

Mistkompostierung

Dieses Faktenblatt wurde im Rahmen des Pilotprojekts «Klimaneutrale Landwirtschaft Graubünden» erarbeitet und die Resultate werden im Schlussbericht zum Monitoring durch Agroscope weiter eingeordnet.

Die aerobe Kompostierung von Mist kann bei guter Prozessführung die Treibhausgasemissionen gegenüber der herkömmlichen Mistlagerung senken. Methanemissionen werden für belüftete oder regelmässige gewendete Kompostierungen reduziert, da anaerobe Zonen weitgehend vermieden werden. Für Lachgasemissionen lässt sich hingegen kein einheitlicher Trend feststellen, während Ammoniakemissionen bei intensiver Belüftung tendenziell zunehmen. Generell ist eine kurze Vorlagerungszeit zentral. Je nachdem, wie lange der Mist vor der Kompostierung gelagert wird, kann bereits ein substanzieller Teil der Emissionen angefallen sein und die Wirkung nimmt ab. Bei der Ausbringung auf den Boden ist die Datenlage gering, kompostierter Mist führt tendenziell zu geringeren Lachgas- und Ammoniakverlusten im Vergleich zu frischem Mist. Ob stabilisierte Kohlenstoffverbindungen im Kompost zur längerfristigen Anreicherung von Bodenkohlenstoff beitragen, ist bisher nicht erwiesen.

Monitoring: Eine verlässliche Quantifizierung der Emissionen ist schwierig, da Messwerte stark von Systemtyp, Materialzusammensetzung und Prozessführung abhängen. Dadurch ist die Berechnung einer Reduktionsleistung über Reduktionsfaktoren mit Unsicherheiten behaftet. Die Dokumentationen von Mengen, Ausgangsmaterialien und Prozessmanagement sind zentrale Elemente eines praxistauglichen Monitorings.

Empfehlungen: Die aerobe Kompostierung von Mist weist ein grundsätzliches Reduktionspotenzial für Methanemissionen auf. Das tatsächliche Minderungsniveau ist jedoch stark prozessabhängig und variiert je nach Belüftungsstrategie, Feuchtegehalt und Materialstruktur. Eine gezielte Prozessführung ist daher entscheidend, um sowohl Methan- als auch Verluste von Lachgas und Ammoniak zu minimieren. Wissenschaftliche Begleitstudien sind notwendig, um das tatsächliche Minderungsniveau unter Praxisbedingungen verlässlicher zu quantifizieren. Ergänzend bietet die Kompostierung agronomische Vorteile, etwa eine verbesserte Nährstoffverfügbarkeit und Bodenfruchtbarkeit, die in Förderprogrammen mitberücksichtigt werden sollten.

Vertrauen in die Wirksamkeit	Mittlere Übereinstimmung & Mittlere Evidenz
Zeithorizont	Sofort wirksam
Technische Bereitschaft	Anwendungsbereit
Annahmen Skalierung Graubünden	Kompostierung von 20% der im Kanton Graubünden anfallende Mistmenge.
Potenzial Graubünden	0.2 kt CO ₂ -Äq. pro Jahr



Inhalt

1.	Emissionsprozess	1
2.	Technisches Potenzial	1
2.1	Wirkungsmechanismen.....	1
2.2	Kompostiersysteme und Einfluss des Prozessmanagements auf die Entwicklung von Emissionen	2
2.3	Technisches Potenzial	4
2.4	Vertrauen in die Wirksamkeit	6
3.	Systembetrachtung	8
3.1	Synergien	8
3.2	Limitierungen, Zielhierarchien	8
3.3	Kostenbetrachtungen	10
4.	Überlegungen zum umsetzbaren Potenzial Kanton Graubünden	10
4.1	Erfahrungen aus den Pilotprojekten	11
5.	Förderung und Überwachung	12
5.1	Monitoring, Reporting and Verifikation	12
5.2	Existierende und mögliche weitere Förderprogramme und Instrumente	12
6.	Fazit und Empfehlung	13
7.	Literatur	14

Impressum:

Copyright: Klimaneutrale Landwirtschaft Graubünden, Cazis 2026
 Autor:innen: A. Mathis (ZHAW), C. Zosso (Agroscope)
 Fotos: Bilderarchiv Klimaneutrale Landwirtschaft Graubünden oder angegeben
 Datum: Juni 2026

Dieses Faktenblatt wurde im Rahmen des Pilotprojekts «Klimaneutrale Landwirtschaft Graubünden» erarbeitet und die Resultate werden im Schlussbericht zum Monitoring durch Agroscope weiter eingeordnet.



1. Emissionsprozess

Bei der Lagerung von Hofdüngern entstehen natürlicherweise direkte oder indirekte Treibhausgas (THG)-Emissionen. Fester Hofdünger wird als Stapel- oder Laufstallmist mehrheitlich sauerstoffarm (anaerob) auf einer Mistplatte oder in einer Sammelgrube bis zur Ausbringung gelagert.

Aus Sicht des Klimaschutzes sind die direkten Treibhausgase Lachgas und Methan sowie das indirekt wirkende Ammoniak relevant. Lachgas entsteht durch die mikrobiellen Prozesse der Nitrifikation und Denitrifikation (Broucek, 2020; Ijaz et al., 2023). Methan entsteht unter anaeroben, oft vernässten lokalen Verhältnissen beim Abbau von organischem Material (Baldenhofer, 1999). Ammoniak entsteht durch den mikrobiellen Abbau stickstoffhaltiger organischer Verbindungen, insbesondere von Harnstoff und anderen Eiweissverbindungen. Das aus dem Mist verflüchtigte Ammoniak wird meist an einem anderen Ort wieder abgelagert. Dort kann ein Anteil zu indirekten THG-Emissionen in Form von Lachgas führen.

Eine genaue Quantifizierung der Freisetzung von Methan, Lachgas und Ammoniak aus der Mistlagerung stellt eine Herausforderung dar. Die THG-Emissionen und Ammoniakbildung bei der Lagerung von Mist hängen stark von äusseren Faktoren ab. Neben dem Lagerungsmanagement (bspw. Verdichtung oder Wahl der Lagerungsdauer) und der Zusammensetzung von Mist, sind das im Wesentlichen die Temperatur, die Feuchtigkeit sowie der Sauerstoffgehalt. Diese Faktoren beeinflussen die Entstehung der verschiedenen Gase teilweise gegenteilig. Für die Bewertung der Emissionen stützt sich dieses Faktenblatt auf die Emissionswerte aus den Richtlinien für nationale Treibhausgasinventare (IPCC Volume 4, Kapitel 10 «Manure Management» (IPCC 2019), welche unter anderem auf der Metastudie von Pardo et al. (2015) basieren.

Wichtig: Bei der Mistlagerung entsteht durch einen geringfügigen aeroben Abbau von organischem Material auch Kohlendioxid (CO₂). Das bei der Mistkompostierung entstehende CO₂ gilt nicht als klimarelevant, da es nicht zu einer Anreicherung in der Atmosphäre

führt. Dieses biogene CO₂ stammt aus der Atmosphäre, wurde von Pflanzen gebunden und nach kurzer Zeit wieder freigesetzt (Cuhls et al., 2014).

2. Technisches Potenzial

2.1 Wirkungsmechanismen

Bei der Mistkompostierung wird Mist unter weitgehend aeroben Bedingungen (mit Sauerstoff) zersetzt, was sich von der meist anaeroben Mistlagerung unterscheidet. Der Prozess verläuft in drei Phasen: Aktivierungs- und Abbauphase, Umbauphase und Reifephase. Unmittelbar nach dem Ansetzen steigt die Temperatur durch die schnelle Zersetzung leicht abbaubarer Moleküle bereits leicht an (Aktivierungsphase). Ab einer Temperatur von 55°C wird auch von einer Hygienisierungsphase gesprochen (Amlinger et al., 2024). In der Umbauphase (ca. 35 – 50°C) nimmt der Stoffwechsel und damit vor allem die Aktivität der Bakterien sowie Actinomyceten zunehmend ab. Nach rund 6 Wochen hat sich ein Frischkompost entwickelt. Ist die Umbauphase beendet, tritt die Reifephase ein, der Kompost stabilisiert sich. In dieser Nachrottephase mineralisieren durch das Auftreten von Enzymen und Pilzen weitgehend auch die schwer abbaubaren organischen Substanzen, wie Lignine. Das Produkt wird als Fertigkompost bezeichnet (Barthod et al., 2018).

