



Schlussbericht zum Thema

**Entwicklung eines Gesamtkonzeptes zur
leistungsdifferenzierten und kohärenten
Honorierung von Umweltleistungen des
ökologischen Landbaus**

**FKZ: 2819OE122, 2819OE123, 2819OE124, 2819OE125,
2819OE127**

**Projektnehmer: Justus-Liebig-Universität Gießen,
Technische Universität München, Bayerische
Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Universität
Kassel, Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung
(ZALF) e.V.**

**Gefördert durch das Bundesministerium für Ernährung
und Landwirtschaft auf Grund eines Beschlusses des
Deutschen Bundestages im Rahmen des
Bundesprogramms Ökologischer Landbau.**

Das Bundesprogramm Ökologischer Landbau Landwirtschaft (BÖL) hat sich zum Ziel gesetzt, die Rahmenbedingungen für die ökologische und nachhaltige Land- und Lebensmittelwirtschaft in Deutschland zu verbessern. Es wird vom Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) finanziert und in der BÖL-Geschäftsstelle in der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) in Bonn in die Praxis umgesetzt. Das Programm untergliedert sich in zwei ineinandergreifende Aktionsfelder, den Forschungs- und den Informationsbereich.

Detaillierte Informationen und aktuelle Entwicklungen finden Sie unter www.bundesprogramm.de

Wenn Sie weitere Fragen haben, wenden Sie sich bitte an:

Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung
Geschäftsstelle Bundesprogramm Ökologischer Landbau
Deichmanns Aue 29
53179 Bonn
Tel: 0228-6845-3280
E-Mail: boel@ble.de

Beitrag ökologischer Bewirtschaftungsmethoden zum Schutz der Umwelt

**Schlussbericht Teil I des Verbundprojektes
«Entwicklung eines leistungsdifferenzierten
Honorierungssystems für den Schutz der Umwelt»**



**Hauschild, Chmelikova, Ebertseder, Freibauer, Gattinger, Haub, Heß,
Hoppe, Hülsbergen, Lampkin, Levin, Sanders, Stein-Bachinger**

Beitrag ökologischer Bewirtschaftungsmethoden zum Schutz der Umwelt

Der vorliegende erste Teil des Schlussberichtes zum Forschungsprojekt «Entwicklung eines leistungsdifferenzierten Honorierungssystems für den Schutz der Umwelt (UGÖ)» fasst die Ergebnisse des Moduls A «Beitrag des ökologischen Landbaus zu gesellschaftlichen Zielen» zusammen. Die Ergebnisse sind Grundlage für das im Modul B erarbeitete „Konzept zur effizienten Honorierung gesellschaftlicher Leistungen“. Hierzu wurden im Modul A die mit dem Honorierungskonzept verbundenen naturwissenschaftlichen Fragestellungen bearbeitet. Im Vordergrund stand dabei eine metaanalytische Untersuchung der Bedeutung relevanter Management- und Standortfaktoren für die Erbringung von Umweltleistungen.

Die Forschungsarbeiten bauen auf Ergebnissen des Projektes „Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft“ (Sanders und Heß 2019) auf. In einer Literaturrecherche wurden in dieser Arbeit 528 Studien und 2.816 Vergleichspaare ausgewertet. Die statistische Analyse ergab, dass der ökologische Landbau im Vergleich zur konventionellen Produktion insbesondere beim Wasser-, Klima- und Ressourcenschutz erhebliche Mehrleistungen erbringt. Vorteile zeigten sich auch bei der Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit und der biologischen Vielfalt.

Das Projekt wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) im Rahmen des Bundesprogramms Ökologischer Landbau (BÖL) gefördert.

FKZ 2819OE122 (JLU), 2819OE123 (TUM), 2819OE124 (LfL), 2819OE125 (UKW), 2819OE127 (ZALF)).

Gefördert durch



aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

Die Durchführung des Projektes erfolgte in einem engen Austausch mit der BÖL-Geschäftsstelle. Für die inhaltlichen Impulse und die administrative Unterstützung möchten wir insbesondere Frau Doris Pick und Frau Viola Molkenthin danken. Eine wichtige Grundlage der Arbeit waren zudem die Ergebnisse zahlreicher Interviews und Workshops mit Expert:innen. Für die konstruktive Diskussion und wertvollen Beiträge sind wir den Kolleg:innen, insbesondere Herrn Prof. Hans-Peter Piepho, ebenfalls sehr dankbar.

Frankfurt/Giessen, Mai 2023

Zusammenfassung

Der ökologische Landbau gilt als eine besonders ressourcenschonende Wirtschaftsweise, die in besonderer Weise zum Schutz der Umwelt beiträgt. Untersuchungen zu den Umweltwirkungen der ökologischen Produktion weisen jedoch darauf hin, dass die Vorteile der ökologischen gegenüber der konventionellen Produktion je nach Managementpraxis im ökologischen Landbau erheblich voneinander abweichen können. Vor diesen Hintergrund bestand das Ziel dieser Arbeit darin, mit Hilfe einer biometrischen Metaanalyse die Auswirkungen unterschiedlicher ökologischer Bewirtschaftungspraktiken auf die Schutzgüter Boden, Wasser, Biodiversität und Klima/Luft sowie die Ressourceneffizienz quantitativ zu erfassen und zu bewerten.

In den Auswertungen zeigte sich, dass viele der als relevant angenommenen Einflussfaktoren nicht oder nur unzureichend in Versuchen geprüft wurden. In zahlreichen Publikationen waren zudem wichtige Einflussfaktoren (z.B. die Standortbedingungen oder die Anbaumaßnahmen) nicht hinreichend genau beschrieben, sodass diese Studien nicht oder nur eingeschränkt in die Auswertungen einbezogen werden konnten. Aufgrund der relativ geringen Studienzahl war es mit dem gewählten Ansatz deshalb nur bedingt möglich, die Wirkungszusammenhänge zwischen ökologischen Bewirtschaftungspraktiken und dem Umfang erbrachter Umweltleistungen statistisch abgesichert zu erklären und zu klassifizieren.

Auch wenn die Robustheit der quantitativen Ergebnisse beschränkt ist, bestätigen die Resultate, dass von einzelnen Bewirtschaftungspraktiken im ökologischen Landbau - wie beispielsweise der Verzicht auf eine wendende Bodenbearbeitung oder der Anbau von legumen Zwischenfrüchten mit einer anschließenden Sommerung - eine besonders hohe Schutzwirkung ausgeht. Darüber hinaus bestätigen die Ergebnisse dieser Untersuchung die Schlussfolgerungen anderer Arbeiten, dass der ökologische Landbau einen wirksamen Beitrag zur Lösung von Umweltproblemen leisten kann. Deshalb sollte die Förderung des ökologischen Landbaus weiter ausgebaut und dabei Bewirtschaftungspraktiken gezielt unterstützt werden, die über die gesetzlichen Öko-Mindestbedingungen hinausgehen und in besonderer Weise zum Schutz der Umwelt beitragen.

Abstract

Organic farming is considered to be a resource-conserving farming system that contributes particularly to the protection of the environment. However, studies on the environmental impacts of organic farming indicate that the advantages of organic compared to conventional production can differ considerably depending on the management practices in organic farming. Against this background, the aim of this work was to quantify and evaluate the impacts of different organic management practices on soil, water, biodiversity and climate/air as well as resource efficiency using a biometric metaanalysis.

The evaluations showed that many of the influencing factors assumed to be relevant had not been tested or had only been tested inadequately in trials. In addition, in numerous publications important influencing factors (e.g. the site conditions or the cultivation measures) were not described in sufficient detail, so that these studies could not be included in the analyses, or only to a limited extent. Due to the relatively small number of studies, it was therefore only possible to a limited extent with the chosen approach to explain and classify the effect relationships between organic management practices and the extent of environmental public goods provided in a statistically validated manner.

Even if the robustness of the quantitative results is limited, the results confirm that individual management practices in organic farming - such as reduced tillage or cultivating legume catch crops with subsequent summer crops - have a higher beneficial effect. Furthermore, the results of this study also show that organic farming can make an effective contribution to solving environmental problems. Therefore, the support of organic farming should be further expanded, with targeted support for management practices that go beyond the legal requirements of the organic regulation and contribute in a special way to protecting the environment.

Inhaltsverzeichnis

Tabellenverzeichnis	vii
Abbildungsverzeichnis	x
1 Hintergrund	12
2 Stand des Wissens.....	13
2.1 Schutzgut Boden.....	13
2.2 Schutzgut Wasser	14
2.3 Schutzgut Biodiversität	15
2.4 Schutzgut Klima/Luft.....	16
2.5 Ressourceneffizienz	17
3 Methodisches Vorgehen und Daten	19
3.1 Literatursuche und Auswahl.....	19
3.2 Datenextraktion	21
3.3 Statistische Auswertung	22
4 Ergebnisse der Analysen.....	25
4.1 Schutzgut Boden.....	25
4.2 Schutzgut Wasser	32
4.3 Schutzgut Biodiversität	45
4.4 Schutzgut Klima/Luft.....	62
4.5 Ressourceneffizienz	77
5 Diskussion und Schlussfolgerungen	88
Literatur.....	90
Anhang	97
A1 Studiensuche	98
A2 Kategorisierung der Daten	99
A3 Ergänzende Informationen zum Schutzgut Boden.....	101
A4 Ergänzende Informationen zum Schutzgut Wasser	108
A5 Ergänzende Informationen zum Schutzgut Biodiversität	110
A6 Ergänzende Informationen zum Schutzgut Klima/Luft.....	114
A7 Ergänzende Informationen zur Ressourceneffizienz.....	116

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3.1	Auflistung der durch die Literatursuchen gefundenen und nach Vorauswahl und Selektion identifizierten Studien.....	21
Tabelle 3.2:	Aus den Vergleichsstudien erfasste Bewirtschaftungspraktiken gegliedert in die drei Bereiche Fruchtfolge, Düngung/N-Input und Bodenbearbeitung. Nicht alle Praktiken sind für alle Schutzgüter relevant bzw. wurden in allen Bereichen erfasst.	22
Tabelle 4.1:	Modell für den Indikator C-Faktor der ABAG und die Anova (Type III test) der Bodenbearbeitung.....	26
Tabelle 4.2:	Modell für den Indikator Aggregatstabilität und die Anova der Bewirtschaftungspraktiken (49 Studien, 197 Vergleichspaare)	27
Tabelle 4.3:	Modell für den Indikator Bodenabtrag und die Anova (Type III test) der Bodenbearbeitung (37 Studien, 130 Vergleichspaare)	29
Tabelle 4.4:	Aus den Vergleichsstudien erfasste Bewirtschaftungsmaßnahmen bzw. daraus berechnete Werte* gegliedert nach Fruchtfolgegestaltung, Düngung/N-Input und Bodenbearbeitung.....	33
Tabelle 4.5:	Datenstruktur der zwei Datensätze „Gesamte Fruchtfolge“ und „Einzelkulturen“. Anzahl und relative Häufigkeit im Vergleich zu Gesamtanzahl der Studien und Beobachtungen allgemein, je Indikator, je Landnutzungstyp und je Land	35
Tabelle 4.6:	Anzahl und relative Häufigkeit der Angaben zu den einzelnen Bewirtschaftungspraktiken in den zwei Datensätzen „Gesamte Fruchtfolge“ und „Einzelkulturen“ für die Indikatoren N-Austrag und Herbst-N _{min} gegliedert nach Anzahl der Studien und Beobachtungen.....	37
Tabelle 4.7:	Modell für den Indikator N-Austrag für den Datensatz „Einzelkultur“ und die Anova der Bewirtschaftungspraktiken bzw. Einflussfaktoren.....	39
Tabelle 4.8:	Modell für den Indikator N-Austrag für den Datensatz „Einzelkultur“ und die Anova der Bewirtschaftungspraktiken Einflussfaktoren	40
Tabelle 4.9:	Modell für den Indikator Herbst-N _{min} für den Datensatz „Einzelkultur“ und die Anova der Bewirtschaftungspraktiken.....	42
Tabelle 4.10:	Übersicht über die Anzahl der Studien und Einzelbeobachtungen gesamt, je Indikator, Landnutzungstyp, Kontinent und Land getrennt nach Flora und Fauna.....	48
Tabelle 4.11:	Übersicht über die Anzahl und den Anteil der Studien und Beobachtungen der unterschiedlichen Bewirtschaftungspraktiken zu den Indikatoren Artenzahl und Abundanz für die Flora	50
Tabelle 4.12:	Übersicht über die Anzahl und den Anteil der Studien und Beobachtungen der unterschiedlichen Bewirtschaftungspraktiken zu den Indikatoren Artenzahl und Abundanz für die Fauna.....	51

Tabellenverzeichnis

Tabelle 4.13:	Modell für den Indikator Artenzahl für die Flora Gesamt (Acker- und Grünland, A) und die Varianzanalyse (ANOVA) der Bewirtschaftungspraktiken bzw. Einflussfaktoren.....	52
Tabelle 4.12:	Zusammenfassung der Ergebnisse der für den Indikator Artenzahl berechneten Modelle im Bereich der Ackerflora und - samenbank	54
Tabelle 4.13:	Modell für den Indikator Artenzahl für die Ackerflora und - samenbank und die Varianzanalyse (ANOVA) der Bewirtschaftungspraktiken bzw. Einflussfaktoren	54
Tabelle 4.14:	Modell für den Indikator Abundanz für die Fauna Gesamt (B) und die Varianzanalyse (ANOVA) der Bewirtschaftungspraktiken bzw. Einflussfaktoren	56
Tabelle 4.15:	Zusammenfassung der Ergebnisse der für den Indikator Abundanz berechneten Modelle für die Arthropoden	57
Tabelle 4.16:	Modell für den Indikator Artenzahl für die Arthropoden (Gemüsebau, C) und die Varianzanalyse (ANOVA) der Bewirtschaftungspraktiken bzw. Einflussfaktoren	58
Tabelle 4.17:	Übersicht über die Anzahl der Studien und Einzelbeobachtungen je Indikator, Landnutzungstyp und Kontinent in dem Datensatz zum ökologischen Landbau	65
Tabelle 4.18:	Übersicht über die Anzahl der Studien und Einzelbeobachtungen der unterschiedlichen Bewirtschaftungspraktiken zu den Indikatoren.....	66
Tabelle 4.19:	Modell für den Indikator organischer Bodenkohlenstoff-Gehalt (SOC %) und die Analysis of Variance (ANOVA) der Einflussfaktoren	67
Tabelle 4.20:	Modell für den Indikator organischer Bodenkohlenstoff-Vorrat (SOC t/ha/cm) und die Analysis of Variance (ANOVA) der Einflussfaktoren der Daten, die direkt in den Studien ermittelt wurden.....	70
Tabelle 4.21:	Modell für den Indikator organischer Bodenkohlenstoff-Vorrat (SOC t/ha/cm) und die Analysis of Variance (ANOVA) der Einflussfaktoren der Daten, die direkt in den Studien ermittelt wurden und der aus den SOC-Vorratswerten errechneten.....	71
Tabelle 4.22:	Modell für den Indikator Veränderung des organischen Bodenkohlenstoffs (jährliche SOC-Veränderung) und die Analysis of Variance (ANOVA) der Einflussfaktoren.	74
Tabelle 4.23:	Modell für den Indikator Lachgasemissionen (kumulative N ₂ O-Emissionen) und die Analysis of Variance (ANOVA) der Einflussfaktoren.....	74
Tabelle 4.24:	Modell für den Indikator N-Output der Fruchtfolge (FF) und die ANOVA der Bewirtschaftungspraktiken und Einflussfaktoren.....	78
Tabelle 4.25:	Modell für den Indikator N-Saldo der Fruchtfolge und die ANOVA der Bewirtschaftungspraktiken und Einflussfaktoren.....	80

Tabellenverzeichnis

Tabelle 4.26: Modell für den Indikator N-Effizienz der Fruchtfolge und die ANOVA der Bewirtschaftungspraktiken und Einflussfaktoren.....83

Tabelle A6.2: Übersicht der deskriptiven Daten der Indikatoren SOC-Gehalt, SOC-Vorrat, SOC-Veränderung und N₂O-Emissionen zwischen konventioneller und ökologischer Bewirtschaftung..... 115

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3.1	Grafische Darstellung des in Metaanalysen verwendeten Prinzips zur Studienauswahl: PRISMA (preferred reporting items for systematic reviews and Metaanalyses), in Anlehnung an Moher et al. (2009).....	20
Abbildung 3.2:	Visuelle Darstellung der Herangehensweise zur Modellbildung.....	23
Abbildung 4.1:	Relativer Effekt (Mittelwert + Standardfehler) der Bodenbearbeitung im ökologischen Landbau auf den C-Faktor im Vergleich zur üblichen Bodenbearbeitung mit Pflug (Referenz = 0).....	26
Abbildung 4.2:	Relativer Effekt der Düngung im ökologischen Landbau bei gleicher Bodenbearbeitung (Mittelwert + Standardfehler) auf die Aggregatstabilität (Referenz ungedüngt = 0).....	28
Abbildung 4.3:	Relativer Effekt der Bodenbearbeitung im ökologischen Landbau (Mittelwert + Standardfehler) auf den Bodenabtrag (Referenz conventional tillage CT = 0).....	30
Abbildung 4.4	Häufigkeitsverteilung der VESS Scores in den beprobten Dauerfeldversuchen, für die Daten zur Aggregatstabilität bzw. Infiltration vorliegen. Die Verteilung des aggregierten VESS Score total und des VESS Score in der obersten Bodenschicht (VESS Score Layer 1) sind stark linksschief.....	31
Abbildung 4.5:	Einfluss unterschiedlicher vor der Sickerwasserperiode angebaute Hauptkulturen auf den N-Austrag dargestellt als modellierte Mittelwerte in kg/ha.....	41
Abbildung 4.6:	Einfluss der Begrünung während der Sickerwasserperiode dargestellt als modellierte Mittelwerte in kg/ha.....	42
Abbildung 4.7:	Übersicht über die untersuchten Haupt- und Untergruppen der Flora und Fauna.....	45
Abbildung 4.8:	Relativer Effekt der Lage innerhalb der Untersuchungsfläche (3 Stufen: Innen (n=15(9)), Rand (n=13(7)), Saum (n=3(3)).....	53
Abbildung 4.9:	Relativer Effekt der Art der Bodenbearbeitung (2 Stufen: konventionell (n=8(2), reduziert (n=2(1)));.....	55
Abbildung 4.10:	Relativer Effekt der Art der Düngung (2 Stufen: Kompost (n=3(1), Gründüngung (n=7(2)).....	55
Abbildung 4.11:	Relativer Effekt der Lage innerhalb der Untersuchungsfläche (4 Stufen: Innen (n=38(9)), Rand (n=18(8)), Saum (n=25(4), Hecke/Wald (n=3(2))...)	57
Abbildung 4.12:	Relativer Effekt des Vorhandenseins von Blühstreifen (2 Stufen: ja (n=4(2), nein (n=12(2)).....	58
Abbildung 4.13	Modellierte Mittelwerte der organischen Bodenkohlenstoff-Gehalte in % nach Bodenbearbeitungstyp.....	68

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 4.14	Modellierte Mittelwerte der organischen Bodenkohlenstoff-Gehalte in % nach verwendetem Dünger.....	69
Abbildung 4.15	Modellierte Mittelwerte der organischen Bodenkohlenstoff-Gehalte in % nach dem Vorhandensein von Leguminosen in der Fruchtfolge.	69
Abbildung 4.16	Modellierte Mittelwerte der organischen Bodenkohlenstoff-Gehalte in Tonnen pro Hektar und Zentimeter nach Boden-bearbeitungstyp.	72
Abbildung 4.17	Modellierte Mittelwerte der organischen Bodenkohlenstoff-Vorräte in Tonnen pro Hektar und Zentimeter nach dem Vorhandensein von Leguminosen in der Fruchtfolge.....	73
Abbildung 4.18:	Auswirkung (a) des N-Inputs, (b) der Fruchtartendiversität und (c) des Getreideanteils in der Fruchtfolge (kontinuierlichen Einflussgrößen) sowie (d) der Zwischenfrüchte, (e) Düngerart und (f) Boden-bearbeitung (kategorische Einflussgrößen) auf den N-Output	79
Abbildung 4.19:	Auswirkung (a) des N-Inputs, (b) der Rotationsdauer, (c) des N-Outputs und (d) des Leguminosenanteils in der Fruchtfolge auf den N-Saldo.....	81
Abbildung 4.20:	N-Saldo und kategorische Einflussgrößen der (a) Bodenbearbeitung, (b) Zwischenfrüchte und (c) Düngerart.	82
Abbildung 4.21:	Auswirkung (a) des N-Inputs, (b) des Hackfruchtanteils in der Fruchtfolge, (c) der Fruchtartendiversität, (d) des Getreideanteils in der Fruchtfolge und (e) der Rotationsdauer auf N-Effizienz.....	84
Abbildung 4.22:	Auswirkungen (a) der Düngerart, (b) Zwischenfrüchte, (c) Boden-bearbeitung und (d) Bodenart auf die N-Effizienz.....	85

I Hintergrund

Der ökologische Landbau steht für ein ganzheitliches Konzept der Landnutzung mit dem Anspruch, in besonderer Weise die Belastungsgrenzen der Natur zu berücksichtigen. Die Ausnutzung ökologischer Systemzusammenhänge, ein möglichst geschlossener Nährstoffkreislauf und die Substitution externer durch betriebsinterne Produktionsmittel stellen dabei wichtige Eckpfeiler des Produktionssystems dar. Die Auswirkungen dieses Systemansatzes auf die Umwelt sind seit Anfang der 1990er Jahre Gegenstand der agrarwissenschaftlichen Forschung. Im Rahmen einer umfassenden Literaturarbeit wurden 2018 von einem interdisziplinären Forschungskonsortium die Ergebnisse wissenschaftlicher Untersuchungen, in denen der ökologische Landbau mit der konventionellen Produktion verglichen wurde (Öko-Konv-Vergleich), umfassend ausgewertet (Sanders und Heß, 2019). Demnach erbringt der ökologische Landbau im Vergleich zur konventionellen Produktion insbesondere beim Wasser-, Klima- und Ressourcenschutz erhebliche Mehrleistungen. Vorteile zeigten sich auch bei der Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit und der biologischen Vielfalt.

Die Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Produktion lassen sich in erster Linie durch den im ökologischen Landbau verfolgten Systemansatz erklären. Dieser zeichnet sich durch eine gezielte Verknüpfung einzelner landwirtschaftlicher Systemkomponenten und der Ausnutzung von synergistischen Wirkungen aus. Da zudem externe Systeminputs beschränkt sind (beispielsweise durch den Verzicht auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel) ergibt sich dadurch typischerweise eine niedrigere Produktionsintensität, wodurch wie oben beschrieben negative Auswirkungen auf die Umwelt vermindert werden.

Für den Erfolg des ökologischen Landbaus und die Erzielung positiver Umweltwirkungen ist die Umsetzung des Systemansatzes von entscheidender Bedeutung. In der EU-Öko-Verordnung wird der Systemansatz in den Grundsätzen des ökologischen Landbaus zwar beschrieben; die konkrete Umsetzung gibt den Betrieben in zahlreichen Bereichen jedoch einen erheblichen Gestaltungsspielraum. Je nach Managementpraxis (z.B. Anteil und Bewirtschaftung des Kleeegrases in der Fruchtfolge, Art und Intensität der Bodenbearbeitung) unterscheiden sich Öko-Betriebe folglich hinsichtlich ihrer Umweltwirkungen.

Eine Auswertung der wissenschaftlichen Literatur, die sich auf unterschiedliche ökologische Bewirtschaftungspraktiken bezieht, lag bislang noch nicht vor. Vor diesem Hintergrund bestand das Ziel dieser Arbeit mit Hilfe einer biometrischen Metaanalyse die Ergebnisse wissenschaftlicher Versuche zu diesem Thema auszuwerten. Dabei ging es insbesondere darum, die Bedeutung einzelner produktionstechnischer Einflussfaktoren bzw. Managementfaktoren sowie ergänzend relevante Standort- und Untersuchungsfaktoren für die Erbringung der ausgewählten Umweltleistungen in den Bereichen Boden, Wasser, Biodiversität und Klima im ökologischen Landbau quantitativ zu untersuchen (Öko-Öko-Vergleich). Ferner wurden in der Analyse unterschiedliche Praktiken zum Ressourceneinsatz (Stickstoff und Energie) als relevante Systemgröße für die Erbringung von Umweltleistungen berücksichtigt. Mithilfe der biometrischen Metaanalyse bestand ferner das Ziel, eine naturwissenschaftlich abgesicherte Grundlage für ein Honorierungssystem zu erarbeiten, mit dem Umweltleistungen des ökologischen Landbaus kohärent und differenziert abgegolten werden können (vgl. Schlussbericht II des Verbundprojektes).

Nachfolgend wird zunächst der Stand des Wissens (Kapitel 2) und das methodische Vorgehen (Kapitel 3) beschrieben. Die Ergebnisse der Metaanalyse werden anschliessend differenziert für die Bereiche Boden, Wasser, Biodiversität, Klima / Luft sowie Ressourceneffizienz (Stickstoff) dargestellt (Kapitel 4). Im letzten Kapitel werden die Ergebnisse der Analyse diskutiert und im Hinblick auf die weitere Entwicklung des ökologischen Landbaus eingeordnet.

2 Stand des Wissens

2.1 Schutzgut Boden

Karlen et al. (2001) definieren die Bodenfruchtbarkeit als „capacity of a specific kind of soil to function, within natural or managed ecosystem boundaries, to sustain plant and animal productivity, maintain or enhance water and air quality, and support human health and habitation“. Die Bodenfunktionen können mit bodenphysikalischen, -chemischen und -biologischen Indikatoren beschrieben werden. Vor dem Hintergrund des fortschreitenden Klimawandels muss der Boden vor allem fähig sein, Starkregen aufzunehmen, zu speichern und fürs Pflanzenwachstum zu nutzen. Starkregen und der Anteil des Starkregens an den Niederschlägen nehmen auch in Deutschland zu. In Deutschland war die mittlere Regenerosität der Periode von 2001 bis 2017 bereits um 66 % höher als in den 1960er bis 1980er Jahren (Auerswald et al. 2019).

Sanders und Heß (2019) führten die bislang umfangreichste Metaanalyse zu Bodenindikatoren im Vergleich zwischen ökologischen und konventionellen Bewirtschaftungssystemen durch. Die wichtigsten Ergebnisse für das Schutzgut Boden zeigten, dass bei allen Indikatoren die ökologischen Systeme besser oder gleich gut abschnitten als die konventionellen Systeme. Im Einzelnen waren im Ökolandbau

- die Regenwurm-Abundanz im Median um 78% höher (21 Studien, 64 Vergleichspaare) und die Regenwurm-Biomasse um 94% höher (17 Studien, 93 Vergleichspaare)
- die organischen Kohlenstoffgehalte im Oberboden im Median um 10,8% höher (52 Studien, 131 Vergleichspaare)
- die Aggregatstabilität im Median um 15% höher (22 Studien, 76 Vergleichspaare)
- der Eindringwiderstand in der Oberkrume (10 cm Tiefe) im Median um 32% niedriger (4 Studien, 44 Vergleichspaare)
- der Bewirtschaftungsfaktor (C-Faktor) der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG) in 66% der Vergleichspaare niedriger, also besser (3 Studien, 6 Vergleichspaare),
- die Infiltration im Median um 37% höher (11 Studien, 28 Vergleichspaare)
- der Oberflächenabfluss im Median um 22% niedriger (9 Studien, 22 Vergleichspaare)
- der Bodenabtrag im Median um 26% niedriger (16 Studien, 45 Vergleichspaare).

Die Auswertungen der bodenphysikalischen Indikatoren wurden durch die teilweise geringe Anzahl an Studien und Vergleichspaaren und verschiedene Methoden in den Studien eingeschränkt. Hier ist eine vertiefende Analyse notwendig, die im Rahmen dieses Projektes durchgeführt wurde. Zusätzlich wurde die nutzbare Feldkapazität (nFK) als weiterer wichtiger bodenphysikalischer Indikator ergänzt. Sie charakterisiert die Wasserspeicherfähigkeit und Wasserverfügbarkeit der Böden für Nutzpflanzen.

Wirkungszusammenhänge für das Schutzgut Boden betreffen wesentlich die diversifizierte Fruchtfolge bzw. Kulturartenvielfalt im ökologischen Landbau. Der höhere Anteil an Klee gras und der niedrigere Anteil an Reihenkulturen wie Mais und Zuckerrüben führen zu einer besseren Bodenbedeckung (Stolze et al., 2000; Auerswald et al., 2003). Die Fruchtfolgen variieren innerhalb des ökologischen Landbaus stark je nach Betriebsausrichtung. Es ist daher zu genauer zu prüfen, inwieweit die Wirkungszusammenhänge verallgemeinert werden können oder innerhalb des ökologischen Landbaus nach Betriebszweig differenziert werden müssen.

Innerhalb des ökologischen Landbaus könnten darüber hinaus insbesondere bodenschonende Bearbeitungsverfahren und die Düngerart positive Wirkungen auf das Schutzgut entfalten. Hierzu liegen bisher keine vergleichenden Untersuchungen vor.

2.2 Schutzgut Wasser

Die Belastung der Grund- und Oberflächengewässer durch landwirtschaftlich verursachte Stoffeinträge stellt eine große Herausforderung dar. Um die Grenzwerte für das Trinkwasser einzuhalten, sind nach Angaben verschiedener Studien in Deutschland für die Trinkwasseraufbereitung Kosten im zwei bis dreistelligen Millionenbereich pro Jahr aufzuwenden. Verursacht werden diese Stoffeinträge vor allem durch den hohen Einsatz von Stickstoff- und Phosphordüngern sowie Pflanzenschutz- und Tierarzneimitteln in der intensiven Landwirtschaft (BMEL & BMU 2020; OECD 2012; Sutton 2011).

In zahlreichen Übersichtsarbeiten wurden in den letzten dreissig Jahren die Auswirkungen der ökologischen und konventionellen Bewirtschaftungsweise auf die Einträge von Stickstoff, Phosphor und Pflanzenschutzmittel in Grund- und Oberflächengewässer verglichen. Hier lag der Fokus aufgrund der deutlich höheren Anzahl an Vergleichsstudien auf dem Stickstoffeintrag in das Grundwasser. Zum einen basieren die Arbeiten auf einfachen deskriptiven Gegenüberstellungen der Ergebnisse der konventionellen zur ökologischen Landwirtschaft (Gomiero et al. 2011; Niggli et al. 2009; Alfoeldi et al. 2002; Haas 2001; Bergström et al. 2008; Armstrong-Brown 1993), zum anderen auch auf systematisch durchgeführten Literaturreviews, die die Ergebnisse verschiedener Vergleichsstudien strukturiert aufbereiten und mit Hilfe von aufwendigen statistischen Verfahren miteinander vergleichen und bewerten. Diese biometrische Auswertungen, die am Ende auch statistisch abgesicherte Aussagen zulassen, liefern nur die zwei Metaanalysen von Tuomisto et al. (2012) sowie Mondelaers et al. (2009). Die Autor:innen stellen fest, dass der ökologische Landbau – wie jede Art der Landwirtschaft – Auswirkungen auf die Gewässer mit sich bringt. Diese sind jedoch flächenbezogen geringer als die der konventionellen Landwirtschaft. In dem aktuellsten Review fassen Seufert und Ramankutty (2017) diese Ergebnisse für den Bereich Wasserqualität zusammen und ordnen sie ein.

Die aktuellste Aufbereitung und Zusammenstellung der Forschungsliteratur ist die Arbeit von Sanders und Heß (2019). Für den Bereich Wasserschutz wurden 98 Studien, die im Zeitraum 1990 bis März 2017 veröffentlicht wurden, ausgewertet. Die ökologische Landwirtschaft zeigt ein hohes Potenzial zum Schutz von Grund- und Oberflächenwasser, nachweislich insbesondere für den Bereich Nitrat- und Pflanzenschutzmitteleinträge. Im Mittel vermindert eine ökologische Bewirtschaftung die Stickstoffausträge um 28% (Median). Durch den Verzicht auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel wird der Eintrag von Wirkstoffen mit einer potenziell hohen Umwelttoxizität unterbunden. Auch bei Tierarzneimitteln kann aufgrund der Produktionsvorschriften für die ökologische Tierhaltung von deutlich geringeren Wasserbelastungen ausgegangen werden. Hinsichtlich der Phosphoreinträge in Gewässer lassen die Produktionsvorschriften ebenfalls eine geringere Belastung erwarten. Für eine gut abgesicherte Aussage für den Bereich Tierarzneimittel als auch Phosphor liegen allerdings keine bzw. nicht geeignete Studien vor.

Die Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Erzeugung lassen sich nach Sanders und Heß (2019) in erster Linie durch den im ökologischen Landbau verfolgten Systemansatz erklären. Dieser zeichnet sich durch eine gezielte Verknüpfung einzelner landwirtschaftlicher Systemkomponenten sowie der Ausnutzung von synergistischen Wirkungen aus. Für den Wasserschutz scheinen das Zusammenwirken folgender verschiedener Systemelemente von Vorteil zu sein: Vielfältig gestaltete Fruchtfolgen unter Einbezug von Leguminosen, Untersaaten, Zwischenfruchtanbau, das Management des legumen Stickstoffs, die Limitierung der Düngemenge ohne anrechenbare Verluste sowie die Integration der Tierhaltung bei gleichzeitiger Limitierung des Tierbesatzes bzw. des Düngerzukaufes (Kusche et al. 2019).

Die Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungspraktiken innerhalb des ökologischen Landbaus hinsichtlich der Wasserschutzleistung wurden bislang in noch keiner Übersichtsarbeit untersucht. Unterschiedliche Bewirtschaftungspraktiken können aus verschiedenen Betriebstypen bzw. Landnutzungssystemen resultieren (bspw. Ackerbaubetrieb, Milchviehbetrieb usw.) als auch durch die Zugehörigkeit zu einem privatwirtschaftlichen Bioanbauverband, woraus sich weitere Regularien und Restriktionen für die Bewirtschaftung ergeben. Ziel der vorliegenden Untersuchung ist es, die Anwendung verschiedener Bewirtschaftungsmaßnahmen (bzw. Systemelemente) durch eine biometrische Analyse von Vergleichsstudien innerhalb des ökologischen Landbaus auf ihre Wirkung auf die Wasserschutzleistung zu quantifizieren.

2.3 Schutzgut Biodiversität

Der Rückgang der biologischen Vielfalt schreitet trotz nationaler und internationaler Bemühungen zur Eindämmung weiterhin fort¹. Die Biodiversitätsziele, die für den Zeitraum 2011-2020 im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (CBD) von den beteiligten Staaten vereinbart waren, wurden laut dem 2020 veröffentlichten globalen Biodiversitätsbericht weitestgehend verfehlt (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2020). Nach Aussage des Berichts bleibt die landwirtschaftliche Produktion einer der wichtigsten Treiber des globalen Biodiversitätsverlustes. Auf der 15. Vertragsstaatenkonferenz in Montreal wurde deshalb ein neuer globaler Biodiversitätsrahmen zur Umsetzung der Konvention bis 2030 beschlossen. Dieser sieht u.a. vor, dass bis 2030 mindestens 30 Prozent der Landschaft und der Meere unter Schutz gestellt werden, die Länder sich verpflichten, mehr Geld in den Schutz der Artenvielfalt zu investieren und die Risiken aus Pestiziden und Düngemitteln für die Natur zu halbieren. Bereits vorher hat die EU-Kommission eine neue EU-Biodiversitätsstrategie verabschiedet, zu deren Zielen unter anderem die Umkehr des Rückgangs an Bestäubern sowie die Verringerung des Einsatzes chemischer Pestizide um 50 % zählen. Darüber hinaus soll ein Anteil von mindestens 25 % der landwirtschaftlichen Flächen ökologisch bewirtschaftet werden (European Commission, 2021), in Deutschland sollen 30 % bis 2030 erreicht werden (BMEL, 2022).

Auf nationaler Ebene wurde der Biodiversitätsschutz 2007 in der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS) verankert (BMUB, 2007). Die Erreichung der darin formulierten Ziele wird in regelmäßigen Abständen in Indikatoren- und Rechenschaftsberichten bilanziert. Der Teilindikator „Agrarland“² des Indikators „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ hat sich demnach in den Jahren 2005-2015 signifikant verschlechtert und liegt bei nur 59 % des Zielwertes (BMU, 2019). An einer Neuauflage der NBS (post 2020) wird derzeit gearbeitet, u.a. mit neuem Fokus auf dem Schutz der Insekten (BfN, 2022), deren Rückgang in den letzten Jahren umfangreich untersucht wurde (u.a. Hallmann et al., 2017; Outhwaite et al., 2022).

Der ökologische Landbau stellt insbesondere durch strenge Vorgaben bezüglich des Einsatzes von Pflanzenschutz- und Düngemitteln (VO (EU) Nr. 2018/848) eine besonders natur- und umweltfreundliche Bewirtschaftungsform dar, die auch aus Sicht des Biodiversitätsschutzes gefördert werden sollte. Die relative Vorzüglichkeit der ökologischen gegenüber der konventionellen Landwirtschaft in Bezug auf die Artenvielfalt wurde in der Vergangenheit auch in zahlreichen Vergleichsstudien belegt (u.a. Bengtsson et al., 2005; Hole et al., 2005; Sanders & Heß, 2019; Smith et al., 2020; Tuck et al., 2014; Winqvist et al., 2012).

Im Rahmen der umfassenden Übersichtsarbeit von Sanders und Heß (2019) sowie einer weitergehenden Untersuchung von Stein-Bachinger et al. (2021) wurden für den Teilbereich

¹ u.a. Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD), EU-Biodiversitätsstrategie, Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt

² Der Teilindikator „Agrarland“ bildet Veränderungen in der Bestandsentwicklung von 10 repräsentativen Vogelarten der Agrarlandschaft ab

Biodiversität 98 Studien mit 474 Vergleichspaaren ausgewertet. Hier zeigte sich für alle untersuchten Gruppen der Flora und Fauna ein positiver Effekt der ökologischen gegenüber der konventionellen Bewirtschaftung auf die Artenzahl und Abundanz. Die mittlere Artenzahl der Ackerflora lag bei ökologischer Bewirtschaftung um 95 %, bei der Acker-Samenbank um 61 % und der Saumvegetation um 21 % höher. Bei den Feldvögeln war die mittlere Artenzahl um 35 %, bei den Insekten um 22 % und bei den Spinnen um 15 % erhöht, die mittlere Individuenzahl lag um 24 % (Feldvögel), 36 % (Insekten) bzw. 55 % (Spinnen) höher. Die für die Flora deutlich ausgeprägtere Differenz der Artenzahl zwischen den beiden Bewirtschaftungssystemen lässt sich vor allem durch den Verzicht auf Herbizide im ökologischen Landbau erklären. Die Ergebnisse für die Fauna zeigen einen weniger ausgeprägten, aber dennoch eindeutig positiven Effekt des Ökolandbaus auf die genannten Biodiversitätsindikatoren. Ein Grund dafür ist die Abhängigkeit vieler wildlebender Tiere von der Landschaftsstruktur bzw. von Begleitbiotopen, die die Effekte der Landnutzung überlagern können (u.a. Gabriel et al., 2010; Winqvist et al., 2012).

Welche Bewirtschaftungsmaßnahmen und -effekte innerhalb des Ökolandbaus besonders positiv auf die Vielfalt der Flora und Fauna wirken, ist hingegen bisher in keiner Übersichtsarbeit systematisch untersucht worden. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit sollen diese Wirkungszusammenhänge für das Schutzgut Biodiversität anhand der Analyse von Vergleichsstudien genauer betrachtet werden.

2.4 Schutzgut Klima/Luft

Der Klimawandel und die daraus resultierenden Folgen stellen die Menschheit vor eine große Herausforderung. Durch erhöhte Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre steigen Temperaturen, wodurch, neben zahlreichen weiteren Folgen, das arktische und antarktische Eis zurückgehen und der Meeresspiegel steigt (IPCC, 2018). In der Landwirtschaft sind insbesondere lokale Veränderungen von großer Bedeutung. So werden durch den Klimawandel häufiger auftretende Wetterextreme erwartet, mit längeren Dürreperioden und selteneren aber heftigeren Regenereignissen (Giorgi et al., 2019). Die Landwirtschaft steht vor der Herausforderung sich an diese Veränderungen anzupassen, und gleichzeitig ausreichend Nahrung für eine stetig wachsende menschliche Population produzieren. Allerdings verursacht der Sektor auch eine große Menge an Treibhausgasen. Global gesehen trägt die Landwirtschaft mit 6,2 Gigatonnen CO₂-Äquivalenten pro Jahr rund 12 % der anthropogenen globalen Treibhausgas-Emissionen bei (Jia et al., 2019). In Deutschland machte der landwirtschaftliche Sektor 2019 mit 0,062 Gigatonnen (61.839 Kilotonnen) CO₂-Äquivalenten etwa 7,6 % der gesamten Treibhausgasemissionen aus (Umweltbundesamt, 2021). Vor allem durch die in der Tierhaltung entstehenden Treibhausgase Methan (CH₄) und dem aus gedüngten Böden entweichenden Lachgas (N₂O) trägt die Landwirtschaft zum Klimawandel bei. Ein weiterer relevanter Gasaustrag der Landwirtschaft bildet Ammoniak (NH₃). Ammoniak entsteht primär aus der Tierhaltung und Düngung und trägt zu Eutrophierung, Bodenversauerung, indirekt zur Emission von Lachgas und zur Entstehung von saurem Regen bei (Krupa, 2003). Außerdem ist Ammoniak eine Vorläufersubstanz von Feinstaub (Li et al., 2012) und hat einen negativen Einfluss auf sowohl die menschliche (McCubbin et al., 2002), als auch tierische Gesundheit (Banhazi et al., 2008). Gleichzeitig birgt die Landwirtschaft laut IPCC auch ein großes Potential zur Minderung des Klimawandels (Shukla et al., 2019). Landwirtschaftliche Böden können Kohlenstoff aufnehmen und speichern, und somit den atmosphärischen Kohlenstoff reduzieren. Die Reduktion der Treibhausgaskonzentration in der Atmosphäre sowie der Ammoniak-Emissionen sind Schlüsselziele des landwirtschaftlichen Sektors in Deutschland. Ein möglicher Ansatz diese zu erreichen ist der ökologische Landbau. Neben dem Verzicht auf chemisch-synthetische Dünge- und Pflanzenschutzmittel, welche in der Herstellung große Mengen an CO₂ verursachen, können durch die ökologische Bewirtschaftung Bodenkohlenstoff aufgebaut (Gattinger et al., 2012) und flächenskalierte Treibhausgasemissionen reduziert werden (Skinner et al., 2014). Die aktuellste Übersichtsstudie zu dem Thema findet sich in dem Thünen Report 65 (Sanders und Heß 2019). In dieser Arbeit wurden

119 Studien systematisch verglichen, mit dem Ergebnis, dass ökologisch bewirtschaftete Flächen im Vergleich zu konventionellen durch den Aufbau von Bodenkohlenstoff, erhöhte CH₄-Sequestrierung und reduzierte N₂O-Emissionen jährlich 1080 kg CO₂-Äquivalente pro Hektar einsparen (Sanders und Heß, 2019). Als Gründe dafür werden einige systemisch verankerte Bewirtschaftungspraktiken des Ökolandbaus aufgeführt, wie diversere Fruchtfolgen, flächengebundene Tierhaltung und das Rückführen von organischem Material (Sanders und Heß, 2019). Dass die ökologische Bewirtschaftung Vorteile für das Klima aufweist, ist unumstritten. Es existiert jedoch keine Übersichtsstudie, die darüber hinaus beschreibt, welche Bewirtschaftungspraktiken innerhalb des ökologischen Landbaus Potential aufweisen, das Anbauverfahren klimafreundlicher zu gestalten. Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, diese Wissenslücke anhand von systematischen Literaturanalysen zu schließen und somit Verbesserungspotentiale für den ökologischen Landbau zu identifizieren.

