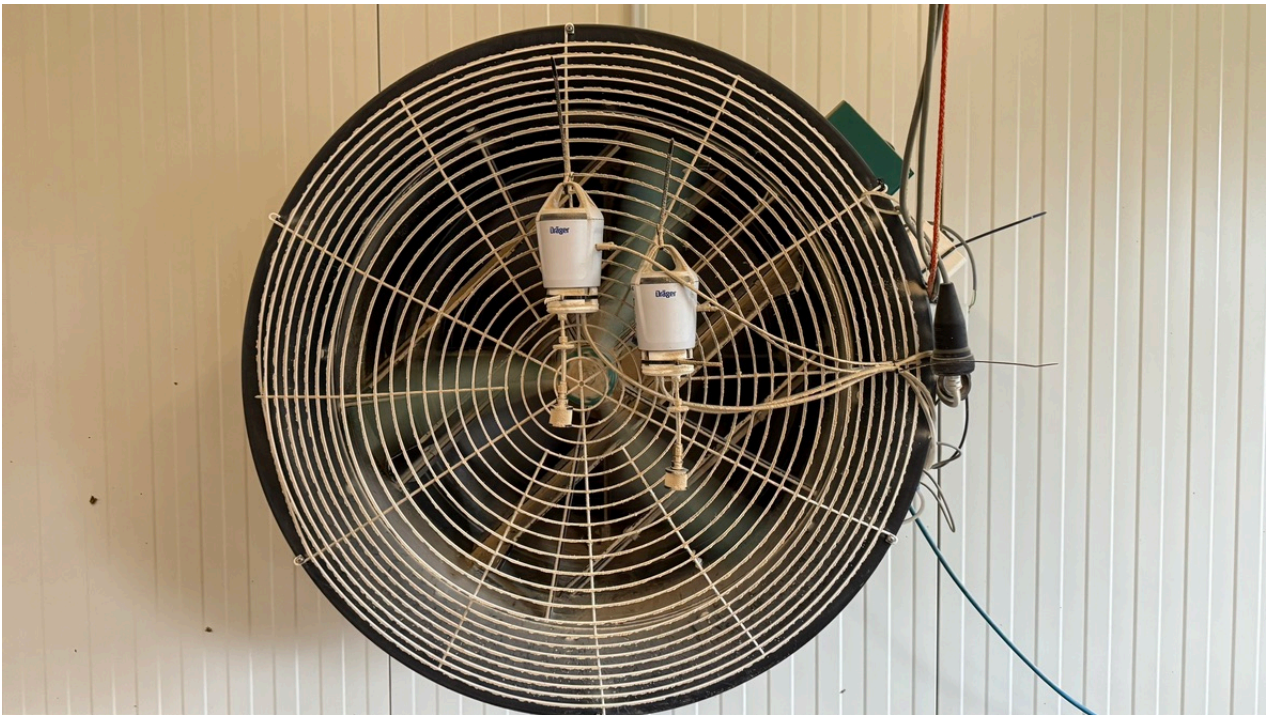


Abbildung 1: Sensoren (Dräger XNode) vor einem Abluftventilator in Stall 2, dahinter ist der grüne Flügel des Messventilators ersichtlich



Abbildung 2: Sensoren (Dräger XNode) bei der Zuluft der WRG in Stall 2



Abbildung 3: Sensoren (Dräger XNode) im Stall 2 vor der Abluft der WRG



Abbildung 4: Sensoren im Rindviehstall für den Quervergleich nach einer Messkampagne

Zwischenbericht

Anhang 3: Technisches Datenblatt Gassensoren



DrägerSensor NH₃ FL 6813260

Verwendungszweck

Elektrochemischer Diffusions-Sensor für geeignete Dräger-Transmitter. Zur Überwachung der Ammoniak (NH₃), Methylamin (MA), Dimethylamin (DMA), Trimethylamin (TMA), Ethylamin (EA), Diethylamin (DEA) und Triethylamin (TEA) - Konzentration in der Umgebungsluft. Der Sensor hält einer Dauerbegasung von 50 ppm*a stand.

Technische Daten

Elektrodenreaktionen	
Messelektrode	$2 \text{ NH}_3 + 2 \text{ H}^+ \rightarrow 2 \text{ NH}_4^+$
Gegenelektrode	$2 \text{ NH}_4^+ \rightarrow 2 \text{ NH}_3 + 2 \text{ H}^+$
Messgas	NH ₃
Wiederholbarkeit / Messgenauigkeit	
Nullpunkt	± 1 ppm
Empfindlichkeit	± 5 % des Messwertes
Linearitätsfehler	± 5 % des Messwertes
Temperatureinfluss	
Temperaturbedingungen	-40°C bis +65°C (-40°F bis 150°F)
Nullpunkt	± 2 ppm
Empfindlichkeit	± 5 % des Messwertes
Feuchteinfluss:	
Feuchtigkeitsbedingungen	5% bis 95% relative Luftfeuchtigkeit
Nullpunkt	± 1 ppm
Empfindlichkeit	± 0,1 % des Messwertes / % relative Luftfeuchtigkeit
Druckeinfluss	
Nullpunkt	kein Einfluss
Empfindlichkeit	± 0,1 % des Messwertes / hPa
Einfluss der Anströmung zwischen 0 bis 6 m/s	
Nullpunkt	kein Einfluss
Empfindlichkeit	± 5 % des Messwertes
Langzeitdrift über 1 Monat	
Nullpunkt	kein Einfluss
Empfindlichkeit	± 2 % des Messwertes
Range	
Max. Messbereichsendwert	300 ppm
Voreingestellter Messbereichsendwert	100 ppm
Min. Messbereichsendwert	50 ppm
Untere Nachweisgrenze (LDL)	1 ppm
Anzeigeauflösung	0,5 ppm
Fangbereich	± 0 ppm
Max. Fangbereich	± 0 ppm
Messbereichsunterschreitung Warnung	-5 ppm
Messbereichsunterschreitung Störung	-10 ppm