Bei der Mistkompostierung kann Lachgas während des gesamten Prozesses auftreten, Methan entsteht besonders in der ersten Phase in anaeroben Bereichen. Ammoniak entsteht primär in der Aktivierungs- und thermophilen Phase als Ergebnis des ersten Abbauschritts von Protein. Es entweicht bei hoher Temperatur und hohen pH-Werten und niedrigem C/N-Verhältnis. Unter dem C/N – Verhältnis wird das Verhältnis vom Anteil an organischem Kohlenstoff zum Anteil an Stickstoff verstanden. Stroharmer Mist besitzt ohne Zusatz von Strukturmaterial, wie bspw. Holzschredder, ein tiefes C/N-Verhältnis (< 15), was durch den Überschuss an mineralisierbarem Stickstoff sowohl zu erhöhten Ammoniak- als auch Lachgasemissionen führen kann.



2.2 Kompostiersysteme und Einfluss des Prozessmanagements auf die Entwicklung von Emissionen

Das Prozessmanagement hat einen entscheidenden Einfluss auf die Treibhausgas- und Ammoniak-Emissionen bei der Kompostierung (**Abbildung 1**; Pardo et al., 2015; Bernal et al., 2009). Mit zunehmender Kontrolle und Pflege, z. B. durch Feuchtigkeitssteuerung oder angepasste Wendehäufigkeit in der Startphase, können Methan- und Lachgasemissionen reduziert werden. Gleichzeitig wird die Ammoniakfreisetzung gefördert, da durch das Wenden die innere Oberfläche der Kompostmiete vergrößert, der Sauerstoffgehalt erhöht, die mikrobielle Aktivität gesteigert und die Temperatur angehoben wird. Die Ammoniak-Ausgasung ist dabei temperatur- und pH-abhängig. Auch die Aufbereitung der Ausgangsmaterialien und der Einsatz von Hilfsstoffen (z. B. Ton, Zeolith, Gesteinsmehl, Pflanzkohle) haben einen Einfluss auf die THG- und Ammoniak-Emissionen (Ba et al., 2020; Barthod et al., 2018).

IPCC unterteilt Verfahren nach der Häufigkeit ihrer Umsetzung in drei Gruppen: Mieten-Kompostierung mit geringer Wendehäufigkeit, Mietenkompostierung mit regelmässigem Wenden und sogenannte Behälterkompostierung in einem geschlossenem System mit permanenter Belüftung und Umsetzung (IPCC, 2019). Ausgehend von der Anwendungspraxis in der Schweiz werden in diesem Faktenblatt folgende Systeme miteinander verglichen, die leicht davon abweichen:

A. Feldrandkompostierung

Die Feldrandkompostierung entspricht am ehesten der Mieten-Kompostierung mit geringer Wendehäufigkeit gemäss IPCC (IPCC, 2019). Sie besteht aus einem Annahmeplatz, auf welchem das Material zur Kompostierung entgegengenommen und aufbereitet wird. Am Feldrandstandort läuft der Kompostierprozess ab. Der Lagerplatz und die Feldrandfläche dürfen das

Grundwasser oder Oberflächengewässer nicht gefährden, es sind die kantonalen Bestimmungen zu berücksichtigen. Die Kompostmiete in der Höhe von 1.5 bis 2.5 m wird meist entlang eines befestigten Feldwegs angelegt. Sie muss auf der Fruchtfolgefläche des Betriebs liegen, welche landwirtschaftlich genutzt wird. Die Pflege der Miete durch Wenden erfolgt unregelmässig, meist extensiv.

B. Platz- und Hallenkompostierung

Im Vergleich zur Feldrandkompostierung erfolgt die Prozessführung bei der Platz- und Hallenkompostierung meist intensiver und kontrollierter und entspricht am ehesten der Mietenkompostierung mit regelmässigem Wenden nach IPCC (IPCC, 2019). Die Kompostierung in 1.5 bis 4 m hohen Mieten ist in der Schweiz verbreitet und erfolgt auf einer stationären, befestigten Fläche, die im Falle einer Hallenkompostierung überdeckt sind. Die Platz- und Hallenkompostierung unterliegt im Vergleich zur Feldrandkompostierung erhöhten Umweltauflagen und verlangt eine Baubewilligung. Je nach Kanton sind ein Betriebskonzept oder eine Umweltverträglichkeitsprüfung notwendig.

C. Boxen und Containerkompostierung

Solche Systeme können als intensivste Form der Kompostierung betrachtet werden und entsprechen am ehesten der Behälterkompostierung in einem geschlossenem System mit permanenter Belüftung und Umsetzung nach IPCC (IPCC, 2019). Eine Boxen- oder Containerkompostierung findet in geschlossenen Kammern oder Boxen aus Beton oder Metall statt. Der Prozess wird wärme- und zu- bzw. ablufttechnisch gesteuert. Der Umsetzungsprozess des organischen Materials kann permanent (bei sich drehenden Systemen) erfolgen, oder periodisch gesteuert durch mechanische Umsetzsysteme vorgenommen werden. Ein Abfangen und eine Aufbereitung von Abluft sind möglich.

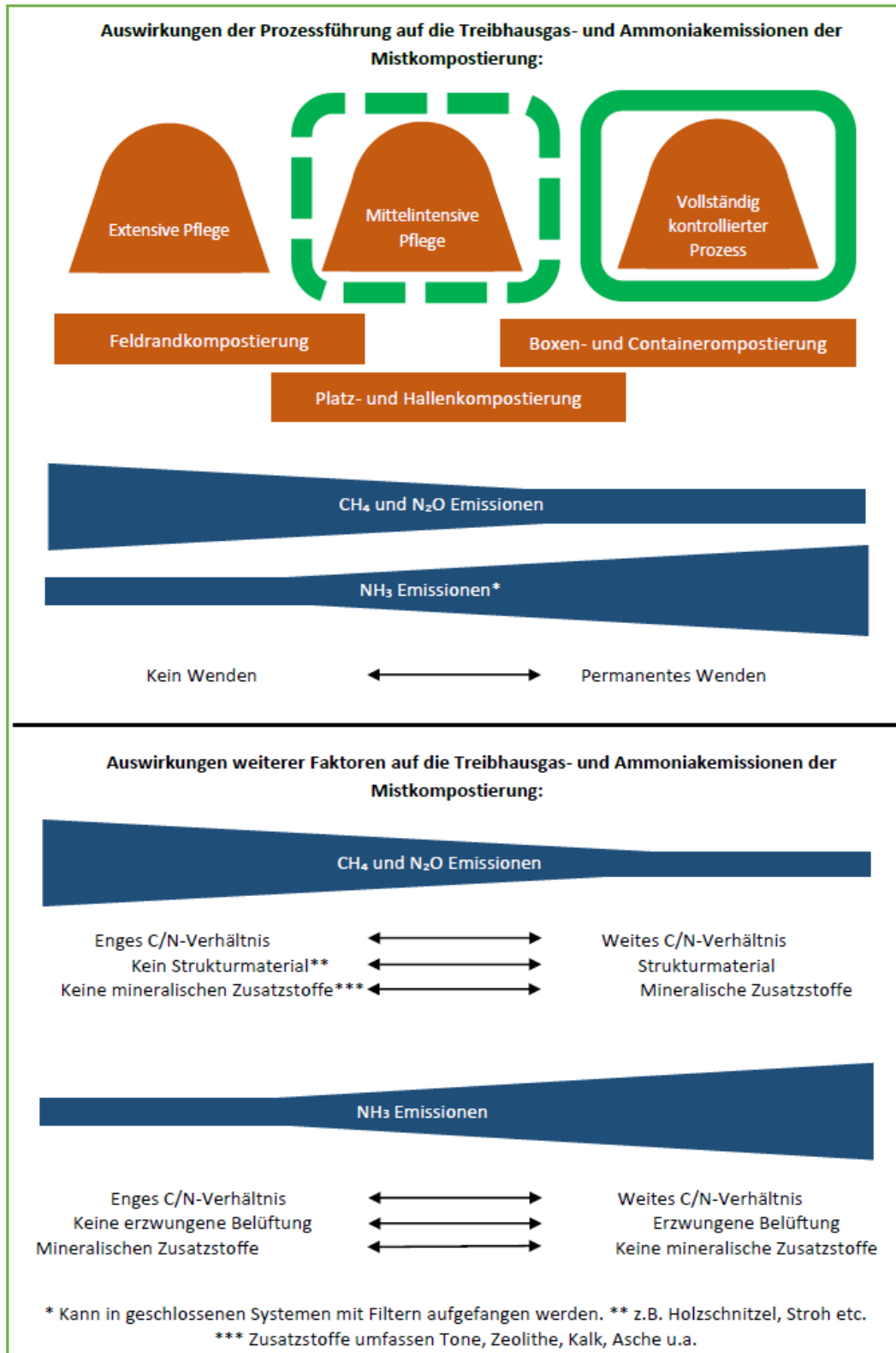


Abbildung 1: Einfluss des Prozessmanagements auf die Entwicklung von Emissionen (Pardo et al., 2015; Bernal et al., 2009)

2.3 Technisches Potenzial

Zur Beurteilung der Mistkompostierung im Vergleich zur konventionellen Mistlagerung zur Minderung von THG- und Ammoniakemissionen sind die Lagerung und Aufbereitung (Kompostiersystem), die Ausbringung, sowie die Wirkung auf die Speicherung von Bodenkohlenstoff zu berücksichtigen.

