



Berner
Fachhochschule

Emissionen von Ammoniak- und Treibhausgasen aus Kompost- und Kompostierungsställen

Literaturstudie

Bericht erstellt im Auftrag des Bundesamts für Umwelt

Thomas Kupper, Stéphanie Vuille, Alex Valach

Berner Fachhochschule Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften,
Zollikofen

6. Mai 2023

Inhalt

<i>Zusammenfassung</i>	3
1. Ausgangslage und Zielsetzung	4
2. Datenquellen für die Literaturrecherche.....	5
3. Ergebnisse	5
3.1 Beschreibung der Systeme und Begriffe	5
3.2 Bedeutung und mögliche künftige Entwicklung	6
3.3 Emissionen von Ammoniak und Treibhausgasen	7
3.3.1 Emissionsmessungen in Praxisbetrieben und Versuchsställen	7
3.3.2 Weitere Untersuchungen	9
3.4 N-Bilanzen als Proxy für Ammoniakemissionen.....	10
4. Diskussion und Schlussfolgerungen	12
4.1 Emissionen von Ammoniak und Treibhausgasen	12
4.1.1 Emissionsmessdaten zu Ammoniak aus den Niederlanden	12
4.1.2 N-Bilanzen als Proxy für Ammoniakemissionen.....	14
4.1.3 Emissionsmessdaten Treibhausgase aus den Niederlanden	15
4.2 Interpretation der Resultate im Hinblick auf die Umsetzung der Kompostierungsställe in der Schweiz.....	16
4.2.1 Ammoniakemissionen auf der Stufe Stall und über die ganze Hofdünger-kaskade	16
4.2.2 Treibhausgasemissionen und Möglichkeiten zu deren Kompensation.....	18
4.2.3 Kompostierungsställe und Klimaschutzleistungen der Schweizer Wald- und Holzwirtschaft	22
4.2.4 Fazit Ammoniak- und Treibhausgasemissionen	23
5. Verdankungen	23
6. Literatur.....	24
Anhang	30
Holzverbrauch durch Kompostierungsställe	30

Hinweis: Diese Studie wurde im Auftrag des Bundesamts für Umwelt verfasst. Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich.

Zusammenfassung

Kompostierungsställe für Milchkühe wurden in den letzten Jahren aufgrund von Vorteilen hinsichtlich Tiergesundheit und Tierwohl zunehmend umgesetzt. Im Rahmen der vorliegenden Literaturstudie wurde dieses Stallsystem bezüglich Emissionen von Ammoniak (NH₃) und Treibhausgasen beurteilt.

Die Emissionsdaten stammen aus Untersuchungen der Niederlande. Erste Messungen basierten auf Kammermessungen von mehreren Versuchs- oder Praxisbetrieben. Für spätere Untersuchungen wurde die Inhouse Tracer Ratio Methode entsprechend VERA Testprotokoll angewendet. Zusätzlich erfolgte eine Case-Control Studie mit Emissionsmessungen im Versuchsstall der Universität Wageningen, welche bezüglich Zuverlässigkeit am höchsten einzustufen ist. Die früheren Messkampagnen mittels Kammermessungen suggerierten höhere NH₃ Emissionen als die Referenz (Laufstall mit Liegeboxen und Vollspaltenboden). Die höher zu gewichtenden späteren Messdaten basierend auf der Inhouse Tracer Ratio Methode zeigten teilweise tiefere Emissionen für Kompostierungsställe. In der Case-Control Studie zeigte der Kompostierungsstall eine Emissionsreduktion für NH₃ von 40% im Vergleich zur Referenz. Die gefundene Emissionsminderung war jedoch zumindest teilweise auf die Emissionen der Laufflächen zurückzuführen, welche sich bezüglich des Bodentyps und der Grösse der Laufflächen zwischen Kompostierungsstall und Referenz unterscheiden. Damit ist ein direkter Vergleich zwischen den beiden Stalltypen nur bedingt möglich. Der Bodentyp der Laufflächen ist unabhängig vom System Kompostierungsstall und lässt sich auch bei einem Laufstall mit Liegeboxen zwecks Emissionsreduktion optimieren. Die Emissionen hängen weiter stark von der Bewirtschaftung der Kompostmatratze ab. Niedrige NH₃ Emissionen sind nur bei einem C:N-Verhältnis von >35:1 zu erwarten, was einen hohen Verbrauch von Holz-basierten Produkten bedingt. In der Schweiz werden diesen teilweise andere Materialien mit einem engeren C:N-Verhältnis zugemischt. Basierend auf den oben aufgeführten Befunden ist unsicher, ob ein Minderungspotential des Kompostierungsstalls für NH₃ Emissionen vorhanden ist. Ein Betrieb dieses Systems in Richtung Reduktion von NH₃ Emissionen ist als schwierig zu steuern einzuschätzen.

Sämtliche vorliegenden Messungen zeigten stark erhöhte Treibhausgasemissionen, die vor allem durch Lachgas verursacht wurden. Es ist unsicher, ob sich diese Mehremissionen durch C-Sequestrierung im Boden infolge der Ausbringung des in Kompostierungsställen produzierten Komposts kompensieren lassen. Bei einer wesentlichen Verbreitung von Kompostierungsställen steht dieses System aufgrund des hohen Verbrauchs von Holz im Wettbewerb zur Kaskadennutzung von Holz der Wald- und Holzwirtschaft zur Minderung des Treibhauseffektes, die auf der Nutzung von Holz als Werkstoff, bevorzugt in Bauteilen, und dessen energetischer Verwertung am Ende der Nutzungsdauer basiert. Das in Kompostierungsställen eingesetzte Holz wird zu grossen Teilen zu CO₂ abgebaut und ist somit gegenüber der Kaskadennutzung von Holz hinsichtlich Klimaschutzleistung klar im Nachteil. Die Verwendung von Restholz für die Einstreu in Kompostierungsställen steht im Wettbewerb zur thermischen Verwertung von Restholz und somit zum Ersatz von fossilen Energieträgern.

Aufgrund des unsicheren Potentials zur Minderung von NH₃ Emissionen, der stark erhöhten Treibhausgasemissionen und des hohen Holzverbrauchs wird der Kompostierungsstall für Rindvieh nicht als emissionsminderndes System zur Umsetzung empfohlen.

1. Ausgangslage und Zielsetzung

Die Landwirtschaft ist aufgrund der nationalen Gesetzgebung und internationaler Abkommen verpflichtet, die Ammoniakemissionen zu senken (gemäss Umweltziele Landwirtschaft: Reduktion um rund 40%). Gemäss Klimastrategie des Bundes muss die Landwirtschaft die Treibhausgasemissionen bis 2050 um 40% senken. Die Ammoniakemissionen aus Ställen machen einen Anteil von 36% an den Emissionen der Tierproduktion aus. Rindviehställe verursachen rund 20% der landwirtschaftlichen Gesamtemissionen (Kupper et al., 2022) und sind damit eine der grössten Einzelquellen. Aktuell nehmen die Emissionen auf der Stufe Stall zu, wobei der Ersatz von Anbindeställen durch Laufställe eine wichtige Ursache dafür ist (Kupper et al., 2015). Die Umsetzung emissionsmindernder Techniken in Rindviehställen ist daher von grosser Bedeutung. Momentan sind die Optionen hinsichtlich Umsetzung von emissionsmindernden Techniken bei Rindviehställen begrenzt (BAFU, BLW, 2021). Das aktuell anteilmässig wichtigste Stallsystem bei Milchkühen ist der Laufstall mit Liegeboxen und Produktion von Vollgülle (Kupper et al., 2022).

Parallel zur Verbreitung von Laufställen hat Mortellaro (*Dermatitis digitalis*) bei Milchkühen zugenommen. Ein Risikofaktor ist unter anderem eine feuchte Umgebung der Klauen (Boraderas et al., 2004; Vetsuisse-Fakultät, 2022), welche oft mit ungenügender Entmistung zusammenhängt. Die Erkrankung tritt in Laufställen häufiger auf als in Anbindeställen (Vetsuisse-Fakultät, 2022). Mortellaro hat sich in den vergangenen Jahren zur wichtigsten Klauenerkrankung mit ausgesprochen negativen Auswirkungen auf das Tierwohl der Milchkühe und die Wirtschaftlichkeit der Betriebe in der Schweiz entwickelt (Becker et al., 2014a,b).

Innerhalb der Laufställe werden Kompostställe oder Kompostierungsställe für Milchkühe in den letzten Jahren aufgrund von Vorteilen hinsichtlich Tiergesundheit und Tierwohl sowohl international (Bewley et al., 2017; Galama et al., 2020; Leso et al., 2020; Zentner et al., 2021) als auch in der Schweiz (Elmer, 2016; Götz, 2018; Stamm, 2022) verstärkt wahrgenommen und umgesetzt. Vorteile dieser Systeme im Zusammenhang mit Klauengesundheit sind dabei ein wesentlicher Faktor (Leso et al., 2020).

Das Ziel des vorliegenden Berichts ist eine Zusammenstellung der Daten von Studien zu Emissionen von Ammoniak und Treibhausgasen aus Kompost- oder Kompostierungsställen für Rindvieh sowie von weiteren Grundlagen, welche eine Einschätzung der Emissionen von diesen Stalltypen im Vergleich zum Standardsystem, Liegeboxenstall mit Produktion von Vollgülle, erlauben. Der Fokus liegt auf Kompostierungsställen¹ und Ammoniakemissionen, weil die Landwirtschaft 94% der gesamten Ammoniakemissionen (Kupper et al., 2022), hingegen nur 13% (FOEN, 2021) der gesamten Treibhausgasemissionen der Schweiz verursacht. Aufgrund der Verpflichtung der Landwirtschaft, die Treibhausgasemissionen ebenfalls zu senken, ist darauf zu achten, dass emissionsmindernde Techniken für Ammoniak möglichst nicht zu einer Zunahme von Treibhausgasemissionen führen. Die wichtigsten Treibhausgase aus der Landwirtschaft sind Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O). Beide haben ein hohes Treibhauspotential: CH₄: 28 Mal stärker als CO₂, N₂O: 265 Mal stärker als CO₂². Die Kenntnisse zu Emissionen werden im Kontext laufender Entwicklungen hinsichtlich tierfreundlicher Stallsysteme präsentiert. Systeme, welche ähnlich wie Kompost- oder Kompostierungsställe nicht strukturierte Liegeflächen aufweisen, aber ohne Einstreumaterialien

¹ Kompostställe kommen in der Schweiz nicht vor (mündl. Mitteilung C. Baumgartner, Arenenberg).

² GWP Potential 100 Jahre; IPCC Fifth Assessment Report, 2014 (AR5); https://www.ghgprotocol.org/sites/default/files/ghgp/Global-Warming-Potential-Values%20%28Feb%2016%202016%29_1.pdf (20.10.2022)

betrieben werden (was in warmen Regionen möglich ist, z.B. Fuertes et al., 2021), sind nicht Gegenstand der vorliegenden Studie.

2. Datenquellen für die Literaturrecherche

Die Datensuche basierte auf der eigenen Literaturdatenbank und wurde mit einer Literaturrecherche mittels Suche mit Web of Science³ erweitert. Suchbegriffe waren 'bedded pack' plus verschiedene Kombinationen mit 'ammonia', 'emission and cattle or cow, and hous* or build*'. Da diverse Begriffe für die Systeme Kompostställe und Kompostierungsställe verwendet werden wie 'compost-bedded dairy barns' oder 'compost dairy barn' war es schwierig, mit der Literatursuche alle relevanten Artikel zu finden. Weitere Hinweise zu relevanten Untersuchungen lagen in den Literaturverzeichnissen der gefundenen Artikel vor.

3. Ergebnisse

3.1 Beschreibung der Systeme und Begriffe

Kompostställe oder Kompostierungsställe weisen eine nicht strukturierte, eingestreute Liegefläche und einem befestigten Fress- bzw. Laufbereich auf (Zentner et al., 2021). Im Kompoststall wird Kompost (z.B. aus Bioabfällen oder Grünabfällen, Feststoffe aus der Gülleseparierung) als Einstreumaterial verwendet. Ein eigentlicher Rotteprozess (aerober Abbau von organischem Material) findet nicht statt. Im Kompostierungsstall wird eine etwa 40 cm dicke Einstreumatratze aus organischen Materialien wie Holzhackschnitzel, Sägemehl, Hobelspäne oder Chinaschilf angelegt (Däumler, Hoy, 2019). In der Schweiz stammen die Holzschnitzel aktuell aus Restholz. Häufig werden Dinkelspelzen mit einem Anteil von 30-50% zugemischt (mündl. Mitteilung C. Baumgartner, Arenenberg): Weiter findet festes Gärgut aus Festphasenvergärungsanlagen Verwendung (Götz, 2018). Durch regelmässige Einarbeitung (1-3 Mal pro Tag) des Gemischs von Einstreue und Ausscheidungen der Tiere mittels Grubber oder rotierender Egge wird ein Abbau des organischen Materials induziert (Kompostierung). Durch Anstieg der Temperatur infolge des Rotteprozesses auf ca. 30-50°C in der Kompostmatratze (Leso et al., 2020) bleibt diese trittfest und trocken. Einstreumaterial muss zum Erhalt der Matratze regelmässig nachgestreut werden. Zur Förderung des Rotteprozesses wird die Matratze in gewissen Systemen belüftet. Dies erfolgt mittels perforierter Leitungen, die in den Boden unter der Liegefläche eingelassen sind (Galama, 2014; Leso et al., 2020). Systeme mit Belüftung kommen in der Schweiz nicht vor (mündl. Mitteilung C. Baumgartner, Arenenberg).

Bei Kompostställen und Kompostierungsställen handelt es sich demnach um unterschiedliche Systeme. Beide erfordern eine mechanische Bearbeitung der Liegefläche, wobei nur beim letzteren System ein Rotteprozess stattfindet. Systeme, welche wenig oder gar kein Einstreumaterial für die Kompostmatratze verwenden, was in warmen Ländern wie z.B. Israel für den Aufbau einer Liegefläche mit den angestrebten Eigenschaften möglich ist (Leso et al., 2020), sind in der vorliegenden Studie nicht eingeschlossen (z.B. Balcells et al., 2020; Fuertes et al., 2021), da sich solche Systeme von denjenigen in der Schweiz hinsichtlich Eigenschaften und Emissionshöhe zu stark unterscheiden dürften.

Früher wurden die beiden Begriffe Kompostställe und Kompostierungsställe in der Schweiz synonym verwendet, wobei meist das System Kompostierungsstall gemeint war. International wird meist der Begriff 'compost-bedded pack barn' verwendet: Darin sind beide genannten Stalltypen eingeschlossen (Leso et al., 2020). Oft wird auch die Bezeichnung 'bedded pack barn' verwendet (De Boer, 2014; van Dooren et al., 2012).

³ <https://www.webofscience.com/wos/woscc/basic-search>

‘Bedded pack⁴’ ist eigentlich Synonym zu ‘deep litter’ (=Tiefstreu). Weiter wird ‘compost barn’ oder ‘compost dairy barn’ für den Kompostierungsstall verwendet (Barberg et al., 2007). Die englischen Begriffe werden hier genannt, weil die Literatur über Ammoniak- und Treibhausgasemissionen oft in Englisch vorliegt und bei der Definition der Systeme die möglichen Begriffe berücksichtigt werden müssen. In der Schweiz sind heute nur Kompostierungsställe in Betrieb (mündl. Mitteilung C. Baumgartner, Arenenberg), weshalb die vorliegenden Ausführungen auf diese fokussieren. Emissionsdaten von Kompostställen sind der Vollständigkeit halber jedoch eingeschlossen.

