

Abschlussbericht:

Evaluierung von CO₂-Bilanzierungsmethoden am Beispiel Kartoffel, Möhre und Zwiebel

Zeitraum: 01.01.2026 – 30.06.2026

Autoren: MSc. Franca Carlotta Foerster

Prof. Dr. Moritz Wagner

Institut für angewandte Ökologie

Professur für nachhaltigen Ressourceneinsatz und Stoffstromanalysen bei Sonderkulturen

Hochschule Geisenheim University

Von-Lade-Str. 1

65366 Geisenheim

Executive Summary

Durch die zunehmende Bedeutung von Klimaschutz und Nachhaltigkeitsanforderungen in der landwirtschaftlichen Produktion steigt der Bedarf an belastbaren und vergleichbaren Informationen zu betriebs- und produktbezogenen Treibhausgasemissionen deutlich an. Es fehlt jedoch bislang ein einheitlicher, praxisnaher Berechnungsstandard zur konsistenten Emissionsbilanzierung im Gemüse- und Kartoffelbau. Vor diesem Hintergrund werden in der vorliegenden Studie zwei etablierte Ansätze – die von mehreren deutschen Landwirtschaftskammern entwickelte Berechnungsmethode für einzelbetriebliche Klimabilanzen (BEK) sowie die Produkt-Umweltfußabdruck-Kategorienregeln für frische Erzeugnisse (PEFCR), basierend auf dem Product Environmental Footprint (PEF)-Ansatz der Europäischen Union – systematisch miteinander verglichen. Ziel der Untersuchung ist es, die methodischen Unterschiede beider Ansätze hinsichtlich Grundlagen, Systemgrenzen und Datenanforderungen zu analysieren, reale Betriebsdaten für Kartoffeln, Zwiebeln und Möhren aus sechs konventionellen Gemüsebaubetrieben auszuwerten sowie die Ergebnisse hinsichtlich ihrer Aussagekraft, Vergleichbarkeit und praktischen Anwendbarkeit zu bewerten. Darüber hinaus werden zentrale Emissionstreiber identifiziert und Vereinfachungspotenziale für die praktische Anwendung der BEK-Methodik abgeleitet.

Die Ergebnisse zeigen, dass beide Methoden grundsätzlich geeignet sind Treibhausgasemissionen landwirtschaftlicher Produktionssysteme abzubilden und zentrale Emissions-Hotspots zuverlässig zu identifizieren. Trotz bestehender Datenunsicherheiten liefern die Ergebnisse robuste Größenordnungen, die mit externen Studien vergleichbar sind. Gleichzeitig zeigen sich jedoch deutliche Unterschiede in der Höhe der berechneten Emissionen zwischen den Methoden, die primär auf unterschiedliche Emissionsfaktoren, Systemgrenzen und Modellierungsansätze zurückzuführen sind. Die Analyse verdeutlicht zudem, dass keine klaren systematischen Unterschiede zwischen Betriebsgröße oder Anbauregion bestehen. Entscheidend für die Höhe der Emissionen sind vielmehr das betriebliche Management im Bereich Düngung und Bewässerung und der damit verbundene Energieeinsatz sowie das jeweilige Ertragsniveau. Die Gegenüberstellung flächen- und produktbezogener Ergebnisse zeigt dabei den starken Einfluss des Ertrags: Hohe flächenbezogene Emissionen können durch hohe Erträge relativiert werden, während niedrige Erträge zu deutlich höheren produktbezogenen Emissionen führen können. Gleichzeitig wurden mehrere methodische und datenbezogene Limitationen identifiziert. Dazu zählen unter anderem die Verwendung von Bruttoerträgen anstelle vermarkteter Ware, unvollständig erfasste Kompost- und Transportprozesse und heterogene Datenqualität zwischen den Betrieben. Diese Faktoren beeinflussen die Genauigkeit und Vergleichbarkeit der Ergebnisse teilweise erheblich.

Ein zentrales Ergebnis der Studie ist zudem, dass die Praxistauglichkeit der BEK-Methodik derzeit noch durch den hohen Datenerhebungsaufwand und die fehlende Standardisierung zentraler Emissionsfaktoren begrenzt ist. Gleichzeitig zeigt sich jedoch ein erhebliches Vereinfachungspotenzial: Die BEK-Methodik setzt nicht zwingend vollständig primärdatengestützte Erhebungen voraus. Eine kombinierte Nutzung aus Primärdaten für emissionsrelevante Hotspots und standardisierten Sekundärdaten für weniger relevante Prozessschritte könnte den Aufwand deutlich reduzieren, ohne die Aussagekraft wesentlich zu beeinträchtigen. Darüber hinaus ergeben sich weitere Optimierungsmöglichkeiten durch die Harmonisierung von Emissionsfaktoren, die stärkere Digitalisierung der Datenerfassung sowie die standardisierte Abbildung von Energieeinsätzen, insbesondere im Bereich der Bewässerung. Insgesamt zeigt die Studie, dass die BEK-Methodik bereits heute eine belastbare Grundlage für die Bewertung landwirtschaftlicher Produktionssysteme darstellt, ihr zukünftiges Potenzial jedoch insbesondere in einer stärkeren Standardisierung und praxisorientierten Vereinfachung liegt, um eine breitere Anwendung entlang der landwirtschaftlichen Wertschöpfungskette zu ermöglichen.

Inhaltsverzeichnis

Executive Summary	i
1. Hintergrund	1
2. Problemstellung und Ziele.....	1
3. Vergleich BEK mit PEFCR Methode	2
3.1 Funktionelle Einheit	3
3.2 Allokation	3
3.3 Systemgrenzen	3
3.4 Vorgelagerte Prozesse.....	3
3.5 Feldemissionen	3
3.6 Kalk- und Harnstoffanwendung	4
3.7 Pflanzenschutzmittel.....	5
3.8 Hintergrunddaten	5
3.9 Wirkungskategorien	5
4. Betriebsübersicht	5
5. Ergebnisse nach BEK + Diskussion	6
5.1 Methodische Einordnung und Limitationen	6
5.2 Frühkartoffel	11
5.3 Spätkartoffel.....	16
5.4 Möhre.....	21
5.5 Zwiebel	26
6. Ergebnisse nach PEFCR + Diskussion	31
6.1 Frühkartoffel	32
6.2 Möhre.....	34
6.3 Zwiebel	35
7. Fazit & Empfehlungen zur Anwendung der BEK-Methodik in der Praxis.....	37

1. Hintergrund

Im Zuge der zunehmenden Relevanz von Klimaschutz und nachhaltiger Produktion wächst die Nachfrage bei Betrieben im Bereich der Obst-, Gemüse- und Kartoffelproduktion, nach verlässlichen Daten zu betriebs- oder produktbezogenen Treibhausgasemissionen. Insbesondere Akteure entlang der Wertschöpfungskette, darunter Lebensmitteleinzelhandel, Verarbeiter, Zertifizierungsstellen sowie internationale Handelspartner, fordern zunehmend entsprechende CO₂-Informationen auf Produkt- oder Betriebsebene an. Trotz der gestiegenen Anforderungen, welche an die landwirtschaftlichen Betriebe in Bezug auf das CO₂-Reporting gestellt werden, fehlt es bislang an einem einheitlichen, praxistauglichen Standard zur CO₂-Bilanzierung für die genannten Produktbereiche. Im deutschen Kontext ist insbesondere die Berechnungsmethode für einzelbetriebliche Klimabilanzen (BEK)¹ relevant, welche vom Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) herausgegeben wird. Im Rahmen einer Arbeitsgruppe unter Leitung des Landesbetriebs Landwirtschaft Hessen sowie der Landwirtschaftskammer Niedersachsen wird dieser gerade spezifisch für den Obst- und Gemüsebereich angepasst. Im europäischen Kontext gewinnen die Produkt Umweltfußabdruck-Kategorienregeln für frische Erzeugnisse (PEFCR)² an Bedeutung, welche unter anderem unter der Beteiligung von Freshfel Europe entwickelt worden sind und auf dem Product Environmental Footprint (PEF)³ Ansatz der Europäischen Union beruhen.

2. Problemstellung und Ziele

Die beiden oben aufgeführten Berechnungsstandards unterscheiden sich teilweise erheblich hinsichtlich Methodik, Systemgrenzen, Datentiefe und Anwendungsfokus. Aussagen zur Vergleichbarkeit der Ergebnisse im Gemüsebereich liegen bislang nur unzureichend vor. Zudem ist derzeit unklar, inwieweit landwirtschaftliche Betriebe die teils umfangreichen Anforderungen an Primärdaten tatsächlich erfüllen können. Vor diesem Hintergrund besteht der Bedarf an einem strukturierten Vergleich der beiden Standards.

Ziele der vorliegenden Studie sind daher:

- 1) Analyse und systematischer Vergleich der BEK- und PEFCR-Methodik hinsichtlich ihrer Grundlagen, Systemgrenzen und Anforderungen
- 2) Auswertung betrieblicher Unterschiede und Hauptemissionstreiber
- 3) Vergleichende Analyse der Ergebnisse beider Methoden hinsichtlich ihrer Übereinstimmung und Aussagekraft
- 4) Bewertung der praktischen Anwendbarkeit der BEK-Methodik anhand realer Betriebsdaten
- 5) Identifikation möglicher Vereinfachungen zur praxisnahen Nutzung der BEK-Methodik als CO₂-Bilanzierungstool in der Landwirtschaft

Zur Beantwortung der Forschungsfragen und zur Erreichung der genannten Ziele wird die nachfolgende Vorgehensweise genutzt:

¹ Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL): Berechnungsstandard für einzelbetriebliche Klimabilanzen (BEK) in der Landwirtschaft. KTBL-Sonderveröffentlichung, Darmstadt; 2024

² Weststrate, J., Broekema, R. et al.: Product Environmental Footprint Category Rules for Fresh Produce – Final Version. Wageningen Social & Economic Research Report 2025-038; 2026

³ European Commission: Recommendation (EU) 2021/2279 on the use of the Environmental Footprint methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations. Official Journal of the European Union; 2021

- 1) Erhebung der erforderlichen Primärdaten für die Kulturen Kartoffeln, Möhren und Zwiebeln auf sechs landwirtschaftlichen Betrieben unterschiedlicher Struktur (Betriebsgröße, Anbauspektrum) aus Süd- und Mitteldeutschland
- 2) Berechnung produktspezifischer CO₂-Bilanzen nach der BEK-Methodik auf Basis der erhobenen Praxisdaten
- 3) Berechnung einzelner produktspezifischer CO₂-Bilanzen nach der PEFCR-Methodik

3. Vergleich BEK mit PEFCR Methode

Zur methodischen Einordnung folgt ein Vergleich der BEK-Methode mit dem PEFCR für frisches Gemüse. Der Vergleich fokussiert insbesondere die Systemgrenzen, Datenerfordernisse und Berechnungslogiken zur Ermittlung der CO₂-Bilanz. Die Unterschiede zwischen BEK- und PEFCR-Methodik lassen sich in mehreren zentralen methodischen Kategorien systematisieren. Um die wesentlichen Unterschiede übersichtlich darzustellen, werden diese im Folgenden in einer zusammenfassenden Tabelle (Tabelle 1) gegenübergestellt. Die einzelnen Aspekte werden anschließend in den folgenden Unterkapiteln im Detail erläutert und hinsichtlich ihrer praktischen Bedeutung für die Anwendung im landwirtschaftlichen Kontext vertieft.

Tabelle 1: Übersichtstabelle der Hauptunterschiede zwischen BEK- und PEFCR- Methodik

Aspekt	BEK-Methodik	PEFCR-Methodik	Hauptunterschied
Funktionelle Einheit	Produktbezogen, ohne explizite Abgrenzung essbarer Anteile	1 kg verzehrfähiges Frischprodukt	PEFCR differenziert essbare Anteile
Allokation	Keine Allokation, 100 % Emissionen Hauptprodukt	Allokation bei Kuppelprodukten (physikalisch/ökonomisch)	PEFCR verursachungsgerechter
Systemgrenzen	z.Zt. Cradle-to-field-gate	Cradle-to-grave	PEFCR vollständige Wertschöpfungskette
Vorgelagerte Prozesse	Teilweise pauschal (inkl. Maschinen über Diesel)	Explizit modelliert (Transport etc.), Kapitalgüter ausgeschlossen	Unterschiedliche Systemlogik
Feldemissionen Düngung + Ernterückstände	Sehr detailliert, betriebs- & stoffbezogen	Vereinfachte Standardmodellierung	BEK deutlich standortspezifischer
Kalk & Harnstoff	Emissionsfaktoren für eingesetzte Produkte	IPCC-basierte stöchiometrische Berechnung	Unterschiedliche Rechenbasis
Pflanzenschutzmittel	Wirkstoffmenge pauschal über Anwendungshäufigkeit ableitbar	Exakte Wirkstoffmengen erforderlich	PEFCR datenintensiver
Hintergrunddaten	Diverse Literaturquellen, manuell	Standarddatenbanken (ecoinvent, Agri-footprint)	PEFCR stärker standardisiert
Wirkungskategorien	Nur Klimawirkung (CO ₂ e)	16 Umweltwirkungskategorien	PEFCR umfassender Umweltansatz

3.1 Funktionelle Einheit

Ein grundlegender Unterschied zwischen beiden Methoden zeigt sich bereits in der **Definition der funktionellen Einheit**. Im PEFCR wird diese als ein Kilogramm verzehrfähiges Frischgemüse definiert, wobei nicht essbare Pflanzenbestandteile explizit ausgeschlossen werden. Dadurch wird die Vergleichbarkeit zwischen verschiedenen Kulturen mit unterschiedlichen essbaren Anteilen verbessert. Im BEK erfolgt die Bilanzierung dagegen stärker produktionsbezogen auf Basis des erzeugten Produktes, ohne diese explizite von nichtessbaren Pflanzenteilen zu differenzieren, obwohl dies bei den betrachteten Kulturen wohl nur wenige Prozent ausmacht (z.B. Zwiebelschale).

3.2 Allokation

Im Hinblick auf das **Allokationsverfahren** zeigt sich ebenfalls ein methodischer Unterschied zwischen beiden Ansätzen. In der BEK-Methode wird bei der Berechnung angenommen, dass sämtliche entstandenen Emissionen vollständig der Hauptkultur zugeordnet werden. Nebenprodukten, wie beispielsweise Stroh, wird kein eigener Emissionsanteil zugewiesen, sodass keine Allokation erfolgt. Im PEFCR wird hingegen grundsätzlich geprüft, ob ökonomisch oder stofflich relevante Koppelprodukte vorliegen. Falls Nebenprodukte eine eigenständige wirtschaftliche Nutzung oder Funktion besitzen, erfolgt eine Allokation gemäß den allgemeinen PEF-Regeln, bevorzugt auf Basis physikalischer Zusammenhänge oder, falls dies nicht möglich ist, über ökonomische Allokation. Dadurch wird eine verursachungsgerechtere Verteilung der Umweltwirkungen auf Haupt- und Nebenprodukte angestrebt. Für die im Rahmen dieser Untersuchung betrachteten Gemüsekulturen ist dieser Unterschied jedoch von geringer praktischer Relevanz, da keine wirtschaftlich verwertbaren Nebenprodukte anfallen und somit in beiden Methoden faktisch eine vollständige Zuordnung der Emissionen zur Hauptkultur erfolgt.

3.3 Systemgrenzen

Ein weiterer methodischer Unterschied liegt in den **Systemgrenzen**. Die BEK-Methode verfolgt zum jetzigen Zeitpunkt einen Cradle-to-field-gate-Ansatz und umfasst alle Emissionen vom Anbau bis zur Ernte. Dazu zählen direkte Feldemissionen (Scope 1), Emissionen aus zugekaufter Energie (Scope 2) sowie vorgelagerte Emissionen aus Betriebsmitteln und Ressourcenbereitstellung (Scope 3). Nachgelagerte Prozesse wie Lagerung, Verpackung, Distribution, Handel oder Entsorgung werden (bisher) nicht berücksichtigt. Im Gegensatz dazu verfolgt der PEFCR einen Cradle-to-grave-Ansatz und umfasst die gesamte Wertschöpfungskette von der Rohstoffgewinnung über den Anbau bis hin zu Handel, Konsum und End-of-Life-Prozessen. Dadurch ist der Bilanzierungsumfang deutlich umfassender.

3.4 Vorgelagerte Prozesse

Innerhalb der **vorgelagerten Prozesse** zeigen sich weitere Unterschiede. Während im PEFCR der Transport von Betriebsmitteln zum landwirtschaftlichen Betrieb explizit berücksichtigt wird, erfolgt dies im BEK nur teilweise implizit über pauschalisierte Hintergrundprozesse. Gleichzeitig schließt der PEFCR Kapitalgüter wie landwirtschaftliche Maschinen weitgehend aus, während diese im BEK anteilig über den Dieselverbrauch in Form von Maschinenherstellungsemissionen berücksichtigt werden. Dies stellt einen relevanten methodischen Unterschied dar.

3.5 Feldemissionen

Im Bereich der **Feldemissionen** weisen beide Methoden viele Gemeinsamkeiten auf. Sowohl im BEK als auch im PEFCR werden Emissionen aus Düngung, Pflanzenschutz, Landnutzung, Feldarbeiten sowie Ernte- und Wurzelrückständen berücksichtigt. Unterschiede bestehen jedoch in der Modellierungstiefe. Ein zentraler methodische Unterschied liegt in der Modellierung der Düngung. Die BEK-Methode arbeitet hier

deutlich differenzierter und stärker betriebsbezogen. Mineraldünger werden nach chemischer Stickstoffbindungsform unterschieden und mit spezifischen Emissionsfaktoren verknüpft. Dadurch können Unterschiede zwischen Nitrat-, Ammonium-, und Harnstoffdüngern gezielt abgebildet werden. Die Emissionen werden dann nach direkten N_2O -Emissionen sowie NH_3 - und NO -Verluste aus der Düngung differenziert nach Wirtschafts- und Mineraldüngern modelliert. Dabei erfolgt eine weitere Aufschlüsselung nach Bodenart, wobei jeweils eigene Berechnungsansätze und Emissionsfaktoren zur Anwendung kommen. Bei Wirtschaftsdüngern erfolgt zusätzlich eine Differenzierung nach Ausbringungsform, wodurch beispielsweise Unterschiede zwischen Breitverteilung, Schleppschlauch oder Injektion hinsichtlich NH_3 -, NO - und N_2O -Emissionen berücksichtigt werden können. Diese hohe Differenzierung ermöglicht grundsätzlich eine wissenschaftlich präzisere Abbildung der tatsächlichen Emissionsprozesse und erhöht die betriebliche Spezifität der Bilanzierung. Gleichzeitig ist diese Genauigkeit jedoch stark von der Verfügbarkeit geeigneter Emissionsfaktoren abhängig. Insbesondere für spezifische Düngemittel, Ausbringungsverfahren und standortabhängige Bedingungen findet sich in der Literatur häufig eine große Spannweite an Emissionsfaktoren. Die Auswahl eines geeigneten Faktors erfordert daher oftmals eine vertiefte Analyse der standörtlichen Gegebenheiten, wie Bodenart, Klima, Bewirtschaftungssystem und Ausbringungszeitpunkt. Dies erhöht den methodischen Aufwand und kann die Vergleichbarkeit zwischen verschiedenen Anwendern der Methode erschweren. Der PEFCR verwendet in der Standardmodellierung dagegen einen vereinfachten Ansatz. Hier erfolgt im Wesentlichen eine Unterscheidung zwischen organischen und synthetischen Düngemitteln, wobei die Berechnung auf standardisierten Emissionsfaktoren und betrieblichen Nährstoffsummen basiert. Der PEFCR berücksichtigt NH_3 -Emissionen und direkte und indirekte N_2O -Emissionen aus Düngemiteleinsatz und Ernteresten, CO_2 -Emissionen aus der Ausbringung von Kalk und Harnstoff sowie NO_3^- , PO_4^- und partikelgebundenen P-Verlusten in Gewässer. Die Emissionen werden als Stoffflüsse modelliert, nachdem sie das Feld verlassen haben und in Luft- oder Wasserkompartimente übergehen. Emissionen in den Boden selbst werden dabei nicht bilanziert. Dies reduziert den Datenerhebungsaufwand erheblich und erhöht die methodische Vergleichbarkeit zwischen Studien, geht jedoch zulasten der betrieblichen Spezifität und Detailtiefe. Gerade im Gemüsebau, wo Düngestrategien, Düngertypen und Ausbringungssysteme stark variieren können, kann dies zu relevanten Abweichungen führen. Für die Modellierung von Stickstoff- und Phosphoremissionen folgt der PEFCR einem dreistufigen Präferenzansatz aus Direktmessung, bevorzugter Modellierung und Standardmodellierung (Default). In der vorliegenden Untersuchung wurde die Default-Modellierung gewählt. Dieser Ansatz wird im PEFCR empfohlen zur Sicherstellung einer hohen Vergleichbarkeit zwischen Studien.

3.6 Kalk- und Harnstoffanwendung

Ein weiterer Unterschied innerhalb der Düngermodellierung zeigt sich bei der Berechnung von **CO_2 -Emissionen aus Kalk- und Harnstoffanwendungen**. Beide Methoden berücksichtigen diese Emissionsquellen, jedoch auf unterschiedlicher Grundlage. Im PEFCR erfolgt die Berechnung nach den IPCC-Richtlinien, wobei CO_2 -Emissionen aus Carbonatdüngern sowie Harnstoff direkt auf Basis der eingesetzten Stoffmengen und deren stöchiometrischer Umwandlung berechnet werden. Dabei wird berücksichtigt, dass bei der Hydrolyse von Harnstoff CO_2 freigesetzt wird, welches zuvor im industriellen Herstellungsprozess gebunden wurde. Im BEK erfolgt die Bilanzierung ebenfalls über Emissionsfaktoren, jedoch über CaO -Äquivalente (Kalkung) bzw. spezifische Emissionsfaktoren für carbonathaltige Düngemittel. Dadurch ergeben sich Unterschiede in der methodischen Herleitung und potenziell auch im Endergebnis.