2.3.1 Lagerung und Aufbereitung

Die Menge der bei der Aufbereitung und dem Kompostierungsprozess von Mistkompost entstehenden THG-Emissionen unterscheiden sich im Vergleich zur Mistlagerung. Generell ist eine kurze Vorlagerungszeit des Mists vor der Kompostierung zentral. Je nachdem, wie lange der Mist vor der Kompostierung gelagert wird, kann bereits ein substanzieller Teil der Emissionen angefallen sein und die Wirkung nimmt ab.

Auf der Stufe Lagerung und Aufbereitung hängt das Potenzial zur Reduktion von THG-Emissionen stark von der Prozessführung und somit auch dem gewählten Kompostierungssystem ab. **Tabelle 1** zeigt Tendenzen der Minderungswirkung von THG-Emissionen und

Ammoniak bei der Mistkompostierung gemäss Pardo et al. (2015).

Die Spannweite der Werte verdeutlicht, dass eine Einschätzung des Reduktionspotenzials von THG- und Ammoniakemissionen durch die Kompostierung von Mist im Vergleich zur Mistlagerung nur als Tendenzen ausgedrückt werden kann, auch da die Werte auf einer begrenzten Studienzahl basieren:

- Die Methanemissionen sind bei der Mistkompostierung im Vergleich zur Mistlagerung geringer. Nach den Werten des IPCC betragen die Emissionsverluste je nach Kompostierungssystem etwa die Hälfte jener der konventionellen Mistlagerung (IPCC, 2019).
- Die Lachgasemissionen bewegen sich bei der Kompostierung in der gleichen Grössenordnung wie bei der Mistlagerung (IPCC, 2019).
- Ammoniak wird bei der Mistkompostierung stärker emittiert, es besteht kein Reduktionspotenzial (ausser bei Boxen- und Containerkompostierung mit Filter).

Tabelle 1: Relative Änderungen der Emissionen von Methan (CH_4), Lachgas (N_2O) und Ammoniak (NH_3) infolge unterschiedlicher Kompostierungsverfahren im Vergleich zur konventionellen Mistlagerung (nach Pardo et al., 2015). Dargestellt sind Mittelwerte gepaarter Vergleiche mit ihren 95 %-Konfidenzintervallen (in Klammern). Negative Werte bedeuten eine Reduktion, positive Werte eine Zunahme der Emissionen.

Management	CH_4 -Emissionen [%] (95 %-KI)	N_2O -Emissionen [%] (95 %-KI)	NH_3 -Emissionen [%] (95 %-KI)	Kommentar
Gewendeter Kompost (entspricht Feldrand und Platz-/ Hallenkompostierung)	ca. -70 % (-90 bis -30 %)	ca. +10 % (-50 bis +120 %)	ca. +60 % (+15 bis +140 %)	CH_4 ↓ signifikant; N_2O hoch variabel, nicht signifikant; NH_3 tendenziell ↑
Belüfteter Kompost (entspricht Boxen-/ Containerkompostierung)	ca. -85 % (-95 bis -60 %)	ca. +35 % (-30 bis +170 %)	ca. +85 % (+25 bis +190 %)	stärkste CH_4 -Reduktion, aber erhöhtes NH_3



2.3.2 Ausbringung

Bezüglich den THG- und Ammoniakemissionen bei der Ausbringung fehlen wissenschaftlich verlässliche Daten. In der Metastudie von Walling & Vaneeckhaute (2020) kommen die Autor:innen zum Schluss, dass bezüglich THG-Emissionen von Mist und Mistkompost verschiedener Herkünfte kein deutliches Wirkungsmuster erkennbar ist. Die IPCC – Richtlinien nennen nur Lachgas Emissionsfaktoren (EF) als Folge einer Anwendung organischer Dünger auf dem Feld, ohne zwischen den Düngerarten zu unterscheiden. Über die Emission von Methan und Ammoniak finden sich bei IPCC keine Angaben.

Verschiedene Standortfaktoren, wie die Bodenart, beeinflussen bspw. wesentlich die Emissionen von **Lachgas** nach der Ausbringung organischer Dünger (Davis et al., 2019). Bei Lachgas beträgt der Standard - Emissionsfaktor nach IPCC 0.01 kg N₂O -N / kg N und entspricht dem Faktor, der auch bei der Ausbringung von Mist angegeben wird. Die Bildung von Lachgas ist jedoch komplex und ein Produkt aus dem Zusammenspiel von Nitrat, anaeroben und wechselfeuchten Umgebungsbedingungen (Chen et al., 2021; Häfner et al., 2021).

Bei der Ausbringung hängt die **Methanbildung** sowohl bei Mistkompost wie auch Stapelmist vom Wasser- und Kohlenstoffgehalt des organischen Düngers ab; sie ist generell gering.

Ammoniakemissionen stehen in einem direkten Verhältnis zum Gesamtammoniumgehalt (TAN) von Hofdüngern. Eine Metastudie von Minoli et al. (2015) zeigt für Ammoniak einen mittleren EF nach der Ausbringung von Rindermist in der Höhe von 50% des TAN. Je höher der TAN – Wert im ausgebrachten Stickstoffdünger, je höher die NH₃ – Emission. Freies Ammonium kann nach der Ausbringung des Hofdüngers in Abhängigkeit des pH – Wertes im Boden und der Applikationstechnik zu einer gewissen Ammoniakfreisetzung führen. Da bei reifem Mistkompost im Vergleich zu Stapelmist praktisch kein Ammonium vorhanden ist, reduziert sich das Risiko einer Ammoniakbildung wesentlich.

2.3.3 Wirkung auf die Speicherung von Bodenkohlenstoff

Grundsätzlich kann durch den Einsatz organischer Düngemittel auf Einzelflächen Bodenkohlenstoff angereichert werden. Dies gilt jedoch aufgrund des Verlagerungseffektes häufig nicht als klimawirksam (Don et al., 2024; Wüstemann et al., 2024), da auch die alternative Verwendung von Mist (oder dem pflanzlichen Ausgangsmaterial) zu einem ähnlichen Aufbau von Bodenkohlenstoff führt (Gross & Glaser, 2021). Nur wenn gesamthaft mehr organisches Material in den Boden gelangt, kann zusätzlicher Bodenkohlenstoff aufgebaut werden.

Kompostierter Mist verfügt über stabilisierte Kohlenstoffverbindungen, da während der Kompostierung leicht abbaubare organische Verbindungen bereits veratmet bzw. umgewandelt werden. Somit geht während der Kompostierung zwar viel Kohlenstoff verloren im Vergleich zur Mistlagerung, das übrig gebliebene Material wird im Boden hingegen tendenziell langsamer abgebaut. Modellierungsstudien und Feldversuche unter Einbezug der Mistlagerung/-kompostierung zeigen eine Tendenz, dass Mistkompost im Vergleich zur Mistlagerung zu einem leichten Aufbau von Bodenkohlenstoff führen kann (Keel et al., 2025; Mäder et al., 2005). Das Potenzial zum Aufbau von Bodenkohlenstoff durch Mistkompost und gelagertem Mist ist von vielen Faktoren abhängig, wie den vorherrschenden Klima-, Boden- und Landnutzungsbedingungen (Steffens & Bünemann, 2025). Wird durch den Einsatz von Mistkompost im Vergleich zu Mist Bodenkohlenstoff aufgebaut, ist dies positiv zu werten. Ein Nachweis der Klimawirkung ist jedoch schwierig, da der lange Zeithorizont, wie auch die für Kohlenstoffsinken in Landwirtschaftsböden typischen Kriterien wie die Verifizierbarkeit, Permanenz, Zusätzlichkeit und Leakage zu berücksichtigen sind (Leifeld et al., 2019).

2.4 Vertrauen in die Wirksamkeit

Es liegen zahlreiche wissenschaftliche Studien zur Thematik der Emissionsreduktion bei der Lagerung und Ausbringung von Mist sowie Mistkompost vor. Die Datenlage im Bereich Mistkompostierung und -ausbringung ist aufgrund unterschiedlicher Einflussfaktoren jedoch unsicher. Die Klimawirkung bei der



Kompostierung von Mist im Vergleich zur Mistlagerung hängt neben dem Kompostierverfahren auch stark von anderen Faktoren ab.