Die Liegefläche von Kompostierungsställen liegt zwischen 7 und 15 m² pro Kuh, wobei grössere Flächen das Management der Liegefläche erleichtern bzw. bei kleineren Flächen mehr Material nachgestreut werden muss. Sowohl Stallgrundflächen als auch Liegeflächen sind um einen Faktor von 2 bis 3 grösser als in Liegeboxenställen (Tabelle 1). Für die Schweiz ist von einer Gesamtfläche für Kompostierungsställen (exkl. nicht überdachte Laufhofffläche von 2.5m²) von 13-15 m² pro Kuh auszugehen (Baumgartner, 2023). Im Vergleich dazu liegt die Fläche für Systeme mit Liegeboxen, wie sie in der Praxis vorkommen, bei 10-14 m² pro Kuh inkl. nicht überdachte Laufhofffläche (mündl. Mitteilung C. Baumgartner, Arenenberg)⁵. Der Bedarf an Einstreumaterial beträgt rund 10-16 m³ pro Kuh und Jahr (Zentner et al., 2021; Baumgartner, 2023). Bezüglich Einstreumaterialien sind in der Literatur verschiedene Vorbehalte oder Restriktionen zu finden. Stroh wird nicht empfohlen, da die Bearbeitbarkeit der Liegefläche eingeschränkt ist, und sich die Matratze zu stark verdichtet (Leso et al., 2020). Kompost aus der Kompostierung von Bioabfällen oder Grünabfällen als Einstreumaterial ist in den Niederlanden seit 2015 verboten wegen erhöhten Konzentrationen von Sporen thermophiler Bakterien (Galama et al., 2015, 2020). Die Verwendung von unbehandelten separierten Gärresten aus mesophil betriebenen Biogasanlagen ist aus hygienischer Sicht nicht zu empfehlen. Gärgut aus Anlagen mit thermophiler Vergärung (z.B. Festphasenvergärung) wird aus seuchen- und tierhygienischer Sicht dagegen als unproblematisch bewertet (Pöllinger, 2015). Für Milchproduzenten von Käsereien mit Produktion von Rohmilchkäse bzw. einzelner Käsesorten (z.B. Gruyère AOC) ist die Verwendung von Einstreu basierend auf Feststoffen aus der Separierung nicht zugelassen. Weiter sind für Tiefstreuställe explizit nur Stroh erlaubt, was Kompost- oder Kompostierungsställe ausschliessen dürfte⁶. Elmer (2016) und Stamm (2022) erwähnen Kompostierungsställe in der Schweiz mit Produktion von Käseemilch.

Die chemischen Eigenschaften der Kompostmatratze sind mehrheitlich wie folgt: pH: 8.0-8.8; C:N: 15-40; N-Gehalt: 1.3-2.5% (Leso et al., 2020). Ein bis zwei Mal pro Jahr wird die Kompostmatratze aus dem Stall entfernt. Das Material weist ähnliche Eigenschaften auf wie Kompost und kann als Dünger ausgebracht werden.

3.2 Bedeutung und mögliche künftige Entwicklung

In den Niederlanden waren 2019 55 Kompost- oder Kompostierungsställe in Betrieb (Galama et al., 2020). International dürfte das Interesse an diesen Stalltypen zunehmen. Das EU Projekt FreeWalk (www.freewalk.eu), an welchem 8 Länder teilnehmen (u.a. Deutschland, Italien, Österreich, Niederlande, Schweden) hat zum Ziel, Kompostierungsställe hinsichtlich Tierwohl und -gesundheit, Qualität der Hofdünger und Akzeptanz durch die Gesellschaft

⁴ Bedded pack is a strategy for providing for animal health and comfort and managing manure, during the winter months. It refers to accumulated bedding materials and manure under covered housing. The pack is then composted after winter ends and the animals are back on pasture and helps build soil fertility. <https://www.uvm.edu/extension/sustainableagriculture/bedded-pack-barns-cow-comfort-and-winter-manure-management> (09.09.2022)

⁵ Für Neubauten wird eine Begrenzung der Fläche auf max. 10 m² pro Kuh inkl. Laufhof angestrebt.

⁶ https://www.gruyere.com/fileadmin/documents/gruyere/pdf/Guide_des_bonnes_pratiques/Guide_BP_adopte_par_AD_du_07.07.2020_F.pdf (12.09.2022)

zu untersuchen und weiterzuentwickeln. Laufställe mit künstlichen Böden, welche eine Trennung von Kot und Harn erlauben, sind ebenfalls Gegenstand des Projekts⁷. Diese Systeme sind Laufställe mit einer nicht strukturierten Liegefläche (freewalk barn; Galama et al., 2020). In der Schweiz sind rund 50 bis 100 Kompostierungsställe in Betrieb (mündl. Mitteilung C. Baumgartner, Arenenberg).

3.3 Emissionen von Ammoniak und Treibhausgasen

3.3.1 Emissionsmessungen in Praxisbetrieben und Versuchsställen

Emissionsmessungen von Ammoniak (NH₃), Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O) aus Kompost- und Kompostierungsställen basierend auf Gasflussmessungen (Gasfluss = Konzentration x Luftaustausch) wurden ausschliesslich in den Niederlanden durchgeführt (van Dooren et al., 2012, 2016, 2019). Die älteren Messungen wurden von Galama et al. (2015) zusammengefasst. Die vorliegende Zusammenstellung der Emissionsdaten basiert auf Galama et al. (2015) und van Dooren et al. (2019). Wichtige Merkmale der untersuchten Stalltypen sind in Tabelle 1 aufgeführt.

Tabelle 1: Übersicht zu Emissionsmessungen in Kompost- und Kompostierungsställen. Code: Code der Messungen (vgl. Tabellenfussnote und Text), KM. Kammermessungen, TR: Messung mit Inhouse Tracer Ratio Methode. Eine Messung mit TR dauert jeweils einen Tag.

Co-de	Ein-treu	Liegefläche in m ² pro Tier	Typ	Lauffläche in m ² pro Tier	Messungen pro Betrieb KM	Messungen pro Betrieb TR	Betr.	Quelle
A	Sa	11.3-21.3	Sp	1.4-2.5	5		V	1
B	Ko	14.2-20.8	Sp	1.9-2.8	5		V	1
C	R,T	-	Sp	-	5		V	1
1	HS	12.5	Sp	5.0	7	2	P	2
2	HS	15.0	Sp	4.0	2	-	P	2
3	HS	15.0	Sp	4.0	2	-	P	2
4	HS	16.0	Sp	3.0	4	-	P	2
5	HS	8.5	Sp	1.5	2	-	P	2
6	Ko	18.0	Sp	4.0	2	-	P	2
7	Ko	22.0	-	0.0	6	-	P	2
8	Ko	9.5	Sp	7.0	4	2	P	2
9	Ko	22.0	Sp	4.0	2	2	P	2
10	St	10.0	Sp	3.0	2		P	2
1'	HS ^{B,*}	17.6	Sp ^R	5.4**		6	P	3
2'	HS ^{B,*}	15.1	Sp ^R	4.5***		6	P	3
3'	HS ^{B,*}	14.1	Pl ^{Np}	3.7****		6	P	3
4'	HS ^{B,*}	14.4	Sp ^S	2.2		6	V	3
4'	Ref	3.1	Sp ^k	4.6		6	V	3

Code: 1-10: Kammermessungen: 2010 bis 2013; Inhouse Tracer Ratio Methode: 2012, 2013

Einstreu: Sa: Sand HS: Holzschnitzel, Ko: Kompost, St: Stroh; R,T Gemisch aus Riedstreu und Aushub (Ton); HS^B: Holzschnitzel mit Belüftung; Ref. Liegeboxenstall mit Vollspaltenboden

Typ=Bodentyp: Sp: Spaltenboden; Pl^{Np}: planbefestigt, V-förmig mit einer leichten Neigung mit mittlerer Harnabflussrinne, Reinigung alle 2 Stunden mittels Schieber mit Befeuchtung der Oberfläche; Sp^R: Reinigung mit Roboter alle 2 Stunden; Sp^S: Reinigung mit Schieber alle 2 Stunden; Sp^k: keine Reinigung

Betr.: Betriebstyp: V: Versuchsbetrieb, P: Praxisbetrieb

Quelle: 1: van Dooren et al. (2012); 2: Galama et al. (2015); van Dooren et al. (2019)

*Belüftung: 1': abhängig vom Zustand der Liegefläche; i.d.R. 3-5 Mal pro Tag und 10 bis 20 Min. pro Mal; 2': kontinuierlich; 3' wie 1'; 4': alle zwei Stunden für 10 Minuten; 1 Mal Bearbeitung der Liegefläche pro Tag mit Fräse (1', 2', 4') oder mit Kultivator und Hacke (3').

**Emissionsarmer Boden (-64%): Spalten mit Dichtungsclappen (BWL 2020.34)

***Emissionsarmer Boden (-9%): Rillenboden (BWL 2020.24)

****Emissionsarmer Boden (-10%): V-förmig mit Harnabflussrinne (BWL 2012.01)⁸

⁷ https://subsites.wur.nl/upload_mm/b/0/a/197f4215-41cc-468e-9361-8b82a316ee45_FreeWalkFlyer.pdf

⁸ Beschreibung der Systeme (Niederländisch): <https://www.infomil.nl/onderwerpen/landbouw/emissiearmestalsystemen/stalbeschrijvingen/#hd6f6de31-a2f0-4c06-b610-a1f6d75674b8> (06.10.2022)

In der ersten (2008) und zweiten Phase (2009) des Projekts wurden Kammermessungen⁹ auf drei Versuchsbetrieben mit jeweils unterschiedlichem Einstreumaterial durchgeführt (Betriebe A, B, C; Tabelle 1). In der dritten Phase des Projekts (2010) erfolgten Messungen auf weiteren Betrieben (Betriebe 1, 7 und 8; Tabelle 1). In den Jahren 2011 bis 2012 fanden auf diesen Betrieben erneut Messungen basierend auf Kammermessungen statt. 2012 erfolgten zusätzlich Messungen mittels Inhouse Tracer Ratio Methode⁹ auf den Betrieben 1 und 8. In einer vierten Phase kamen 2013 Messungen mit Kammern auf den bisherigen 3 sowie weiteren 6 Betrieben (Betriebe 2 bis 6, 10) sowie eine Messung mittels Inhouse Tracer Ratio Methode (Betrieb 9) dazu. In dieser Phase verwendeten 5 Betriebe (=Kompostierungsställe) Holzschnitzel, 4 Kompost (=Kompostställe) und ein Betrieb Stroh als Einstreu.

In einer folgenden Messperiode wurden die Emissionen auf 3 Praxisbetrieben (Betriebe 1' bis 3') mittels Inhouse Tracer Ratio Methode entsprechend VERA Testprotokoll¹⁰ durchgeführt. Zusätzlich erfolgte eine Messkampagne im Versuchsstall der Universität Wageningen (Dairy Campus, Leeuwarden) mittels Case-Control Ansatz (Betrieb 4'). Dabei wurde ein Kompostierungsstall direkt mit einem Liegeboxenstall mit Vollspaltenboden verglichen (Anzahl Milchkühe: je 16). Alle Betriebe 1' bis 4' hatten einen Kompostierungsstall mit Holzschnitzeln als Einstreumaterial. Die Laufflächen der Praxisbetriebe (Betriebe 1' bis 3') hatten emissionsmindernde Böden. Im Versuchsstall bestanden die Laufflächen beider Abteile aus Spalten mit unten liegendem Güllekeller. Die Laufflächen des Kompostierungsstall (Betrieb 4') wurden alle 2 Stunden mittels Schieber gereinigt. Im Referenzabteil wurde der Spaltenboden nicht gereinigt.

Die Ammoniakemissionen der Kompost- und Kompostierungsställe basierend auf Kammermessungen liegen bis auf eine Ausnahme höher als die Referenz (=Liegeboxenstall mit Produktion von Vollgülle; Tabelle 2). Auch die Messungen der Betriebe 1 und 8 mittels Inhouse Tracer Ratio Methode zeigten höhere Emissionen als die Referenz. Einzig Betrieb 9 mit Kompoststall wies in der ersten Messserie (van Dooren et al., 2012; Galama et al., 2015) niedrigere Emissionen im Vergleich zur Referenz auf. In der letzten Messserie (van Dooren et al., 2019) zeigten 2 der 3 Praxisbetriebe mit Kompostierungsstall kleinere Emissionen als die Referenz. Die Emissionsreduktion betrug 65% bzw. 26%. Auf einem Praxisbetrieb resultierten Mehremissionen von 10%. Der direkte Vergleich mittels Case-Control Messung zeigte ebenfalls eine Emissionsminderung für den Kompostierungsstall (40%). Die Emission des Referenzstalls (Control) betrug 13.1 kg NH₃ pro Tier und Jahr, was mit dem Standardwert gemäss Rav Liste übereinstimmt. Van Dooren et al. (2019) geben eine mittlere Emissionsreduktion aufgrund der Messungen der 4 Betriebe von 31% an (mittlere Emission der Kompostierungsställe: 9.0 kg NH₃ pro Tier und Jahr).

Die Kompostställe weisen grösstenteils höhere Emissionen für Ammoniak auf als Kompostierungsställe. Eine Ausnahme bildet der Betrieb 9 mit Kompoststall, bei dem wie bereits erwähnt niedrige Emissionen gemessen wurden.

Die Methanemissionen der Kompost- und Kompostierungsställe basierend auf Kammermessungen (Betriebe 1-10) sind niedriger als die Referenz, wobei dies für Kompostställe weniger ausgeprägt auftritt im Vergleich zu Kompostierungsställen (Verhältnis zur Referenz: 0.33 bzw. 0.11). Die Resultate der Messungen mittels Inhouse Tracer Ratio Methode zeigten jedoch für zwei Kompostierungsställe höhere Methanemissionen im Vergleich zur Referenz, wogegen die CH₄ Emissionen für einen Kompostierungsstall wenig tiefer lagen (Tabelle 2). Der direkte Vergleich mittels Case-Control Messung zeigte bei CH₄ minimal (d.h. um 2%) tiefere Emissionen für den Kompostierungsstall. Gemäss van Dooren

⁹ Beschreibungen der Messsysteme: vgl. Ogink et al. (2013)

¹⁰ https://www.vera-verification.eu/app/uploads/sites/9/2019/05/VERA_Testprotokoll_Housing_v3_2018.pdf

et al. (2019) liegen die Methanemissionen der Kompostierungsställe um 34% über derjenigen der Referenz (mittlere Emission der Kompostierungsställe: 189.9 kg CH₄ pro Tier und Jahr). Für die Referenz (Liegeboxenstall mit Vollspaltenboden) wurde ein Emissionsfaktor von 141.7 kg CH₄ pro Tier und Jahr gemäss Mosquera, Hol (2012) angenommen.

Tabelle 2: Emissionen der Kompost- und Kompostierungsställe im Verhältnis zur Referenz Liegeboxenstall mit Produktion von Vollgülle für Ammoniak (NH₃), Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O). Eine Zahl <1 bedeutet tiefere Emissionen, eine Zahl >1 höhere Emissionen im Vergleich zur Referenz. KM. Kammermessungen, TR: Messung Inhouse Tracer Ratio Methode.