3.7 Pflanzenschutzmittel

Auch bei **Pflanzenschutzmitteln** (PSM) unterscheiden sich die Ansätze. Im BEK wurden die Emissionen aus Pflanzenschutzmitteln auf Basis der Anwendungshäufigkeit und standardisierter Wirkstoffmengen abgeschätzt. Im PEFCR müssen dagegen die tatsächlich eingesetzten Wirkstoffmengen erfasst und bilanziert werden. Der PEFCR erlaubt damit eine präzisere Bilanzierung, während das im BEK gewählte Vorgehen den Datenerhebungsaufwand deutlich reduziert. Theoretisch ist nach BEK auch eine exakte Quantifizierung möglich, wurde in diesem Fall aber nicht angewendet (genauer hierzu: Kapitel 5.1 Methodische Einordnung und Limitationen).

3.8 Hintergrunddaten

Ein weiterer zentraler Unterschied betrifft die verwendeten **Hintergrunddaten**. Der PEFCR basiert auf den standardisierten Datenbanken ecoinvent und Agri-footprint, wodurch eine hohe Reproduzierbarkeit und Vergleichbarkeit gewährleistet wird. Gleichzeitig sind diese Datenbanken teilweise wenig standortspezifisch und oft nur auf multinationaler Ebene, beispielsweise Europa, verfügbar. Im BEK erfolgt die Hinterlegung der Emissionsfaktoren dagegen manuell aus unterschiedlichen, möglichst frei verfügbaren Quellen. Dies erhöht die Transparenz und Zugänglichkeit, führt jedoch zu einer geringeren Standardisierung und potenziell größeren Ergebnisabweichungen zwischen verschiedenen Anwendern. Soll die Methode künftig stärker für branchenweite Vergleiche genutzt werden, wäre eine stärkere Vereinheitlichung der Hintergrunddaten erforderlich.

3.9 Wirkungskategorien

Der größte konzeptionelle Unterschied liegt in den betrachteten **Wirkungskategorien**. Während die BEK-Methode ausschließlich auf die Klimawirkung und damit die CO₂-Bilanz fokussiert ist, fordert der PEFCR die Bilanzierung von insgesamt 16 Umweltwirkungskategorien, darunter Eutrophierung, Versauerung, Ressourcenverbrauch und Toxizität. Innerhalb der Klimawirkung differenziert der PEFCR zusätzlich zwischen fossilen, biogenen und landnutzungsbezogenen Emissionen. Dadurch ermöglicht der PEFCR eine ganzheitlichere Umweltbewertung. Die ausschließliche Fokussierung auf CO₂-Emissionen im BEK vereinfacht die Anwendung, birgt jedoch das Risiko von Problemverlagerungen in andere Umweltwirkungskategorien.

Zusammenfassend zeigt der Methodenvergleich, dass die BEK-Methode insbesondere durch ihre hohe betriebliche Spezifität und den geringeren Erhebungsaufwand im Bereich PSM Vorteile für die Anwendung im landwirtschaftlichen Kontext bietet. Der PEFCR zeichnet sich dagegen durch eine höhere Standardisierung und geringeren Erhebungsaufwand im Bereich Düngung aus. Vorteile für die Anwendung im landwirtschaftlichen Kontext bietet der PEFCR dazu noch durch die vollständige Abbildung der Wertschöpfungskette und eine umfassendere Umweltbewertung.

4. Betriebsübersicht

Für die vorliegende Untersuchung wurden Daten von insgesamt sechs konventionell wirtschaftenden landwirtschaftlichen Betrieben erhoben. Die Betriebe verteilen sich auf fünf Bundesländer und umfassen einen Betrieb in Nordrhein-Westfalen, einen in Niedersachsen, einen in Rheinland-Pfalz, einen in Baden-Württemberg sowie zwei Betriebe in Hessen. Die Betriebe in Rheinland-Pfalz, Hessen und Baden-Württemberg befinden sich dabei im rheinnahen Raum, während die übrigen Standorte andere wichtige Gemüseanbauregionen Deutschlands repräsentieren. Innerhalb der Untersuchung wurden unterschiedliche Anbausysteme und Betriebsgrößen berücksichtigt, um eine möglichst breite Datengrundlage für den Methodenvergleich zu schaffen.

Alle untersuchten Betriebe weisen neben den betrachteten Kulturen weitere Gemüse und klassische Ackerbaukulturen in ihren Fruchtfolgen auf. Dadurch spiegeln sie typische, diversifizierte Praxisbetriebe des deutschen Freilandgemüsebaus wider. Zusätzlich unterscheiden sich die Betriebe in ihren Vermarktungsstrategien. Diese reichen von Direktvermarktung über den Verkauf an den Großhandel bis hin zur Belieferung von Verarbeitungs- und Vermarktungsunternehmen.

Im Kartoffelanbau wurden drei Betriebe mit Frühkartoffelanbau einbezogen, mit Anbauflächen zwischen 20 und 36 ha. Zusätzlich wurden drei Betriebe mit Spätkartoffelanbau untersucht, deren Anbauflächen zwischen 8,8 und 330 ha lagen und damit eine große betriebliche Spannweite abbilden. Der Zwiebelanbau war auf allen sechs Betrieben vertreten, wobei die Anbauflächen zwischen 6,6 und 70 ha variierten. Im Möhrenanbau wurden zwei Betriebe mit frühen Anbausystemen auf Flächen von 23 bis 99 ha sowie zwei Betriebe mit späteren Anbausystemen auf deutlich größeren Flächen von 304 bis 350 ha untersucht.

Zur Sicherstellung der Anonymität der Betriebe wurden diese im Rahmen der Auswertung nicht namentlich ausgewiesen. Stattdessen erfolgte eine Kodierung der Anbausysteme mittels numerischer Kennzeichnungen. Dabei ist zu beachten, dass die Systemnummern kulturbezogen vergeben wurden, sodass beispielsweise „System 1“ im Kartoffelanbau nicht zwangsläufig dem „System 1“ im Möhren- oder Zwiebelanbau entspricht. Aus dem gleichen Grund erfolgt keine betriebsbezogene Offenlegung einzelner Inputparameter, sondern eine aggregierte und vergleichende Auswertung auf System- und Betriebsebene. Diese Vorgehensweise ist notwendig um die Vertraulichkeit der betrieblichen Daten zu gewährleisten und gleichzeitig eine wissenschaftlich valide Vergleichbarkeit zwischen den Betrieben sicherzustellen. Durch die anonymisierte und systembezogene Darstellung wird der Fokus gezielt auf strukturelle Unterschiede und methodische Effekte gelegt ohne Rückschlüsse auf einzelne Betriebe oder Betriebsleiter zu ermöglichen.

Insgesamt bildet die Auswahl der Betriebe eine heterogene Struktur sowohl hinsichtlich der geografischen Lage als auch der betrieblichen Größenordnung, Fruchtfolgesysteme und Vermarktungswege ab. Diese Heterogenität stellt eine geeignete Grundlage dar, um die Anwendbarkeit und Vergleichbarkeit der Bilanzierungsmethode unter unterschiedlichen Praxisbedingungen zu bewerten

5. Ergebnisse nach BEK + Diskussion

5.1 Methodische Einordnung und Limitationen

Ziel des Projektes war es zunächst, die grundsätzliche Funktionsfähigkeit des entwickelten Bilanzierungsansatzes unter Praxisbedingungen zu prüfen. Hierzu wurden die Berechnungslogik und die Datenverfügbarkeit anhand realer Betriebsstrukturen getestet. Im Fokus stand dabei die Frage, welche für die CO₂-Bilanzierung relevanten Daten in den Betrieben bereits vorliegen und welche zusätzlich primär erhoben werden müssen. Parallel wurde der zeitliche Aufwand für Datenerfassung, Dateneingabe und Plausibilitätsprüfung erfasst, um die Umsetzbarkeit im Betriebsalltag bewerten zu können. Darüber hinaus wurde geprüft, inwieweit die Methode eine vergleichbare Bewertung zwischen unterschiedlichen Betrieben und Kulturen ermöglicht.

Diese Untersuchungen erlauben eine erste Einschätzung der Anwendbarkeit und Effizienz des entwickelten Ansatzes. Gleichzeitig liefert das Projekt erste CO₂-Bilanzen für Kartoffeln, Möhren und Zwiebeln auf Basis realer Betriebsdaten und ermöglicht damit eine praxisnahe Bewertung der Methodik.

Funktionelle Einheit und Abgrenzung des Ertrags

Die Ergebnisse werden sowohl flächenbezogen (pro ha) als auch bezogen auf das Produkt (kg Frischmasse (FM)) dargestellt. Die zentrale funktionelle Einheit nach BEK ist CO₂e/kg FM. Hierfür wurden die flächenbezogenen pro Hektar Emissionen durch den Bruttoertrag geteilt. Der Bruttoertrag erfasst die direkt nach der Ernte vom Feld gewonnenen Frischmasse. Verluste durch Sortierung oder Lagerung sowie der Anteil marktfähiger Ware wurden nicht berücksichtigt. Hintergrund hierfür sind die stark unterschiedlichen Vermarktungsstrategien der Betriebe. Während einige Betriebe ihre Produkte selbst sortieren, vermarkten andere direkt ab Feld oder über Lohnunternehmen. Dadurch ist eine einheitliche und belastbare Erfassung des vermarktaren Ertrags nicht möglich. Dies führt dazu, dass die berechneten produktspezifischen Emissionen tendenziell niedriger ausfallen als in Studien, die Marktware als funktionelle Einheit verwenden. Die von den Betrieben angegebenen Marktwareanteile lagen bei Möhren zwischen etwa 75 und 90 %, bei Kartoffeln zwischen 60 und 85 % und bei Zwiebeln zwischen 65 und 90 %. Diese Anteile werden sowohl durch Qualitätsverluste (z. B. Fäulnis oder mechanische Schäden) als auch durch Handelsnormen hinsichtlich Größe und Form beeinflusst.

Systemgrenzen der Bilanzierung

Die Systemgrenzen umfassen die vorgelagerte Produktion der Betriebsmittel, die Feldbewirtschaftung sowie die Ernte. Nicht berücksichtigt wurde die Nachbereitung des Ackers nach der Ernte. Diese Abgrenzung wurde bewusst gewählt, um Doppelzählungen zu vermeiden, da Maßnahmen nach der Ernte häufig bereits der Vorbereitung der Folgekultur dienen. Dies betrifft insbesondere den Anbau von Zwischenfrüchten oder Wintergetreide. Ebenfalls nicht berücksichtigt wurden Transportprozesse nach der Ernte, beispielsweise zur weiteren Verarbeitung oder zum Abnehmer. Ebenso ausgeschlossen wurden Fahrten zwischen Hof und Feld. Der Grund hierfür liegt in der schwierigen Zurechenbarkeit auf Hektarbasis. Da viele Arbeitsschritte über mehrere Schläge hinweg zusammenhängend durchgeführt werden, würde eine pauschale Anrechnung pro Hektar zu Verzerrungen führen.

Standardisierung von Pflanzenschutzmitteleinsatz

Die Emissionen aus der Produktion von Pflanzenschutzmitteln wurden nicht auf Basis der tatsächlich eingesetzten Wirkstoffmengen je Präparat berechnet, sondern über einen standardisierten Ansatz. Dafür wurde zunächst die Anzahl der Anwendungen von Herbiziden, Fungiziden und Insektiziden je Hektar erfasst. Die Anzahl dieser Anwendungen wurde dann mit einer vorab festgelegten durchschnittlichen Wirkstoffmenge pro Anwendung und Hektar multipliziert. Diese Standardisierung verbessert die Vergleichbarkeit zwischen Betrieben, führt jedoch zwangsläufig zu Unsicherheiten in der realen Abbildung. Diese Vereinfachung wurde in Abstimmung mit der BEK Gruppe getroffen, es ist jedoch darauf hinzuweisen, dass offiziell nach BEK die real eingesetzten Wirkstoffmenge zur Berechnung herangezogen werden sollen. Hintergrund für den vereinfachten Ansatz ist, dass die genauen Wirkstoffmengen kaum zu erfassen sind und sowieso nur wenige belastbare Emissionsfaktoren für einzelne Wirkstoffe verfügbar sind und die Umrechnung in CO₂e somit ohnehin mit hoher Unsicherheit verbunden ist. Da Pflanzenschutzmittel im Gesamtergebnis nur einen geringen Anteil ausmachen, ist die Auswirkung dieser Unsicherheit auf das Gesamtergebnis begrenzt.

Wassernutzung und Bewässerung

Wasser selbst verursacht bei Nutzung aus Grundwasser oder Oberflächenwasser keine direkten THG-Emissionen. Relevante Emissionen entstehen durch die Bereitstellung und Förderung des Wassers. Bei der

Nutzung von Grundwasser wurden diese über den Diesel- oder Stromverbrauch der Pumpen erfasst. Der Verbrauch wurde dabei über Pumpenleistung und geförderte Wassermenge abgeschätzt. Bei Wasser aus Bewässerungsverbänden, die Oberflächenwasser über feste Leitungssysteme bereitstellen, lagen keine Informationen zum Energieaufwand der Wasserbereitstellung vor. Diese Emissionen konnten deswegen nicht inkludiert werden. Dies betrifft Systeme von zwei Betrieben und führt dort potenziell zu einer Unterschätzung der tatsächlichen Emissionen. Bei der Auswertung wird auf diese Limitation hingewiesen. Die Emissionen für Infrastruktur wie Wasserleitungen wurden nicht berücksichtigt, da keine kurzlebigen Bewässerungssysteme wie Tröpfchenbewässerung eingesetzt wurden.

Berechnung und Standardisierung des Dieselverbrauchs

Die Berechnung des Dieselverbrauchs für Feldarbeiten erfolgte nicht auf Basis real gemessener Verbrauchswerte, sondern über die Art und Häufigkeit der Überfahrten in Kombination mit standardisierten Verbrauchswerten aus der Datensammlung des österreichischen Kuratorium für Landtechnik und Landentwicklung⁴. Dieses Vorgehen wurde gewählt, da in den meisten Betrieben keine schlagspezifischen oder arbeitgangbezogenen Dieselaufzeichnungen vorlagen. In den Betriebsinterviews wurden die realen Verbräuche von den Betriebsleitern häufig höher eingeschätzt als die Literaturwerte. Diese Schätzungen waren jedoch meist nicht durch Aufzeichnungen belegbar und unterlagen daher einer hohen Unsicherheit. Die Verwendung standardisierter Literaturwerte verbessert in diesem Zusammenhang die Vergleichbarkeit zwischen Betrieben und Systemen, kann jedoch im Einzelfall zu Abweichungen gegenüber dem tatsächlichen Verbrauch führen.

Wirtschaftsdünger und Kompost

Die Erfassung von Wirtschaftsdüngern stellte einen wesentlichen Unsicherheitsfaktor dar. Zwar waren die Stickstoffgehalte meist bekannt, Informationen zur exakten Ausbringtechnik lagen jedoch nur eingeschränkt vor. Besonders relevant ist dies für Ammoniakverluste, da die Emissionsfaktoren stark von der Zeitspanne zwischen Ausbringung und Einarbeitung abhängen. Da diese Zeiträume in der Praxis selten exakt dokumentiert werden, wurde standardmäßig von einer Einarbeitung innerhalb von weniger als einer Stunde ausgegangen. Außerdem, falls die eingesetzten Wirtschaftsdünger überjählig wirksam sind, wurden diese nach der „Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen“ (DüV)⁵ verrechnet. Es ergeben sie hier ähnlich Schwierigkeiten wie bei Kompost, da überjährige Anrechnung nicht nachvollzogen werden kann für alle Schläge.

Kompost wurde von keinem Betrieb direkt in den betrachteten Kulturen eingesetzt. Da Kompost in der Fruchtfolge häufig in Vorfrüchten wie Getreide verwendet wird und seine Wirkung über mehrere Jahre anhält, wäre eine exakte Zuordnung auf Einzelkulturebene nur auf schlagspezifischer Ebene möglich gewesen. Um Ungenauigkeiten zu vermeiden und die Vergleichbarkeit zu erhöhen, wurde Kompost vollständig aus der Bilanzierung ausgeschlossen. Dies verdeutlicht, dass insbesondere bei biologisch wirtschaftenden Betrieben eine gesamtbetriebliche Bilanzierung sinnvoller sein könnte.

⁴ Österreichisches Kuratorium für Landtechnik und Landentwicklung (ÖKL): Kraftstoffverbrauch in der Land- und Forstwirtschaft. Richtwerte Online; 2021

⁵ BGBl. I S. 1305: Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung); 2017

Ernterückstände und Literaturparameter

Die Berechnung der Emissionen aus Ernterückständen basiert auf Literaturwerten zu Trockensubstanzgehalten, Stickstoffkonzentrationen sowie dem Verhältnis von Hauptprodukt zu Ernterückständen. Diese Parameter unterliegen in der Praxis jedoch erheblichen Schwankungen in Abhängigkeit von Sorte, Standortbedingungen und Bewirtschaftungsintensität. Für eine überbetriebliche Vergleichbarkeit ist eine Standardisierung dieser Hintergrundwerte notwendig. Gleichzeitig kann dies dazu führen, dass reale Emissionen über- oder unterschätzt werden, da keine betriebspezifischen Primärdaten zu diesen Parametern erhoben wurden und voraussichtlich auch nicht werden können, da diese nicht von den Betrieben gemessen werden.

Besonders relevant ist der sogenannte Nicht-Ernte-Faktor, der den Anteil des Hauptproduktes beschreibt, der nicht geerntet wird und somit als organisches Material auf dem Feld verbleibt. Für diese Studie wurde dieser Faktor standardisiert mit einem Verhältnis von 20/80 angesetzt. Da dieser Parameter einen direkten Einfluss auf die berechneten N_2O -Emissionen aus Ernterückständen hat, stellt sich die Frage, ob eine pauschale Standardisierung für die Vergleichbarkeit sinnvoller ist oder ob hier eine stärkere Orientierung an realen Betriebsdaten erforderlich wäre, um die tatsächlichen Verhältnisse besser abzubilden. Insbesondere im Gemüsebau kann dieser Anteil je nach Kultur, Jahrgang, Vermarktungsanforderungen und Witterung stark variieren. Zusätzliche Unsicherheiten entstehen dadurch, dass die Überproduktion nicht zwangsläufig auf dem Feld verbleibt. In einzelnen Betrieben werden Überschüsse oder Ausschussware beispielsweise in Biogasanlagen weiterverwertet. In diesen Fällen wären die daraus resultierenden Emissionen beziehungsweise potenzielle Gutschriften systematisch anders zuzuordnen und müssten in einer separaten Bilanzierung berücksichtigt werden. Die pauschale Annahme eines Verbleibs auf dem Feld kann daher zu Verzerrungen führen.

Darüber hinaus bestehen methodische Unterschiede zwischen den betrachteten Kulturen. Während bei Möhren und Zwiebeln sowohl oberirdische als auch unterirdische Ernterückstände berücksichtigt werden, entfällt bei Kartoffeln ein klassischer Wurzelrückstand weitgehend, da das Ernteprodukt selbst die Knolle darstellt. Zudem soll nach BEK der Nicht-Ernte-Faktor nur bei Gemüse (Möhre + Zwiebel) und nicht bei Kartoffel angewendet werden, da davon ausgegangen wird, dass hier alles geerntet wird. Diese kulturspezifischen Unterschiede beeinflussen die Höhe der berechneten Ernterückstandsemissionen und Nicht-Ernte-Emissionen und erschweren die direkte Vergleichbarkeit zwischen den Kulturen.

Datenverfügbarkeit und Erfassungsaufwand

Die Datenerfassung stellte sich trotz vorhandener Dokumentationen als zeitintensiv heraus. Zwar lagen in vielen Betrieben Ackerschlagkarteien vor, diese beziehen sich jedoch auf einzelne Schläge und nicht auf kulturübergreifende Mittelwerte. Für eine repräsentative Datengrundlage mussten häufig mehrere Schläge ausgewertet und gemittelt werden. Die Datenqualität unterschied sich stark zwischen den Betrieben. Während einige Betriebe detaillierte Angaben zu Düngung, Pflanzenschutz und Bewässerung vorweisen konnten, lagen bei anderen nur grobe Summen oder Schätzwerte vor. Dies betraf insbesondere Wirtschaftsdünger, Dieselverbräuche und Stromverbräuche. Zusätzlich zeigten sich teilweise deutliche Abweichungen zwischen Interviewangaben und den Daten aus den Ackerschlagkarteien, insbesondere bei Düngung und Pflanzenschutz. Diese Unterschiede lagen teilweise im Bereich von 20-30 % und können je nach Einflussfaktor relevante Auswirkungen auf das Endergebnis haben. Von den Betrieben wurde der Erhebungsaufwand insgesamt als hoch eingeschätzt. Neben der Datenaufbereitung für mehrere Jahre und Kulturen und dem 2-3 h Interview zur Datenerfassung, wurde insbesondere die wiederholte Bereitstellung

ähnlicher Daten für verschiedene Institutionen als belastend empfunden. Mehrfach wurde der Wunsch nach zentralisierten Datensystemen geäußert.