Zum Kompostierungsprozess (ohne Ausbringung) der Feldrand-, Platz- und Hallenkompostierung gibt es eine relativ grosse Anzahl Studien. Diese weisen auf eine Reduktion der Methanemissionen hin, die Variabilität ist jedoch gross, womit eine «**Mittlere Übereinstimmung & Mittlere Evidenz**» gegeben ist (**Abbildung 2**).

Zum Kompostierungsprozess (ohne Ausbringung) der Boxen- und Containerkompostierung liegen wenige Studien vor, die aber auf eine stärker reduzierende THG-Wirkung hinweisen, da auch Lachgas- und Ammoniakemissionen vermieden werden können. Da eine begrenzte Anzahl Studien vorliegt eine «**Mittlere Übereinstimmung & Begrenzte Evidenz**» gegeben (**Abbildung 3**).

Vertrauen in die Wirksamkeit Bezüglich Übereinstimmung und Qualität der Evidenz in der akademischen Literatur		
5 Hohe Übereinstimmung & Robuste Evidenz	4 Mittlere Übereinstimmung & Robuste Evidenz	3 Geringe Übereinstimmung & Robuste Evidenz
4 Hohe Übereinstimmung & Mittlere Evidenz	3 Mittlere Übereinstimmung & Mittlere Evidenz	2 Geringe Übereinstimmung & Mittlere Evidenz
3 Hohe Übereinstimmung & Begrenzte Evidenz	2 Mittlere Übereinstimmung & Begrenzte Evidenz	1 Geringe Übereinstimmung & Begrenzte Evidenz

Abbildung 2: Wirkungseinschätzung der Feldrand, Platz- und Hallenkompostierung zur Aufbereitung des Mists (nach Mastrandrea et al., 2010).

Vertrauen in die Wirksamkeit Bezüglich Übereinstimmung und Qualität der Evidenz in der akademischen Literatur		
5 Hohe Übereinstimmung & Robuste Evidenz	4 Mittlere Übereinstimmung & Robuste Evidenz	3 Geringe Übereinstimmung & Robuste Evidenz
4 Hohe Übereinstimmung & Mittlere Evidenz	3 Mittlere Übereinstimmung & Mittlere Evidenz	2 Geringe Übereinstimmung & Mittlere Evidenz
3 Hohe Übereinstimmung & Begrenzte Evidenz	2 Mittlere Übereinstimmung & Begrenzte Evidenz	1 Geringe Übereinstimmung & Begrenzte Evidenz

Abbildung 3: Wirkungseinschätzung einer Boxenkompostierung oder eines Kompostcontainers zur Aufbereitung des Mists (nach Mastrandrea et al., 2010).



3. Systembetrachtung

3.1 Synergien

Vorteile einer Mistkompostierung im Vergleich zu gelagertem Mist werden meist nicht primär in der Reduktion von THG-Emissionen, sondern weiteren agronomischen Vorteilen gesehen (**Tabelle 2**).

Gut gereifter Mistkompost kann den Hofdünger in Bezug auf die Bodenfruchtbarkeit und Nährstoffverfügbarkeit verbessern (Edlinger et al., 2025; Aytenew & Bore, 2020; Oueriemmi et al., 2021). Die Stickstoffverfügbarkeit ist im frischen Mist tendenziell höher (Muñoz et al., 2008). Dieser Stickstoff ist jedoch flüchtig und kann bei unsachgemässer Lagerung oder Ausbringung rasch verloren gehen. Während der Kompostierung können höhere Ammoniakverluste auftreten; nach der Ausbringung sind die Ammoniakemissionen jedoch in der Regel geringer. Der in Kompost enthaltene Stickstoff liegt grösstenteils in organisch gebundener Form vor und wird dadurch langsamer mineralisiert und steht den Pflanzen über einen längeren Zeitraum zur Verfügung (Eghball & Power, 1999). Je nach Bedarf kann diese verzögerte Freisetzung zu einer effizienteren Stickstoffnutzung führen. Die Wahl des Düngers hängt daher von Kultur, Boden, Jahreszeit und Düngeziel ab. Phosphor wird durch die Mistkompostierung durch mikrobielle Prozesse in stabilere Verbindungen überführt (Nest et al., 2016). Verluste entstehen hauptsächlich durch Auswaschung oder Erosion, meist infolge unzureichender Kompostier- oder Hofdüngerlagerung.

Zudem können durch den Hygienisierungsprozess bodenbürtige Krankheiten (Sunar et al., 2014; Blaiotta et al., 2016) und die Ausbreitung unerwünschter Pflanzensamen (Fuchs et al., 2004) reduziert werden. Mistkompost besitzt eine feinkörnige Struktur, lässt sich rasch in den Boden einbinden und bleibt nicht wie firscher Mist auf der Oberfläche liegen. Dies kann ein Vorteil darstellen, insbesondere in Bergregionen und auf Grünlandflächen. Zuletzt kann speziell die Boxen- und Containerkompostierungen ganzjährig betrieben werden. Dies ermöglicht eine ganzjährige,

pflanzenbedarfsgerechte Nutzung, da reifer Kompost gelagert und gezielt zum optimalen Zeitpunkt ausgebracht werden kann.

3.2 Limitierungen, Zielhierarchien

Das umsetzbare Potenzial der Mistkompostierung wird limitiert durch folgende Aspekte:

- Zonenplanerische Auflagen und standortspezifische, baurechtliche Anforderungen sowie Ansprüche an die Luftreinhalteverordnung (insbesondere Geruchsemissionen und Abstände zu Wohngebieten).
- Sicherstellung eines hochwertigen Kompostierungsprozesses durch ein homogenes kohlenstoffhaltiges Co-Substrat (C/N-Verhältnis) benötigt Sammel- und Lagerstelle.
- Potenzial zur Zusammenarbeit mit lokalen Gartenbauunternehmen und den Gemeinden (Bspw. Entgegennahme von Gartenschnitt, Verkauf von Kompost)

Für die Mistkompostierung gelten – je nach Verfahren und Standort – unterschiedliche bundes- und kantonale Vorgaben (siehe ANU GR, 2023; ARE, o.D.), die im Detail mit den zuständigen Behörden geklärt werden müssen. Besonders relevant sind Vorschriften zu Gewässerschutz, Grundwasserzonen und Standortwahl. Anlagen mit bis zu etwa 100 t Grüngut pro Jahr sind in der Regel bewilligungsfrei, müssen jedoch auf dichter Fläche betrieben werden; größere Anlagen benötigen meist eine kantonale Betriebsbewilligung und eine geregelte Abwasserbehandlung.

Geruchsemissionen entstehen bei der Mistkompostierung durch die bei der Zersetzung gebildeten Gase wie Ammoniak (NH_3), Schwefelwasserstoff (H_2S), flüchtige organische Verbindungen (VOCs) und Fettsäuren. Ihr Ausmass hängt von Substrat, Wassergehalt, Sauerstoffversorgung und Prozessführung ab. Sauerstoffmangel oder Feuchtigkeitsüberschuss verlangsamen den aeroben Abbau und fördern Fäulnisprozesse, wodurch Gerüche und Zwischenprodukte (z. B. Amine, Säuren) entstehen können (Smet et al., 1999; Andraskar et al., 2021; Epstein, 2017).