2.5 Ressourceneffizienz

Die Steigerung der Ressourceneffizienz ist eine der größten Herausforderungen der Landwirtschaft der nächsten Jahrzehnte. Angesichts knapper Ressourcen (Boden, Energie, Wasser, Nährstoffe), dem wachsenden Bedarf an Nahrungsmitteln und Biomasse sowie der zu erwartenden negativen Effekte des Klimawandels kommt der Steigerung der Stoff-, Energie- und Landnutzungseffizienz zentrale Bedeutung zu (Godfray et al., 2010, Lin et al., 2017).

Die Ressourceneffizienz landwirtschaftlicher Systeme kann mit verschiedenen Methoden und Indikatoren analysiert werden. Neben der Energieeffizienz (Chmelikova und Hülsbergen 2019) ist die Stickstoff-Effizienz (N-Effizienz) von herausragender Bedeutung für die Gestaltung nachhaltiger Produktionssysteme. Im Pflanzenbau kann die N-Effizienz mit N-Bilanzen auf der Grundlage von Feldexperimenten oder modellgestützten Analysen in Landwirtschaftsbetrieben (Chmelikova et al. 2021) bestimmt werden. N-Bilanzen weisen je nach methodischem Ansatz eine unterschiedliche Komplexität und Aussagekraft auf (Küstermann et al. 2010). N-Bilanzmodelle unterscheiden sich hinsichtlich

- der Systemebene (Betrieb, Pflanzenbau, Tierhaltung,
- der berücksichtigten N-Flüsse und N-Pools,
- der Bilanzkoeffizienten und Algorithmen,
- der Datengrundlage: Messdaten, Schätz- und Kalkulationsdaten oder statistische Daten (Küstermann et al. 2010, Weckesser et al. 2022).

Daher sollten bei der N-Bilanzierung die methodischen Grundlagen exakt beschrieben werden, um die Ergebnisse interpretieren und einordnen zu können.

Der N-Saldo der flächenbezogenen N-Bilanz ist weltweit einer der wichtigsten Agrarumweltindikatoren. Er beschreibt das Verlustpotenzial an reaktiven Stickstoffverbindungen (Ammoniak, Lachgas, Nitrat) auf unterschiedlichen Systemebenen, z.B. Teilschlag, Schlag, Fruchtfolge, Pflanzenbau oder Betrieb (Mittermayer et al. 2022). Der N-Saldo (und weitere Parameter der N-Bilanz wie der N-Input und die N-Effizienz) stehen mit allen Umweltschutzgütern (Boden, Wasser, Klima) in enger Beziehung.

In der Bundesrepublik Deutschland sind die flächenbezogenen N-Salden seit Jahren mit etwa 90 bis 100 kg/ha auf zu hohem Niveau; dies führt zu umweltgefährdenden und klimarelevanten N-Emissionen sowie zu Konflikten mit dem Trinkwasserschutz. Für die angestrebte Verminderung der Stickstoffüberschüsse auf unter 50 kg/ha (BMEL 2021) steht ein breites Spektrum an Technologien zur Verfügung wie digitales Stickstoffmanagement, sensor- und satellitengestützte Düngung, Applikationsverfahren zur verlustarmen Ausbringung von Düngemitteln, Züchtung stickstoffeffizienter Pflanzen. Auch die bis zum Jahr 2030 angestrebte Ausdehnung des ökologischen Landbaus auf 30 % der

2 Stand des Wissens

landwirtschaftlichen Nutzfläche in Deutschland (BMEL 2019) bzw. 25 % in der EU (EC 2020) kann aufgrund der Prinzipien und Regelungen des ökologischen Landbaus (kein Mineral-N-Einsatz, Flächenbindung der Tierhaltung) und des Systemansatzes (artenreiche Fruchtfolgen, Stoffkreisläufe) zu einer signifikanten Verminderung der N-Salden führen (Chmelikova & Hülsbergen 2019).

Auch im globalen Maßstab sind die Stickstoffkreisläufe überlastet und die Stickstoffeinträge in Ökosysteme viel zu hoch. Aufgrund der damit verbundenen negativen Umweltwirkungen wird eine Minderung der N-Inputs und Verbesserung der N-Effizienz als unbedingt notwendig erachtet (Rockström et al. 2009).

Landwirtschaftliche Betriebe zeigen eine große individuelle Variabilität der Stickstoff- und Energiebilanzen sowohl in der ökologischen als auch in der konventionellen Landwirtschaft (Chmelikova & Hülsbergen 2019). Betriebsstruktur, Fruchtfolge, Tierbesatz, Bewirtschaftungsmaßnahmen und auch das Standortertragspotenzial sind wesentliche Einflussfaktoren auf die Stickstoff- und Energieeffizienz (Chmelikova et al. 2021). Daher ist es notwendig, die Wirkungen der einzelnen Bewirtschaftungsmaßnahmen und der Eigenschaften der landwirtschaftlichen Betriebe auf die Stickstoff- und Energieeffizienz zu untersuchen. Eine Differenzierung der Fruchtfolgen und Betriebssysteme ist dringend notwendig, um die Potenziale des ökologischen Landbaus richtig einschätzen zu können und die ökologischen Betriebe zu optimieren.

3 Methodisches Vorgehen und Daten

Um einen fundierten Überblick über die gesamte publizierte Forschung zur ökologischen Bewirtschaftung der letzten dreißig Jahre zu erhalten, wurde im Rahmen dieses Projektes eine systematische Literatursuche durchgeführt. Der Fokus lag dabei zum einen besonders auf denjenigen Bewirtschaftungspraktiken, die über die rechtlichen Anforderungen der ökologischen Wirtschaftsweise hinausgehen, und zum anderen auf deren Einfluss auf die Schutzgüter Boden, Wasser, Biodiversität, Klima/Luft und Ressourceneffizienz. Alle Arbeitsschritte wurden zwischen den beteiligten Arbeitsgruppen eng abgestimmt. Nachfolgend wird die Vorgehensweise genauer beschrieben. Weitere, Schutzgut-spezifische Methoden sind im Anhang aufgeführt.

3.1 Literatursuche und Auswahl

3.1.1 Literatursuche

Die Literatursuche erfolgte im August 2020 über die wissenschaftliche Datenbank Web of Science (Clarivate) sowie Organic Eprints. Mit der Recherche sollten alle relevanten Studien identifiziert werden, die in deutscher oder englischer Sprache zwischen 1990 und 2020 publiziert wurden. Mithilfe der Suchwörter wurden nur Studien ausgewählt, die wenigstens eine ökologische Bewirtschaftung beinhalten. Außerdem wurden für jeden Teilbereich (Boden, Wasser, Biodiversität, Klima/Luft und Ressourceneffizienz) Indikatoren ermittelt, die eine Repräsentation des jeweiligen Schutzgutes darstellen und somit eine Bewertung der Schutzwirkung zulassen. Diese Indikatoren wurden anhand bekannter Literatur und Expertenwissen innerhalb jeder Arbeitsgruppe definiert und entsprechen den in den Studien untersuchten Messgrößen. Die verwendeten Indikatoren sind in den Kapiteln (4.1-4.5) des jeweiligen Schutzgutes aufgeführt. Die verwendeten Suchbegriffe sind der Tabelle A1.1 zu entnehmen.

3.1.2 Literaturauswahl nach erfolgter Suche

Die Auswahl und weitere Bearbeitung der Fachliteratur erfolgte nach dem in Metaanalysen üblichen PRISMA Prinzip (Moher et al., 2009), das in Abbildung 3.1 dargestellt ist. Nachdem mit den Suchkriterien relevante Veröffentlichungen identifiziert wurden, folgte eine erste Prüfung der thematischen Relevanz anhand des Titels und des Abstracts (Vorauswahl). Anschließend wurden die Studien der Vorauswahl weiter ausgewertet (Selektion). Hierfür wurde der gesamte Inhalt der Studie gelesen und nach vorher klar definierten Ausschlusskriterien ausgewählt oder aussortiert (Abbildung 3.1). Die Anzahl der für jedes Schutzgut gefundenen und ausgewählten Studien ist der Tabelle 3.1 zu entnehmen.

3 Methodisches Vorgehen und Daten

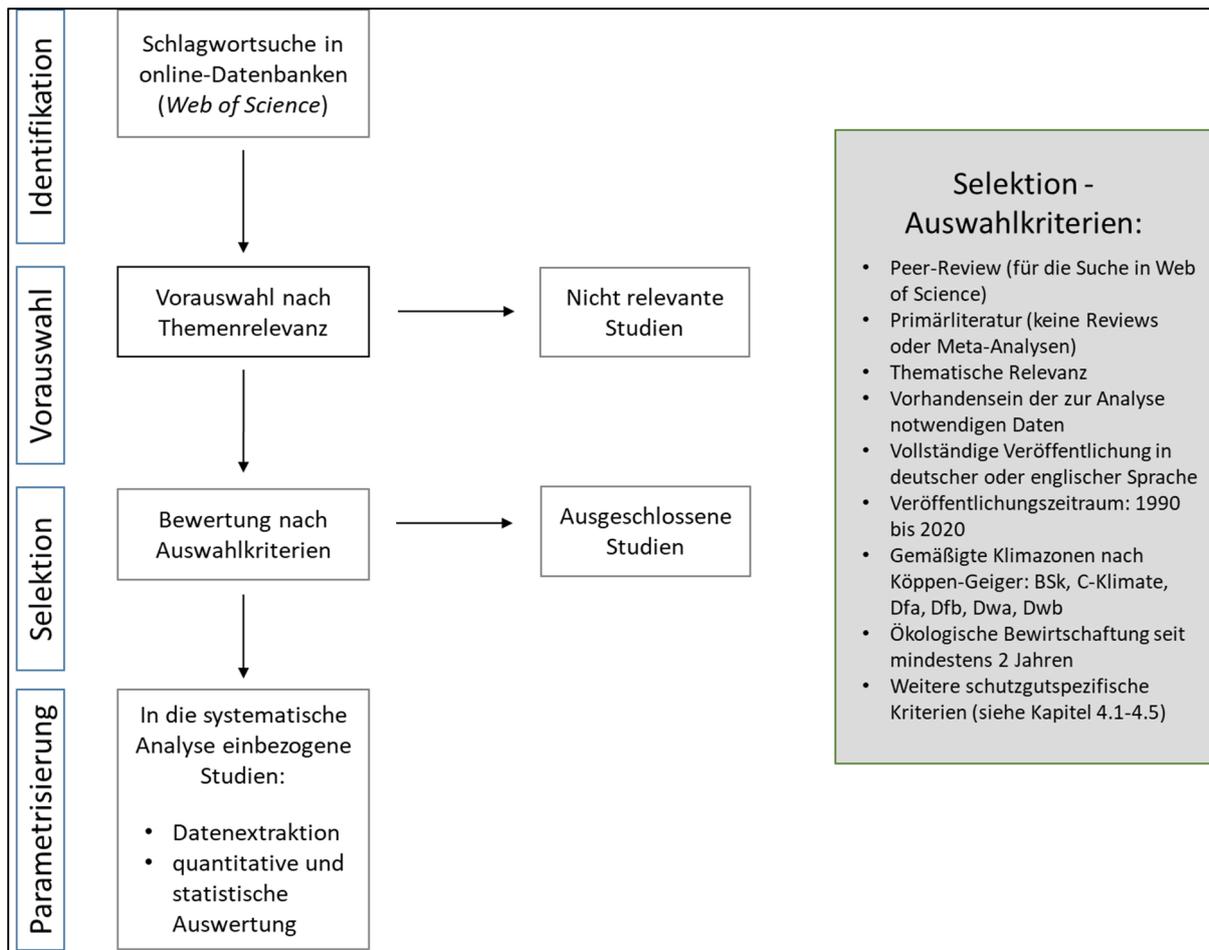


Abbildung 3.1 Grafische Darstellung des in Metaanalysen verwendeten Prinzips zur Studienauswahl: PRISMA (preferred reporting items for systematic reviews and metaanalysis), in Anlehnung an Moher et al. (2009).

Tabelle 3.1 Auflistung der durch die Literatursuchen gefundenen und nach Vorauswahl und Selektion identifizierten Studien.

	Boden	Biodi- versität	Wasser	Klima/ Luft	Ressourcen- effizienz
Anzahl identifizierter Studien nach abgestimmter Studiensuche	1073	1158	1106	3111	3107
Anzahl ausgewählter Studien nach der Vorauswahl		473	213	988	
Anzahl ausgewählter Studien nach der Selektion	95	66	38	130	175

3.2 Datenextraktion

Je Schutzgut wurden die Daten der ausgewählten Studien in eine zwischen den Arbeitsgruppen abgestimmte Datentabelle übertragen. Fehlende Daten wurden, sofern möglich direkt bei den Autor:innen der jeweiligen Studie erfragt. Jede Studie besteht zumeist aus mehreren Einzelbeobachtungen bzw. Experimenten mit eigenen Messungen, anhand derer die jeweilige Forschungsfrage beantwortet wird. Zu jeder dieser Einzelbeobachtungen aus jeder Studie wurden Studieninformationen, untersuchte Bewirtschaftungspraktiken, sowie die Schutzgut-spezifischen Indikatoren mit Stichprobenumfang und Fehlergrößen (siehe Ergebnisteil 4.1-4.5) extrahiert und in die Datentabellen eingetragen. Studieninformationen umfassten Titel, Autor:innen, Publikationsjahr, aber auch Standortfaktoren, wie Temperatur, Niederschläge oder Tongehalt des Bodens. Sie dienten dazu, jeden Eintrag konkret einer Studie zuzuordnen und darüber hinaus die bestehenden Forschungskontexte zu dem jeweiligen Schutzgut zu beschreiben sowie über weitere statistische Verfahren mögliche standort-induzierte Einflüsse abzuleiten.

In den selektierten Studien wurden zahlreiche unterschiedliche Bewirtschaftungspraktiken untersucht, von denen sich ein Großteil entweder der Bodenbearbeitung, dem Fruchtfolge- oder dem Düngungsregime zuordnen ließen. Für nicht numerisch erfassbare Bewirtschaftungspraktiken mussten aufgrund der hohen Heterogenität zwischen den Studien und um Vergleiche innerhalb der jeweiligen Praktik zu ermöglichen, eigene Kategorien definiert werden. Tabelle 3.2 zeigt die Gesamtheit der erfassten Praktiken aller Schutzgutbereiche gegliedert nach den drei Bereichen Fruchtfolgegestaltung, Düngung/N-Input und Bodenbearbeitung.

Tabelle 3.2: Aus den Vergleichsstudien erfasste Bewirtschaftungspraktiken gegliedert in die drei Bereiche Fruchtfolge, Düngung/N-Input und Bodenbearbeitung. Nicht alle Praktiken sind für alle Schutzgüter relevant bzw. wurden in allen Bereichen erfasst.

Fruchtfolgegestaltung	Düngung/N-Input	Bodenbearbeitung
- Länge der Fruchtfolge+	- Düngerart#	- Art der Bodenbearbeitung#
- Vorfrucht	- Gesamt-N-Input*+	- Zeitpunkt der Bodenbearbeitung#
- Zwischenfruchtanbau (ja/nein)	- N-Input über Dünger+	- Bearbeitungstiefe+
- Leguminosenanteil*+	- N-Input über N ₂ -Fixierung*+	
- Anzahl Leguminosenumbrüche+	- Viehbesatzdichte+	
- Fruchtartendiversität (Shannon Diversity Index)*+	- C-Input über Dünger+	
- Fruchtartenverteilung (Shannon Equitability Index)*		
- Art der Hauptkultur vor Sickerwasserperiode#		
- Art der Begrünung in Sickerwasserperiode#		

* = durch Angaben aus den Studien errechnete Werte

+ = numerische Eingabe

= Erfassung durch definierte Kategorien

Alle Bewirtschaftungspraktiken mit den dazugehörigen Kategorien sowie weitere Anmerkungen zur Kategorisierung sowie das Vorgehen für die Berechnung des Diversitätsindex sowie des Leguminosenanteils finden sich im Anhang I.2.

3.3 Statistische Auswertung

Die statistische Auswertung erfolgte in Anlehnung an Piepho et al. (2012) nach dem Prinzip der Netzwerk-Metaanalyse. Unter Metaanalysen sind statistische Verfahren zu verstehen, bei denen aus vielen Einzelstudien ein „Meta-Datensatz“ generiert wird, der evidenzbasierte Aussagen ermöglicht (Borenstein et al. 2009). In einer klassischen Metaanalyse werden im ersten Schritt die Unterschiede zwischen Einzelbeobachtungen innerhalb jeder Studie ermittelt (Primärvergleiche), im zweiten Schritt werden diese studienspezifischen Ergebnisse zu einem Gesamtergebnis zusammengefasst. In der Netzwerk-Metaanalyse werden neben direkten Vergleichen zwischen Beobachtungen auch indirekte Vergleiche innerhalb der Studien herangezogen (siehe auch Piepho (2014)). Anstatt klassische Paarvergleiche zu bilden, werden die direkten Ergebnisse der einzelnen Behandlungen (beispielsweise konventionelle Bodenbearbeitung) aller Studien genommen und mit linearen Modellen analysiert. Es wurde je „Schutzgut-Indikator“ ein lineares Modell erstellt, mit den Indikatoren als abhängigen und möglichen Einflussfaktoren als unabhängigen Variablen. Einflussfaktoren konnten alle in den Studien untersuchten Bewirtschaftungspraktiken, aber auch Umweltfaktoren sein. Neben den Einflussfaktoren wurde der Studieneffekt (bezeichnet als ID) als fixer Faktor modelliert, um nur Primärvergleiche innerhalb der Studien zuzulassen. Der Prozess der Modellbildung ist in Abbildung 3.2 dargestellt. Mithilfe der step-Funktion in R wurden schrittweise alle potentiellen unabhängigen Variablen als fixe Faktoren hinzugefügt und wieder entfernt, um dasjenige Modell zu identifizieren, welches den Datensatz am besten beschreibt. Als Maß für die beste Modelleignung wurde das „Akaike Information Criterion (AIC)“ verwendet. Nur jene Einflussfaktoren, die eine Verbesserung des Modells darstellen,

werden in den weiteren Analysen berücksichtigt. In den Modellen wurden keine Interaktionen zwischen den Faktoren berücksichtigt und keine zufälligen Faktoren modelliert. Da den Studien nur bedingt zuverlässige Fehlergrößen, wie Standardfehler, Standardabweichung oder Konfidenzintervall zu entnehmen waren, wurde keine Studiengewichtung in die Modelle aufgenommen. Anschließend wurden die Normalverteilung der Residuen sowie die Varianzhomogenität visuell überprüft. Die verwendeten Modelle sind in den Ergebniskapiteln (4.1-4.5) je Schutzgut aufgeführt. Aus den Modellen wurde eine Varianzanalyse (= ANOVA) durchgeführt. Anschließend erfolgte die Ermittlung der relativen Unterschiede zwischen den Kategorien der Bewirtschaftungspraktiken und, wo möglich, modellierte Mittelwerte. Bei einigen Indikatoren erfüllten die vorhandenen Daten nicht die für die Netzwerk-Metaanalyse nötigen Anforderungen. Die metaanalytischen Ergebnisse wurden von deskriptiver Statistik komplementiert, um zusätzlich einen Überblick über die Datenlage in den publizierten Studien zu ermöglichen. Alle Analysen sowie die Datenvisualisierung wurden mit der Software R (Version 4.1.2), unter Verwendung der Pakete emmeans und ggplot2, durchgeführt. Die logarithmische Transformation fand nur bei jenen Indikatoren statt, die nicht bereits vorher logarithmiert wurden.

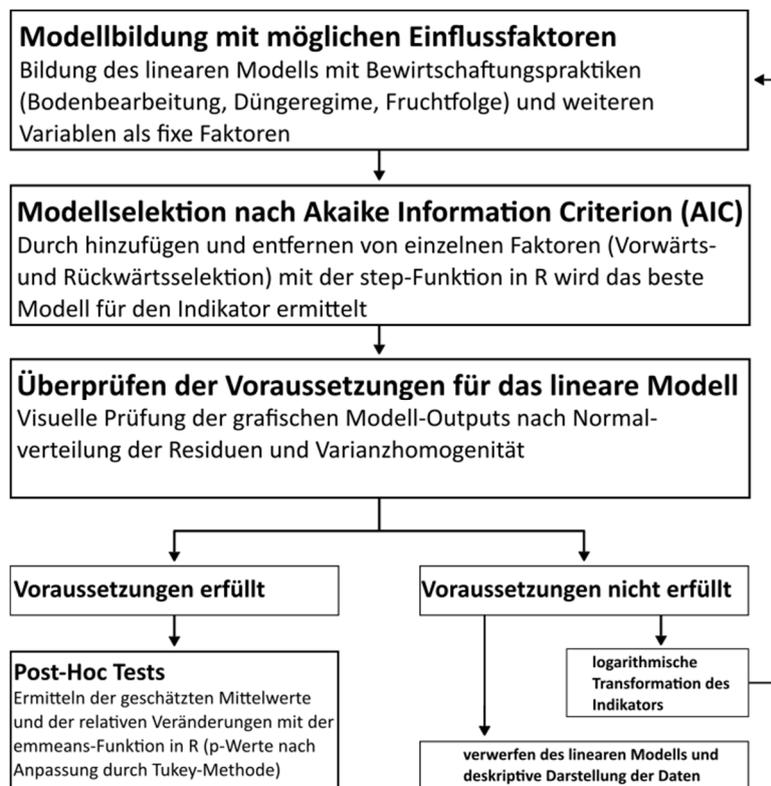


Abbildung 3.2: Visuelle Darstellung der Herangehensweise zur Modellbildung

Limitationen des methodischen Ansatzes

Der von uns verfolgte Ansatz ermöglicht, anders als in Primärstudien, eine system- und standortübergreifende Beurteilung der untersuchten Bewirtschaftungspraktiken. Darüber hinaus weisen systematische Metaanalysen durch das strukturierte und computergestützte Vorgehen einen hohen Grad an Transparenz und Reproduzierbarkeit auf.

Dennoch birgt auch diese Methodik einige Einschränkungen. So sind Metaanalysen und deren Aussagekraft in erheblicher Weise von den verfügbaren Studien zu dem untersuchten Thema abhängig. Die Anzahl, die Qualität und das Design der zugrundeliegenden Primärstudien sind hierbei nicht beeinflussbar. Dies kann dazu führen, dass ursprünglich formulierte Fragestellungen und Hypothesen nicht oder nicht zufriedenstellend beantwortet werden können, wenn die Eigenschaften der

3 Methodisches Vorgehen und Daten

entsprechenden Originalarbeiten nicht dafür ausreichen. Hinzu kommt die hohe Heterogenität zwischen den publizierten Studien. Sie unterscheiden sich in zahlreichen Faktoren, wie den standortspezifischen Klimabedingungen, die einen Einfluss auf die Indikatoren haben können. Dies ist einerseits gut, weil das Ergebnis einer Metaanalyse mit diversen Untersuchungsstandorten zu einem gewissen Grad als unabhängig von diesen Standortfaktoren angesehen werden kann. Wenn jedoch standortspezifische Faktoren einen zusätzlichen Einfluss auf den Indikator haben, wird das Ergebnis mit dem Effekt der Bewirtschaftungspraktiken vermischt, und ist nicht mehr von diesen zu trennen. Außerdem führt die Heterogenität der Studien dazu, dass die gemessenen Werte zwischen Studien deutlich stärker variieren (Interstudienvarianz) als die durch die Bewirtschaftungspraktiken hervorgerufenen Unterschiede innerhalb der Studien (Intrastudienvarianz). In unseren Analysen wird dies kompensiert, indem der Studieneffekt in den Modellen als fix definiert wird. So werden die Primärvergleiche lediglich aus Intrastudien Vergleichen gebildet. Unter der Annahme, dass nicht untersuchte Einflussfaktoren innerhalb der Studien nur geringfügig schwanken, führt dies dazu, dass die Analysen robuster in Bezug auf diese potentielle Fehlerquelle sind. Gleichzeitig reduziert dieses Vorgehen jedoch die Anzahl an Studien, die in die Analyse einfließen, und somit den Umfang des Datensatzes. Außerdem sind so nur Analysen zwischen Studien möglich, wenn in diesen vergleichbaren Praktiken angewendet wurden. Ein Teil dieser Problematik kann durch die Kategorisierung von Bewirtschaftungspraktiken kompensiert werden. Jedoch entsprechen die gewählten Kategorien nicht immer genau dem, was in einer Studie durchgeführt wird. So kann es beispielsweise vorkommen, dass Autor:innen eine Praktik als reduzierte Bodenbearbeitung identifizieren, die nach unserer Definition jedoch der konventionellen Bodenbearbeitung zugeordnet wird.

Die größte Herausforderung sind jedoch fehlende Daten. Um die unterschiedlichen Bewirtschaftungspraktiken beurteilen zu können, bedarf es einer ausreichenden Anzahl an Studien, die die Auswirkungen dieser Praktiken auf die Schutzgüter innerhalb des ökologischen Landbaus untersuchen. Neben fehlenden Studien stellen darüber hinaus fehlende Daten innerhalb der Studien eine zweite Herausforderung dar. Oftmals ist nicht eindeutig beschrieben, welche Bewirtschaftung genau durchgeführt wurde, oder es fehlen essentielle Informationen über die Bewirtschaftung, das Studiendesign oder den Standort.

Insofern war mit dem gewählten methodischen Ansatz die Frage verbunden, ob für eine solche Analyse ausreichende Studien in ausreichender Qualität vorliegen. Unabhängig von dieser Unsicherheit ist das Vorgehen begründet, denn es ermöglicht eine Beurteilung von Bewirtschaftungspraktiken, die weit über die Information aus Einzelstudien hinausgeht, und ist somit eine gute Möglichkeit, um allgemeingültige Auswirkungen von Praktiken auf die Schutzgüter abzuleiten.

4 Ergebnisse der Analysen

4.1 Schutzgut Boden

4.1.1 Kontext & Grundlagen

Der Klimawandel stellt die Landwirtschaft vor große Herausforderungen, denen mit praktikablen Lösungen begegnet werden muss. Starkregenereignisse, Stürme sowie auch Trockenperioden werden in Zukunft zunehmen. Daher wird es von essenzieller Bedeutung sein, das Niederschlagswasser bestmöglich auf der Fläche zu halten und damit gleichzeitig den Bodenabtrag zu mindern. Auch die Verbesserung der Bodenstruktur sowie der Humusaufbau muss forciert werden, damit eine gute Infiltration erreicht und Wasser gespeichert werden kann.

Das Schutzgut Boden wurde deshalb mit drei Zielen analysiert:

- Konsolidierung der Wirkung des ökologischen Landbaus auf bodenphysikalische Indikatoren
- Kausalzusammenhänge mit Bewirtschaftungsmaßnahmen und Differenzierung innerhalb des ökologischen Landbaus
- Test einfacher Feldmethoden zum Nachweis der positiven Wirkung auf die bodenphysikalischen Funktionen.

Es wurde eine Vielzahl verschiedener Bewirtschaftungsmaßnahmen im ökologischen Landbau analysiert: Bodenbearbeitung, Düngerart, Kulturarten, Kulturartendiversität, Anteil bestimmter Kulturartengruppen wie Leguminosen, Futterleguminosen, Körnerleguminosen, Dauer der ökologischen Bewirtschaftungsform sowie mögliche interagierende Umweltfaktoren wie Klimafaktoren und Bodeneigenschaften. Innerhalb der Bewirtschaftungsmaßnahmen konnten vor allem bei der Bodenbearbeitung und Düngerart signifikante Effekte auf bodenphysikalische Indikatoren gefunden werden. Die folgenden Darstellungen beschränken sich daher auf die Einflüsse der Bodenbearbeitung und Düngerart. Es werden nur dort detaillierte Ergebnisse gezeigt, wo die Effekte signifikant waren.

4.1.2 Schutzwirkungen ökologischer Bewirtschaftungspraktiken

C-Faktor der ABAG

Der Studieneffekt war sehr stark ausgeprägt. Der C-Faktor war mit zahlreichen Standortfaktoren korreliert (Spearman-Rangkorrelationskoeffizient): Temperatur (-)^{***}, Boden-pH (+)^{***}, Sandgehalt (-)^{**}, Tongehalt (-)^{**}, Schluffgehalt (+)^{***}.

Der C-Faktor lässt sich nur für Fruchtfolgen berechnen. Die Lücke zwischen den Kulturen hängt von der Abfolge der Kulturen ab. Da diese Lücke nicht die Zielgröße der Studien war, lässt sie sich mit der Methode der Metaanalyse nur schwer analysieren. Der C-Faktor war erratisch mit aggregierten bzw. abgeleiteten Kenngrößen der Fruchtfolgen in den Studien korreliert. Ein Teil der Korrelationen entspricht den physikalischen Prozessen (Anteil an Getreide-Leguminosenmischungen (-)^{***}, Maisanteil (+)^{***}, Anteil Körnerleguminosen (+)^{***}, ein anderer Teil widerspricht ihnen (Anteil Wurzelkulturen (-)^{***}, Anteil Futterleguminosen (+)^{**}, Anteil Reihenkulturen (+)^{**}. Bei einigen Kulturen treten Nachwirkungen auf: Nach Wurzelfrüchten wie Kartoffeln ist der Abtrag in der Folgefrucht erhöht. Nach rasenbildendem (grasbasiertem) Ackerfutter wie Klee gras ist der Abtrag in den beiden nächsten Folgefrüchten niedriger. Gründe dafür sind zum einen die Bodenruhe und zum anderen die intensive Durchwurzelung des Oberbodens. Diese Nachlaufeffekte könnten neben der großen Heterogenität die widersprüchlichen Korrelationen erklären.

4 Ergebnisse der Analysen – Schutzgut Boden

Innerhalb des ökologischen Landbaus war der C-Faktor bei no-Till Bodenbearbeitung signifikant um 45 % ($p < 0,01$) niedriger als unter konventioneller Bodenbearbeitung (Tabelle 4.1, Abbildung 4.1) und auch niedriger als bei reduzierter Bodenbearbeitung (RT1: Trend; RT2, $p < 0,001$). Der Einfluss der Düngung auf den C-Faktor war nicht signifikant.

Tabelle 4.1: Modell für den Indikator C-Faktor der ABAG und die Anova (Type III test) der Bodenbearbeitung

Modell: $\log(\text{C factor}+98,6) \sim \text{ID} + \text{Management} + \text{tillage}$

	Df	Sum Sq	F-Wert	Pr(>F)
ID	14	4.3992	3.5669	0.0004228 ***
Management	1	0.0001	0.0010	0.974473
Bodenbearbeitung	5	3.4200	7.7642	1.716e-05 ***
Residuen	51	4.4929		

F-statistic: 5.856 on 20 and 51 DF, p-value: 1.697e-07

ID = Studie, Management = ökologisch/konventionell, Bodenbearbeitung = CT, RT2, RT1, NT, unknown, Df = Freiheitsgrade, Sum Sq = summierte Quadrate, Mean Sq = quadratisches Mittel, Pr(>F) = p-Wert der F-Statistik

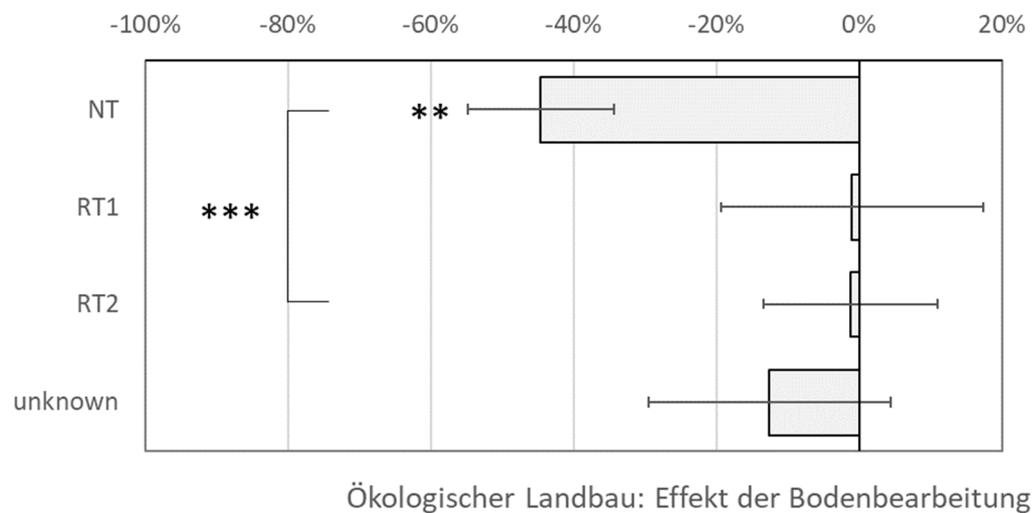


Abbildung 4.1: Relativer Effekt (Mittelwert + Standardfehler) der Bodenbearbeitung im ökologischen Landbau auf den C-Faktor im Vergleich zur üblichen Bodenbearbeitung mit Pflug (Referenz = 0).

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$. Die Bodenbearbeitung erzielt positive Umweltleistungen, wenn beim C-Faktor ein negativer Effekt erreicht wird.

Nutzbare Feldkapazität (nFK)

Die nFK korrelierte mit Standortfaktoren und Bewirtschaftungsfaktoren in physikalisch unlogischer und widersprüchlicher Weise: Tongehalt (-)**, Corg-Gehalt (-)***, N-input (+)* und Indikatoren der Fruchtfolge: Anteil an Getreide-Leguminosenmischungen (-)***, Maisanteil (+)***, Anteil Wurzelkulturen (-)*, Anteil Gemüsekulturen (-)*, Anteil Reihenkulturen (+)***, rasenbildende Kulturen (-)**, Zwischenfrüchte (-)**. Die Heterogenität der Studien erscheint damit zu groß, um mit der Methode der Metaanalyse den Einfluss der Bewirtschaftungsfaktoren zu analysieren.

Innerhalb des ökologischen Landbaus konnten keine signifikanten Bewirtschaftungseffekte auf die nFK ermittelt werden.

Aggregatstabilität

Die Aggregatstabilität korrelierte mit Indikatoren der Fruchtfolge: Anteil von Futterleguminosen (+)***, Anteil von Gemüsekulturen (-)**, rasenbildende Kulturen (+)***, Zwischenfrüchte (+)*** sowie mit dem F-Faktor (+)* und der nFK (+)**. Diese Korrelationen entsprechen dem physikalischen Verständnis.

Die Art der Bodenbearbeitung und die Art der Düngung hatten keinen signifikanten Effekt auf die Aggregatstabilität (Tabelle 4.2, Abbildung 4.2). Innerhalb von Klassen gleicher Bodenbearbeitung hatte die Art der Düngung ebenfalls keine signifikante Auswirkung auf die Aggregatstabilität, zeigte aber für alle Düngerarten einen Trend zu höherer Aggregatstabilität gegenüber einer Nulldüngung. Bei den Düngerarten Kompost und Gründüngung war die Aggregatstabilität signifikant höher im Vergleich zu einer Nulldüngung. Innerhalb der Düngerarten gab es hingegen keine signifikanten Unterschiede. Die Analysen wurden gemeinsam für ökologische und konventionelle Varianten durchgeführt, hier aber nur innerhalb des ökologischen Landbaus weiter differenziert. Der Einfluss des Managements (ökologisch/konventionell) war nicht signifikant. Die Ergebnisse sind daher auf den konventionellen Landbau übertragbar.

Da die dauerhafte Nulldüngung in der Praxis nicht funktioniert, kann auf der Basis dieser Analyse keine besondere Umweltleistung für den ökologischen Landbau bzw. für Bewirtschaftungsformen innerhalb des ökologischen Landbaus für die Aggregatstabilität abgeleitet werden.

Tabelle 4.2: Modell für den Indikator Aggregatstabilität und die Anova der Bewirtschaftungspraktiken (49 Studien, 197 Vergleichspaare)

<u>Modell:</u> log(aggregate stability + 37,85) ~ ID + Management + Bodenbearbeitung + Düngerart				
	Df	Sum Sq	F-Wert	Pr(>F)
ID	48	18.7458	7.0044	< 2.2e-16***
Management	1	0.0179	0.3218	0.571167
Bodenbearbeitung	5	0.0685	2.6136	0.007146 **
Düngerart	9	1.3115	2.0760	0.07260
Residuen	196	10.9282		

F-statistic: 6.24 on 63 and 196 DF, p-value: < 2.2e-16

ID = Studie, Management = ökologisch/konventionell, Bodenbearbeitung = CT, RT2, RT1, NT, unknown, Düngerart = compost, solid, liquid, multiple, ferm, GM, other, mineral (nur konventionell), none Df = Freiheitsgrade, Sum Sq = summierte Quadrate, Mean Sq = quadratisches Mittel, Pr(>F) = p-Wert der F-Statistik. P value adjustment: tukey method for comparing a family of 20 estimates.

4 Ergebnisse der Analysen – Schutzgut Boden

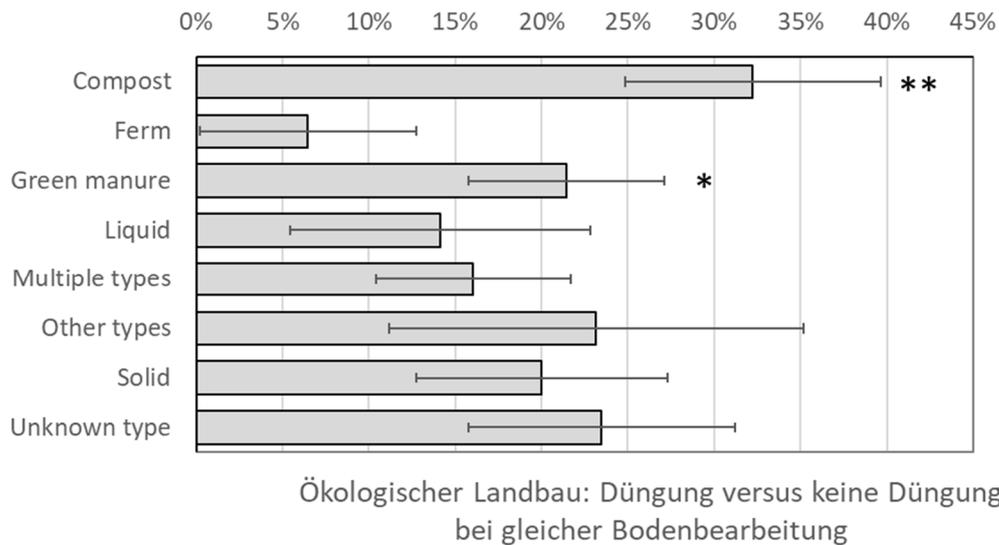


Abbildung 4.2: Relativer Effekt der Düngung im ökologischen Landbau bei gleicher Bodenbearbeitung (Mittelwert + Standardfehler) auf die Aggregatstabilität (Referenz ungedüngt = 0).

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$. Effekte zwischen den Düngerarten waren nicht signifikant.

Infiltration

Die Infiltration korrelierte stark mit Standortfaktoren: Temperatur (-)**, Niederschlag (+)**, Höhenlage (+)** sowie mit der Tiefe der Bodenprobenahme (-)*. Dies zeigt erhebliche Studieneffekte. Daneben stand die Infiltration mit der Bodenbearbeitung (-)* und Fruchtfolge-Indikatoren in wechselseitiger Beziehung: Anteil von Getreide-Leguminosenmischungen (+)**, Anteil von Öl- und Faserkulturen (-)**. Die Infiltration korrelierte auch mit dem C-Faktor (+)*. Diese Zusammenhänge erscheinen daher eher als zufällige Artefakte des Datensatzes.

Die Art der Düngung hatte keinen signifikanten Effekt auf die Infiltration. Die Wirkung der Bodenbearbeitung konnte zwar im Modell berechnet werden, aber keine ANOVA durchgeführt werden. Der Koeffizient für no tillage Verfahren ist signifikant ($p < 0,05$), aber aufgrund der fehlenden weiteren statistischen Auswertung nicht interpretierbar.

Die Analysen wurden gemeinsam für ökologische und konventionelle Varianten durchgeführt, hier aber nur innerhalb des ökologischen Landbaus weiter differenziert. Der Einfluss des Managements (ökologisch/konventionell) ist signifikant. Die Ergebnisse bedeuten, dass der ökologische Landbau grundsätzlich eine Umweltleistung für eine höhere Infiltration des Niederschlags und damit für das Schutzgut Boden, aber auch für den Hochwasserschutz erbringt. Die Bewirtschaftungsformen innerhalb des ökologischen Landbaus lassen sich in ihrer Umweltleistung nicht weiter differenzieren.

Oberflächenabfluss

Der Oberflächenabfluss war mit zahlreichen Standortfaktoren korreliert: Jahr***, Temperatur (-)***, Niederschlag (+)***, Sandgehalt (-)*, Schluffgehalt (+)*, Boden pH (-)**. Der Oberflächenabfluss korrelierte ebenso mit Fruchtfolge-Indikatoren: individuelle Fruchtfolge**, Anzahl verschiedener Kulturen (+)*, Getreideanteil (-)**, Maisanteil (+)***, Anteil von Öl- und Faserkulturen (-)*, Reihenkulturen (+)**. Die Korrelationen stimmen mit physikalischen Prinzipien überein, zeigen aber auch den starken Effekt der einzelnen Studien und Studienjahre.

4 Ergebnisse der Analysen – Schutzgut Boden

Die Art der Düngung hatte keinen signifikanten Effekt auf den Oberflächenabfluss. Die Wirkung der Bodenbearbeitung konnte zwar im Modell berechnet werden, aber keine ANOVA durchgeführt werden. Der Koeffizient für no tillage Verfahren ist signifikant ($p < 0,05$) und der Koeffizient für reduzierte Bodenbearbeitungsverfahren ist fast signifikant ($p = 0,061$). Aufgrund der fehlenden weiteren statistischen Auswertung sind die Effekte nicht interpretierbar.

Die Analysen wurden gemeinsam für ökologische und konventionelle Varianten durchgeführt, hier aber nur innerhalb des ökologischen Landbaus weiter differenziert. Der Einfluss des Managements (ökologisch/konventionell) ist signifikant. Die Ergebnisse bedeuten, dass der ökologische Landbau grundsätzlich eine Umweltleistung für einen reduzierten Oberflächenabfluss und damit für das Schutzgut Boden, aber auch für den Hochwasserschutz erbringt. Die Bewirtschaftungsformen innerhalb des ökologischen Landbaus lassen sich in ihrer Umweltleistung nicht weiter differenzieren.

Bodenabtrag

Der Bodenabtrag korrelierte stark mit Standortfaktoren: Niederschlag (+)^{***}, Sandgehalt (+)^{*}, Schluffgehalt (-)^{**}, Corg-Gehalt (-)^{***}, Boden pH (-)^{***}. Diese Zusammenhänge sind teilweise widersprüchlich zu den physikalischen Prinzipien. Der Bodenabtrag korrelierte auch mit der Bodenbearbeitung (+)^{*} und zahlreichen Fruchtfolge-Indikatoren. Fruchtfolge^{*}, Anzahl verschiedener Kulturen (-)^{*}, Getreideanteil (+)^{*}, Anteil von Getreide-Leguminosenmischungen (+)^{***}, Anteil von Wurzelkulturen (+)^{***}, Anteil von Futterleguminosen (-)^{*}, Anteil von Gemüsekulturen (-)^{*}, Reihenkulturen (+)^{***}, Zwischenfrüchte (+)^{***}. Die Korrelationen widersprechen in vier von sieben Indikatoren den physikalischen Prinzipien und spiegeln daher eher den starken Effekt der einzelnen Studien wider.

Die Düngerart hatte keinen Einfluss auf die Bodenerosion. Die Bodenbearbeitung hatte hingegen innerhalb des ökologischen Landbaus einen erkennbaren, aber nicht signifikanten Effekt der no-till Bodenbearbeitung auf den Abtrag (Tabelle 4.3, Abbildung 4.3). Dieser war nur gegenüber den Varianten mit unbekannter Bodenbearbeitung signifikant ($p < 0,05$). Der ökologische Landbau hatte aber auch innerhalb aller Bearbeitungsvarianten einen signifikanten 9 % niedrigeren Bodenabtrag ($p < 0,05$) als der konventionelle Landbau. Damit überwiegt bei der Erosion der Systemeffekt des ökologischen Landbaus gegenüber dem der Bodenbearbeitung.