Alarmschwellen	
A1 Alarm voreingestellt	12,5 ppm
A2 Alarm voreingestellt	25 ppm
Alarmansprechzeit	
bei Begasung mit 5-facher Alarmschwelle, t0...20	≤ 25 Sekunden
bei Begasung mit 1,6-facher Alarmschwelle, t0...63	≤ 90 Sekunden
Einlaufzeit	
Sensor betriebsbereit nach max.,	15 Minuten
Sensor kalibrierbereit nach max.,	60 Minuten
Beschleunigte Einlaufzeit (Polytron 7000 / 8100)	
Sensor betriebsbereit nach max.,	Unzutreffend
Sensor kalibrierbereit nach max.,	Unzutreffend
Betrieb	
Periodischer Sensor Selbsttest	Nein
Orientierung	nach unten, geneigt um max. ± 30°
Einschränkung der Gas Dosis	Unzutreffend
Besondere Berücksichtigung	Unzutreffend
Design	
Sensor Design	elektrochemisch, 4-Elektroden, amperometrisch
Elektrolyt	organisches, flüssiges Polycarbonat
Material	
schwarzes Sensorgehäuse	Polypropylen (PP)
Dichtung / blaue Dichtung	thermoplastisches Vulkanisat (TPV)
Membran	Polytetrafluorethylen (PTFE)
Etikett	Polyester
Filter	
Werkseitig installierte Filter	Staubfilter 6812224
Optionale Filter	keine
Nutzungsdauer	
Erwartete Nutzungsdauer, in Umgebungsluft	> 2 Jahre
Garantie*1	3 Jahre

Quer- und Ersatzkalibrierung

Der DrägerSensor NH3 FL kann zur Detektion, der in der folgenden Tabelle aufgeführten Gase und Dämpfe verwendet werden,

Gas / Dampf	Chemische Formel	CAS Nummer	Voreingestellter Messbereich sendwert [ppm]	Minimaler Messbereich [ppm]	Maximaler Messbereich [ppm]	Untere Nachweisgrenze [ppm]	relative Empfindlichkeit
Ammoniak	NH ₃	7664-41-7	100	50	300	1	1,0
Diethylamin DEA	(C ₂ H ₅) ₂ NH	109-89-7	100	100	100	2	0,65*
Dimethylamin DMA	(CH ₃) ₂ NH	124-40-3	100	100	100	2	0,65*
Ethylamin EA	C ₂ H ₅ NH ₂	75-04-7	100	100	100	1	1,0*
Methylamin MA	CH ₃ NH ₂	74-89-5	100	100	100	1	1,0*
Triethylamin TEA	(C ₂ H ₅) ₃ N	121-44-8	100	100	100	2	0,55*
Trimethylamin TMA	(CH ₃) ₃ N	75-50-3	100	100	100	2	0,55*

*Die relative Empfindlichkeit hat eine Toleranz von ±10%

5.Ed. September 2022
 Änderungen vorbehalten
 *1 – s. Kapitel „Garantie“



Querempfindlichkeiten

Gase mit positiver Querempfindlichkeit

Gas / Dampf	Chemische Formel	CAS Nummer	Aufgegebene Gaskonzentration	Angezeigter Wert in ppm NH ₃ mit Staubfilter
Kohlendioxid	CO ₂	124-38-9	10 Vol. %	≤ 1
Kohlenmonoxid	CO	630-08-0	100 ppm	≤ 1
Schwefelwasserstoff	H ₂ S	7783-06-04	20 ppm	≤ 1
Stickstoffdioxid	NO ₂	10102-44-0	10 ppm	≤ 1
Stickstoffmonoxid	NO	10102-43-9	20 ppm	≤ 1

Gase mit negativer Querempfindlichkeit

Gas mit negativer Querempfindlichkeit kann einen positiven Messwert des Sensors verringern.

Gas / Dampf	Chemische Formel	CAS Nummer	Aufgegebene Gaskonzentration	Negative Angezeigter Wert in ppm NH ₃ mit Staubfilter
Chlor	Cl ₂	7782-50-5	10 ppm	≤ 6
Schwefeldioxid	SO ₂	7446-09-05	20 ppm	≤ 12

Die folgende Tabelle zeigt Gase und Dämpfe, bei denen die Wirkung der angewendeten Konzentration auf die Sensoren unter der unteren Nachweisgrenze liegt, oder Gase, die keinen Einfluss auf den Sensor haben.