Code	Ein-treu	NH ₃	CH ₄	N ₂ O	Verschmutzbare Fläche pro Tier in m ²	n Messungen pro Betrieb KM	n Messungen pro Betrieb TR	Betr.	Quelle
A	Sa	1.92*	-	-	17	5		V	1
B	Ko	1.07*	-	-	14	5		V	1
C	R,T	1.11*	-	-	16	5		V	1
1-5	HS	1.46*	0.11	9.3	16.9	17	-	P	2
6-9	Ko	2.27*	0.33	8.1	21.6	14	-	P	2
10	St	1.80*	0.15	16	13	2	-	P	2
1	HS	1.30**	-	12	17.5		2	P	2
8	Ko	3.30**	-	11	16.5		2	P	2
9	Ko	0.70**	-	-	26		2	P	2
1'	HS	0.35**	1.32	10.4	23		6	P	3
2'	HS	0.74**	0.95	27.0	20		6	P	3
3'	HS	1.10**	1.82	19.6	17.9		6	P	3
4'	HS	0.60 [§]	0.98 [§]	3.5 [§]	19.6		6	V	3

Code: 1-10: Kammermessungen: 2010 bis 2013; Inhouse Tracer Ratio Methode: 2012, 2013

Ein-treu: Sa: Sand HS: Holzschnitzel, Ko: Kompost, St: Stroh; R,T Gemisch aus Riedstreu und Aushub (Ton); HS[§]: Holzschnitzel mit Belüftung; Ref. Liegeboxenstall mit Vollspaltenboden

Betr.: Betriebstyp: V: Versuchsbetrieb, P: Praxisbetrieb

Quelle: 1: van Dooren et al. (2012); 2: Galama et al. (2015); van Dooren et al. (2019)

*relativ zu 11 kg NH₃ pro Tier und Jahr für Referenz Liegeboxenstall mit Produktion von Vollgülle; 4 m² verschmutzbare Fläche; **relativ zu 13 kg NH₃ Tier und pro Jahr für Referenz

[§]direkter Vergleich (Case-Control)

Die Emissionen der Kompost- und Kompostierungsställe von Lachgas liegen über alle Messkampagnen und Methoden deutlich über derjenigen der Referenz (Tabelle 2). Die kleinste Mehremission im Vergleich zur Referenz kommt mit 3.5 Mal höhere Lachgasemissionen bei der Case-Control Messung (Betrieb 4') vor und die grösste Mehremission mit 27 Mal mehr Lachgasemissionen bei einem Stall, dessen Emissionen mit der Inhouse Tracer Ratio Methode gemessen wurden. Bei beiden handelt es sich um Kompostierungsställe. Für die Referenz wurde ein Emissionsfaktor von 230 g N₂O pro Tier und Jahr gemäss Mosquera, Hol (2012) angenommen, welcher gut mit der Referenz in der Case-Control Messung (200 g N₂O pro Tier und Jahr) gut übereinstimmte. Gemäss van Dooren et al. (2019) übersteigen die Lachgasemissionen der Kompostierungsställe mit 3.2 kg N₂O pro Tier und Jahr diejenigen der Referenz um einen Faktor von 14.

3.3.2 Weitere Untersuchungen

Der Vollständigkeit halber werden nachfolgend Resultate weiterer Untersuchungen zusammengefasst. Diese basieren auf Laborstudien oder Konzentrationsmessungen auf Praxisbetrieben.

Pöllinger und Pöllinger-Zierler (2017) führten punktuelle Messungen auf 23 Milchviehbetrieben mit Kompostierungsställen mittels dynamischer Kammern (abgedeckte Fläche: 0.5 m²) zu unterschiedlichen Jahreszeiten (Sommer, Herbst und Winter) durch. Die Kammermessungen fanden auf den Liegeflächen statt, für die Schätzung der Emissionen der

befestigten Flächen im Fressbereich wurden Literaturdaten von Liegeboxenlaufställen herangezogen. Aufgrund der Resultate von 7 Betrieben mit Liegeflächen pro Tier zwischen 4.4 und 11.5 m² rapportierten sie niedrigere Emissionen im Vergleich zu Liegeboxenställen. Die Betriebe verwendeten unterschiedliche Einstreumaterialien (Säge-, Hobelspäne, Dinkelspelzen, Feststoffe der Gülleseparierung, Mähgut oder Torf).

Bjerg und Christine Klaas (2014) führten einfache Kammermessungen in einem Milchviehstall mit 165 Kühen in Dänemark durch. Sie rapportierten ebenfalls niedrigere Emissionen im Vergleich zu Liegeboxenställen. Aufgrund des sehr einfachen Versuchsansatzes und der kleinen Anzahl von Messungen ist dieser Befund mit Vorsicht zu verwenden.

Lobeck et al. (2012) führten Konzentrationsmessungen in den USA (Minnesota und South Dakota) in je 6 Ställen mit folgenden Charakteristika durch: geschlossene Ställe mit Liegeboxen und Zwangslüftung, Kompostierungsställe und Ställe mit Liegeboxen und freier Lüftung als Referenz. Als Einstreumaterial in den Kompostierungsställen wurde Sägemehl (5 Betriebe) und Stroh ('wheat straw by-product', 1 Betrieb) verwendet. Die Liegefläche pro Kuh betrug 5.2 bis 8 m². Weitere Informationen sind nicht verfügbar, aber aufgrund des Kontexts handelt es sich um Kompostierungsställe wie in Kap. 3.1 definiert. Die Konzentrationen von Ammoniak und Schwefelwasserstoff (H₂S) in der Stallluft unterschieden sich nicht zwischen Kompostierungsställen und frei gelüfteten Liegeboxenställen, wobei höhere Konzentrationen in Ställen mit Liegeboxen und Zwangslüftung vorkamen.

Spiehs et al. (2014) untersuchten in einer Laborstudie gasförmige Emissionen von Ammoniak und Treibhausgasen bei Verwendung unterschiedlicher Einstreumaterialien: künstlich getrocknete Schnitzel von Kiefernholz, trockene und frische Schnitzel von Zedernholz und Maisstroh. Bezüglich NH₃ und CO₂ zeigte Zedernholz die niedrigsten Werte aber die höchsten Werte für CH₄. Für N₂O waren zwischen den untersuchten Materialien keine Unterschiede feststellbar. Jaderborg et al. (2015) fanden in einer Laborstudie höhere Emissionen von NH₃, H₂S und Treibhausgasen bei zunehmender Temperatur in der Einstreu. Ayadi et al. (2015) fanden einen solchen Temperatureffekt für Verfahren mit Mais- und Sojabohnenstroh ebenfalls.

3.4 N-Bilanzen als Proxy für Ammoniakemissionen

Galama et al. (2015) haben Stickstoffbilanzen der Kompost- und Kompostierungsställe 1, 3, 4, 5, 8 und 9 (Tabelle 1) erstellt unter Einbezug der Emissionsstufen Lagerung und Ausbringung. Sie benutzten die Differenzen in den N-Bilanzen als Proxy für N-Verluste. Die Resultate der Studie können wie folgt zusammengefasst werden:

- Das verwendete Einstreumaterial erhöhte den Netto-N-Eintrag in die Liegefläche des eingestreuten Stalls um 11 bis 246% und den P-Eintrag um 8 bis 334% im Vergleich zur Referenz ohne Einstreu.
- Die aufgrund der Bilanz geschätzten totalen gasförmigen N-Verluste aus den Kompost- und Kompostierungsställen lag zwischen 17 und 35%, ausgedrückt in Prozent des Netto-N-Eintrags in den Stall (Summe von N in den Ausscheidungen + N im Einstreumaterial) und zwischen 19 und 63%, ausgedrückt in Prozent der N-Ausscheidungen.
- Die N-Verluste waren wie folgt: Einstreu Holzsnitzel mit Belüftung < Einstreu Holzsnitzel ohne Belüftung ≈ Einstreu Kompost.
- Die N-Verluste der Kompost- und Kompostierungsställe waren deutlich grösser als diejenigen der Referenz sowohl bezüglich Stufe Stall als auch bezüglich Stufe Stall bis Ausbringung.
- Das aufgrund der höheren N-Verluste tiefere N/P-Verhältnis des Komposts im Vergleich zu demjenigen von Gülle der Referenz hat zur Folge, dass die Ausbringmenge von P begrenzt wird und der N-Bedarf des Betriebs mit Stickstoff aus zusätzlichen Quellen gedeckt werden muss.

De Boer und Wiersma (2021) erstellten eine N-Bilanz eines Kompostierungsstalls mit Verwendung von Holzschnitzeln als Einstreumaterial über 237 Tage. Die Liegefläche betrug 13.8 m² pro Tier (67 Kühe, 38 Aufzuchttiere). Die befestigte Fläche entlang der Futterachse und zwischen den Liegeflächen bestand aus Spalten mit unten liegendem Güllekeller. Der Verbrauch an Holzschnitzeln lag bei rund 20 m³ pro Tier und Jahr, wobei regelmässig Material nachgestreut wurde. Die Schütthöhe der Schnitzel betrug zwischen 21 cm und maximal 56 cm (mittlere Schütthöhe: rund 40-50 cm). Das Maximum lag nach ca. 120 Tagen und einer Nachdosierung von Schnitzeln vor. Die oberste Schicht von 25 cm wurde täglich mit einer Zinkenrotoregge (Rototiller) intensiv durchmischt. Die tiefere Schicht wurde belüftet (alle 6 h während 15 Min., 1 Belüftungsöffnung pro 0.57 m² Liegefläche). Die Temperatur im Liegebett in 15 cm Tiefe stieg innerhalb von 50 Tagen auf rund 40-50°C an und blieb anschliessend in etwa konstant mit einem Maximum von 50°C. Die Temperatur in 25 cm Tiefe lag etwas höher. Die Eigenschaften der Einstreu veränderten sich über die Versuchsdauer wie folgt:

- TS-Gehalt: konstant bei rund 45-50%
- Gehalt von N, P, NH₄-N, pH: kontinuierliche Zunahme von 3.3 auf 12.5 g kg⁻¹, 0.4 auf 2 g kg⁻¹, 0.05 auf 0.4 g kg⁻¹ bzw. 5.5 auf 9 (ungefähre Angaben)
- C:N: kontinuierliche Abnahme von 77:1 auf 18:1

Die aufgrund der Bilanz geschätzten totalen gasförmigen N-Verluste aus dem Kompostierstall betragen 8.5% und liegt damit deutlich tiefer als die von Galama et al. (2015) publizierten Zahlen (17 und 35% des Netto-N-Eintrags in den Stall). Der Standardwert für Laufställe in den Niederlanden beträgt 10.3% N. Ein Unterschied zwischen dem Standardwert und dem untersuchten Kompostierungsstall lässt sich nicht nachweisen (De Boer, Wiersma, 2021). Die gasförmigen N-Verluste korrelierten stark mit dem C:N-Verhältnis der Einstreu. In den ersten zwei Monaten war die N-Bilanz negativ, was auf Stickstofffixierung hinweist. Bei einem C:N-Verhältnis von 35:1 und mehr gehen De Boer und Wiersma (2021) von Null gasförmigen N-Verlusten aus. Das C:N-Verhältnis in der Einstreu lag in der ersten Hälfte der Untersuchung oberhalb und während der zweiten Hälfte unterhalb dieses Schwellenwerts.

De Boer (2014)¹¹ erstellte Stickstoffbilanzen von je einem Kompostierungs- und einem Kompoststall über einen Zeitraum von neun bis zehn Monaten (Einstreu: Holzschnitzel bzw. Grüngutkompost). Für den Kompostierungsstall resultierte ein N-Verlust von 19%. Für den Kompoststall betrug der Verlust 44% N. Die Verluste wurden beim Kompostierungsstall für den Liegebereich auf 30% N und den Spaltenboden entlang der Fressachse auf 10% N geschätzt bei einer Verteilung der Ausscheidungen von 45% in den Liegebereich und 55% auf den Spaltenboden. Die entsprechenden Zahlen betragen für den Kompoststall: Verluste für den Liegebereich 72% N und für den Spaltenboden 9% N bei einer Verteilung der Ausscheidungen von 55% in den Liegebereich und 45% auf den Spaltenboden. Das C:N-Verhältnis des als Dünger ausgebrachten Einstreumaterials des Kompostierungsstalls lag bei 10.5:1, was auf eine zu lange Aufenthaltsdauer und einen zu tiefen Anteil von Holzschnitzeln hindeutet. Die N-Verluste der Kompost- und Kompostierungsställe waren höher als diejenigen der Referenz Liegeboxenstall mit Spaltenboden sowohl in Bezug auf die Stufe Stall (19%, 44% gegenüber 9%) als auch über alle Stufen Stall, Lager und Ausbringung (24%, 48% gegenüber 18%).

Galama et al. (2015) gehen aufgrund eines kleineren N:P-Verhältnisses von Kompost aus Kompostierungsställen im Vergleich zu Vollgülle von höheren N-Verlusten aus Kompostierungsställen im Vergleich zu Liegeboxenställen aus.

¹¹ Diese Ställe sind vermutlich in Galama et al. (2015) eingeschlossen, werden hier aber der Vollständigkeit halber ebenfalls aufgeführt.

4. Diskussion und Schlussfolgerungen

4.1 Emissionen von Ammoniak und Treibhausgasen

4.1.1 Emissionsmessdaten zu Ammoniak aus den Niederlanden

Im Fokus steht die Frage, ob sich Kompost- und Kompostierungsställe von Liegeboxenställen (Referenz) bezüglich Ammoniakemissionen unterscheiden. Für die Beantwortung dieser Frage liegen überwiegend Messdaten aus den Niederlanden vor. Die früheren Messkampagnen basierend auf Kammermessungen suggerierten höhere Emissionen der Kompost- und Kompostierungsställe als diejenigen der Referenz. Kammermessungen haben jedoch eine begrenzte Aussagekraft (Ogink et al., 2013). Mit dieser Methode werden nur die Emissionen derjenigen Fläche erfasst, welche die Kammer abdeckt; in diesem Fall sind es 0.95 m² (Galama et al., 2015). Die Kammern wurden an jedem Messtag an verschiedenen Stellen auf der Liegefläche platziert. Insgesamt erfolgten Messungen an 33 Tagen. Für die Zeit zwischen 2012 und 2013 geben Galama et al. (2015) 19 Messtage und 99 Messstellen an, was ungefähr 5 Messstellen pro Tag entspricht. Die resultierende Emission pro m² wurde entsprechend der Fläche pro Tier im Liegebereich sowie der Lauffläche auf einen Tierplatz pro Jahr hochgerechnet. Für die Lauffläche wurde eine Emission von 1.2 g NH₃ m⁻² h⁻¹, gültig für einen Spaltenboden mit unten liegendem Güllekeller angerechnet. Dieser Wert basiert auf Kammermessungen von van Dooren et al. (2012) und wurde auch für den Vergleich mit dem Referenzsystem Liegeboxenstall mit Vollspaltenboden unter der Annahme einer emittierenden Fläche bzw. Laufflächengrösse von 4 m² pro Tier verwendet.

Messdaten basierend auf Kammermessungen sind nicht repräsentativ für die dynamischen Verhältnisse, die in einem Stall vorliegen, und können daher nicht mit vorliegenden Emissionsfaktoren verglichen werden (Galama et al., 2015)¹². Die Daten lassen sich somit lediglich für einen relativen Vergleich der Emissionen von unterschiedlichen Flächen verwenden. Die Messungen basierend auf der Inhouse Tracer Ratio Methode sind dagegen zur Herleitung von absoluten Emissionswerten bzw. Emissionsfaktoren geeignet (Ogink et al., 2013), wobei auch bei dieser Methode grössere Unsicherheiten zu berücksichtigen sind (Calvet et al., 2013). Am zuverlässigsten für einen Methodenvergleich ist die Case-Control Methode einzustufen, da sich im Rahmen eines Versuchsstalls für das Verfahren und die Referenz mit grösster Wahrscheinlichkeit vergleichbare Bedingungen für die Einflussfaktoren auf die Emissionen wie Temperatur, Luftaustauschrate etc. sicherstellen lassen (Mohn et al., 2018; van Dooren et al., 2019). Bei den Messungen auf den Praxisbetrieben (Betriebe 1' bis 3') gemäss VERA Protokoll wurden die Emissionen jeweils mittels eines Tagesmittelwerts bestimmt. In der Messkampagne im Versuchsstall basieren die Emissionswerte auf zeitlich hoch aufgelösten Messdaten (mündl. Mitteilung H.J. van Dooren, WUR Wageningen). Daraus ergibt sich die folgende Gewichtung der Aussagekraft der Messdaten von Tabelle 2: Kammermessungen (A-C; 1-10) < Inhouse Tracer Ratio Methode Praxisbetriebe (1,8,9,1'-3') < Case-Control Ansatz im Versuchsstall (4').