Tabelle 4.3: Modell für den Indikator Bodenabtrag und die Anova (Type III test) der Bodenbearbeitung (37 Studien, 130 Vergleichspaare)

Modell: $\log(\text{soil loss} + 27,4) \sim \text{ID} + \text{Management} + \text{Bodenbearbeitung}$

	Df	Sum Sq	F-Wert	Pr(>F)
ID	36	701.17	47.7070	< 2.2e-16 ^{***}
Management	1	0.80	14.2054	0.0002483 ^{***}
Bodenbearbeitung	5	0.86	3.0776	0.0117048 [*]
Residuen	129	7.23		

F-statistic: 339 on 42 and 129 DF, p-value: < 2.2e-16

4 Ergebnisse der Analysen – Schutzgut Boden

Die Analysen wurden gemeinsam für ökologische und konventionelle Varianten durchgeführt, hier aber nur innerhalb des ökologischen Landbaus weiter differenziert. Der Einfluss des Managements (ökologisch/konventionell) ist signifikant. Die Ergebnisse bedeuten, dass der ökologische Landbau grundsätzlich eine Umweltleistung für einen reduzierten Bodenabtrag und damit für das Schutzgut Boden, aber auch für den Schutz der Oberflächengewässer erbringt. Die Bewirtschaftungsformen innerhalb des ökologischen Landbaus lassen sich in ihrer Umweltleistung nicht weiter differenzieren.

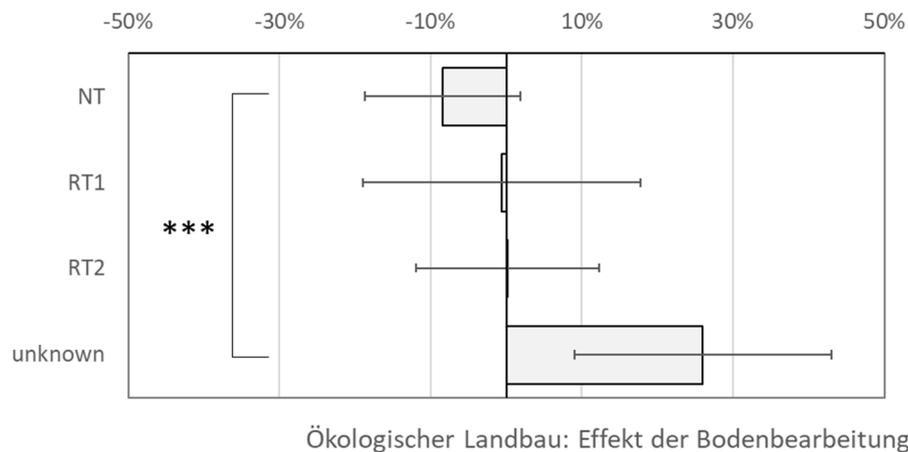


Abbildung 4.3: Relativer Effekt der Bodenbearbeitung im ökologischen Landbau (Mittelwert + Standardfehler) auf den Bodenabtrag (Referenz conventional tillage CT = 0).

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$. Effekte zwischen CT und den Bodenbearbeitungsverfahren sind nicht signifikant. Der Effekt zwischen NT und unknown ist signifikant ($p < 0,001$).

Nachweis der positiven Wirkungen auf das Schutzgut Boden mit einfachen Feldmethoden

In der landwirtschaftlichen Bodenberatung werden zur Bewertung des bodenphysikalischen Zustands verschiedene einfache Geländeverfahren wie die Spatendiagnose, Feldgefügeansprache bzw. im internationalen Kontext die Methode „Visual Evaluation of Soil Structure“ (VSS) angewendet. Eignen sich diese Verfahren als Nachweis für die positive Wirkung auf das Schutzgut Boden? Da es sich um Punktmessungen auf einem Feld handelt, kommen als Indikatoren die Aggregatstabilität und die Infiltrationsrate in Betracht. An der LfL liegen umfangreiche Messdaten zur Aggregatstabilität und Infiltrationsrate in Dauerfeldversuchen in Bayern vor. In diesen Feldversuchen wurde die VSS Methode durchgeführt. Insgesamt wurden 75 Varianten an verschiedenen Standorten mit Wiederholungen beprobt, dies entspricht einem Umfang von insgesamt 188 Felddatensätzen. Dabei traten innerhalb einer Spatentiefe ein bis drei verschieden strukturierte Bodenschichten auf. Die Werte wurden als einzelne Schichten und aggregiert als VSS Score ausgewertet.

Die Ergebnisse zeigen einen signifikanten Zusammenhang zwischen dem VSS Score und der Infiltration ($p < 0,05$). Ein nicht signifikanter Trend zeigt sich auch zwischen dem VSS Score der obersten Schicht und der Aggregatstabilität. Allerdings zeigte sich bei der Datenanalyse, dass vorwiegend günstige VSS Werte in den Dauerversuchen vorlagen. Es müssen noch zusätzliche Analysen im Bereich der ungünstigen VSS Scores gemacht werden, bevor Aussagen über eine mögliche Klassifikation der VSS Scores in „günstig“ und „ungünstig“ im Hinblick auf das Schutzgut Boden getroffen werden können. Der im Projekt ermittelbare Datensatz enthält in diesen ungünstigen Bereichen zu wenige Messwerte, wie die Häufigkeitsverteilung der VSS Scores (Abbildung 4.4) zeigt.

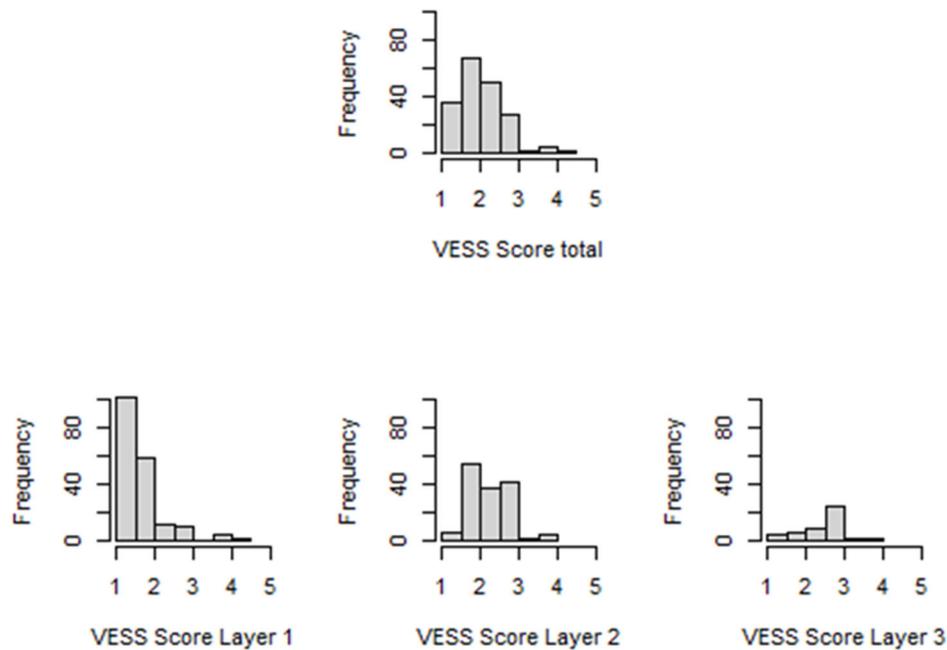


Abbildung 4.4 Häufigkeitsverteilung der VESS Scores in den beprobten Dauerfeldversuchen, für die Daten zur Aggregatstabilität bzw. Infiltration vorliegen. Die Verteilung des aggregierten VESS Score total und des VESS Score in der obersten Bodenschicht (VESS Score Layer 1) sind stark linksschief.

4.1.3 Fazit

Die Untersuchungen verdeutlichten, dass Bewirtschaftungspraktiken des ökologischen Landbaus zu einer Verminderung des Oberflächenabflusses und Bodenabtrages sowie einer höheren die Infiltrationsrate. Ebenso wurde der C-Faktor sowohl bei reduzierter als auch ausgesetzter Bodenbearbeitung kleiner, in diesem Fall entspricht dies einer Verbesserung.

Es gibt vielversprechende Hinweise, dass sich die VESS Methode in ihrer klassischen Form aggregiert über eine Spatentiefe oder nur bezogen auf die oberste Schicht als messbarer Nachweis für die Gemeinwohlleistung „Schutz der bodenphysikalischen Funktionen“ eignen könnte. Für robuste Aussagen und die Entwicklung von Klassengrenzen für „günstige“ und „ungünstige“ Werte müssen aber noch weitere Daten in Böden mit schlechter Struktur ergänzt werden. Die LfL wird das Thema in Eigenleistung weiterbearbeiten und speist konkrete Ergebnisse in das zu entwickelnde Honorierungssystem ein, sofern sie im Rahmen der verbleibenden Projektzeit konsolidiert werden können.

4.2 Schutzgut Wasser

4.2.1 Kontext und Grundlagen

Für das Schutzgut Wasser sind die in Kapitel 2.3 skizzierten Stoffausträge relevant. Der Fokus liegt auf dem Stickstoffeintrag (N) in das Grundwasser. Durch die genannten Systemelemente sowie durch die Regularien und Restriktionen der EU-Öko-Verordnung (EU VO 2018/848) und verstärkt noch durch die Richtlinien privatwirtschaftlicher Bioanbauverbände wird auch das Ausmaß an Pflanzenschutz-, Phosphor- und Tierarzneimitteln in die Umwelt beeinflusst.

Der Einsatz chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel (PSM) ist im ökologischen Landbau untersagt. PSM-Belastungen beispielsweise in Folge von Abdrift, die im Rahmen der Diskussion über die neue EU-Öko-Verordnung (Europäisches Parlament 2018) einen großen Stellenwert gehabt haben, hängen folglich nicht von der ökologischen Bewirtschaftung ab, sondern ergeben sich aus der PSM-Strategie in der konventionellen Landwirtschaft. Insofern ist eine Analyse der kausalen Zusammenhänge zwischen ökologischen Bewirtschaftungspraktiken und dem Eintrag von PSM in Gewässer nicht zielführend. Eine Ausnahme stellt in diesem Zusammenhang allerdings der Einsatz von Kupfer dar, der auch im ökologischen Landbau unter bestimmten Bedingungen zulässig ist. Die Landwirtschaft stellt neben dem Eintrag über urbane Flächen den zweitgrößten Eintragspfad von Kupfer in Gewässer dar. Sie ist für 28% der Gesamteinträge in Deutschland verantwortlich. Der Austrag aus ökologischen Systemen stammt aus Sonderkulturen wie Wein, Hopfen und Obstbau, die im Rahmen dieses Projektes nicht untersucht wurden. Zudem ist der Eintrag aus dem Ökolandbau zu 40% geringer im Vergleich zu der konventionellen Landwirtschaft (Hillenbrand et al. 2005).

Für den Bereich Phosphor (P) konnten im Rahmen des Vorläuferprojektes nur wenige Vergleichsstudien identifiziert werden. In allen Studien wurde der P-Austrag über das gebildete Sickerwasser in das Grundwasser untersucht. Die Austräge bewegten sich auf einem sehr niedrigen Niveau von 0 – 1 kg P/ha (Kusche et al. 2019). Da Phosphor im Boden sehr immobil ist, werden Gewässerbelastungen vorwiegend durch Oberflächenabfluss und Erosion verursacht (Holsten et al. 2016). Vergleichsstudien zu diesen Austragspfaden wären deutlich aussagekräftiger für die durch die Landwirtschaft verursachten P-Belastungen der Gewässer. Hierzu lagen allerdings keine Vergleichsstudien vor (Kusche et al. 2019). Auch durch eine erneute Literaturrecherche im Rahmen dieses Projektes konnten keine geeigneten Studien für Vergleiche innerhalb des ökologischen Landbaus identifiziert werden. Der Bereich Phosphor konnte somit nicht weiterbearbeitet werden.

Auch wenn aus der Tierhaltung stammende Tierarzneimittelbelastungen durch die Wasserwerke gut dokumentiert sind (Hamscher und Mohring 2012; LANUV 2007), konnten für diesen Bereich im Rahmen der Literaturrecherche des Vorläuferprojektes keine Vergleichsstudien zu Austrägen aus konventioneller und ökologischer Landwirtschaft identifiziert werden. Aus diesem Grund wurde auf eine weitere Bearbeitung dieses Bereichs verzichtet.

Auswahl geeigneter Indikatoren

In den identifizierten Vergleichsstudien werden verschiedene Indikatoren genutzt, um eine Aussage zu der Wirkung unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Stickstoffeintrag in das Grundwasser zu untersuchen. Zum einen wird hierfür der N-Austrag [kg/ha] verwendet, der auf Basis von gemessenen Nitratgehalten [mg/L] in Sickerwasserproben und mit Hilfe der Sickerwasserrate oder eines Modells berechnet wird. Weiterhin werden auch die Nmin-Gehalte [kg/ha] in Bodenproben zu Beginn der Sickerwasserperiode verwendet, um eine Aussage über potenziell entstehende N-Austräge zu treffen. Ebenso kann die N-Bilanz [kg/ha] Auskunft über potenziell mögliche N-Austräge geben. Da

dieser Indikator in Kapitel 4.5 behandelt wird, liegt der Schwerpunkt der Analyse auf den N-Austrag und die Nmin-Gehalte.

Beeinflussende Bewirtschaftungspraktiken und Kontextfaktoren

Einfluss auf den N-Eintrag in das Grundwasser haben verschiedene Parameter aus den Bereichen Fruchtfolgegestaltung, Düngung bzw. N-Input, wozu auch die Tierbesatzdichte und wiederum auch die Fruchtfolgegestaltung bzw. der Leguminosenanteil in der Fruchtfolge gehören sowie die Bodenbearbeitung, durch die das Management des legumen Stickstoffs und die Stickstoffmineralisierung gesteuert werden können (Heß 1989; Thapa et al. 2018; Kirchmann et al. 2001; Brandhuber R. und Hege U. 1991; Drinkwater et al. 1998; Ruhe et al. 2003; Askegaard et al. 2005). Es zeigt sich, dass Landwirt:innen in verschiedenen Bereichen durch die Anwendung unterschiedlicher Bewirtschaftungspraktiken Einfluss auf den mineralischen Stickstoffgehalt im Boden und somit auf den N-Austrag aus dem System Boden-Pflanze nehmen können. Durch die Ausrichtung der einzelnen Maßnahmen kann somit eine höhere oder niedrigere Ökosystemleistung für den Bereich Wasserschutz von den landwirtschaftlichen Betrieben erbracht werden. Diese Maßnahmen sind im Vergleich zur Erhebung von N-Gehalten in Sickerwasser- oder Bodenproben deutlich aufwandsärmer in den Betrieben zu erfassen und sind daher gut als maßnahmenorientierte Parameter für ein leistungsdifferenziertes Honorierungssystem geeignet. In Tabelle 4.4 sind die aus den Vergleichsstudien erfassten Bewirtschaftungspraktiken bzw. bestimmte Werte, welche aus den Angaben zur Fruchtfolge und Düngung berechnet wurden, aufgelistet.

Tabelle 4.4: Aus den Vergleichsstudien erfasste Bewirtschaftungsmaßnahmen bzw. daraus berechnete Werte* gegliedert nach Fruchtfolgegestaltung, Düngung/N-Input und Bodenbearbeitung.

Fruchtfolgegestaltung	Düngung/N-Input	Bodenbearbeitung
<ul style="list-style-type: none"> - Länge der Fruchtfolge - Zwischenfruchtanbau (ja/nein) - Leguminosenanteil* - Anzahl Leguminosenumbrüche - Art der Hauptkultur vor Sickerwasserperiode - Art der Begrünung in Sickerwasserperiode 	<ul style="list-style-type: none"> - N-Input über Dünger - N-Input über N₂-Fixierung* - Viehbesatzdichte 	<ul style="list-style-type: none"> - Art und Zeitpunkt der Bodenbearbeitung

Bezugnahme zu den Produktionsvorschriften des ökologischen Landbaus

Für die ökologische Landwirtschaft stellt die Verordnung (EU) 2018/848 des Europäischen Parlaments und des Rates über die ökologische/biologische Produktion und die Kennzeichnung von ökologischen/biologischen Erzeugnissen sowie zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 834/2007 des Rates (nachfolgend zitiert als EU VO 2018/848) eine rechtliche Grundlage dar.

Im ersten Erwägungsgrund der EU-Öko-Verordnung (EU VO 2018/848) wird die ökologische Produktion als ein „Gesamtsystem landwirtschaftlicher Betriebsführung und Lebensmittelproduktion“ bezeichnet, welches das „beste umweltschonende und klimaschützende Verfahren“ und „den Schutz natürlicher Ressourcen“ kombiniert. Spezifischer wird der Bereich Wasserschutz im fünften Erwägungsgrund adressiert. Hier heißt es, dass die ökologische Produktion dazu beiträgt, „die Ziele der Umweltpolitik der Union zu erreichen, insbesondere [...] der Richtlinie 91/676 EWG [...] des Rates“. Diese Richtlinie trat 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen in Kraft (Erwägungsgrund (1) und (5) EU VO 2018/848).

In den allgemeinen Zielen der ökologischen Produktion wird an erster Stelle der „Beitrag zum Schutz der Umwelt und des Klimas“ genannt. Des Weiteren soll ein „wesentlicher Beitrag zu einer giffreien Umwelt“ geleistet werden (Artikel 4 lit. a) und d) EU VO 2018/848). Der Wasserschutz bzw. eine Minimierung des Austrags von gewässerbelastenden Stoffen wird hier allerdings nicht als explizites Ziel aufgeführt. In den in der Verordnung aufgeführten allgemeinen Grundsätzen der ökologischen Produktion wird allerdings im ersten Grundsatz der „Respekt vor den Systemen und Kreisläufen der Natur sowie Förderung der Nachhaltigkeit und Verbesserung des Zustands von Boden, Wasser und Luft, der Gesundheit von Pflanzen und Tieren sowie des Gleichgewichts zwischen ihnen“ genannt (Artikel 5 lit. a) EU VO 2018/848). Expliziter wird in den spezifischen Grundsätzen „die Erhaltung eines gesunden Wassermilieus und der Qualität angrenzender aquatischer und terrestrischer Ökosysteme“ genannt. Worin der Schutz des Wassers bestehen soll, bspw. in einer Reduzierung von Stickstoffausträgen in das Grundwasser, wird weder in den allgemeinen noch in den spezifischeren Grundsätzen näher ausgeführt.

In Erwägungsgrund 31 wird darauf hingewiesen, dass in der ökologischen pflanzlichen Erzeugung „Produktionstechniken verwendet werden“ sollten, die „die Belastung der Umwelt vermeiden oder so gering wie möglich halten“ (Erwägungsgrund (31) EU VO 2018/848). Allerdings wird in der Verordnung kein konkreter Zusammenhang zwischen bestimmten Produktionstechniken und den zuvor genannten Zielen und Grundsätzen des Ökolandbaus aufgeführt. Dennoch lassen sich aus den Produktionsvorschriften der Verordnung einige konkrete Wasserschutz fördernde Praktiken ableiten.

Zunächst wird der Bereich Bodenbewirtschaftung und Düngung adressiert. Zur Steigerung der Bodenfruchtbarkeit und biologischen Aktivität des Bodens wird hier die Nutzung von mehrjährigen Fruchtfolgen, die obligatorisch Leguminosen als Hauptfrucht oder Untersaat für Fruchtfolgenpflanzen und andere Gründüngungspflanzen enthalten, genannt (Anhang II Teil I Nr.1.9.2 lit. a). Eine solche Gestaltung der Fruchtfolgen trägt zusätzlich dazu bei, dass durch den Anbau von Leguminosen auf den Einsatz von leichtlöslichem chemisch-synthetischem N-Dünger verzichtet werden kann. Zudem können in mehrjährigen Fruchtfolgen N-mehrende und N-zehrende Kulturen innerhalb der Fruchtfolge gut aufeinander abgestimmt werden. Beide Aspekte führen dazu, dass der Nmin-Gehalt im Boden, vor allem im Herbst vor Beginn der Sickerwasserperiode, niedrig gehalten wird. Folge ist ein geringerer N-Austrag über den Winter. Eine vielfältige Fruchtfolge schließt auch den Anbau von Zwischenfrüchten ein. Ein wichtiger Aspekt, um den nach der Ernte der Hauptkultur im Boden verbliebenden N die durch die gebildete Biomasse zu konservieren und vor dem Austrag in tiefere Bodenschichten zu bewahren.

Bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft dürfen im betrieblichen Durchschnitt 170 kg Stickstoff je Jahr und Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche nicht überschritten werden (Anhang II Teil I Nr.1.9.4 lit. c). Des Weiteren dürfen keine mineralischen Stickstoffdünger verwendet werden (Anhang II Teil I Nr.1.9.8). Die Limitierung der N-Menge über die Düngung verhindert eine mögliche Überdüngung von Flächen. Folge sind niedrigere N-Salden. Dadurch wird das Auswaschungspotential reduziert. Ebenso ist der/die Landwirt:in dadurch gezwungen, Leguminosen in seinem System anzubauen und eine mehrjährige Fruchtfolge zu gestalten, welches die oben genannten Effekte auf den N-Austrag mit sich bringt. Zudem fördert diese Limitierung die intrinsische Motivation der Landwirt*innen mit dem Gut Stickstoff sorgsam umzugehen und Verluste aus dem System Boden-Pflanze zu vermeiden. Für das Verbot mineralischer N-Dünger, die in der Regel schneller löslich sind als Wirtschaftsdünger, gilt bzgl. des N-Austrags bereits oben genanntes.

Für den Bereich der Tierproduktion gilt, dass Futtermittel hauptsächlich im landwirtschaftlichen Betrieb erzeugt werden müssen (Anhang II Teil 2 Nr. 1.4.1 lit. a). Ein Zukauf externer Futtermittel ist je nach Tierart auf eine bestimmte Menge reguliert (Anhang II Teil 2 Nr. 1.9.1.1). Die Gesamtbesatzdichte darf den Grenzwert von 170 kg organischem Stickstoff pro Jahr und Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche nicht überschreiten (Anhang II Teil 2 Nr. 1.6.6). Ersteres vermeidet einen hohen Import externer Nährstoffe über die Fütterung in das System Boden-Pflanze eines Betriebes und fördert einen weitestgehend geschlossenen N-Kreislauf. Für die flächengebundene Tierhaltung gilt bzgl. des N-

Austrags das gleiche, wie bereits bei dem Aspekt der Limitierung aufgezeigt. Zudem wird eine Überweidung der Flächen verhindert, wodurch die über den Harn und Kot der Tiere anfallenden N-Mengen pro Flächeneinheit reduziert werden.

Auch wenn diese Praktiken in der Verordnung nicht direkt im Zusammenhang mit dem Wasserschutz genannt werden, können indirekt daraus Leistungen für den Wasserschutz abgeleitet werden. In den Vergleichsstudien wurden von den erwähnten Bewirtschaftungspraktiken hauptsächlich verschiedene mehrjährige Fruchtfolgen untersucht.

4.2.2 Schutzwirkungen ökologischer Bewirtschaftungspraktiken

Datenübersicht

Insgesamt wurden 38 geeignete Vergleichsstudien in die biometrische Auswertung zu den Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungspraktiken auf die Wasserschutzleistung innerhalb des ökologischen Landbaus einbezogen. Aus 35 der 38 Studien konnten Daten zu den beiden Indikatoren (N-Austrag, Herbst-Nmin) für die gesamte Fruchtfolge und aus 37 der 38 Studien für Einzelkulturen erfasst werden. Daraus ergaben sich zwei Datensätze, die separat ausgewertet wurden. Tabelle 4.5 gibt einen Überblick über die Anzahlen von Studien und Beobachtungen innerhalb der beiden Datensätze für verschiedene Aspekte. Der Datensatz „gesamte Fruchtfolge“ umfasst deutlich weniger Einträge im Vergleich zum Datensatz „Einzelkulturen“. Beide Datensätze enthalten vorwiegend Daten aus peer reviewed Experimentalstudien.

Tabelle 4.5: Datenstruktur der zwei Datensätze „Gesamte Fruchtfolge“ und „Einzelkulturen“. Anzahl und relative Häufigkeit im Vergleich zu Gesamtanzahl der Studien und Beobachtungen allgemein, je Indikator, je Landnutzungstyp und je Land

	Datensatz 1: Gesamte Fruchtfolgen				Datensatz 2: Einzelkulturen			
	Studien		Beobachtungen		Studien		Beobachtungen	
je Studienart	n	%	n	%	n	%	n	%
Gesamt	35	100	174	100	37	100	553	100
Peer reviewed	28	80	146	84	27	73	460	83
Experimentalversuche	25	71	136	78	23	62	371	67
On-farm Versuche	10	29	38	22	14	38	182	33
je Indikator*	n	%	n	%	n	%	n	%
N-Austrag (auf Basis von SiWa-Proben)	32	91	149	86	31	84	456	82
Herbst-Nmin (in Bodenproben)	5	14	12	7	13	35	170	31
N-Bilanzen	13	37	62	36	4	11	34	6

4 Ergebnisse der Analysen – Schutzgut Wasser

je Landnutzungstyp*	n	%	n	%	n	%	n	%
Ackerbau/Marktfrüchte	22	63	128	74	24	65	322	58
Ackerbau/Gemüse	1	3	1	1	1	3	2	0
Ackerbau (nicht weiter spezifiziert)	0	0	0	0	4	11	12	2
Ackerbau/Milchviehhaltung	10	29	17	10	9	24	60	11
Ackerbau/weitere Tierhaltung	4	11	7	4	1	3	8	1
Dauergrünland	0	0	0	0	2	5	5	1
keine Angabe möglich	6	17	21	12	6	16	144	26
je Land	n	%	n	%	n	%	n	%
Belgien	9	26	0	0	2	5	23	4
Dänemark	9	26	94	54	11	30	272	49
Deutschland	9	26	26	15	12	32	135	24
England	0	0	0	0	1	3	36	7
Frankreich	4	11	24	14	2	5	37	7
Italien	1	3	2	1	1	3	6	1
Litauen	1	3	2	1	0	0	0	0
Norwegen	3	9	7	4	1	3	5	1
Österreich	0	0	0	0	1	3	5	1
Schweden	3	9	6	3	3	8	27	5
Ungarn	1	3	2	1	0	0	0	0
USA	4	11	11	6	2	5	7	1

*Einige Studien enthielten Informationen zu beiden Indikatoren bzw. untersuchten verschiedenen Landnutzungssysteme. Daher übersteigt die Anzahl der Studien die Gesamtstudienanzahl und die Anzahl der Beobachtungen die Gesamtbeobachtungsanzahl der beiden Datensätze. n = Anzahl der Studien bzw. Beobachtungen, SiWa-Proben = Sickerwasserproben.

Die meisten Daten konnten für den Indikator N-Austrag in kg/ha erfasst werden. Dies ist als positiv zu bewerten, da dieser Indikator als der aussagefähigste Messwert für die N-Belastung des Grundwassers durch landwirtschaftliche Bewirtschaftungssysteme gilt. Im Vergleich zu anderen Indikatoren bildet er den tatsächlichen N-Austrag am realistischsten ab. Weiterhin zeigt sich, dass der Großteil der Ergebnisse aus Fruchtfolgen von Marktfruchtbetrieben stammen. Bei der Interpretation der Ergebnisse sollte daher bedacht werden, dass durch die erfassten Daten nicht die gesamte ökologische Landwirtschaft abgebildet wird, sondern vorwiegend reine Ackerbaubetriebe untersucht wurden.

Tabelle 4.6 zeigt die Häufigkeit der Studien und Beobachtungen bei denen Informationen zu den verschiedenen Bewirtschaftungspraktiken vorhanden waren. Nicht alle Bewirtschaftungspraktiken sind für beide Datensätze relevant, wodurch nicht überall Angaben gemacht wurden.

Tabelle 4.6: Anzahl und relative Häufigkeit der Angaben zu den einzelnen Bewirtschaftungspraktiken in den zwei Datensätzen „Gesamte Fruchtfolge“ und „Einzelkulturen“ für die Indikatoren N-Austrag und Herbst-Nmin gegliedert nach Anzahl der Studien und Beobachtungen

Bewirtschaftungspraktiken	Datensatz 1: Gesamte Fruchtfolgen				Datensatz 2: Einzelkulturen			
	Studien		Beobachtungen		Studien		Beobachtungen	
Indikator N-Austrag (auf Basis von SiWVa-Proben)	n	%	n	%	n	%	n	%
Gesamtanzahl	32	100	149	100	31	100	456	100
Dauer ökologische Bewirtschaftung	27	84	132	89	-	-	-	-
Art der Bodenbearbeitung	20	63	35	24	11	36	183	40
Zeitpunkt der Bodenbearbeitung	8	25	111	75	10	32	133	29
Düngerart	29	91	143	96	22	71	288	63
Gesamt-N-Input	29	91	142	95	21	68	221	49
N-Input über Dünger	25	78	134	90	18	58	208	46
N-Input über N ₂ -Fixierung	27	84	139	93	20	56	217	48
Art der Hauptkultur vor Sickerwasserperiode	-	-	-	-	29	94	440	97
Art der Begrünung in Sickerwasserperiode	-	-	-	-	26	84	399	88
Zwischenfruchtanbau (ja/nein)	22	69	117	76	-	-	-	-
Leguminosenanteil	25	78	123	83	-	-	-	-
Anzahl Leguminosenumbrüche	25	78	53	36	-	-	-	-
Shannon Index	26	81	125	84	-	-	-	-
Indikator Herbst Nmin (in Bodenproben)	n	%	n	%	n	%	n	%
Gesamtanzahl	5	100	12	100	13	100	170	100
Dauer ökologische Bewirtschaftung	5	100	2	17	-	-	-	-
Art der Bodenbearbeitung	4	80	10	83	1	8	3	~0
Zeitpunkt der Bodenbearbeitung	1	20	2	17	0	0	0	0
Düngerart	5	100	12	100	0	0	121	71
Gesamt-N-Input	4	80	10	83	9	69	98	58
N-Input über Dünger	4	80	10	83	9	69	87	51
N-Input über N ₂ -Fixierung	4	80	10	83	7	54	96	57

4 Ergebnisse der Analysen – Schutzgut Wasser

Art der Hauptkultur vor Sickerwasserperiode	-	-	-	-	8	62	149	88
Art der Begrünung in Sickerwasserperiode	-	-	-	-	12	92	109	64
Zwischenfruchtanbau (ja/nein)	4	80	10	83	8	62	-	-
Leguminosenanteil	4	80	10	83	-	-	-	-
Anzahl Leguminosenumbrüche	4	80	10	83	-	-	-	-
Shannon Index	4	80	10	83	-	-	-	-

- Nicht alle Bewirtschaftungspraktiken sind für beide Datensätze relevant, wodurch nicht überall Angaben gemacht wurden.

Ergebnisse der Analysen

Datensatz „Gesamte Fruchtfolge“

Aufgrund der vorhandenen Daten innerhalb jeder Bewirtschaftungspraktik zeigten sich nicht alle in Tabelle 4.6 genannten Praktiken für die Modellbildung geeignet. Die Überprüfung der beiden Bedingungen Interpretierbarkeit und Auswertbarkeit (siehe Kapitel 3) zeigte, dass es nicht sinnvoll war, die Einflussfaktoren „Art der Bodenbearbeitung“ sowie „Zeitpunkt der Bodenbearbeitung“ für die Modellbildung zu verwenden. Für die „Art der Bodenbearbeitung“ konnten aus den Studien nur zwei Kategorien erfasst werden. Hier waren für die Kategorie reduzierte Bodenbearbeitung nur sehr wenige Werte vorhanden. Zudem wurde bei vielen Studien gar keine Angabe getätigt. Zusätzlich waren die Studien nicht über gemeinsame Kategorien verbunden. Auch bei dem Einflussfaktor „Zeitpunkt der Bodenbearbeitung“ wurde bei knapp 70% der Beobachtungen keine Angaben in den Studien getätigt. Bei den erfassten Daten war festzustellen, dass viele Studien nicht über gemeinsame Kategorien verbunden waren und somit auch von den verbleibenden Daten sehr wenige nutzbar gewesen wären, mit denen keine belastbare Aussage durch eine Auswertung möglich wäre. Alle weiteren Einflussfaktoren zeigten sich als geeignet für die Modellbildung.

Indikator N-Austrag

Für den Indikator N-Austrag wurde durch Bereinigung des Datensatzes durch Entfernung aller Beobachtungen, die bei einer Bewirtschaftungspraktik bzw. einem Einflussfaktor keine Information enthielten, der Datenkern ermittelt. Der Datenkern bestand schlussendlich aus 89 Beobachtungen. Das heißt, dass nur knapp 50% der erfassten Daten ($n = 179$) für die Modellbildung verwendet werden konnten. Diese stammen aus insgesamt 19 der 32 Studien.

Tabelle 4.7 zeigt das mit Hilfe der Step-Funktion des Statistikprogramms ermittelte Modell für den Indikator N-Austrag sowie die Anova zu den Bewirtschaftungspraktiken bzw. Einflussfaktoren. Die diagnostischen Plots für das Modell zeigten keine Unregelmäßigkeiten, wodurch das Modell als geeignet gilt. Durch die vorgenommene Bonferroni-Korrektur ($p < 0,083$) konnte bei keiner der Bewirtschaftungspraktiken ein signifikanter Einfluss auf den N-Austrag festgestellt werden. Nur der Tongehalt zeigte einen signifikanten Einfluss. Da dieser allerdings nicht vom Landwirt beeinflussbar ist, wird auf diesen Einflussfaktor nicht weiter eingegangen.

Tabelle 4.7: Modell für den Indikator N-Austrag für den Datensatz „Einzelkultur“ und die Anova der Bewirtschaftungspraktiken bzw. Einflussfaktoren.

Modell: $\ln(\log(\text{N-Austrag})) \sim \text{ID} + \text{Tongehalt} + \text{Zwischenfruchtanbau} + \text{N-Input über WD} + \text{Umstellungszeit}$

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F-Wert	Pr(>F)
ID	17	15.6401	0.9200	7.1419	1.797e-09*
Tongehalt	1	11.1508	11.1508	86.5628	1.096e-13*
ZwiFru-Anbau (ja/nein)	1	0.5439	0.5439	4.2223	0.0438
N-Input über Dünger	1	0.2425	0.2425	1.8829	0.1746
Umstellungszeit	1	0.2932	0.2932	2.2758	0.1361
Residuen	67	8.6308	0.1288		

Bonferroni-korrigiertes Signifikanzniveau: *0,083

ID = Beobachtung, ZwiFru = Zwischenfrucht, Df = Freiheitsgrade, Sum Sq = summierte Quadrate, Mean Sq = quadratisches Mittel, Pr(>F) = p-Wert der F-Statistik

Auf Grund keiner weiteren Verbesserung des Akaike Information Criterion (AIC) wurden durch die Step-Funktion folgende Bewirtschaftungspraktiken nicht in das Modell aufgenommen: Länge der Fruchtfolge, Leguminosenanteil, Anzahl Leguminosenumbrüche, Shannon Index, Düngerart, Gesamt-N-Input und N-Input über N₂-Fixierung.

Indikator Herbst-Nmin

Auf Grund von nur 12 erfassten Beobachtungen würde eine Auswertung für den Indikator Herbst-Nmin zu keinen repräsentativen Ergebnissen führen. Daher wurde auf eine Auswertung der Daten verzichtet.

Datensatz „Einzelkulturen“

Auch bei diesem Datensatz zeigten sich aufgrund der vorhandenen Daten innerhalb jeder Bewirtschaftungspraktik nicht alle in Tabelle 4.6 genannten Praktiken für die Modellbildung geeignet. Die Überprüfung der beiden Bedingungen Interpretierbarkeit und Auswertbarkeit (siehe Kapitel 3) zeigte aus gleichen Gründen wie bei Datensatz I, dass es nicht sinnvoll war die Praktiken „Art der Bodenbearbeitung“ sowie „Zeitpunkt der Bodenbearbeitung“ für die Modellbildung zu verwenden. Auch hier wurde bei dem Einflussfaktor „Zeitpunkt der Bodenbearbeitung“ ebenfalls bei einer großen Anzahl, knapp 60% der Beobachtungen, keine Angaben in den Studien getätigt. Bei den erfassten Daten konnte festgestellt werden, dass viele Studien nicht über gemeinsame Kategorien verbunden waren und somit auch von den verbleibenden Daten sehr wenige nutzbar gewesen wären, mit denen keine belastbare Aussage durch eine Auswertung möglich wäre. Alle weiteren Bewirtschaftungspraktiken zeigten sich als geeignet für die Modellbildung.

Wie zuvor bei Datensatz I wurde für beide Indikatoren (N-Austrag, Herbst-Nmin) durch Bereinigung des Datensatzes der Datenkern ermittelt. Der Datenkern für den Indikator N-Austrag bestand schlussendlich aus nur 183 Beobachtungen. Das heißt, nur ca. 40% der erfassten Daten (n = 456) konnten für die Modellbildung verwendet werden. Diese stammen aus insgesamt 15 der 31 Studien.

Für den Indikator Herbst-Nmin ergab sich für die Modellbildung ein Datenkern von 52 Beobachtungen. Dies entspricht nur ca. 30% der erfassten Daten (n = 170) aus 7 der 13 Studien.

Indikator N-Austrag

Tabelle 4.8 zeigt das mit Hilfe der Step-Funktion des Statistikprogramms ermittelte Modell für den Indikator N-Austrag sowie die Anova zu den Bewirtschaftungspraktiken bzw. Einflussfaktoren. Die diagnostischen Plots des Modells wiesen keine Unregelmäßigkeiten auf, wodurch dieses als geeignet gilt. Einen signifikanten Einfluss auf den N-Austrag haben allerdings nur die Bewirtschaftungspraktiken „Hauptkultur vor Sickerwasserperiode“ sowie „Begrünung in Sickerwasserperiode“. Zudem zeigt sich auch hier ein signifikanter Einfluss des Tongehalts im Boden. Wie zuvor bei Datensatz I wird auf diesen Einflussfaktor nicht weiter eingegangen. Auf Grund keiner weiteren Verbesserung des AIC wurden durch die Step-Funktion die Bewirtschaftungspraktiken „N-Input über Wirtschaftsdünger“ sowie „N-Input über die N2-Fixierung“ nicht in das Modell aufgenommen.

Tabelle 4.8: Modell für den Indikator N-Austrag für den Datensatz „Einzelkultur“ und die Anova der Bewirtschaftungspraktiken Einflussfaktoren

Modell: $\ln(\log(\text{N-Austrag})) \sim \text{ID} + \text{Hauptkultur in SiWa-Per.} + \text{Tongehalt} + \text{Begrünung in SiWa-Per.} + \text{Gesamt-N-Input} + \text{Düngerart}$

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F-Wert	Pr(>F)
ID	14	96.497	6.8926	23.5429	< 2.2e-16*
Hauptkultur vor SiWa-Per.	7	24.063	3.4376	11.7417	6.958e-12*
Tongehalt	1	17.035	17.0348	58.1849	2.484e-12*
Begrünung in SiWa-Per.	3	13.038	4.3461	14.8447	1.611e-08*
Gesamt-N-Input	1	1.004	1.0043	3.4305	0.06596
Düngerart	5	2.577	0.5153	1.7602	0.12439
Residuen	151	44.208	0.2928		

Bonferroni-korrigiertes Signifikanzniveau: *0,083

ID = Beobachtung, SiWa-Per. = Sickerwasserperiode, Df = Freiheitsgrade, Sum Sq = summierte Quadrate, Mean Sq = quadratisches Mittel, Pr(>F) = p-Wert der F-Statistik

Abbildung 4.5 und 4.6 zeigen die modellierten Mittelwerte für den N-Austrag für die verschiedenen Kategorien der auf den N-Austrag bezogen signifikanten Bewirtschaftungspraktiken. Bei der Bewirtschaftungspraktik „Hauptkultur vor Sickerwasserperiode“ (siehe Abbildung 4.5) zeigt sich ein signifikanter Unterschied ($p < 0,083$) zwischen Getreide und Körnerleguminosen sowie zwischen diesen und Futterleguminosen / Gründüngung und zwischen Getreide und Mais. Dies sind nur drei der 28 möglichen Vergleiche. Die berechneten Unterschiede zwischen diese Hauptkulturen ergeben folgendes:

- nach Getreide wird 260% weniger N ausgetragen als nach Körnerleguminosen ($p < 0,001$)
- nach Futterleguminosen bzw. Gründüngung wird 240% weniger N ausgetragen als nach Körnerleguminosen ($p < 0,001$)
- nach Getreide wird 370% weniger N ausgetragen als nach Mais ($p = 0,0032$)

4 Ergebnisse der Analysen – Schutzgut Wasser

Bei der Bewirtschaftungspraktik „Begrünung während der Sickerwasserperiode“ (siehe Abbildung 4.6) stellen sich signifikante Unterschiede ($p < 0,083$) zwischen Wintergetreide und legumen Zwischenfrüchten sowie zwischen diesen und keiner Begrünung heraus. Dies sind drei der sechs möglichen Vergleiche. Die berechneten Unterschiede zwischen diesen Begrünungsgarten ergeben folgendes:

- unter legumen Zwischenfrüchten wird 213% weniger N ausgetragen als unter Wintergetreide ($p < 0,001$)
- unter Wintergetreide wird 63% weniger N ausgetragen als unter keiner Begrünung ($p = 0,0027$)

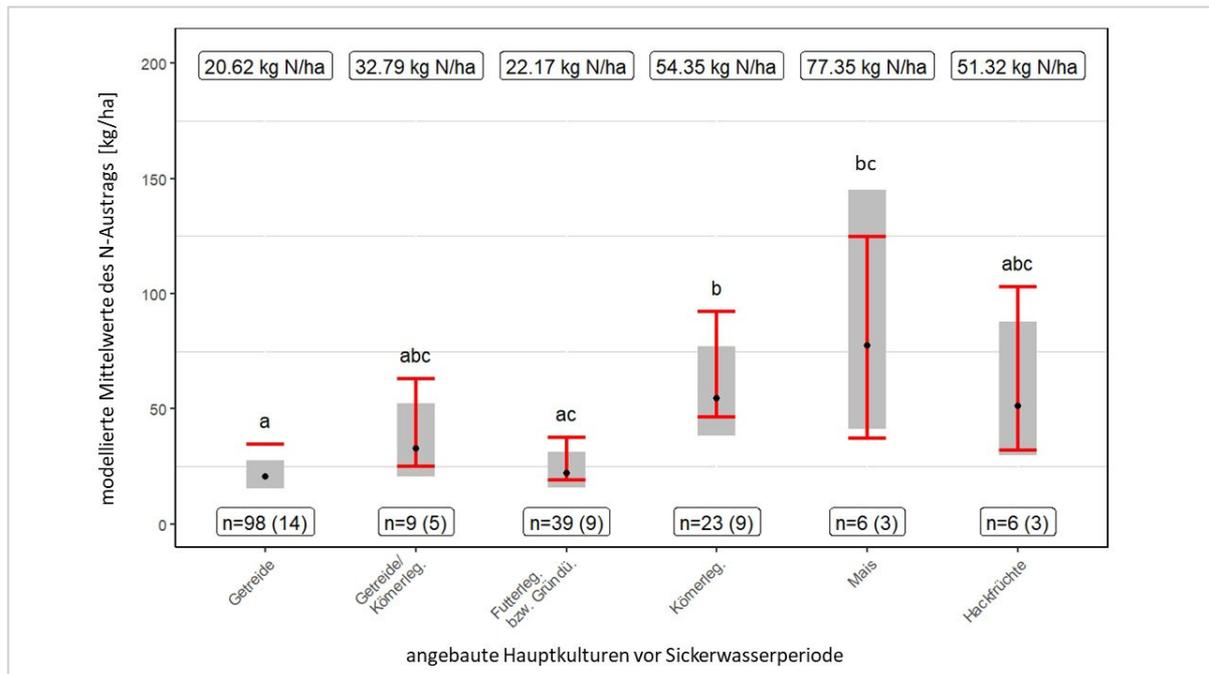


Abbildung 4.5: Einfluss unterschiedlicher vor der Sickerwasserperiode angebaute Hauptkulturen auf den N-Austrag dargestellt als modellierte Mittelwerte in kg/ha.