Gas / Dampf	Chemische Formel	CAS Nummer	Aufgegebene Gaskonzentration	Angezeigter Wert in ppm NH ₃ mit Staubfilter
Alkane	---		Vol. % Bereich	kein Einfluss
Blausäure	HCN	74-90-8	50 ppm	kein Einfluss
Chlorwasserstoff	HCl	7647-01-0	5 ppm	kein Einfluss
Ethanol	C ₂ H ₅ OH	64-17-5	250 ppm	kein Einfluss
Formaldehyd	HCHO	50-00-0	22 ppm	Kein Einfluss
Ozon	O ₃	10028-15-6	0,5 ppm	kein Einfluss
Wasserstoff	H ₂	1333-74-0	1 000 ppm	kein Einfluss

5.Ed. September 2022
 Änderungen vorbehalten
 *1 – s. Kapitel „Garantie“

Anhang 4: Technisches Datenblatt WRG

RECUPERATOR S.p.A

via Valfurva 13 - 20027 Rescaldina (Mi) - Italia - www.recuperator.eu - recuperator@recuperator.eu
Tel.: ++39 0331 18 53 1 - Fax: ++39 0331 18 53 000



Kunde	: R. Inauen AG	23-08-2016
z. Hd	: Herr U. Inauen	Email : urs.inauen@inauen.ch
Bezeichnung	: FG AC 10 N 1400 C 1 TV AE SC	Preis
Ihr Zeichen	: 8000 / 8000	Angebot Nr.

Konditionen		
Lieferzeit	: 4 Wochen	Konditionen
Gültig bis	: 3 Monate	Zahlung
Verpackung	: Inkl.	Transportkosten Anteil : No

Eigenschaften	
Epoxybeschichtete Platten	Betriebstemperatur -30°C +90°C
Gehäuse aus verzinktem Stahlblech	Maximale Druckdifferenz 1700 Pa
Zusätzliche Abdichtung	Nach aussen gekantete Seitenbleche
Gehäuse beschichtet	

Technische Daten		Case 1	Abmessungen	
WRG Leistung	kW	71.4	Höhe (B1)	mm: 1005
Temp. Effektivität feucht	%	75.2	Breite (A1)	mm: 1400
Rückwärmzahl ZUL (EN 308) feucht	%	75.2	Länge (B1)	mm: 1005
Temp. Effektivität Trocken	%	61.5	Diagonale	mm: 1421
Rückwärmzahl ZUL (EN 308) Trocken	%	61.5	Wirksame Breite	mm: 1320
			Gewicht	kg: 139
Class of heat recovery (EN 13053)		H3		
Energy efficiency (EN 13053)	%	61.0		
Thermal Efficiency (Erp directive) (*)	%	61.5		
Aussenluft			Umgebungsdruck mbar 960	
Std Dichte (1.15 kg/m³)	m³/h	8000	(*) Thermal efficiency of a heat recovery system (HRS) under dry reference conditions with balanced mass flow on the supply an indoor-outdoor air temperature difference of	
Massenstrom	kg/h	9200		
Temperatur Eintritt	°C	-11.0		
Relative Feuchte Eintritt	%	90.0		
Temperatur Austritt	°C	16.8		
Relative Feuchte Austritt	%	10.9		
Druckverlust effektiver	Pa	54		
Druckverlust Std (1.2 kg/m³)	Pa	55		
Geschwindigkeit	m/s	1.76		
Fortluft				
Std Dichte (1.15 kg/m³)	m³/h	8000	- Einzeln	
Massenstrom	kg/h	9200	Calculation of a single recuperator.	
Temperatur Eintritt	°C	26.0		
Relative Feuchte Eintritt	%	59.0		
Temperatur Austritt	°C	10.6		
Relative Feuchte Austritt	%	98.7		
Druckverlust effektiver	Pa	57		
Druckverlust Std (1.2 kg/m³)	Pa	55		
Geschwindigkeit	m/s	1.76		
Transferred humidity	l/h	44.4		

Area Manager Germany - Switzerland
Polybloc AG - Mr. Peter Müller
Tel. ++41 52 235 0195
Fax ++41 52 235 0191
Email : Recuperator@polybloc.ch