Insgesamt liegen 6 Datensätze basierend auf Tracer Ratio Methode vor, wovon 3 die Kriterien des VERA-Protokolls erfüllen. Drei dieser 6 Datensätze zeigen tiefere Emissionen für die Kompost- und Kompostierungsställe (davon 2 Kompostierungsställe, 1 Kompoststall) im Vergleich zur Referenz, wovon zwei Messungen VERA-Protokoll konform durchgeführt wurden. Beide sind Kompostierungsställe. Davon weist ein Kompostierungsstall klar niedrigere Emissionen auf mit einer Differenz von 65% gegenüber der Referenz (Tabelle 2). Die

¹² Eine Hochrechnung auf eine Emission pro Tier und Jahr, d.h. 1.2 g NH₃ m⁻² h⁻¹ x 4 m² x 24 x 365 würde 40 kg NH₃ pro Tier und Jahr ergeben. Der geltende Emissionsfaktor für Milchkühe beträgt 13 kg NH₃ pro Tier und Jahr (overige huisvestingsystemen (A100) gemäss Rav Liste (Regeling ammoniak en veehouderij, Rav) <https://www.infomil.nl/onderwerpen/landbouw/emissiearme-stalsystemen/emissiefactoren-per/map-stalypen/hoofdcategorie/>); vgl. auch Kupper (2019); Mosquera et al. (2021); Poteko et al. (2019).

Minderemission des zweiten Stalls beträgt 26%. Bei einem Stall gibt es eine Mehremission von 10%. Im Vergleich Case-Control zeigt der Kompostierungsstall eine um 40% tiefere Emission. Der für die Referenz verwendete Emissionswert von 13 kg NH₃ pro Tierplatz und Jahr stimmt gut mit neuen Messdaten aus den Niederlanden überein (13.9 kg NH₃ pro Tierplatz und Jahr; Mosquera et al., 2021). Ein ähnlicher Wert wurde auch für die Referenz der Case-Control Studie gefunden (13.1 kg NH₃ pro Tierplatz und Jahr; van Dooren et al., 2019).

In einem Liegeboxenstall kann man davon ausgehen, dass die Liegeflächen keine Emissionen produzieren, da sie trocken und praktisch frei von Ausscheidungen sind. Damit liegt kein löslicher Stickstoff in der Matratze vor. Im Stroh vorhandener organisch gebundener Stickstoff kann bei den vorliegenden trockenen Verhältnissen nicht mineralisiert werden. Die Voraussetzung für die Bildung von Ammoniak, Vorhandensein von löslichem N (Ammonium oder gelöstes Ammoniak), ist damit nicht gegeben. Die Liegeflächen der Kompostierungsställe generieren dagegen Emissionen wie die Kammerrmessungen gemäss Galama et al. (2015) gezeigt haben. Je nach Bewirtschaftung der Kompostmatratzen (z.B. optimierte Belüftung der Kompostmatratzen) könnte eine Emissionsreduktion aus den Liegeflächen erreichbar sein (mündl. Mitteilung H.J. van Dooren, WUR Wageningen).

Differenzen der Emissionshöhe zwischen Kompost- und Kompostierungsställen und Liegeboxenställen müssen daher auf Unterschiede der Emissionen der Laufflächen zurückzuführen sein. Die Grösse der Laufflächen in den Kompostierungsställen der Praxisbetriebe entspricht mit 4.2-5.8 m² pro Tier (Galama et al., 2015) in etwa derjenigen eines Liegeboxenstalls: 4 m² pro Tier gemäss van Dooren et al. (2012); 3.9±0.8 m² pro Tier gemäss Mosquera et al. (2021). Somit lassen sich die Unterschiede der Emissionshöhe kaum mit unterschiedlich grossen emittierenden Oberflächen erklären. Im Bericht von van Dooren et al. (2019) fällt dagegen auf, dass bei Kompostierungsställen emissionsmindernde Böden vorliegen. Der Stall 1' mit der grössten Emissionsreduktion hat eine Lauffläche mit einem Bodentyp, der gemäss Rav Liste die grösste Emissionsminderung bewirkt (Tabelle 1, Tabelle 2). Die um einen Faktor von 3 bis 4 grössere Liegefläche der Kompostierungsställe, welche im Gegensatz zur Liegefläche der Liegeboxenställe Emissionen generiert, lassen es als unwahrscheinlich erscheinen, dass diese im entsprechenden Ausmass durch erhöhte Emissionen aufgrund der grösseren Laufflächen von Liegeboxenställen kompensiert werden. In den vorliegenden Untersuchungen könnten daher die Differenzen eher durch Laufflächen mit unterschiedlich emittierenden Bodentypen verursacht worden sein. Eine weitere Erklärung könnte die kurze Messdauer von jeweils einem Tag sein. Je nach Zustand der Kompostmatratze und dessen C:N-Verhältnis ist eine stark unterschiedliche Emissionshöhe zu erwarten, welche sich möglicherweise mit 6 Messperioden von je einem Tag Dauer, wie angewendet auf den Betrieben 1'-3' (Tabelle 1, Tabelle 2) nur unzureichend erfassen lässt.

Im Falle der Case-Control Messung gibt es ebenfalls Parameter, welche die tieferen Emissionen des Kompostierungsstalls erklären könnten (Tabelle 3): 3 Harnstoffgehalt der Milch, 4 Stalltemperatur, 5 Relative Luftfeuchtigkeit, 9 Grösse der Lauffläche und der Gülleoberfläche unter den Spalten sowie fehlende Reinigung der Spalten wirken in Richtung höhere Emissionen für die Referenz, wobei die rund doppelt so grosse Lauffläche der Referenz am stärksten ins Gewicht fällt. Die Häufigkeit der Durchmischung des Güllekellers sollte keinen Einfluss auf die Emissionen haben: van Dooren et al. (2022) stellten keine signifikante Auswirkung von häufigem Mischen auf Ammoniakemissionen fest. Weder das Verfahren (Einblasen von Luft, mechanisches Mischen) noch die Mischdauer pro Tag hatten einen Einfluss.

Es gibt demnach starke Indizien, dass die niedrigeren Emissionen der Kompostierungsställe, welche van Dooren et al. (2019) gefunden haben, nicht direkt mit dem System zusammenhängen, sondern auf unterschiedliche Emissionen der Laufflächen zurückzuführen sind. Dies wird von Galama et al. (2015) ebenfalls in diesem Sinne diskutiert. Emissionsarme Laufflächen liessen sich auch in einem Liegeboxenstall umsetzen. Daher sollte für

eine Bewertung der Emissionsreduktion des Systems Kompostierungsstall gemäss van Dooren et al. (2019) und Leso et al. (2020) das gesamte System (inkl. die emissionsmindernden Laufflächen) einbezogen werden.

Tabelle 3: Verhältnis der wichtigsten Parameter mit Einfluss auf die Emissionshöhe zwischen Kompostierungsstall und Referenz im Versuchsstall der Universität Wageningen (Dairy Campus, Leeuwarden) mittels Case-Control Ansatz (Betrieb 4').

		Verhältnis Kompostierungsstall : Referenz
1	Tiergewicht in kg	1.00
2	Milchproduktion (ECM) in kg	1.09
3	Harnstoffgehalt der Milch in mg/100 g	0.98
4	Stalltemperatur °C	0.94
5	Relative Luftfeuchtigkeit in %	1.03
6	Windrichtung in °	1.00
7	Windgeschwindigkeit in m s ⁻¹	1.00
8	Liegefläche in m ² pro Tier	4.59
9	Lauffläche in m ² pro Tier	0.48
10	Volumen Güllekeller in m ³ pro Tier*	0.57
11	Durchmischung Gülle im Güllekeller	Täglich : 3 Mal pro Monat
12	Reinigung Spalten	Schieber : keine

*Entscheidend ist die emittierende Oberfläche. Da die Tiefe der Gülle in Case und Control gleich sind gilt das angegebene Verhältnis auch für die emittierende Oberfläche.

4.1.2 N-Bilanzen als Proxy für Ammoniakemissionen

Galama et al. (2015) und van Dooren et al. (2016) rapportierten Emissionsdaten von Kompostmatratzen von rund 250 mg NH₃ m⁻² h⁻¹ (Bereich: 48-1300 mg NH₃ m⁻² h⁻¹). Als Referenz (Spaltenboden mit unten liegendem Güllekeller) geben sie 1200 mg NH₃ m⁻² h⁻¹ sowie 473 mg NH₃ m⁻² h⁻¹ für einen planbefestigten Boden an (Galama et al., 2015). Die Werte gemäss Schrade et al. (2012) für Messungen von 6 Liegeboxenställen in der Schweiz (perforierte oder planbefestigte Böden) betragen rund 40 bis 600 mg NH₃ m⁻² h⁻¹ (geschätztes Mittel: ca. 200 mg NH₃ m⁻² h⁻¹).

Trotz der grossen Streuung der Werte kann man davon ausgehen, dass Liegeflächen von Kompostierställen nicht höhere flächenspezifische Emissionen als planbefestigte oder perforierte Flächen aufweisen. Dies steht scheinbar im Widerspruch zu Literaturdaten, welche zeigen, dass Kompostierung zu erhöhten NH₃ Emissionen führt (in der Literatur ausführlich dokumentiert: u.a. Amon et al., 2001; Pardo et al., 2015; Sommer et al., 2013; Webb et al., 2012). Die Mehremission basiert auf den folgenden Mechanismen: Erhöhung der Temperatur in den thermophilen Bereich (Pardo et al. 2015; Sommer et al., 2013) und Erhöhung des pH-Werts (Sommer et al., 2013). NH₃ Verflüchtigung nimmt zu bei steigenden Temperaturen und zunehmendem pH-Wert (Sommer et al., 2013)¹³. De Boer und Wiersma (2021) postulieren dagegen, dass NH₃ Verflüchtigung aus einer Kompostmatratze vermieden werden kann aufgrund von Sorption von NH₃ und Festlegung von gelöstem N in der mikrobiellen Biomasse und/oder symbiontischer Fixierung von N₂ bei einem hohen C:N-Verhältnis (≥35:1). Festlegung von N haben sie aufgrund einer N-Bilanz vor allem in den ersten 2 Monaten festgestellt. Der Befund von reduzierten Ammoniakemissionen bei einem hohen C:N-Verhältnis des Ausgangsmaterials wird von der Literatur grundsätzlich gestützt. Szanto et al. (2006) fanden niedrige Ammoniakverluste bei Kompostierung von Stroh reichem Schweinemist. Jiang et al. (2011) beobachteten niedrigere Ammoniakemissionen bei der Kompostierung von Schweinemist mit einem C:N-Verhältnis im Bereich zwischen 18.3:1

¹³ Das Gleichgewicht zwischen Ammonium und gelöstem Ammoniak verschiebt sich in Richtung gelöstes Ammoniak bei zunehmendem pH-Wert.

und 21.2:1 als zwischen 13.7:1 und 18:1. Zhang et al. (2020) untersuchten N-Verluste bei der Kompostierung von drei Hühnermist – Maisstrohgemischen mit einem C:N-Verhältnis von 20, 25 und 30:1. Ein höheres C:N-Verhältnis schien die relative Häufigkeit von stickstofffixierenden Bakterien zu fördern, während denitrifizierende Bakterien dezimiert wurden. Ein C:N-Verhältnis von 30:1 führte zu den niedrigsten N-Verlusten während des Kompostierungsprozesses. Bei Yang et al. (2013) wies Kompostierung von Bioabfall mit Zugabe von Sägemehl (weites C:N-Verhältnis) niedrigere Emissionen von NH_3 und N_2O auf im Vergleich zu Kompostierung von Bioabfall ohne Zugabe von Strukturmaterialien oder im Vergleich zu Gemischen von Bioabfall und anderen Strukturmaterialien mit einem tieferen C:N-Verhältnis. Zhang et al. (2021) fanden in ihrer Meta-Analyse dagegen keinen entsprechenden Zusammenhang zwischen C:N-Verhältnis und Ammoniakemissionen für die Kompostierung von Schweinemist. Dies war jedoch vermutlich auf das überwiegend tiefe C:N-Verhältnis des Schweinemists zurückzuführen und die Kompostierung in geschlossenen Reaktoren, welche allgemein niedrige Emissionen aufwiesen. Ekinci et al. (2000) zeigten, dass NH_3 Emissionen während der Kompostierung abnahmen bei zunehmendem C:N-Verhältnis (auch bei einem Anstieg auf über 38:1). Die Emissionen waren niedrig bei einem pH-Wert von 7, stiegen jedoch stark an bei Werten von mehr als 8.

Belege für symbiotische Fixierung von N_2 liegen ebenfalls vor. Pepe et al. (2013) fand N_2 -Fixierung durch diazotrophe Bakterien aus der Luft bei der Kompostierung von Abfällen aus der Verarbeitung von organischen Abfällen aus der Landwirtschaft (Mieten Länge:Breite:Höhe: 6 m x 2.4 m x 0.8 m; 1200 kg Material) und darauf basierend eine Zunahme des N-Gehalts im Kompost. He et al. (2022) fanden bei der Kompostierung im Pilotmassstab (20 L Material) einer Mischung von Bioabfällen mit einem C:N-Verhältnis von 42.6:1 durch Inokulation mit N_2 fixierenden Bakterien eine Zunahme des Abbaus von organischer Substanz um 9.9% und gleichzeitig eine Zunahme des N-Gehalts um 20.6% im Vergleich zum Referenzverfahren.

Immobilisierung von Stickstoff im Boden bei Stickstoffmangel und demzufolge hohem C:N-Verhältnis ist in der Literatur ebenfalls dokumentiert. Gemäss Amlinger et al. (2003) kommt Immobilisierung von N im Boden eher vor bei Ausbringung von unreifen Komposten mit einem hohen C:N-Verhältnis. Chen et al. (2014) geben für Ernterückstände eine Netto-Immobilisierung von N im Boden bei einem C:N-Verhältnis von $>46.5:1$ an.

Man kann demnach von zwei Mechanismen in den Liegeflächen von Kompostierungsställen ausgehen, welche sich gegenseitig kompensieren können: i) Zunahme von Temperatur und pH-Wert erhöhen die NH_3 Emissionen. ii) Sorption von NH_3 und die Festlegung von gelöstem N in der mikrobiellen Biomasse und/oder symbiotischer Fixierung von N_2 bei einem hohen C:N-Verhältnis vermindern die Verflüchtigung von NH_3 . Dies impliziert jedoch, dass man nicht in jedem Fall von tiefen Emissionen ausgehen kann. Insbesondere Einstreumaterialien wie Kompost, Gärgut oder die festen Rückstände der Gülleseparierung weisen ein niedriges C:N-Verhältnis auf und dürften in der Regel nicht zu einer Kompostmatratze mit tiefen Emissionen führen. Die im Vergleich zum Liegeboxenstall mit planbefestigtem Boden und Entmistungsschieber deutlich erhöhten N-Verluste eines Kompostierungsstalls, welche Balcells et al. (2020) aufgrund einer N-Bilanz festgestellt haben, dürften durch ein niedriges C:N-Verhältnis zu erklären sein, welches bei einer Liegefläche, die überwiegend aus den getrockneten Ausscheidungen der Tiere bestand, zu erwarten ist.