Tabelle 2: Kompostiersysteme im Vergleich zur Mistlagerung (ML)¹. Legende: ↓ = geringere Emissionen im Vergleich zur ML / 0 = kein oder geringer Unterschied zur Mistlagerung / ↑ = höhere Emissionen im Vergleich zur ML

	Referenz: Emissionen der Lagerung von Sta- pelmist*	Feldrand-kompos- tierung	Offene Platz- und Hal- lenkompostierung	Boxen- und Contai- ner-kompostierung
Geruchsemissionen	gering bis stark, abhängig von Sys- tem und Pflege	0 abhängig vom Standort und der Wendeintensität	↓ bis 0 Abhängig von der Qua- lität der Mischung und der Wendeintensität	↑ bei guter Pro- zessführung opti- mal
Bodenfruchtbar- keit	positiv verbessert Boden- struktur, Wasser- und Luftspeicher- vermögen	besser als ML Vorausgesetzt Ein- haltung der Bran- chenrichtlinien der VIKV ²	besser als ML vorausgesetzt Einhal- tung der Branchen- richtlinien der VIKV	besser als ML abhängig von der Rottezeit, Vo- rausgesetzt Einhal- tung der Branchen- richtlinien der VIKV
Investitionskosten	neutral, da Lager- infrastruktur so- wieso benötigt	leicht erhöht: Kauf Kompostwender	erhöht: Baukosten (Platz-befestigung, wei- tere Umwelt-auflagen etc.)	deutlich erhöht: Baukosten (Infra- struktur)
Betriebskosten	mässig Sehr geringer Auf- wand	leicht erhöht geringer Pflegeauf- wand	erhöht mittlerer Pflegeauf- wand	deutlich erhöht mittlerer Pflegeauf- wand, Wartungs- und Energiekosten
Rottezeit	keine Rotte	2 – 12 Monate	1.5 – 6 Monate	1 – 4 Monate
Prozesssteuerung	keine oder ge- ringe Prozess- steuerung not- wendig/ möglich	bedingt möglich abhängig von Quali- tätsanspruch und Standort	möglich spezifischer Standort und Infrastruktur	sehr gut möglich optimale Steue- rungs-optionen

*) Bei der Referenz bezieht sich die Bewertung der Parameter auf die effektiven Emissionen

**) Ohne Biofilter

¹ Diverse Quellen: Mäder et al. (2005); Bai et al.(2020) und (Ba et al. (2020)

² Branchenrichtlinie des Vereins Inspektorat der Kompostier- und Vergäranlagen der Schweiz (VIKV) für Kompost und Gärgut, Biomasse Schweiz, 2022



3.3 Kostenbetrachtungen

Die Investitions- und Betriebskosten unterscheiden sich je nach Art der Mistlagerung und Kompostierung deutlich. Wird Mist auf einer bereits vorhandenen Mistplatte gelagert, fallen in der Regel keine zusätzlichen Investitionskosten an. Auch die Betriebskosten sind gering, da der Arbeits- und Pflegeaufwand minimal ist. Bei der Feldrandkompostierung sind die Investitionskosten etwas höher, da beispielsweise ein Kompostwender angeschafft werden muss. Die Betriebskosten steigen leicht durch den zusätzlichen Arbeitsaufwand für das Umsetzen, bleiben jedoch insgesamt moderat. Deutlich höher fallen die Investitionen bei offener Platz- oder Hallenkompostierung aus. Es müssen befestigte Flächen geschaffen und Umweltauflagen (bspw. Sickerwassersammlung) erfüllt werden. Auch die Betriebskosten liegen höher, da regelmässige Pflege- und Kontrollarbeiten sowie maschinelle Umsetzungen erforderlich sind. Die höchsten Investitions- und Betriebskosten verursacht die Boxen- oder Containerkompostierung. Hier sind umfangreiche bauliche Infrastrukturen erforderlich, etwa für geschlossene Kompostierboxen oder Abluftbehandlungsanlagen. Die laufenden Kosten sind deutlich erhöht – neben Arbeits- und Pflegeaufwand entstehen Wartungs- und Energiekosten, insbesondere bei aktiver Belüftung oder Temperatursteuerung.

Für das Anlegen und Bewirtschaften einer Feldrandkompostierung als einfachste Form der Bewirtschaftung fallen folgende Kostenpositionen an:

- **Anschaffung und Unterhalt eines Wenders** gemäss Kostentabelle Agroscope³: Fr. 26'000.-, Fixkosten pro Jahr rund Fr. 3'000.-, variable Kosten je h Fr. 12.-.
- **Anschaffung und Unterhalt eines Schredders**: Kauf Fr. 28'000.-, Fixkosten pro Jahr Fr. 3'200.-, Variable Kosten Fr. 20.-/h. Anstelle des Schredders könnte ein vorhandener Mistzetter, welcher zur gleichmässigen Verteilung von Mist auf landwirtschaftlichen Flächen Anwendung findet, eingesetzt werden. Bei diesem müssten

mindestens die variablen Kosten von rund Fr. 5.-/Durchgang sowie der Mistkran mit Fr. 4.-/h zugeordnet werden.

- **Arbeitszeitlicher Aufwand**: Nach Schätzung des Autors muss bei einer Feldkompostierung etwa mit dem doppelten Arbeitsaufwand im Vergleich zur Mistlagerung gerechnet werden. Dafür sind durch die Mistkompostierung Einsparungen bei der Lagerungsfläche des Hofmists möglich. Im Moment liegen leider keine wissenschaftlichen Vergleichsstudien vor.

Demgegenüber können mittel- und längerfristige direkte und indirekte Kosten gesenkt werden, namentlich als Folge einer Ertragssicherung oder gar Ertragssteigerung durch eine verbesserte Bodenfruchtbarkeit (Goldan et al., 2023; Diacono & Montemurro, 2011). Dennoch kann die Massnahme für einen Betrieb kurzfristig nicht als wirtschaftlich betrachtet werden. Mehrkosten lassen sich teilweise durch eine kostenpflichtige Entgegennahme biogener Abfälle oder dem Verkauf des produzierten Kompostes kompensieren, welche nicht dezentral verwertet werden können. Diese Einschränkungen gelten ebenfalls für die Platz- und Hallenkompostierung, sowie die Boxen- oder Containerkompostierung.

Die Massnahme ist somit nicht wirtschaftlich. Deren Umsetzung ist mit einem Verlust verbunden. D.h., Δ monetäre Erträge $< \Delta$ Kosten.

4. Überlegungen zum umsetzbaren Potenzial Kanton Graubünden

Der Kanton Graubünden verfügt über eher kleinräumige Strukturen, welche gleichzeitig eine Chance und Herausforderung für die Hochskalierung der Massnahme „Mistkompostierung“ darstellen. Für eine Feldrandkompostierung sind im Kanton Graubünden die Ackerbauflächen sowie geeignete Parzellen in zulässiger Zone mit befestigtem Weg limitierend. Vom Arbeits- und Investitionsaufwand her betrachtet wäre die Feldrandkompostierung im Kanton Graubünden jedoch eine interessante Kompostiervariante. Für Platz-

* https://www.agroscope.admin.ch/agroscope/de/home/aktuell/newsroom/2023/09-06_maschinenkosten.html



und Hallenkompostierungen ist eine Zusammenarbeit verschiedener Betriebe und Gemeinden im Bereich Kompostierung notwendig, um die Schlagkraft der Kompostierung zu erhöhen. Wichtig ist zudem eine standort- und kontextspezifische Planung bzw. Umsetzung von Kompostierlösungen. Durch eine betriebsübergreifende Zusammenarbeit mit den Gemeinden sollte es möglich sein, einen kostendeckenden Betrieb einer solchen Kompostieranlage sicherzustellen. Eine höhere Investition verlangen Boxen- und Containerkompostiersysteme. Trotz weiter reduzierten THG-Emissionen (innerhalb der Systemgrenze Prozessführung und Ausbringung von Hofdüngern) werden sich solche Systeme in einer Versuchsphase bewähren müssen. Aber es besteht die Möglichkeit, an geeigneten Stellen grössere Containersysteme in parallelem

Betrieb laufen zu lassen. Technisch gesehen sollte dies realisierbar sein.

Die Berechnung des Potenzials unter Berücksichtigung all dieser Faktoren ist nicht mit vertretbarem Aufwand möglich. Für die Abschätzung eines aus der Sicht der Autoren realistischen Potenzials wird davon ausgegangen, dass rund 20% der kantonal anfallenden Mistmenge kompostiert werden kann. Ein maximales Potenzial kann basierend auf der gesamten im Kanton Graubünden anfallenden Mistmenge aufgezeigt werden. Eine Emissionsreduktion wird mit den IPCC Standardwerten berechnet, die eine Halbierung der Methanemissionen durch die Kompostierung vorsehen (IPCC, 2019).

4.1 Erfahrungen aus den Pilotprojekten

Eine Mistkompostierung oder Co-Kompostierung von Mist und Grünabfällen wurde von rund 6 Pilotbetrieben versuchsweise praktiziert. Spezifische Erfahrungen zeigen sich beim Betrieb des Kompostcontainers auf einem landwirtschaftlichen Betrieb im Kanton Graubünden. Für einen emissionsarmen Betrieb aller Arten von Kompostieranlagen lassen sich folgende allgemeine Empfehlungen zusammenfassen:

1. Ausgangsmaterial und Lagerplatz

Besteht eine Idee zur Kompostierung von Mist und Co-Substraten, sollte frühzeitig mit der Gemeindebehörde Kontakt aufgenommen werden zur Klärung rechtlicher Anforderungen. Der Lagerungsplatz von strukturarmem Ausgangsmaterial zur Kompostierung wird vorzugsweise auf einer befestigten und sickerfesten Fläche errichtet. An Orten mit einem Jahresniederschlag von mehr als 1'300 mm ist eine Überdachung von solchem Ausgangsmaterial empfehlenswert, holziges Material ist davon ausgenommen. Strukturarmes Material ist rasch zu verarbeiten.