Offene methodische Fragestellungen

Die BEK-Methode befindet sich derzeit noch in der Weiterentwicklung. Ziel des aktuellen Entwicklungsstandes ist zunächst die methodische Grundstruktur festzulegen, also welche Prozesse grundsätzlich berücksichtigt werden, wie diese berechnet werden und an welchen Stellen Standardisierungen möglich sind. Eine abschließende Festlegung aller Hintergrundwerte und Emissionsfaktoren liegt bisher jedoch noch nicht vor. Das verwendete BEK-Tool ist derzeit als interne Arbeitsversion zu verstehen, in der die einzelnen Parameter selbst eingetragen werden dürfen. Ein offener Punkt betrifft die Berechnung indirekter Feldemissionen durch Stickstoffauswaschung. Aktuell erfolgt diese auf Basis standardisierter IPCC-Methodik. Perspektivisch wäre jedoch eine standortspezifischere Berechnung über Sickerwasserquoten denkbar, wodurch regionale Unterschiede in Niederschlag, Bodentyp und Wasserhaushalt besser berücksichtigt werden könnten. Auch Emissionen aus Humusauf- und -abbau sind bislang nicht Bestandteil der Methode, obwohl diese insbesondere bei humusreichen oder intensiv bewirtschafteten Standorten eine relevante Rolle spielen können.

Eine besondere methodische Relevanz besitzen die verwendeten Emissionsfaktoren. Diese stellen numerische Umrechnungsparameter dar mit denen Aktivitätsdaten, beispielsweise der Einsatz von Diesel, Stickstoffdüngern oder Saatgut, in Emissionen wie CO₂e, N₂O-N oder NH₃-N überführt werden. Emissionsfaktoren können dabei sowohl einfache stöchiometrisch abgeleitete Stoffumrechnungen (z. B. CaCO₃ -> CO₂), prozessbezogene Emissionen unter bestimmten Umweltbedingungen (z. B. Lachgasemissionen aus N-Düngung auf mineralischen Böden), als auch vorgelagerte Produktionsketten (z. B. Herstellung von Saatgut oder Düngemitteln) abbilden. Mit Ausnahme der stöchiometrisch abgeleiteten Umrechnungen sind Emissionsfaktoren keine konstanten Größen, da sie stark von Standortbedingungen, Managementpraktiken und Modellannahmen beeinflusst werden. Daher sind sie bislang innerhalb der betrachteten Methodik nicht standardisiert, sondern stammen aus unterschiedlichen Literaturquellen und können sogar vom Anwender innerhalb bestimmter Bandbreiten selbst gewählt werden. Dadurch entsteht ein relevanter Unsicherheits- und Interpretationsspielraum. Gerade weil Emissionsfaktoren einen direkten und teils starken Einfluss auf das Endergebnis haben, ist eine Harmonisierung bzw. Festlegung für die Vergleichbarkeit zwischen Betrieben und Studien essenziell. Ohne diese Standardisierung könnten zwei identische Produktionssysteme allein durch unterschiedliche Hintergrundwerte zu deutlich abweichenden Ergebnissen führen. Für die vorliegende Studie wurden Lücken innerhalb der Emissionsfaktorenliste eigenständig ergänzt. Hierfür wurden Werte aus der Düngeverordnung (Anlage 7)⁶, der Fruchtartenliste 2026 der Düngbehörde Niedersachsen⁷ für Erntegutparameter sowie dem IPCC⁸ für stickstoffbezogene Emissionsfaktoren genutzt. Zusätzlich wurden für einzelne Prozesse Literaturwerte aus bestehenden Studien übernommen. Diese Ergänzungen stellen jedoch projektspezifische Annahmen dar und sind nicht als final standardisierte Werte der BEK-Methode zu verstehen.

⁶ BGBl. I S. 1305: Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen. Düngeverordnung, Anlage 7; 2017

⁷ Landwirtschaftskammer Niedersachsen: Stickstoffbedarfswerte und N- bzw. P₂O₅-Gehalte von Ackerkulturen und Grünland sowie Gemüsebau (Fruchtartenliste Gemüse 2026-1). Düngbehörde Niedersachsen; Stand 12.12.2025

⁸ Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC): 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. IPCC Report; 2019

Ein weiterer methodischer Unsicherheitsbereich ist die Differenzierung zwischen organischen und mineralischen Böden. In der BEK-Methode wird diese Unterscheidung für die Emissionsberechnung berücksichtigt, jedoch fehlt bislang eine eindeutige methodische Abgrenzung. Für diese Studie wurde als Orientierung die GLÖZ-2-Definition⁹ verwendet, nach der organische Böden ab einem Gehalt von $\geq 7,5\%$ organischem Bodenkohlenstoff (C_{org}) bei mindestens 10 cm Mächtigkeit innerhalb der oberen 40 cm definiert werden. Keiner der untersuchten Betriebe erfüllte diese Kriterien. In der Praxis bleibt jedoch problematisch, dass auf Betrieben mit heterogenen Flächen und wechselnden Fruchtfolgen die genaue Zuordnung von Kulturen zu organischen oder mineralischen Böden oft nur schwer möglich ist.

Auch die Übertragbarkeit der Methode auf den biologischen Landbau ist derzeit nur eingeschränkt beurteilbar. Da dort Kompost und Wirtschaftsdünger zentrale Stickstoffquellen darstellen, entstehen ähnliche Herausforderungen wie bereits bei der Kompostanrechnung beschrieben. Insbesondere die überjährige N-Wirkung, die variablen Nährstoffgehalte und die fehlende eindeutige Zuordnung auf Einzelkulturebene erschweren eine belastbare Bilanzierung. Gleichzeitig basiert die derzeitige Standardisierung von Pflanzenschutzmitteln stark auf synthetischen Wirkstoffen. Im ökologischen Landbau werden jedoch häufig deutlich größere Produktmengen mit geringeren Wirkstoffkonzentrationen eingesetzt, wodurch die aktuelle Methodik hier nur eingeschränkt geeignet erscheint.

5.2 Frühkartoffel

Die analysierten Frühkartoffelanbausysteme zeigen insgesamt nur geringe Unterschiede in ihrer Treibhausgasbilanz auf Flächenbasis und etwas stärkere Unterschiede bezogen auf die FM. Auf Grundlage der Mittelwerte der Jahre 2023 bis 2025 lagen die Emissionen zwischen 2.747 und 3.179 kg CO₂e/ha sowie zwischen 0,0557 und 0,0691 kg CO₂e/kg FM. Damit wird deutlich, dass die Bewertung pro Hektar nur begrenzte Unterschiede zwischen den Systemen erkennen lässt, während die produktbezogene Betrachtung stärker vom jeweiligen Ertragsniveau beeinflusst wird. In diesem Fall lagen in fast allen Jahren und Systemen die Erträge auf einem vergleichbaren Niveau.

Über alle Systeme hinweg stellt die Düngung den größten Beitrag zur gesamten CO₂-Bilanz dar. Dies umfasst sowohl die Emissionen aus der Herstellung der Mineraldünger als auch direkte und indirekte Lachgasemissionen aus dem Stickstoffeinsatz. Einen weiteren großen Beitrag liefern Dieselverbrauch und Maschineneinsatz. Während die Emissionen aus der Feldbewirtschaftung zwischen den Systemen relativ ähnlich sind, treten Unterschiede insbesondere durch die Bewässerung auf. Ein weiterer wesentlicher Emissionsfaktor ist die Saatgutbereitstellung. Im Vergleich zu gesäten Kulturen fällt dieser Beitrag im Kartoffelanbau deutlich stärker ins Gewicht, da Pflanzkartoffeln einen hohen Materialeinsatz erfordern (vgl. Abb. 1Abb. 2). In den vorliegenden Ergebnissen zeigt sich, dass der Beitrag des Saatguts in allen drei Systemen ähnlich hoch ist und somit einen stabilen, systemunabhängigen Emissionsblock darstellt (vgl. Tabelle 2). Die Emissionen aus Ernterückständen fallen dagegen vergleichsweise gering aus. Dies ist plausibel, da im Kartoffelanbau keine relevanten Wurzelreste im Boden verbleiben und große Teile des Stickstoffs aus dem Kartoffelkraut bis zum Erntezeitpunkt in die Knollen verlagert werden. Ebenso fallen die Emissionen aus Folien und Flies in diesen Systemen eher gering aus. Grund hierfür ist das hauptsächlich Vlies verwendet wurde und dies über im Durchschnitt 3 Jahre weiterverwendet wurde. Beiträge aus Pflanzenschutzmittelproduktion spielen in allen Systemen nur eine untergeordnete Rolle

⁹ EU-Kommission: Verordnung (EU) 2021/2115 (GAP-Strategieplanverordnung), ABl. L 435. GLÖZ 2 (Schutz von Feuchtgebieten und Mooren); 2021

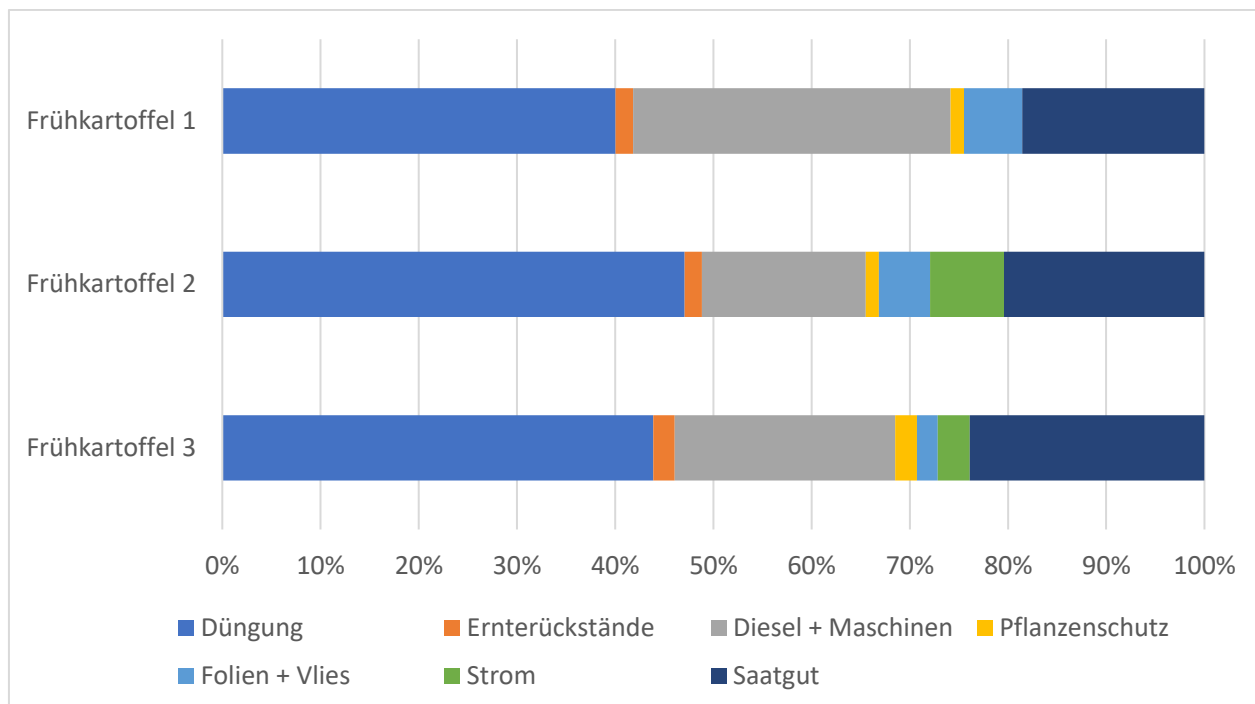


Abb. 1: Prozentualer Beitrag kumulierter Einflussfaktoren auf die CO₂- Bilanz der drei Frühkartoffelanbausysteme; Düngung inkl. Produktion und Feldemissionen; Diesel + Maschinen inkl. Produktion und Verbrennung

Die flächenbezogenen Emissionen liegen mit durchschnittlich 3.179 kg CO₂e/ha am höchsten bei **Frühkartoffel 1**. Hauptsächlich hierfür ist der hohe Energieeinsatz für die Bewässerung. Mit Bewässerungsmengen zwischen 1.250 und 1.500 m³/ha*a entstehen erhebliche Dieselvebräuche für die Wasserförderung, die sich deutlich auf die Gesamtbilanz auswirken. Die Erträge bewegen sich mit 44 bis 53 t/ha im mittleren bis hohen Bereich, können die hohen absoluten Emissionen jedoch nur teilweise kompensieren (vgl. Jahr 2025 mit besonders hohen Erträgen). Zusätzlich wird die gesamte Fläche mit Vlies abgedeckt und je nach Jahr auf 20-50 % der Fläche zusätzlich Folie eingesetzt wird. Diese zusätzliche Materialnutzung erhöht die vorgelagerten Scope-3-Emissionen. Die Stickstoff- und Kaliumdüngung bewegen sich im durchschnittlichen Bereich (vgl. Abb. 2+ Abb. 3).

Frühkartoffel 2 weist mit durchschnittlich 0,0691 CO₂e/kg FM die höchsten produktbezogenen Emissionen innerhalb der betrachteten Frühkartoffelsysteme auf, trotz Flächenemissionen im Mittelfeld. Ausschlaggebend hierfür ist vor allem das niedrigere Ertragsniveau von 36 bis 44 t/ha, wodurch sich die Emissionen auf eine geringere Ertragsmasse verteilen. Charakteristisch für dieses System ist die intensive Bewässerung mit sieben Beregnungsgängen à acht Stunden. Im Gegensatz zu System 1 entstehen hier jedoch keine direkten Deselemissionen, da die Bewässerung über einen Beregnungsverband erfolgt und somit keine eigenen Pumpenemissionen bilanziert werden können. Gleichzeitig entstehen zusätzliche Scope-2-Emissionen durch den Strombedarf für die Vorkeimung von etwa 423 kWh/ha, was innerhalb der Frühkartoffelsysteme den höchsten Stromverbrauch darstellt. Darüber hinaus wird die gesamte Fläche mit Vlies abgedeckt und zusätzlich rund ein Drittel der Fläche mit Folie als Doppeldeckung versehen ist. Dieses zusätzliche Material sowie der vergleichsweise hohe Kaliumeinsatz, der sich in den vorgelagerten Scope-3-Emissionen auswirkt, beeinflussen die Gesamtbilanz zusätzlich negativ (vgl. Abb. 2+ Abb. 3).

Frühkartoffel 3 weist mit durchschnittlich 0,0557 kg CO₂e/kg FM die niedrigsten produktspezifischen Emissionen der Frühkartoffelsysteme auf. Gleichzeitig liegen die flächenbezogenen Emissionen mit

durchschnittlich 2.748 kg CO₂e/ha ebenfalls auf dem niedrigsten Niveau. Entscheidend hierfür ist vor allem das stabile mittlere Ertragsniveau von 47 bis 51 t/ha bei gleichzeitig vergleichsweise geringem Bewässerungsbedarf von lediglich 80 m³/ha*a. Die Bewässerung erfolgt dabei zu gleichen Teilen elektrisch und dieselbetrieben, wobei der elektrische Anteil geringere Emissionen verursacht als die Dieselpumpen. Zusätzlich fallen Scope-2-Emissionen durch den Strombedarf für die Vorkeimung von etwa 60 kWh an, die jedoch deutlich geringer ausfallen als in System 2. Etwa die Hälfte der Fläche wird mit Vlies abgedeckt, wodurch die materialbedingten Scope-3-Emissionen niedriger ausfallen als in den anderen Systemen. Zusätzlich entstehen Emissionen aus Kalkung, die direkt in die Klimabilanz eingehen. Trotz des ebenfalls erhöhten Kaliumeinsatzes, der ausschließlich in den vorgelagerten Emissionen relevant wird, bleibt das System insgesamt emissionsärmer als die Vergleichssysteme (vgl. Abb. 2+ Abb. 3).

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass im Frühkartoffelanbau insbesondere der Energieeinsatz für Bewässerung sowie der Materialeinsatz für Abdecksysteme entscheidende Unterschiedsfaktoren auf die CO₂-Bilanz darstellen. Während Frühkartoffel 1 und 2 ähnliche produktspezifische Emissionen aufweisen, unterscheiden sich die Ursachen deutlich: In System 1 führen vor allem hohe Dieserverbräuche für die Bewässerung zu erhöhten Emissionen, während in System 2 insbesondere das niedrigere Ertragsniveau sowie Stromverbrauch zur Vorkeimung und intensivere Abdecksysteme die Bilanz belasten. System 3 zeigt hingegen, dass durch moderaten Ressourceneinsatz, geringeren Bewässerungsbedarf und stabile Erträge deutlich günstigere produktspezifische Emissionen erreicht werden können. Insgesamt zeigt sich im Frühkartoffelanbau, dass nicht die absolute Höhe einzelner Inputs allein entscheidend ist, sondern deren Effizienz im Verhältnis zum erzielten Ertrag. Regionale Unterschiede oder Betriebsgrößen lassen dabei keine klaren systematischen Muster erkennen, entscheidend sind vor allem Bewässerungsmanagement, Materialeinsatz und Ertragsniveau.

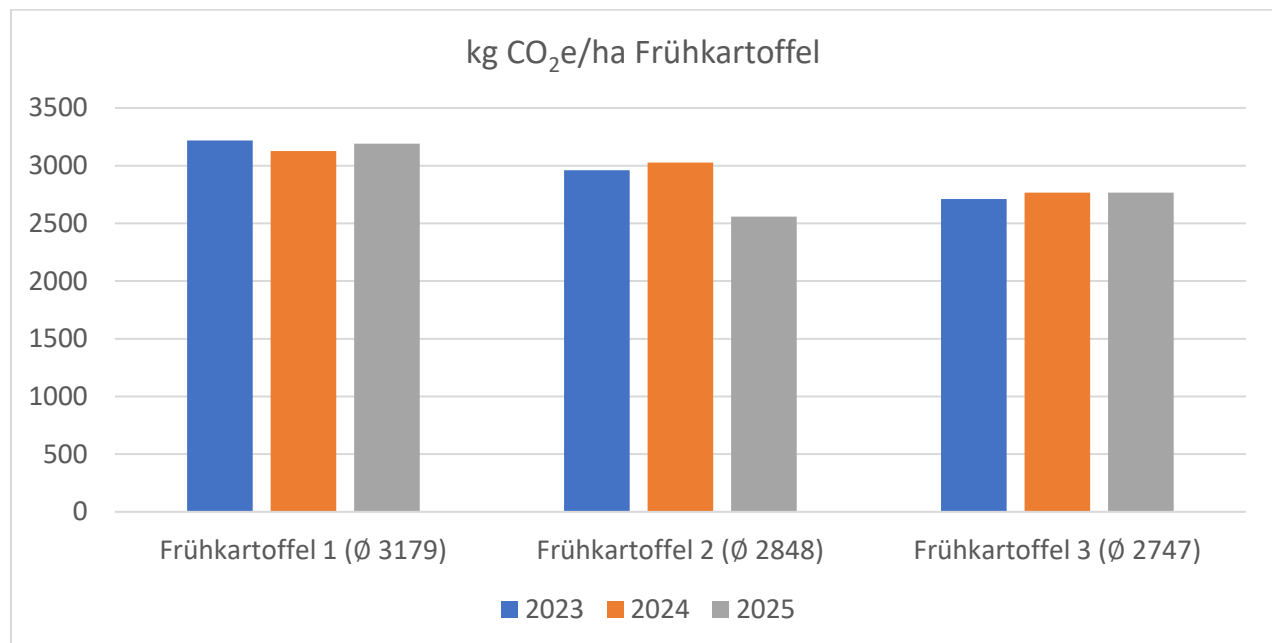


Abb. 2: CO₂ Bilanz der unterschiedlichen Frühkartoffelanbausystem für die Jahre 2023-2025 pro Hektar (ha)

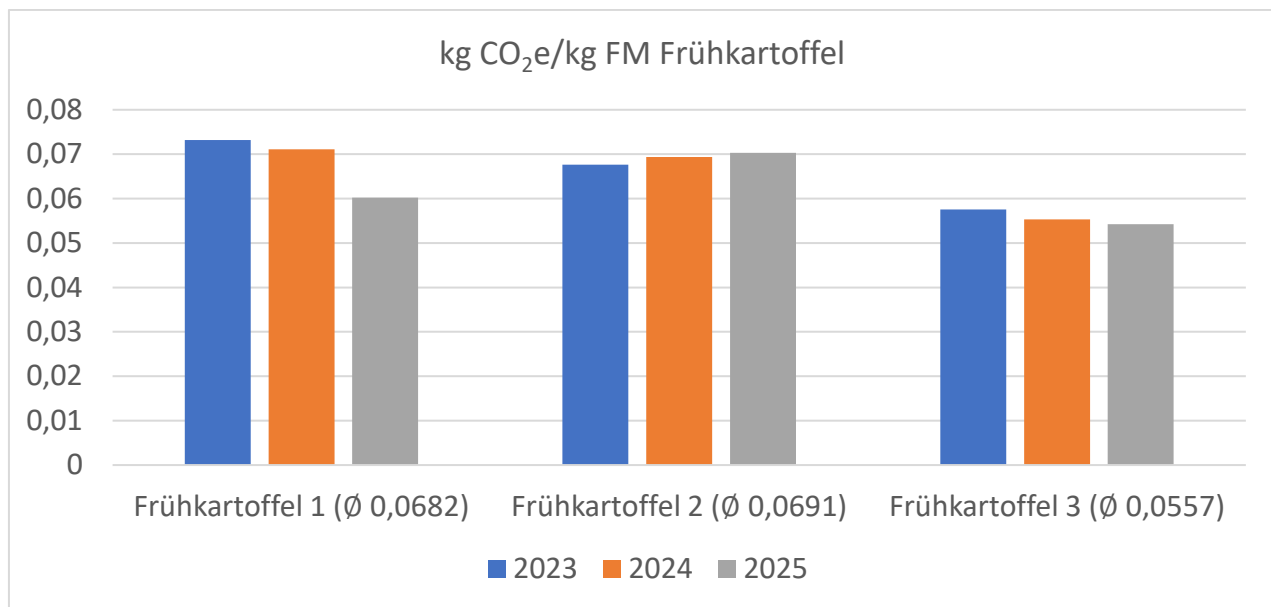


Abb. 3: CO₂ Bilanz der unterschiedlichen Frühkartoffelanbausystem für die Jahre 2023-2025 pro kg Frischmasse (FM)

Wie in Tabelle 2 dargestellt, liegen die berechneten Scope-1-Emissionen zwischen 1.138 und 1.550 kg CO₂e/ha und machen damit 40-49% der Gesamtemissionen aus. Je nach System sind 52-69 % der Scope 1 Emissionen auf N₂O zurückzuführen. Innerhalb der N₂O-bedingten Emissionen zeigen sich folgende Hauptquellen:

- 57-59 % stammen aus direkten Emissionen von Mineraldüngern
- 6-9 % entstehen aus Ernteresten
- 34 % resultieren aus indirekten Emissionen durch N-Auswaschung

Die Höhe dieser Emissionen ist zwischen den Systemen insgesamt vergleichbar, da ähnliche Mengen an Stickstoffdüngern eingesetzt wurden.