4.1.3 Emissionsmessdaten Treibhausgase aus den Niederlanden

Im Gegensatz zu Ammoniak liegt bei den Treibhausgasen kein Widerspruch zwischen den früheren Kammermessungen und späteren Messungen mit Inhouse Tracer Ratio Methode vor. Zwar liegen die Emissionen von CH_4 basierend auf den Kammermessungen um einen Faktor von bis zu ca. 10 niedriger bei den Kompost- und Kompostierungsställen im

Vergleich zur Referenz. Bei N_2O liegen die Emissionen dagegen konsistent über alle Messkampagnen deutlich höher als die Referenz. Aufgrund der mehrfach grösseren Treibhauspotentials von N_2O gegenüber CH_4 dominieren die Emissionen von N_2O . Dabei fällt auf, dass in der Case-Control Studie der Kompostierungsstall mit 0.7 kg N_2O pro Tierplatz und Jahr deutlich niedrigere Emissionen aufwies als die Ställe der Praxisbetriebe (2.4 bis 6.2 kg N_2O pro Tierplatz und Jahr; van Dooren et al., 2019).

N_2O ist ein Zwischenprodukt von Nitrifikation und Denitrifikation, welche aerobe bzw. anaerobe Bedingungen erfordern. Oft hängen diese Prozesse eng zusammen und sind mit wechselnden aerob-anaeroben Bedingungen an Grenzflächen von fest-flüssig Phasen verknüpft (Petersen, Miller, 2006; Zhang et al., 2021). Weiter hängt die N_2O Produktion mit der Menge an verfügbarem N zusammen, das in den Liegeflächen in grosser Menge vorhanden ist. Hoang et al. (2022) berichten von zunehmenden N_2O Emissionen bei zunehmendem C:N-Verhältnis mit einem Minimum bei 20-30:1. Maia et al. (2012) beobachteten eine hohe Produktion von N_2O bei einem Wassergehalt des Substrats von mehr als rund 40%. Die Einstreu von Kompostierungs- und Kompostställen zeigen gemäss Analysedaten von De Boer und Wiersma (2021) und De Boer (2014) Werte für C:N-Verhältnis und Wassergehalt, die überwiegend in Bereichen mit hohem Emissionspotential liegen. Die beobachteten Emissionen von N_2O stehen daher im Einklang mit den Eigenschaften der Kompostmatratze, die auf ein hohes Emissionspotential hindeuten. Die obigen Ausführungen widerlegen Informationen aus der landwirtschaftlichen Fachpresse, wonach aufgrund aerober Bedingungen in der Kompostmatratze keine bis nur geringe klimarelevante Emissionen (Lachgas und Methan) zu erwarten seien (Ofner-Schrök et al., 2014).

Die Emissionen der Kompost- und Kompostierungsställe im Verhältnis zur Referenz Liegeboxenstall gemäss Tabelle 2 basieren auf einer Emission der Referenz von 0.23 kg N_2O pro Tierplatz und Jahr gemäss Mosquera und Hol (2012). Neuere Messungen zeigten jedoch eine Emission von 0.58 kg N_2O pro Tierplatz und Jahr (Mosquera et al., 2021). Je nach Referenz ändert sich dieses Verhältnis, d.h. die Mehremission der Kompostierungsställe könnten sich auch halbieren und würden dadurch etwas weniger drastisch ausfallen. Die Ausgangslage von deutlich höheren Treibhausgasemissionen um einen Faktor von 5 bis 10 bleibt jedoch bestehen.

4.2 Interpretation der Resultate im Hinblick auf die Umsetzung der Kompostierungsställe in der Schweiz

4.2.1 Ammoniakemissionen auf der Stufe Stall und über die ganze Hofdüngerkaskade

Für Kompostierungsställe ist bezüglich Ammoniakemissionen gegenüber Liegeboxenställen nur dann ein Vorteil zu erwarten, wenn Emissionen von der Liegefläche stark reduziert und die Grösse der Lauffläche minimiert werden können sowie kleiner sind als diejenigen eines Liegeboxenstalls. Die Grösse der Laufflächen in den Niederlanden pro Tier, welche in der Praxis in Liegeboxenställen vorkommen und in den Versuchen bei Kompostierungsställen vorlagen, ist mit den in der Schweiz üblichen Flächenmassen vergleichbar (Tabelle 4).

Tabelle 4: Flächen von Liegeboxenställen in der Schweiz, CH (Zähler, 2005) und in den Niederlanden, NL (Mosquera et al., 2021) sowie Laufflächen von Kompostierungsställen in den Niederlanden (van Dooren et al., 2019).

Fläche pro Tier in m ²	CH-TSchV / IP Suisse / BTS	CH-RAUS / Biosuisse	NL-Liegeboxenställe	NL-Kompostierungsställe
Total	6.8 – 7.6	10	-	-
davon Lauffläche	3.4 – 4.2	6.6	3.9±0.8	3.7-5.4
davon nicht überdachte Lauffläche	-	2.5	-	-

Liegeboxenställe und Kompostierungsställe weisen entlang der Fressachse einen planbelegten oder perforierten Boden auf. Bei Liegeboxenställen sind zusätzlich Laufgänge hinter Boxenreihen sowie Quergänge erforderlich. In Kompostierungsställen entfallen diese Flächen aufgrund der nicht strukturierten Liegefläche, so dass rein rechnerisch eine Lauffläche pro Tier von 2.5 bis 3.0 m² vorliegen kann. Für RAUS kämen 2.5 m² pro Tier an nicht überdachter Lauffläche im Laufhof dazu. Die Differenz zu einem Liegeboxenstall würde so rund 25% der Lauffläche betragen. Um gegenüber einem Liegeboxenstall eine Emissionsreduktion aufgrund der kleineren verschmutzbaren Fläche erreichen zu können, müssten die Emissionen von der Liegefläche somit sehr niedrig sein, was gemäss De Boer und Wiersma (2021) ein C:N-Verhältnis $\geq 35:1$ erfordert. Ein solches C:N-Verhältnis lag in dem von De Boer und Wiersma (2021) untersuchten Stall nur in den ersten 72 Tagen vor. Gemäss Stamm (2022) wird in Schweizer Kompostierungsställen ein C:N-Verhältnis 20:1 als ideal betrachtet. Baumgartner (2023) gibt ein C:N-Verhältnis von ca. 40:1 gegen Ende Winter an und anschliessend bis zur Entnahme der Einstreu aus dem Stall eine Reduktion auf 20:1. Ofner-Schrök et al. (2014) fanden in einer Erhebung in Österreich von 26 Kompost- oder Kompostierungsställen ein C:N-Verhältnis von 37:1 in der Kompostmatratze. Pöllinger und Pöllinger-Zierler (2017) geben ein mittleres C:N-Verhältnis von 30:1 (11:1 bis 66:1) für 23 Betriebe in Österreich an (Einstreumaterialien: Säge-, Hobelspäne; Dinkelspelzen, Feststoffe der Gülleseparierung, Mähgut oder Torf).

Die Emissionen nahmen bei Matratzen in der folgenden Reihenfolge zu: Holzschnitzel < Kompost < Stroh. Dabei war der Unterschied zwischen Holzschnitzeln und Kompost statistisch nicht signifikant (Galama et al., 2015). Bei Materialien wie Kompost liegt jedoch mit sehr grosser Wahrscheinlichkeit ein C:N-Verhältnis von weniger als 35:1 vor. Anfangs Prozess liegt dieses im Material der Kompostmatratze bei 25-35:1. Die Daten aus der BLW Datenbank Kompost zeigen für Kompost und Gärgut aus Schweizer Kompostier- und Vergärungsanlagen (508 Datensätze; 1995 – 2002) ein mittleres C:N-Verhältnis von 17.7:1 (90% Perzentil: 23.5:1; Maximum: 104:1; Fuchs et al. 2004). Ein C:N-Verhältnis von $\geq 35:1$ lässt sich mit grosser Wahrscheinlichkeit nur mit Holzschnitzeln, Sägemehl oder anderen Holz-basierten Produkten erreichen. Die Empfehlung auf dem 'Merkblatt häufige Fragen und Bedenken zum Kompoststall' des Bildungs- und Beratungszentrums Arenenberg, nach welchen das Material ein weites C:N-Verhältnis aufweisen muss, und mit Sägemehl gestartet werden soll, ist in diesem Sinne. Gleichzeitig liegen Empfehlungen vor, Sägemehl mit Feststoffen von Biogasanlagen oder abgesiebttem Kompost zu ergänzen¹⁴ oder ausschliesslich festes Gärgut einzusetzen (Elmer, 2016). Dinkelspelzen, welche ein C:N-Verhältnis von rund 100:1 aufweisen, was deutlich niedriger ist als dasjenige von Holz (rund 500:1), wird häufig in Anteilen von 30-50% in der Einstreu eingesetzt (Kap. 3.1). Diese Befunde deuten darauf hin, dass das C:N-Verhältnis kleiner als 35:1 sein kann, und damit eine minimal emittierende Kompostmatratze nicht immer vorliegen dürfte. Ob Kompostierungsställe unter schweizerischen Verhältnissen gegenüber einem Liegeboxenstall tiefere Emissionen aufweisen, erscheint somit als fraglich. Bei Ställen, welche Materialien wie Gärgut mit einem eher engen C:N-Verhältnis verwenden, sind Mehremissionen wahrscheinlich.

Grundsätzlich müsste die ganze Hofdüngerkaskade in die Beurteilung einer Emissionsreduktion einbezogen werden. Gemäss Stamm (2022) fällt bei Kompostierungsställen ein Drittel weniger Gülle an. Damit liessen sich pro Kuh und Jahr 6.6 kg NH₃ Emissionen einsparen gemäss Emissionsrechnung mit dem Modell Agrammon. Neuere Untersuchungen (Häni et al., 2016; Hafner et al., 2019) suggerieren, dass die aktuell verwendeten Emissionsfaktoren für die Ausbringung von Gülle zu hoch liegen und man eher von einer

¹⁴ <https://arenenberg.tg.ch/public/upload/assets/120833/Merkblatt%20Kompostierungsst%C3%A4lle%20Arenenberg.pdf?fp=2> (02.10.2022)

Minderemission von 4 kg NH₃ pro Kuh und Jahr ausgehen sollte. Die Emissionen aufgrund der Ausbringung des Komposts können auf 0.7 bis 2.3 kg NH₃ pro Kuh und Jahr¹⁵ geschätzt werden basierend auf Emissionsfaktoren von 1% bzw. 3.3% des ausgebrachten N. Emissionen aufgrund der Ausbringung von Kompost geschätzt mit dem Modell Agrammon ergeben 1.9 kg NH₃ pro Kuh und Jahr. Insgesamt verbliebe so eine Minderemission von rund 2 kg NH₃ pro Kuh und Jahr. Ein Drittel weniger Gülle entspricht andererseits einer Reduktion von rund 42 kg N rasch verfügbarem N pro Kuh und Jahr, welche für die Düngung fehlt. Diese Menge würde in der Praxis vermutlich mit mineralischem N kompensiert, was einer Emission von rund 0.5 kg NH₃ pro Kuh und Jahr entsprechen würde.

Zusammengefasst lässt sich festhalten, dass es unsicher ist, ob eine Emissionsminderung wie gemessen von van Dooren et al. (2019) und postuliert von De Boer und Wiersma (2021) unter Verhältnissen der Schweiz in Kompostierungsställen überhaupt eintritt oder ob man eher von einer Zunahme der NH₃ Emission ausgehen muss. Mit einer Emissionsreduktion ist nur dann zu rechnen, wenn die Grösse der Laufflächen wesentlich kleiner ist als üblich in einem Liegeboxenlaufstall und die Emissionen aus der Kompostmatratze dank weitem C:N-Verhältnis minimal sind. Eine Senkung der Emissionen bei Kompostierungsställen ist vermutlich möglich mit Verbesserungen der Bewirtschaftung der Kompostmatratze. Eine Emissionsreduktion über die ganze Hofdüngerkaskade aufgrund einer kleineren Güllemenge beträgt rechnerisch rund 1-2 kg NH₃ pro Kuh und Jahr.

Bei einer Verschiebung der Nährstoffe im Hofdünger von Gülle hin zu Kompost ändert sich das System der Düngung. De Boer (2014), De Boer und Wiersma (2021) und Galama et al. (2015) geben bei Verwendung von Kompostierungsställen die folgenden Auswirkungen auf die Düngung und Nährstoffversorgung im landwirtschaftlichen Pflanzenbau an:

- Aufgrund des engeren N:P-Verhältnisses des produzierten Komposts ist die ausbringbare Menge von rasch verfügbarem N begrenzt bzw. kleiner im Vergleich zu Vollgülle.
- Die langfristig verfügbare N-Menge und die durch N-Mineralisierung freigesetzte N-Menge im Boden nimmt zu.
- Die im Vergleich zu Vollgülle kleinere ausgebrachte Menge an rasch verfügbarem N erfordert eine Ergänzung mit mineralischem N, um die Erträge konstant zu halten.
- Kompost ist kein organischer N-Dünger, aber gut geeignet als langfristig wirkender Bodenverbesserer, vor allem im Hinblick auf Erhalt und Erhöhung von organischem C im Boden (Schätzung basierend auf einem Fallbeispiel: C-Anreicherung im Boden grösser um einen Faktor von 7 bzw. 20 nach 10 bzw. 100 Jahren im Vergleich zu Vollgülle; De Boer; 2014).

Grundsätzlich steht aber die potentielle Notwendigkeit einer Kompensation von weniger vorhandenem rasch verfügbarem N durch mineralischen Stickstoff im Gegensatz zum Absenkpfad Nährstoffe. Andererseits könnte sich durch regelmässige Kompostausbringung langfristig eine erhöhte Nachlieferung von Stickstoff aus dem Boden aufgrund von grösserer N-Mineralisierung einstellen (Amlinger et al., 2003) und eine Reduktion des Bedarfs von mineralischem Stickstoff auf lange Sicht bewirken. Eine Quantifizierung eines solchen Effekts ist aktuell jedoch schwierig.

4.2.2 Treibhausgasemissionen und Möglichkeiten zu deren Kompensation

Die Mehremissionen von Treibhausgasen aus dem Stall kann man einer möglichen Kompensation durch Kohlenstoff (C) Sequestrierung im Boden durch Ausbringung des

¹⁵ Grundlagen für diese Schätzung: in der Studie von Nicholson et al. (2017) wurde 3.3% des ausgebrachten N als NH₃ emittiert. De Boer und Wiersma (2021) geben basierend auf mehreren zitierten Studien NH₃-Verluste zwischen 0.02% bis 1.0% des ausgebrachten N an. Informationen aus der landwirtschaftlichen Fachpresse, nach welchen bei der Ausbringung von Kompost keine Ammoniakemissionen entstehen würden (Ofner-Schrök et al., 2014), treffen demnach nicht zu.

produzierten Komposts gegenüberstellen. Die Emission aus einem Liegeboxenstall als Referenz wurde von van Dooren et al. (2019) basierend auf Mosquera und Hol (2012) auf 141.7 kg CH₄ und 0.23 kg N₂O pro Milchkuh und Jahr angesetzt. Dies stimmt für N₂O relativ gut überein mit dem Wert für die Schweiz (0.30 kg N₂O pro Milchkuh und Jahr) geschätzt mit dem Modell Agrammon (www.agrammon.ch). Mosquera et al. (2021) fanden für die Niederlande im Vergleich dazu für Liegeboxenställe ohne emissionsmindernde Techniken Emissionen von 187 kg CH₄ und 0.58 kg N₂O pro Milchkuh und Jahr. Die Methan- und Lachgasemission aus den vier von van Dooren et al. (2019) untersuchten Kompostierungsställen waren um einen Faktor von 1.34 bzw. 14 grösser. Verwendet man die Werte des Case-Control Vergleichs aus van Dooren et al. (2019), resultieren für den Kompostierungsstall um 2% tiefere CH₄-Emissionen und um 3.5 Mal höhere N₂O-Emissionen im Vergleich zur Referenz des Case-Control Studie, welche bei 174.5 kg CH₄ und 0.20 kg N₂O pro Milchkuh und Jahr lag. Bei den Methanemissionen ist zu berücksichtigen, dass bei diesen Messungen nicht zwischen Methan aus der enterischen Fermentation und denjenigen aus den Hofdüngern (in diesem Fall: auf Lauf- und Liegeflächen abgesetzte Ausscheidungen und Gülle in Kanälen, Güllekeller, Kompostmatratzen) unterschieden werden kann. Die CH₄-Emissionen aus der enterischen Fermentation machen rund 80% der gesamten Methanemissionen aus (Ngwabie et al., 2011).