2. Ansetzen einer Kompostmiete

Ein gutes C/N-Verhältnis der Ausgangsmischung ist wichtig, da einerseits viel verfügbarer Stickstoff ($C/N < 15-20:1$) zu hohen Verlusten in Form von Ammoniak und Lachgas führt, andererseits ein zu weites C/N-Verhältnis eine Stickstoffsperre verursachen kann. Dies könnte zu einer Verlängerung der Rottezeit führen. Da Mikroorganismen etwa 25 mal mehr Kohlenstoff als Stickstoff für ihren Stoffwechsel benötigen, sollte ein solches Verhältnis bereits in der Grundmischung zur Kompostierung vorhanden sein (Amlinger et al., 2024). Als Zielgrösse für die Inputmischung kann somit ein C/N-Verhältnis von 25–35 betrachtet werden. Für einen optimalen Abbauprozess sind die Ausgangsmaterialien in optimaler Zusammensetzung möglichst rasch aufzubereiten und als Miete anzusetzen. Der Wassergehalt der Ausgangsmischung sollte 65–70 % nicht überschreiten.

3. Kontrolle des Rotteprozesses

Zur Prozesskontrolle des Rotteverlaufs zählen die Temperatur-, Feuchtigkeits- und CO_2 -/ O_2 -Überwachung. Zur Hygienisierung sind Temperaturen von mehr als 55 °C über einen längeren Zeitraum hinaus notwendig. Die Qualitätsrichtlinien empfehlen mindestens 3 Wochen Verweilzeit im aeroben Milieu über 55 °C oder mindestens 1 Woche Verweilzeit im aeroben Milieu über 65 °C. Ab rund 70 °C engt sich die mikrobielle Artenvielfalt ein, was die Ab- bzw. Umbaugeschwindigkeit beeinflusst und zur Bildung unerwünschter Stoffwechselprodukte führen kann.



Optimalerweise wird eine Miettemperatur unter 70 °C gehalten. Da Mikroorganismen Nährstoffe und auch Sauerstoff nur in gelöster Form aufnehmen, ist eine ausreichende Feuchtigkeit besonders in der Heissrottephase von Bedeutung. Die Feuchtigkeit sinkt im Verlauf des Rotteprozesses. Deshalb ist eine regelmässige Befeuchtung des Kompostes während dem Umsetzen empfehlenswert. Wassergehalte unter 30 % hemmen den mikrobiellen Abbauprozess weitgehend, unter 20 % kommt er völlig zum Erliegen. Wassergehalte von über 70% verursachen anaerobe Prozesse, welche zu Fäulnis führen und die Bildung von THG-Emissionen fördern. Die Überwachung des CO₂-Gehalts kann über ein Handmessgerät erfolgen, etwa in der Mitte der Miete, von der Höhe her betrachtet, im oberen Drittel. Steigen die CO₂-Werte über einen Gehalt von 15 Vol%, lässt die Aktivität der aeroben Mikroorganismen nach, die mikrobielle Zersetzung wird gebremst und eine Umsetzung des Komposts ist notwendig.

4. Ausbringen von Kompost

Ein Kompost gilt als reif, wenn das Ausgangsmaterial abgesehen von Holz vollständig abgebaut und die Extraktfarbe hell ist sowie der verfügbare Stickstoff mehrheitlich in Nitratform vorliegt. Wächst Kresse auf solchem Kompost sowohl in einem offenen als auch geschlossenen Gefäss gut, so sind die wichtigsten Kriterien für eine gute Ausbringqualität gegeben. Soll die Düngewirkung einer Kompostprobe geklärt werden, empfiehlt sich eine Nährstoffanalyse. Die Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung (ChemRRV) verlangt, dass auf einer Hektare innert drei Jahren maximal 25t Kompost (TS) ausgebracht werden dürfen. Zudem darf der Fremdstoffanteil (Metall, Glas, Altpapier, Karton usw.) höchstens 0.4% des Gewichts der Trockensubstanz betragen. Für den Anteil an Plastik und Alufolien liegt der Höchstwert bei 0.1% des Trockengewichts. Die ChemRRV reguliert auch die Höchstwerte an Schwermetallen sowie polyzyklischen aromatischen Wasserstoffen (PAKs), Dioxinen und Furanen.

Zur Ausbringung empfehlen die Branchenrichtlinien des Vereins Inspektorat der Kompostier- und Vergäranlagen für den Gemüse- und Ackerbau einen Ausbringzeitpunkt im Frühling oder Sommer mit einer Einarbeitung in 5-10cm Tiefe (Baier et al., 2022). Eine Ausbringung von Kompost in Obstanlagen und Reben ist in den Baum- bzw. Strauchreihen nur alle drei Jahre empfohlen sowie zur Pflanzung ins Pflanzloch (Mischung mit Erde 1:1). Die aktuellen Bodenkohlenstoff-Vorräte bzw. die Veränderung in den vergangenen Jahren sollte in jedem Fall berücksichtigt werden.

5. Förderung und Überwachung

5.1 Monitoring, Reporting and Verifikation

Zum jetzigen Zeitpunkt kann der Mistkompostierung im Vergleich zur Mistlagerung aufgrund der sehr grossen Spannbreite von Emissionen nur bezüglich Methanemissionen eine Wirkung angerechnet werden. Diese unterliegen grossen Unsicherheit, da sie vom Prozessmanagement wie auch der Hofdüngerzusammensetzung abhängen. Neben der kompostierten Hofdüngermenge sollten diese Informationen zum Prozessmanagement und Hofdüngerzusammensetzung begleitend erhoben werden.

Derzeit wären weitere (wissenschaftliche) Untersuchungen der Emissionen zielführend. Die Wirkung des Komposts im Vergleich zu Stapelmist auf den

Bodenkohlenstoff benötigt ebenfalls weitere (wissenschaftliche) Untersuchungen. Dazu wäre es zentral, die Wirkung gesamten Wirkungskette (Lagerung, Ausbringung und Bodenkohlenstoff) zu untersuchen.

5.2 Existierende und mögliche weitere Förderprogramme und Instrumente

Für die Kompostierung von Mist und Grüngut im Berggebiet gibt es gegenwärtig kein Förderprogramm. Für eine erfolgreiche Einführung des Systems sind finanzielle Anreize innerhalb eines Förderprogramms notwendig. Dazu zählen Angebote im Bereich der Ausbildung / Weiterbildung, Investitionshilfen, Gesetzesanpassungen oder begleitende wissenschaftliche Studien (bspw. zur Verfügbarkeit von Biomasse im Kanton Graubünden).

Es gibt verschiedene Programme in der Schweiz, welche Landwirte und Landwirtinnen dazu einladen, sich



mit dem Aufbau von Bodenkohlenstoff Emissionsgutschriften für den im Boden gespeicherten Kohlenstoff zu verdienen und diese auf dem Markt zu verkaufen. Dabei ist jedoch zu beachten, dass der eingelagerte Boden-Kohlenstoff bei der Kompostierung nicht zusätzlich, sondern einfach Anstelle von Mist eingelagert wird, weshalb nur mit einem Umfassenden Bodenmonitoring unter Gewährleistung von Systemgrenzen Zertifikate vergeben werden sollten. Es erscheint sinnvoller, anstelle von CO₂-Zertifikaten Massnahmen finanziell zu fördern, welche die Widerstandsfähigkeit und die Fruchtbarkeit der Böden stärken.

6. Fazit und Empfehlung

Bei der Mistkompostierung im Vergleich zur herkömmlichen Mistlagerung sind folgende Schlussfolgerung bezüglich Reduktionswirkung bei THG-Emissionen möglich:

- Bei der Mistkompostierung fallen in der Lagerung und Aufbereitung geringere Methanemissionen an. Die wissenschaftliche Grundlage bezüglich Lachgasemissionen ist unsicher, da tendenziell mit höheren indirekten Lachgasemissionen (höhere Ammoniakemissionen) zu rechnen ist.
- Bei der Ausbringung ist die Datengrundlage begrenzt, es fallen aber tendenziell tiefere Emissionen an.
- Gewisse Untersuchungen weisen auf einen positiven Effekt auf den Bodenkohlenstoff hin (Mäder et al., 2005; Keel et al., 2025). Dieser ist positiv zu werten, jedoch häufig nicht klimawirksam (meist eine Verschiebung von Kohlenstoff).
- Das Prozessmanagement und die Art der Mistkompostierung haben einen grossen Einfluss auf die Emissionen.