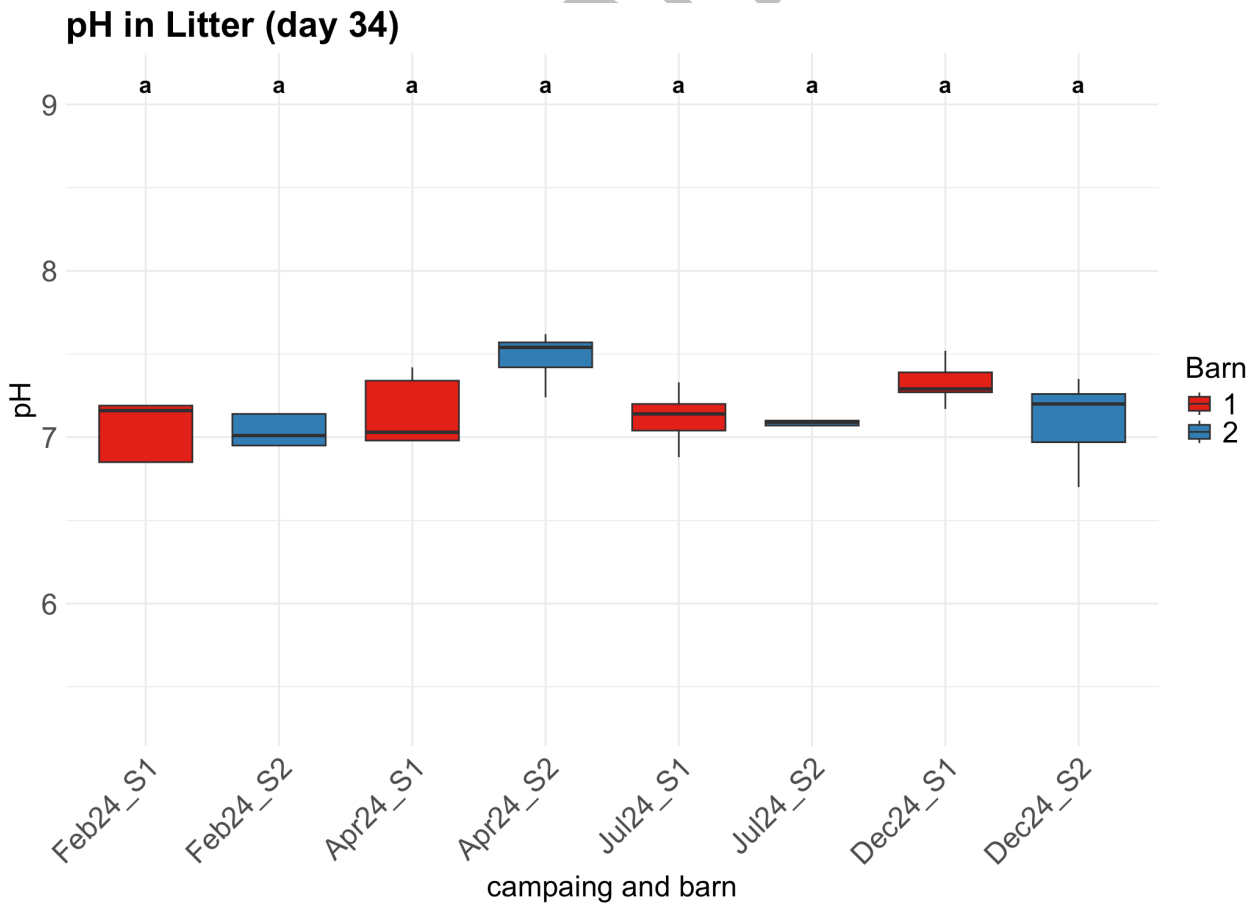
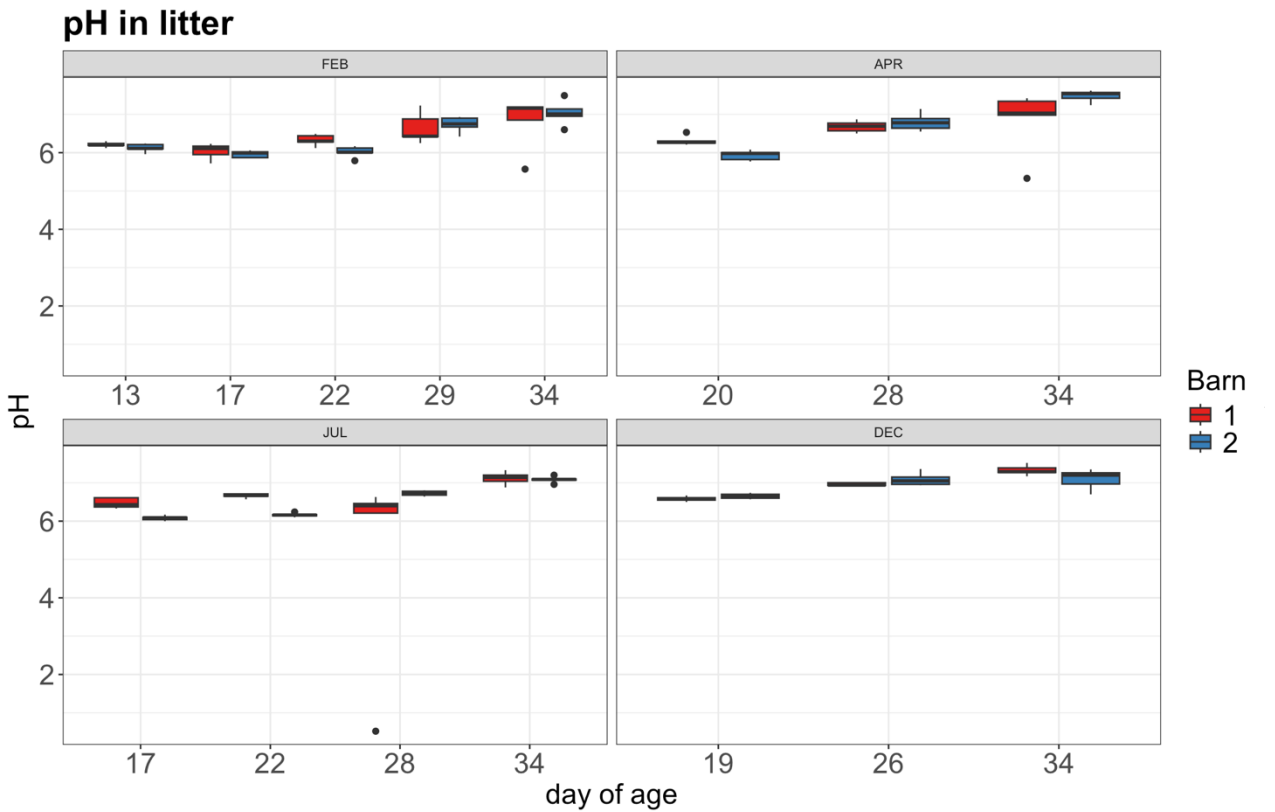