Aus den oben aufgeführten Eckwerten lassen sich die folgenden vier Szenarien S1-S4 herleiten:

- S1: Basis Emissionsfaktor für Liegeboxenstall (EF_L) von 141.7 kg CH₄ und 0.23 kg N₂O pro Milchkuh und Jahr und Mehremissionen aus dem Kompostierungsstall von EF_L × 1.34 (CH₄) bzw. EF_L × 14 (N₂O); Grundlagen: EF_L und Mehremissionen Kompostierungsstall gemäss van Dooren et al. (2019)
- S2: EF_L von 187 kg CH₄ und 0.58 kg N₂O pro Milchkuh und Jahr und Mehremissionen aus dem Kompostierungsstall von EF_L × 1.34 (CH₄) bzw. EF_L × 14 (N₂O); Grundlagen: EF_L gemäss Mosquera et al. (2021) und Mehremissionen Kompostierungsstall gemäss van Dooren et al. (2019)
- S3: EF_L von 174.5 kg CH₄ und 0.20 kg N₂O pro Milchkuh und Jahr und Minder-/Mehremissionen aus dem Kompostierungsstall von EF_L × 0.98 (CH₄) bzw. EF_L × 3.5 (N₂O); Grundlagen: EF_L und Minder-/Mehremissionen Kompostierungsstall gemäss van Dooren et al. (2019) basierend auf den Werten der Case-Control Studie
- S4: EF_L von 187 kg CH₄ und 0.58 kg N₂O pro Milchkuh und Jahr und Minder-/Mehremissionen aus dem Kompostierungsstall von EF_L × 0.98 (CH₄) bzw. EF_L × 3.5 (N₂O); Grundlagen: EF_L gemäss Mosquera et al. (2021) und Minder-/Mehremissionen Kompostierungsstall gemäss van Dooren et al. (2019) basierend auf den Werten der Case-Control Studie

CH₄ und N₂O tragen in den Szenarien unterschiedlich zur Treibhauswirkung bei, wobei N₂O dominiert mit Ausnahme von S1 (Tabelle 5). Die Mehremission der Kompostierungsställe liegt zwischen 46 kg CO₂ Äquivalenten (CO₂ Eq) pro Milchkuh und Jahr (S3) und 3'778 kg CO₂ Eq pro Milchkuh und Jahr (S2). Die grossen Unterschiede sind auf die stark variierenden Annahmen zu den Mehremissionen (z.B. N₂O: Faktor 3.5 oder 14) und unterschiedliche Emissionshöhen der Referenz Liegeboxenstall zurückzuführen. Entsprechend unterschiedlich ist der Bedarf hinsichtlich Sequestrierungsleistung (12 bis 1'030 kg C pro Milchkuh und Jahr), um die Mehremissionen zu kompensieren.

Bei diesen Szenarien ist zu beachten, dass die Methan- und Lachgasemissionen aus Lagerung und Ausbringung von Hofdüngern nicht eingeschlossen sind. In der Schweiz erfolgt die Lagerung von Gülle überwiegend ausserhalb des Stalls in einem Güllelager. Bei Kompostierungsställen kann aufgrund der kleineren Gülleproduktion und demzufolge kleinerem Volumen von zu lagernder Gülle um rund 40% (Baumgartner, 2023; vgl. auch Kap. 3.4

bzw. De Boer, 2014) eine Minderemission von Methan von rund 300 kg CO₂ Eq pro Milchkuh und Jahr auf der Stufe Hofdüngerlager angenommen werden. Dies würde 82 kg C pro Milchkuh und Jahr weniger Sequestrierungsleistung erfordern. In den Messdaten der Case-Control Messung im Versuchsstall (Betrieb 4'; Tabelle 2) ist jedoch ein entsprechender Unterschied trotz eines kleineren Volumens von gelagerter Gülle im Kompostierungsstall nicht sichtbar¹⁶. Die Einrechnung von N₂O aufgrund einer kleineren Güllemenge zur Ausbringung würde den Bedarf zur Sequestrierungsleistung um rund 30 kg C pro Milchkuh und Jahr reduzieren. Demgegenüber müssten N₂O Emissionen bei der Ausbringung des produzierten Komposts auch angerechnet werden, was eine Minderemission der Gülleausbringung kompensieren könnte. Emissionen von Methan spielen bei der Ausbringung von Hofdüngern praktisch keine Rolle und können daher unberücksichtigt bleiben.

Tabelle 5: Szenarien zu CH₄ und N₂O Emissionen aus einem Liegeboxenstall und aus einem Kompostierungsstall sowie die Mehremissionen aus dem Kompostierungsstall in kg CH₄ und N₂O. Umrechnung in CO₂ Äquivalente (kg CO₂-eq) und die entsprechende Menge Kohlenstoff (C)¹⁷, welche im Boden sequestriert werden müsste, um die Mehremission des Kompostierungsstalls zu kompensieren (C Seq Boden). Alle Angaben in kg pro Milchkuh (MK) und Jahr (a).

	Liegeboxenstall	Kompostierungsstall	Mehremission Kompostierungsstall	C Seq Boden	
	kg CH ₄ oder N ₂ O Milchkuh ⁻¹ a ⁻¹		kg CO ₂ -eq Milchkuh ⁻¹ a ⁻¹	kg C MK ⁻¹ a ⁻¹	
S1 _{CH4}	141.7	190	48.3	1'350	368
S1 _{N2O}	0.23	3.22	2.99	792	216
S2 _{CH4}	187	251	64	1'780	486
S2 _{N2O}	0.58	8.12	7.54	1'998	545
S3 _{CH4}	174.5	171	-3.5	-87	-24
S3 _{N2O}	0.20	0.70	0.50	133	36
S4 _{CH4}	187	183	-4	-105	-29
S4 _{N2O}	0.58	2.03	1.45	384	105
S1 _{CO2eq}	-	-	-	2'142	584
S2 _{CO2eq}	-	-	-	3'778	1'030
S3 _{CO2eq}	-	-	-	46	12
S4 _{CO2eq}	-	-	-	280	76

Der Bedarf hinsichtlich Sequestrierungsleistung zur Kompensation der Mehremissionen aus Kompostierungsställen wie aufgeführt in Tabelle 5 (Spalte C Seq Boden) kann mit Sequestrierungsraten des Bodens aus der Literatur verglichen werden. Lugato et al. (2014) geben basierend auf dem Modell CENTURY eine C-Sequestrierungsrate für Böden in Europa von deutlich weniger als 200 kg C pro ha und Jahr für Massnahmen wie Einarbeitung von Stroh anstelle von dessen Export oder Kunstwiese (Luzerne in der Fruchtfolge) an, welche mit Ausbringung von Kompost vom Prinzip her vergleichbar sind. Daten von Langzeitexperimenten, aufgeführt in Lugato et al. (2014), liegen für die erwähnten Massnahmen unter 400 kg C pro ha und Jahr (bei Einarbeitung Stroh gibt es ein Langzeitexperiment mit rund 900 kg C pro ha und Jahr). Conant et al. (2001) schätzen die C-Sequestrierungsrate für

¹⁶ In den Niederlanden wird die Gülle im Stall gelagert und ausserhalb des Stalls liegende Güllelager kommen nicht vor (van Bruggen et al., 2020). Daher werden die Emissionen aus den Emissionsstufen Stall und Hofdüngerlagerung aggregiert angerechnet. Im Versuchsstall der Universität Wageningen (Dairy Campus, Leeuwarden) (Kap. 3.3.1, Tabelle 1) betrug das Volumen des Güllekellers des Kompostierungsstalls 97 m³ und dasjenige des Boxenlaufstalls 174 m³ bei einem Tierbesatz von je 16 Milchkuhen. Die Methanemissionen waren trotzdem etwa gleich hoch in beiden Stallssystemen bzw. Stall inkl. Güllelager.

¹⁷ Umrechnungsfaktor CO₂ Eq in C: molare Masse C / molare Masse CO₂ → 12 g mol⁻¹ / 44 g mol⁻¹ = 0.273

Grasland aufgrund von verbesserten Bewirtschaftungsmassnahmen auf 540 kg C pro ha und Jahr.

Ryals et al. (2015) haben die C-Sequestrierung auf Grasland mittels Anwendung von Kompost basierend auf Messdaten und dem DAYCENT Modell untersucht. Die Modellrechnung basiert auf Komposten mit einem C:N-Verhältnis von 11, 20 und 30:1 und einer einmaligen Ausbringmenge von 14 t C ein Mal in zehn Jahren oder 1.4 t C pro ha und Jahr über zehn Jahre. Dabei haben sie eine Sequestrierungsrate von $+63 \pm 2$ bis $+84 \pm 10$ g CO₂ Eq m⁻² a⁻¹ auf 30 Jahre gefunden, was 172 bis 229 kg C pro ha und Jahr entspricht. Bei einem Tierbesatz von 1 Milchkuh bis 2 Milchkühen pro ha ist je nach Szenario eine C-Sequestrierungsrate von 12 bis 2060 kg C pro ha und Jahr erforderlich, um die Mehremissionen an THG eines Kompostierungsstalls zu kompensieren. Die aus einem Kompostierungsstall verfügbare C-Menge pro Kuh und Jahr lässt sich basierend auf De Boer und Wiersma (2021) auf rund 1.5 t C schätzen. Dies entspricht ungefähr dem von Ryals et al. (2015) berechneten Szenario bei einem Besatz von einer Milchkuh pro ha. Nur unter Annahme einer niedrigen Mehremission eines Kompostierungsstalls könnte diese kompensiert werden, wenn man die von Ryals et al. (2015) bestimmte C-Sequestrierungsrate unterstellt. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass die C-Sequestrierungsraten gemäss Ryals et al. (2015) für Grasland an zwei Standorten in Kalifornien (USA) mit eher trockenem (730, bzw. 950 mm mittlerer Jahresniederschlag) und sehr warmem Klima (2° bzw. 35°C und 6° bzw. 20°C mittlere Jahrestemperatur für Januar und Juli) erhoben wurden, die sich nicht mit Sicherheit auf die Verhältnisse in der Schweiz übertragen lassen.

Obwohl die Szenarien stark von den zugrunde liegenden Annahmen abhängen, lässt sich aus den vorliegenden Ausführungen schliessen, dass Mehremissionen von CH₄ und N₂O aus Kompostierungsställen nicht mit Sicherheit durch Ausbringung des produzierten Komposts kompensiert werden können.

Konservierung und Aufbau von organischem Bodenkohlenstoff sind zentrale Punkte der landwirtschaftlichen Bodennutzung. Gemäss Don et al. (2018) sind dabei die folgenden Punkte zu beachten:

- Die Möglichkeit der Kohlenstoffsequestrierung in Böden durch entsprechende Massnahmen ist zeitlich begrenzt, da sich nach mehreren Jahrzehnten ein neues Gleichgewicht des C-Vorrats auf höherem Niveau einstellt. Eine anfänglich hohe C-Sequestrierungsrate pro Jahr lässt sich nicht langfristig aufrechterhalten. Der Bodenkohlenstoffvorrat im neuen Gleichgewicht ist standortabhängig, und so können keine allgemein gültigen Richtwerte angegeben werden.
- Anreicherung von Bodenkohlenstoff kann reversibel sein, wenn durch veränderte Bewirtschaftung oder Klimaänderungen Netto-Freisetzung von Kohlenstoff aus dem Boden erfolgt.
- Die Möglichkeiten einer Kohlenstoffanreicherung in landwirtschaftlich genutzten Böden sind stark standortabhängig. Ergebnisse von Versuchen zur C-Anreicherung von bestimmten Massnahmen lassen sich oft nicht auf andere Standorte und Klimabedingungen übertragen.
- Erfahrungen aus Deutschland zeigen, dass eine Anreicherung der organischen Substanz in Böden nur langsam und nicht an allen Standorten möglich ist. Jede Methode zur C-Sequestrierung in Böden muss daher vorgängig genau geprüft werden. Weiter ist zu untersuchen, ob Nutzungskonflikte mit der energetischen Nutzung von Biomasse vorliegen. Denn das Ausgangsmaterial zur C-Sequestrierung besteht aus Biomasse pflanzlichen Ursprungs. Es besteht dadurch in jedem Fall ein Wettbewerb um die Nutzung pflanzlicher Biomasse für die stoffliche Verwertung, die energetische Nutzung oder für C-Sequestrierung in Böden.

- In nicht degradierten Naturwiesen sind die Kohlenstoffvorräte in Mitteleuropa vergleichbar mit denjenigen natürlicher Ökosysteme; das Potential für eine zusätzliche C-Sequestrierung in Böden ist daher gering.

Weiter ist zu beachten, dass in der Literatur zwischen C-Sequestrierung und C-Speicherung unterschieden wird. C-Sequestrierung wird definiert als die Aufnahme und sichere Speicherung von atmosphärischem C in biotischen und pedologischen C-Pools innerhalb einer Fläche, der andernfalls in die Atmosphäre emittiert oder dort verbleiben würde. Eintrag von C in eine Fläche, der ausserhalb dieser Fläche aus der Atmosphäre aufgenommen wurde wie Hofdünger oder anderes pflanzliches Material, kommt einer Umverteilung von bereits aufgenommenen Kohlenstoff gleich und ist C-Speicherung nicht aber C-Sequestrierung (Olson et al., 2014). Im vorliegenden Fall handelt es sich bei dem mit den Holzschnitzeln eingetragenen C um C-Speicherung, da die C-Aufnahme aus der Atmosphäre meist auf einer anderen Fläche, d.h. ausserhalb der Systemgrenze, geschieht. C-Sequestrierung kann allenfalls dann erfolgen, wenn durch die Ausbringung des Komposts das Wachstum der Futterpflanzen erhöht und dadurch zusätzliches C aus der Atmosphäre auf der Fläche aufgenommen wird, oder das gesamte organische Material, aus welchem die Holzschnitzel oder der Kompost bestehen (inklusive Futter für die Kühe), von der gleichen Fläche stammt.

4.2.3 Kompostierungsställe und Klimaschutzleistungen der Schweizer Wald- und Holzwirtschaft

Eine Verbreitung von Kompostierungsställen über ein Nischendasein hinaus würde einen substanziellen Anteil des in der Schweiz geernteten oder potenziell nutzbaren Holzes verbrauchen. Dies ist unabhängig davon, ob Holzschnitzel allein oder in Kombination mit anderen Materialien eingesetzt würden. Auch andere Holzquellen, wie z.B. Flurholz, könnten keine ausreichenden Mengen liefern (detailliertere Angaben im Anhang). Dabei sind folgende Prozesse hinsichtlich des Treibhauseffekts zu beachten:

1. Während der Kompostierung im Stall wird Kohlenstoff, welcher im Holz stabil eingelagert ist, zu wesentlichen Anteilen zu CO₂ umgewandelt und damit sequestriertes C wieder in die Atmosphäre abgegeben (vgl. das mit zunehmendem Alter der Kompostmatratze abnehmende C:N-Verhältnis; Kap. 4.2.1).
2. Der im Kompost vorliegende Kohlenstoff liegt in einer weniger stabilen Form vor als im Holz. Nach der Ausbringung auf den Boden kann dieses C weiter zu CO₂ abgebaut werden. Wie in Kap. 4.2.2 ausgeführt lässt sich eine langfristig zuverlässige Sequestrierung von C im Boden durch die Ausbringung von Kompost aus Kompostierungsställen nicht in jedem Fall gewährleisten.