Die Mistkompostierung bringt verschiedene agronomische Vorteile im Vergleich zu konventionellem Mist. Alle Kompostierverfahren haben das Potenzial, im Vergleich zur konventionellen Mistlagerung und -anwendung die Bodenfruchtbarkeit zu verbessern und die Pflanzengesundheit zu unterstützen. Mit einer Lagermöglichkeit für Mistkompost ist es durch die Kompostierung möglich, zeitverzögert Mistkompost im Frühjahr ohne Qualitätsverluste auszubringen.

Daraus ergeben sich die folgenden Empfehlungen:

- Die Mistkompostierung kann als Massnahme zur Reduktion von THG-Emissionen aus der Lagerung von festem Hofdünger gefördert werden, wobei die Unsicherheit noch gross und die Datenlage dünn ist.
- Systeme mit hoher Prozesskontrolle führen tendenziell zu geringeren Emissionen und können bevorzugt werden.
- Die Emissionen sind stark Prozessabhängig, weshalb ein gutes Coaching während der Einführungsphase, der Erfahrungsaustausch in Arbeitskreisen und die Schulung und Beratung zentral für die Qualität der Mistkompostierung sind.
- Die Nachvollziehbarkeit der Mistkompostierung muss für eine aussagekräftige Abschätzung der Emissionsreduktion gewährleistet sein. Dies umfasst die kompostierte Mistmenge, Kompostierungsprozess und Kompostqualität.
- Mistkompost kann bei gezielter Anwendung zur Verbesserung des Nährstoff- und Bodenkohlenstoffmanagement beitragen.



7. Literatur

- Amlinger, F., Barth, R., Bieker, M., Blumenstein, B., Bruns, C., Fuchs, J., Krause, M., & Zerger, U. (2024). *Kompostierung im landwirtschaftlichen Betrieb*. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, KTBL (Hrsg).
- Andraskar, J., Yadav, S., & Kapley, A. (2021). Challenges and Control Strategies of Odor Emission from Composting Operation. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 193(7), 2331–2356. <https://doi.org/10.1007/s12010-021-03490-3>
- ANU GR. (2023). *Anforderungen an Grünabfallentsorgungsstellen* (VH-401-04d) [Vollzugshilfe]. Amt für Natur und Umwelt Graubünden. https://www.gr.ch/DE/institutionen/verwaltung/ekud/anu/ANU_Dokumente/VH-401-04d_Anforderungen_Gruenabfallentsorgungsstellen.pdf
- ARE. (o.D.). *Merkblatt Feldrandkompostierung. Die raumplanungsrechtliche Beurteilung der bäuerlichen Kompostierung* (Merkblatt K302-0085). Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK). https://www.are.admin.ch/dam/are/de/dokumente/recht/merkblatt_feldrandkompostierung-dieraumplanungsrechtlichebeurtei.pdf.download.pdf/merkblatt_feldrandkompostierung-dieraumplanungsrechtlichebeurtei.pdf
- Aytenew, M., & Bore, G. (2020). Effects of organic amendments on soil fertility and environmental quality: A review. *Journal of Plant Sciences*, 8(5), 112–119.
- Ba, S., Qu, Q., Zhang, K., & Groot, J. C. (2020). Meta-analysis of greenhouse gas and ammonia emissions from dairy manure composting. *Biosystems Engineering*, 193, 126–137.
- Bai, M., Flesch, T., Trouvé, R., Coates, T., Butterly, C., Bhatta, B., Hill, J., & Chen, D. (2020). Gas emissions during cattle manure composting and stockpiling. *Journal of Environmental Quality*, 49(1), 228–235. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20029>
- Baldenhofer, K. (1999). *Lexikon des Agrarraums*. Klett-Perthes. <https://www.agrarraum.info/lexikon-p.html>
- Barthod, J., Rumpel, C., & Dignac, M.-F. (2018). Composting with additives to improve organic amendments. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 38(2), 17. <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0491-9>
- Bernal, M. P., Albuquerque, J. A., & Moral, R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology*, 100(22), 5444–5453.
- Blaiota, G., Di Cerbo, A., Murru, N., Coppola, R., & Aponte, M. (2016). Persistence of bacterial indicators and zoonotic pathogens in contaminated cattle wastes. *BMC Microbiology*, 16(1), 87. <https://doi.org/10.1186/s12866-016-0705-8>
- Bonifacio, H. F., Rotz, C. A., & Richard, T. L. (2017). A process-based model for cattle manure compost windrows: Part 2. Model performance and application. *Transactions of the ASABE*, 60(3), 893.
- Broucek, J. (2020). Nitrous oxide production from cattle and swine manure. *Journal of Animal Behaviour and Biometeorology*, 5(1), 13–19.
- Castro-Ramos, J. J., Solís-Oba, A., Solís-Oba, M., Calderón-Vázquez, C. L., Higuera-Rubio, J. M., & Castro-Rivera, R. (2022). Effect of the initial pH on the anaerobic digestion process of dairy cattle manure. *AMB Express*, 12(1), 162. <https://doi.org/10.1186/s13568-022-01486-8>
- Cattaneo, M., Tayà, C., Burgos, L., Morey, L., Noguerol, J., Provolo, G., Cerrillo, M., & Bonmatí, A. (2023). Assessing ammonia and greenhouse gas emissions from livestock manure storage: Comparison of measurements with dynamic and static chambers. *Sustainability*, 15(22), 15987.
- Chadwick, D., Sommer, S., Thorman, R., Fanguero, D., Cardenas, L., Amon, B., & Misselbrook, T. (2011). Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. *Animal feed science and technology*, 166, 514–531.
- Chen, Z., Tu, X., Meng, H., Chen, C., Chen, Y., Elrys, A. S., Cheng, Y., Zhang, J., & Cai, Z. (2021). Microbial process-oriented understanding of stimulation of soil N₂O emission following the input of organic materials. *Environmental Pollution*, 284, 117176. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117176>
- Cuhls, C., Mönch, D., & Bruns, C. (2015). *Ermittlung der Emissionssituation bei der Behandlung und Lagerung von Bioabfällen: Abschlussbericht*. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/ermittlung-der-emissionssituation-bei-der>
- Davis, B. W., Mirsky, S. B., Needelman, B. A., Cavigelli, M. A., &