Weitere relevante Beiträge zu Scope 1 stammen aus der Dieselerbrennung, die 31-48 % der Scope-1-Emissionen ausmacht. Diese Emissionen entstehen vor allem durch Feldarbeiten und den Betrieb von Bewässerungspumpen. Letztere stellen den wichtigsten betriebspezifischen Unterschied zwischen den Systemen dar. Frühkartoffel 1 weist in diesem Bereich deutlich höhere Emissionen auf, was auf die hohen Bewässerungsmengen zurückzuführen ist. Bei Frühkartoffel 2 fallen hingegen keine Emissionen aus eigenen Dieselpumpen an, da die Wasserversorgung über einen Bewässerungsverband erfolgt und die daraus entstehenden Emissionen nicht bilanziert werden können. In Frühkartoffel 3 entstehen nur geringe Emissionen aus der Wasserförderung, da zum einen insgesamt deutlich weniger bewässert wurde und zum anderen etwa die Hälfte des Wassers über Elektropumpen gefördert wurde, deren Emissionen Scope 2 zugeordnet werden.

Die allgemeine Bewirtschaftung, insbesondere die Bodenbearbeitungsmaßnahmen, ist zwischen den Betrieben weitgehend vergleichbar. Unterschiede bestehen vor allem in der Anzahl von Pflanzenschutzmaßnahmen und Düngergaben. Diese sind jedoch mit vergleichsweise geringem zusätzlichem Dieserverbrauch verbunden und beeinflussen die Gesamtbilanz entsprechend nur in geringem Maße. Emissionen aus der Kalkung treten ausschließlich bei Frühkartoffel 3 auf und machen dort etwa 8 % der Scope-1-Emissionen aus.

Scope-2-Emissionen treten nur in den Systemen Frühkartoffel 2 und 3 auf. Sie entstehen hauptsächlich durch den Stromverbrauch für die Vorkeimung der Kartoffeln, insbesondere für Beleuchtung und Belüftung. In Frühkartoffel 3 kommt zusätzlich etwa ein Drittel der Scope-2-Emissionen durch den Strombedarf der Bewässerungspumpen hinzu. Insgesamt ist der Anteil der Scope-2-Emissionen jedoch gering und macht lediglich 3-8 % der Gesamtemissionen aus.

Die Scope-3-Emissionen machen mit 51-53 % etwa die Hälfte der Gesamtemissionen aus. Den größten Anteil daran hat die Saatgutproduktion, die 36-46 % der Scope-3-Emissionen verursacht. Eine weitere bedeutende Quelle ist die Herstellung mineralischer Düngemittel, die 33-40 % der Scope-3-Emissionen ausmacht. Die Produktion von Pflanzenschutzmitteln trägt mit 3-4 % dagegen nur in geringem Umfang zur Gesamtbilanz bei. Die Bereitstellung von Diesel sowie die anteilige Maschinenherstellung verursachen weitere 9-17 % der Scope-3-Emissionen. Zusätzlich machen die Herstellung von Folien und Vliesabdeckungen je nach System 4-12 % der Scope-3-Emissionen aus.

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass Unterschiede in der Treibhausgasbilanz des Frühkartoffelanbaus weniger durch Betriebsgröße oder Anbauregion bedingt sind, sondern vor allem das Bewässerungsmanagement, der Einsatz von Kalk, die Folien- und Vliesnutzung sowie die Vorkeimung entscheidend sind. Letztere beiden stellen dabei typische Merkmale des Frühkartoffelanbaus dar und unterscheiden diese Kultur von späteren Anbausystemen.

Tabelle 2: Ergebnisse CO₂ Bilanz Frühkartoffel (Durchschnitt 2023-2025 pro System); MD = Mineraldünger; alle Angaben außer Ertrag in CO₂ e

	Frühkartoffel 1	Frühkartoffel 2	Frühkartoffel 3
Ertrag	44-53t	36-44t	47-51 t
Scope 1: Feldemissionen			
Düngung (inkl. Kalk)	469,73	470,57	486,95
Ernterückstände	57,04	50,10	59,92
N-Auswaschung	273,71	270,38	232,90
Dieselvebrennung	750,37	347,44	450,56
Summe Scope 1:	1.550,84	1.138,49	1.230,33
- davon N₂O-Emissionen:	800,47	791,06	678,08
- davon CO₂-Emissionen:	750,37	347,44	552,26
Scope 2: Vorgelagerte Treibhausgasemissionen aus der Nutzung von Strom und Wärme			
Stromverbrauch	0,00	214,20	89,64
Wärmeverbrauch	0,00	0,00	0,00
Summe Scope 2:	0,00	214,20	89,64

Scope 3: Vorgelagerte Treibhausgasemissionen aus dem Betriebsmitteleinsatz			
MD-Bereitstellung	529,39	599,61	485,96
Saatgutbereitstellung	589,70	581,06	656,15
Pflanzenschutzmittelbereitstellung	43,75	37,74	61,11
Vliesbereitstellung	103,23	103,23	58,51
Folienbereitstellung	85,29	46,12	
Dieselherstellung	195,96	90,73	117,66
Maschinenherstellung	80,38	37,22	48,26
Summe Scope 3:	1.627,69	1.495,71	1.427,65
Summe Scope 1+2+3	3.178,54	2.848,40	2.747,63
- davon N₂O-Emissionen	800,47	791,06	678,08
- davon CO₂-Emissionen	2.378,07	2.057,34	2.069,55

5.3 Spätkartoffel

Die analysierten Spätkartoffelanbausysteme zeigen insgesamt nur geringe Unterschiede in ihrer Treibhausgasbilanz auf Flächenbasis, jedoch deutlich stärkere Unterschiede bezogen auf die FM. Auf Grundlage der Mittelwerte der Jahre 2023 bis 2025 lagen die Emissionen zwischen 2.332 und 2.835 kg CO₂e/ha sowie zwischen 0,0445 und 0,0609 kg CO₂e/kg FM. Damit wird deutlich, dass die Bewertung pro Hektar nur begrenzte Unterschiede zwischen den Systemen erkennen lässt, während die produktbezogene Betrachtung stärker vom jeweiligen Ertragsniveau beeinflusst wird.

Über alle Systeme hinweg stellt die Düngung den größten Beitrag zur gesamten CO₂-Bilanz dar. Dies umfasst sowohl die Emissionen aus der Herstellung der Mineraldünger als auch direkte und indirekte Lachgasemissionen aus dem Stickstoffeinsatz. Einen weiteren großen Beitrag liefern Dieselverbrauch und Maschineneinsatz. Während die Emissionen aus der Feldbewirtschaftung zwischen den Systemen relativ ähnlich sind, treten Unterschiede insbesondere durch die Bewässerung auf. Ein weiterer wesentlicher Emissionsfaktor ist die Saatgutbereitstellung. Im Vergleich zu gesäten Kulturen fällt dieser Beitrag im Kartoffelanbau deutlich stärker ins Gewicht, da Pflanzkartoffeln einen hohen Materialeinsatz erfordern (vgl. Abb. 4). In den vorliegenden Ergebnissen zeigt sich, dass der Beitrag des Saatguts in allen drei Systemen ähnlich hoch ist und somit einen stabilen, systemunabhängigen Emissionsblock darstellt (vgl. Tabelle 3). Die Emissionen aus Ernterückständen fallen, wie bei der Frühkartoffel, vergleichsweise gering aus. Dies ist plausibel, da im Kartoffelanbau keine relevanten Wurzelreste im Boden verbleiben und große Teile des Stickstoffs aus dem Kartoffelkraut bis zum Erntezeitpunkt in die Knollen verlagert werden. Beiträge aus Pflanzenschutzmittelproduktion spielen in allen Systemen nur eine untergeordnete Rolle (vgl. Abb. 4).

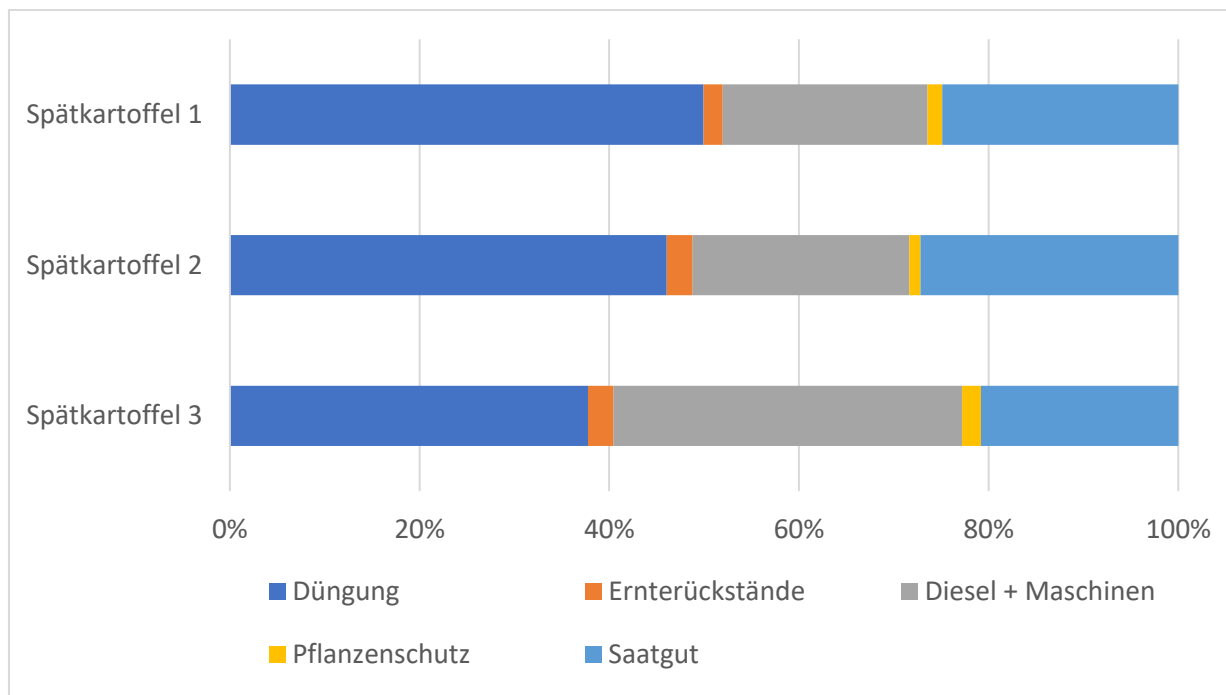


Abb. 4: Prozentualer Beitrag kumulierter Einflussfaktoren auf die CO₂- Bilanz der drei Spätkartoffelanbausysteme; Düngung inkl. Produktion und Feldemissionen; Diesel + Maschinen inkl. Produktion und Verbrennung

Spätkartoffel 1 weist mit 0,0609 kg CO₂e/kg FM die höchsten produktspezifischen Emissionen auf, obwohl die flächenbezogenen Emissionen mit 2.404 kg CO₂e/ha im Bereich der anderen Systeme liegen. Hauptursache hierfür ist das vergleichsweise geringe bis mittlere Ertragsniveau. Besonders in den Jahren 2023 und 2025 lagen die Erträge mit jeweils rund 36 t/ha deutlich unter dem Niveau der anderen Systeme, wodurch sich die Emissionen auf weniger Ertragsmasse verteilen. Im Jahr 2024 fiel die produktspezifische Bilanz infolge des höheren Ertrags von 49 t/ha entsprechend günstiger aus. Die Inputstruktur ist grundsätzlich ähnlich zu den anderen Systemen, jedoch verteilt sich die Emissionslast auf weniger Ertrag. Auffällig ist zudem der hohe Kaliumdüngereinsatz, der zwar nur als vorgelagerte Produktionsemission relevant wird, aber die Gesamtbilanz zusätzlich beeinflusst. Da keine Beregnungsemissionen bilanziert wurden, ist auch hier von einer Unterschätzung auszugehen (vgl. Abb. 5 + Abb. 6).

Spätkartoffel 2 zeigt mit 0,0455 kg CO₂e/kg FM eine der niedrigsten produktspezifischen Emissionen. Trotz hohen Gesamtstickstoffeinsatzes, bestehend aus Mineraldünger sowie zusätzlichen 120-137 kg N/ha aus Wirtschaftsdüngern, bleibt die Bilanz günstig. Dies ist vor allem auf das stabile mittlere Ertragsniveau von 48-54 t/ha zurückzuführen. Das System kombiniert verschiedene organische Dünger (Ferkelgülle, Mastschweinegülle und Gärreste), was zwar die N₂O-Emissionen erhöht, gleichzeitig aber die Erträge absichert. Da nicht beregnet werden musste, entfallen zudem die dieselbedingten Emissionen für Grundwasserpumpen (vgl. Abb. 5 + Abb. 6).

Spätkartoffel 3 erreicht mit 58-72 t/ha sehr hohe Erträge und weist mit 0,0445 kg CO₂e/kg FM die niedrigsten produktspezifischen Emissionen auf. Gleichzeitig besitzt dieses System mit durchschnittlich 2.835 kg CO₂e/ha die höchsten flächenbezogenen Emissionen. Die Emissionen nahmen über den Betrachtungszeitraum zu, was insbesondere auf den steigenden Stickstoffeinsatz zurückzuführen ist. Zusätzlich entstehen in allen Jahren hohe Dieselverbräuche durch die intensive Beregnung von etwa 1.700 bis 1.800 m³/ha*a. Diese führen zu erhöhten CO₂-Emissionen aus der Verbrennung und erklären den

vergleichsweise hohen Dieselanteil innerhalb des Systems. Trotz dieser hohen absoluten Emissionen kompensiert das sehr hohe Ertragsniveau einen Großteil der Belastung, wodurch die produktspezifische Bilanz verbessert wird (vgl. Abb. 5 + Abb. 6).

Die Ergebnisse verdeutlichen den Zielkonflikt zwischen flächenbezogener und produktbezogener Klimabewertung. Während System 3 auf Hektarbasis die höchsten Emissionen verursacht, weist es bezogen auf die erzeugte Frischmasse die höchste Effizienz auf. System 1 zeigt dagegen ähnliche absolute Emissionen wie die anderen Systeme, schneidet aufgrund des geringeren Ertrags jedoch deutlich schlechter ab. Besonders auffällig ist der Vergleich zwischen System 2 und System 3: Beide erreichen nahezu identische produktspezifische Emissionen, obwohl sich ihr Inputmanagement deutlich unterscheidet. Während System 2 stärker durch erhöhte Stickstoffgaben geprägt ist, weist System 3 höhere Energieaufwendungen für die Beregnung auf. Dies zeigt, dass unterschiedliche Managementstrategien zu vergleichbaren produktspezifischen Emissionen führen können. Entscheidend für eine günstige Treibhausgasbilanz ist daher nicht allein die absolute Höhe einzelner Inputs, sondern vor allem deren Effizienz im Verhältnis zum erzielten Ertrag.

Ein Vergleich der Anbauregionen und Größe der Anbauflächen zeigen keine klaren systematischen Muster. Entscheidend für die CO₂-Bilanz sind das Management von Düngung sowie die Menge und der Energieeinsatz für die Bewässerung, sowie der Ertrag.

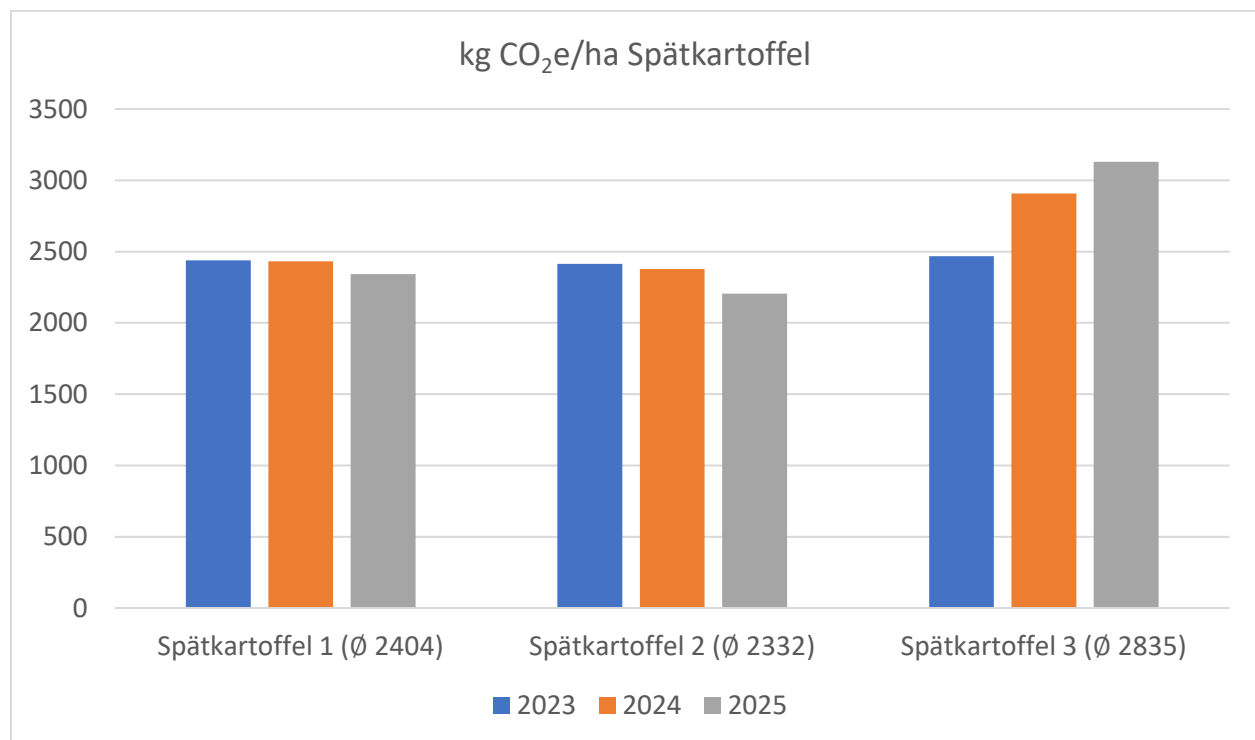


Abb. 5: CO₂ Bilanz der unterschiedlichen Spätkartoffelanbausystem für die Jahre 2023-2025 pro Hektar (ha)

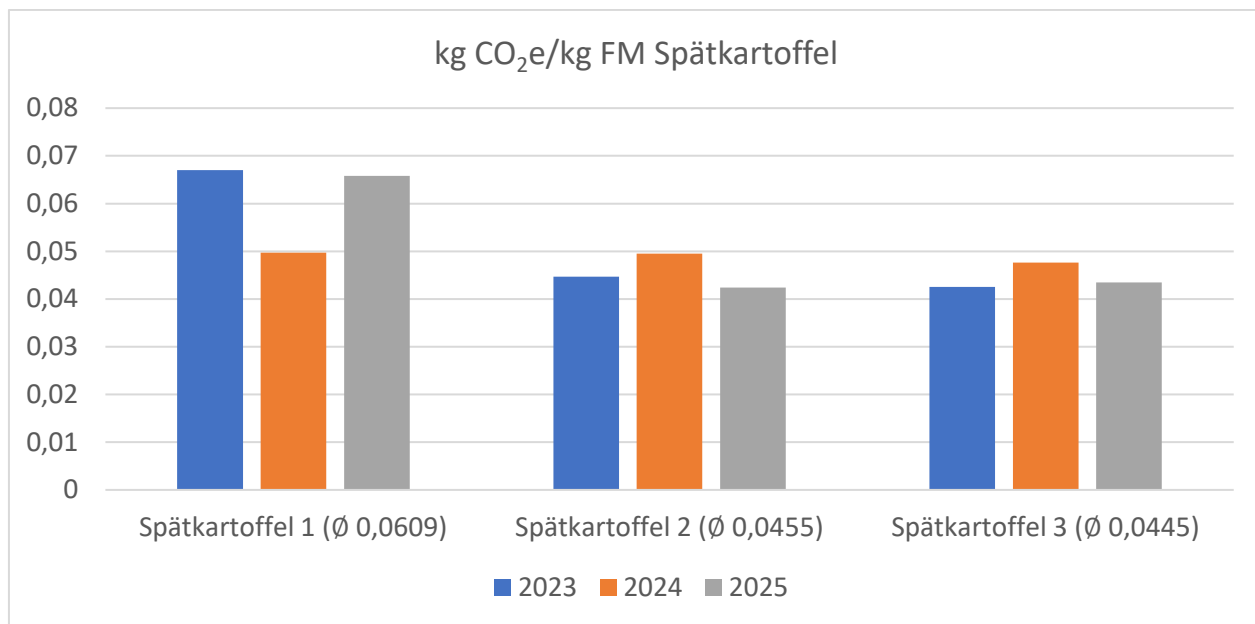


Abb. 6: CO₂ Bilanz der unterschiedlichen Spätkartoffelanbausystem für die Jahre 2023-2025 pro kg Frischmasse (FM)

Wie in Tabelle 3 dargestellt, liegen die berechneten Scope-1-Emissionen zwischen 1.074 und 1.336 kg CO₂e/ha und machen damit ca. die Hälfte der Gesamtemissionen aus. Je nach System sind 47-65 % der Scope 1 Emissionen auf N₂O zurückzuführen.