Der Holzverbrauch in Kompostierungsställen steht im Wettbewerb zu den Leistungen der Schweizer Wald- und Holzwirtschaft zur Minderung des Treibhauseffektes, welche die Lagerung von Kohlenstoff in Holzprodukten sowie die Substitution von fossilen Rohstoffen durch die Verwendung von Holz beinhaltet (BAFU, 2021; Taverna et al., 2007; Werner et al., 2010): das geerntete Holz wird im Sinne einer Kaskadennutzung verwendet, d.h. zuerst möglichst lange Nutzung als Werkstoff, bevorzugt in Bauteilen, welcher damit andere energieintensive Materialien wie z.B. Beton oder Stahl ersetzt, und energetische Verwertung am Ende seiner Nutzungsdauer (vgl. auch Arehart et al., 2021; Leturcq, 2014; Zhao et al., 2022 sowie Standpunkt von Esther Thürig, WSL: Kaskadennutzung für den Wald¹⁸ und Charta für Holz 2.0¹⁹). Holz eingesetzt in Kompostierungsställen hat im Vergleich zu den erwähnten Leistungen der Wald- und Holzwirtschaft eine deutlich schlechtere Klimaschutzleistung, würde aber wesentliche Holzmengen verbrauchen. Dieser Nachteil bleibt wahrscheinlich

¹⁸ <https://www.diegruene.ch/artikel/landtechnik/standpunkt-von-esther-thuerig-wsl-kaskadennutzung-fuer-den-wald-449425> (10.04.2023)

¹⁹ <https://www.charta-fuer-holz.de/index.php?id=11876> (07.04.2023)

auch bestehen, wenn nur minderwertige Holzsortimente zur Nutzung in Kompostierungsställen eingesetzt würden. In diesem Kontext kann man nicht von einer Klimaschutzleistung von Kompostierungsställen sprechen.

4.2.4 Fazit Ammoniak- und Treibhausgasemissionen

Die Emissionsreduktion für NH_3 von 31% gemäss van Dooren et al. (2019) lässt sich nicht allgemein auf Kompostierungsställe übertragen, da die Emissionshöhe stark vom Bodentyp und der Grösse der Laufflächen sowie der Bewirtschaftung der Kompostmatratze abhängt. Eine Emissionsminderung von Ammoniak in diesem Ausmass, sofern sie überhaupt erreicht wird, ist auch mit anderen Systemen möglich, ohne das Risiko von erhöhten Treibhausgasemissionen (insbesondere Lachgas) einzugehen. Es ist nicht gesichert, dass diese Mehrmissionen durch C-Sequestrierung im Boden infolge der Ausbringung des in Kompostierungsställen produzierten Komposts kompensiert werden können. Der hohe Holzverbrauch in Kompostierungsställen steht im Wettbewerb zur Kaskadennutzung von Holz der Wald- und Holzwirtschaft (Nutzung als Werkstoff, bevorzugt in Bauteilen, und energetische Verwertung am Ende der Nutzungsdauer), welche ein eindeutig höheres Potential zur C-Sequestrierung hat. Ein System, welches die erwähnten Nachteile aufweist, sollte nur dann weiterverfolgt werden, wenn es andere klare Vorteile hat (z.B. hinsichtlich Tiergesundheit, Tierwohl), die sich mit anderen Systemen nicht realisieren lassen. Aufgrund dieses Fazits wird das System Kompostierungsstall im Modell Agrammon²⁰, im Ressourcenprojekt Ammoniak- und Geruchsemissionen Zentralschweiz und im Rahmen der Drehscheibe Ammoniak nicht zur Umsetzung empfohlen.

5. Verdankungen

Wir danken Christoph Baumgartner (Arenenberg) für Rückmeldungen und Ergänzungen zum Bericht und Sonja Keel (Agroscope) für ihre Kommentare zum Abschnitt über C-Sequestrierung und C-Speicherung.

²⁰ www.agrammon.ch

6. Literatur

- Amlinger, F., Gotz, B., Dreher, P., Geszti, J., Weissteiner, C. 2003. Nitrogen in biowaste and yard waste compost: dynamics of mobilisation and availability - a review. *Eur J Soil Biol* 39(3): 107-116.
- Amon, B., Amon, T., Boxberger, J., Alt, C. 2001. Emissions of NH₃, N₂O and CH₄ from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 60(1-3): 103-113.
- Arehart, J.H., Hart, J., Pomponi, F., D'Amico, B. 2021. Carbon sequestration and storage in the built environment. *Sustain. Prod. Consump.* 27: 1047-1063.
- Ayadi, F.Y., Cortus, E.L., Spiehs, M.J., Miller, D.N., Djira, G.D. 2015. Ammonia and greenhouse gas concentrations at surfaces of simulated beef cattle bedded manure packs. *Trans. ASABE* 58(3): 783-795.
- BAFU. 2021. Waldpolitik: Ziele und Massnahmen 2021 – 2024. Für eine nachhaltige Bewirtschaftung des Schweizer Waldes. 1. aktualisierte Auflage 2021. Erstausgabe 2013. Umwelt-Info Nr. 2119. Bern: Bundesamt für Umwelt (BAFU).
- BAFU. 2022. Jahrbuch Wald und Holz 2021. Umwelt-Zustand Nr. 2225. Bern: Bundesamt für Umwelt (BAFU).
- BAFU, BLW. 2021. Nährstoffe und Verwendung von Düngern in der Landwirtschaft. Ein Modul der Vollzugshilfe Umweltschutz in der Landwirtschaft 2012. Teilrevidierte Ausgabe 2021. Umwelt-Vollzug Nr. 1225. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- Balcells, J., Fuertes, E., Seradj, A.R., Maynegre, J., Villalba, D., de la Fuente, G. 2020. Study of nitrogen fluxes across conventional solid floor cubicle and compost-bedded pack housing systems in dairy cattle barns located in the Mediterranean area: Effects of seasonal variation. *J. Dairy Sci.* 103(11): 10882-10897.
- Barberg, A.E., Endres, M.I., Janni, K.A. 2007. Compost dairy barns in Minnesota: a descriptive study. *Appl. Eng. Agricult.* 23(2): 231-238.
- Baumgartner, C. 2023. Kompostierungsställe - seit zehn Jahren in der Schweiz. *Bündner Bauer* 8: 12-14.
- Becker, J., Steiner, A., Kohler, S., Koller-Bahler, A., Wuthrich, M., Reist, M. 2014. Lameness and foot lesions in Swiss dairy cows: I. Prevalence. *Schweiz. Arch. Tierheilkd.* 156(2): 71-78.
- Becker, J., Steiner, A., Kohler, S., Koller-Bahler, A., Wuthrich, M., Reist, M. 2014. Lameness and foot lesions in Swiss dairy cows: II. Risk factors. *Schweiz Arch. Tierh.* 156(2): 79-89.
- Bjerg, B., Christine Klaas, I. 2014. Water and ammonia evaporation in a compost bedded pack dairy barn with under floor aeration. 2014 ASABE and CSBE/SCGAB Annual International Meeting Montreal, Quebec Canada July 13 – July 16, 2014; St. Joseph, MI. ASABE. Paper Number: 141899106.
- Borderas, T.F., Pawluczuk, B., de Passille, A.M., Rushen, J. 2004. Claw hardness of dairy cows: Relationship to water content and claw lesions. *J. Dairy Sci.* 87(7): 2085-2093.
- Bewley, J.M., Robertson, L.M., Eckelkamp, E.A. 2017. A 100-Year Review: Lactating dairy cattle housing management. *J. Dairy Sci.* 100(12): 10418-10431.
- Calvet, S., Gates, R.S., Zhang, G.Q., Estelles, F., Ogink, N.W.M., Pedersen, S., Berckmans, D. 2013. Measuring gas emissions from livestock buildings: A review on uncertainty analysis and error sources. *Biosyst. Eng.* 116(3): 221-231.
- Chen, B.Q., Liu, E.K., Tian, Q.Z., Yan, C.R., Zhang, Y.Q. 2014. Soil nitrogen dynamics and crop residues. A review. *Agron Sustain Dev* 34(2): 429-442.

- Conant, R.T., Paustian, K., Elliott, E.T. 2001. Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon. *Ecol. Appl.* 11(2): 343-355.
- Don, A., Flessa, H., Marx, K., Poeplau, C., Tiemeyer, B., Osterburg, B. 2018. Die 4-Promille-Initiative „Böden für Ernährungssicherung und Klima“ – Wissenschaftliche Bewertung und Diskussion möglicher Beiträge in Deutschland. Thünen Working Paper 112. Braunschweig, D: Thünen-Institut.
- Däumler, T., Hoy, S. 2019. Der Kompostierungsstall für Milchkühe – gut für die Kühe, aber auf-wändig. top agrar online 21.05.2019. URL: <https://www.topagrar.com/heftplus/der-kompostierungsstall-fuer-milchkuehe-gut-fuer-die-kuehe-aber-aufwaendig-11534523.html> (0809.2022).
- De Boer, H. 2014. On farm development of bedded pack dairy barns in The Netherlands. Report 709. Wageningen, NL: Livestock Research Wageningen UR.
- De Boer, H.C., Wiersma, M. 2021. Thermophilic composting of the pack can reduce nitrogen loss from compost-bedded dairy barns. *Biosyst. Eng.* 210: 20-32.
- de Jong, E., Frankena, K., Orsel, K. 2021. Risk factors for digital dermatitis in free-stall-housed, Canadian dairy cattle. *Vet. Rec. Open* 8(1): 8.
- Ekinci, K., Keener, H.M., Elwell, D.L. 2000. Composting short paper fiber with broiler litter and additives part I: Effects of initial pH and carbon/nitrogen ratio on ammonia emission. *Compost Sci. Util.* 8(2): 160-172.
- Elmer, B. 2016. Eine Frage des Managements. *die grüne* 9: 14-15.
- FOEN. 2021. Switzerland's Greenhouse Gas Inventory 1990–2019 National Inventory Report. Federal Office for the Environment FOEN, Climate Division, 3003 Bern, Switzerland.
- Fuertes, E., Seradj, A.R., Santaularia, J.M., Mata, D.V., Oliver, G.D., Teres, J.B. 2021. Annual nitrogen balance from dairy barns, comparison between cubicle and compost-bedded pack housing systems in the northeast of Spain. *Animals* 11(7): 8.
- Galama, P.J. 2014. On farm development of bedded pack dairy barns in The Netherlands. Introduction and first experiences on three farms. Report 707. Wageningen, NL: Livestock Research Wageningen UR.
- Galama, P.J., de Boer, H.C., van Dooren, H.J.C., Ouweltjes, W., Driehuis, K. 2015. Sustainability aspects of ten bedded pack dairy barns in The Netherlands. Wageningen UR Livestock Research.
- Galama, P.J., Ouweltjes, W., Endres, M.I., Sprecher, J.R., Leso, L., Kuipers, A., Klopčič, M. 2020. Symposium review: Future of housing for dairy cattle. *J. Dairy Sci.* 103(6): 5759-5772.
- Götz, M. 2018. Tiefer Einblick in Kompostierungs-Ställen. *die grüne* 6: 50-53.
- Gregory, N., Craggs, L., Hobson, N., Krogh, C. 2006. Softening of cattle hoof soles and swelling of heel horn by environmental agents. *Food Chem. Toxicol.* 44(8): 1223-1227.
- Häni, C., Sintermann, J., Kupper, T., Jocher, M., Neftel, A. 2016. Ammonia emission after slurry application to grassland. *Atmos. Environ.* 125: 92-99.
- Hafner, S.D., Pacholski, A., Bittman, S., Carozzi, M., Chantigny, M., Genermont, S., Häni, C., Hansen, M.N., Huijsmans, J., Kupper, T., Misselbrook, T., Neftel, A., Nyord, T., Sommer, S.G. 2019. A flexible semi-empirical model for estimating ammonia volatilization from field-applied slurry. *Atmos. Environ.* 199: 474-484.
- He, Y.Y., Zhang, Y.D., Huang, X., Xu, J., Zhang, H.N., Dai, X.H., Xie, L. 2022. Deciphering the internal driving mechanism of microbial community for carbon conversion and nitrogen fixation during food waste composting with multifunctional microbial inoculation. *Bioresour. Technol.* 360: 9.

- Hoang, H.G., Thuy, B.T.P., Lin, C., Vo, D.V.N., Tran, H.T., Bahari, M.B., Le, V.G., Vu, C.T. 2022. The nitrogen cycle and mitigation strategies for nitrogen loss during organic waste composting: A review. *Chemosphere* 300.
- Jaderborg, J.P., Spiehs, M.J., Woodbury, B.L., DiCostanzo, A., Parker, D.B. 2021. Use of bedding materials in beef bed-ded manure packs in hot and cool ambient temperatures: effects on ammonia, hydrogen sulfide, and greenhouse gas emissions. *Trans. ASABE* 64(4): 1197-1209.
- Jiang, T., Schuchardt, F., Li, G.X., Guo, R., Zhao, Y.Q. 2011. Effect of C/N ratio, aeration rate and moisture content on ammonia and greenhouse gas emission during the composting. *J. Environ. Sci.* 23(10): 1754-1760.
- Kupper, T. 2015. Separierung von Gülle und ihr Einfluss auf Ammoniakemissionen. Berner Fachhochschule. Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Zollikofen.
- Kupper, T. 2019. Ammoniakemissionen aus Rindviehställen - Literaturstudie (unveröffentlicht). CH-3052 Zollikofen: Berner Fachhochschule. Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Zollikofen.
- Kupper, T. 2022. Dokumentation Technische Parameter Modell Agrammon (Stand 2022) URL: <https://agrammon.ch/de/downloads/>. Berner Fachhochschule. Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Zollikofen.
- Kupper, T., Bonjour, C., Menzi, H. 2015. Evolution of farm and manure management and their influence on ammonia emissions from agriculture in Switzerland between 1990 and 2010. *Atmos. Environ.* 103(0): 215-221.
- Kupper, T., Häni, C., Bretscher, D., Zaucker, F. 2022. Ammoniakemissionen der schweizerischen Landwirtschaft 1990 bis 2020 URL: <https://agrammon.ch/de/downloads/>. Berner Fachhochschule. Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Zollikofen.
- Leso, L., Barbari, M., Lopes, M.A., Damasceno, F.A., Galama, P., Taraba, J.L., Kuipers, A. 2020. Invited review: Compost-bedded pack barns for dairy cows. *J. Dairy Sci.* 103(2): 1072-1099.
- Leturcq, P. 2014. Wood preservation (carbon sequestration) or wood burning (fossil-fuel substitution), which is better for mitigating climate change? *Ann. For. Sci.* 71(2): 117-124.
- Lobeck, K.M., Endres, M.I., Janni, K.A., Godden, S.M., Fetrow, J. 2012. Environmental characteristics and bacterial counts in bedding and milk bulk tank of low profile cross-ventilated, naturally ventilated, and compost bedded pack dairy barns. *Appl. Eng. Agric.* 28(1): 117-128.
- Lugato, E., Bampa, F., Panagos, P., Montanarella, L., Jones, A. 2014. Potential carbon sequestration of European arable soils estimated by modelling a comprehensive set of management practices. *Global Change Biol.* 20(11): 3557-3567.
- Maia, G.D.N., Day, G.B., Gates, R.S., Taraba, J.L., Coyne, M.S. 2012. Moisture effects on greenhouse gases generation in nitrifying gas-phase compost biofilters. *Water Res* 46(9): 3023-3031.
- Mohn, J., Zeyer, K., Keck, M., Keller, M., Zähler, M., Poteko, J., Emmenegger, L., Schrade, S. 2018. A dual tracer ratio method for comparative emission measurements in an experimental dairy housing. *Atmos. Environ.* 179: 12-22.
- Mosquera, J., Hol, J.M.G. 2012. Emission factors for methane, nitrous oxide and PM2.5 for livestock housing, including explanation. Rapport 496 (in Dutch). Wageningen, The Netherlands: Livestock Research, Wageningen UR.