Punkt = Mittelwert; graue Balken = Konfidenzintervall, rote Linien = Standardfehler (SE); unterschiedliche Buchstaben = signifikanter Unterschied zwischen den Kulturen; $p < 0,0083$; n = Anzahl der Beobachtungen; Wert in den Klammern = Studienanzahl; Ölfrüchte/Faserpflanzen und Gemüse nicht dargestellt aufgrund nur eines Messwertes.

4 Ergebnisse der Analysen – Schutzgut Wasser

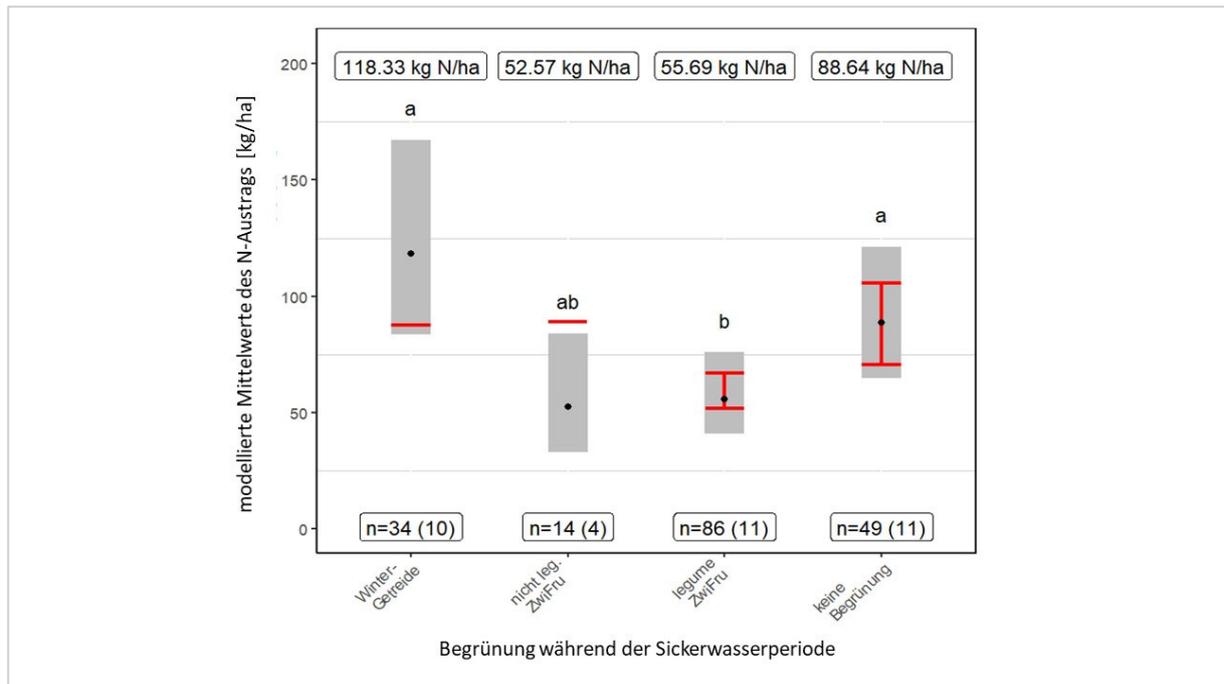


Abbildung 4.6: Einfluss der Begrünung während der Sickerwasserperiode dargestellt als modellierte Mittelwerte in kg/ha.

Punkt = Mittelwert; graue Balken = Konfidenzintervall, rote Linien = Standardfehler; unterschiedliche Buchstaben = signifikanter Unterschied zwischen der Begrünungsart; $p < 0,0083$; n = Anzahl der Beobachtungen; Wert in den Klammern = Studienanzahl; Ölfrüchte/Faserpflanzen und Gemüse nicht dargestellt aufgrund nur eines Messwertes.

Indikator Herbst-N_{min}

Tabelle 4.9 zeigt das mit Hilfe der Step-Funktion des Statistikprogramms ermittelte Modell für den Indikator Herbst-N_{min} sowie die Anova zu den Bewirtschaftungspraktiken. Durch die vorgenommene Bonferroni-Korrektur ($p < 0,083$) konnte bei keiner der Bewirtschaftungspraktiken ein signifikanter Einfluss auf den Herbst-N_{min}-Gehalt des Bodens festgestellt werden.

Tabelle 4.9: Modell für den Indikator Herbst-N_{min} für den Datensatz „Einzelkultur“ und die Anova der Bewirtschaftungspraktiken

Modell: $\ln(\log(\text{Herbst-N}_{\min})) \sim \text{ID} + \text{Hauptkultur} + \text{Begrünung in SiWa-Periode} + \text{N-Input über N}_2\text{-Fixierung}$

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F-Wert	Pr(>F)
Hauptkultur vor SiWa-Per.	2	1.1150	0.55752		
Begrünung in SiWa-Per.	3	3.6725	1.22417		
N-Input über N ₂ -Fixierung	1	0.4638	0.46383		
Residuen	45	4.2731	0.09496		

Bonferroni-korrigiertes Signifikanzniveau: *0,083

SiWa-Per. = Sickerwasserperiode, Df = Freiheitsgrade, Sum Sq = summierte Quadrate, Mean Sq = quadratisches Mittel, Pr(>F) = p-Wert der F-Statistik

Die diagnostischen Plots für dieses Modell war allerdings hinsichtlich Homoskedastizität und Normalverteilung nicht ausreichend, sodass das Modell verworfen werden musste und keine weitere Auswertung für diesen Indikator möglich waren.

4.2.4 Fazit

Das Ziel der metaanalytischen Auswertung war es, den Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftungspraktiken innerhalb des ökologischen Landbaus auf den Wasserschutz zu quantifizieren. Zwar konnte aus den Vergleichsstudien eine relativ große Anzahl von Beobachtungen für die Auswertung erfasst werden, allerdings musste für die angewendete statistische Methodik zu allen erfassten Bewirtschaftungspraktiken und Einflussfaktoren eine Information in den Studien enthalten sein. Durch die Ermittlung des Datenkerns zeigte sich, dass in einem Großteil der Studien zu den N-Austrag beeinflussenden Faktoren keine Angaben getätigt wurden. Die Auswertung konnte somit nur mit der Hälfte (Datensatz 1) bzw. deutlich weniger als der Hälfte (Datensatz 2) der erfassten Beobachtungen durchgeführt werden.

Durch die Modellbildung mittels der Step-Funktion wurden für den Datensatz 1 bei dem Indikator N-Austrag nur 3 der 11 Bewirtschaftungspraktiken in das Modell aufgenommen. Für den Indikator N_{min} war aufgrund der wenigen verfügbaren Daten keine Auswertung möglich. Für den Datensatz 2 konnten nur 4 bzw. 3 von den 8 Bewirtschaftungsmaßnahmen für den Indikator N-Austrag bzw. N_{min} in das Modell aufgenommen.

Schlussendlich konnte nur für einen der beiden Datensätze und nur für zwei der 11 Praktiken ein signifikanter Einfluss auf den N-Austrag festgestellt werden. Innerhalb der Praktiken konnten wiederum nur wenig signifikante Unterschiede festgestellt werden. Die Art der vor der Sickerwasserperiode angebauten Hauptkultur alleine bietet allerdings keine geeignete Praktik für ein leistungsdifferenziertes Honorierungssystem. Dennoch war es wichtig, diesen Parameter in das Modell mit aufzunehmen, um einen zusätzlichen Einfluss auf den N-Austrag der vor der Sickerwasserperiode angebauten Hauptkultur zuzuordnen und dieser Einfluss nicht mit dem anderer Bewirtschaftungsmaßnahmen vermischt wird.

Eine unterschiedliche Honorierung der Art der Zwischenfruchtkultur bzw. ob eine Zwischenfrucht angebaut wird oder nicht, könnte eine honorierungsfähige Bewirtschaftungsmaßnahme darstellen. Auf Grundlage der Ergebnisse könnte eine mögliche differenzierte Honorierung darin bestehen, dass der Anbau von legumen Zwischenfrüchten und eine darauffolgende Sommerung finanziell höher honoriert wird als der Anbau von Wintergetreide, das einen deutlich höheren N-Austrag aufweist. Allerdings scheinen die anderen Ergebnisse dieser Auswertung nicht plausibel. Es konnten keine Unterschiede zwischen dem Anbau von Zwischenfrüchten und keiner Begrünung über Winter festgestellt werden. Dass Zwischenfrüchte aber zu einer deutlichen Reduzierung der N-Austräge beitragen, konnte schon in vorherigen Studien nachgewiesen werden (bspw. Thapa et al. 2018). Teilweise machen die festgestellten Ergebnisse aus landwirtschaftlicher Sicht keinen Sinn. Das nach Futterleguminosen/Gründüngung deutlich weniger N ausgetragen wird als nach Körnerleguminosen, ist insofern nicht nahliegend, dass durch Körnerleguminosen weniger N fixiert wird als durch Futterleguminosen (KTBL 2015). Zudem wird mit der Ernte der Körnerleguminosen deutlich mehr N vom Feld abgetragen. Durch beide Aspekte wäre somit ein niedriger N_{min}-Gehalt im Boden zu Beginn der Sickerwasserperiode und damit ein geringerer N-Austrag nach Körnerleguminosen wahrscheinlich.

Es zeigt sich, dass anhand des generierten Meta-Datensatzes, der einen deutlich größeren Stichprobenumfang aufweist als die Einzelstudien, eine Identifizierung und Quantifizierung des Einflusses von ökologischen Bewirtschaftungspraktiken auf den N-Austrag nicht möglich ist; und dies obwohl deren Wirkung in Einzelstudien nachgewiesen werden konnte. Ein Grund hierfür ist in der angewandten statistischen Methodik zu sehen (siehe Kapitel 3), vor allem stellt die größte Problematik für eine umfangreiche Auswertung allerdings das Fehlen von Daten in den Primärstudien dar. Anzumerken ist, dass die Vergleichsstudien nicht dazu durchgeführt wurden um in eine metaanalytische

Auswertung einzufließen und demnach die Bedingungen dafür nicht erfüllen müssen. Dennoch ist kritisch zu bewerten, dass von den Autor:innen die in verschiedenen Einzelstudien nachgewiesenen Einflussfaktoren auf den N-Austrag nicht oder nur teilweise in Studien zu dieser Thematik aufgeführt werden. Somit ist es für den Leser nicht möglich das Versuchsdesign und die daraus resultierenden Ergebnisse nachzuvollziehen und in Kontext zu anderen Untersuchungen zu setzen.

In mehreren Übersichtsarbeiten konnte festgestellt werden, dass der ökologische Landbau die N-Austräge verglichen zur konventionellen Bewirtschaftung reduzieren kann. Allerdings wird durch die hier durchgeführte Auswertung ersichtlich, dass das Wissen, welche der für niedrigere N-Austräge im ökologischen Landbau verantwortlichen Bewirtschaftungspraktiken diese Umweltwirkung erbringen jeweils nur auf wenigen Einzelstudien basiert. Diese sind im Rahmen einer Netzwerk-Metaanalyse nicht zusammen auswertbar. Dadurch wird ein erheblicher Forschungsbedarf zu den Umweltwirkungen der Praktiken des Ökolandbaus ersichtlich. Erst dadurch können umfassende und belastbare Aussagen erzielt werden und ist eine Optimierung und Weiterentwicklung der Bewirtschaftungspraktiken bzgl. ihrer Umweltwirkung unter verschiedenen Standortbedingungen möglich. Zudem werden durch die erfassten Studien vorrangig reine Ackerbausysteme abgebildet. Studien zu verschiedenen anderen Betriebstypen sind kaum vorhanden. Daraus resultiert ein weiterer Forschungsbedarf, sollen Aussagen zu den Bewirtschaftungspraktiken solcher Betriebe möglich sein.

Zudem sollte aus Gründen der Transparenz und der Vergleichbarkeit der Studien gefordert werden, dass in den N-Austrag untersuchenden Studien Informationen zu allen Bewirtschaftungspraktiken anzugeben sind, auch wenn diese nicht im Fokus der Untersuchung liegen.

4.3 Schutzgut Biodiversität

4.3.1 Kontext und Grundlagen

Die intensive Landnutzung für die landwirtschaftliche Produktion hat einen erheblichen Einfluss auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft. Hierzu zählen der Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen. Dieser kann in Abhängigkeit der Art und Intensität zu einem deutlichen Rückgang der Artenvielfalt führen (Dudley & Alexander, 2017; Reidsma et al., 2006). Des Weiteren haben Veränderungen in der Landschaftsstruktur, z.B. die Schaffung großer Schläge, die Vereinheitlichung der Fruchtfolge sowie der Anteil und die Qualität von Landschaftselementen (z.B. Hecken und Feldgehölze), die als Lebensraum für viele Tier- und Pflanzenarten dienen, einen Einfluss auf die Biodiversität (Clough et al., 2020; Li et al., 2020; Marja et al., 2018; Raderschall et al., 2022).

Auswahl geeigneter Indikatoren

Die Vielfalt wild lebender Tier- und Pflanzenarten und ihre verschiedenen Habitatansprüche erfordern eine differenzierte Auswertung im Hinblick auf die Auswirkungen der landwirtschaftlichen Nutzung. Daher wurde für die Flora eine Unterteilung entsprechend der Art der Landnutzung und für die Fauna entsprechend der Taxonomie vorgenommen. Für die Flora wurde der Schwerpunkt auf den ackerbaulich genutzten Bereich gelegt. Bei der Fauna wurden die taxonomischen Gruppen auf verschiedenen Hierarchieebenen erfasst und ausgewertet. In Abbildung 4.7 sind die Gruppen bzw. Taxa dargestellt, die in den ausgewerteten Studien untersucht wurden.

Zur Ermittlung der Artenvielfalt wurden in den meisten Studien die Indikatoren Artenzahl (n=52) und Abundanz (n=44) verwendet, während der Shannon-Index (n=12) und die Evenness (n=5) seltener genutzt wurden. Die Artenzahl beschreibt die Anzahl vorhandener Arten in einer definierten Untersuchungseinheit (z.B. auf einem Ackerschlag), die Abundanz beschreibt die Anzahl vorkommender Individuen einer (taxonomischen) Gruppe. Aufgrund der Datenverfügbarkeit in den vorhandenen Studien sowie der Relevanz für die untersuchte Fragestellung erfolgte die Auswertung für die beiden Indikatoren Artenzahl und Abundanz.

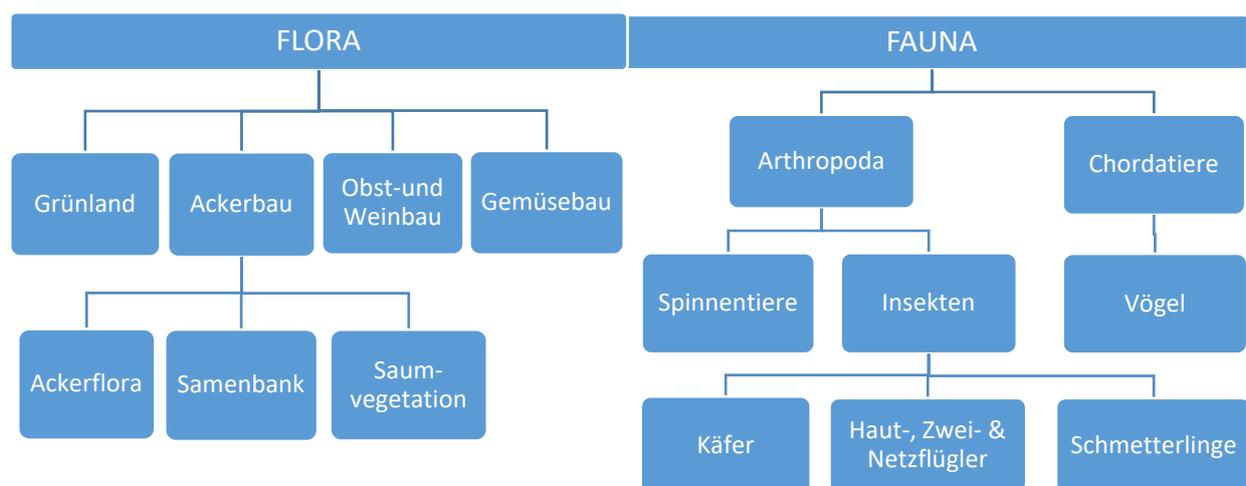


Abbildung 4.7: Übersicht über die untersuchten Haupt- und Untergruppen der Flora und Fauna

Beeinflussende Bewirtschaftungspraktiken und Kontextfaktoren

Die Biodiversität auf betrieblicher Ebene wird von einer Vielzahl unterschiedlicher Bewirtschaftungsverfahren sowie der umgebenden Landschaft beeinflusst. Generell hat die Gestaltung der Fruchtfolge einen wesentlichen Einfluss auf die Artenvielfalt. Vielfältige Fruchtfolgen mit hohem Blühpflanzenanteil bewirken ein breites Nahrungsangebot für bestäubende Insekten und andere Arten. Chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel sind verboten. Bei der Regulierung von Beikräutern liegt der Fokus auf vorbeugenden Maßnahmen, u.a. durch angepasste Fruchtfolgen sowie auf direkten Maßnahmen (z.B. Striegeln). Die Art der Bodenbearbeitung (Grund- und Oberflächenbearbeitung, Saatbettbereitung) hat ebenfalls einen Einfluss auf die Ackerflora. Auch die am Boden lebende Fauna (z.B. Laufkäfer, Spinnen) sowie die Bodenlebewesen (z.B. Regenwürmer) sind davon betroffen. Die Regulierung von Schadorganismen erfolgt im Ökolandbau vorrangig über vorbeugende (u.a. geeignete Sortenwahl, Fruchtwechsel) und biologische (Förderung von Nützlingen) Maßnahmen.

Die Art und Intensität der Düngung spielt eine wichtige Rolle für das Vorkommen und die Zusammensetzung der Arten in agrarisch genutzten Gebieten. Nährstoffliebende, konkurrenzstarke Arten profitieren von einer höheren Nährstoffversorgung, was zur Verdrängung von Pflanzenarten, die an ein geringes Nährstoffniveau angepasst sind, führt. Viele konkurrenzschwache und seltene Ackerwildkräuter, die in der Regel kein Problem aus pflanzenbaulicher Sicht darstellen, sind dadurch stark zurückgegangen. Dichte, ertragreiche Bestände sind für viele Tiere unattraktiv, da sie kein geeignetes Reproduktions- und Nahrungshabitat darstellen. Im Grünland und Kleegrasanbau hat das Mahdregime zusätzlich einen Einfluss auf die Biodiversität. Hierzu zählen die verwendete Technik sowie Schnitthäufigkeit und -zeitpunkt.

Neben der Bewirtschaftungsform spielt auch der Landschaftskontext eine wichtige Rolle für die Biodiversität in der Agrarlandschaft. Der Anteil und die Qualität von Landschaftselementen und (semi-) natürlichen Habitaten sind u.a. für Vögel bedeutend als Nistmöglichkeit, Nahrungs- und Rückzugsraum, ebenso die Größe und Anordnung der Feldschläge und die Konnektivität der Landschaft. Diese Einflussfaktoren konnten im Rahmen der Auswertung nur bedingt berücksichtigt werden, da dazu häufig keine oder nur wenige Angaben in den Studien gemacht wurden.

Die Dauer der ökologischen Bewirtschaftung hat einen Einfluss auf die Biodiversität. So ist kurz nach der Umstellung auf ökologischen Landbau in den ersten Jahren, insbesondere nach intensiver konventioneller Bewirtschaftung, häufig nur ein geringer Anstieg bei den Artenzahlen zu verzeichnen (Ackerwildkräuter, Feldlerche) (u.a. Albrecht et al., 2020; Irmeler et al., 2020). Erst nach mehrjähriger ökologischer Bewirtschaftung stellt sich ein deutlich positiver Effekt ein. Je nach betrachteter Organismengruppe spielt folglich der Faktor Zeit eine mehr oder minder zentrale Rolle für die (Re-)Etablierung auf den bewirtschafteten Flächen. Da es jedoch nur wenige langjährige Untersuchungen zu dieser Thematik gibt, konnte dieser Einflussfaktor nicht in der Auswertung berücksichtigt werden. Auch die langfristigen Auswirkungen der Umstellung auf die Erträge, gekoppelt mit Effekten auf die Biodiversität, wurden bislang sehr selten kontinuierlich belegt (u.a. Albrecht et al., 2020).

Bezugnahme zu den Produktionsvorschriften des ökologischen Landbaus

Die neue EU-Öko-Verordnung (2018/848) bildet den rechtlichen Rahmen für die ökologische Landwirtschaft auf europäischer Ebene. Die darin enthaltenen strikten Vorgaben zum Einsatz von Pflanzenschutz- und Düngemitteln schaffen wichtige Voraussetzungen für den Erhalt der Biodiversität auf Betriebsebene. Mit der neuen Verordnung ist zusätzlich der Anbau von Leguminosen in der Fruchtfolge verpflichtend, allerdings ohne Art und Umfang zu definieren. Aufgrund der sehr hohen Bedeutung des Leguminosenanbaus für eine dauerhafte ökologische Bewirtschaftung und auch im Sinne der Biodiversitätsförderung wäre es sinnvoll, einen Mindestanteil kleinkörniger Futterleguminosen (auch als Gemenge, z.B. Klee gras) festzuschreiben, da es u.a. als wichtiges Brut- und Nahrungshabitat

für viele wildlebende Tierarten (z.B. Vögel, Insekten) dient. Die Verbände Bioland, Demeter und Naturland beteiligen sich bereits im Rahmen eines Projekts an der Ausweitung und Verbesserung des Anbaus und der Verwertung von kleinkörnigen Leguminosen in Deutschland (LfL, 2022).

Einige Anbauverbände haben in ihren Richtlinien biodiversitätsfördernde Maßnahmen verankert. Der Demeter-Verband schreibt seit 2013 vor, dass 10 % der Betriebsfläche auf Demeter-Betrieben für den Schutz und die Förderung der Biodiversität vorgehalten werden müssen (Demeter e.V., 2022). Im Jahr 2019 wurde von Bioland eine Biodiversitäts-Richtlinie verabschiedet, die 2021 in Kraft trat (Bioland e.V., 2022). Danach müssen Bioland-Betriebe bestimmte Leistungen zum Erhalt der Biodiversität erbringen. Aus einem Katalog mit verschiedenen Naturschutzmaßnahmen, die unterschiedlich bepunktet sind (für den Gesamtbetrieb einschließlich Hofstelle und verschiedene Flächennutzungstypen wie Acker, Grünland, Obstbau, gärtnerische Kulturen), können die Landwirt:innen auswählen. Laut Richtlinie muss eine Mindestpunktzahl (100 Punkte), die über ein Online-Tool ermittelt wird, erreicht werden. In dem Maßnahmenkatalog sind Leistungen enthalten, die bereits in vielen Betrieben umgesetzt werden. Im Bereich Weinbau nahm der Ecovin-Verband 2019 den Biodiversitäts-Aktionsplan (BAP) in seine Richtlinien auf (Ecovin e.V., 2019). Dieser enthält ebenfalls einen Maßnahmenkatalog, aus denen die Winzer:innen für den Betrieb passende Maßnahmen wählen können. Darunter fallen unter anderem wirksame Maßnahmen auf den Flächen, z.B. zur Begrünung des Weinbergs sowie die Schaffung und Pflege ökologischer Strukturen, aber auch indirekt biodiversitätsfördernde Maßnahmen in den Bereichen Lagerung, Vertrieb, Energie und Marketing, die u.a. zur Bewusstseinsbildung und Sensibilisierung für die Thematik bei den Konsument:innen beitragen können. Der Anbauverband Naturland veröffentlichte im Mai 2022 den „Leitfaden Biodiversität“, der in Zusammenarbeit mit dem Landesbund für Vogelschutz in Bayern e. V. (LBV) entstanden ist und zahlreiche Maßnahmenvorschläge zur Förderung der Biodiversität für die Verbandsbetriebe enthält (Naturland e.V., 2022). Dieser hat im Gegensatz zu den zuvor genannten Richtlinien jedoch keinen bindenden Charakter.

4.3.2 Schutzwirkungen ökologischer Bewirtschaftungspraktiken

Datenübersicht

Von insgesamt 1158 Studien aus der systematischen Literaturrecherche konnten nur 66 Studien anhand der definierten Kriterien (vgl. Kapitel 3) ausgewählt und die für die Auswertung relevanten Daten extrahiert werden. Für die weitere quantitative Analyse wurden insgesamt 64 Studien mit 386 Einzelbeobachtungen verwendet. Daten zur Flora waren in 36 Studien mit 144 Einzelbeobachtungen vorhanden, Untersuchungen zur Fauna enthielten 37 Studien mit 242 Einzelbeobachtungen (Tabelle 4.10). Für beide Gruppen wurden die Indikatoren Artenzahl und Abundanz aus den Studien erfasst und ausgewertet.

Auch der Shannon-Index und die Evenness wurden, sofern sie in den Studien untersucht wurden, als Biodiversitätsindikatoren aufgenommen. Für die Flora wurden zusätzlich die Indikatoren Biomasse und Deckungsgrad erfasst. Aufgrund der geringen Anzahl an Studien konnte für diese vier Indikatoren jedoch keine weitere Analyse erfolgen.

Der Großteil der Studien wurde im Ackerbau durchgeführt (Flora: 83 %, Fauna: 59 %). Weitere Untersuchungen fanden in geringerem Umfang im Grünland, Obst- und Weinbau sowie im Gemüsebau statt. Bei den Untersuchungen handelte es sich zum überwiegenden Teil um on-farm Versuche (Flora 61 %, Fauna 73 %). Bei den übrigen Studien lagen Experimentalversuche zugrunde bzw. in einer Studie wurde beides angewendet. Die meisten Studien wurden in Europa durchgeführt (89 % (Flora) und 84 % (Fauna)), da die Recherche auf die gemäßigte Klimazone beschränkt war. Innerhalb Europas fanden die meisten Untersuchungen in Deutschland, Großbritannien, Italien, Spanien, Schweden und der Schweiz statt.

Tabelle 4.10: Übersicht über die Anzahl der Studien und Einzelbeobachtungen gesamt, je Indikator, Landnutzungstyp, Kontinent und Land getrennt nach Flora und Fauna

	Flora				Fauna			
	Studien		Beobachtungen		Studien		Beobachtungen	
	n	%	n	%	n	%	n	%
Gesamt	36	100	144	100	37	100	242	100
Experimentalversuche	13	36	63	44	9	24	65	27
On-farm Versuche	22	61	79	55	27	73	171	71
Experimental - u. on-farm	1	3	2	1	1	3	6	2
je Indikator*	n	%	n	%	n	%	n	%
Artenzahl	31	86	121	84	29	78	115	48
Abundanz	11	31	50	35	33	89	221	91
Shannon-Index	4	11	14	10	9	24	36	15
Evenness	4	11	14	10	2	5	6	2
Biomasse	5	14	18	13	-	-	-	-
Deckungsgrad	5	14	21	15	-	-	-	-
je Landnutzungstyp*	n	%	n	%	n	%	n	%
Ackerbau	30	83	105	73	22	59	126	52
Grünland	3	8	12	8	5	14	42	17
Obstbau	2	6	4	3	5	14	17	7
Weinbau	1	3	6	4	4	11	34	14
Gemüsebau	2	6	17	12	4	11	21	9
je Kontinent	n	%	n	%	n	%	n	%
Europa	32	89	129	90	31	84	219	90
Nordamerika	4	11	15	10	4	11	16	7
Südamerika	-	-	-	-	2	5	7	3
je Land (nur Europa)*	n	%	n	%	n	%	n	%
Belgien	1	3	4	3	-	-	-	-
Dänemark	1	3	2	1	1	3	8	3
Deutschland	7	19	28	19	6	16	34	14
Estland	2	6	4	3	-	-	-	-
Frankreich	-	-	-	-	1	3	3	1
Griechenland	1	3	2	1	1	3	2	1
Großbritannien	2	6	8	6	6	16	88	36
Irland	1	3	4	3	1	3	4	2
Italien	5	14	23	16	3	8	32	13
Niederlande	1	3	2	1	-	-	-	-
Polen	-	-	-	-	1	3	4	2
Slowakei	-	-	-	-	1	3	4	2
Slowenien	1	3	2	1	-	-	-	-
Spanien	5	14	15	10	2	5	4	2
Schweden	1	3	2	1	4	11	8	3
Schweiz	5	14	26	18	2	5	20	8
Tschechien	1	3	3	2	-	-	-	-
Verschiedene Länder	2	6	4	3	2	5	8	3

*Einige Studien enthielten Informationen zu beiden Indikatoren bzw. fanden Untersuchungen in verschiedenen Landnutzungssystemen und/oder Ländern statt. Daher übersteigt die Anzahl der Studien die Gesamtstudienanzahl und die Anzahl der Beobachtungen die Gesamtbeobachtungsanzahl der beiden Datensätze. n = Anzahl der Studien bzw. Beobachtungen

4 Ergebnisse der Analysen – Schutzgut Biodiversität

Die Tabellen 4.11 und 4.12 geben einen Überblick, wie viele Studien bzw. Einzelbeobachtungen je Bewirtschaftungspraktik, Indikator (Artenzahl und Abundanz) und Gruppe (Flora und Fauna) erfasst wurden. In den Untersuchungen zur Flora wurde der Indikator Artenzahl (31 Studien) deutlich häufiger erfasst als der Indikator Abundanz (11 Studien). Außerdem wurden relativ häufig allgemeine, qualitative Angaben zur Bodenbearbeitung, Düngung, Beikrautregulierung und Fruchtfolge gemacht, z. B., ob eine Anwendung stattgefunden hat und mitunter auch in welcher Form. Quantitative Angaben zur Menge und/oder Häufigkeit der Anwendung waren selten. Die Themen Krankheits- und Schädlingsregulierung, Mahd-/Beweidungsmanagement und Informationen zur umgebenden Landschaft sind in den Studien vergleichsweise wenig enthalten.

Bei den Studien zur Fauna waren Untersuchungen zu den Indikatoren Artenzahl und Abundanz relativ ausgeglichen (29/33), wobei zur Abundanz fast doppelt so viele Einzelbeobachtungen vorlagen (115/221). Im Vergleich zur Flora waren insgesamt weniger Angaben zu den verschiedenen Bewirtschaftungspraktiken zu entnehmen. Eine detailliertere Darstellung der in den Studien getätigten Angaben zu den Bewirtschaftungspraktiken für die Untergruppen der Flora und Fauna (Abb. 4.7) ist in den Anhängen A 6.1 und A 6.2 aufgeführt.

Tabelle 4.11: Übersicht über die Anzahl und den Anteil der Studien und Beobachtungen der unterschiedlichen Bewirtschaftungspraktiken zu den Indikatoren Artenzahl und Abundanz für die Flora

Gruppe	FLORA							
	Artenzahl				Abundanz			
	Studien		Beobachtung		Studien		Beobachtung	
Bewirtschaftungspraktiken	n	%	n	%	n	%	n	%
Gesamtanzahl	31	100	121	100	11	100	50	100
Dauer der ökologischen Bewirtschaftung	19	61	70	58	8	73	33	66
Bodenbearbeitung								
Ja/nein	13	42	57	47	11	100	50	100
Art	11	35	54	45	10	91	48	96
Tiefe	6	19	26	21	7	64	23	46
Düngung								
Ja/nein	25	81	106	88	11	100	50	100
Art	15	48	66	55	10	91	46	92
Gesamt-N-Input (LU)	4	13	16	13	2	18	6	12
Gesamt-N-Input (t/ha)	2	6	4	3	3	27	8	16
N-Input über Dünger	16	52	71	59	10	91	43	86
Beikrautregulierung								
Ja/nein	20	65	69	57	11	100	43	86
Häufigkeit	10	32	36	30	6	55	24	48
Zeitpunkt	16	52	52	43	9	82	32	64
Krankheits-/Schädlingsregulierung								
Ja/nein	8	26	24	20	2	18	6	12
Art	8	26	24	20	2	18	6	12
Fruchtfolge								
Fruchtartenkategorie	30	97	107	88	11	100	50	100
Vorfrucht	7	23	40	33	6	55	35	70
Fruchtartendiversität (Shannon-Index)	8	26	36	30	7	64	27	54
Zwischenfruchtanbau (ja/nein)	9	29	38	31	7	64	27	54
Leguminosenanteil (A) <small>Fehler! Textmarke nicht definiert.</small>	8	26	36	30	7	64	27	54
Leguminosenanteil (B) ³	8	26	36	30	7	64	27	54
Futterleguminosenanteil	7	23	30	25	6	55	21	42
Blühstreifen	2	6	3	2	-	-	-	-
Mahd-/Beweidungsmanagement								
Art	3	10	10	8	-	-	-	-
Häufigkeit	3	10	10	8	-	-	-	-
Zeitpunkt	2	6	8	7	-	-	-	-
Ungemähte/-beweidete Flächen (Anteil %)	1	3	4	3	-	-	-	-
Vegetationsloser Boden (Anteil %)	1	3	4	3	-	-	-	-
Ertragssituation	8	26	32	26	2	18	7	14
Lage (Innen, Rand, Saum, Habitat)	9	29	32	26	1	9	2	4
Umgebung (Anteil %)								
(Semi-)natürliche Habitate	1	3	6	5	-	-	-	-
Ökologisch bewirtschaftete Flächen	3	10	16	13	-	-	-	-
Ackerflächen	6	19	22	18	-	-	-	-

Tabelle 4.12: Übersicht über die Anzahl und den Anteil der Studien und Beobachtungen der unterschiedlichen Bewirtschaftungspraktiken zu den Indikatoren Artenzahl und Abundanz für die Fauna

Gruppe	FAUNA							
	Artenzahl				Abundanz			
	Studien		Beobachtungen		Studien		Beobachtungen	
Bewirtschaftungspraktiken	n	%	n	%	n	%	n	%
Gesamtanzahl	29	100	115	100	33	100	221	100
Dauer der ökologischen Bewirtschaftung	7	24	25	22	10	30	79	36
Bodenbearbeitung								
Ja/nein	3	10	6	5	8	24	49	22
Art	1	3	2	2	5	15	41	19
Tiefe	-	-	-	-	1	3	4	2
Düngung								
Ja/nein	13	45	62	54	13	39	89	40
Art	5	17	28	24	5	15	32	14
Gesamt-N-Input (LU)	1	3	4	3	1	3	4	2
Gesamt-N-Input (t/ha)	-	-	-	-	-	-	-	-
N-Input über Dünger	2	7	14	12	3	9	36	16
Beikrautregulierung								
Ja/nein	8	28	23	20	7	21	25	11
Häufigkeit	-	-	-	-	2	6	14	6
Zeitpunkt	6	21	12	10	7	21	24	11
Krankheits-/Schädlingsregulierung								
Ja/nein	6	21	34	30	12	36	103	47
Art	6	21	34	30	12	36	103	47
Fruchtfolge								
Fruchtartenkategorie	26	90	82	71	30	91	171	77
Vorfrucht	2	7	7	6	3	9	37	17
Fruchtartendiversität (Shannon-Index)	1	3	5	4	2	6	33	15
Zwischenfruchtanbau (ja/nein)	3	10	11	10	5	15	63	29
Leguminosenanteil (A) <small>Fehler! Textmarke nicht definiert.</small>	1	3	5	4	2	6	33	15
Leguminosenanteil (B) <small>Fehler! Textmarke nicht definiert.</small>	1	3	5	4	2	6	33	15
Futterleguminosenanteil	1	3	5	4	2	6	29	13
Blühstreifen	4	14	24	21	3	9	18	8
Mahd-/Beweidungsmanagement								
Art	4	14	20	17	6	18	31	14
Häufigkeit	4	14	20	17	6	18	31	14
Zeitpunkt	3	10	16	14	3	9	16	7
Ungemähte/-beweidete Flächen (Anteil %)	1	3	8	7	1	3	8	4
Vegetationsloser Boden (Anteil %)	2	7	9	8	2	6	9	4
Ertragssituation	4	14	10	9	4	12	32	14
Lage (Innen, Rand, Saum, Habitat)	8	28	30	26	10	30	84	38
Umgebung (Anteil %)								
(Semi-)natürliche Habitate	1	3	2	2	1	3	2	1
Ökologisch bewirtschaftete Flächen	3	10	12	10	3	9	56	25
Ackerflächen	11	38	40	35	9	27	74	33

Ergebnisse der Analysen

Die statistische Analyse wurde für die Flora und Fauna getrennt durchgeführt. Sofern die Datenlage ausreichend und die Voraussetzungen erfüllt waren, erfolgte die Analyse auch auf einer niedrigeren hierarchischen Ebene für die Fauna bzw. bei der Flora entsprechend der Landnutzung (Abbildung 4.7).

Es zeigte sich für beide Gruppen, dass nur eine geringe Anzahl an Bewirtschaftungsfaktoren in einem für die Analyse ausreichendem Umfang in den Studien untersucht und dargestellt wurde. Viele Studien waren darüber hinaus nicht über gemeinsame Faktorstufen verbunden, was die Anzahl der für die Analyse nutzbaren Daten zusätzlich reduzierte. Nach Prüfung der Voraussetzungen (Kapitel 3.3) wurden die verbliebenen Faktoren und Faktorstufen und ihre Kombinationen nach inhaltlichen Gesichtspunkten zur Analyse ausgewählt. Deren Einfluss auf Flora und Fauna wird im Folgenden dargestellt.

Flora

Flora Gesamt

Von den untersuchten Faktoren zeigte nur die „Lage innerhalb der Untersuchungsfläche“ einen signifikanten Einfluss auf die Artenzahl in Bezug auf die Flora Gesamt (Tabelle 4.13). Diese umfasst die Ackerflora und -samenbank, die Acker-Saumvegetation, die Grünlandflora sowie die Flora im Obst- und Weinbau und Gemüsebau. Der größte Teil der Unterschiede war auf den Studieneffekt zurückzuführen. Mit 24 von insgesamt 31 Einzelbeobachtungen stammt der Großteil aus Untersuchungen von Ackerflächen, die Übrigen wurden im Grünland erhoben (n=8).

Tabelle 4.13: Modell für den Indikator Artenzahl für die Flora Gesamt (Acker- und Grünland, A) und die Varianzanalyse (ANOVA) der Bewirtschaftungspraktiken bzw. Einflussfaktoren

<u>Modell:</u> $\ln(\log(\text{Richness})) \sim \text{StudyID} + \text{Lage}$					
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F-Wert	Pr(>F)
StudyID	8	10,669	1,334	14,204	1,04E-06***
Lage innerhalb d. Untersuchungsfläche	2	1,055	0,527	5,616	0,01160*
Residuen	20	1,878	0,094		

Bonferroni-korrigiertes Signifikanzniveau: *0,025; **0,005; ***0,0005

StudyID = Studie, Df = Freiheitsgrade, Sum Sq = summierte Quadrate, Mean Sq = quadratisches Mittel, Pr(>F) = p-Wert der F-Statistik; Adjusted R-squared: 0,817

Zum Vergleich wurde als Referenz die Artenzahl im Feldinnern gewählt. In Abbildung 4.8 ist zu sehen, dass der prozentual größte Unterschied in der Artenzahl zwischen den Faktorstufen „Innen“ und „Saum“ zu finden war. Im Saum, der an die Untersuchungsflächen angrenzt, wurden 73 % mehr Arten gefunden, als im Inneren. Aufgrund der geringen Anzahl an Beobachtungen im Saum (n=3) und einer hohen Streuung der Werte war dieser Unterschied jedoch nicht signifikant. Im Vergleich zwischen „Innen“ und „Rand“ zeigte sich, dass es am Rand rund 37 % mehr Arten gab als im Inneren. Dieser Effekt war signifikant.

³ Die Berechnung des Leguminosenanteils erfolgte sowohl anhand des Anteils der Fruchtartenkategorie an der Fruchtfolge (A) als auch anhand des errechneten N₂-Fixierungspotenzials(B)

4 Ergebnisse der Analysen – Schutzgut Biodiversität

Für die Abundanz konnten keine Bewirtschaftungseffekte aufgrund der geringen Datenlage ermittelt werden bzw. waren die Voraussetzungen für die Analysen nicht erfüllt.

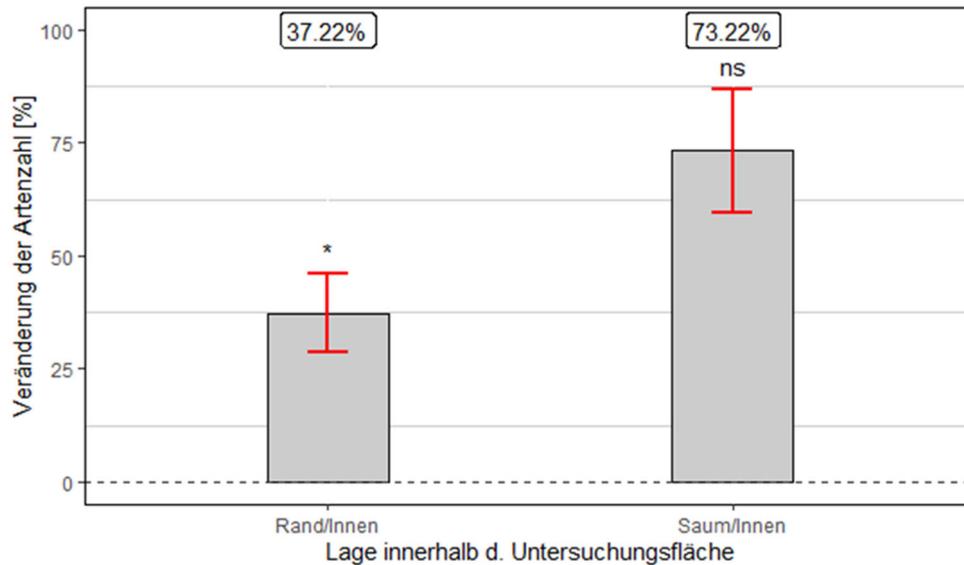


Abbildung 4.8: Relativer Effekt der Lage innerhalb der Untersuchungsfläche (3 Stufen: Innen (n=15(9)), Rand (n=13(7)), Saum (n=3(3)))

n=Anzahl Beobachtungen (Anzahl Studien)) auf die Artenzahl der Flora Gesamt (Referenz: Innen). Rote Linien = Standardfehler (SE); Signifikanzniveau: ns : $p \geq 0,025$; *: $p < 0,025$; **: $p < 0,005$; ***: $p < 0,0005$

Ackerflora und - samenbank

Aussagekräftige Daten zur Flora bezüglich der analysierten Bewirtschaftungspraktiken und zusätzlichen Einflussfaktoren finden sich vor allem im Bereich der Ackerflora und - samenbank (Tabelle 4.11).

Tabelle 4.12 gibt eine Übersicht über die Ergebnisse der Modelle für die Artenzahl der beiden Gruppen. Neben den aufgeführten Modellen wurde der Einfluss der Beikrautregulierung, der Krankheits- und Schädlingsregulierung, des Zwischenfruchtanbaus, der Ertragssituation, der Dauer der ökologischen Bewirtschaftung und des Leguminosenanteils (% N₂-Fixierung) untersucht. Diese Auswertungen ergaben jedoch keine signifikanten Ergebnisse, weshalb auf eine Darstellung verzichtet wurde. In den meisten Modellen waren die ermittelten Unterschiede zwischen den Beobachtungen vor allem auf den Studieneffekt zurückzuführen. Das Modell 2 wurde für die Darstellung ausgewählt, da die Voraussetzungen erfüllt waren und im Vergleich mit den anderen Modellen die meisten Bewirtschaftungsfaktoren einfließen.