Innerhalb der N₂O-bedingten Emissionen zeigen sich folgende Hauptquellen:

- 16-59 % stammen aus direkten Emissionen von Mineraldüngern
- 7-11 % entstehen aus Ernteresten
- 34–36 % resultieren aus indirekten Emissionen durch N-Auswaschung
- 41 % stammen aus Düngung mit Wirtschaftsdüngern (nur Spätkartoffel 2)

Diese Ergebnisse verdeutlichen den starken Einfluss sowohl der eingesetzten Stickstoffmenge als auch der Art des Düngemittels. Der Anteil der N₂O bedingten Emissionen steigt insbesondere bei Systemen mit höheren Stickstoffgaben und weniger Dieserverbrauch (Spätkartoffel 1+2). Bei Wirtschaftsdüngern ist zusätzlich relevant, ob und wie schnell diese in den Boden eingearbeitet werden (Spätkartoffel 2).

Weitere Beiträge zu Scope 1 stammen aus der Dieserverbrennung (31-53 %), die vor allem durch Feldarbeiten und Bewässerungspumpen verursacht wird. Letztere stellen den wichtigsten betriebsspezifischen Unterschied zwischen den Systemen dar. Spätkartoffel 3 hat deutlich höhere Emissionen in diesem Bereich wegen hoher Bewässerungsmengen. Bei Spätkartoffel 1+2 fallen keine Emissionen durch Dieselpumpen an. Die allgemeine Bewirtschaftung, insbesondere Bodenbearbeitungsmaßnahmen, ist bei allen Betrieben weitgehend vergleichbar. Unterschiede bestehen in der Häufigkeit von Pflanzenschutzmaßnahmen und Düngergaben, diese sind jedoch nur mit geringem Diesereinsatz verbunden und beeinflussen die Gesamtbilanz entsprechend wenig. Emissionen aus carbonathaltigen Düngemitteln spielen nur eine untergeordnete Rolle.

Scope-2-Emissionen treten nicht auf, da kein Strom- oder Wärmeeinsatz in die Systemgrenzen fällt.

Scope-3-Emissionen machen insgesamt 45-56 % der Gesamtemissionen aus. Die größten Beiträge stammen aus der Saatgutproduktion (42-62 %). Eine weitere relevante Quelle ist die Herstellung mineralischer Düngemittel (21-42 % der Scope-3-Emissionen). Die Produktion von Pflanzenschutzmitteln (3-4 %) hat nur einen geringen Einfluss. Die Produktion von Diesel und Nutzung von Maschinen, sowie die Transportemissionen des Wirtschaftsdünger machen 10-20 % der Emissionen aus. Die Ergebnisse zeigen deutlich, dass die Treibhausgasemissionen im Spätkartoffelanbau weniger durch Betriebsgröße oder Anbauregion bestimmt werden, sondern primär durch das Management von Stickstoff, Bewässerung und Ertragseffizienz.

Tabelle 3: Ergebnisse CO₂ Bilanz Spätkartoffel (Durchschnitt 2023-2025 pro System); WD = Wirtschaftsdünger; MD = Mineraldünger; alle Angaben außer Ertrag in CO₂ e

	Spätkartoffel 1	Spätkartoffel 2	Spätkartoffel 3
Ertrag	35-49 t	48-54 t	58-72t
Scope 1: Feldemissionen			
Düngung	406,64	529,39	370,09
Ernterückstände	48,90	62,31	77,28
N-Auswaschung	239,24	315,14	237,05
Dieselvebrennung	379,02	377,22	761,20
Summe Scope 1:	1.073,81	1.284,06	1.445,62
- davon N₂O-Emissionen:	694,79	906,85	684,42
- davon CO₂-Emissionen:	379,02	377,22	761,20
Scope 2: Vorgelagerte Treibhausgasemissionen aus der Nutzung von Strom und Wärme			
Stromverbrauch	0,00	0,00	0,00
Wärmeverbrauch	0,00	0,00	0,00
Summe Scope 2:	0,00	0,00	0,00
Scope 3: Vorgelagerte Treibhausgasemissionen aus dem Betriebsmitteleinsatz			
MD-Bereitstellung	554,60	211,63	463,08
Saatgutbereitstellung	598,01	622,93	589,70
Pflanzenschutzmittelbereitstellung	37,74	27,27	56,33
Dieselherstellung	98,98	98,51	198,78
Maschinenherstellung	40,60	37,51	81,54
Dieselvebrauch für WD-Transport		10,96	
Summe Scope 3:	1.329,92	1.008,80	1.389,43

Summe Scope 1+2+3	2.403,73	2.292,86	2.835,06
- davon N₂O-Emissionen	694,79	906,85	684,42
- davon CO₂-Emissionen	1.708,95	1.386,01	2.150,64

5.4 Möhre

Die analysierten Möhrenanbausysteme (Möhre früh 1, Möhre früh 2, Möhre spät 1 und Möhre spät 2) zeigen deutliche Unterschiede in ihrer Treibhausgasbilanz. Auf Basis der Mittelwerte der Jahre 2023 bis 2025 variierten die Emissionen zwischen 1.792 und 3.311 kg CO₂e/ha sowie zwischen 0,0248 und 0,0562 kg CO₂e/kg FM, abhängig vom jeweiligen Anbausystem. Den größten Anteil an den Gesamtemissionen verursacht die Herstellung und der Einsatz von Düngemitteln. Der zweitgrößte Beitrag entfällt auf die Produktion und den Verbrauch von Diesel in landwirtschaftlichen Maschinen. Einen ebenfalls relevanten, jedoch systemabhängig variierenden Anteil stellen Emissionen aus Ernterückständen auf dem Feld dar, die sich insbesondere aufgrund unterschiedlicher Erträge und Biomasse-mengen zwischen den Systemen unterscheiden. In Systemen mit hohem Einsatz von Folien und Vliesmaterialien entstehen zusätzliche Emissionen durch deren Herstellung, die ebenfalls zur Gesamtbilanz beitragen. Im Vergleich dazu sind die Beiträge aus Pflanzenschutzmittel- und Saatgutproduktion gering. Die Unterschiede zwischen den Systemen lassen sich vor allem auf den Stickstoffeinsatz, die Bewässerung (Dieselverbrauch für Grundwasserpumpen), den Erntezeitpunkt (Einsatz von Folien und Vlies) sowie das Ertragsniveau zurückführen (vgl. Abb. 7).

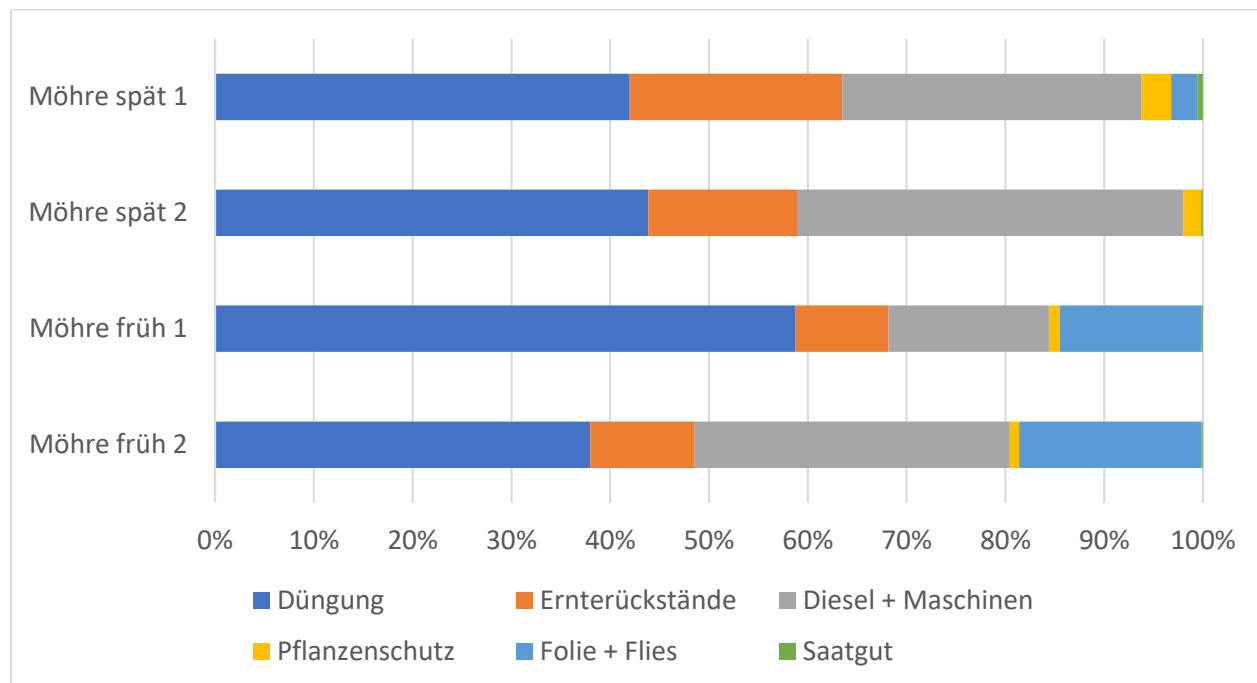


Abb. 7: Prozentualer Beitrag kumulierter Einflussfaktoren auf die CO₂- Bilanz der vier Möhrenanbausysteme; Düngung inkl. Produktion und Feldemissionen; Diesel + Maschinen inkl. Produktion und Verbrennung

Möhre spät 1 hat insgesamt die beste CO₂-Bilanz auf. Die Emissionen sind sowohl pro Hektar als auch pro kg Produkt am niedrigsten (vgl. Abb. 8 + Abb. 9). Im Vergleich zu den anderen Systemen ist dies vor allem auf vergleichsweise geringe Stickstoffgaben, einen stabilen mittleren Ertrag (68-78 t/ha) sowie einen

geringen Dieserverbrauch für die Bewässerung zurückzuführen. Der Betrieb nutzt nur geringe Bewässerungsmengen ($250 \text{ m}^3/\text{ha} \cdot \text{a}$), wodurch die Pumpenergie nur einen geringen Einfluss auf die Gesamtbilanz hat. Die Datenlage zur Bewässerung ist jedoch eingeschränkt, da nur für das Jahr 2025 Aufzeichnungen vorliegen. Dieses Jahr war im Vergleich zu 2023 und 2024 tendenziell trockener. Die vergleichsweise geringen Bewässerungsmengen könnten daher auch durch die in den vorhergehenden, eher feuchten Jahren günstigeren Bodenwasserverhältnisse beeinflusst sein. Zudem setzt der Betrieb überwiegend mineralischen Dünger ein. Nur im Jahr 2025 wurden geringe Mengen Wirtschaftsdünger eingesetzt.

Möhre spät 2 weist die zweithöchsten Emissionen pro Hektar auf, erzielt jedoch aufgrund der sehr hohen Erträge ($81\text{-}84 \text{ t/ha}$) nur geringfügig höhere Emissionen pro kg Produkt im Vergleich zu Möhre spät 1 (vgl. Abb. 8 + Abb. 9). Hauptursache für die höheren Emissionen ist der hohe Dieserverbrauch für Grundwasserpumpen, da deutlich größere Wassermengen ($1.600\text{-}1.700 \text{ m}^3/\text{ha} \cdot \text{a}$) eingesetzt werden. Der Stickstoffeinsatz erfolgt ausschließlich über mineralische Dünger und liegt im mittleren Bereich, trägt jedoch dennoch wesentlich zu den Gesamtemissionen bei.

Die höchsten Emissionen pro kg Produkt zeigt **Möhre früh 1** (vgl. Abb. 9). Hauptursachen sind die niedrigen Erträge (50 t/ha) bei gleichzeitig vergleichsweise hohem Stickstoffeinsatz, da sowohl mineralische als auch Wirtschaftsdünger verwendet wurden. Zusätzlich erhöhen der Einsatz von doppellagiger Folie (Scope 3) sowie das insgesamt ungünstige Verhältnis von Input zu Output die Emissionen pro kg FM. Obwohl mit $1.200\text{-}1.600 \text{ m}^3/\text{ha} \cdot \text{a}$ bewässert wurde, wird aufgrund der Wasserbereitstellung über einen Wasserverband kein direkter Dieserverbrauch für Pumpen bilanziert. Würde dieser berücksichtigt, könnten die Emissionen noch höher ausfallen.

Möhre früh 2 hat die höchsten Emissionen pro ha und ebenfalls höhere Emissionen als die beiden späten Systeme (Möhre spät 1+2), liegt jedoch etwas unter Möhre früh 1 pro kg FM. Dies ist vor allem auf einen geringeren Stickstoffeinsatz (ausschließlich aus Mineraldünger) sowie einen höheren Ertrag (66 t/ha) zurückzuführen. Gleichzeitig erhöhen jedoch der Dieserverbrauch für Grundwasserpumpen ($1.600\text{-}1.700 \text{ m}^3/\text{ha} \cdot \text{a}$) sowie der Einsatz von Folien und Vlies die Gesamtemissionen. Der mittlere Ertrag sorgt dafür, dass die Emissionen pro kg Produkt auf einem moderaten Niveau bleiben.

Ein Vergleich der Anbauregionen und Größe der Anbauflächen zeigen keine klaren systematischen Muster. Entscheidend für die CO_2 -Bilanz sind das Produktionssystem (früh oder spät) sowie das Management von Düngung sowie die Menge und der Energieeinsatz für die Bewässerung.

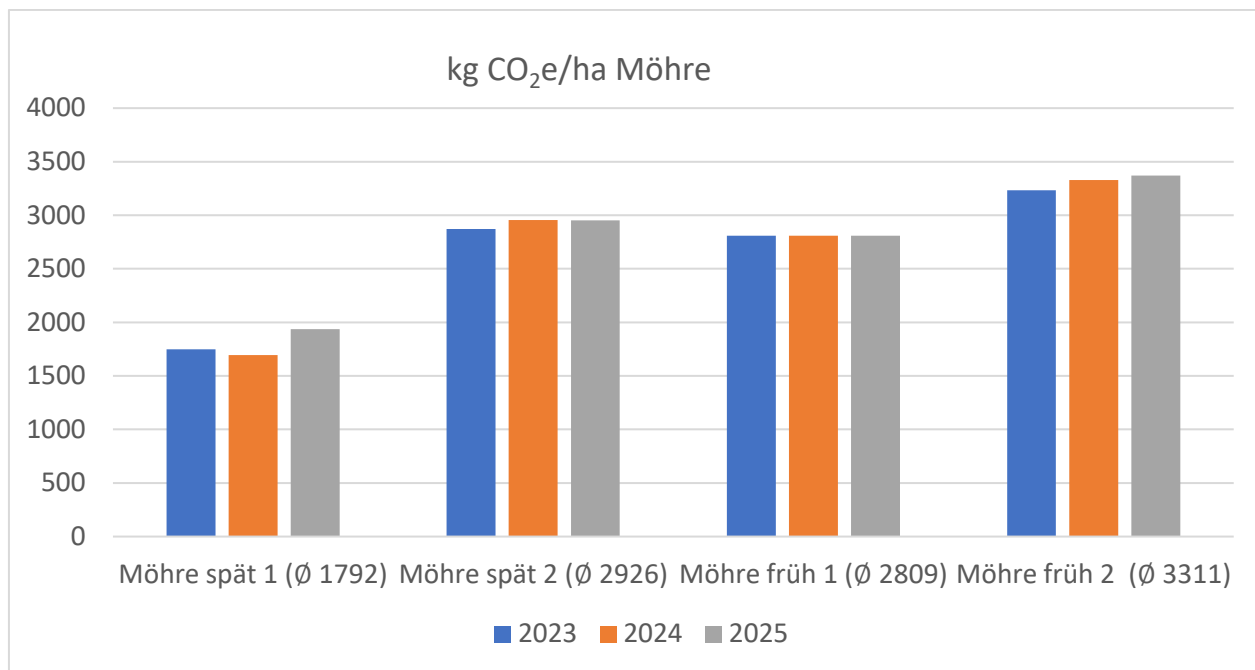


Abb. 8: CO₂ Bilanz der unterschiedlichen Möhrenanbausystem für die Jahre 2023-2025 pro Hektar (ha)

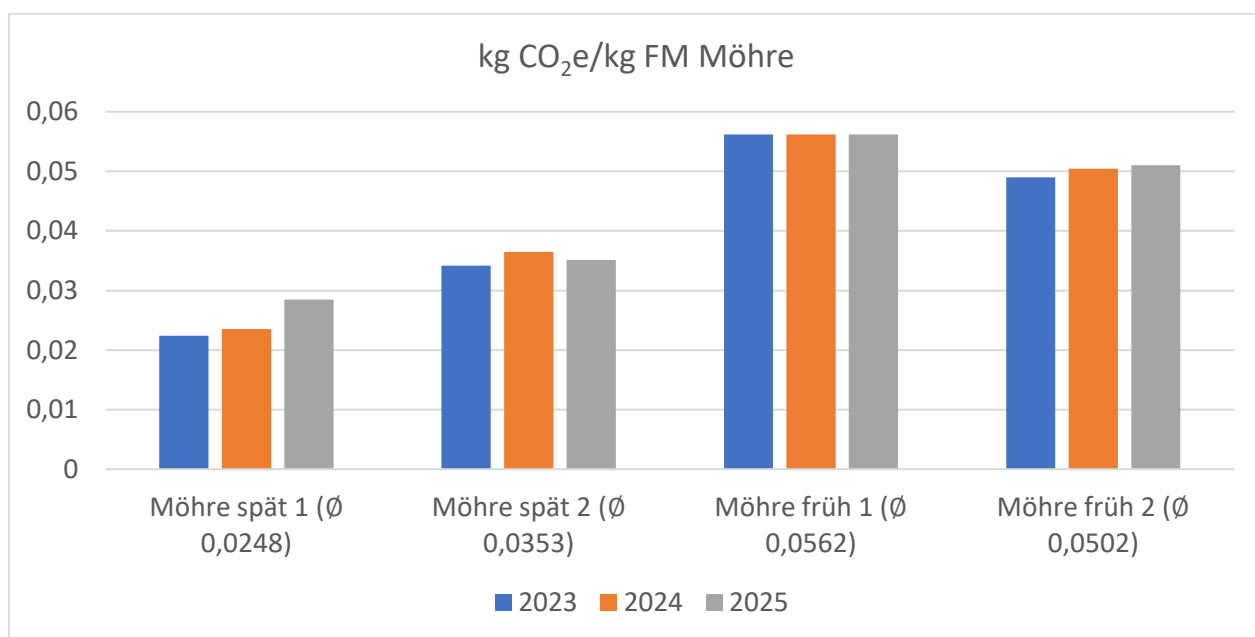


Abb. 9: CO₂ Bilanz der unterschiedlichen Möhrenanbausystem für die Jahre 2023-2025 pro kg Frischmasse (FM)

Wie in Tabelle 4 dargestellt, liegen die berechneten Scope-1-Emissionen zwischen 1.311 und 2.102 kg CO₂e/ha. Je nach System sind 60-82 % dieser Emissionen auf N₂O zurückzuführen. Der Anteil steigt insbesondere bei Systemen mit höheren Stickstoffgaben.

Innerhalb der N₂O-bedingten Emissionen zeigen sich folgende Hauptquellen:

- 17-31 % stammen aus direkten Emissionen von Mineraldüngern
- 17-43 % entstehen aus Ernteresten und nicht geernteter Biomasse

- 33-36 % resultieren aus indirekten Emissionen durch N-Auswaschung
- 22 % stammen aus Düngung mit Wirtschaftsdüngern (bei Möhre früh 1)

Diese Ergebnisse verdeutlichen den starken Einfluss sowohl der eingesetzten Stickstoffmenge als auch der Art des Düngemittels. Insbesondere bei Wirtschaftsdüngern ist zusätzlich relevant, ob und wie schnell diese in den Boden eingearbeitet werden. Ein weiterer bedeutender Faktor sind Erntereste sowie nicht geerntete Möhren. Deren Anteil hängt stark vom Gesamtertrag und der Ernteeffizienz ab. Die Verwertung von Ernteresten und die Optimierung der Erntequote könnten die Emissionen deutlich senken.