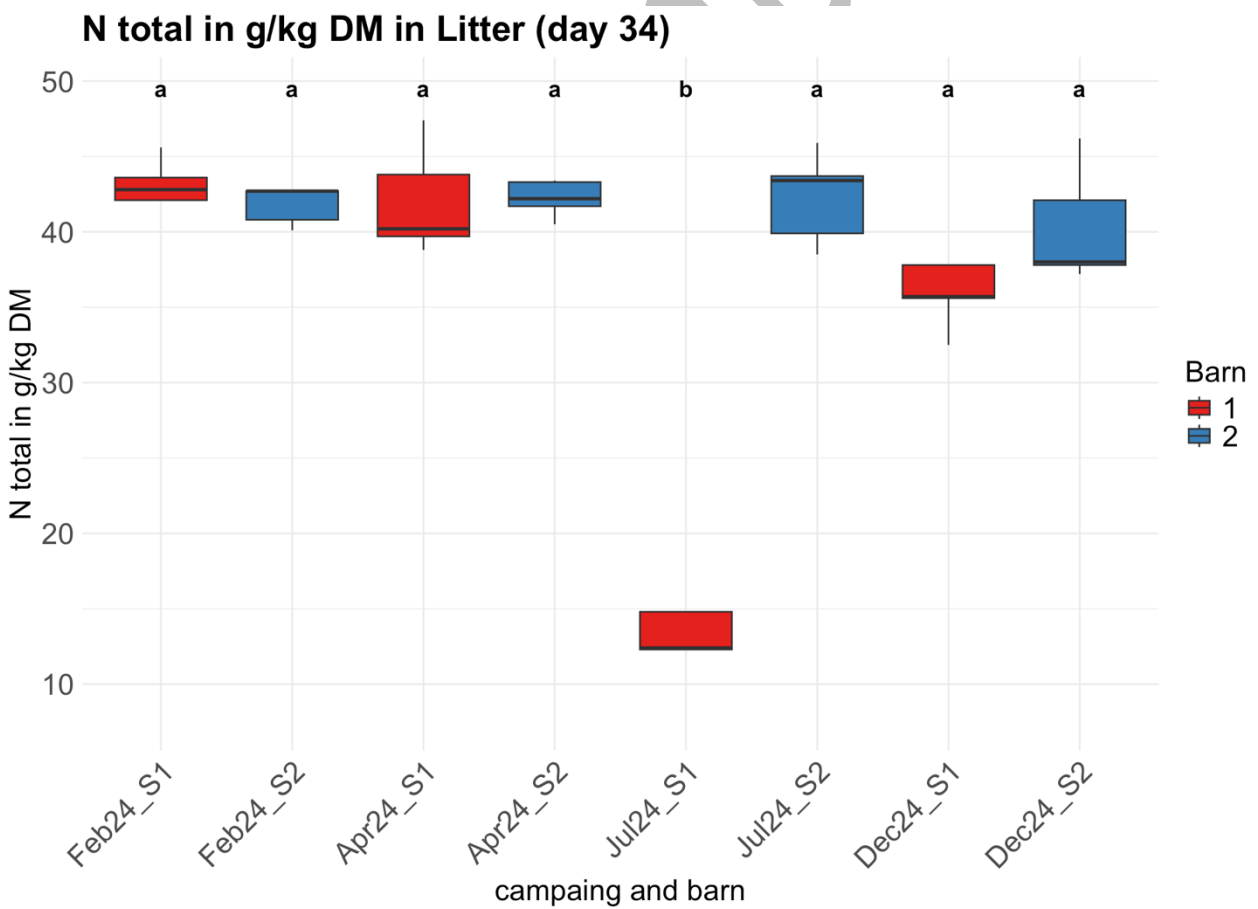
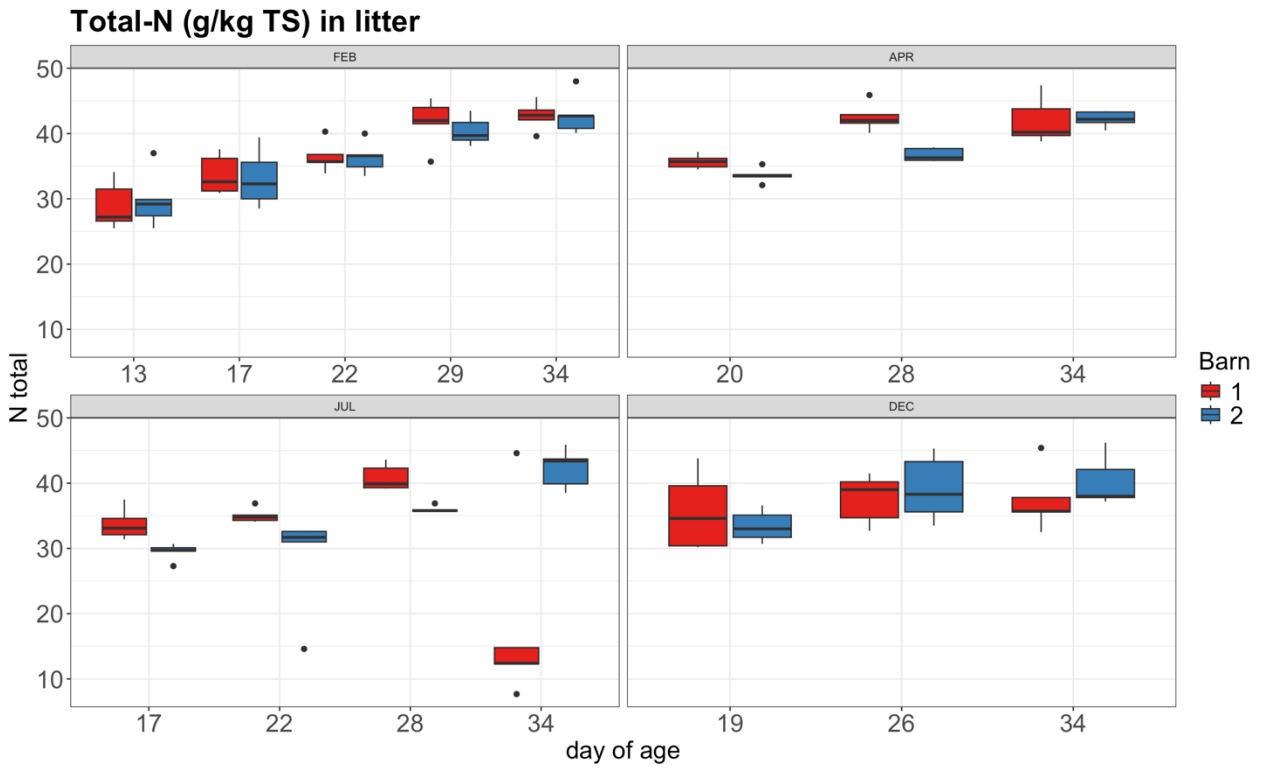
MADE IN ITALY