Tabelle 4.12: Zusammenfassung der Ergebnisse der für den Indikator Artenzahl berechneten Modelle im Bereich der Ackerflora und - samenbank

Modell	Modellfaktoren: Study ID +	Anzahl Faktor- stufen	Anzahl Beobach- tungen	Anz. Stu- dien	Pr(>F)	Adjus- ted R ²	Levene Pr(>F)	F < I
1	Art der Bodenbearbeitung	2	11	3	0,061	0,632	n.a.	nein
	Art der Düngung	2			0,302			nein
	Fruchtart	3			0,962			ja
2	Art der Bodenbearbeitung	2	10	2	0,003	0,972	0,154	nein
	Art der Düngung	2			0,001			nein
	N-Input	quant.			0,001			nein
3	Art der Düngung	2	10	2	0,019	0,848	0,001	nein
	N-Input	quant.			0,026			nein
4	Art der Bodenbearbeitung	2	14	4	0,023	0,739	0,205	nein
	Art der Düngung	2			0,251			nein
5	Leguminosenanteil (%)	quant.	36	8	0,013	0,636	8,16E-05	nein
6	Fruchtartendiversität	quant.	36	8	0,026	0,619	3,82E-04	nein
7	Lage (Innen, Rand, Saum)	3	23	8	0,029	0,796	1,79E-04	nein

Pr(>F): p-Wert der F-Statistik; Adjusted R²: Maß für die Modellanpassung; Levene Pr(>F): Levene's Test auf homogene Varianzen ($p < 0,1$: Annahme von Heterogenität); F < I: zeigt eine Verletzung des Modells an

Tabelle 4.13 zeigt die Ergebnisse der Varianzanalyse für die Artenzahl und die Faktoren Art der Bodenbearbeitung, Art der Düngung sowie den N-Input über Dünger als Kovariate (Modell 2). Die Datengrundlage ist jedoch mit nur zwei in die Analyse eingehenden Studien und 10 Einzelbeobachtungen gering, was bei der Interpretation der Ergebnisse zu berücksichtigen ist.

Tabelle 4.13: Modell für den Indikator Artenzahl für die Ackerflora und - samenbank und die Varianzanalyse (ANOVA) der Bewirtschaftungspraktiken bzw. Einflussfaktoren

Modell: $\ln(\log(\text{Richness})) \sim \text{StudyID} + \text{Bodenbearbeitung} + \text{Düngung mit N-Input über Dünger}$					
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F-Wert	Pr(>F)
StudyID	1	0,049	0,049	47,270	0,00100**
Art der Bodenbearbeitung	1	0,028	0,028	27,093	0,00345*
Art der Düngung	1	0,056	0,056	54,284	0,00072**
N-Input über Dünger	1	0,048	0,048	46,512	0,00103**
Residuen	5	0,005	0,001		

Bonferroni-korrigiertes Signifikanzniveau: *0,0125; **0,0025; ***0,00025

StudyID = Studie, Df = Freiheitsgrade, Sum Sq = summierte Quadrate, Mean Sq = quadratisches Mittel, Pr(>F) = p-Wert der F-Statistik; Adjusted R-squared: 0,972

Die Art der Bodenbearbeitung zeigte einen signifikanten Einfluss auf die Artenzahl. Es gingen nur zwei Faktorstufen in die Analyse ein (konventionell, reduziert), da für die dritte Stufe (ohne Bodenbearbeitung) keine Daten vorlagen. Die Artenzahl lag demnach bei reduzierter Bodenbearbeitung um 18 % höher als bei konventioneller (wendend; jede Tiefe bis 35 cm) (Abbildung 4.9).

4 Ergebnisse der Analysen – Schutzgut Biodiversität

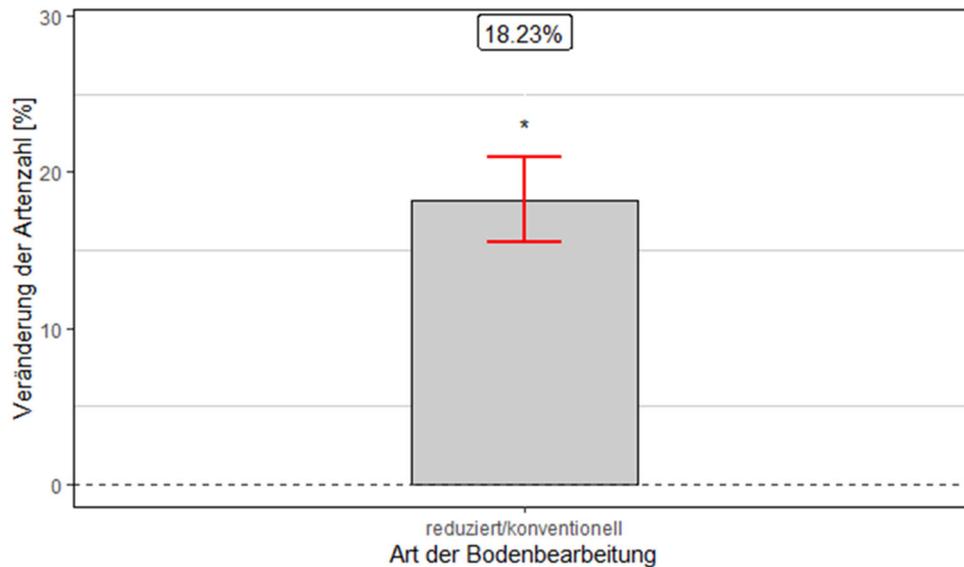


Abbildung 4.9: Relativer Effekt der Art der Bodenbearbeitung (2 Stufen: konventionell (n=8(2), reduziert (n=2(1)));

n=Anzahl Beobachtungen (Anzahl Studien) auf die Artenzahl der Ackerflora und - samenbank (Referenz: konventionell). Rote Linien = Standardfehler (SE); Signifikanzniveau: ns : $p \geq 0,05$; * : $p < 0,05$; ** : $p < 0,01$; *** : $p < 0,001$

Der Faktor „Art der Düngung“ ging mit zwei von möglichen acht Faktorstufen in das Modell ein (Kompost, Gründüngung). Für die anderen Stufen lagen keine Daten vor. Die Analyse ergab, dass die Artenzahl bei Anwendung von Gründüngung rund 25 % höher lag als bei Anwendung von Kompost als Dünger. Dieser Effekt war signifikant (Abbildung 4.10).

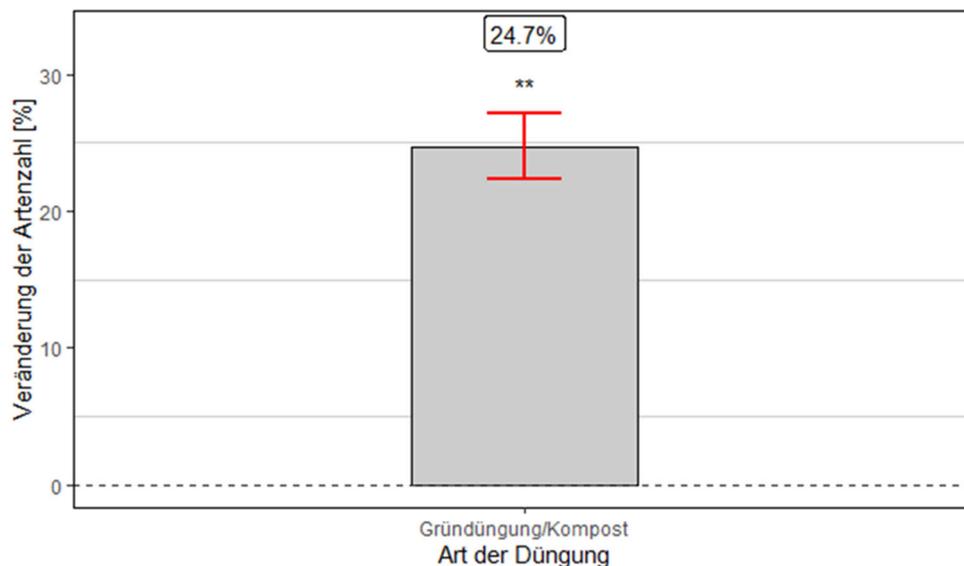


Abbildung 4.10: Relativer Effekt der Art der Düngung (2 Stufen: Kompost (n=3(1), Gründüngung (n=7(2)))

n=Anzahl Beobachtungen (Anzahl Studien) auf die Artenzahl der Ackerflora und - samenbank (Referenz: Kompost). Rote Linien = Standardfehler (SE); Signifikanzniveau: ns : $p \geq 0,05$; * : $p < 0,05$; ** : $p < 0,01$; *** : $p < 0,001$

Fauna

Bei Betrachtung der Daten zur Fauna Gesamt wurde ersichtlich, dass für den Indikator Abundanz lediglich der Faktor „Lage innerhalb der Untersuchungsfläche“ ein Ergebnis lieferte (Tabelle 4.14 und Abbildung 4.11). Für alle weiteren Faktoren waren die Voraussetzungen für die Analyse nicht erfüllt.

Dies ist vermutlich auf die hohe Heterogenität innerhalb der Fauna zurückzuführen. Diese ergibt sich aus der Vielzahl an taxonomischen Gruppen, die in den Studien untersucht wurden. Dazu zählen der Stamm der Arthropoden mit den Insekten und Spinnentiere sowie die Vögel. Innerhalb der Insekten wurde die Ordnung der Käfer, der Schmetterlinge sowie der Haut-, Zwei- und Netzflügler separat erfasst, sofern diese in den Studien auf dieser Ebene untersucht wurden (Abbildung 4.7). Auf die daraus resultierenden Schwierigkeiten bezüglich der Analyse wird in Kapitel 4.3.3 näher eingegangen. Für den Indikator Artenzahl erfüllte zusätzlich der Faktor „Blühstreifen (ja/nein)“ nur im Gemüsebau die Voraussetzungen für die weitere Analyse. Da die Daten für diesen Faktor ausschließlich aus Untersuchungen zu den Arthropoden stammen, wurde auf dieser taxonomischen Ebene ausgewertet. Die Klasse der Vögel (Stamm: Chordatiere) wurde in nur fünf Studien (12 Einzelbeobachtungen) untersucht und konnte daher nicht separat analysiert werden.

Fauna Gesamt

In die Analyse zum Faktor „Lage innerhalb der Untersuchungsfläche“ für die Fauna Gesamt gingen 10 Studien mit 84 Einzelbeobachtungen ein. Davon wurden acht Studien im Ackerbau, drei Studien im Grünland und eine Studie im Weinbau durchgeführt. Der Faktor zeigte einen signifikanten Effekt auf die Abundanz der Fauna Gesamt. Den höchsten Erklärungsanteil hatte jedoch der Studieneffekt (Tabelle 4.14)

Tabelle 4.14: Modell für den Indikator Abundanz für die Fauna Gesamt (B) und die Varianzanalyse (ANOVA) der Bewirtschaftungspraktiken bzw. Einflussfaktoren

<u>Modell: $\ln(\log(\text{Abundance})) \sim \text{StudyID} + \text{Lage}$</u>					
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F-Wert	Pr(>F)
StudyID	9	133,137	14,793	11,450	7,26E-11***
Lage innerhalb d. Untersuchungsfläche	3	13,087	4,362	3,376	0,02297*
Residuen	71	91,730	1,292		

Bonferroni-korrigiertes Signifikanzniveau: *0,025; **0,005; ***0,0005

StudyID = Studie, Df = Freiheitsgrade, Sum Sq = summierte Quadrate, Mean Sq = quadratisches Mittel, Pr(>F) = p-Wert der F-Statistik; Adjusted R-squared: 0,611

Für den Vergleich wurde als Referenz die Abundanz im Inneren der Untersuchungsflächen gewählt. Vergleicht man die Veränderung der Abundanz zwischen den Faktorstufen wird deutlich, dass die größten Unterschiede zwischen dem Inneren der Untersuchungsflächen und dem Rand auftraten. So wurden am Rand 197 % mehr Individuen gefunden als im Inneren. Auch zwischen Innerem und angrenzendem Habitat (Hecke bzw. Wald) war dieser Effekt zu beobachten (141 % mehr Individuen im angrenzenden Habitat), jedoch basierte dieser nur auf drei Beobachtungen. Zwischen Innerem und Saum war der Unterschied am schwächsten ausgeprägt (29 % mehr Individuen im Saum, Abbildung 4.11).

4 Ergebnisse der Analysen – Schutzgut Biodiversität

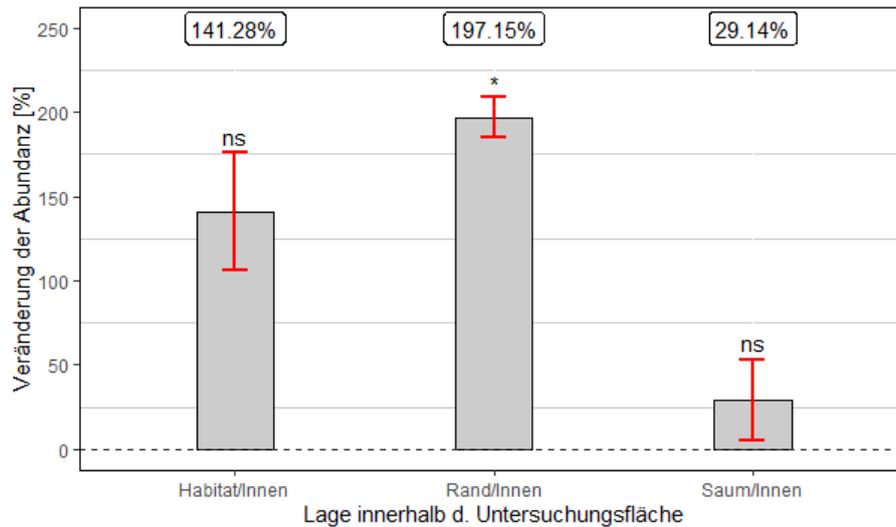


Abbildung 4.11: Relativer Effekt der Lage innerhalb der Untersuchungsfläche (4 Stufen: Innen (n=38(9)), Rand (n=18(8)), Saum (n=25(4)), Hecke/Wald (n=3(2)))

n=Anzahl Beobachtungen (Anzahl Studien) auf die Abundanz der Fauna Gesamt (Referenz: Innen). Rote Linien = Standardfehler (SE); Signifikanzniveau: ns : $p \geq 0,05$; *: $p < 0,017$; **: $p < 0,003$; ***: $p < 0,0003$

Arthropoden

Die mit Abstand größte Gruppe innerhalb der Fauna stellen die Arthropoden dar, die in 33 von 37 Studien bzw. 230 von 242 Einzelbeobachtungen zur Fauna untersucht wurden (Tabelle 4.15). Dieser Stamm umfasst die Klassen Insekten und Spinnentiere.

Tabelle 4.15: Zusammenfassung der Ergebnisse der für den Indikator Abundanz berechneten Modelle für die Arthropoden

Modell	Modellfaktoren: Study ID +	Anzahl Faktor- stufen	Anzahl Beobach- tungen	Anz. Stu- dien	Pr(>F)	Adjusted R ²	Levene Pr(>F)	F < 1
I	Lage innerhalb der Untersuchungsfläche	4	80	9	0,041	0,617	0,166	nein
II	Blühstreifen (ja/nein)	2	18	3	0,356	0,929	0,004	ja
III	Schädlingsregulierung (ja/nein)	2	103	12	0,459	0,796	3,97E-09	ja
IV	Zwischenfrüchte (ja/nein)	2	63	5	0,631	0,780	2,63E-07	ja
V	Bodenbearbeitung (ja/nein)	2	47	7	0,687	0,405	0,006	ja
VI	Art der Bodenbearbeitung	2	37	5	0,694	0,119	0,028	ja
VII	Düngung (ja/nein)	2	85	12	0,762	0,838	1,25E-07	ja
VIII	Anteil ökolog. bew. Flächen i.d. Umgebung	quant.	54	3	0,865	0,510	0,002	ja
IX	N Input	quant.	36	3	0,941	0,629	0,025	ja

Pr(>F): p-Wert der F-Statistik; Adjusted R²: Maß für die Modellanpassung; Levene Pr(>F): Levene's Test auf homogene Varianzen ($p < 0,1$: Annahme von Heterogenität); F < 1: zeigt eine Verletzung des Modells an

4 Ergebnisse der Analysen – Schutzgut Biodiversität

Für die Arthropoden zeigten sich, abgesehen von der Lage innerhalb der Untersuchungsfläche, größere Unterschiede auch für den Faktor „Blühstreifen (ja/nein)“. Dieser konnte jedoch ausschließlich im Gemüsebau analysiert und statistisch abgesichert werden (Tabelle 4.16). Für die übrigen Landnutzungstypen waren die Voraussetzungen nicht erfüllt (Tabelle 4.15).

Tabelle 4.16: Modell für den Indikator Artenzahl für die Arthropoden (Gemüsebau, C) und die Varianzanalyse (ANOVA) der Bewirtschaftungspraktiken bzw. Einflussfaktoren

Modell: $\ln(\log(\text{Richness})) \sim \text{StudyID} + \text{Blühstreifen (ja/nein)}$

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F-Wert	Pr(>F)
StudyID	1	0,118	0,118	2,329	0,15092
Blühstreifen (ja/nein)	1	0,712	0,712	14,113	0,00240**
Residuen	13	0,656	0,050		

Bonferroni-korrigiertes Signifikanzniveau: *0,025; **0,005; ***0,0005

StudyID = Studie, Df = Freiheitsgrade, Sum Sq = summierte Quadrate, Mean Sq = quadratisches Mittel, Pr(>F) = p-Wert der F-Statistik; Adjusted R-squared: 0,466

Auf den untersuchten Gemüseflächen mit Blühstreifen war die Artenzahl um rund 64 % erhöht im Vergleich zu den Flächen ohne Blühstreifen (Abbildung 4.12). Die Ergebnisse der Analyse beruhen auf 16 Beobachtungen aus zwei Studien, in denen Laufkäfer und Spinnen untersucht wurden.

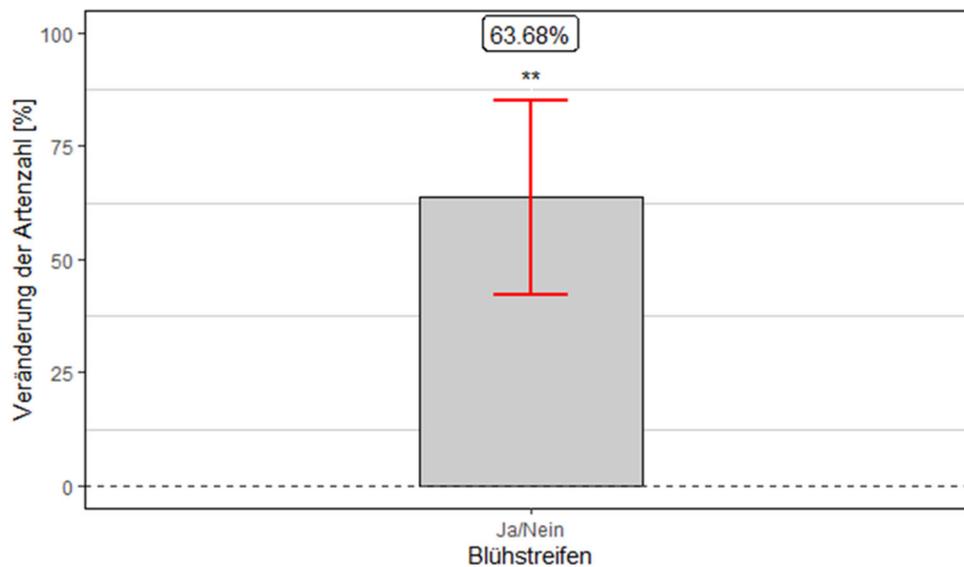


Abbildung 4.12: Relativer Effekt des Vorhandenseins von Blühstreifen (2 Stufen: ja (n=4(2), nein (n=12(2)))

n=Anzahl Beobachtungen (Anzahl Studien)) auf die Artenzahl der Arthropoden (Referenz: keine Blühstreifen). Rote Linien = Standardfehler (SE); Signifikanzniveau: ns : $p \geq 0,05$; * : $p < 0,05$; ** : $p < 0,01$; *** : $p < 0,001$

4.3.3 Fazit

Diskussion des methodischen Ansatzes

Für die untersuchten Indikatoren Artenzahl und Abundanz ist grundsätzlich zu berücksichtigen, dass die ermittelten Daten von der Größe der untersuchten Flächen abhängig und somit zwischen den Studien nicht direkt vergleichbar waren. Hinzu kommen die unterschiedlichen Untersuchungsmethoden, die zum Teil auch bei gleichen Artengruppen verschieden gewählt wurden. Eine statistische Auswertung mit dem gewählten methodischen Ansatz (Kapitel 3.3) war dadurch erschwert.

Die zum Teil sehr großen Spannweiten zwischen den Größen der Untersuchungseinheiten sind vor allem auf methodische Unterschiede bei der Erfassung der Indikatoren für die verschiedenen Artengruppen zurückzuführen. Bei der Vogelkartierung wird beispielsweise häufig eine Revierkartierung (Südbeck et al., 2005) vorgenommen, die aufgrund des größeren Aktionsradius der Tiere auf einem viel größeren Areal stattfindet als etwa bei den Laufkäfern, die meist mit Hilfe von Bodenfallen (Hohbein & Conway, 2018) auf kleineren Flächen (z.B. Ackerschlag) gefangen werden. Eine Auswertung auf einer niedrigeren taxonomischen Ebene, um den Einfluss dieser Unterschiede zu minimieren, war aufgrund der zu geringen Datenmenge nicht möglich.

Einen funktionalen Zusammenhang zwischen der Flächengröße und der Artenzahl zu ermitteln, um einen größenunabhängigen, direkt vergleichbaren Wert zu berechnen (formaler Ansatz), war ebenfalls nicht möglich. In der Regel waren die Plotgrößen innerhalb der Studien identisch, zwischen den Studien aber verschieden, sodass die Einflüsse nicht sauber getrennt werden konnten. Inhaltlich ist zudem davon auszugehen, dass sich je nach Standort und Artengruppe die Plotgrößen unterscheiden, auf denen die gesamte zu erwartende Artenvielfalt zu finden ist (Arten-Areal-Beziehung, Desmet & Cowling, 2004). Daher blieb für die Auswertung nur die Möglichkeit der Durchführung einer Metaanalyse mit den logarithmierten Werten (indirekte Vergleiche) (Kapitel 3.3).

Einordnung der Ergebnisse

Insgesamt flossen mit 19 von 64 Studien nur knapp ein Drittel der im Rahmen der Literatursuche identifizierten Publikationen in die Analyse ein. Von den 32 ausgewählten Bewirtschaftungspraktiken und Einflussfaktoren konnten nur fünf im Rahmen der Auswertung näher untersucht werden. In vielen Studien wurde nur der Einfluss einer Bewirtschaftungspraktik (z.B. Bodenbearbeitung) bzw. eines Einflussfaktors (z.B. Lage) differenziert betrachtet und dargestellt, während zu den weiteren Praktiken nicht ausreichende oder keine Angaben gemacht wurden. Dadurch konnten viele Studien bei der Modellbildung nicht berücksichtigt werden.

Die meisten Daten lagen zum Faktor „Lage innerhalb der Untersuchungsfläche“ vor. Für die Flora waren am Rand und im Saum zu finden als im Inneren der Untersuchungsflächen. Ein ähnlicher Effekt zeigte sich für die Fauna in Bezug auf die Individuendichten (Abundanz), die am Rand, im Saum und auch in den angrenzenden Habitaten (Wald, Hecke) insgesamt höher waren als im Inneren der Flächen. Birkhofer et al. (2014) untersuchten die Unterschiede in der Artenvielfalt und -zusammensetzung verschiedener Arthropodengruppen in Getreidefeldern entlang von Transekten, die vom Feldinneren über den Feldrand bis in den Ackersaum reichten. Am meisten profitierten herbivore, nicht als Schädlinge geltende Arten von den Ackersäumen, während räuberische Arten (z.B. karnivore Laufkäfer und Spinnen) sich vermehrt im Feldinneren befanden. Auch für diese Gruppen kann der Ackersaum jedoch als Refugium dienen, wenn die Bedingungen auf den Ackerflächen durch die Bewirtschaftung zeitweise nicht optimal sind. Die Ergebnisse der Analysen bestätigen, dass Rand- und Saum- sowie angrenzende Strukturen in ökologisch bewirtschafteten Betrieben eine hohe Relevanz als Lebensraum für Flora und Fauna in landwirtschaftlich genutzten Gebieten haben (Gabriel et al., 2010; José-María et al., 2011).

Für die Ackerflora und -samenbank konnten darüber hinaus bewirtschaftungsbedingte Effekte durch die Art der Bodenbearbeitung und der Düngung festgestellt werden. Auf den Flächen mit reduzierter Bodenbearbeitung (hier: nicht-wendend (Campiglia et al., 2018)) erhöhte sich die Artenzahl im Vergleich zur gepflügten Variante. Problematisch kann bei mehrjähriger Anwendung dieser Praktik jedoch die Ausbreitung von Problemunkräutern (z.B. Ackerkratzdistel) sein, verbunden mit negativen Auswirkungen auf den Ertrag (Armengot et al., 2015). Der Vergleich der Düngevarianten Kompost und Gründüngung ergab eine höhere Artenzahl bei Anwendung der Gründüngung, was auf den durchschnittlich geringeren Stickstoff-Gehalt im Vergleich zum Kompost zurückzuführen sein könnte. Letzterer bestand aus kompostiertem Wirtschaftsdünger (Milchviehhaltung) und Laub und enthielt rund 150 kg N/ha, während der Gründünger (Wicke bzw. Raps als Zwischenfrucht) im Durchschnitt ca. 90 kg N/ha enthielt (Campiglia et al., 2018; Ryan et al., 2010). Aufgrund der geringen Anzahl an Studien (2) bzw. Einzelbeobachtungen (10) ist dieses Ergebnis jedoch nicht ausreichend belegt, um darauf basierend eine Empfehlung hinsichtlich der Art der Düngung zur Förderung der Biodiversität ableiten zu können.

Die Anlage von Blühstreifen führte in zwei Studien im Gemüsebau zu einer signifikanten Erhöhung der Artenzahl von Spinnen und Laufkäfern im Vergleich zur Kultur (Ditner et al., 2013; Eyre et al., 2009). In den analysierten Studien wurde in diesem Zusammenhang auf den positiven Effekt hinsichtlich der Schädlingskontrolle in Gemüsekulturen hingewiesen. Eyre et al. (2009) fanden zudem heraus, dass die Erhöhung der Artenzahl nur im ersten Jahr nach Anlage des Blühstreifens zu beobachten war, nicht jedoch im Folgejahr. Dies ist nach Aussage der Autor:innen vermutlich auf die hohe Vegetationsdichte zurückzuführen. Regelmäßige Pflegeschnitte in den angelegten Streifen mit Abräumung des Schnittgutes sind bei mehrjähriger Nutzung zur Förderung der Artenvielfalt daher unerlässlich. Neben den genannten Gruppen fördern Blühstreifen durch das Nahrungsangebot auch bestäubende Insekten (Pffiffer et al., 2018).

Biodiversität und Erträge

Der Zusammenhang zwischen Artenvielfalt und Erträgen konnte im Rahmen der Analyse nicht quantitativ ausgewertet werden. Dennoch wurden durch die Literaturrecherche einige Studien identifiziert, die diese Thematik analysierten. Albrecht et al. (2020) untersuchten in einem 23-jährigen Feldversuch den Einfluss der Dauer der ökologischen Bewirtschaftung auf die Ackerwildkrautflora und -samenbank und die Erträge der Hauptkulturen. Die Erträge des Wintergetreides nahmen direkt nach der Umstellung auf ökologische Bewirtschaftung zunächst deutlich ab (um 48 %), erreichten aber nach 23 Jahren wieder ein Niveau von 78 % (5,2 t/ha) im Vergleich zu den Erträgen unter konventioneller Bewirtschaftung. Die Artenvielfalt stieg im selben Zeitraum deutlich an. So lagen nach 23 Jahren die Artenzahl auf Plotebene und der Deckungsgrad der Ackerwildkräuter um 46 % bzw. 40 % höher als zu Beginn der Umstellung, die Samenbanken im Boden verachteten sich (Anstieg von 4.200 auf 33.330 Samen/m²). Weitere Studien untersuchten in dem Zusammenhang auch den Einfluss der Art der Bodenbearbeitung (Armengot et al., 2015; Ball et al., 2019) und der mechanischen Beikrautregulierung (Ball et al., 2019; Benaragama et al., 2019; Ulber et al., 2009). Unter reduzierter im Vergleich zur herkömmlichen Bodenbearbeitung mit Pflug stellten Armengot et al. (2015) in ihrem Langzeitversuch (10 Jahre) für verschiedene Kulturarten keinen Rückgang der Erträge fest, während sich die Artenzahl und der Deckungsgrad der Ackerflora erhöhten. Die Ergebnisse der beiden Studien zeigen, dass eine hohe Artenvielfalt und gute Erträge nicht im Widerspruch zueinander stehen. In Vergleichsstudien wird häufig die Dauer der ökologischen Bewirtschaftung nicht angegeben bzw. berücksichtigt. Ein zunächst geringer Anstieg der Artenzahlen und Abundanz gekoppelt mit Ertragseinbrüchen direkt nach der Umstellung spiegeln demnach nur ein eingeschränktes Spektrum der Leistungen ökologischer Bewirtschaftung wider.

Schlussfolgerung

Die Ergebnisse der Analysen ergaben einen signifikanten Einfluss der Lage innerhalb der Untersuchungsfläche auf die Artenzahl der Flora sowie die Abundanz der Fauna. Des Weiteren wirkten die Art der Bodenbearbeitung und der Düngung signifikant auf die Artenzahl der Ackerflora und -samenbank sowie das Vorhandensein von Blühstreifen im Gemüsebau auf die Artenzahl der Spinnen und Laufkäfer.

Von den im Rahmen der Literaturrecherche identifizierten Studien konnte nur ein sehr geringer Anteil für die Datenextraktion verwendet werden. Zu den Gründen für den Ausschluss zählte neben einer fehlenden thematischen Relevanz, dass in vielen Studien keine Vergleiche innerhalb des Systems Ökolandbau stattfanden bzw. keine quantitativen Angaben dazu gemacht wurden. Aufgrund der hohen Heterogenität zwischen den Studien hinsichtlich der Versuchsdesigns, der untersuchten taxonomischen Gruppen und den erläuterten methodischen Limitationen konnte im Anschluss nur ein geringer Anteil der ausgewählten Studien in die statistische Analyse einbezogen werden. Da mit dem gewählten methodischen Ansatz ausschließlich Intra-Studien-Vergleiche gemacht werden konnten, fanden in der Analyse zudem nur Studien Berücksichtigung, in denen exakt die gleichen Bewirtschaftungspraktiken und Faktorstufen untersucht wurden. Dies limitierte die Anzahl der Studien zusätzlich, die am Ende in die Analyse einfließen. Die Möglichkeit der Ableitung von Empfehlungen für die Honorierung von Leistungen zur Förderung der Biodiversität ist aufgrund der geringen Anzahl der in die Analyse eingeflossenen Studien und Einzelbeobachtungen daher nicht möglich.

Deutlich wird anhand der vorliegenden Studie, dass weiterer Forschungsbedarf hinsichtlich des Einflusses verschiedener Bewirtschaftungspraktiken im Ökolandbau auf die Artenvielfalt auf den Betrieben besteht. Zur Weiterentwicklung des ökologischen Landbaus ist daher die Durchführung von Studien innerhalb des Bewirtschaftungssystems in Bezug auf unterschiedliche Bewirtschaftungsverfahren und -intensitäten, der umgebenden Landschaft sowie der Dauer der ökologischen Bewirtschaftung essentiell. Auch der Zusammenhang zwischen den erbrachten Biodiversitätsleistungen und dem Ertragsniveau sollte in künftigen Studien stärker berücksichtigt werden. Hier besteht ein grundsätzlicher Zielkonflikt, da eine hohe Artenvielfalt auf den Betrieben nur bei bestimmten Ertragsniveaus erzielt werden kann und je nach Standort und Bewirtschaftungsintensität Kompromisse gefunden werden müssen (u.a. Thies et al., 2010; Stein-Bachinger et al., 2012; Stein-Bachinger et al., 2022). Eine wesentliche Rolle für die Umsetzung spielt dabei die Honorierung von Naturschutzleistungen u.a. über die Öko-Regelungen und Agrarumweltmaßnahmen (BMEL, 2022). Auch eine verstärkte Naturschutzberatung kann dazu beitragen, biodiversitätsfördernde Maßnahmen effektiv und effizient in die Betriebsabläufe zu integrieren.

4.4 Schutzgut Klima/Luft

4.4.1 Kontext und Grundlagen

Auswahl geeigneter Indikatoren

Im Klimawandel spielen, wie in Kapitel 2.5 beschrieben, die Treibhausgase Kohlenstoffdioxid (CO₂), Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O) die größte Rolle. In der Landwirtschaft sind insbesondere die aus gedüngten Böden entstehenden Lachgas-, sowie die der Tierhaltung entstammenden Methanemissionen relevant. Um den Einfluss der Landwirtschaft auf den Klimawandel untersuchen zu können, wurden Indikatoren identifiziert, welche in wissenschaftlichen Studien ermittelt werden und eine messbare Abbildung des Schutzgutes darstellen. In dieser Studie wurden alle gemessenen bodenbürtigen Emissionen der Treibhausgase (CO₂, CH₄, N₂O) als Indikatoren aufgenommen. Neben den Ausgasungen von Treibhausgasen nimmt die Landwirtschaft eine weitere wichtige Klimarolle ein. Beispielsweise können landwirtschaftliche Böden Kohlenstoff aufnehmen, was einen Beitrag zur Minderung des Klimawandels leisten kann (siehe Kapitel 2.5). Organischer Bodenkohlenstoff (zu Englisch: soil organic carbon = SOC) wird häufig untersucht, da er neben der Klimawirksamkeit auch einen positiven Einfluss auf zahlreiche weitere Faktoren, wie die Bodenfruchtbarkeit, Wasserhaltekapazität, oder Bodenstruktur hat. In wissenschaftlichen Publikationen wird SOC unterschiedlich ermittelt und angegeben. So wird organischer Bodenkohlenstoff häufig als Anteil des beprobten Bodens angegeben (SOC-Gehalt [%]). Anhand der Beprobungstiefe und der Lagerungsdichte wird daraus in einigen Publikationen auch die absolute Menge an vorliegendem organischem Bodenkohlenstoff ermittelt (SOC-Vorrat [t/ha]). Neben Momentaufnahmen des vorliegenden organischen Bodenkohlenstoffs sind auch die Veränderungen der SOC-Werte wichtig. Der Aufbau von organischem Bodenkohlenstoff kann generell als positiver Beitrag zum Klimaschutz, ein Abbau als negativer Beitrag zum Klimawandel verstanden werden. Die unterschiedlichen Einheiten (SOC-Gehalt, -Vorrat oder -Veränderung) beziehen sich allesamt auf den organischen Kohlenstoff im Boden. Diese sind jedoch nicht eins zu eins miteinander zu vergleichen, weshalb jede Einheit als eigener Indikator aufgenommen wurde.

Als Indikator für Luftqualität wurde Ammoniak (NH₃) in die Studiensuche aufgenommen. Ammoniak ist ein relevanter, die Luftqualität beeinträchtigender Stickstoffaustrag (siehe Kapitel 2.5). Jedoch wurden in dieser Arbeit keine Emissionen aus der Tierhaltung analysiert. Zwar stellen die enterische Fermentation und das Wirtschaftsdüngermanagement einen beträchtlichen Teil der landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen dar, jedoch wurden Unterschiede innerhalb des ökologischen Landbaus Untersuchungen bisher nur unzureichend analysiert.

Die in dieser Arbeit verwendeten Indikatoren sind demnach:

- SOC-Gehalt (%)
- SOC-Vorrat (Tonnen organischer Kohlenstoff pro Hektar)
- SOC-Veränderung (jährliche prozentuale Veränderung des SOC)
- Bodenbürtige CO₂-Emissionen (kumulativ)
- Bodenbürtige CH₄-Emissionen (kumulativ)
- Bodenbürtige N₂O-Emissionen (kumulativ)
- Bodenbürtige NH₃-Emissionen (kumulativ)

In den identifizierten Studien wurden die Indikatoren in unterschiedlichen Einheiten untersucht. Um Vergleiche zu ermöglichen, wurden diese in gemeinsame Einheiten umgewandelt. Wenn anstelle von

organischem Bodenkohlenstoff die gesamte organische Substanz im Boden (zu Englisch: soil organic matter = SOM) aufgeführt war, wurde diese zu organischem Bodenkohlenstoff umgerechnet. Treibhausgase wurden als Konzentration in der Luft, Flussrate oder kumulative Emissionen über einen Zeitraum gemessen und angegeben. Wenn möglich wurden diese in kumulative Emissionen pro Hektar und Jahr umgerechnet.

Beeinflussende Bewirtschaftungspraktiken und Kontextfaktoren

Die im Rahmen der Literaturrecherche identifizierten Studien umfassen zahlreiche Bewirtschaftungspraktiken, die einen potentiellen Einfluss auf das Klima haben. So wurden unter anderem unterschiedliche Düngemittel, Düngemengen (und somit unterschiedliche Nährstoffmengen), Bodenbearbeitungsverfahren, Bodenbearbeitungstiefen, Häufigkeiten der Bodenbearbeitung, Fruchtfolgen, Bewässerungen oder Zusätze (wie biodynamische Präparate, Biokohle oder Effektive Mikroorganismen) untersucht. Um Vergleiche zwischen Studien zu ermöglichen, wurden einige dieser Faktoren kategorisiert (siehe Kapitel 3.2).

Neben den untersuchten und verwendeten Bewirtschaftungspraktiken können weitere, meist betriebsspezifische Faktoren einen Einfluss auf die Indikatoren haben. Insbesondere Umweltfaktoren, wie das vorherrschende Klima, die Bodentextur oder der pH-Wert, können Emissionen und organischen Bodenkohlenstoff stark beeinflussen. Diese Faktoren sind ebenfalls in die Datenmatrix aufgenommen worden. Bei der Betrachtung von organischem Bodenkohlenstoff ist außerdem wichtig, wie tief der Boden beprobt wurde. In landwirtschaftlichen Böden befindet sich in der Regel mehr organisches Material (inklusive Kohlenstoff) im Oberboden als in tieferen Bodenschichten. Ein Vergleich zwischen Kohlenstoff-Gehalten in unterschiedlichen Bodentiefen ist demnach nur bedingt sinnvoll. Da in den identifizierten Studien eine große Heterogenität der Beprobungstiefen vorlag, wurden diese, in Anlehnung an Jian (2020), einer von vier Kategorien zugeteilt: 0-10, 0-20, 0-30 und 0-100 cm Beprobungstiefe.

Bezugnahme zu den Produktionsvorschriften des ökologischen Landbaus

Das Schutzgut Klima wird in der EU-Öko-Verordnung an prominenter Stelle als erster Erwägungsgrund der Verordnung erwähnt. Dort wird der ökologische Landbau als „das beste umweltschonende und klimaschützende Verfahren“ beschrieben (Erwägungsgrund I EU VO 2018/848), mit dem allgemeinen Ziel, einen Beitrag zum Schutz der Umwelt und des Klimas zu leisten (Artikel 4 lit. a) EU VO 2018/848). So werden die Reduktion von nicht erneuerbaren Ressourcen, sowie externen Produktionsmitteln als Teil der Grundsätze der ökologischen Produktionsweise aufgeführt (Artikel 6 lit. b) EU VO 2018/848). Externe Produktionsmittel sollen darüber hinaus natürlichen Ursprungs sein (Artikel 5 lit. g ii) EU VO 2018/848). Die flächengebundene Tiererzeugung (Artikel 6 lit. k) EU VO 2018/848) und regelmäßiger Weidegang werden ebenfalls erwähnt (Artikel 6 lit. l) EU VO 2018/848). Als empfohlene Bewirtschaftungspraktiken werden mehrjährige Fruchtfolgen mit Leguminosen (Anhang II Teil I Nr.1.9.2 lit.a) EU VO 2018/848), und das bevorzugte Verwenden von kompostierten Düngemitteln (Anhang II Teil I Nr.1.9.2 lit.c) EU VO 2018/848) genannt. Außerdem wird der Aufbau von organischer Bodensubstanz durch entsprechende Bodenbearbeitungsverfahren als Produktionsvorschrift gelistet (Anhang II Teil I Nr.1.9.1).

Der konkrete Zusammenhang zwischen den genannten Produktionsvorschriften und dem Ziel, klimaschonend zu wirtschaften wird in der Verordnung nicht aufgeführt. Dennoch lassen sich mögliche Vorgehensweisen ableiten. Neben den Aspekten für die Tierhaltung, sind insbesondere mehrjährige Fruchtfolgen mit Leguminosen, ein Düngeregime mit Fokus auf Kompost, sowie schonende Bodenbearbeitung als klimarelevant anzusehen. Diese Praktiken sind in der vorliegenden Arbeit auf ihre Klimawirksamkeit im ökologischen Landbau untersucht worden.

4.4.2 Schutzwirkungen ökologischer Bewirtschaftungspraktiken

Datenübersicht

Aus den 3.111 in der Studiensuche identifizierten Studien wurden 130 nach Einschlusskriterien selektiert und in eine Datenmatrix übertragen (Kapitel 3). 129 davon sind für die Analyse geeignet und bestehen aus insgesamt 668 Einzelbeobachtungen innerhalb des ökologischen Anbauverfahrens (Tabelle 4.17). Der am häufigsten untersuchte Schutzgutindikator ist, mit 101 Studien, der SOC-Gehalt. Direkte Untersuchungen zum SOC-Vorrat wurden in 17 Studien durchgeführt, allerdings konnten in weiteren 25 Studien SOC-Vorräte aus den SOC-Gehalten errechnet werden. N₂O, CO₂ und CH₄ wurden in 21, 33 und 9 Studien untersucht, da jedoch nur Vergleiche von kumulativen Emissionen analysiert werden sollten, reduziert sich die Zahl der zu vergleichenden Studien auf 14, 9 und 3. Durch unsere Suche wurde lediglich eine Studie zu Ammoniak identifiziert.

In den meisten Studien wurde im Ackerland geforscht (105), während Grünland mit nur 8 Studien selten untersucht wurde. Im Weinbau, Agroforst oder Obstbau wurden 23 Studien durchgeführt, wobei hier unterschiedliche Kulturen, wie Äpfel, Oliven oder Zitrusfrüchte zusammengefasst sind.

Der Großteil der selektierten Studien wurde in Europa oder Nordamerika durchgeführt, was darauf zurückzuführen ist, dass eines unserer Ausschlusskriterien das vorherrschende Klima war, wodurch viele Orte, vor allem im globalen Süden, nicht berücksichtigt wurden.

Eine Auflistung der Indikatoren und eine Auswahl der in den Studien kommunizierten Bewirtschaftungspraktiken sind in Tabelle 4.18 aufgeführt. Über alle Indikatoren hinweg waren Informationen über die verwendeten Dünger und Bodenbearbeitungsverfahren am häufigsten vorhanden, wohingegen andere Praktiken, wie die spezifische Bodenbearbeitungstiefe oder Nährstoff-Inputs, weniger häufig aufgeführt werden.

Tabelle 4.17: Übersicht über die Anzahl der Studien und Einzelbeobachtungen je Indikator, Landnutzungstyp und Kontinent in dem Datensatz zum ökologischen Landbau

	Klimaschutz	
	Studien	Einzelbeobachtungen
Gesamt	129	668
je Indikator		
SOC-Gehalt in %	101	515
SOC-Vorrat in t/ha	17(42)*	72(192)*
SOC-Veränderung	42	204
N ₂ O (kumulative Emissionen)	21 (14)	94 (70)
CO ₂ (kumulative Emissionen)	33 (9)	153 (57)
CH ₄ (kumulative Emissionen)	9 (3)	31 (13)
NH ₃	1	4
je Landnutzungstyp		
Ackerbau	105	522
Grünland	8	36
Weinbau/Agroforst/Obstbau	23	110
je Kontinent		
Europa	76	353
davon Deutschland	9	59
Nordamerika	39	246
Asien	12	61
Südamerika	1	4
Afrika	1	4

* = in Klammern die Anzahl an Studien und Beobachtungen, inklusive der aus Gehalt, Lagerungsdichte und Beprobungsmächtigkeit errechneten Werte für SOC-Vorrat

Tabelle 4.18: Übersicht über die Anzahl der Studien und Einzelbeobachtungen der unterschiedlichen Bewirtschaftungspraktiken zu den Indikatoren.