- Yarwood, S. A. (2019). Nitrous oxide emissions increase exponentially with organic N rate from cover crops and applied poultry litter. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 272, 165–174.
- De Rosa, D., Biala, J., Nguyen, T. H., Mitchell, E., Friedl, J., Scheer, C., Grace, P. R., & Rowlings, D. W. (2022). Environmental and economic trade-offs of using composted or stockpiled manure as partial substitute for synthetic fertilizer. *Journal of Environmental Quality*, 51(4), 589–601. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20255>
- Diacono, M., & Montemurro, F. (2011). Long-Term Effects of Organic Amendments on Soil Fertility. In E. Lichtfouse, M. Hamelin, M. Navarrete, & P. Debaeke (Hrsg.), *Sustainable Agriculture Volume 2* (S. 761–786). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-0394-0_34
- Don, A., Seidel, F., Leifeld, J., Kätterer, T., Martin, M., Pellerin, S., Emde, D., Seitz, D., & Chenu, C. (2024). Carbon sequestration in soils and climate change mitigation—Definitions and pitfalls. *Global Change Biology*, 30(1), e16983. <https://doi.org/10.1111/gcb.16983>
- Edlinger, A., Herzog, C., Garland, G., Walder, F., Banerjee, S., Keel, S. G., Mayer, J., Philippot, L., Romdhane, S., Schiedung, M., Schmidt, M. W. I., Seitz, B., Wüst-Galley, C., & Van Der Heijden, M. G. A. (2025). Compost Application Enhances Soil Health and Maintains Crop Yield: Insights From 56 Farmer-Managed Arable Fields. *Journal of Sustainable Agriculture and Environment*, 4(1), e70041. <https://doi.org/10.1002/sae2.70041>
- Eghball, B., & Power, J. F. (1999). Composted and Noncomposted Manure Application to Conventional and No-Tillage Systems: Corn Yield and Nitrogen Uptake. *Agronomy Journal*, 91(5), 819–825. <https://doi.org/10.2134/agronj1999.915819x>
- Epstein, E. (2017). *The science of composting*. CRC press. <https://www.taylorfrancis.com/books/mono/10.1201/9780203736005/science-composting-eliot-epstein>
- Farina, R., Testani, E., Campanelli, G., Leteo, F., Napoli, R., Canali, S., & Tittarelli, F. (2018). Potential carbon sequestration in a Mediterranean organic vegetable cropping system. A model approach for evaluating the effects of compost and Agro-ecological Service Crops (ASCs). *Agricultural Systems*, 162, 239–248.
- Fuchs, J. G., Bieri, M., & Chardonnens, M. (2004). *Auswirkungen von Komposten und Gärgut auf die Umwelt, die Bodenfruchtbarkeit sowie die Pflanzengesundheit. Zusammenfassende Übersicht der aktuellen Literatur*. Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL). <https://orprints.org/2631/1/fuchs-et-al-2004-compost-oe.pdf>
- Goldan, E., Nedeff, V., Barsan, N., Culea, M., Panainte-Lehadus, M., Mosnegutu, E., Tomozei, C., Chitimus, D., & Irimia, O. (2023). Assessment of manure compost used as soil amendment—A review. *Processes*, 11(4), 1167.
- Gross, A., & Glaser, B. (2021). Meta-analysis on how manure application changes soil organic carbon storage. *Scientific reports*, 11(1), 5516.
- Häfner, F., Ruser, R., Claß-Mahler, I., & Möller, K. (2021). Field application of organic fertilizers triggers N₂O emissions from the soil N pool as indicated by ¹⁵N-labeled digestates. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 4, 614349. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2020.614349>
- Ijaz, M. U., Hayat, M. F., Safi, S. Z., Hamza, A., Ashraf, A., & Arshad, M. (2023). Greenhouse Gases Emissions Assessments and Mitigation Opportunities from Animal Manure Processing. In M. Arshad (Hrsg.), *Climate Changes Mitigation and Sustainable Bioenergy Harvest Through Animal Waste* (S. 215–239). Springer Nature Switzerland. https://doi.org/10.1007/978-3-031-26224-1_8
- IPCC. (2019). *2019 refinement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: Volume 4 — Agriculture, forestry and other land use*. Calvo Buendia, E., Tanabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize, S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P., & Federici, S. (Eds.). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/vol4.html>
- Keel, S. G., Budai, A., Elsgaard, L., Hardy, B., Levavasseur, F., Zhi, L., Mondini, C., Plaza, C., & Leifeld, J. (2025). Efficiency of Plant Biomass Processing Pathways for Long-Term Soil Carbon Storage. *European Journal of Soil Science*, 76(2), e70074. <https://doi.org/10.1111/ejss.70074>
- Leifeld, J., Müller, A., & Steffens, M. (2019). Kriterien für die Zertifizierung von Kohlenstoffsinken in Landwirtschaftsböden. *Agrarforschung Schweiz*, 10(9), 346–349.
- Liu, Y., Tang, R., Li, L., Zheng, G., Wang, J., Wang, G., Bao, Z., Yin, Z., Li, G., & Yuan, J. (2023). A global meta-analysis of greenhouse gas emissions and carbon and nitrogen losses during livestock manure composting: Influencing factors and mitigation strategies. *Science of the Total Environment*, 885, 163900.



- Ma, M., Wang, J., Song, X., Su, W., Bai, Y., & Yu, G. (2020). Co-Gasification of Cow Manure and Bituminous Coal: A Study on Reactivity, Synergistic Effect, and Char Structure Evolution. *ACS Omega*, 5(27), 16779–16788. <https://doi.org/10.1021/acsomega.0c01785>
- Mäder, P., Fliessbach, A., & Berner, A. (2005). Aufbereiteter Mist ist des Biobauern List. *bioaktuell*, 2, 14–15.
- Mastrandrea, M. D., Field, C. B., Stocker, T. F., Edenhofer, O., Ebi, K. L., Frame, D. J., Held, H., Kriegler, E., Mach, K. J., Matschoss, P. R., Plattner, G.-K., Yohe, G. W., & Zwiers, F. W. (2010). *Guidance note for lead authors of the IPCC Fifth Assessment Report on consistent treatment of uncertainties*. (IPCC Guidance Note). ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/05/uncertainty-guidance-note.pdf.
- Minoli, S., Acutis, M., & Carozzi, M. (2015). NH₃ emissions from land application of manures and N-fertilisers: A review of the Italian literature. *Italian Journal of Agrometeorology*, 3, 5–24.
- Muñoz, G. R., Kelling, K. A., Rylant, K. E., & Zhu, J. (2008). Field Evaluation of Nitrogen Availability from Fresh and Composted Manure. *Journal of Environmental Quality*, 37(3), 944–955. <https://doi.org/10.2134/jeq2007.0219>
- Nest, T. V., Ruysschaert, G., Vandecasteele, B., Houot, S., Baken, S., Smolders, E., Cougnon, M., Reheul, D., & Merckx, R. (2016). The long term use of farmyard manure and compost: Effects on P availability, orthophosphate sorption strength and P leaching. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 216, 23–33.
- Oueriemmi, H., Kidd, P. S., Trasar-Cepeda, C., Rodríguez-Garrido, B., Zoghalmi, R. I., Ardhaoui, K., Prieto-Fernández, Á., & Moussa, M. (2021). Evaluation of composted organic wastes and farmyard manure for improving fertility of poor sandy soils in arid regions. *Agriculture*, 11(5), 415.
- Ozores-Hampton, M., Biala, J., Evanylo, G., Faucette, B., Cooperband, L., Roe, N., Creque, J. A., & Sullivan, D. (2022). Compost use. In *The composting handbook* (S. 777–846). Elsevier. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780323856027000133>
- Pardo, G., Moral, R., Aguilera, E., & Del Prado, A. (2015). Gaseous emissions from management of solid waste: A systematic review. *Global Change Biology*, 21(3), 1313–1327. <https://doi.org/10.1111/gcb.12806>
- Richner, W., Flisch, R., Mayer, J., Schlegel, P., Zähler, M., & Menzi, H. (2017). Eigenschaften und Anwendung von Düngern. *Grundlagen für die Düngung landwirtschaftlicher Kulturen in der Schweiz/GRUD*, 1–4.
- Smet, E., Van Langenhove, H., & De Bo, I. (1999). The emission of volatile compounds during the aerobic and the combined anaerobic/aerobic composting of biowaste. *Atmospheric Environment*, 33(8), 1295–1303.
- Steffens, M., & Bünemann, E. K. (2025). Quality of bio-based fertilizers is decisive for improving soil quality in Europe—A meta-analysis. *Soil Use and Management*, 41(1), e70012. <https://doi.org/10.1111/sum.70012>
- Sunar, N. M., Stentiford, E. I., Stewart, D. I., & Flether, L. A. (2014). *Survival of Salmonella spp. In Composting using Vial and Direct Inoculums Technique* (arXiv:1404.5212). arXiv. <https://doi.org/10.48550/arXiv.1404.5212>
- Tittonell, P., Rufino, M. C., Janssen, B. H., & Giller, K. E. (2010). Carbon and nutrient losses during manure storage under traditional and improved practices in smallholder crop-livestock systems—Evidence from Kenya. *Plant and Soil*, 328(1–2), 253–269. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-0107-x>
- Valach, A. C., Kupper, T., & Häni, C. (2022). *Emissionen von Ammoniak und THGn aus der Landwirtschaft der Kantone Basel-Landschaft und Basel-Stadt für das Jahr 2021*. https://arbor.bfh.ch/21044/1/Bericht_Ammoniak-%20und%20THG-Emissionen%20aus%20Landwirtschaft_Kt_BL_BS_2021.pdf
- Van Delden, L., Rowlings, D. W., Scheer, C., De Rosa, D., & Grace, P. R. (2018). Effect of urbanization on soil methane and nitrous oxide fluxes in subtropical Australia. *Global Change Biology*, 24(12), 5695–5707. <https://doi.org/10.1111/gcb.14444>
- Van Der Weerden, T. J., Noble, A., De Klein, C. A. M., Hutchings, N., Thorman, R. E., Alfaro, M. A., Amon, B., Beltran, I., Grace, P., Hassouna, M., Krol, D. J., Leytem, A. B., Salazar, F., & Velthof, G. L. (2021). Ammonia and nitrous oxide emission factors for excreta deposited by livestock and land-applied manure. *Journal of Environmental Quality*, 50(5), 1005–1023. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20259>
- Walling, E., & Vaneekhaute, C. (2020). Greenhouse gas emissions from inorganic and organic fertilizer production and use: A review of emission factors and their variability. *Journal of Environmental Management*, 276, 111211. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111211>
- Wüstemann, F., Schroeder, L. A., Don, A., de Witte, T., & Heidecke, C. (2024). *Steckbriefe zu humuserhaltenden und -mehrenden Massnahmen auf Ackerflächen* (Humus Klima Netz). Thünen-Institut. <https://humus-klima->

netz.de/wp-content/uploads/2024/06/HumusKlimaNetz_Massnahmen-Steckbriefe_komplett_Aktualisierung1.pdf