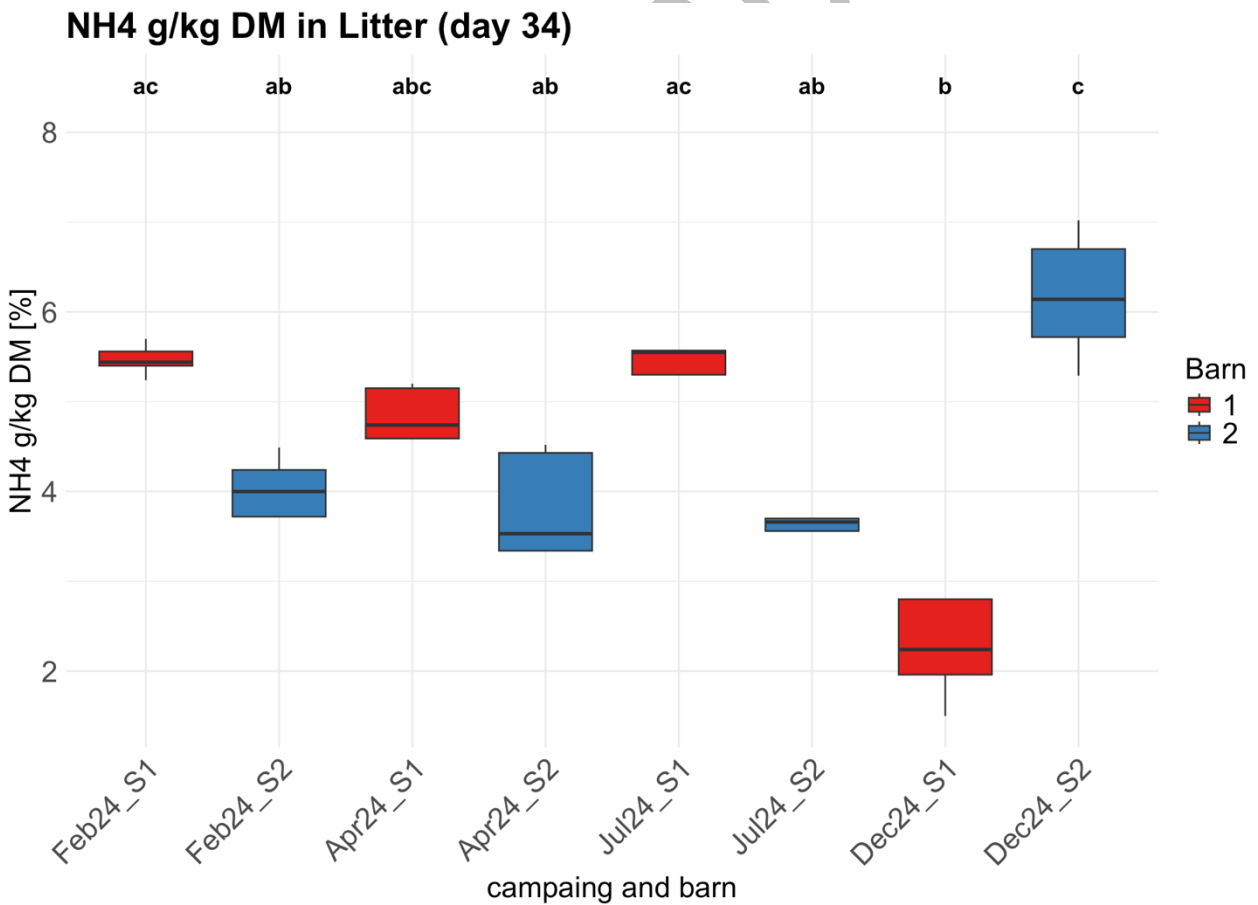
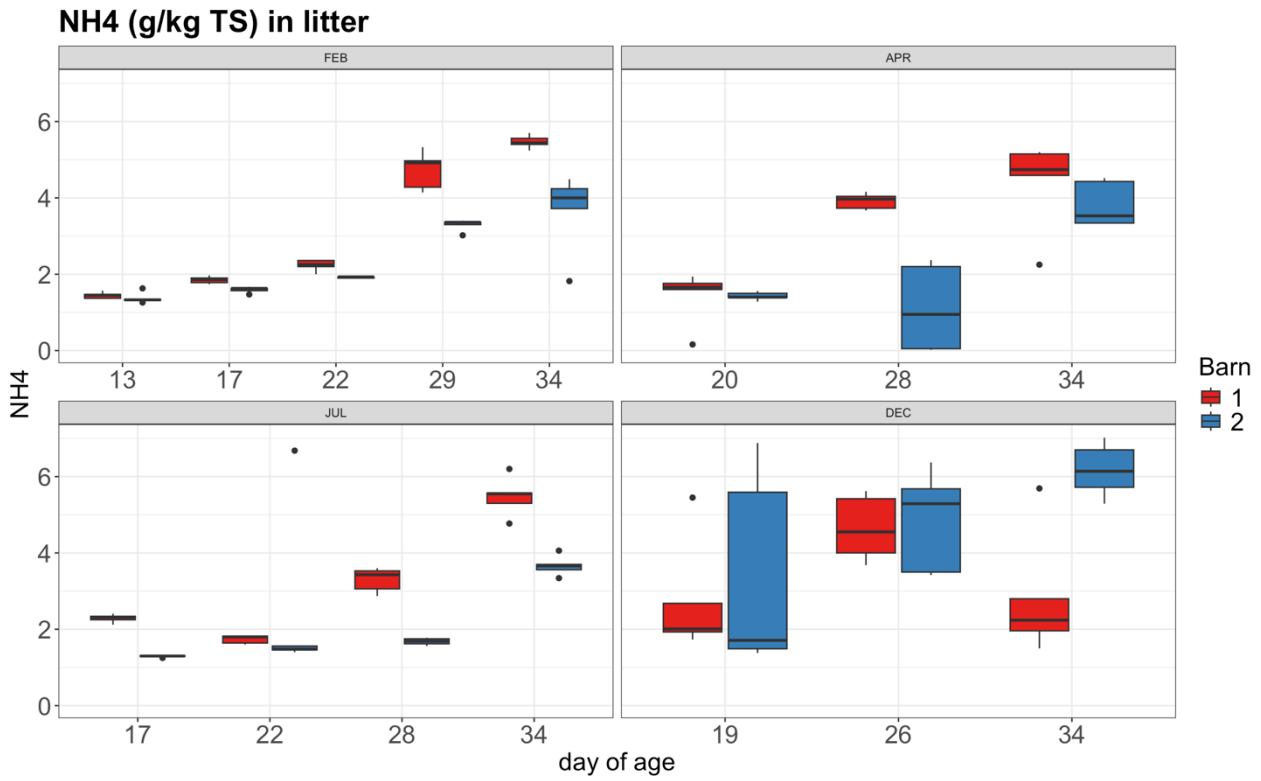
Recuperator S.p.A. reserves the right to introduce alterations in its production and computer programs due to increase its quality and without prior notice.
Release : A18.3