Bewirtschaftungspraktiken	Klimaschutz	
	Studien	Einzelbeobachtungen
Indikator SOC-Gehalt in %	101	515
Bodenbearbeitungsverfahren	64	299
Bearbeitungstiefe	45	176
Düngerart	96	475
N-Input durch Dünger	42	173
C-Input durch Dünger	20	71
Fruchtfolge angegeben (Shannon-Index)	55	239
Indikator SOC-Vorrat in t/ha	17(42)*	72(192)*
Bodenbearbeitungsverfahren	14(31)*	57(126)*
Bearbeitungstiefe	14(21)*	53(90)*
Düngerart	16(39)*	68(176)*
N-Input durch Dünger	6(16)*	23(53)*
C-Input durch Dünger	6(11)*	19(36)*
Fruchtfolge angegeben (Shannon-Index)	10(25)*	46(93)*
Indikator SOC-Veränderung [% Veränderung / Jahr]	42	204
Bodenbearbeitungsverfahren	33	150
Bearbeitungstiefe	20	80
Düngerart	41	184
N-Input durch Dünger	20	86
C-Input durch Dünger	14	49
Fruchtfolge angegeben (Shannon-Index)	28	131
Indikator N ₂ O [kumulativ in kg/ha/Jahr]	14	70
Bodenbearbeitungsverfahren	10	38
Bearbeitungstiefe	7	33
Düngerart	14	71
N-Input durch Dünger	9	49
C-Input durch Dünger	5	30
Fruchtfolge angegeben (Shannon-Index)	11	41

Organischer Bodenkohlenstoff-Gehalt [SOC %], * = in Klammern die Anzahl an Studien und Beobachtungen, inklusive der aus Gehalt, Lagerungsdichte und Beprobungsmächtigkeit errechneten Werte für SOC-Vorrat. Kohlenstoffdioxid (CO₂), Methan (CH₄) und Ammoniak (NH₃) sind aufgrund der geringen Anzahl an vergleichbaren Studien (9, 3 und 1) nicht aufgeführt.

Ergebnisse der Analyse

Organische Bodenkohlenstoff-Gehalt

Der organische Bodenkohlenstoff-Gehalt wurde in 101 Studien, mit 566 Einzelbeobachtungen am häufigsten untersucht. Die beobachteten Gehalte schwanken zwischen 0,15 % und 8,82 % in den untersuchten Studien, mit einem Mittelwert von 1,72 %. Die statistische Auswertung wurde, wie in Kapitel 3.3 beschrieben, über eine Netzwerk-Metaanalyse durchgeführt. Über die Vorwärts- und Rückwärtsselektion wurden die Beprobungstiefe, die Düngerart, die Art der Bodenbearbeitung und das Vorhandensein von Leguminosen in der Fruchtfolge als Einflussfaktoren identifiziert. Das statistische Modell ist in Tabelle 4.19 aufgeführt und zeigt, ob die Faktoren einen Einfluss auf den Indikator SOC-Gehalt [%] haben und ob dieser signifikant ist (p-Wert nach Bonferroni-Korrektur $p < 0,01$).

Tabelle 4.19: Modell für den Indikator organischer Bodenkohlenstoff-Gehalt (SOC %) und die Analysis of Variance (ANOVA) der Einflussfaktoren

<u>Modell: $\ln(\log(\text{SOC-Gehalt}(\%))) \sim \text{ID} + \text{Beprobungstiefe} + \text{Düngerart} + \text{Bodenbearbeitungsverfahren} + \text{Leguminosen in der Fruchtfolge}$</u>					
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F-Wert	Pr(>F)
ID	100	114.430	1.14430	24.0528	< 2.2e-16*
Beprobungstiefe	3	8.230	2.74335	57.6643	< 2.2e-16*
Düngerart	7	1.199	0.17126	3.5997	0.0008986*
Bodenbearbeitungsverfahren	5	0.808	0.16150	3.3947	0.0051399*
Leguminosen in der Fruchtfolge	1	0.398	0.39795	8.3649	0.0040354*
Residuen	398	18.935	0.04757		

Bonferroni-korrigiertes Signifikanzniveau: *0,01

ID = Studie, Df = Freiheitsgrade, Sum Sq = summierte Quadrate, Mean Sq = quadratisches Mittel, Pr(>F) = p-Wert der F-Statistik. Modell: F-statistic: 22.66 on 116 and 398 DF, p-value: <2.2e-16, Adjusted R-squared: 0.8302

Der größte Teil der Unterschiede in organischen Bodenkohlenstoff-Gehalten im Datensatz ist auf den Studieneffekt zurückzuführen. SOC-Gehalte schwanken zwischen unterschiedlichen Studien deutlich stärker als innerhalb der Studien, unabhängig von den untersuchten Praktiken. Ein weiterer signifikanter Einflussfaktor, der nicht auf die untersuchten Bewirtschaftungspraktiken zurückzuführen ist, ist die Beprobungstiefe. Hierbei sinken die SOC-Gehalte mit der Tiefe des beprobten Bodens. Ein weiterer Einflussfaktor ist die Bodenbearbeitung. In Abbildung 4.13 sind die modellierten Mittelwerte des organischen Bodenkohlenstoff-Gehalts für die verschiedenen Kategorien der Bodenbearbeitung dargestellt. Der Verzicht auf Bodenbearbeitung zeigt den höchsten SOC-Gehalt, gefolgt von der reduzierten Bodenbearbeitung. Die konventionelle (wendende) Bodenbearbeitung hat die niedrigsten SOC-Gehalte. Keines der Bodenbearbeitungsverfahren weist jedoch einen statistisch signifikanten Einfluss auf. Die verwendeten Dünger haben einen Einfluss auf SOC-Gehalte (Abbildung 4.14). Während sich die Anwendung verschiedener Dünger untereinander nicht signifikant unterscheiden, ist das Verwenden von Kompost und von anderen Düngern gegenüber keiner Düngung in den untersuchten Studien signifikant. Andere Dünger beinhalten weitere Dünger, die nicht den

4 Ergebnisse der Analysen – Schutzgut Klima/Luft

bestehenden Kategorien zugeordnet werden können und die aufgrund der geringen Studienzahl keine eigene Kategorie bilden (bspw. zugelassene kommerzielle Düngemittel, Bio-Kohle, Fisch-/Tiermehl). Der Anbau von Leguminosen in der Fruchtfolge hat einen signifikanten Einfluss auf die organischen Bodenkohlenstoff-Gehalte (Abbildung 4.15). So können in Fruchtfolgen mit Leguminosen etwa 21 % höhere SOC-Gehalte beobachtet werden.

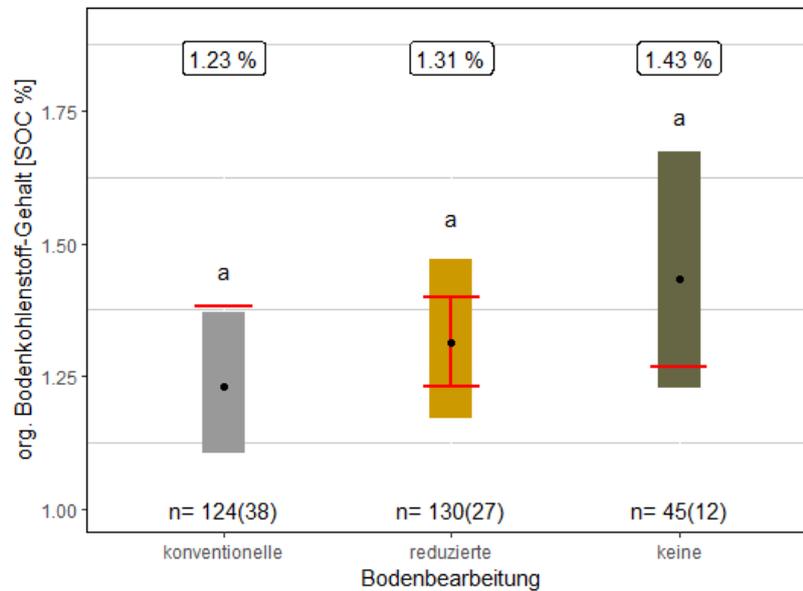


Abbildung 4.13 Modellierte Mittelwerte der organischen Bodenkohlenstoff-Gehalte in % nach Bodenbearbeitungstyp.

Kategorisiert nach konventionelle (wendend), reduzierte (nicht-wendend bis 25 cm) und keine Bodenbearbeitung. Punkt = Mittelwert; Balken = Konfidenzintervall; unterschiedliche Buchstaben = signifikanter Unterschied zwischen den Praktiken; rote Linien = Grenzwerte für Signifikanzen zwischen Praktiken; $p < 0,01$; n = Anzahl der Beobachtungen; Wert in den Klammern = Studienanzahl

4 Ergebnisse der Analysen – Schutzgut Klima/Luft

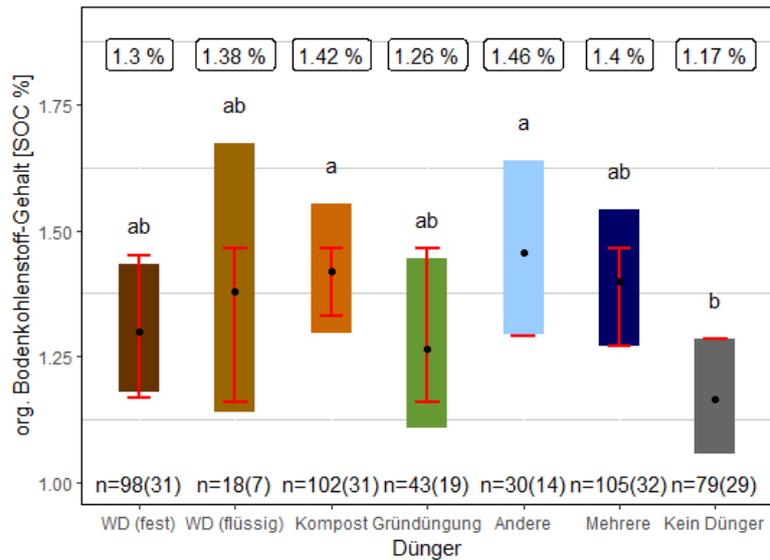


Abbildung 4.14 Modellierte Mittelwerte der organischen Bodenkohlenstoff-Gehalte in % nach verwendetem Dünger.

WD (fest) = Wirtschaftsdünger fest, WD (flüssig) = Wirtschaftsdünger flüssig, Andere = nicht den Kategorien zuzuordnende Dünger, Mehrere = mehrere, unterschiedlichen Düngekategorien angehörende Dünger. Punkt = Mittelwert; Balken = Konfidenzintervall; unterschiedliche Buchstaben = signifikanter Unterschied zwischen den Praktiken; rote Linien = Grenzwerte für Signifikanzen zwischen Praktiken; $p < 0,01$; n = Anzahl der Beobachtungen; Wert in den Klammern = Studienanzahl

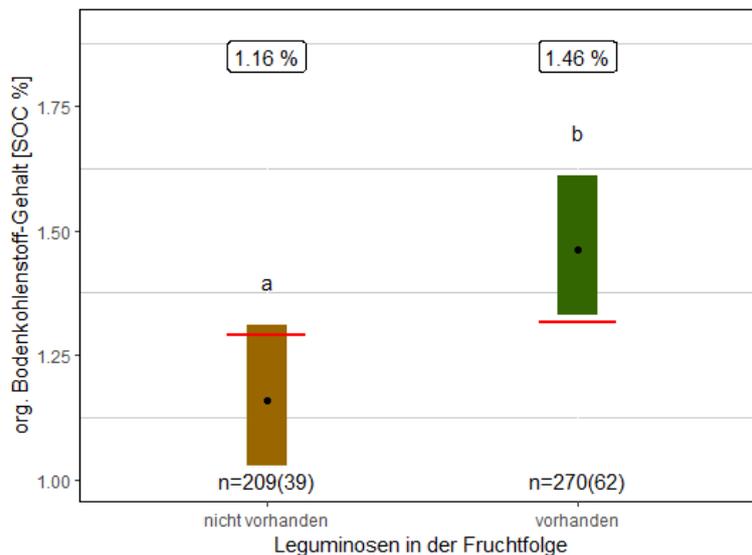


Abbildung 4.15 Modellierte Mittelwerte der organischen Bodenkohlenstoff-Gehalte in % nach dem Vorhandensein von Leguminosen in der Fruchtfolge.

Punkt = Mittelwert; Balken = Konfidenzintervall; unterschiedliche Buchstaben = signifikanter Unterschied zwischen den Praktiken; rote Linien = Grenzwerte für Signifikanzen zwischen Praktiken; $p < 0,01$; n = Anzahl der Beobachtungen; Wert in den Klammern = Studienanzahl

Organischer Bodenkohlenstoff-Vorrat [t/ha]

Der organische Bodenkohlenstoff-Vorrat ist eine wichtige Einheit, da hier nicht nur relative Unterschiede, sondern absolute Werte, und somit konkrete Beiträge zum Klimaschutz bestimmt werden können. Hier wurden in 17 Studien mit 72 Einzelbeobachtungen SOC-Vorratswerte angegeben. Hinzu kommt, dass der Bodenkohlenstoffvorrat aus dem Gehalt, der Lagerungsdichte und der Beprobungsmächtigkeit errechnet werden kann (1).

$$SOC - Vorrat = SOC - Gehalt * Lagerungsdichte * Beprobungsmächtigkeit$$

SOC-Vorrat in t/ ha; SOC-Gehalt in Prozent; Lagerungsdichte in g/cm³; Beprobungsmächtigkeit in cm

So konnten in dieser Arbeit SOC-Vorräte aus weiteren 25 Studien mit 120 Einzelbeobachtungen berechnet und dem Datensatz hinzugefügt werden (Tabelle 4.20). Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu beachten, dass einige SOC-Vorratsdaten, besonders die von uns errechneten, bereits in den Analysen zu SOC-Gehalten (4.4.2.1) untersucht wurden. Somit tauchen dieselben Datenpunkte, wenn auch in anderer Form, in beiden Analysen auf und sind demnach nicht als komplett voneinander getrennt zu verstehen. Die ermittelten SOC-Vorräte schwanken von 7,8 bis 178 Tonnen organischer Kohlenstoff pro Hektar (Mittelwert: 42,62 t/ha). Der direkte Vergleich dieser Werte ist nur bedingt sinnvoll, da sie aus unterschiedlichen Mengen an Boden berechnet wurden. Die Probenmächtigkeit reicht von 5 bis zu 73 cm. Die absolute Menge an organischem Kohlenstoff ist wie zu erwarten höher, je mehr Bodenmaterial untersucht wurde (nicht abgebildet). Um Vergleiche, auch zwischen unterschiedlicher Probenmächtigkeit zu ermöglichen, wurde die Menge an organischem Kohlenstoff auf die Menge an SOC pro Hektar und pro beprobten Zentimeter umgerechnet. Die so ermittelten Werte schwanken von 0,41 bis 11,86 t/ha/cm (Mittelwert: 2,33 t/ha/cm). Die Analyse des direkt in den Studien ermittelten SOC-Vorrats ergab, dass lediglich der Studieneffekt und die Beprobungstiefe einen Einfluss auf den Indikator haben (Tabelle 4.20). Ähnlich dem SOC-Gehalt, sinkt der SOC-Vorrat mit beprobter Bodentiefe. Da keine Bewirtschaftungspraktik eine Verbesserung des Modells darstellt, sind hierzu keine weiteren Analysen durchgeführt worden.

Tabelle 4.20: Modell für den Indikator organischer Bodenkohlenstoff-Vorrat (SOC t/ha/cm) und die Analysis of Variance (ANOVA) der Einflussfaktoren der Daten, die direkt in den Studien ermittelt wurden.

Modell: $\ln(\log(\text{SOC-Vorrat}(t/\text{ha}/\text{cm})) \sim \text{ID} + \text{Beprobungstiefe})$					
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F-Wert	Pr(>F)
ID	16	11.7976	0.73735	10.882	< 1.12e-11*
Beprobungstiefe	1	1.6267	1.62675	24.009	< 9.13e-06*
Residuen	54	3.6589	0.06776		

Bonferroni-korrigiertes Signifikanzniveau: *0,025

ID = Studie, Df = Freiheitsgerade, Sum Sq = summierte Quadrate, Mean Sq = quadratisches Mittel, Pr(>F) = p-Wert der F-Statistik. Modell: F-statistic: 11.65 on 17 and 54 DF, p-value: <1.717e-12, Adjusted R-squared: 0.7184

Wenn neben den direkt ermittelten Daten zusätzlich die aus dem organischen Bodenkohlenstoff-Gehalt errechneten hinzukommen ergibt sich ein anderes Modell (Tabelle 4.21). Auch hier sind die Einflüsse des Studieneffekts und der beprobten Bodentiefe die stärksten. Darüber hinaus führen auch die Bodenbearbeitung und der Anbau von Leguminosen zu einer Verbesserung des statistischen Modells. Der Verzicht auf Bodenbearbeitung zeigt höhere SOC-Vorräte als reduzierte, und konventionelle Bodenbearbeitung (Abbildung 4.16), jedoch ist keiner dieser Effekte signifikant. Anders als beim SOC-Gehalt, finden sich in Untersuchungen mit Fruchtfolgen ohne Leguminosen höhere SOC-Vorräte als mit Leguminosen. Auch dieser Effekt ist statistisch nicht signifikant.

Tabelle 4.21: Modell für den Indikator organischer Bodenkohlenstoff-Vorrat (SOC t/ha/cm) und die Analysis of Variance (ANOVA) der Einflussfaktoren der Daten, die direkt in den Studien ermittelt wurden und der aus den SOC-Vorratswerten errechneten

Modell: $\ln(\log(\text{SOC-Vorrat}(t/\text{ha}/\text{cm}))) \sim \text{ID} + \text{Beprobungstiefe} + \text{Bodenbearbeitungsverfahren} + \text{Leguminosen in der Fruchtfolge}$

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F-Wert	Pr(>F)
ID	41	42.216	1.02965	17.0478	< 2.2e-16*
Beprobungstiefe	3	1.919	0.63951	10.5883	2.509e-06*
Bodenbearbeitungsverfahren	4	0.886	0.22140	3.6656	0.007134*
Leguminosen in der Fruchtfolge	1	0.114	0.11429	1.8922	0.171117
Residuen	142	8.576	0.06040		

Bonferroni-korrigiertes Signifikanzniveau: *0,0125

ID = Studie, Df = Freiheitsgrade, Sum Sq = summierte Quadrate, Mean Sq = quadratisches Mittel, Pr(>F) = p-Wert der F-Statistik. Modell: F-statistic: 15.25 on 49 and 142 DF, p-value: <2.2e-16, Adjusted R-squared: 0.7852

4 Ergebnisse der Analysen – Schutzgut Klima/Luft

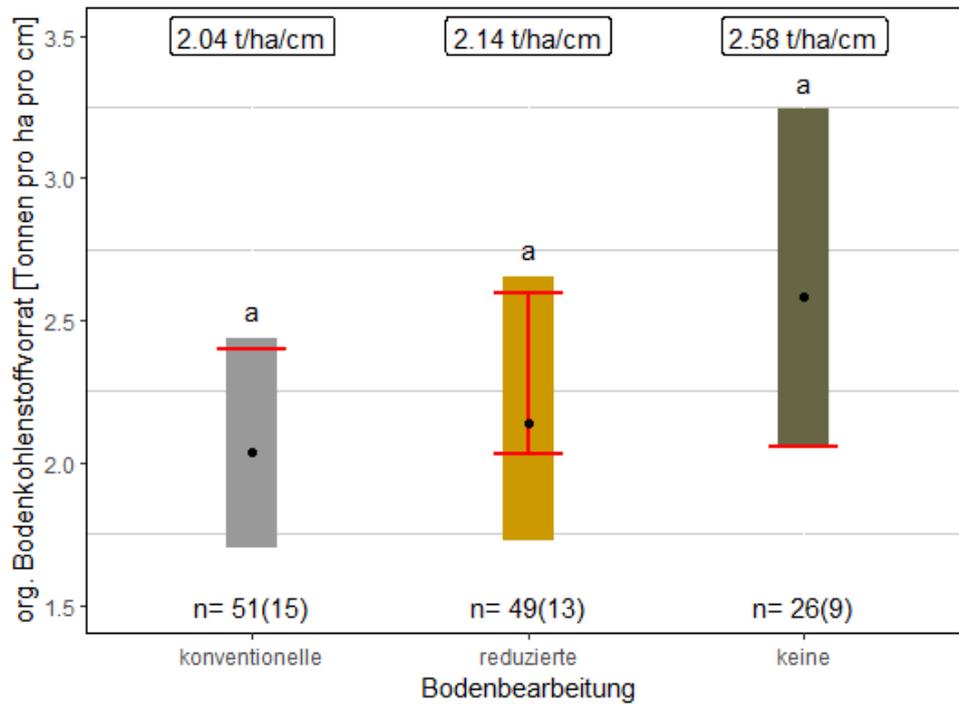


Abbildung 4.16 Modellierte Mittelwerte der organischen Bodenkohlenstoff-Gehalte in Tonnen pro Hektar und Zentimeter nach Bodenbearbeitungstyp.

Kategorisiert nach konventionelle (wendend), reduzierte (nicht-wendend bis 25 cm) und keine Bodenbearbeitung. Punkt = Mittelwert; unterschiedliche Buchstaben = signifikanter Unterschied zwischen den Praktiken; Balken = Konfidenzintervall; rote Linien = Grenzwerte für Signifikanzen zwischen Praktiken; $p < 0,0125$; n = Anzahl der Beobachtungen; Wert in den Klammern = Studienanzahl

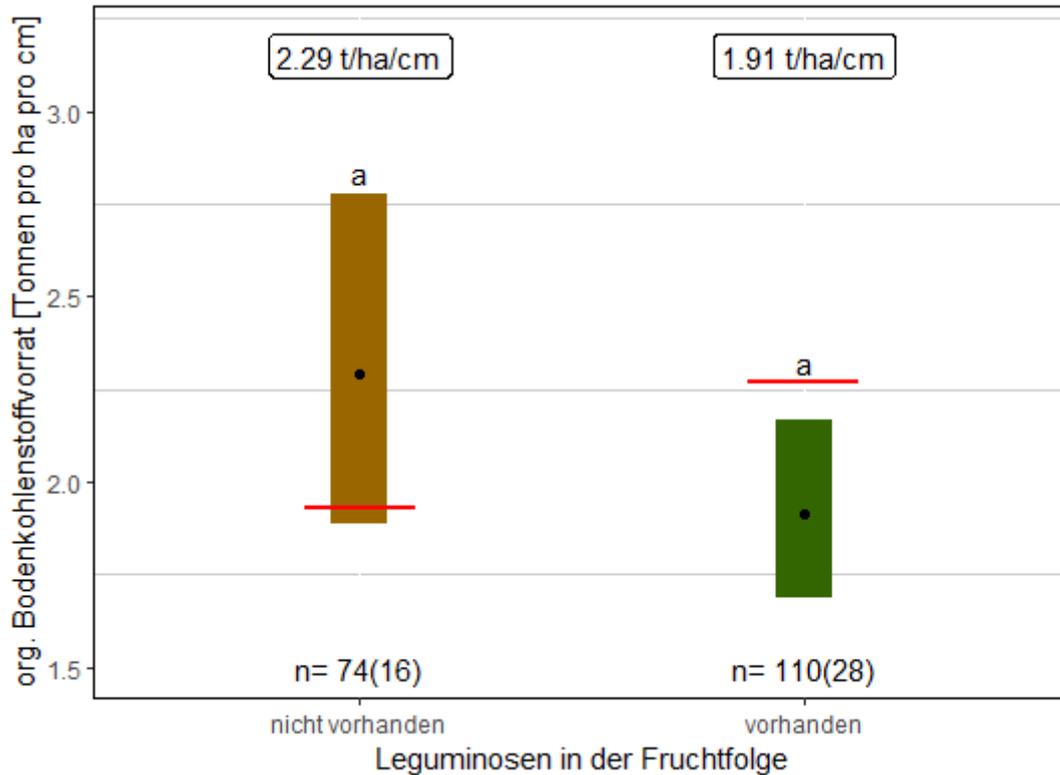


Abbildung 4.17 Modellierte Mittelwerte der organischen Bodenkohlenstoff-Vorräte in Tonnen pro Hektar und Zentimeter nach dem Vorhandensein von Leguminosen in der Fruchtfolge.

Punkt = Mittelwert; Balken = Konfidenzintervall; unterschiedliche Buchstaben = signifikanter Unterschied zwischen den Praktiken; rote Linien = Grenzwerte für Signifikanzen zwischen Praktiken; $p < 0,0125$; n = Anzahl der Beobachtungen; Wert in den Klammern = Studienanzahl

Organische Bodenkohlenstoff-Veränderung [jährliche SOC-Veränderung]

Die jährliche Veränderung des organischen Bodenkohlenstoffs ist ein wichtiger Indikator, um zu identifizieren, ob organischer Kohlenstoff gespeichert und somit ein Beitrag zum Klimaschutz geleistet wird, oder ob organischer Kohlenstoff verloren geht, was ein Beitrag zum Klimawandel darstellt. Sofern in den Studien vorhanden, wurde die prozentuale Veränderung des SOC aus SOC-Werten von Anfang und Ende der Versuche errechnet.

$$\text{jährliche SOC - Veränderung (\%)} = \frac{\left(\frac{\text{SOC} - \text{Endwert}}{\text{SOC} - \text{Anfangswert}} - 1\right)}{\text{Untersuchungsjahre}} * 100$$

Die Veränderung des organischen Bodenkohlenstoffs schwankt zwischen 28,3 % Verlust pro Jahr und 52,12 % jährlichem Zuwachs (Mittelwert: 4,33 % Zuwachs). Aus dem vorliegenden Datensatz lassen sich keine Effekte von Bewirtschaftungspraktiken ableiten. Lediglich der Studieneffekt hat einen Einfluss auf die jährliche Veränderung des organischen Bodenkohlenstoffs (Tabelle 4.22).

Tabelle 4.22: Modell für den Indikator Veränderung des organischen Bodenkohlenstoffs (jährliche SOC-Veränderung) und die Analysis of Variance (ANOVA) der Einflussfaktoren.

Modell: $\text{Im}(\text{SOC}(\text{jährliche Veränderung})) \sim \text{ID}$					
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F-Wert	Pr(>F)
ID	41	11632.7	283.725	6.4342	< 2.2e-16*
Residuen	162	7143.6	44.096		

Signifikanzniveau: *0,05

ID = Studie, Df = Freiheitsgrade, Sum Sq = summierte Quadrate, Mean Sq = quadratisches Mittel, Pr(>F) = p-Wert der F-Statistik. Modell: F-statistic: 6.434 on 41 and 162 DF, p-value: <2.2e-16, Adjusted R-squared: 0.5233

Kumulative Emissionen von Lachgas (N₂O)

Die gemessenen kumulativen Lachgasemissionen liegen zwischen 0,006 und 10,53 kg N₂O pro Hektar und Jahr, mit einem Mittelwert von 2,52 kg N₂O pro Hektar und Jahr. Das ermittelte lineare Modell ist in Tabelle 4.23 aufgeführt. Der Effekt der Bodenbearbeitung ist zwar signifikant, jedoch kann dieses Ergebnis aufgrund der geringen Datenlage (lediglich drei Studien haben direkte Vergleiche zur Bodenbearbeitung angestellt) nicht weiter ausgewertet werden.

Tabelle 4.23: Modell für den Indikator Lachgasemissionen (kumulative N₂O-Emissionen) und die Analysis of Variance (ANOVA) der Einflussfaktoren.

Modell: $\text{Im}(\log(\text{N}_2\text{O}(\text{kumulative Emissionen}))) \sim \text{ID} + \text{Bodenbearbeitungsverfahren}$					
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F-Wert	Pr(>F)
ID	13	65.936	5.0720	8.7444	4.551e-09*
Bodenbearbeitungsverfahren	3	6.928	2.3104	3.9833	0.01252*
Residuen	52	30.161	0.5800		

Bonferroni-korrigiertes Signifikanzniveau: *0,025

ID = Studie, Df = Freiheitsgrade, Sum Sq = summierte Quadrate, Mean Sq = quadratisches Mittel, Pr(>F) = p-Wert der F-Statistik. Modell: F-statistic: 7.852 on 16 and 52 DF, p-value: 5.685e-09, Adjusted R-squared: 0.6172

Kumulative Emissionen von Methan (CH₄), Kohlenstoffdioxid (CO₂), und Ammoniak (NH₃)

Aufgrund der geringen Datenlage zu den kumulativen Emissionen von Methan, Kohlenstoffdioxid und Ammoniak wurden hierzu keine statistischen Analysen durchgeführt (Tabelle 4.17). Methan wird meist im Kontext der Tierhaltung untersucht, ein Bereich, der in unserer Suche nicht aufgenommen wurde (vgl. Kapitel 3). Bodenbürtige Kohlenstoffdioxidemissionen werden häufig untersucht, um die Aktivität von Mikroorganismen zu bestimmen, jedoch selten im Kontext des Klimawandels. Die in Studien ermittelten Werte sind meist als Flussraten oder Konzentrationen in Inkubationsexperimenten gemessen und lassen sich nicht auf jährliche kumulative Emissionen umrechnen. Zu Ammoniakemissionen existieren im Freiland wenige Studien, da Messungen mit einigen methodischen

Schwierigkeiten verbunden sind. Ammoniak ist hochreaktiv, sodass viele herkömmlich verwendete Materialien nicht in Frage kommen, um Messungen durchzuführen. Für die Ziele dieser Arbeit war die Studienlage zu Kohlenstoffdioxid-, Methan- und Ammoniakemissionen zu gering.

4.4.3 Fazit

Den größten Einfluss auf die Schutzgutindikatoren hat der Studieneffekt. Die gemessenen Werte variieren stärker zwischen Studien als innerhalb von Studien. Dies kann auf eine Reihe an studienspezifischen Faktoren zurückgeführt werden. Untersuchungen in verschiedenen Studien zu der gleichen Bewirtschaftungspraktik unterscheiden sich in zahlreichen Aspekten, wie den untersuchten Standorten, klimatischen Bedingungen, Beobachtungsjahren, Messzeitpunkten, Messmethoden, Bewirtschaftungshistorien und in den weiteren angewandten Bewirtschaftungspraktiken. So können in zwei Studien, in denen beispielsweise die Bodenbearbeitung untersucht wird, gleichzeitig komplett unterschiedliche Düngeregime durchgeführt werden, was wiederum das Ergebnis beeinflussen kann. Ein weiterer Faktor, der das Ergebnis beeinflusst, jedoch nicht auf die untersuchte Praktik zurückzuführen ist, ist die Beprobungstiefe, die bei allen Indikatoren zum organischen Bodenkohlenstoff einen signifikanten Einfluss aufzeigt. Generell sind organische Bodenkohlenstoff-Gehalte und -Vorräte in oberen Bodenschichten höher.

Die von uns untersuchten Bewirtschaftungspraktiken haben jedoch auch einen Einfluss auf die Schutzgutindikatoren. Zwar konnten für die Bodenbearbeitung in dieser Arbeit keine signifikanten Effekte festgestellt werden, aber der Trend, dass ein Verzicht auf wendende Bodenbearbeitung einen positiven Einfluss auf den organischen Bodenkohlenstoff hat, findet sich auch in der Literatur wieder (Haddaway et al., 2017). Es ist jedoch zu beachten, dass durch wendende Bodenbearbeitung ein Austausch von oberen und unteren Bodenschichten stattfindet. Wenn dieser Aspekt im Studiendesign nicht berücksichtigt wird, können falsche Schlüsse für den Effekt der Bodenbearbeitung gezogen werden, da weniger eine Erhöhung, sondern eher eine Umverteilung des organischen Bodenkohlenstoffs beobachtet wird (Baker et al., 2007).

Aus der Literatur geht hervor, dass der Umfang und die Art der verwendeten Betriebsmittel einen großen Einfluss auf den organischen Bodenkohlenstoff haben (Bolinder et al., 2012). In den Ergebnissen dieser Arbeit sehen wir, dass der Düngertyp einen Einfluss haben kann. Der Verzicht auf Dünger resultiert in geringeren SOC-Gehalten, auch wenn dieser Trend nur bei wenigen Düngemitteln signifikant ist.

Die angebaute Fruchtfolge hat ebenfalls einen Einfluss auf organisches Material im Boden. Sowohl die Diversität der Fruchtfolge, als auch der Anbau von Zwischenfrüchten kann Bodenkohlenstoff fördern (Ouda et al., 2018; Poeplau und Don, 2015). In dieser Arbeit ist lediglich der Anbau von Leguminosen in der Fruchtfolge ein relevanter Faktor. Im Fall des SOC-Gehalts haben Leguminosen einen signifikant positiven, im Fall des SOC-Vorrats einen nicht-signifikant negativen Effekt. Dieser Unterschied ist vermutlich weniger auf den Leguminosenanbau an sich, sondern eher auf studienspezifische Unterschiede zurückzuführen.

N₂O-Emissionen sind abhängig von der mikrobiellen Aktivität im Boden und werden durch zahlreiche Bewirtschaftungspraktiken wie Düngeregime und Fruchtfolge beeinflusst (Butterbach-Bahl und Dannenmann, 2011). Aufgrund der geringen Datenlage konnten in der vorliegenden Arbeit keine Effekte zu Lachgasemissionen ermittelt werden. Zwar stellt die Bodenbearbeitung einen signifikanten Faktor dar, jedoch beruht dieser Wert auf lediglich drei Studieneinträgen und kann somit nicht als repräsentativ angesehen werden.

Fehlende Studien sind grundsätzlich ein großer Schwachpunkt dieser Arbeit. So fehlen auch zu CO₂, CH₄ und NH₃ Studien, um Analysen durchführen zu können. Ein weiteres Problem ist neben fehlenden Studien auch fehlende Daten. So sind zu vielen potentiellen Einflussfaktoren, wie Stickstoff- und

Kohlenstoffinputs, Fruchtfolgeninformationen oder auch der Bodenbearbeitungstiefe nicht ausreichend Daten vorhanden, um zuverlässige Analysen durchzuführen. Ein großer Vorteil von Metaanalysen ist die Möglichkeit, Praktiken auch über den standort- und studienspezifischen Kontext hinaus beurteilen zu können, und somit allgemeingültige Ergebnisse abzuleiten. Dies ist aber nur dann möglich, wenn genügend Daten vorhanden sind. Hinzu kommt, dass die durchgeführten Praktiken vergleichbar sein müssen, was nicht immer gegeben ist. Die fehlende Standardisierung von verwendeten Definitionen und Vorgehensweisen stellt somit ein weiteres Hindernis dar. Ein Beispiel hierfür ist die Bodenbearbeitung, wo der Begriff reduzierte Bodenbearbeitung je nach Publikation unterschiedlich verwendet wird: Um bestimmte Maschinen, bestimmte Bearbeitungstiefen, oder auch die Anzahl an Überfahrten zu beschreiben.

Die von uns gewählte Herangehensweise weist somit Schwächen auf und kann mit der aktuellen Studienlage keinen umfassenden Überblick über die Klimawirkung unterschiedlicher Bewirtschaftungspraktiken innerhalb des Ökolandbaus liefern. Dennoch lassen sich Trends ableiten, die größtenteils mit der bereits publizierten Forschung einhergehen. So konnten auch im Systemvergleich zwischen ökologischer und konventioneller Landwirtschaft die gleichen Klimavorteile des Ökolandbaus beobachtet werden, wie in bereits bestehenden Analysen (Sanders und Heß, 2019). Die in der Literatur und in dieser Arbeit als klimarelevant identifizierten Bewirtschaftungspraktiken sind ein wichtiger Bestandteil des Ökolandbaus. Schonende Bodenbearbeitung, die Verwendung organischer Dünger, sowie diverse Fruchtfolgen mit mehrjährigem Leguminosenanbau sind essentieller Bestandteil der ökologischen Bewirtschaftung und werden auch in der EU-Richtlinie im Kontext des Klimawandels erwähnt (siehe Bezugnahme zu den Produktionsvorschriften des ökologischen Landbaus). Inwiefern eine weitere Anpassung dieser grundlegenden Bewirtschaftungsmaßnahmen innerhalb des Ökolandbaus zum Klimaschutz beiträgt, lässt sich anhand unserer Ergebnisse nicht final beurteilen. Eine konkrete Ableitung für ein ergebnisorientiertes Honorierungssystem der Klimaleistungen des Ökolandbaus lässt diese Arbeit nicht zu. Weitere Forschung ist nötig, die sich spezifisch mit unterschiedlichen Bewirtschaftungspraktiken innerhalb des Ökolandbaus befasst. Zusätzlich sollten Definitionen und Vorgehensweisen der unterschiedlichen Praktiken in der Forschung standardisiert werden, um Vergleiche zwischen Studien zu vereinfachen.

Diese Arbeit bietet einige Hinweise auf Bewirtschaftungspraktiken, die das Potential haben einen positiven Einfluss auf das Klima zu haben. Der Verzicht auf eine wendende Bodenbearbeitung, die Verwendung von organischen Düngern und der Anbau von Leguminosen können mit höherem organischem Kohlenstoff einhergehen. Es zeigt sich jedoch, dass standortbedingte Faktoren einen großen Einfluss auf Klimaindikatoren haben, was allgemeingültige Beurteilungen einzelner Praktiken erschwert. Hinzu kommt, dass die aktuelle Studienlage nicht ausreicht, um anhand der hier verwendeten Methode ein ergebnisorientiertes Honorierungssystem zu gestalten. Hierfür bedarf es weiterer Forschung innerhalb des Ökolandbaus mit dem Fokus auf spezifischen, klar definierten Bewirtschaftungspraktiken.

4.5 Ressourceneffizienz

4.5.1 Kontext und Grundlagen

Die natürlichen Ressourcen sparsam und effizient zu nutzen, ist ein zentrales Anliegen des ökologischen Landbaus. So verfolgt gemäß der EU-Öko-Verordnung die ökologische Produktion das Ziel, die Energie und die natürlichen Ressourcen wie Wasser, Boden, organische Substanz und Luft verantwortungsvoll zu nutzen.

Dieses Ziel soll gemäß EU-Öko-Verordnung unter anderem durch die folgenden Grundsätze und Produktionsvorschriften erreicht werden:

Ein Grundprinzip des ökologischen Landbaus ist der weitgehend geschlossene Stoffkreislauf in vielseitig strukturierten Betriebssystemen, idealerweise in Verbindung von Pflanzenbau und Tierhaltung. Da sich in den letzten zwanzig Jahren auch die ökologischen Betriebe dem allgemeinen Trend folgend zunehmend spezialisiert haben, gibt es heute allerdings auch im ökologischen Landbau zahlreiche viehlose Marktfruchtbetriebe (mit offenen Stoffkreisläufen) oder Betriebe mit intensiven Stoffkreisläufen (Biogasbetriebe, spezialisierte Milchviehbetriebe).

Die dem Boden zugeführten Nährstoffe sind überwiegend organisch gebunden, um die Humus- und Nährstoffvorräte (und die Bodenfruchtbarkeit) zu erhöhen und die Pflanzen über die durch biologische Aktivität freigesetzten (mineralisierten) Nährstoffe zu ernähren. Eine besondere Bedeutung haben in diesem Zusammenhang Futter-, Körner- und/oder Zwischenfruchtleguminosen. Deren N_2 -Fixierleistung stellt den wichtigsten N-Input im ökologischen Pflanzenbau dar.

Der Einsatz zugelassener (nicht chemisch-synthetischer) Mineraldünger (z.B. Rohphosphate) erfolgt nach Boden- und Pflanzenbedarf generell auf einem deutlich niedrigeren Düngungsniveau als in konventionellen Systemen. Der Tierbesatz ist im ökologischen Landbau begrenzt und darf den Grenzwert von 170 kg N pro ha und Jahr landwirtschaftliche Nutzfläche nicht überschreiten. Die ökologischen Anbauverbände in Deutschland (Bioland, Demeter und Naturland) haben den Grenzwert auf 112 kg/ha Jahr gesetzt.

Die Ressourceneffizienz wurde am Beispiel der Stickstoffeffizienz (Stickstoffoutput, Stickstoffsaldo, Stickstoffeffizienz) im Pflanzenbau untersucht. Die Ergebnisse der Metaanalyse werden nachfolgend am Beispiel der Stickstoffeffizienz im Pflanzenbau (analysiert auf der Ebene der Fruchtfolge) dargestellt.

4.5.2 Schutzwirkungen ökologischer Bewirtschaftungspraktiken

N-Output

Der N-Output entspricht dem Stickstoffentzug je Hektar (Trockenmasseertrag x Stickstoffgehalt der Ernteprodukte).

Bei 115 Beobachtungen im Modell ergab sich, dass mit sieben Einflussgrößen 85% der Variabilität des N-Outputs erklärt werden können ($R^2 = 0,85$; adj. $R^2 = 0,77$; $F(38; 76) = 11,3$; $p < 0,001$). Anhand der Ergebnisse gehören zu den sieben wichtigsten Faktoren, die den N-Output beeinflussen, der Reihenfolge nach - N-Input, Düngerart, Fruchtartendiversität, Getreideanteil in der Fruchtfolge, Zwischenfrüchte und Bodenbearbeitung (Tabelle 4.24).

Tabelle 4.24: Modell für den Indikator N-Output der Fruchtfolge (FF) und die ANOVA der Bewirtschaftungspraktiken und Einflussfaktoren.

Modell: $\ln(\log(\text{N-Output})) \sim \text{ID} + \text{N-Input} + \text{Zwischenfrüchte} + \text{Düngerart} + \text{Fruchtartendiversität} + \text{Getreideanteil in FF} + \text{Bodenbearbeitung}$

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F-Wert	P	ges
ID	31	10,90	0,35	4,34	< 0,001	0,639
N-Input	1	3,20	3,30	39,48	< 0,001	0,342
Zwischenfrüchte	1	0,37	0,37	4,50	0,037	0,056
Düngerart	2	0,95	0,47	5,84	0,004	0,133
Fruchtartendiversität	1	0,53	0,53	6,52	0,013	0,079
Getreideanteil in FF	1	0,48	0,48	5,91	0,017	0,072
Bodenbearbeitung	1	0,13	0,13	4,34	0,216	0,020
Residuen	76	6,16	0,08			

ID = Beobachtung, Df = Freiheitsgrade, Sum Sq = Summenquadrate, Mean Sq = mittlere Abweichungsquadrate, Pr (>F) = p-Wert der F-Statistik, ges = Effektstärke

Ein signifikanter Einfluss auf den N-Output wurde bei folgenden kontinuierlichen Einflussgrößen festgestellt - N-Input (Abbildung 4.18a), Fruchtartendiversität (Abbildung 4.18b) und Getreideanteil in der Fruchtfolge (Abbildung 4.18c). Anhand der Ergebnisse bewirkt eine Veränderung des N-Inputs um 1 kg/ha somit eine 0,5 % Steigerung des N-Outputs. Eine Erhöhung der Fruchtartendiversität um eine effektive Art beim Shannon Index bewirkt eine Verringerung des N-Outputs um 20,1 %. Eine Erhöhung des Getreideanteils um 1 % führt ebenfalls zu einer Abnahme des N-Outputs um 1 %.

Zu den kategorischen Einflussgrößen bei N-Output gehören Zwischenfrüchte (Abbildung 4.18d), Düngerart (Abbildung 4.18e) und Bodenbearbeitung (Abbildung 4.18f), wobei die Bodenbearbeitung als nicht signifikante Einflussgröße im Modell ausgewertet wurde. Signifikant höherer N-Output wurde in den Fruchtfolgen ohne Zwischenfrüchte gefunden (92 kg/ha) im Vergleich zu den Fruchtfolgen mit Zwischenfrüchten (76 kg/ha). Auch zwischen den Kategorien der Düngerart wurden signifikante Unterschiede (organisch-mineralische Düngung - 109 kg/ha, organische Düngung - 84 kg/ha und Gründüngung - 66 kg/ha) festgestellt.