Weitere Beiträge zu Scope 1 stammen aus der Dieselerverbrennung (18-40 %), die vor allem durch Feldarbeiten und Bewässerungspumpen verursacht wird. Letztere stellen den wichtigsten betriebsspezifischen Unterschied zwischen den Systemen dar. Die allgemeine Bewirtschaftung, insbesondere Bodenbearbeitungsmaßnahmen, ist bei allen Betrieben weitgehend vergleichbar. Unterschiede bestehen in der Häufigkeit von Pflanzenschutzmaßnahmen und Düngergaben, diese sind jedoch nur mit geringem Dieseleinsatz verbunden und beeinflussen die Gesamtbilanz entsprechend wenig. Emissionen aus carbonathaltigen Düngemitteln spielen nur eine untergeordnete Rolle.

Scope-2-Emissionen treten nicht auf, da kein Strom- oder Wärmeeinsatz in die Systemgrenzen fällt.

Scope-3-Emissionen machen insgesamt 27-42 % der Gesamtemissionen aus. Die wichtigsten Beiträge stammen aus der Herstellung mineralischer Dünger (33-56 % der Scope-3-Emissionen). Weitere relevante Quellen sind die Herstellung von Folien und Vlies bei den frühen Möhrensyste men (42-44 %), die Produktion von Pflanzenschutzmitteln (2-11 %) sowie die Bereitstellung von Diesel (9-21 %). Die Saatgutproduktion spielt aufgrund der geringen eingesetzten Mengen nur eine untergeordnete Rolle.

Tabelle 4: Ergebnisse CO₂ Bilanz Möhren (Durchschnitt 2023-2025 pro System); WD = Wirtschaftsdünger; MD = Mineraldünger; alle Angaben außer Ertrag in CO₂ e

	Möhre spät 1	Möhre spät 2	Möhre früh 1	Möhre früh 2
Ertrag	68-78 t	81-84 t	50 t	66 t
Scope 1: Feldemissionen				
Düngung	211,18	387,30	755,58	401,08
Ernterückstände	385,51	440,33	265,26	350,14
N-Auswaschung	319,89	438,14	509,37	398,23
Dieselerverbrennung	394,81	837,01	327,58	772,03
Summe Scope 1:	1.311,39	2.102,77	1.857,80	1.921,48
- davon N₂O-Emissionen:	894,42	1.265,77	1.524,17	1.149,45
- davon CO₂-Emissionen:	416,97	837,01	333,63	772,03
Scope 2: Vorgelagerte Treibhausgasemissionen aus der Nutzung von Strom und Wärme				
Stromverbrauch	0,00	0,00	0,00	0,00
Wärmeverbrauch	0,00	0,00	0,00	0,00
Summe Scope 2:	0,00	0,00	0,00	0,00

Scope 3: Vorgelagerte Treibhausgasemissionen aus dem Betriebsmitteleinsatz				
MD-Bereitstellung	220,94	457,64	385,00	458,00
Saatgutbereitstellung	9,94	4,97	4,97	4,97
Pflanzenschutzmittelbereitstellung	54,15	52,23	30,97	31,02
Vliesbereitstellung	47,65			309,70
Folienbereitstellung			402,07	301,55
Dieselherstellung	103,10	218,58	85,55	201,61
Maschinenherstellung	41,33	89,66	32,19	82,70
Dieserverbrauch für WD-Transport	3,65		10,96	
Summe Scope 3:	480,76	823,08	951,70	1.389,55
Summe Scope 1+2+3	1.792,16	2.925,85	2.809,50	3.311,04
- davon N₂O-Emissionen	894,42	1.265,77	1.524,17	1.149,45
- davon CO₂-Emissionen	897,73	1.660,09	1.285,33	2.161,58

Ein wesentlicher Hebel zur Reduktion der CO₂-Bilanz der Möhrenanbausysteme liegt im Stickstoffmanagement. Da etwa die Hälfte der Gesamtemissionen aus N₂O-Emissionen resultiert, wirken sich sowohl die Menge als auch die Art des eingesetzten Düngers direkt auf die Klimabilanz aus. Besonders deutlich wird dies bei Möhre früh 1, wo niedrige Erträge und hohe Stickstoffgaben zu einer hohen Emissionsintensität führen. Ein weiterer wichtiger, oft unterschätzter, Einflussfaktor ist der Umgang mit Ernteresten. Die Ergebnisse zeigen, dass nicht geerntete Möhren und Pflanzenrückstände einen erheblichen Anteil an den N₂O-Emissionen verursachen. Maßnahmen zur Verbesserung der Ernteeffizienz oder zur Verwertung von Ernteresten bieten daher ein erhebliches Einsparpotenzial.

Ein weiterer zentraler Faktor ist die Bewässerung, insbesondere der Einsatz von Grundwasserpumpen. Während Betriebe ohne oder mit geringer Pumpbewässerung deutlich bessere Ergebnisse erzielen, führen hohe Wasserentnahmen zu einem erheblichen Anstieg der dieselbasierten Emissionen (z. B. Möhre früh 2 und spät 2). Betriebe mit zentralisiertem Wassersystem (wie Beregnungsverband) haben zudem den Vorteil, dass trotz hohem Wasserkonsum kein Dieselkonsum durch Pumpen auf dem Betrieb anfällt.

Darüber hinaus zeigt sich, dass die Ertragsmenge eine entscheidende Rolle für die Emissionen pro kg Produkt spielt. Höhere Erträge wirken emissionsmindernd auf die funktionelle Einheit kg Frischmasse, auch wenn die absoluten Emissionen pro Hektar steigen können (z. B. Möhre spät 2).

Im Bereich der Scope-3-Emissionen wird deutlich, dass insbesondere mineralischer Dünger und der Einsatz von Folien- und Vliesmaterialien relevante Beiträge leisten. Während Dünger in allen Systemen ein Hauptinputfaktor ist, stellen Folien und Vlies bei frühen Anbausystemen einen zusätzlichen Emissionstreiber dar. Dies deutet darauf hin, dass der Anbauzeitpunkt (früh vs. spät) einen wesentlichen Einfluss auf die Klimabilanz hat. Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass frühe Möhrensysteeme tendenziell höhere Emissionen verursachen, während späte Systeme klimafreundlicher sind. Gleichzeitig wird deutlich, dass das Verhältnis zwischen Bewässerungsintensität, Stickstoffeinsatz und Ertrag entscheidend ist. Systeme mit geringem Stickstoff- und Wasserverbrauch sowie moderatem Ertrag können ähnlich

effizient sein wie Systeme mit hohem Wasser- und Stickstoffeinsatz, wenn diese gleichzeitig sehr hohen Erträge erzielen, wie bei Möhre spät 2. Für die Bewertung der Klimawirkung erscheint daher die Emissionsintensität pro kg Produkt aussagekräftiger als die Betrachtung pro Hektar.

5.5 Zwiebel

Die sechs analysierten Zwiebelanbausysteme zeigen deutliche Unterschiede in ihrer Treibhausgasbilanz. Auf Basis der Mittelwerte der Jahre 2023 bis 2025 variierten die Emissionen zwischen 1.646 und 2.781 kg CO₂e/ha sowie zwischen 0,0283 und 0,0411 kg CO₂e/kg FM. Damit lagen die Abweichungen vom Mittelwert aller Systeme zwischen –22 % (Zwiebel 2) und +32 % (Zwiebel 3) pro Hektar sowie zwischen 18 % (Zwiebel 2) und +20 % (Zwiebel 3) pro kg FM. Zwiebel 2 stellte damit das emissionsärmste und Zwiebel 3 das emissionsintensivste System dar. Den größten Anteil an den Gesamtemissionen verursachten in allen Systemen die Herstellung und der Einsatz von Düngemitteln. Der zweitgrößte Beitrag entfiel auf den Dieselverbrauch landwirtschaftlicher Maschinen. Unterschiede zwischen den Systemen entstanden hier vor allem im Zusammenhang mit der Bewässerung über Grundwasserpumpen. Ebenfalls relevant waren Emissionen aus Ernterückständen auf dem Feld, deren Höhe maßgeblich von Ertrag und dem daraus resultierenden Biomasseaufkommen beeinflusst wurde. Im Vergleich dazu waren die Beiträge aus Pflanzenschutzmittel-, Strom- und Saatgutproduktion gering (vgl. Abb. 10).

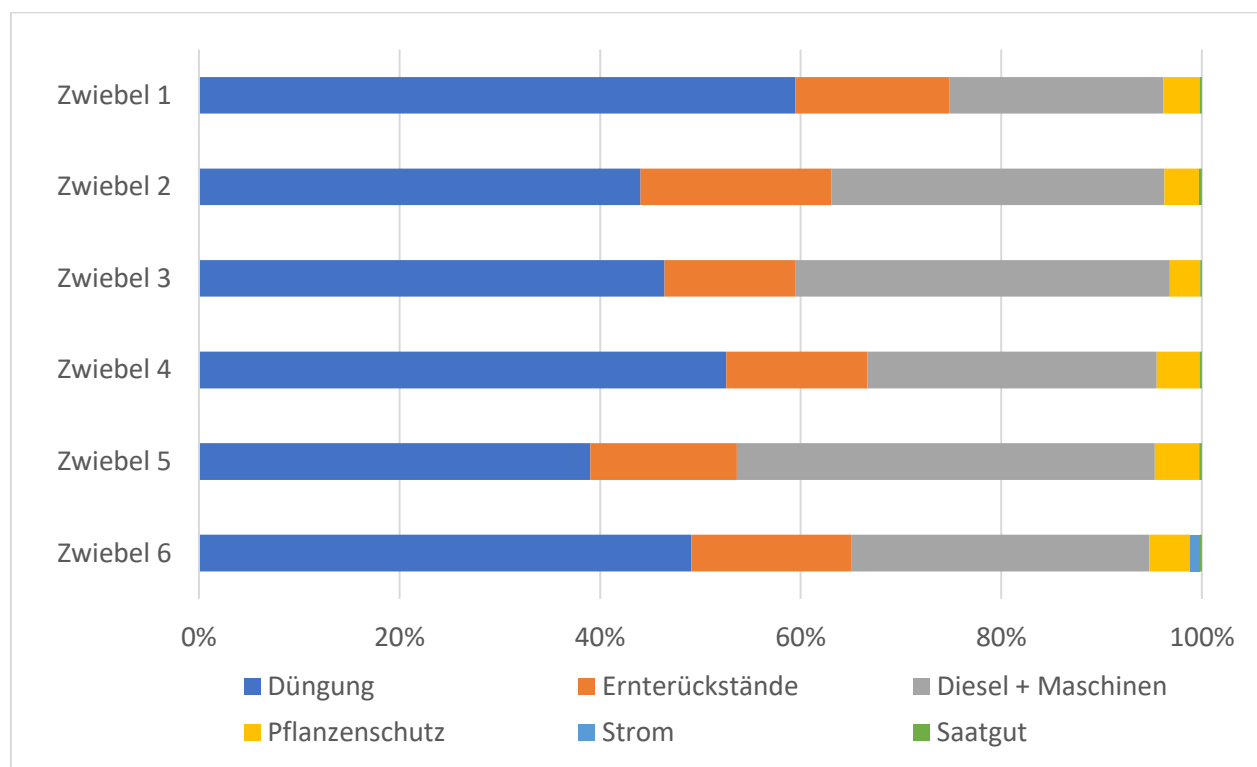


Abb. 10: Prozentualer Beitrag kumulierter Einflussfaktoren auf die CO₂- Bilanz der sechs Zwiebelanbausysteme; Düngung inkl. Produktion und Feldemissionen; Diesel + Maschinen inkl. Produktion und Verbrennung

Zwischen den Betrieben war das grundlegende Management weitgehend vergleichbar. Unterschiede im Dieserverbrauch für Feldarbeiten waren gering, da Bewirtschaftung ähnlich durchgeführt wurde. Unterschiede gab es in der Häufigkeit von Pflanzenschutzmaßnahmen, diese haben aber nur geringen Einfluss auf den Dieserverbrauch, da nur diese nur geringen Dieserverbrauch pro Hektar verursachen. Weder Folien noch Vliese wurden in den betrachteten Systemen eingesetzt, unabhängig vom

Saatzeitpunkt. Wirtschaftsdünger kamen im Betrachtungszeitraum ebenfalls nicht zum Einsatz, da die Landwirte angaben, dass diese die Lagerfähigkeit der Speisezwiebeln beeinträchtigen könne.

Für die Berechnung der produktbezogenen Emissionen wurden Erträge von weißen Speisezwiebeln als Referenz verwendet. Obwohl rote und weiße Zwiebeln im Wesentlichen gleich bewirtschaftet werden, gab ein Betrieb an, dass rote Sorten etwa 10-20 % niedrigere Erträge erzielen. Da nur für ein System eine exakte Trennung der Erntemengen vorlag, wurde keine separate Berechnung vorgenommen. Ein weiterer Sonderfall war ein Betrieb der sowohl Sommer als auch Winterzwiebeln (Aussaat im Vorjahr) produzierte. Die Bewirtschaftung war jedoch weitgehend identisch. Der größte Unterschied waren sehr geringe Erträge in den Winterzwiebeln, was jedoch auf einen Überflutungsschaden in 2024 sowie übermäßig feuchte Winter mit hohem Pilzdruck zurückzuführen war. Da für Winterzwiebeln nur Daten von wenigen Hektar dieses einzelnen Betriebs vorlagen, wurde dieses System nicht separat ausgewertet.

In die vorliegende Analyse wurden ausschließlich gesäte Zwiebelkulturen einbezogen, da diese den Großteil der betrachteten Anbaufläche ausmachten. Nur auf wenigen Betrieben kamen Steckzwiebeln zum Einsatz, und lediglich für einen Betrieb lagen hierzu gesonderte Aufzeichnungen vor. Die Bewirtschaftung unterscheidet sich zwischen gesäten und gesteckten Zwiebeln im Feld nur geringfügig. Der wesentliche Unterschied liegt in den Emissionen aus der Bereitstellung des Pflanzmaterials. Während die Saatgutproduktion mit etwa 10–20 kg CO₂e/ha nur einen sehr geringen Einfluss auf die Gesamtbilanz hat, kann die Nutzung von Steckzwiebeln die Vorkettenemissionen deutlich erhöhen. Bei einem beispielhaften Einsatz von 700 kg Steckzwiebeln pro ha ergeben sich zusätzliche Emissionen von etwa 280 kg CO₂e/ha. Dies würde die Gesamtbilanz eines Systems deutlich erhöhen und könnte je nach Ausgangsniveau einer Zunahme von etwa 10-15 % entsprechen.

Die Gegenüberstellung von flächenbezogenen und produktbezogenen Emissionen verdeutlicht den starken Einfluss des Ertrags auf die CO₂-Bilanz. Systeme mit hohen Emissionen pro Hektar können durch hohe Erträge dennoch verhältnismäßig niedrige Emissionen pro kg FM erreichen. Umgekehrt führen geringe Erträge häufig zu höheren produktbezogenen Emissionen, selbst wenn die flächenbezogenen Emissionen nur im mittleren Bereich liegen. Die Schwankungen innerhalb einzelner Systeme zwischen den Jahren fallen teilweise größer aus als die Unterschiede zwischen den Systemen. Besonders deutlich wird dies bei Zwiebel 2 und Zwiebel 5, deren Emissionen zwischen den Jahren stark variieren (vgl. Abb. 11 + Abb. 12.) Dies deutet darauf hin, dass nicht allein der Standort oder der Betrieb entscheidend sind, sondern vor allem die jährliche Bewirtschaftung und das Management der Betriebsmittel. Auffällig waren z.B. starke Schwankungen in den Stickstoff- und Kaliumgaben in zwei Betrieben, teilweise bis zur Verdopplung zwischen den Jahren. Die Ursachen konnten nicht eindeutig geklärt werden. Mögliche Erklärungen sind Restwirkungen organischer Düngung aus Vorfrüchten, Kompostgaben oder Fehler in der Dokumentation.

Zwiebel 1 erzielte mit 68-75 t/ha hohe Erträge. Dadurch lagen die Emissionen pro kg FM trotz vergleichsweise hoher flächenbezogener Emissionen auf niedrigem Niveau. Dieses System zeigt deutlich, dass hohe Erträge einen Teil der Emissionen kompensieren können. Der Dieselverbrauch für die Bewässerung (304 m³) war vergleichsweise niedrig, wobei hier nur Daten für 2025 vorlagen. Der Anstieg der Emissionen über die Jahre ist vor allem auf steigende Stickstoffgaben zurückzuführen. Zusätzlich erhöhte die Ausbringung und Anrechnung von 500 kg CaO/Jahr die Bilanz um etwa 16 %.

Zwiebel 2 wies mit 53-66 t/ha mittlere Erträge auf, zeigte jedoch die geringsten Emissionen sowohl pro Hektar als auch pro kg FM. Besonders auffällig ist der starke Rückgang der Emissionen im Jahr 2024, der mit sehr geringen Stickstoffgaben zusammenhängt. Da die Bewässerung über einen Beregnungsverband

erfolgte, entstanden keine zusätzlichen Dieselverbräuche für Pumpen. Dieses System verdeutlicht, dass auch bei nur mittleren Erträgen durch ein effizientes Inputmanagement sehr niedrige Emissionen erreicht werden können.

Zwiebel 3 erreichte mit 62-76 t/ha mittlere bis hohe Erträge, zeigte jedoch in beiden Betrachtungsweisen die höchsten Emissionen. Ursache war vor allem der hohe Dieselverbrauch für die Bewässerung infolge großer Wassermengen (1.500-1.600 m³*a). Zusätzlich stiegen die Stickstoffgaben im Jahr 2025 deutlich an. Trotz des hohen Ertrags konnten diese Belastungen nicht kompensiert werden.

Zwiebel 4 erzielte mit 44-63 t/ha geringere bis mittlere Erträge mit durchschnittlichen Stickstoffgaben und Dieselverbrauch und lag deshalb flächenbezogen im Mittelfeld. Aufgrund des geringeren Ertrags verschlechterte sich jedoch die produktbezogene Bilanz. Dieses System zeigt, dass auch bei moderatem Input ein geringes Ertragsniveau die Effizienz deutlich reduzieren kann

Zwiebel 5 war durch geringe Stickstoffgaben, durchschnittliche Kaliumdüngung und vergleichsweise hohem Dieselverbrauch wegen Bewässerung (600-1.200 m³*a) gekennzeichnet. Die flächenbezogenen Emissionen lagen dadurch im Mittelfeld, schwankten jedoch deutlich zwischen den Jahren. In Kombination mit niedrigen bis mittleren Erträgen von 45-60 t/ha resultierten vergleichsweise hohe Emissionen pro kg FM.

Zwiebel 6 nutzte verhältnismäßig geringe Stickstoffmengen und durchschnittliche Kaliumdüngung. Emissionen entstanden hier zusätzlich auch aus Kalkdüngung. Der Bewässerungsbedarf war mit etwa 80 m³/ha*a gering und wurde jeweils zur Hälfte durch Diesel- und Strompumpen gedeckt. Strom für Grundwasserpumpen sind im Vergleich zu Diesel deutlich emissionsärmer. Die flächenbezogene Bilanz des Systems liegt im Mittelfeld. Durch mittlere bis hohe Erträge von 58-76 t/ha erzielt dieses System die zweitniedrigsten produktbezogenen Emissionen.

Ein Vergleich der Anbauregionen und Größe der Anbauflächen zeigen keine klaren systematischen Muster. Entscheidend für die CO₂-Bilanz sind das Management von Düngung sowie die Menge und der Energieeinsatz für die Bewässerung und der Ertrag. Die Ergebnisse verdeutlichen, dass hohe Erträge ein zentraler Hebel zur Verbesserung der produktbezogenen Klimabilanz sind, sofern durch zusätzliche Inputs deutlich mehr Ertrag produziert werden kann.