Recuperator for R. Inauen AG
16H05-160803

Anhang 5: Einstreuanalysen







Anhang 6: klimatische Daten während den Umtrieben

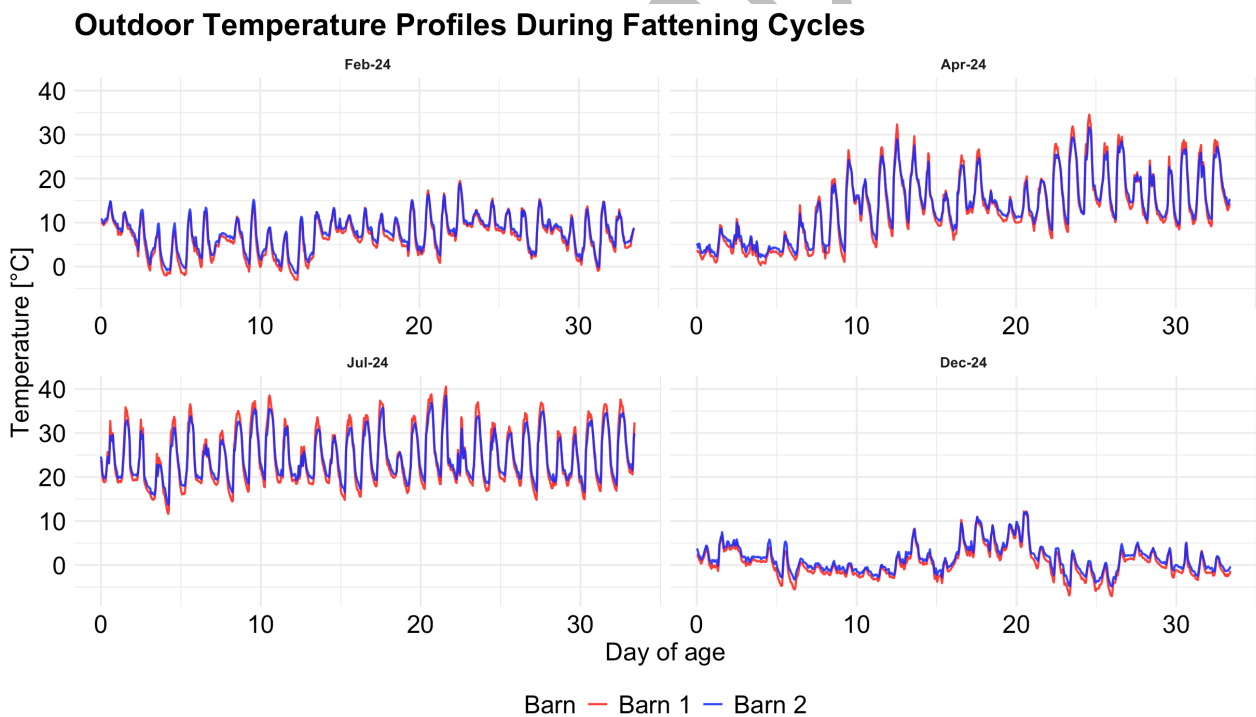
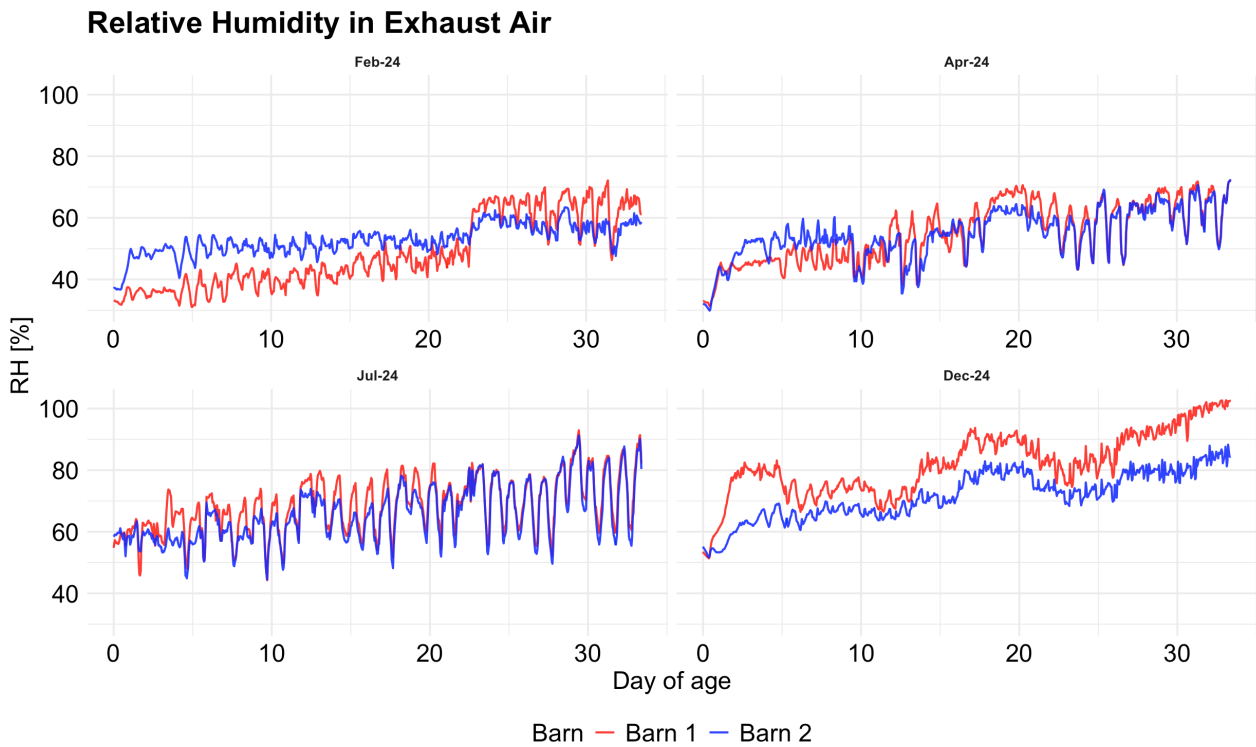


Tabelle 1: Aussentemperaturen während den Umtrieben

Messkampagne	Durchschnittliche Aussentemperatur [°C]	Minimale Temperatur [°C]	Maximale Temperatur [°C]
Feb-24	7.2	-3.0	19.5
Apr-24	13.6	0.3	34.6
Jul-24	24.5	11.6	40.6
Dez-24	1.0	-7.1	12.2

Zwischenbericht