4 Ergebnisse der Analysen – Ressourceneffizienz

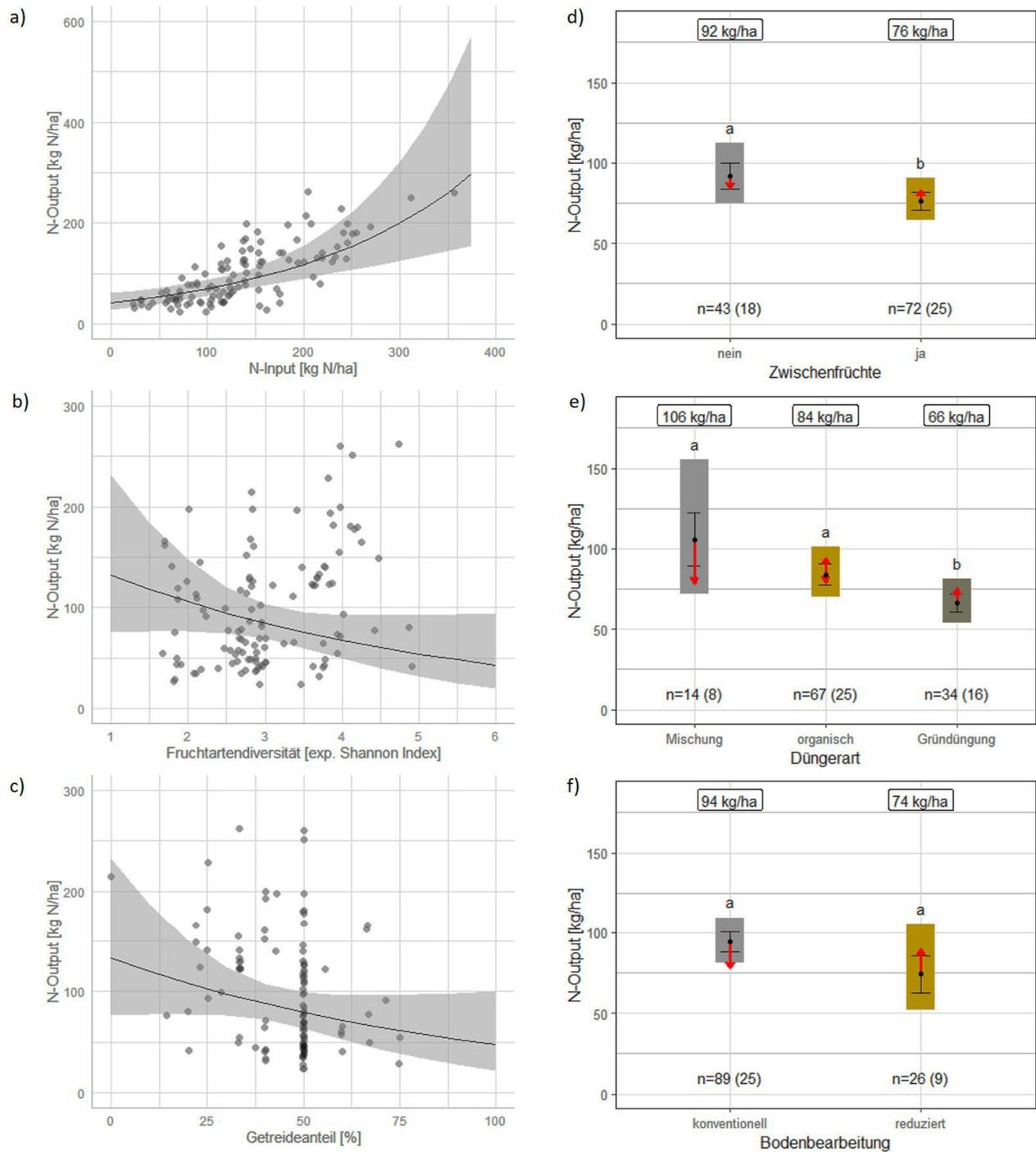


Abbildung 4.18: Auswirkung (a) des N-Inputs, (b) der Fruchtartendiversität und (c) des Getreideanteils in der Fruchtfolge (kontinuierlichen Einflussgrößen) sowie (d) der Zwischenfrüchte, (e) Düngerart und (f) Bodenbearbeitung (kategorische Einflussgrößen) auf den N-Output

Die angegebenen Zahlen sowie die Punkte mit Fehlerbalken repräsentieren die geschätzten, marginalen Mittelwerte +/- Standardfehler. Die Balken zeigen die 95% Konfidenzintervalle korrigiert mit der Sidak Methode für multiple Mittelwerte. Unterschiedliche Buchstaben und nicht überlappende Signifikanzpfeile zeigen Unterschiede gemäß Tukey Test mit $p \leq 5\%$. Die Tests erfolgten auf der logarithmischen Skala. Die Ergebnisse wurden anschließend zurücktransformiert. Angegeben ist jeweils auch die Anzahl der Datenpunkte im Modell sowie die Anzahl der damit berücksichtigten Studien.

N-Saldo

Bei 115 Beobachtungen im Modell ergab sich, dass mit acht erklärenden Variablen 83% der Variabilität im N-Saldo erklärt werden können ($R^2 = 0,83$; adj. $R^2 = 0,75$; $F(39; 75) = 9,7$; $p < 0,001$). Dabei hatten folgende Einflussgrößen den größten Einfluss auf den N-Saldo - N-Input, Rotationsdauer, N-Output, Zwischenfrüchte, Bodenbearbeitung, Leguminosenanteil in der Fruchtfolge und Düngerart (Tabelle 4.25).

Tabelle 4.25: Modell für den Indikator N-Saldo der Fruchtfolge und die ANOVA der Bewirtschaftungspraktiken und Einflussfaktoren.

<u>Modell:</u> Im (N-Saldo) ~ ID + N-Input + N-Output + Rotationsdauer + Bodenbearbeitung + Zwischenfrüchte + Leguminosenanteil MB + Düngerart						
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F-Wert	P	ges
ID	31	45684,20	1473,68	2,95	< 0,001	0,550
N-Input	1	27296,93	27296,93	54,69	< 0,001	0,422
N-Output	1	15827,33	15827,33	31,71	< 0,001	0,297
Rotationsdauer	1	17625,86	17625,86	35,31	< 0,001	0,320
Bodenbearbeitung	1	3708,30	3708,30	7,43	0,008	0,090
Zwischenfrüchte	1	4150,43	4150,43	8,32	0,005	0,100
Leguminosenanteil MB	1	3044,08	3044,08	6,10	0,016	0,075
Düngerart	2	3025,09	1512,55	3,03	0,054	0,075
Residuen	75	37437,50	499,17			

ID = Beobachtung, Leguminosenanteil MB = Anteil berechnet mit der Methode B, Df = Freiheitsgrade, Sum Sq = Summenquadrate, Mean Sq = mittlere Abweichungsquadrate, Pr (>F) = p-Wert der F-Statistik ges = Effektstärke

N-Input (Abbildung 4.19a), Rotationsdauer (Abbildung 4.19b), N-Output (Abbildung 4.19c) und Leguminosenanteil in der Fruchtfolge (Abbildung 4.19d) wurden als signifikante kontinuierliche Einflussgrößen ausgewertet. Eine Veränderung des N-Inputs um 1 kg/ha bewirkt somit eine 0,7% Steigerung des N-Saldos und eine entsprechende Veränderung des N-Outputs eine Reduktion des N-Saldos um 0,6%. Eine Erhöhung der Rotationsdauer um ein Jahr bewirkt eine Verringerung des N-Saldos um 19,0%. Eine Erhöhung des Leguminosenanteils um 1% führt ebenfalls zu einer Zunahme des N-Saldos um 0,6 Prozent. Die folgenden vier Grafiken zeigen diese Zusammenhänge.

Für den N-Saldo wurden in das Modell Bodenbearbeitung, Zwischenfrüchte und Düngerart als kategorische Einflussgröße aufgenommen. Ein signifikant höherer N-Saldo wurde in den Fruchtfolgen mit der konventionellen Bodenbearbeitung (45 kg/ha) gefunden. In Fruchtfolgen mit reduzierter Bodenbearbeitung betrug der N-Saldo 3 kg/ha (Abbildung 4.20a). Zwischenfrüchte hatten einen signifikanten Einfluss auf den N-Saldo. In Fruchtfolgen mit Zwischenfrüchten (Abbildung 4.20b) war der N-Saldo höher (34 kg/ha) als in der Fruchtfolge ohne Zwischenfrüchte (14 kg/ha). Gründüngung hat einen signifikant niedrigeren N-Saldo (12 kg/ha) im Vergleich zur organisch-mineralischen (32 kg/ha) und organischen Düngung (27 kg/ha) verursacht (Abbildung 4.20c).

4 Ergebnisse der Analysen – Ressourceneffizienz

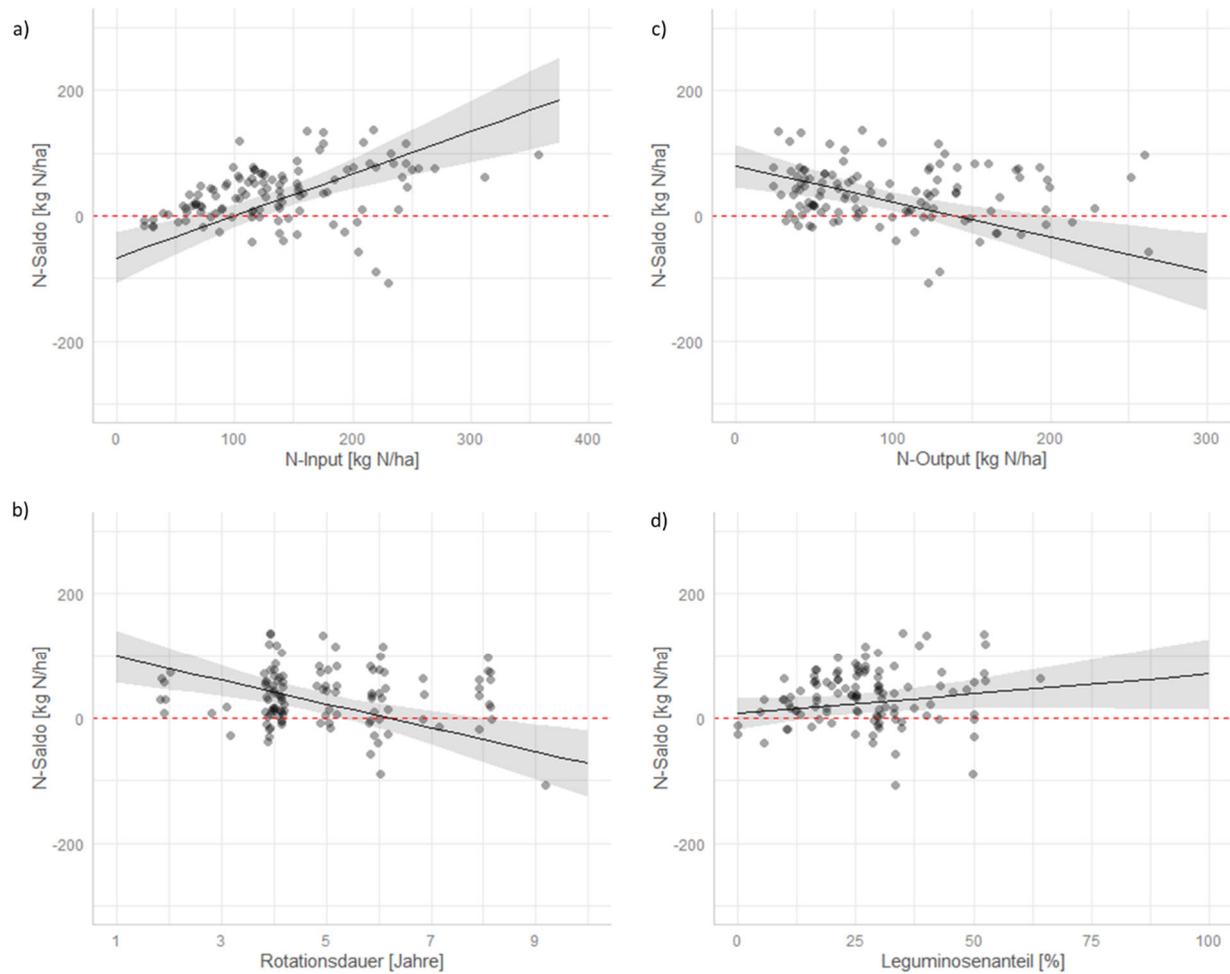


Abbildung 4.19: Auswirkung (a) des N-Inputs, (b) der Rotationsdauer, (c) des N-Outputs und (d) des Leguminosenanteils in der Fruchtfolge auf den N-Saldo.

4 Ergebnisse der Analysen – Ressourceneffizienz

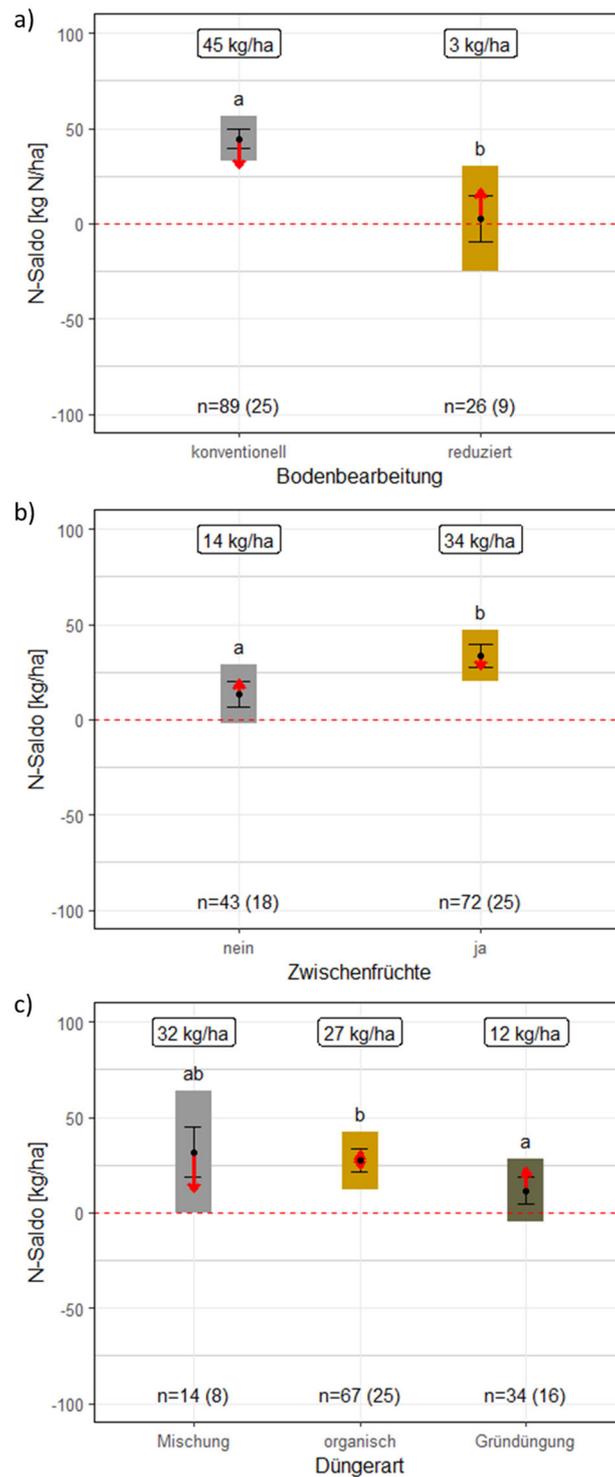


Abbildung 4.20: N-Saldo und kategoriale Einflussgrößen der (a) Bodenbearbeitung, (b) Zwischenfrüchte und (c) Düngerart.

Die angegebenen Zahlen sowie die Punkte mit Fehlerbalken repräsentieren die geschätzten, marginalen Mittelwerte \pm Standardfehler. Die Balken zeigen die 95% Konfidenzintervalle korrigiert mit der Sidak Methode für multiple Mittelwerte. Unterschiedliche Buchstaben und nicht überlappende Signifikanzpfeile zeigen Unterschiede gemäß Tukey Test mit $p \leq 5\%$. Die Tests erfolgten auf der logarithmischen Skala. Die Ergebnisse wurden anschließend zurücktransformiert. Angegeben ist jeweils auch die Anzahl der Datenpunkte im Modell sowie die Anzahl der damit berücksichtigten Studien.

N-Effizienz

Bei 115 Beobachtungen im Modell ergab sich, dass mit zehn erklärenden Variablen 68% der Variabilität der N-Effizienz erklärt werden können ($R^2 = 0,68$; adj. $R^2 = 0,49$; $F(41; 73) = 3,72$; $p < 0,001$). Den größten Einfluss auf die N-Effizienz hatte die Düngerart, gefolgt von Fruchtartendiversität, N-Input, Getreideanteil in der Fruchtfolge und Rotationsdauer (Tabelle 4.26).

Tabelle 4.26: Modell für den Indikator N-Effizienz der Fruchtfolge und die ANOVA der Bewirtschaftungspraktiken und Einflussfaktoren.

<u>Modell:</u> $\ln(\log(\text{NUE})) \sim \text{ID} + \text{Düngerart} + \text{N-Input} + \text{Zwischenfrüchte} + \text{Hackfrüchteanteil in FF} + \text{Fruchtartendiversität} + \text{Getreideanteil in FF} + \text{Rotationsdauer} + \text{Bodenbearbeitung} + \text{Bodentextur}$						
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F-Wert	P	ges
ID	31	11,88	0,38	3,98	< 0,001	0,628
Düngerart	2	0,85	0,42	4,40	0,016	0,108
N-Input	1	0,42	0,42	4,35	0,040	0,056
Zwischenfrüchte	1	0,19	0,19	2,01	0,161	0,027
Hackfruchtanteil in FF	1	0,38	0,38	3,97	0,050	0,052
Fruchtartendiversität	1	0,71	0,71	7,36	0,008	0,092
Getreideanteil in FF	1	0,37	0,37	3,84	0,054	0,050
Rotationsdauer	1	0,28	0,28	2,89	0,094	0,038
Bodenbearbeitung	1	0,14	0,14	1,43	0,236	0,019
Bodentextur	1	0,13	0,13	1,32	0,255	0,018
Residuen	73	7,02	0,10			

ID = Beobachtung, Df = Freiheitsgrade, Sum Sq = Summenquadrate, Mean Sq = mittlere Abweichungsquadrate, Pr (>F) = p-Wert der F-Statistik ges = Effektstärke

Die Zusammenhänge zwischen N-Effizienz und den kontinuierlichen Einflussgrößen (N-Input, Hackfruchtanteil in der Fruchtfolge, Fruchtartendiversität, Getreideanteil in der Fruchtfolge und die Rotationsdauer) sind in der Abbildung 4.21 dargestellt. Eine Veränderung des N-Inputs um 1 kg/ha bewirkt eine 0,2% Reduktion der N-Effizienz. Eine Erhöhung des Hackfruchtanteils um ein Prozent führt zu einer Erhöhung der N-Effizienz (NUE) um 2,1%. Eine Erhöhung der Fruchtartendiversität um eine effektive Art beim exp. Shannon Index bewirkt eine Verringerung der NUE um 25,5%. Eine Erhöhung des Getreideanteils um ein Prozent führt ebenfalls zu einer Abnahme der NUE um ein Prozent. Die Erhöhung der Rotationsdauer um ein Anbaujahr erhöht die N-Effizienz um 9,1%. Die folgenden fünf Grafiken zeigen diese Zusammenhänge.

Bei den kategorischen Einflussgrößen wurde ein signifikanter Unterschied in der N-Effizienz bei der Einflussgröße Düngerart (Mischung 95 %, organische Dünger 65% und Gründüngung 54%) gefunden. Bei den weiteren Einflussgrößen wurden keine signifikanten Unterschiede festgestellt (Abbildung 4.22).

4 Ergebnisse der Analysen – Ressourceneffizienz

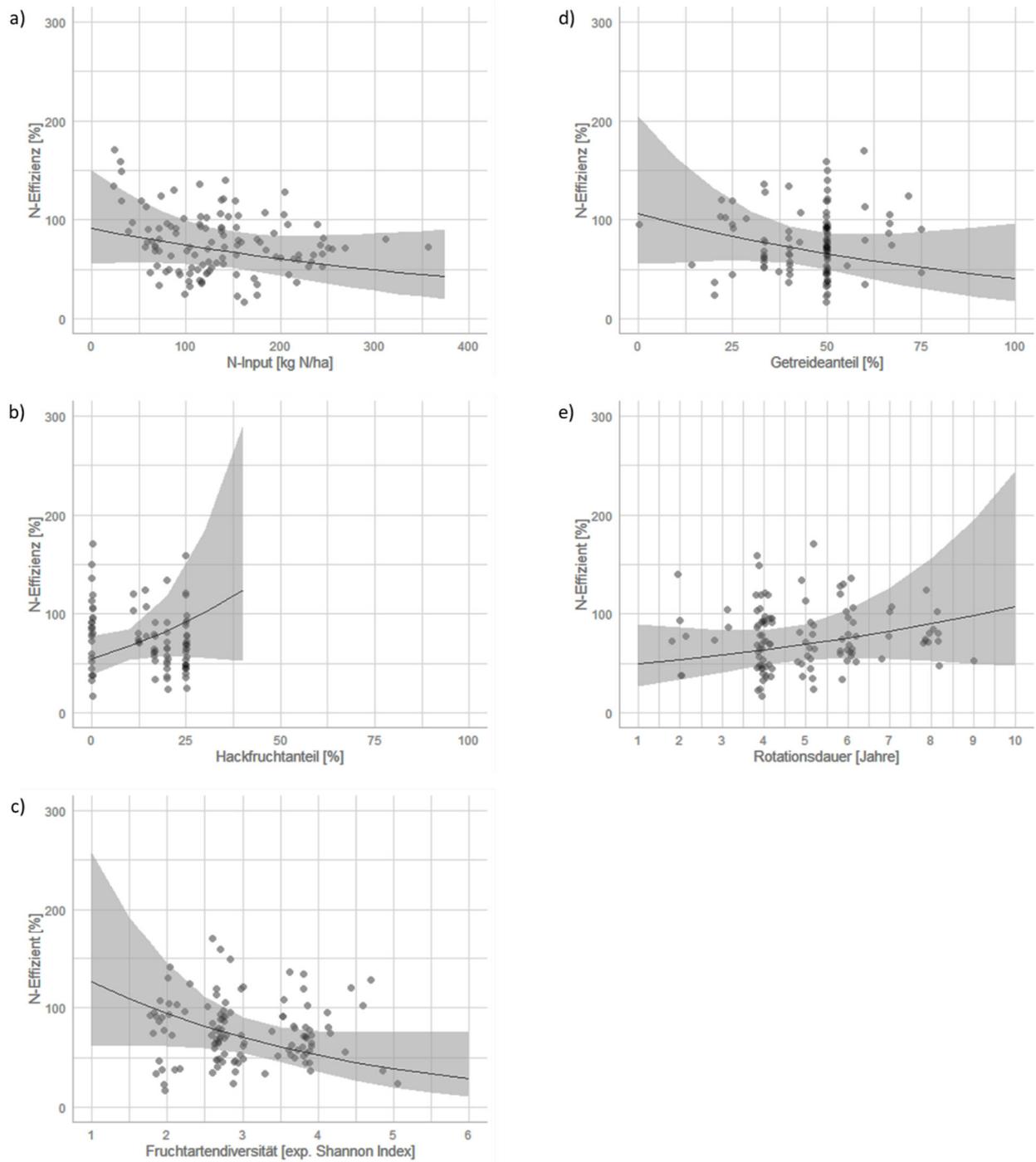


Abbildung 4.21: Auswirkung (a) des N-Inputs, (b) des Hackfruchtanteils in der Fruchtfolge, (c) der Fruchtartendiversität, (d) des Getreideanteils in der Fruchtfolge und (e) der Rotationsdauer auf N-Effizienz

4 Ergebnisse der Analysen – Ressourceneffizienz

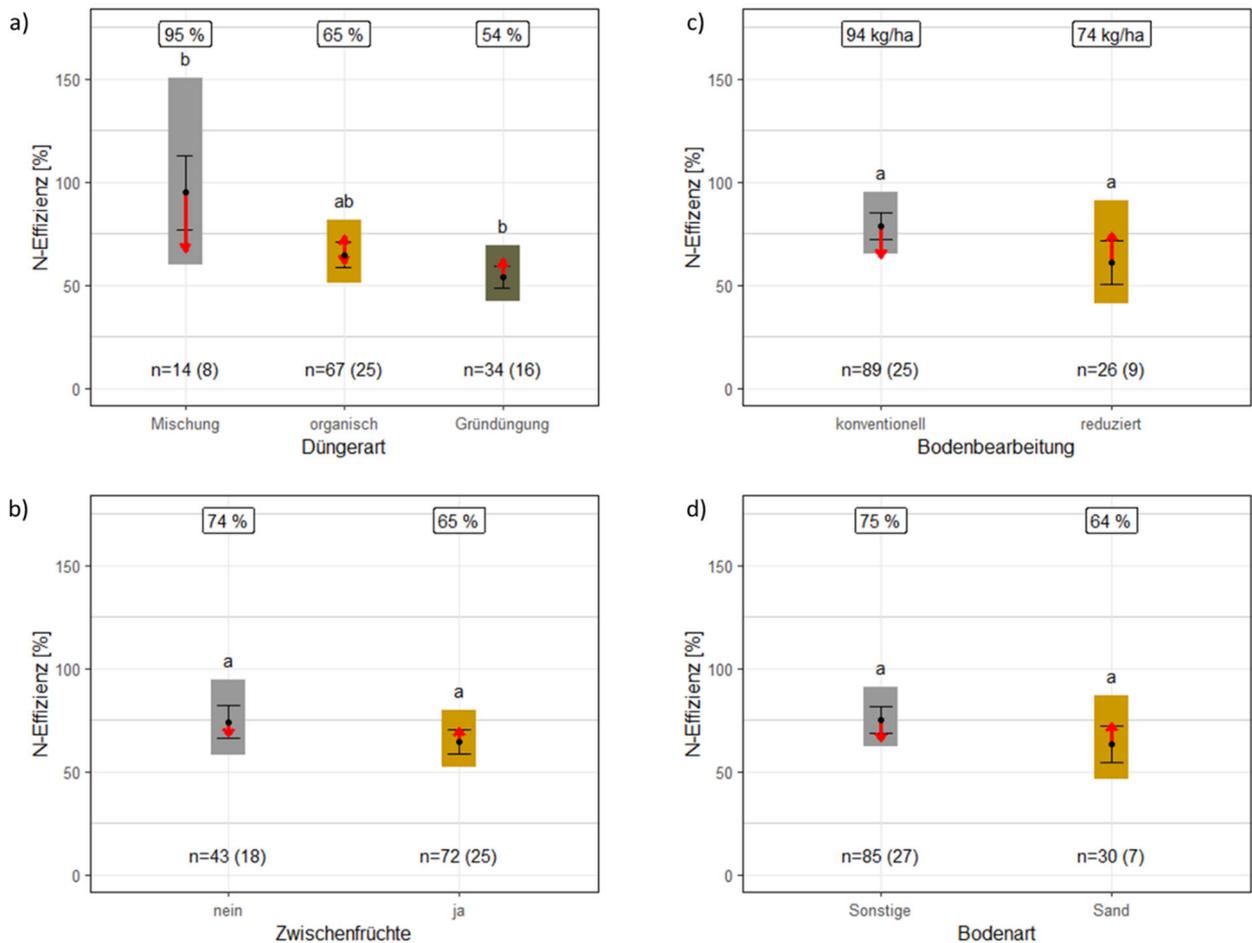


Abbildung 4.22: Auswirkungen (a) der Düngerart, (b) Zwischenfrüchte, (c) Bodenbearbeitung und (d) Bodenart auf die N-Effizienz

Die angegebenen Zahlen sowie die Punkte mit Fehlerbalken repräsentieren die geschätzten, marginalen Mittelwerte \pm Standardfehler. Die Balken zeigen die 95% Konfidenzintervalle korrigiert mit der Sidak Methode für multiple Mittelwerte. Unterschiedliche Buchstaben und nicht überlappende Signifikanzpfeile zeigen Unterschiede gemäß Tukey Test mit $p \leq 5\%$. Die Tests erfolgten auf der logarithmischen Skala. Die Ergebnisse wurden anschließend zurücktransformiert. Angegeben ist jeweils auch die Anzahl der Datenpunkte im Modell sowie die Anzahl der damit berücksichtigten Studien.

4.5.3 Fazit

N-Output

Mit dem vorliegenden Datensatz wird ein breites Spektrum von Fruchtfolge-, Bodenbearbeitungs- und Düngesystemen im ökologischen Landbau erfasst. Der N-Input variiert zwischen < 50 kg/ha bis über 350 kg/ha; es werden somit sehr unterschiedliche Intensitäten (von Low-Input- bis zu High-Input-Systemen) in ihrem Einfluss auf die N-Salden und die N-Effizienz abgebildet. Dies stimmt sehr gut mit der im Netzwerk der Pilotbetriebe⁴ festgestellten einzelbetrieblichen Variabilität der N-Inputs überein. In den ökologischen Pilotbetrieben betrug der N-Input auf dem Ackerland 103 bis 284 kg/ha, auf dem Grünland 35 bis 263 kg/ha (Schmid et al. 2022).

⁴ <http://www.pilotbetriebe.de/>

4 Ergebnisse der Analysen – Ressourceneffizienz

Mit dem N-Input steigt der N-Entzug stark an. Mit sehr geringem N-Input (extensive Systeme) können keine hohen Erträge und N-Entzüge erzielt werden. Sehr hohe N-Inputs durch Dünger und N₂-Fixierung ermöglichen auch unter den Bedingungen des ökologischen Landbaus sehr hohe N-Entzüge (> 200 kg/ha), die das Niveau konventioneller Systeme erreichen. Eine Strategie zur Steigerung der Ertragsfähigkeit und Produktivität ökologischer Systeme besteht daher in der optimalen Stickstoffversorgung der Kulturpflanzenbestände denn nicht selten ist Stickstoff ein ertragslimitierender Faktor im ökologischen Landbau (Lin et al. 2017).

Mit steigender Fruchtartendiversität sinkt der N-Entzug, ebenso mit zunehmendem Getreideanteil. Allerdings zeigt sich hierbei eine sehr hohe Variabilität. Die untersuchten ökologischen Fruchtfolgen haben zum Teil sehr hohe Getreideanteile (bis 75 %), die auch in der landwirtschaftlichen Praxis tatsächlich auftreten können, z.B. in spezialisierten ökologischen Marktfruchtbetrieben (Schmid et al. 2022). 75 % Getreide in der Fruchtfolge bedeuten, dass dreimal hintereinander Getreide angebaut wird, mit potenziell negativen phytosanitären Wirkungen und geringem Ertragspotenzial (ungünstige Vorfruchtwirkungen).

Eine hohe Fruchtartendiversität (vielfältige, artenreiche Fruchtfolge) kann die Ertragsstabilität und damit auch die N-Entzüge erhöhen und ist eine wichtige Maßnahme des klimaresilienten Pflanzenbaus (Risikominderung durch Diversität). Allerdings können die Ertrags- und N-Entzugspotenziale von Fruchtfolgen mit dem Indikator Fruchtartendiversität allein nicht hinreichend genau abgebildet werden, denn die verschiedenen Fruchtarten und Fruchtartengruppen (Getreide, Klee gras, Körnerleguminosen, ...) haben sehr unterschiedliche potenzielle Erträge und N-Entzüge.

Organische Düngung führt zu höheren N-Entzügen als Gründüngung; dies bestätigt Forschungsergebnisse, wonach ökologische Betriebssysteme mit Tierhaltung oder Biogasanlage (mit organischen Düngern) deutlich höhere Erträge und N-Entzüge erzielen als Marktfruchtbetriebe, die nur Gründüngung einsetzen (Bryzinski 2020).

N-Salden

Mit steigendem N-Input steigen die N-Salden. Bei geringem N-Input können negative N-Salden auftreten, allerdings wurden auch bei relativ hohen N-Inputs (bis über 200 kg/ha) zum Teil negative N-Salden festgestellt. Langfristig sollten negative N-Salden vermieden werden, denn sie können zur Abnahme der Boden-N-Vorräte führen (nicht nachhaltige Bewirtschaftung). Es wurden teilweise sehr hohe, für den ökologischen Landbau nicht systemtypische N-Salden von z.T. deutlich über 100 kg/ha ermittelt. In den ökologischen Pilotbetrieben betragen die N-Salden unter Praxisbedingungen -4 bis 72 kg/ha, allerdings auf Betriebsebene, nicht auf Fruchtfolgeebene (Schmid et al. 2022). Eine mögliche Ursache für die Diskrepanz zwischen den ausgewerteten Versuchsdaten (vorliegender Datensatz) und den Praxisdaten (Pilotbetriebe) kann darin bestehen, dass in den Versuchen mitunter auch praxisferne (nicht systemtypische) Düngeintensitäten und Fruchtfolgen geprüft werden, die so in der Realität nicht anzutreffen sind.

Aus den Daten ist zu schlussfolgern, dass standort- und fruchtfolgespezifisch ein Optimum des N-Inputs anzustreben ist, um hohe Erträge und N-Entzüge bei geringen N-Salden zu erreichen. Digitale Düngesysteme wie das sich in der Entwicklung befindliche System Web-Man (ein webbasiertes Nährstoffmanagement) können im ökologischen Landbau die N-Düngebedarfsermittlung unter Berücksichtigung von Boden- und Klimabedingungen, Ertragspotenzial und Zielertrag sowie N-Transfer in der Fruchtfolge unterstützen (Weckesser et al. 2022).

Die Ergebnisse in Abbildung 19 und 20 zeigen, dass die N-Salden von zahlreichen Einflussfaktoren abhängig sind. Eine Möglichkeit zur Minderung von N-Salden ist die Erhöhung des N-Entzugs (N-Output) ohne zusätzlichen N-Input, z.B. durch Vermeidung von Überdüngung, Nutzung von Fruchtfolgeeffekten und optimierte Bodenbearbeitung. Reduzierte Bodenbearbeitung führte zu geringeren N-Salden als

4 Ergebnisse der Analysen – Ressourceneffizienz

konventionelle Bodenbearbeitung; dies muss aber immer im Kontext der jeweiligen Standortbedingungen gesehen werden.

N-Effizienz

Es wurden sehr hohe, aber auch extrem niedrige N-Effizienzen gefunden. Mit steigendem N-Input geht die N-Effizienz zurück, das ist ein oftmals experimentell festgestellter Zusammenhang. Dies spricht dafür, dass standortbezogen ein bestimmter N-Input nicht überschritten werden sollte. Hohe Getreideanteile mindern, hohe Hackfruchtanteile in der Fruchtfolge steigern die N-Effizienz. Auch dieser Zusammenhang ist pflanzenbaulich gut zu interpretieren und plausibel. Hackfrüchte haben meist eine lange Vegetationszeit und können spät mineralisierten Stickstoff (aus organischer Düngung) gut verwerten.

Insgesamt gibt es sehr viele, sich überlagernde Einflussfaktoren auf die N-Effizienz, die immer auch im Kontext der jeweiligen Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen stehen. Daher ist es auch nicht möglich, allgemein abzuleiten, welches Bodenbearbeitungs-, Fruchtfolge- und Düngesystem die höchste N-Effizienz erzielt.

5 Diskussion und Schlussfolgerungen

Der ökologische Landbau gilt als eine besonders ressourcenschonende Wirtschaftsweise, die in besonderer Weise zum Schutz der Umwelt beiträgt. Untersuchungen zu den Umweltwirkungen der ökologischen Produktion weisen jedoch darauf hin, dass die Vorteile der ökologischen gegenüber der konventionellen Produktion je nach Managementpraxis im ökologischen Landbau erheblich voneinander abweichen können. Bisherige Untersuchungen zu Umwelt- und Klimawirkungen des ökologischen Landbaus hatten bislang jedoch häufig einen deskriptiven Charakter. Die Ursachen und Wirkungsmechanismen für differenzierte Umweltleistungen standen nicht im Vordergrund oder waren nicht Gegenstand der Analysen.

Vor diesem Hintergrund bestand das Ziel dieser Arbeit darin, mit Hilfe einer biometrischen Metaanalyse die Wirkungszusammenhänge zwischen unterschiedlichen ökologischen Bewirtschaftungspraktiken und der Erbringung von Umweltleistungen besser zu verstehen. Zudem sollten durch die Auswertung eines umfassenden Datensatzes Strategien zur weiteren Optimierung der Umweltwirkungen des ökologischen Landbaus und Empfehlungen für die landwirtschaftliche Praxis abgeleitet werden.

Generell sind die Ergebnisse und die Aussagekraft von Metaanalysen in hohem Maße von der Qualität und Verfügbarkeit der zugrundeliegenden Studien abhängig. In den Auswertungen zeigte sich, dass viele der als relevant angenommenen Einflussfaktoren nicht oder nur unzureichend in Versuchen geprüft wurden. In zahlreichen Publikationen sind zudem wichtige Einflussfaktoren (z.B. die Standortbedingungen oder die Anbaumaßnahmen) nicht hinreichend genau beschrieben, sodass diese Studien nicht oder nur eingeschränkt in die Auswertungen einbezogen werden konnten.

Als großer Nachteil hat sich auch erweisen, dass in Feldexperimenten zum Teil praxisferne Bewirtschaftungssysteme geprüft wurden, worunter die Aussagekraft leidet. Beispiele hierfür sind:

- gleiche Fruchtfolgen (und Leguminosen-Anteile) in ökologischen und konventionellen Varianten – meist aus versuchstechnischen Gründen, obwohl dies nicht der landwirtschaftlichen Praxis entspricht.
- Düngermengen, die nicht systemkonform sind, z.B. extrem hohe N-Zufuhren in ökologischen Varianten und höhere N-Gaben als in konventionellen Varianten, was nicht dem ökologischen Landbau entspricht.

Zudem gibt es bislang zu wenig Versuche, vor allem Dauerfeldversuche, in denen langfristige Wirkungen ökologischer Fruchtfolge-, Düngungs-, Anbau- und Betriebssysteme vergleichend analysiert werden. Beispiele für Dauerversuche mit ökologischen und konventionellen Varianten sind der DOK-Versuch in der Schweiz (Mäder 2020), der Systemversuch Viehhausen (Serdjuk et al. 2018, Mösl et al. 2022) oder der Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch Viehhausen (Winkhart et al. 2022) in Süddeutschland. Derartige Versuche sind extrem aufwändig, für die Analyse der Wirkungszusammenhänge aber unerlässlich.

Aufgrund der relativ geringen Studienzahl, die in die Auswertung mit einbezogen werden konnte, war es mit dem gewählten Ansatz nur bedingt möglich, die Wirkungszusammenhang zwischen ökologischen Bewirtschaftungspraktiken und dem Umfang erbrachter Umweltleistungen statistisch abgesichert zu erklären. Auch wenn die Robustheit der quantitativen Ergebnisse beschränkt ist, bestätigen die Resultate, dass von einzelnen Bewirtschaftungspraktiken im ökologischen Landbau - wie beispielsweise der Verzicht auf eine wendende Bodenbearbeitung oder der Anbau von legumen Zwischenfrüchten mit einer anschließenden Sommerung - eine höhere Schutzwirkung ausgeht. Darüber hinaus zeigen auch die Ergebnisse dieser Untersuchung, dass der ökologische Landbau zur Lösung von Umweltproblemen beiträgt, z.B. zur Reduzierung der Stickstoffüberschüsse und der damit verbundenen umwelt- und klimarelevanten Emissionen. Die Unabhängigkeit von mineralischem

5 Diskussion und Schlussfolgerung

Stickstoffdünger macht den ökologischen Landbau energieeffizienter und klimaschonender. Auch sind auf ökologisch bewirtschafteten Flächen, unter anderem durch den Verzicht auf chemisch-synthetische Pestizide und mineralische Stickstoffdüngemittel, mehr Arten und Individuen der Flora und Fauna zu finden als auf konventionell bewirtschafteten Flächen (u.a. Stein-Bachinger et al., 2021). Daher sollten weitere agrar- und umweltpolitische Maßnahmen ergriffen werden, um die ambitionierten Ziele – 30 % Anteil des ökologischen Landbaus bis 2030 – zu erreichen. Durch eine gezielte Förderung von Bewirtschaftungspraktiken, die über die gesetzlichen Öko-Mindestbedingungen hinausgehen, könnte die positive Wirkung des ökologischen Landbaus auf die Umwelt weiter erhöht werden.

Je schneller die Umstellung auf ökologischen Landbau erfolgt und je gezielter der ökologische Landbau gefördert wird, umso größer ist die Umweltentlastung. Zudem sieht die neue EU-Biodiversitätsstrategie für 2030 vor, den Einsatz chemischer Pestizide um 50 % und den mineralischen N-Düngeinsatz um 20% zur verringern sowie den Rückgang an bestäubenden Insekten umzukehren. Diese ambitionierten Ziele sind nicht ohne eine Ausweitung des ökologischen Landbaus zu erreichen.

In der Diskussion um den weiteren Ausbau des ökologischen Landbaus spielen die Erträge eine wichtige Rolle. Angesichts der weltweiten Krise der Lebensmittelversorgung wird ein weiterer Ausbau des ökologischen Landbaus von einigen Expert:innen kritisch gesehen (Kirchmann, 2016; Meemken und Qaim 2018). Grund hierfür ist, dass bei zurückgehenden Erträgen mehr Anbaufläche benötigt wird, die weltweit nicht zur Verfügung steht oder deren Erschließung hohe ökologische Kosten, z.B. durch Landnutzungsänderungen, nach sich ziehen könnte. Diesem Problem kann u.a. durch Veränderungen unseres Konsumverhaltens und Reduzierung der Lebensmittelverluste begegnet werden (Mueller et al. 2017). Systemvergleiche von Umwelt- und Klimawirkungen sollten daher nicht nur die Erträge bzw. die Auswirkungen der Agrarproduktion auf die Umwelt berücksichtigen, sondern auch weitere systemrelevante Parameter wie den Konsum auf globaler Ebene einbeziehen.

Literatur

- Albrecht, H., Mademann, S., Weikl, H. (2020) Development of the arable vegetation 23 years after conversion from conventional to organic farming - experiences from a farm-scale case study in southern Germany. *TUEXENIA* 40, 291-308. DOI: 10.14471/2020.40.005
- Alfoeldi, T.; Fliessbach, A.; Geier, U.; Kilcher, L.; Niggli, U.; Pfiffner, L. et al. (2002): Organic Agriculture and the Environment. In: N. El-Hage Scialabba und C. Hattam (Hg.): Organic agriculture, environment and food security. Environment and Natural Resources Series. Rome (4), S. 1–59.
- Armstrong-Brown, S. (1993): Organic farming and water pollution. In: *Journal of the Chartered Institution of Water and Environmental Management* (7), S. 586–590. Online verfügbar unter https://www.oieau.org/eaudoc/system/files/documents/5/25843/25843_doc.pdf.
- Armengot, L., Berner, A., Blanco-Moreno, J., Mäder, P., Sans, F. (2015) Long-term feasibility of reduced tillage in organic farming. *Agronomy for Sustainable Development* 35, 339-346. DOI: 10.1007/s13593-014-0249-y
- Askegaard, M.; Olesen, J. E.; Kristensen, K. (2005): Nitrate leaching from organic arable crop rotations: effects of location, manure and catch crop. In: *Soil Use and Management* 21 (2), S. 181–188. DOI: 10.1079/SUM2005315.
- Auerswald K, Fischer FK, Winterrath T, Brandhuber R (2019) Rain erosivity map for Germany derived from contiguous radar rain data, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 23, 1819–1832, <https://doi.org/10.5194/hess-23-1819-2019>
- Auerswald K, Kainz M, Fiener P (2003) Soil erosion potential of organic versus conventional farming evaluated by USLE modelling of cropping statistics for agricultural districts in Bavaria. *Soil Use and Management* 19(4):305-311. doi: 10.1079/SUM2003212
- Ball, M., Caldwell, B., Ditommaso, A., Drinkwater, L., Mohler, C., Smith, R., Ryan, M. (2019) Weed community structure and soybean yields in a long-term organic cropping systems experiment. *Weed Science* 67, 673-681. DOI: 10.1017/wsc.2019.44
- Barbieri, P., Pellerin, S. & Nesme, T. (2017) Comparing crop rotations between organic and conventional farming. *Sci Rep* 7, 13761. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-14271-6>
- Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (2022) Demonet-KleeLuzPlus. URL: <https://www.demonet-kleeluzplus.de> (zuletzt aufgerufen am: 12.10.2022)
- Benaragama, D., Shirliffe, S., Johnson, E., Duddu, H., Syrov, L. (2016) Does yield loss due to weed competition differ between organic and conventional cropping systems? *Weed Research* 56, 274-283. DOI: 10.1111/wre.12213
- Bengtsson, J., Ahnström, J., Weibull, A. (2005) The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a metaanalysis. *Journal of Applied Ecology* 42, 261-269. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x>
- Bergström, L.; Kirchmann, H.; Aronsson, H.; Torstensson, G.; Mattsson, L. (2008): Use Efficiency and Leaching of Nutrients in Organic and Conventional Cropping Systems in Sweden. In: H. H. Kirchmann und L. Bergström (Hg.): Organic Crop Production – Ambitions and Limitations. Dordrecht, The Netherlands: Springer, S. 143–159.
- Bioland e.V. (2022) Bioland-Richtlinien - Fassung vom 21./22. März 2022. URL: https://www.bioland.de/fileadmin/user_upload/Verband/Dokumente/Richtlinien_fuer_Erzeuger_und_Hersteller/Bioland-Richtlinien_2022_WEB_ES_01.pdf (zuletzt aufgerufen am: 13.10.2022)

Birkhofer, K., Wolters, V., Diekötter, T. (2014) Grassy margins along organically managed cereal fields foster trait diversity and taxonomic distinctness of arthropod communities. *Insect Conservation and Diversity* 7, 274-287. DOI: 10.1111/icad.12051

BMEL & BMU (2020): Nitratbericht 2020. Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit sowie für Ernährung und Landwirtschaft. Online verfügbar unter <https://www.bmuv.de/download/nitratberichte>.