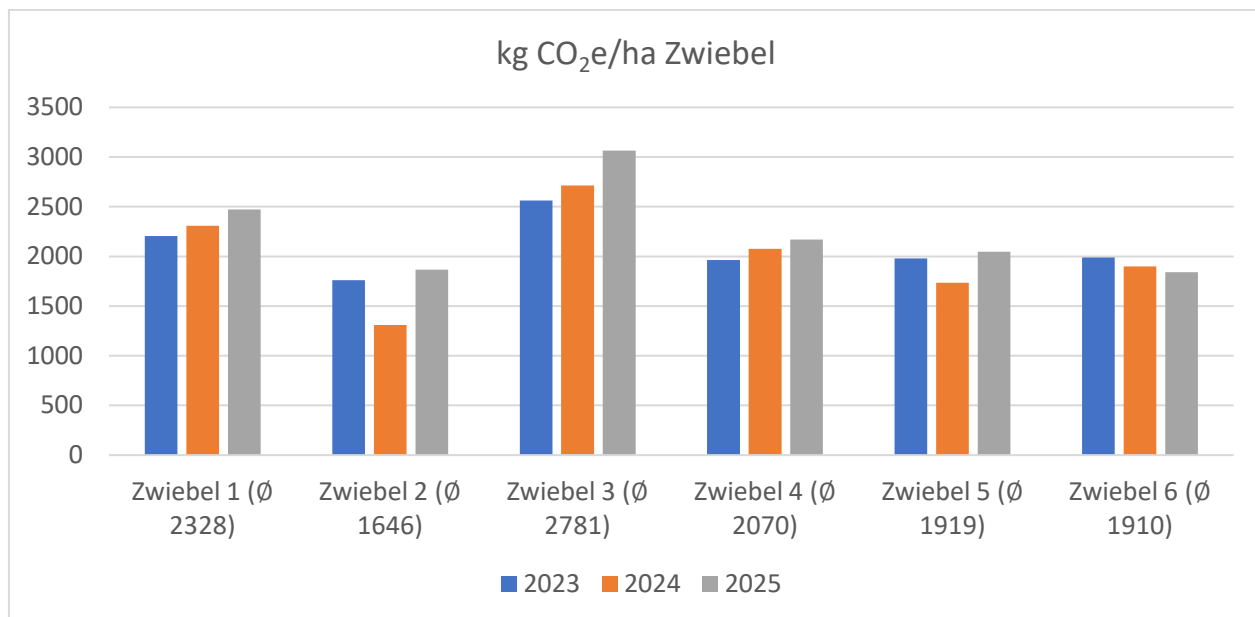


Abb. 11: CO₂ Bilanz der unterschiedlichen Zwiebelanbausystem für die Jahre 2023-2025 pro Hektar (ha)

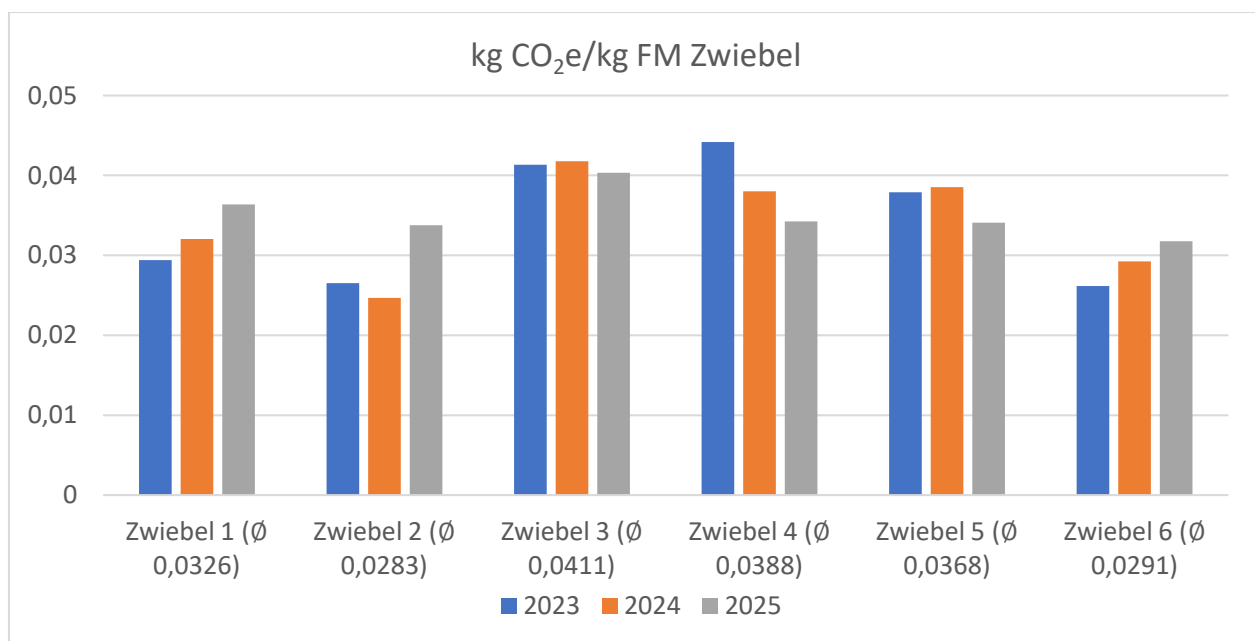


Abb. 12: CO₂ Bilanz der unterschiedlichen Zwiebelanbausystem für die Jahre 2023-2025 pro kg Frischmasse (FM)

Wie in Tabelle 5 dargestellt, liegen die berechneten Scope-1-Emissionen zwischen 1.193 und 1.957 kg CO₂e/ha und stellen so 69-74% der Gesamtemissionen dar. Innerhalb der Scope-1-Emissionen entfallen je nach System 53-66 % auf N₂O-bedingte Emissionen und setzten sich aus folgenden Hauptquellen zusammen:

- 24-35 % stammen aus direkten Emissionen von Mineraldüngern
- 31-40 % entstehen aus Ernteresten und nicht geernteter Biomasse
- 35-36 % resultieren aus indirekten Emissionen durch N-Auswaschung

Diese Ergebnisse verdeutlichen den starken Einfluss sowohl der ausgebrachten Stickstoffmenge als auch der auf dem Feld verbleibenden Stickstoffmengen aus Ernteresten und nicht geerntetem Erntegut auf die CO₂-Bilanz. Eine effizientere Verwertung von Ernteresten sowie eine Optimierung der Erntequote könnten daher zur Reduktion der Emissionen beitragen.

Die verbleibenden 33-47 % der Scope-1-Emissionen entfallen auf CO₂-Emissionen aus Dieselerverbrennung und Kalkanwendung. In Systemen ohne Kalkung und ohne Einsatz carbonathaltiger Düngemittel stammt dieser Anteil vollständig aus der Dieselerverbrennung. Diese Emissionen entstehen vor allem durch Feldarbeiten und den Betrieb von Bewässerungspumpen, wobei letztere den wichtigsten betriebsspezifischen Unterschied zwischen den Systemen darstellen. Die allgemeine Bewirtschaftung, insbesondere die Bodenbearbeitung, ist dagegen zwischen den Betrieben weitgehend vergleichbar. In den beiden Systemen, in denen Kalk ausgebracht wurde, entfielen etwa 20 % bzw. 50 % der CO₂-bedingten Scope-1-Emissionen auf die Kalkung, was einen relevanten Einfluss auf die Gesamtbilanz hat. Emissionen aus carbonathaltigen Düngemitteln spielten dagegen nur eine untergeordnete Rolle.

Scope-2-Emissionen traten ausschließlich in System 6 auf und entstanden dort durch den Einsatz elektrischer Wasserpumpen. Ihr Anteil an den Gesamtemissionen war gering. In den übrigen Systemen fielen keine Scope-2-Emissionen an, da innerhalb der definierten Systemgrenzen kein Strom- oder Wärmeeinsatz berücksichtigt wurde.

Scope-3-Emissionen machten insgesamt 25-31 % der Gesamtemissionen aus. Die größten Beiträge resultierten aus der Herstellung mineralischer Düngemittel und verursachten 46-66 % der Scope-3-Emissionen. Weitere relevante Quellen waren die Produktion von Pflanzenschutzmitteln (10-16 %) sowie die Bereitstellung von Diesel und der Einsatz landwirtschaftlicher Maschinen (21-38 %). Die Saatgutproduktion spielte aufgrund der geringen eingesetzten Mengen nur eine untergeordnete Rolle.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass die Treibhausgasemissionen im Zwiebelanbau weniger durch Betriebsgröße oder Anbauregion bestimmt werden, sondern primär durch das Management des Stickstoffeinsatzes, den Wasserbedarf und den Energieaufwand für die Bewässerung sowie den Einsatz von Kalk.

Tabelle 5: Ergebnisse CO₂ Bilanz Zwiebeln (Durchschnitt 2023-2025 pro System); MD = Mineraldünger; alle Angaben außer Ertrag in CO₂ e

	Zwiebel 1	Zwiebel 2	Zwiebel 3	Zwiebel 4	Zwiebel 5	Zwiebel 6
Ertrag	68-75 t	53-66 t	62-76 t	44-63 t	45-60 t	58-76 t
Scope 1: Feldemissionen						
Düngung (inkl. Kalk)	637,86	198,20	421,53	358,28	210,94	419,19
Ernterückstände	358,12	313,31	363,87	291,03	280,61	345,10
N-Auswaschung	319,04	282,85	414,32	334,68	276,66	338,74
Dieselerverbrennung	362,60	399,33	758,04	436,33	584,33	506,66
Summe Scope 1:	1.677,61	1.193,69	1.957,75	1.420,31	1.352,54	1.609,68
- davon N₂O-Emissionen:	891,80	794,36	1199,71	939,67	768,21	961,96

- davon CO₂-Emissionen:	785,81	399,33	758,04	480,64	584,33	647,73
Scope 2: Vorgelagerte Treibhausgasemissionen aus der Nutzung von Strom und Wärme						
Stromverbrauch	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	19,92
Wärmeverbrauch	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Summe Scope 2:	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	19,92
Scope 3: Vorgelagerte Treibhausgasemissionen aus dem Betriebsmitteleinsatz						
MD-Bereitstellung	427,80	243,99	454,95	395,49	261,24	307,35
Saatgutbereitstellung	4,97	4,97	4,97	4,97	4,97	4,97
Pflanzenschutzmittel-bereitstellung	84,10	56,60	84,29	88,33	85,32	88,33
Dieselherstellung	94,69	104,28	197,96	113,94	152,59	98,27
Maschinenherstellung	38,84	42,78	81,20	46,74	62,59	40,31
Summe Scope 3:	650,40	452,62	823,38	649,47	566,72	539,23
Summe Scope 1+2+3	2.328,01	1.646,30	2.781,13	2.069,78	1.919,26	2.168,84
- davon N₂O-Emissionen	891,80	794,36	1.199,71	939,67	768,21	961,96
- davon CO₂-Emissionen	1.436,21	851,94	1.581,42	1.130,11	1.151,05	1.206,88

6. Ergebnisse nach PEFCR + Diskussion

Wie im Kapitel „Vergleich BEK mit PEFCR-Methode“ beschrieben, bestehen zwischen beiden Methoden mehrere methodische Unterschiede hinsichtlich Systemgrenzen, Datengrundlagen und Emissionsmodellierung. Für den vorliegenden Vergleich wurde daher bewusst entschieden, trotz der methodischen Abweichungen identische Systemgrenzen sowie weitgehend dieselben Inputdaten wie in der BEK-Berechnung zu verwenden, um eine möglichst hohe Vergleichbarkeit zwischen beiden Ansätzen zu ermöglichen. Es ist dabei ausdrücklich hervorzuheben, dass es sich nicht um eine vollständig PEFCR-konforme Berechnung handelt, sondern um eine Berechnung in Anlehnung an den PEFCR-Ansatz. Dabei wurden die im PEFCR empfohlenen Berechnungsmethoden zur Emissionsabschätzung, die empfohlenen Hintergrundprozesse sowie die entsprechenden Datenbanken verwendet. Die Vergleichbarkeit der Ergebnisse ist zusätzlich dadurch erschwert, dass im PEFCR keine Aufteilung der Emissionen nach Scopes erfolgt. Für die Ergebnisdarstellung wurden daher sämtliche Prozessschritte der BEK-Berechnung, die den jeweiligen PEFCR-Prozessen entsprechen, zusammengefasst, um eine direkte Gegenüberstellung zu ermöglichen.

Da sich innerhalb einer Kultur die relativen Unterschiede zwischen verschiedenen Produktionssystemen unabhängig von der gewählten Berechnungsmethodik nur gering unterscheiden, wurde exemplarisch pro

Kultur jeweils ein System ausgewählt, um die wesentlichen methodischen Unterschiede möglichst klar herauszuarbeiten.

6.1 Frühkartoffel

Abb. 13 zeigt die Ergebnisse des Vergleichs für ein Produktionssystem Frühkartoffel. Es wird deutlich, dass nach beiden Berechnungsmethoden die Düngung, bestehend aus Feldemissionen und Düngemittelherstellung, den größten Beitrag zu den Gesamtemissionen leistet. Weitere relevante Einflussfaktoren sind die Dieselpbereitung und -verbrennung sowie die Saatgutbereitstellung.

Grundsätzlich zeigt sich in beiden Berechnungsansätzen ein sehr ähnliches Muster hinsichtlich der relativen Verteilung der Emissionsquellen. Die einzelnen Beiträge unterscheiden sich jedoch in ihrer Ausprägung. In der PEFCR-basierten Berechnung nimmt die Düngung einen noch stärkeren Anteil an den Gesamtemissionen ein, während die Saatgutbereitstellung einen geringeren Einfluss aufweist. In der BEK-Berechnung zeigt sich dagegen ein umgekehrtes Muster. Die übrigen Einflussfaktoren weisen zwischen beiden Methoden weitgehend vergleichbare Anteile auf.

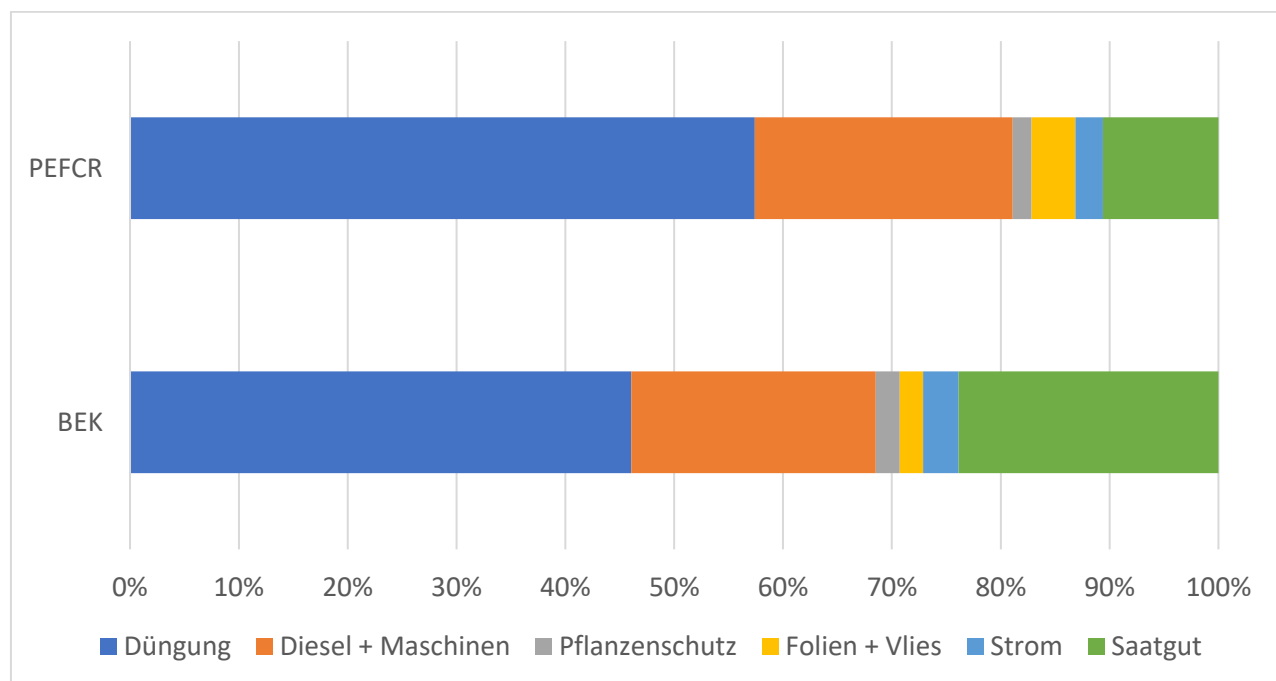


Abb. 13: Vergleich des prozentualen Beitrags kumulierter Einflussfaktoren auf die CO₂-Bilanz der Frühkartoffel nach PEFCR und BEK; Düngung inkl. Produktion und Feldemissionen + Kalken; Diesel + Maschinen inkl. Produktion und Verbrennung

Die absoluten Werte (Tabelle 6) zeigen Gesamtemissionen von 2.747,63 kg CO₂e nach BEK und 3.369,57 kg CO₂e nach PEFCR. Damit liegen die Gesamtemissionen der PEFCR-basierten Berechnung rund 23 % höher als in der BEK-Berechnung.

Besonders deutliche Unterschiede zeigen sich bei den Feldemissionen aus Düngung, Kalkung, Ernterückständen und Auswaschung sowie bei der Herstellung der Düngemittel. Die nach PEFCR berechneten Feldemissionen liegen etwa 30 % niedriger als nach BEK. Ursache hierfür sind die unterschiedlichen zugrunde liegenden Berechnungsmethoden. Beide Ansätze quantifizieren grundsätzlich dieselben stofflichen Emissionen, unterscheiden sich jedoch in der methodischen Herleitung sowie in den verwendeten Emissionsfaktoren (vgl. Kapitel 3: Vergleich BEK mit PEFCR-Methode).

Der größte Unterschied zeigt sich jedoch bei den Emissionen aus der Düngemittelherstellung. Diese betragen in der PEFCR-basierten Berechnung 1.336,64 kg CO₂e und liegen damit etwa 175 % höher als in der BEK-Berechnung. Grund hierfür sind abweichende Emissionsfaktoren der verwendeten Hintergrundprozesse. Besonders große Unterschiede zeigen sich dabei bei der Herstellung von Kaliumdüngern, aber auch die anderen Düngemittel haben deutlich höher Emissionsfaktoren in ecoinvent als in der Parameterdatei der BEK Methode hinterlegt. Auch bei Dieselbereitstellung und -verbrennung liegen die Emissionen in der PEFCR-Berechnung etwa 40 % höher. Die Herstellung landwirtschaftlicher Maschinen wird im PEFCR-Ansatz nicht berücksichtigt, hat jedoch im Gesamtsystem nur einen geringen Einfluss. Die Emissionen aus der Saatgutbereitstellung fallen in der BEK-Berechnung deutlich höher aus, was ebenfalls auf unterschiedliche Emissionsfaktoren zurückzuführen ist. Bei Folien und Vliesmaterialien zeigt die PEFCR-Berechnung höhere Werte, da hier zusätzliche Verarbeitungsschritte zur Herstellung des Materials bereits in den Emissionsfaktoren enthalten sind. Für den Stromverbrauch zeigen beide Methoden dagegen sehr ähnliche Ergebnisse, was auf eine gute und vergleichsweise einheitliche Datenlage bei den verwendeten Hintergrundprozessen zurückzuführen ist. Auch Pflanzenschutzmittel wurden in beiden Ansätzen weitgehend vergleichbar modelliert (vgl. Tab.6).

Insgesamt zeigt sich, dass die Unterschiede im Bereich der Düngung stärker durch die verwendeten Emissionsfaktoren der Herstellungsprozesse beeinflusst werden als durch die unterschiedlichen Berechnungsmethoden der Feldemissionen. Dies verdeutlicht die zentrale Bedeutung einer möglichst einheitlichen und transparenten Festlegung von Emissionsfaktoren für die Vergleichbarkeit von Ökobilanzergebnissen. Gleichzeitig zeigen die Ergebnisse, dass die Emissionsberechnung im Bereich Düngung innerhalb der BEK-Methode möglicherweise weiter vereinfacht werden könnte, da trotz methodischer Unterschiede vergleichbare Größenordnungen erreicht werden.

Es ist abschließend nochmal darauf hinzuweisen, dass in dieser Untersuchung mit vorläufigen Datensätzen gearbeitet wurde, die von der BEK-Arbeitsgruppe im Rahmen einer Parameterdatei zur Verfügung gestellt wurden. Diese Datengrundlagen können sich im weiteren Projektverlauf noch ändern und hätten prinzipiell auch individuell durch eigene Literaturrecherche und Auswahl spezifischer Emissionsfaktoren ersetzt werden können.

Tabelle 6: Vergleich CO₂-Bilanz Frühkartoffel (Durchschnitt 2023-2025 pro System) nach BEK und PEFCR; alle Angaben in CO₂e

	BEK	PEFCR
Feldemissionen aus Düngung, Kalken, Ernterückstände, Auswaschung	779,78	597,87
Düngemittelherstellung	485,96	1.336,64
Dieselherstellung + Verbrennung	568,22	798,70
Maschinenherstellung	48,26	
Saatgutbereitstellung	656,15	357,13
Folien + Vlies	58,51	135,68
Strom	89,64	85,13
PSM	61,11	58,42
Summe	2.747,63	3.369,57

6.2 Möhre

Bei der Berechnung der Stickstoffemissionen auf Feldebene wurden zusätzlich Stickstoffmengen aus Ernte- und Wurzelrückständen, einschließlich des Nichterntefaktors, berücksichtigt. Die Einbeziehung des Nichterntefaktors ist im Rahmen der BEK-Methode verpflichtend vorgesehen, wird im PEFCR jedoch nicht explizit gefordert. Zur besseren methodischen Vergleichbarkeit wurde dieser Emissionspfad im vorliegenden Vergleich dennoch in beiden Ansätzen berücksichtigt.

Abb. 14 zeigt die Ergebnisse des Methodenvergleichs am Beispiel eines Produktionssystems für späte Möhren. Es wird deutlich, dass in beiden Berechnungsansätzen die Düngung, bestehend aus den direkten Feldemissionen sowie den vorgelagerten Emissionen aus der Düngemittelherstellung, den größten Beitrag zu den Gesamtemissionen leistet. Weitere relevante Einflussfaktoren sind die Dieselbereitstellung und die Dieselverbrennung. Die Saatgutbereitstellung sowie die Herstellung von Pflanzenschutzmitteln weisen hingegen nur einen minimalen Einfluss auf. Insgesamt zeigen beide Berechnungsansätze eine sehr ähnliche relative Verteilung der Emissionsquellen.