- Mosquera, J., van Dooren, H.J.C., Ogink, N.W.M., van Well, E.A.P., Monteny, G.J. 2021. Monitoring van methaan-, ammoniak-, en lachgasemissies uit melkveestallen. Wageningen Livestock Research.
- Ngwabie, N.M., Jeppsson, K.H., Gustafsson, G., Nimmermark, S. 2011. Effects of animal activity and air temperature on methane and ammonia emissions from a naturally ventilated building for dairy cows. *Atmos. Environ.* 45(37): 6760-6768.
- Nicholson, F., Bhogal, A., Cardenas, L., Chadwick, D., Misselbrook, T., Rollett, A., Taylor, M., Thorman, R., Williams, J. 2017. Nitrogen losses to the environment following food-based digestate and compost applications to agricultural land. *Environ. Pollut.* 228(Supplement C): 504-516.
- Ofner-Schrök, E., Breininger, W., Gasteiner, J., Holzeder, S., Pöllinger, A., Zähler, M. 2014. Kompostställe für die Milchviehhaltung. *Landwirt Sonderbeilage*.
- Ogink, N.W.M., Mosquera, J., Calvet, S., Zhang, G. 2013. Methods for measuring gas emissions from naturally ventilated livestock buildings: Developments over the last decade and perspectives for improvement. *Biosyst. Eng.* 116(3): 297-308.
- Olson, K.R., Al-Kaisi, M.M., Lal, R., Lowery, B. 2014. Experimental consideration, treatments, and methods in determining soil organic carbon sequestration rates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 78(2): 348-360.
- Pardo, G., Moral, R., Aguilera, E., del Prado, A. 2015. Gaseous emissions from management of solid waste: a systematic review. *Glob. Change Biol.* 21(3): 1313-1327.
- Pepe, O., Ventrino, V., Blaiotta, G. 2013. Dynamic of functional microbial groups during mesophilic composting of agro-industrial wastes and free-living (N₂)-fixing bacteria application. *Waste Manage.* 33(7): 1616-1625.
- Petersen, S.O., Miller, D.N. 2006. Greenhouse gas mitigation by covers on livestock slurry tanks and lagoons? *J. Sci. Food Agr.* 86(10): 1407-1411.
- Pöllinger, A. 2015. Separierte Gülle als Liegeboxeneinstreu. *Bautagung Raumberg-Gumpenstein 2015; Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, Österreich.* p 25-28.
- Pöllinger, A., Pöllinger-Zierler, B. 2017. Kompoststall für Rinder - Kompostmanagement, Ammoniakemissionen, VOCs und Mikrobiologie. *Bautagung Raumberg-Gumpenstein 2017; Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, Österreich.* p 9-12.
- Poteko, J., Zähler, M., Schrade, S. 2019. Effects of housing system, floor type and temperature on ammonia and methane emissions from dairy farming: A meta-analysis. *Biosyst. Eng.* 182: 16-28.
- Ryals, R., Hartman, M.D., Parton, W.J., DeLonge, M.S., Silver, W.L. 2015. Long-term climate change mitigation potential with organic matter management on grasslands. *Ecol. Appl.* 25(2): 531-545
- Schrade, S., Zeyer, K., Gygax, L., Emmenegger, L., Hartung, E., Keck, M. 2012. Ammonia emissions and emission factors of naturally ventilated dairy housing with solid floors and an outdoor exercise area in Switzerland. *Atmos. Environ.* 47: 183-194.
- Sommer, S.G., Christensen, M.L., Schmidt, T., Jensen, L.S. 2013. *Animal manure recycling: treatment and management.* John Wiley Sons Ltd, West Sussex, UK.
- Spiehs, M.J., Brown-Brandl, T.M., Parker, D.B., Miller, D.N., Jaderborg, J.P., DiCostanzo, A., Berry, E.D., Wells, J.E. 2014. Use of Wood-Based Materials in Beef Bedded Manure Packs: 1. Effect on Ammonia, Total Reduced Sulfide, and Greenhouse Gas Concentrations. *J. Environ. Qual.* 43(4): 1187-1194.
- Stamm, M. 2022. Gesunde Kühe und weniger Ammoniak im Kompostierungsstall. *Bauernzeitung* 4. Mai 2022: 27.

- Szanto, G.L., Hamelers, H.V.M., Rulkens, W.H., Veeken, A.H.M. 2007. NH₃, N₂O and CH₄ emissions during passively aerated composting of straw-rich pig manure. *Bioresource Technol.* 98(14): 2659-2670.
- Taverna, R., Hofer, P., Werner, F., Kaufmann, E., Thürig, E. 2007. CO₂-Effekte der Schweizer Wald- und Holzwirtschaft. Szenarien zukünftiger Beiträge zum Klimaschutz. *Umwelt-Wissen Nr. 0739*. Bern: Bundesamt für Umwelt (BAFU).
- van Bruggen, C., Bannink, A., Groenestein, C.M., Huijsmans, J.F.M., Lagerwerf, H.H., Luesink, H.H., Velthof, G.L., Vonk, J. 2020. Calculations using the NEMA model. WOT-technical report 178. Wageningen, NL: The Statutory Research Task Unit for Nature and the Environment (WOT Natuur & Milieu).
- van Dooren, H.J.C., Bokma, S., Ogink, N.W.M. 2022. Effect van frequent mixen van drijfmest op de ammoniakemissie bij melkvee. Wageningen Livestock Research.
- van Dooren, H.J.C., Galama, P.J., Smits, M., Ouweltjes, W., Driehuis, F., Bokma, S. 2012. Bedding materials in loose housing systems for dairy cattle. Rapport 411 (in Dutch). Wageningen, NL: Livestock Research Wageningen UR.
- van Dooren, H.J.C., Galama, P.J., Blanken, K. 2016. On farm development of bed-ded pack dairy barns in The Netherlands. Gaseous emissions from bedding. Rapport 710. Wageningen, NL: Livestock Research Wageningen UR.
- van Dooren, H.J.C., Hol, J.M.G., Blanken, K., Galama, P.J. 2019. Gasvormige emissies uit vrijloopstallen met houtsnipperbodems; Ammoniak-, lachgas- en methaanemissie op stalniveau. Rapport 1163 (in Dutch). Wageningen, The Netherlands: Livestock Research, Wageningen UR.
- Vetsuisse-Fakultät. 2022. Umsichtiger Einsatz von Antibiotika bei Rindern, Schweinen, kleinen Wiederkäuern und Neuweltkameliden. Therapieleitfaden für Tierärztinnen und Tierärzte. Vetsuisse-Fakultät, Gesellschaft Schweizer Tierärztinnen und Tierärzte (GST), Bundesamt für Lebensmittelsicherheit und Veterinärwesen (BLV).
- Walther, R., Bernath, K., Walker, D. 2009. Energieholzpotenziale ausserhalb des Waldes. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt BAFU und des Bundesamtes für Energie BFE. Bern: Ernst Basler + Partner AG, Interface Politikstudien.
- Webb, J., Sommer, S.G., Kupper, T., Groenestein, C.M., Hutchings, N., Eurich-Menden, B., Rodhe, L., Misselbrook, T., Amon, B., 2012. Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane during the management of solid manures. A review, in: Lichtfouse, E. (Ed.), *Agroecology and Strategies for Climate Change*. Springer-Verlag GmbH, Heidelberg, Germany, pp. 67-108.
- Werner, F., Taverna, R., Hofer, P., Thürig, E., Kaufmann, E. 2010. National and global greenhouse gas dynamics of different forest management and wood use scenarios: a model-based assessment. *Environ. Sci. Policy* 13(1): 72-85.
- Yang, F., Li, G.X., Yang, Q.Y., Luo, W.H. 2013. Effect of bulking agents on maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting. *Chemosphere* 93(7): 1393-1399.
- Zähner, M. 2005. EMIBAU. Vorsorgliche Emissionsminderungsmaßnahmen bei Bauinvestitionen in der Landwirtschaft. Schlussbericht. CH-8356 Ettenhausen: Agroscope FAT Tänikon.
- Zentner, A., Ofner-Schrök, E., Klopčič, M., Kuipers, A., Barbari, M., Brügemann, K., Emanuelson, U., Galama, P., Hovstad, K.A., Leso, L., Blanco-Penedo, I. 2021. Freewalk - internationale Untersuchungen zum Kompoststall als innovatives Rinderhaltungssystem mit freier Liegefläche. In: (eds.). *Bautagung Raumberg-Gumpenstein; Gumpenstein AT. Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein*. p 57-74.

- Zhang, Z., Liu, D.H., Qiao, Y., Li, S.L., Chen, Y.F., Hu, C. 2021. Mitigation of carbon and nitrogen losses during pig manure composting: A meta-analysis. *Sci. Total Environ.* 783: 11.
- Zhang, W.M., Yu, C.X., Wang, X.J., Hai, L. 2020. Increased abundance of nitrogen transforming bacteria by higher C/N ratio reduces the total losses of N and C in chicken manure and corn stover mix composting. *Bioresour. Technol.* 297.
- Zhao, J., Wei, X., Li, L. 2022. The potential for storing carbon by harvested wood products. *Front. For. Glob. Change* 5.

Anhang

Holzverbrauch durch Kompostierungsställe

Der Verbrauch an Einstreumaterial für die Einstreumatratze eines Kompostierungsstalls beträgt 10-16 m³ pro Kuh und Jahr (Kap. 3.1). Um gasförmige N-Verluste niedrig zu halten (De Boer, Wiersma, 2021; Kap. 3.4) ist ein C:N-Verhältnis von 35:1 und mehr erforderlich. Dies zu erreichen, bedingt einen hohen Holzanteil. In der Schweiz beträgt dieser häufig 50-70% (Kap. 3.1). Tabelle 6 zeigt den Holzverbrauch für Kompostierungsställe bei einem Verbrauch von 15 m³ Einstreumenge pro Kuh und Jahr gemäss Baumgartner (2023) bei 50% und 100% Anteil von Holzschnitzel im Einstreumaterial und unter der Annahme, dass der gesamte Bestand von 2021 der Milch- und Mutterkühe in Kompostierungsställen gehalten wird. Bei 50% Anteil Holzschnitzel in der Einstreu wäre dazu 38% der Menge des im Jahr 2021 in der Schweiz geernteten Holzes nötig. Bei 100% Holzschnitzelanteil in der Einstreu würde der Verbrauch 73% des 2021 geernteten Holzes entsprechen. Auch im Vergleich zum wirtschaftlich nutzbaren Potential von Holz in der Schweiz wären die Anteile mit 23% und 44% hoch. Ebenso unter der Annahme, dass beispielsweise 25% des Kuhbestandes in Kompostierungsställen gehalten würden, wären mit 9% bis 18% der Holzernte 2021 ebenfalls substantielle Holzmenge für dieses System erforderlich. Dasselbe gilt für die Annahme kleinerer Holzmenge (z.B. 10 m³ Einstreumenge pro Kuh und Jahr), was 25% bis 49% der Holzernte 2021 entsprechen würde, welche für den Gesamtbestand der Milch- und Mutterkühe erforderlich wäre.

Tabelle 6: Bedarf an Holzschnitzeln für Kompostierungsställe bei 50 oder 100% Anteil von Holzschnitzeln in der Einstreu und bei 15 m³ Einstreumenge pro Kuh und Jahr (Baumgartner, 2023) für den Gesamtbestand Kühe (545'533 Milchkühe, 135'060 Mutterkühe; 2021) und der Anteil gemessen an der verfügbaren Holzmenge in der Schweiz (2021) als effektive Holzernte und wirtschaftlich nutzbare Potential.

Anteil Holzschnitzel in der Einstreu		50% Holzschnitzel	100% Holzschnitzel
Holzschnitzel für Kompostierungsställe total		m ³	
Bedarf für Gesamtbestand der Milchkühe pro Jahr		4'091'498	8'182'995
Bedarf für Gesamtbestand der Mutterkühe pro Jahr		1'215'540	2'025'900
Bedarf für Gesamtbestand der Milch-/Mutterkühe pro Jahr		5'307'038	10'208'895
Verfügbare Holzmenge CH*	m ³ fm**	m ³ sm***	Anteil an Holzmenge effektiv / Wirt. nutzbar P.
Ernte effektiv	5'000'000	14'000'000	38%
Wirtschaftlich nutzbares Potential	8'200'000	22'960'000	23%

*Quelle: Steckbrief Schweizer Wald²¹

**fm steht für m³ als Festmeter

***sm steht für m³ als Schüttkubikmeter: Umrechnung von fm in sm mit einem Faktor von 2.8 gemäss Umrechnungsfaktoren Waldholz und Restholz²². Andere Quellen geben einen Umrechnungsfaktor von 2.5²³ oder von 2.5 für Feinhackgut (bis 30 mm) und 3.0 für Grobhackgut (30 - 150 mm)²⁴ an.

Ergänzend dazu: in der Schweiz stammen die in Kompostierungsställen verwendeten Holzschnitzel aktuell aus Restholz (mündl. Mitteilung C. Baumgartner, Arenenberg). Restholz ist gemäss BAFU (2022) definiert als naturbelassene Produktionsreste in Form von Spänen, Schwarten, Holzschnitzeln oder Sägemehl aus Holz verarbeitenden Betrieben wie

²¹ <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/wald/fachinformationen/waldzustand-und-waldfunktionen/steckbrief-schweizer-wald.html> (01.04.2023)

²² https://www.holz-bois.ch/fileadmin/his/Dokumente/Verband/FG_Industrieholz/Umrechnungsfaktoren-IGIH08_D.pdf (01.04.2023)

²³ <https://www.lwf.bayern.de/mam/cms04/service/dateien/mb-12-energiegehalt-holz.pdf> (13.04.2023)

²⁴ <https://www.hackschnitzel-preisanfrage.de/seite/hackschnitzel-masseinheit-und-gewicht/> (13.04.2023)

Sägereien, Hobelwerken und Schreinereien. Der Anteil an Restholz gemessen an der Menge für die stoffliche Nutzung und Verarbeitung von Holz kann bis zu 40% betragen²⁵. Ein grosser Teil davon wird heute zur Energienutzung verwendet (BAFU, 2022).

Weiter fällt Holz ausserhalb der Waldfläche an auf Flächen mit Verkehrsgrün, in Uferbereichen, im Siedlungsgebiet, Hecken und landwirtschaftliche Nutzflächen. Das nachhaltig nutzbare Potenzial dieses sogenannten Flurholzes wurde auf 1'955'000 sm geschätzt. Die Menge von nachhaltig nutzbarem Flurholz beträgt somit 14% der verfügbaren Holzmenge CH gemäss Tabelle 6. 54% wird als Energieholz und 7% stofflich genutzt, 39% auf der Fläche liegen gelassen (Walther et al., 2009).

²⁵ <https://www.waldschweiz.ch/de/kalender/aktuelles/menge-an-nachwachsendem-holz-laesst-sich-nur-einmal-verteilen-3478> (13.04.2023)