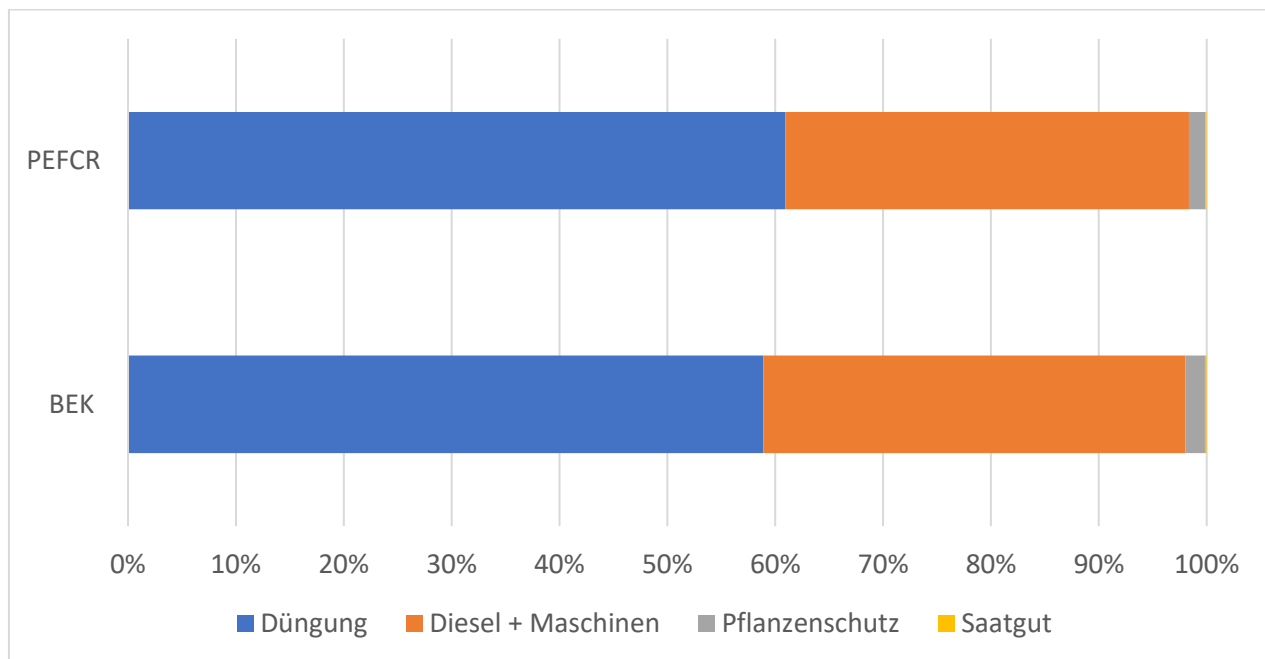


Abb. 14: Vergleich des prozentualen Beitrags kumulierter Einflussfaktoren auf die CO₂-Bilanz Möhre spät nach PEFCR und BEK; Düngung inkl. Produktion und Feldemissionen; Diesel + Maschinen inkl. Produktion und Verbrennung

Die absoluten Ergebnisse (Tabelle 7) zeigen Gesamtemissionen von 2.925,85 kg CO₂e nach BEK und 3.968,13 kg CO₂e nach PEFCR. Damit liegen die Gesamtemissionen der PEFCR-basierten Berechnung rund 36 % höher als in der BEK-Berechnung.

Besonders deutliche Unterschiede zeigen sich bei der Herstellung der Düngemittel. In der PEFCR-basierten Berechnung betragen diese Emissionen 1.095,16 kg CO₂ e und liegen damit etwa 139 % höher als in der BEK-Berechnung. Ursache hierfür sind die verwendeten Emissionsfaktoren der zugrunde liegenden Hintergrundprozesse. Besonders ausgeprägt sind diese Differenzen bei der Herstellung von Kaliumdüngern. Aber auch bei den übrigen mineralischen Düngemitteln weisen die in ecoinvent hinterlegten Prozesse deutlich höhere Emissionsfaktoren auf als die in der Parameterdatei der BEK-Methode verwendeten Werte.

Auch bei der Dieselbereitstellung und -verbrennung liegen die Emissionen in der PEFCR-basierten Berechnung um etwa 40 % höher. Dies ist ebenfalls auf abweichende Hintergrundprozesse und Emissionsfaktoren zurückzuführen. Die Herstellung landwirtschaftlicher Maschinen wird im PEFCR-Ansatz nicht berücksichtigt, hat im Gesamtsystem jedoch nur einen geringen Einfluss. Die Emissionen aus Saatgutbereitstellung und Pflanzenschutzmittelherstellung wurden in beiden Ansätzen weitgehend vergleichbar modelliert und zeigen entsprechend nur geringe Unterschiede.

Bemerkenswert ist, dass die direkten Feldemissionen aus Düngernutzung, Ernterückständen und Stickstoffauswaschung trotz der unterschiedlichen Berechnungslogiken in beiden Methoden in ähnlicher Größenordnung abgeschätzt wurden. Insgesamt zeigt sich damit, ähnlich wie bereits am Beispiel der Frühkartoffel dargestellt, dass Unterschiede in den verwendeten Emissionsfaktoren der Hintergrundprozesse deutlich größeren Einfluss auf das Gesamtergebnis haben als Unterschiede in der Berechnung der feldbezogenen Düngemittlemissionen. Dies unterstreicht die zentrale Bedeutung konsistenter und harmonisierter Hintergrunddaten für die Vergleichbarkeit von CO₂-Bilanzen. Gleichzeitig verdeutlicht es die methodische Herausforderung der BEK-Methode, bei der die manuelle Auswahl geeigneter Emissionsfaktoren eine wesentliche Unsicherheitsquelle darstellt. Die gleichen methodischen Einschränkungen und Interpretationsgrenzen wie im Beispiel der Frühkartoffel gelten daher auch für das hier betrachtete Möhrensysteem.

Tabelle 7: Vergleich CO₂-Bilanz Möhren spät (Durchschnitt 2023-2025 pro System) nach BEK und PEFCR; alle Angaben in CO₂e

	BEK	PEFCR
Düngernutzung, Ernterückstände, Auswaschung	1.265,77	1.324,05
Düngerherstellung	457,64	1.095,16
Dieselherstellung + Verbrennung	1.055,59	1.483,74
Maschinenherstellung	89,66	
Saatgutbereitstellung	4,97	5,4
PSM	52,23	59,78
Summe	2.925,85	3.968,13

6.3 Zwiebel

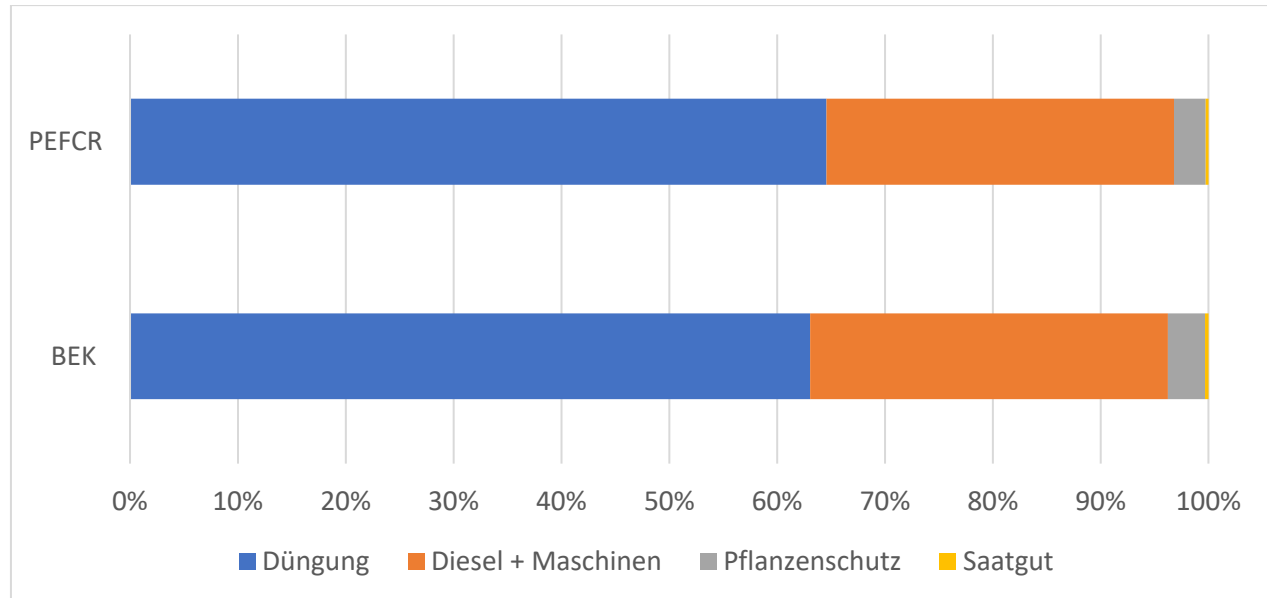
Im Vergleich der Berechnungsmethoden nach BEK und PEFCR am Beispiel Frühkartoffel und Möhre zeigt sich, dass die abweichenden Hintergrund-Emissionsfaktoren (EFs) der Herstellungsprozesse maßgeblich für die Differenzen zwischen den beiden Methoden verantwortlich sind. Dies zeigt sich auch am Beispiel Zwiebel.

Bei der Berechnung der Stickstoffemissionen auf Feldebene wurden zusätzlich Stickstoffmengen aus Ernte- und Wurzelrückständen, einschließlich des Nichterntefaktors, berücksichtigt. Dies ist im Rahmen der BEK-Methode verpflichtend vorgesehen, wird im PEFCR jedoch nicht explizit gefordert. Zur besseren methodischen Vergleichbarkeit wurde dieser Emissionspfad im vorliegenden Vergleich dennoch in beiden Ansätzen berücksichtigt.

Abb. 15 zeigt die Ergebnisse des Methodenvergleichs am Beispiel eines Produktionssystems für Zwiebel. Es wird deutlich, dass in beiden Berechnungsansätzen die Düngung, bestehend aus den direkten Feldemissionen sowie den vorgelagerten Emissionen aus der Düngemittelherstellung, den größten Beitrag

zu den Gesamtemissionen leistet. Weitere relevante Einflussfaktoren sind die Dieselpflichtbereitstellung und die Dieselpflichtverbrennung. Die Saatgutbereitstellung sowie die Herstellung von Pflanzenschutzmitteln weisen hingegen nur einen minimalen Einfluss auf. Insgesamt zeigen beide Berechnungsansätze eine sehr ähnliche relative Verteilung der Emissionsquellen.

Abb. 15: Vergleich des prozentualen Beitrags kumulierter Einflussfaktoren auf die CO₂-Bilanz Zwiebel nach PEFCR und BEK; Düngung inkl. Produktion und Feldemissionen; Diesel + Maschinen inkl. Produktion und Verbrennung



Die absoluten Ergebnisse (Tabelle 8) zeigen Gesamtemissionen von 1.646,30 kg CO₂e nach BEK und 2.203,33 kg CO₂e nach PEFCR. Damit liegen die Gesamtemissionen der PEFCR-basierten Berechnung rund 34 % höher als in der BEK-Berechnung.

Besonders deutliche Unterschiede zeigen sich bei der Herstellung der Düngemittel. In der PEFCR-basierten Berechnung betragen diese Emissionen 590,19 kg CO₂e und liegen damit etwa 142 % höher als in der BEK-Berechnung. Ursache hierfür sind die verwendeten Emissionsfaktoren der zugrunde liegenden Hintergrundprozesse. Besonders ausgeprägt sind diese Differenzen bei der Herstellung von Kaliumdüngern. Aber auch bei den übrigen mineralischen Düngemitteln weisen die in ecoinvent hinterlegten Prozesse deutlich höhere Emissionsfaktoren auf als die in der Parameterdatei der BEK-Methode verwendeten Werte.

Auch bei der Dieselpflichtbereitstellung und -verbrennung liegen die Emissionen in der PEFCR-basierten Berechnung um etwa 40 % höher. Dies ist ebenfalls auf abweichende Hintergrundprozesse und Emissionsfaktoren zurückzuführen. Die Herstellung landwirtschaftlicher Maschinen wird im PEFCR-Ansatz nicht berücksichtigt, hat im Gesamtsystem jedoch nur einen geringen Einfluss. Die Emissionen aus Saatgutbereitstellung und Pflanzenschutzmittelherstellung wurden in beiden Ansätzen weitgehend vergleichbar modelliert und zeigen entsprechend nur geringe Unterschiede.

Bemerkenswert ist, dass die direkten Feldemissionen aus Düngernutzung, Ernterückständen und Stickstoffauswaschung trotz der unterschiedlichen Berechnungslogiken in beiden Methoden in ähnlicher Größenordnung abgeschätzt wurden. Nach BEK entstehen Emissionen von 794,36 kg CO₂e und nach PEFCR 832,65 kg CO₂e. Insgesamt zeigt sich damit, ähnlich wie bereits an den Beispielen der Frühkartoffel und

Möhre dargestellt, dass Unterschiede in den verwendeten Emissionsfaktoren der Hintergrundprozesse deutlich größeren Einfluss auf das Gesamtergebnis haben als Unterschiede in der Berechnung der feldbezogenen Düngemittlemissionen. Dies unterstreicht die zentrale Bedeutung konsistenter und harmonisierter Hintergrunddaten für die Vergleichbarkeit von CO₂-Bilanzen. Gleichzeitig verdeutlicht es die methodische Herausforderung der BEK-Methode, bei der die manuelle Auswahl geeigneter Emissionsfaktoren eine wesentliche Unsicherheitsquelle darstellt. Die gleichen methodischen Einschränkungen und Interpretationsgrenzen wie im Beispiel der Frühkartoffel gelten daher auch für das hier betrachtete Zwiebelssystem.

Tabelle 8: Vergleich CO₂-Bilanz Zwiebel (Durchschnitt 2023-2025 pro System) nach BEK und PEFCR; alle Angaben in CO₂e

	BEK	PEFCR
Düngernutzung, Ernterückstände, Auswaschung	794,36	832,65
Düngerherstellung	243,99	590,19
Dieselherstellung + Verbrennung	503,61	710,27
Maschinenherstellung	42,78	
Saatgutbereitstellung	4,97	5,4
PSM	56,60	64,82
Summe	1.646,30	2.203,33

7. Fazit & Empfehlungen zur Anwendung der BEK-Methodik in der Praxis

Die durchgeführte Auswertung zeigt, dass die angewandten Methoden grundsätzlich geeignet sind CO₂-Emissionen innerhalb landwirtschaftlicher Produktionssysteme abzuschätzen und relevante Emissionsschwerpunkte zu identifizieren. Trotz bestehender Datenunsicherheiten liefern die Ergebnisse insgesamt robuste und mit externen Studien vergleichbare Aussagen. Besonders die Identifikation zentraler Emissionsschwerpunkte ist zuverlässig mit beiden Methoden möglich, auch wenn nur begrenzt detaillierte Eingangsdaten zur Verfügung stehen. Die absoluten Emissionsmengen werden von den beiden Methoden jedoch unterschiedlich hoch eingeschätzt, was primär auf unterschiedliche Emissionsfaktoren zurückzuführen ist.

Im Rahmen der Analyse wurden jedoch mehrere methodische und datenbezogene Einschränkungen deutlich. Ein wesentlicher Punkt ist die Verwendung von Bruttoerträgen anstelle tatsächlich vermarkteter Ware, wodurch Verluste entlang der Ernte und Sortierung bislang nicht berücksichtigt werden. Ebenso bleiben Kompostanwendungen unberücksichtigt, obwohl diese relevante Mengen Emissionen in den Systemen darstellen können. Darüber hinaus wurden individuelle Transportprozesse außerhalb des Betriebes nur unvollständig integriert. Einzelne Eingangsdaten, insbesondere zum Dieserverbrauch sowie zu Pflanzenschutzmittelanwendungen, basieren auf modellierten statt gemessenen Werten. Auch Bewässerungsverbände und der damit verbundene Energieeinsatz konnten nur unvollständig in die Datengrundlage einbezogen werden. Zusätzlich zeigte sich eine stark heterogene Datenqualität zwischen den Betrieben. Vor allem Ackerschlagkarteien unterscheiden sich erheblich hinsichtlich ihrer Vollständigkeit und Detailtiefe, was die Vergleichbarkeit der Ergebnisse einschränken kann.

Die Untersuchung der drei betrachteten Kulturen zeigt insgesamt, dass sich keine klaren systematischen Unterschiede zwischen Anbauregionen oder Betriebsgrößen erkennen lassen. Entscheidend für die Höhe der CO₂-Bilanz sind weniger Standort oder Flächengröße, sondern das betriebliche Management, insbesondere im Bereich der Düngung, der Bewässerungsintensität und des damit verbundenen Energieeinsatzes sowie die erzielten Erträge. Die Gegenüberstellung flächen- und produktbezogener Emissionen verdeutlicht dabei den erheblichen Einfluss des Ertragsniveaus auf die resultierenden CO₂-Fußabdrücke: Systeme mit hohen flächenbezogenen Emissionen können bei hohen Erträgen dennoch vergleichsweise niedrige Emissionen pro kg Frischmasse aufweisen, während niedrige Erträge trotz moderater flächenbezogener Emissionen zu deutlich höheren produktbezogenen Werten führen.

Die Praxistauglichkeit der BEK-Methodik ist aktuell jedoch noch durch den vergleichsweise hohen Aufwand bei der Datenerhebung und mangelnde Standardisierung der Emissionsfaktoren begrenzt. Insbesondere die wiederholte Zusammenstellung von Betriebsdaten für verschiedene Kontroll- und Zertifizierungssysteme stellt eine zusätzliche Belastung für landwirtschaftliche Betriebe dar. Vor diesem Hintergrund erscheinen eine stärkere Standardisierung und Vereinfachung der Datenerfassung sinnvoll. Eine zentralisierte digitale Erfassung betrieblicher Daten könnte den administrativen Aufwand deutlich reduzieren und gleichzeitig die Datenqualität verbessern. Darüber hinaus wäre eine Harmonisierung zentraler Emissionsfaktoren sowie pflanzen- und produktspezifischer Parameter notwendig, um die Vergleichbarkeit zwischen Betrieben und Regionen weiter zu erhöhen. Ein weiterer wichtiger Entwicklungsbedarf besteht in der standardisierten Erfassung des Energieeinsatzes für Bewässerungssysteme, da dieser je nach Kultur und Standort einen relevanten Einfluss auf die Gesamtbilanz haben kann. Es ist darauf hinzuweisen, dass die BEK-Methodik im Gegensatz zur PEFCR-Methodik nicht zwingend die Erhebung von Primärdaten auf Betriebsebene voraussetzt. Dies eröffnet ein relevantes Vereinfachungspotenzial für die praktische Anwendung. Eine effiziente und praxisnahe Umsetzung könnte darin bestehen, Primärdaten nur für emissionsrelevante Hotspots zu erheben, während für weniger einflussstarke Prozessschritte automatisch auf Branchenmittelwerte zurückgegriffen werden könnte. Der hohe Datenerhebungsaufwand entsteht insbesondere dann, wenn sämtliche Prozesse vollständig betriebspezifisch erfasst werden. Eine differenzierte Kombination aus Primär- und Sekundärdaten könnte somit einen praktikablen Kompromiss zwischen Genauigkeit und Aufwand darstellen und die Anwendbarkeit der Methode in der landwirtschaftlichen Praxis deutlich verbessern.

Um eine praktikable und zugleich belastbare Datenerhebung zu ermöglichen, sollte die Erfassung auf wenige zentrale Kategorien fokussiert werden. Wesentliche Parameter umfassen die Bereiche:

Anbau und Fläche:

- ➔ Bodenart, Anbaufläche, Bruttoertrag, Anteil der vermarkteten Ware sowie gegebenenfalls Nebenprodukte und deren Verwendung, Nicht-Ernte-Anteile

Betriebsmittel:

- ➔ Menge und Art von: Pflanz- und Saatgut, Pflanzenschutzmitteln, mineralischen und organischen Düngemitteln, Folien und Vliesen inklusive ihrer Nutzungsdauer

Energie und Technik

- ➔ typische Bewirtschaftungsschritte, Stromverbrauch, Wasserverbrauch inklusive Quelle

Einzelne Parameter, wie der Anteil vermarktbaren Ware, Nicht-Ernte-Anteile, die Menge an Pflanz- und Saatgut, typische Bewirtschaftungsschritte sowie der Stromverbrauch für die Vorkeimung, könnten perspektivisch als generische Standardwerte je Kultur hinterlegt werden, um den Erhebungsaufwand weiter zu reduzieren. Für diese Parameter zeigten sich im Rahmen der Datenauswertung nur geringe Schwankungsbreiten zwischen den untersuchten Betrieben, sodass eine Standardisierung möglich erscheint. Dadurch könnte die Datenerfassung deutlich vereinfacht und beschleunigt werden, ohne die Aussagekraft der Ergebnisse wesentlich zu beeinträchtigen.

Ein weiterer relevanter Aspekt betrifft die Berechnung der Emissionen aus Stickstoffdüngung und Ernterückständen. Hier wurden Unterschiede zwischen den Berechnungsansätzen nach PEFCR und BEK festgestellt, diese fielen jedoch insgesamt vergleichsweise gering aus und sind zudem mit methodischen Unsicherheiten behaftet (vgl. Kapitel 6: Ergebnisse nach PEFCR und Diskussion). Vor diesem Hintergrund stellt sich die Frage, ob im Rahmen der Weiterentwicklung der BEK-Methodik Vereinfachungen in Anlehnung an den PEFCR-Ansatz möglich und sinnvoll wären, um die Berechnung zu vereinfachen und gleichzeitig eine ausreichende Genauigkeit für die Hotspot-Identifikation sicherzustellen.

Insgesamt zeigt die vorliegende Untersuchung, dass die BEK-Methodik bereits in ihrer aktuellen Form eine belastbare Grundlage für die ökologische Bewertung landwirtschaftlicher Produktionssysteme bietet. Ihr zukünftiges Potenzial liegt insbesondere in einer stärkeren Standardisierung durch die Harmonisierung der Hintergrundparameter und die Festlegung von Branchenmittelwerten für wenig einflussstarke Prozessschritte, Digitalisierung der Datenerfassung und in der Vereinfachung der Berechnung von Feldemissionen durch Stickstoffdüngung, um eine breite praktische Anwendung in Betrieben sowie entlang der Wertschöpfungskette zu ermöglichen.