Brandhuber R.; Hege U. (1991): Nitratbelastung des Sickerwassers unter Acker- und Grünlandnutzung viehhaltender Betriebe. Darmstadt (Umweltaspekte der Tierproduktion, 33). In: Kongreßband 1991, S. 203–208.

Bundesamt für Naturschutz (BfN) (2022) Neuauflage der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. URL: <https://www.bfn.de/neuauflage-der-nationalen-strategie-zur-biologischen-vielfalt> (zuletzt aufgerufen am: 01.09.2022)

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) (2022) Den Wandel gestalten! Zusammenfassung zum GAP-Strategieplan 2023 - 2027. URL: <https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Landwirtschaft/EU-Agrarpolitik-Foerderung/gap-strategieplan-kurzueberblick.pdf?blob=publicationFile&v=3> (zuletzt aufgerufen am: 05.09.2022)

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) (2007) Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. 179 S.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) (2019) Indikatorenbericht 2019 der Bundesregierung zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. URL: https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Pool/Broschueren/indikatorenbericht_2019_bf.pdf (zuletzt aufgerufen am: 01.09.2022)

Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (BMZ) (2022) Neue Biodiversitätsziele bis 2030. URL: <https://www.bmz.de/de/themen/biodiversitaet/hintergrund/neue-biodiversitaetsziele-66242> (zuletzt aufgerufen am: 01.09.2022)

Campiglia, E., Radicetti, E., Mancinelli, R. (2018) Floristic composition and species diversity of weed community after 10 years of different cropping systems and soil tillage in a Mediterranean environment. *Weed Research* 58, 273-283. DOI:10.1111/wre.12301

Clough, Y., Kirchweger, S., Kantelhardt, J. (2020) Field sizes and the future of farmland biodiversity in European landscapes. *Conservation Letters*. 13:e12752. <https://doi.org/10.1111/conl.12752>

Demeter e.V. (2022) Richtlinien 2022 Erzeugung und Verarbeitung. URL: https://www.demeter.de/sites/default/files/richtlinien/richtlinien_gesamt.pdf (zuletzt aufgerufen am: 13.10.2022)

Desmet, P., Cowling, R. (2004) Using the Species-Area Relationship to Set Baseline Targets for Conservation. *Ecology and Society*, 9:2, 23

Ditner, N., Balmer, O., Beck, J., Blick, T., Nagel, P., Luka, H. (2013) Effects of experimentally planting non-crop flowers into cabbage fields on the abundance and diversity of predators. *Biodiversity and Conservation* 22, 1049-1061. DOI: 10.1007/s10531-013-0469-5

Drinkwater, L. E.; Wagoner, P.; Sarrantonio, M. (1998): Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. *Nature*, 396(6708), 262-265. In: *Nature* 396 (6708), S. 262–265. DOI: 10.1038/24376.

Dudley N. & Alexander S. (2017) Agriculture and biodiversity: a review, *Biodiversity*, 18:2-3, 45-49, DOI: 10.1080/14888386.2017.1351892

Durchführungsverordnung (EU) 2021/1165 der Kommission vom 15. Juli 2021 über die Zulassung bestimmter Erzeugnisse und Stoffe zur Verwendung in der ökologischen/biologischen Produktion und zur Erstellung entsprechender Verzeichnisse (Text von Bedeutung für den EVR) (OJ L 253 16.07.2021, p. 13, ELI: http://data.europa.eu/eli/reg_impl/2021/1165/oj)

ECOVIN Bundesverband Ökologischer Weinbau e.V. (2019) Biodiversitäts Aktions Plan für Winzer - Maßnahmenkatalog zur Förderung der Biologischen Vielfalt. URL: https://www.business-biodiversity.eu/bausteine.net/f/8686/BAP_Deutsch.pdf?fd=3 (zuletzt aufgerufen am: 13.10.2022)

Europäisches Parlament (2018): Verordnung (EU) 2018/848 des Europäischen Parlaments und des Rates über die ökologische/biologische Produktion und die Kennzeichnung von ökologischen/biologischen Erzeugnissen sowie zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 834/2007 des Rates.

European Commission (Directorate-General for Environment) (2021) EU biodiversity strategy for 2030: bringing nature back into our lives. Publications Office of the European Union. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/677548>

Eyre, M., Labanowska-Bury, D., Avayanos, J., White, R., Leifert, C. (2009) Ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in an intensively managed vegetable crop landscape in eastern England. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 131, 340-346. DOI: 10.1016/j.agee.2009.02.006

Gabriel D., Sait S., Hodgson J, Schmutz U., Kunin W., Benton T. (2010) Scale matters: the impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales. *Ecol Lett* 13:858–869. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01481.x>

Gomiero, T.; Pimentel, D.; Paoletti, M. G. (2011): Environmental Impact of Different Agricultural Management Practices: Conventional vs. Organic Agriculture. In: *Critical Reviews in Plant Sciences* 30 (1-2), S. 95–124. DOI: 10.1080/07352689.2011.554355.

Haas, G. (2001): Organischer Landbau in Grundwasserschutzgebieten. Leistungsfähigkeit und Optimierung des pflanzenbaulichen Stickstoffmanagements. thesis. Universität Bonn.

Hallmann C., Sorg M., Jongejans E., Siepel H., Hofland N., Schwan H., Stenmans W., Müller A., Sumser H., Hörren T., Goulson D., de Kroon H. (2017) More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE* 12(10): e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>

Hamscher, G.; Mohring, S. A. I. (2012): Tierarzneimittel in Böden und in der aquatischen Umwelt. In: *Chemie Ingenieur Technik* 84 (7), S. 1052–1061. DOI: 10.1002/cite.201100255.

Happe, A.K., Riesch, F., Rösch, V., Gallé, R., Tscharncke, T., Batáry, P. (2018) Small-scale agricultural landscapes and organic management support wild bee communities of cereal field boundaries. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 254, 92-98. DOI: 10.1016/j.agee.2017.11.019

Heß, J. (1989): Kleegrassumbruch im Ökologischen Landbau. Dissertation. Universität Bonn. Institut für Pflanzenbau, Abteilung Bodenbearbeitung und angewandte Bodenphysik.

Hillenbrand, T.; Toussaint D.; Böhm E.; Fuchs, S.; Scherer, U.; Rudolphi, A.; Hoffmann, M. (2005): Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden. Analyse der Emissionspfade und möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen. Forschungsbericht 202 242 20/02. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau.

Hohbein, R., Conway, C. (2018) Pitfall traps: A review of methods for estimating arthropod abundance: Pitfall Traps: Estimating Arthropod Abundance. *Wildlife Society Bulletin* 42:1-10. DOI: 10.1002/wsb.928

Hole, D, Perkins, A., Wilson, J., Alexander, I., Grice, P., Evans, A. (2005) Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* 122, 113-130. DOI: 10.1016/j.biocon.2004.07.018

- Holsten, B.; Pfannerstill, M.; Trepel, M. (2016): Phosphor in der Landschaft: Management eines begrenzt verfügbaren Nährstoffes: Institut für Ökosystemforschung, Christian-Albrecht Universität zu Kiel.
- Irmeler, U., Koop, B., Schrautzer, J. (2020) Entwicklung der Lebensgemeinschaften nach der Umstellung vom konventionellen zum ökologischen Landbau. *Natur und Landschaft* 95, 253-262. DOI: 10.17433/5.2020.50153809.252-262
- José-María, L., Blanco-Moreno, J., Armengot, L., Sans, F. (2011) How does agricultural intensification modulate changes in plant community composition? *Agriculture Ecosystems & Environment* 145, 77-84. DOI: 10.1016/j.agee.2010.12.020
- Karlen DL, Andrews SS, Doran JW (2001) Soil quality: Current concepts and applications. In: Sparks DL (ed) *Advances in Agronomy*, 1. Auflage 74. s.l.: Elsevier textbooks, pp 1-40
- Kirchmann; H.; Bergström; L. (2001): Do Organic Farming Practices Reduce Nitrate Leaching? In: *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 32 (7-8), S. 997–1028. DOI: 10.1081/CSS-100104101.
- Kirchmann, H.; Katterer, T.; Bergstrom, L.; Borjesson, G.; Bolinder, M. (2016) Flaws and Criteria for Design and Evaluation of Comparative Organic and Conventional Cropping Systems. *Field Crops Res.* 2016, 186, 99–106, doi:10.1016/j.fcr.2015.11.006.
- KTBL (2015): *Faustzahlen für den Ökologischen Landbau*. Darmstadt.
- Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL) (2015) *Bodenbearbeitung und Bestellung – Definition von Bodenbearbeitungs- und Bestellsystemen*. Link: https://www.ktbl.de/fileadmin/user_upload/Artikel/Pflanzenbau/Bodenbearbeitung/Bodenbearbeitung_und_Bestellung_2015.pdf
- Kusche, D.; Hoppe, J.; Hupe, A.; Heß, J. (2019): *Wasserschutz*. In: J. Sanders und J. Hess (Hg.): *Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft*. Braunschweig (Thünen Report, 65), S. 59–91.
- LANUV (2007): *Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt - Literaturstudie: LANUV-Fachbericht 2*.
- Li, P., Kleijn, D., Badenhauer, I., Zaragoza-Trello, C., Gross, N., Raemakers, I., Scheper, J. (2020) The relative importance of green infrastructure as refuge habitat for pollinators increases with local land-use intensity. *Journal of Applied Ecology* 57, 1494-1503. DOI: 10.1111/1365-2664.13658
- Mader, V., Diehl, E., Fiedler, D., Thorn, S., Wolters, V., Birkhofer, K. (2017) Trade-offs in arthropod conservation between productive and non-productive agri-environmental schemes along a landscape complexity gradient. *Insect Conservation and Diversity* 10, 236-247. DOI: 10.1111/icad.12220
- Marja, R., Viik, E., Mänd, M., Phillips, J., Klein, A.-M., Batáry, P. (2018) Crop rotation and agri-environment schemes determine bumblebee communities via flower resources. *J Appl Ecol.* 55: 1714–1724. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13119>
- Meemken, E.; Qaim, M. (2018) *Organic Agriculture, Food Security, and the Environment*. In *Annual Review of Resource Economics*; Rausser, G., Zilberman, D., Eds.; 2018; Vol. 10, pp. 39–63 ISBN 1941-1340.
- Moher, D., Liberati, A., Tetzlaff, J., Altman, D. G. (2009) Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Metaanalyses: The PRISMA Statement. *Annals of Internal Medicine* 151, 264-270. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pmed.1000097>
- Mondelaers, K.; Aertsens, J.; van Huylenbroeck, G. (2009): A meta-analysis of the differences in environmental impacts between organic and conventional farming. In: *British Food Journal* 111 (10), S. 1098–1119. DOI: 10.1108/00070700910992925.

- Naturland - Verband für ökologischen Landbau e.V. (2022) Leitfaden Biodiversität auf Naturland Betrieben. URL: https://www.naturland.de/images/02_erzeuger/documents/naturland_leitfaden_biodiversitaet.pdf (zuletzt aufgerufen am: 13.10.2022)
- Niggli, U.; Schmid, O.; Stolze, M.; Sanders, J.; Schader, C.; Fließbach, A. et al. (2009): Gesellschaftliche Leistungen der Biologischen Landwirtschaft. In: FIBL Schweiz (Hg.): Fakten & Hintergründe.
- OECD (2012): Monetary costs and benefits of agriculture's impact on water systems. In: OECD Publishing (Hg.): Water Quality and Agriculture. Meeting the Policy Challenge. Paris: OECD Publishing.
- Outhwaite, C., McCann, P. & Newbold, T. (2022) Agriculture and climate change are reshaping insect biodiversity worldwide. *Nature* 605, 97–102. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-04644-x>
- Pfiffner, L., Ostermaier, M., Stoeckli, S., Müller, A. (2018) Wild bees respond complementarily to 'high-quality' perennial and annual habitats of organic farms in a complex landscape. *Journal of Insect Conservation* 22, 551-562. DOI: 10.1007/s10841-018-0084-6
- Piepho, H.P., Williams, E.R. and Madden, L.V. (2012), The Use of Two-Way Linear Mixed Models in Multitreatment Metaanalysis. *Biometrics*, 68: 1269-1277. <https://doi.org/10.1111/j.1541-0420.2012.01786.x>
- Piepho, HP. (2014) Network-meta analysis made easy: detection of inconsistency using factorial analysis-of-variance models. *BMC Med Res Methodol* 14, 61. <https://doi.org/10.1186/1471-2288-14-61>
- Power E., Kelly D., Stout J. (2012) Organic Farming and Landscape Structure: Effects on Insect-Pollinated Plant Diversity in Intensively Managed Grasslands. *PLoS ONE* 7(5): e38073. DOI:10.1371/journal.pone.0038073
- Raderschall, C., Lundin, O., Aguilera, G., Lindström, S., Bommarco, R. (2022) Legacy of landscape crop diversity enhances carabid beetle species richness and promotes granivores. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 340, 108191. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108191>
- Reidsma, P., Tekelenburg, T., van den Berg, M., Alkemade, R. (2006) Impacts of land-use change on biodiversity: An assessment of agricultural biodiversity in the European Union. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 114, 86-102. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.11.026>
- Ruhe, I.; Loges, R.; Taube, F. (2003): Stickstoffflüsse in verschiedenen Fruchtfolgen des ökologischen Landbaus – Ergebnisse aus dem CONBALE-Projekt Lindhof. In: Bernhard Freyer (Hg.): Ökologischer Landbau der Zukunft. Beiträge zur 7. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau. Wien. Universität für Bodenkultur (BoKu), S. 97–100. Online verfügbar unter <https://orgprints.org/id/eprint/4527/>.
- Ryan, M., Smith, R., Mirsky, S., Mortensen, D., Seidel, R. (2010) Management filters and species traits: Weed community assembly in long-term organic and conventional systems. *Weed Science* 58, 265-277. DOI: 10.1614/WS-D-09-00054.1
- Sanders J, Heß J (eds) (2019) Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft. 2. überarbeitete und ergänzte Auflage. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 398 p, Thünen Rep 65, DOI:10.3220/REPI576488624000
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2020) Global Biodiversity Outlook 5. Montreal. URL: <https://www.cbd.int/gbo/gbo5/publication/gbo-5-en.pdf> (zuletzt aufgerufen am 21.10.2022)
- Seufert, V.; Ramankutty, N. (2017): Many shades of gray—The context-dependent performance of organic agriculture. In: *Science Advances* 3 (3), S. 1–14. DOI: 10.1126/sciadv.1602638.
- Smith, O., Cohen, A, Reganold, J., Jones, M., Orpet, R., Taylor, J., Thurman, J., Cornell, K., Olsson, R., Ge, Y., Kennedy, C., Crowder, D. (2020) Landscape context affects the sustainability of organic

- farming systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 117, 2870-2878. DOI: 10.1073/pnas.1906909117
- Stein-Bachinger, K., Fuchs, S. (2012) Protection strategies for farmland birds in legume-grass leys as trade-offs between nature conservation and farmers' needs. *Organic Agriculture* 2, 145-162.
- Stein-Bachinger, K., Gottwald, F., Haub, A., Schmidt, E. (2021) To what extent does organic farming promote species richness and abundance in temperate climates? A review. *Organic Agriculture* 11, 1–12. <https://doi.org/10.1007/s13165-020-00279-2><https://doi.org/10.1007/s13165-020-00279-2>
- Stein-Bachinger, K., Preißel, S., Kühne, S., Reckling, M. (2022) More diverse but less intensive farming enhances biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution*. 37, 395-396. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2022.01.008>
- Stolze M, Piorr A, Häring A, Dabbert S (2000) The environmental impacts of organic farming in Europe. Stuttgart-Hohenheim: Inst. für Landwirtschaftliche Betriebslehre, Organic farming in Europe economics and policy 6
- Sutton, M. A. (2011): The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives. Unter Mitarbeit von Clare M. Howard, Jan Willem Erisman, Gilles Billen, Albert Bleeker, Peringe Grennfelt, Hans van Grinsven und Bruna Grizzetti. Cambridge: Cambridge University Press. Online verfügbar unter <https://ebookcentral.proquest.com/lib/kxp/detail.action?docID=691978>.
- Südbeck, P., Andretzke, H., Fischer, S., Gedeon, K., Schikore, T., Schröder, K., Sudfeld, C. (2005) Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell: Max-Planck-Inst. für Ornithologie, Vogelwarte Radolfzell, 792 S.
- Tasser, E., Rüdisser, J., Plaikner, M., Wezel, A., Stöckli, S., Vincent, A., Nitsch, H., Dubbert, M., Moos, V., Walde, J., Bogner, D. (2019) A simple biodiversity assessment scheme supporting nature-friendly farm management. *Ecological Indicators* 107, pp. 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105649>
- Thapa, R.; Mirsky, S. B.; Tully, K. L. (2018): Cover Crops Reduce Nitrate Leaching in Agroecosystems: A Global Metaanalysis. In: *J. Environ. Qual.* 47 (6), S. 1400–1411. DOI: 10.2134/jeq2018.03.0107.
- Thies, C., Schreiber, J., Flohre, A., Fischer, C., Tschardtke, T. (2010) Diversität, Produktivität und landwirtschaftliche Intensivierung. In: Hotes, S., Wolters, V. (Eds.), *Fokus Biodiversität. Wie Biodiversität in der Kulturlandschaft erhalten und nachhaltig genutzt werden kann.* oekom verlag, München, pp. 171-175.
- Tuck, S., Winqvist, C., Mota, F., Ahnström, J., Turnbull, L., Bengtsson, J., (2014) Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical metaanalysis. *Journal of Applied Ecology* 51, 746-755. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12219>
- Tuomisto, H. L.; Hodge, I. D.; Riordan, P.; Macdonald, D. W. (2012): Does organic farming reduce environmental impacts? - A metaanalysis of European research. In: *Journal of Environmental Management* 112, S. 309–320. DOI: 10.1016/j.jenvman.2012.08.018.
- Ulber, L., Steinmann, H., Klimek, S., Isselstein, J. (2009) An on-farm approach to investigate the impact of diversified crop rotations on weed species richness and composition in winter wheat. *Weed Research* 49, 534-543. DOI: 10.1111/j.1365-3180.2009.00722.x
- Vainio, A., Tienhaara, A., Haltia, E., Hyvönen, T., Pyysiäinen, J., Pouta, E. (2021) The legitimacy of result-oriented and action-oriented agri-environmental schemes: A comparison of farmers' and citizens' perceptions. *Land Use Policy* 107, 104358. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104358>
- Winqvist, C., Ahnström, J., Bengtsson, J. (2012) Effects of organic farming on biodiversity and ecosystem services: taking landscape complexity into account. *Ann N Y Acad Sci* 1249:191-203. DOI:10.1111/j.1749-6632.2011.06413.x

Anhang

A1	Studiensuche	98
A2	Kategorisierung der Daten.....	99
A3	Berechnung des Leguminosenanteils in einer Fruchtfolge	101
A4	Ergänzende Informationen zum Schutzgut Boden	104
A5	Ergänzende Informationen zum Schutzgut Wasser	108
A6	Ergänzende Informationen zum Schutzgut Biodiversität	110
A7	Ergänzende Informationen zum Schutzgut Klima/Luft	114
A8	Ergänzende Informationen zur Ressourceneffizienz.....	116

AI Studiensuche

Die Suchbegriffe wurden gemeinsam erarbeitet, um eine abgestimmte Studiensuche zwischen den Teilbereichen durchführen zu können (Tabelle A1.1).

Tabelle A1.1 Auflistung der verwendeten Suchbegriffe bei der Literatursuche in Web of Science.

*: der Begriff kann außerdem um eine beliebige Anzahl an Zeichen erweitert werden

Bewirtschaftungspraxis	AND	Schutzgut	AND	Indikatoren
TS= (organic* NEAR/I (farm* OR agriculture* OR manag* OR practice* OR hortic* OR crop*)) OR (biologic* NEAR/I (farm* OR agriculture* OR manag* OR practice* OR hortic* OR crop*)) OR (ecologic* NEAR/I (farm* OR agriculture* OR manag* OR practice* OR hortic* OR crop*))		LfL: *soil*		LfL: (erosion OR "soil loss*" OR *USLE OR flood* OR runoff OR infiltration OR aggregate stability))
		ZALF: (*biodiv* OR "biological diversity" OR "species diversity" OR "species richness")		ZALF: ("species richness" OR abundance))
		UKW: ("water"OR "groundwater" OR "water contamination" OR "water protection area" OR "water protection")		UKW: ("NO3" OR "nitrate" OR "N" OR "nitrogen" OR "leaching loss*" OR "leach*" OR "environmental impact" OR "environmental benefit"))
		JLU: *soil*		JLU: ("nitrous oxide" OR N2O OR methane OR CH4 OR SOC OR CO2 OR C OR ammonia OR NH3 or carbon))
		TUM: *nitrogen*		TUM: (nitrogen OR N OR energy) AND (efficienc* OR use-efficienc* OR balance* OR input* OR output* OR surplus* OR NUE OR EUE))

A2 Kategorisierung der Daten

Bodenbearbeitung

Die Kategorisierung der Bodenbearbeitung folgte dem Prinzip des KTBL (2015). Jedoch wird dort die nicht-wendende Bodenbearbeitung in zwei Unterkategorien eingeteilt: nicht-wendende Systeme mit krumentiefer Lockerung auf 25 cm, und Systeme ohne Lockerung mit einer Arbeitstiefe bis 15 cm. Für unsere Arbeit mussten diese zu Unterkategorien zu einer Kategorie (reduzierte Bodenbearbeitung) zusammengeführt werden, da die Studieninformation nur selten eine solche Unterscheidung zuließ.

Kategorien:

- Konventionelle Bodenbearbeitung: wendend; bis 35 cm
- Reduzierte Bodenbearbeitung: nicht wendend; bis 25 cm
- Keine Bodenbearbeitung

Düngung

Kategorien:

- Wirtschaftsdünger (fest)
- Wirtschaftsdünger (flüssig)
- Gründüngung
- Kompost
- Gärreste
- Mineraldünger
- Mehrere Düngemittel
- Kein Dünger

Fruchtartendiversität

Für den Vergleich von unterschiedlichen Fruchtfolgen existiert kein einheitliches Verfahren; jedoch gibt es mehrere Herangehensweisen, wie die von Barbieri et al. (2017), die auch als Orientierung für die vorliegende Arbeit diente. Dort wird aus jeder Fruchtfolge ein Diversitätsindex (Shannon Index) bestimmt, um die unterschiedlichen Fruchtfolgen miteinander vergleichen zu können. Hierfür werden alle angebauten Hauptfrüchte in Unterkategorien eingeteilt. In dieser Arbeit wurden folgende Fruchtartenkategorien definiert (diese variieren leicht zwischen den Schutzgütern)

Kategorien:

- Getreide
- Getreide-Körnerleguminosen-Gemenge
- Mais
- Öl- und Faserpflanzen
- Hackfrüchte
- Körnerleguminosen

A3 Berechnung des Leguminosenanteils in einer Fruchtfolge

- Futterleguminosen und -gemenge
- Ackerfutter (ohne Leguminosen)
- Gemüse
- Andere

Zwischenfrucht / Untersaat

Zwischenfrüchte sowie Untersaaten werden als eigene Kategorie aufgeführt, unabhängig davon welche Feldfrucht angebaut wurde. Der Shannon-Index wurde nach Formel (1) berechnet. Somit erhält jede Fruchtfolge einen Wert, der die Diversität widerspiegelt.

$$H = - \sum_{i=1}^s p_i \ln(p_i) \quad (1)$$

H = Shannon-Index,

s = vorkommende Fruchtartenkategorien,

i = individuelle Fruchtartenkategorie,

p_i = Anteil der Feldfrüchte in Fruchtartenkategorie i in der gesamten Fruchtfolge

A3 Berechnung des Leguminosenanteils in einer Fruchtfolge

Da in der aktuellen Literatur kein einschlägiges Vorgehen zur Definition bzw. Berechnung des Leguminosenanteils in einer Fruchtfolge zu finden ist, wurde für die Erfassung des Leguminosenanteils zur metaanalytischen Auswertung definierte Vorgehensweisen erarbeitet, um so die Wirkung des Leguminosenanteils auf die unterschiedlichen Leistungsbereiche zu untersuchen. Hierfür wurden zwei Methoden erarbeitet:

Methode A

Diese Methode dient dazu, auch Studien auswerten zu können, in welchen wenigen Informationen über die genaue Zusammensetzung der Fruchtfolge kommuniziert werden. Hierfür wird die Anzahl an vorkommenden legumen Feldfrüchten durch die Anzahl an gesamten Feldfrüchten geteilt.

$$\frac{(\text{Anzahl legumer Kultur})}{(\text{Anzahl aller Kulturen})} \times 100$$

Diese Methode erlaubt eine Analyse, unterscheidet jedoch nicht zwischen Hauptkultur, Zwischenfrucht oder Untersaat, und auch nicht zwischen unterschiedlichen Leguminosenarten. Somit kann dies zu großen Fehleinschätzungen des tatsächlichen Leguminosenanteils führen.

Methode B

Diese Methode dient dazu einen möglichst akkuraten Leguminosenanteil zu bestimmen. Jedoch sind die notwendigen Informationen zur Berechnung in wenigen Studien kommuniziert. Die Leguminosenarten können in vier Kategorien unterteilt werden. Feinleguminosen in Reinsaat, Feinleguminosen im Grasgemenge, Körnerleguminosen sowie Körnerleguminosen-Getreidegemenge. Das KTBL 5 (2015) nennt für die verschiedenen legumen Hauptfrüchte Faustzahlen der N-Fixierungsmenge pro Hektar und Jahr. Tabelle I zeigt die vier Kategorien sowie ihre durchschnittliche Fixierungsleistung. Der Leguminosenanteil einer Fruchtfolge kann sich allerdings neben den legumen Hauptfrüchten, auch aus legumen Untersaaten und Zwischenfrüchten zusammensetzen, die besonders in ökologisch bewirtschafteten Marktfruchtbetrieben für die Stickstoffversorgung der Hauptkulturen genutzt werden. Faustzahlen zur Fixierungsleistung unterschiedlicher legumer Zwischenfrüchte werden ebenfalls vom KTBL (2015) angegeben und sind in Tabelle I dargestellt. Für legume Untersaaten sind in der Literatur keine Daten zur Fixierungsleistung aufzufinden. Hier wird von einer ähnlich hohen N₂-Bindung wie bei den Zwischenfrüchten ausgegangen.

Durch Tabelle I wird ersichtlich, dass der Stickstoffeintrag in das landwirtschaftliche System durch die verschiedenen Leguminosenarten bzw. die verschiedenen Kategorien unterschiedlich hoch ist. Für die Berechnung des N-fixierungsbasierten Leguminosenanteils einer Fruchtfolge wurden Faktoren, die die Stickstofffixierungsleistung der verschiedenen Kategorien widerspiegeln, verwendet. Die höchste Fixierungsleistung mit durchs. 245 kg N/ha erbringen Feinleguminosen in Reinsaat. Dieser Wert wurde als Fixierungsfaktor I definiert. Alle weiteren Kategorien werden ins Verhältnis dazu gesetzt. Beispielsweise fixieren Feinleguminosen im Grasgemenge durchs. 166 kg N/ha woraus sich der Faktor 0,68 ergibt (166/245). So können für alle Kategorien Fixierungsfaktoren berechnet werden, welche in Tabelle I abgebildet sind.

⁵ KTBL (2015): Faustzahlen für den Ökologischen Landbau. Darmstadt, Seite 122f

Tabelle A3.1: Leguminosenarten und ihre durchschnittliche N-Fixierungsleistung je legume Fruchtartenkategorie sowie die dazugehörigen Fixierungsfaktoren.

Fruchtart	durchs. N-Fixierung in kg/ha	Fixierungsfaktor
Feinleguminosen in Reinsaat		
Kleearten	245	1
Klee-Luzerne-Gemenge		
Luzerne, Serradella, Esparasette 100:0		
Feinleguminosen im Grasgemenge		
Kleegrass-Gemenge (30:70, 50:50, 70:30)	166	0,68
Luzerne-Gras (30:70, 50:50, 70:30)		
Körnerleguminosen in Reinsaat		
Ackerbohne	134	0,55
Erbse		
Linse		
Lupine blau		
Lupine gelb		
Lupine weiß		
Sojabohne		
Wicke		
Körnerleguminosen-Gemenge		
Körnerleguminosen-Getreide-Gemenge		
Körnerleguminosen-Getreide-Gemenge (30:70, 50:50, 70:30)	111	0,45
legume Zwischenfrüchte		
Körnerleguminosen	44	0,2
Feinleguminosen		
Landsberger Gemenge		
Wickroggen		
Leguminosen-Nichtleguminosen-Gemenge		

Vorgehen bei der Berechnung

Wie in Anhang A2 Fruchtartendiversität dargestellt, werden in der Datenmatrix für das Projekt UGÖ 2 die Fruchtartenkategorien der untersuchten Fruchtfolge jeder Variante einer Studie erfasst. Diese Daten sollen neben der Darstellung der Diversität einer untersuchten Variante auch dazu dienen den Leguminosenanteil zu berechnen. Für Zwischenfrüchte und Untersaaten wird zunächst die Gesamtanzahl in der Fruchtfolge und in einem zweiten Schritt die Anzahl legumer Zwischenfrüchte und Untersaaten bestimmt. Für die gesamte Fruchtfolge kann mittels dieser Daten sowie der zuvor festgelegten Faktoren der prozentuale Leguminosenanteil basierend auf der Fixierungsleistung mit folgender Formel berechnet werden:

$$\frac{\sum (\text{Anzahl legumer Kultur je Fruchtartenkategorie} \times \text{spezifischen Fixierungsfaktor})}{(\text{Anzahl Hauptkultur} + \text{Anzahl Zwischenfrucht} + \text{Anzahl Untersaaten})} \times 100$$

A3 Berechnung des Leguminosenanteils in einer Fruchtfolge

Bei den Untersaaten und Zwischenfrüchten sind folgende Regeln bei der Erfassung der Anzahl zu beachten.

- Untersaaten, die ausschließlich als Untersaat stehen, zählen zur Kategorie Untersaat mit I
- Untersaaten, die zur Hauptfrucht werden, zählen zur Kategorie Untersaat mit I und zur Kategorie Hauptkultur mit I; NICHT aber zur Kategorie Zwischenfrucht
- Untersaaten, die zur Zwischenfrucht werden, zählen zur Kategorie Zwischenfrucht mit I und zur Kategorie Untersaat mit I
- Zwischenfrüchte, welche nach der Hauptkultur eingesät werden, zählen zur Kategorie kurze Zwischenfrucht mit I

A4 Ergänzende Informationen zum Schutzgut Boden

Die Literatursuche wurde auf Bewirtschaftungseffekte im ökologischen Landbau gegenüber der ersten Projektphase erweitert. Sie ergab deutlich mehr Studien mit Vergleichspaaren zwischen ökologischem und konventionellem Landbau. Daher wurde der Systemvergleich erneut durchgeführt.

Der Studieneffekt (ID) erklärte den größten Teil der Varianz und war sehr viel stärker als der Einfluss des Managements. Trotzdem konnten positive signifikante Effekte des ökologischen Landbaus auf die Infiltrationsrate, den Oberflächenabfluss und den Bodenabtrag identifiziert werden (Abbildung A4.1). Die Effekte auf die Aggregatstabilität und den C-Faktor der ABAG waren überraschend gering. Bei der nFK zeigte das Management keinen Einfluss.

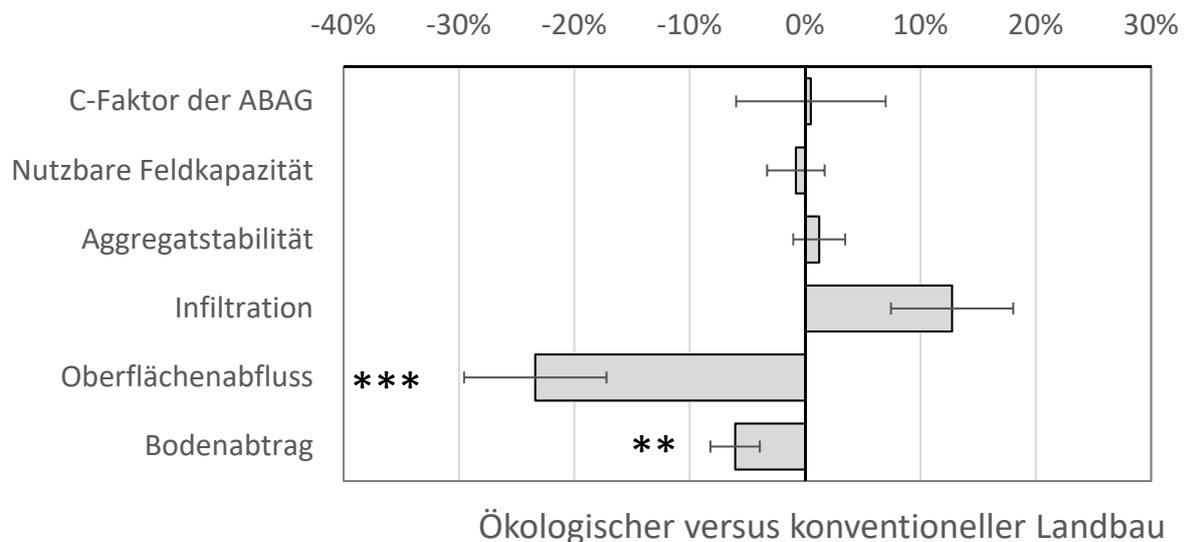


Abbildung A4.1: Relativer Effekt (Mittelwert + Standardfehler) des ökologischen Landbaus auf bodenphysikalische Indikatoren im Vergleich zum konventionellen Landbau (Referenz = 0).

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$. Der ökologische Landbau erzielt positive Umweltleistungen, wenn C-Faktor der ABAG negativer Effekt; nutzbare Feldkapazität, Aggregatstabilität und Infiltration positiver Effekt; Oberflächenabfluss und Bodenabtrag negativer Effekt.

Der ökologische Landbau zeigte in dieser Analyse keinen Einfluss auf den C-Faktor der ABAG gegenüber dem konventionellen Landbau (Tabelle A4.1, Abbildung A4.1). Dieses Ergebnis widerspricht dem Ergebnis aus der ersten Projektphase auf der Basis von über doppelt so vielen Studien. Es widerspricht auch den Erfahrungen in Deutschland, dass die Fruchtfolgen des ökologischen Landbaus mit überjährigem oder zweijährigem Klee gras positiv auf den C-Faktor und die Aggregatstabilität wirken.

Tabelle A4.1: Modell und die Anova (Typ III Tests) für die Wirkung des ökologischen Landbaus im Vergleich zum konventionellen Landbau (Management) auf den C-Faktor der ABAG (15 Studien, 57 Vergleichspaare)

Modell: C-Faktor_log ~ ID + Management

	Df	Sum Sq	F-Wert	Pr(>F)
ID	14	27.7819	196.6158	< 2.2e-16***
Management	1	6.3372	0.0061	0.9379747
Residuen	56	7.9128		

F-statistic: 3.254 on 15 and 56 DF, p-value: 0.0006695

ID = Studie, Management = ökologisch/konventionell, Df = Freiheitsgrade, Sum Sq = summierte Quadrate, Mean Sq = quadratisches Mittel, Pr(>F) = p-Wert der F-Statistik

Der ökologische Landbau wirkte nicht signifikant auf die nFK (Tabelle A4.2, Abbildung A4.1). Die nFK hängt von der Bodentextur, der Trockenraumdichte und dem Corg-Gehalt des Bodens ab. Aus der ersten Projektphase war eine höhere nFK beim ökologischen Landbau zu erwarten, weil der Corg-Gehalt erhöht war. Bei der Trockenraumdichte zeigte sich ein nicht signifikanter Trend zu einer erhöht lockeren Lagerung, der durch einen geringeren Eindringwiderstand bestätigt wurde.

Tabelle A3.2: Modell und die Anova (Typ III Tests) für die Wirkung des ökologischen Landbaus im Vergleich zum konventionellen Landbau (Management) auf die nutzbare Feldkapazität nFK (11 Studien, 47 Vergleichspaare)

Modell: nFK_log ~ ID + Management

	Df	Sum Sq	F-Wert	Pr(>F)
ID	10	34.820	1183.321	<2.2e-16***
Management	1	0.000	0.102	
Residuen	46	0.135		

F-statistic: 1078 on 11 and 46 DF, p-value: < 2.2e-16

ID = Studie, Management = ökologisch/konventionell, Df = Freiheitsgrade, Sum Sq = summierte Quadrate, Mean Sq = quadratisches Mittel, Pr(>F) = p-Wert der F-Statistik

Der ökologische Landbau zeigte keinen signifikanten Effekt auf die Aggregatstabilität (Tabelle A4.3, Abbildung A4.1). Dieses Resultat entspricht dem Ergebnis aus der ersten Projektphase und konsolidiert es auf der Basis von über doppelt so vielen Studien.

Tabelle A4.3: Modell und die Anova (Typ III Tests) für die Wirkung des ökologischen Landbaus im Vergleich zum konventionellen Landbau (Management) auf die Aggregatstabilität (49 Studien, 211 Vergleichspaare)

Modell: $\log(\text{aggregate stability} + 37.85) \sim \text{ID} + \text{Management}$

	Df	Sum Sq	F-Wert	Pr(>F)
ID	48	20.4170	124.8193	< 2.2e-16***
Management	1	0.0175	0.2984	0.5855
Residuen	210	12.3268		

F-statistic: 7.135 on 49 and 210 DF, p-value: < 2.2e-16

ID = Studie, Management = ökologisch/konventionell, Df = Freiheitsgrade, Sum Sq = summierte Quadrate, Mean Sq = quadratisches Mittel, Pr(>F) = p-Wert der F-Statistik

Der ökologische Landbau zeigte eine signifikant um 13 % erhöhte Infiltration ($p < 0,05$; Tabelle A4.4, Abbildung A4.1). Dieses Ergebnis entspricht dem Ergebnis aus der ersten Projektphase und konsolidiert es auf der Basis von viermal so vielen Studien.

Tabelle A4.4: Modell und die Anova (Typ III Tests) für die Wirkung des ökologischen Landbaus im Vergleich zum konventionellen Landbau (Management) auf die Infiltration (27 Studien, 91 Vergleichspaare)

Modell: $\text{infiltration_log} \sim \text{ID} + \text{Management}$

	Df	Sum Sq	F-Wert	Pr(>F)
ID	26	182.121	57.5305	< 2.2e-16***
Management	1	0.704	5.7859	0.0182 *
Residuen	90	10.958		

F-statistic: 62.74 on 27 and 90 DF, p-value: < 2.2e-16

ID = Studie, Management = ökologisch/konventionell, Df = Freiheitsgrade, Sum Sq = summierte Quadrate, Mean Sq = quadratisches Mittel, Pr(>F) = p-Wert der F-Statistik

Der ökologische Landbau wies einen signifikant um 23 % reduzierten Oberflächenabfluss auf ($p < 0,001$; Tabelle A4.5, Abbildung A4.1). Dieses Resultat entspricht dem Ergebnis aus der ersten Projektphase und konsolidiert es auf der Basis von doppelt so vielen Studien.

Tabelle A4.5: Modell und die Anova (Typ III Tests) für die Wirkung des ökologischen Landbaus im Vergleich zum konventionellen Landbau (Management) auf den Oberflächenabfluss (21 Studien, 58 Vergleichspaare)

Modell: runoff_log ~ ID + Management

	Df	Sum Sq	F-Wert	Pr(>F)
ID	20	91.568	46.1395	< 2.2e-16 ***
Management	1	1.422	14.3330	0.00037 ***
Residuen	57	5.656		

F-statistic: 43.95 on 21 and 57 DF, p-value: < 2.2e-16

ID = Studie, Management = ökologisch/konventionell, Df = Freiheitsgrade, Sum Sq = summierte Quadrate, Mean Sq = quadratisches Mittel, Pr(>F) = p-Wert der F-Statistik

Der ökologische Landbau zeigte einen signifikant um 6 % reduzierten Bodenabtrag ($p < 0,01$; Tabelle A4.6, Abbildung A4.1). Dieses Resultat entspricht dem Ergebnistrend aus der ersten Projektphase und konsolidiert ihn auf der Basis von doppelt so vielen Studien. Dies stimmt auch mit bisherigen Studien (Auerswald et al. 2003, Auerswald et al. 2018) überein.

Tabelle A4.6: Modell und die Anova (Typ III Tests) für die Wirkung des ökologischen Landbaus im Vergleich zum konventionellen Landbau (Management) auf den Bodenabtrag (37 Studie, 135 Vergleichspaare)

Modell: log(soil loss + 27.4) ~ ID + Management

	Df	Sum Sq	F-Wert	Pr(>F)
ID	36	796.64	366.6241	< 2.2e-16 ***
Management	1	0.48	8.0064	0.005379 **
Residuen	134	8.09		

F-statistic: 356.7 on 37 and 134 DF, p-value: < 2.2e-16

ID = Studie, Management = ökologisch/konventionell, Df = Freiheitsgrade, Sum Sq = summierte Quadrate, Mean Sq = quadratisches Mittel, Pr(>F) = p-Wert der F-Statistik

A5 Ergänzende Informationen zum Schutzgut Wasser

Die Bewirtschaftungspraktiken, bei denen eine numerische Erfassung nicht möglich war, sondern die verschiedenen Angaben aus den Studien für die Eingabe kategorisiert werden mussten, gelten folgende Bedingungen um für die Modellbildung verwendet werden zu können:

Interpretierbarkeit: Anzahl der Einträge und möglich Anzahl der Studien zu einer Kategorie

Auswertbarkeit: Damit die intra-Studieninformation von den Einflussfaktoren nutzbar ist, muss der Einfluss der Bewirtschaftungspraktik von dem Einfluss der Studie (ID) trennbar sein, d.h. die verschiedenen Studien müssen in der 'Kreuz-Darstellung' über mindestens eine Kategorie innerhalb der Bewirtschaftungspraktik mit den anderen Studien verbunden sein.

Abbildung A5.1: Diagnostische Plots von Modell 1 für den Indikator N-Austrag des Datensatzes „gesamte Fruchtfolge“

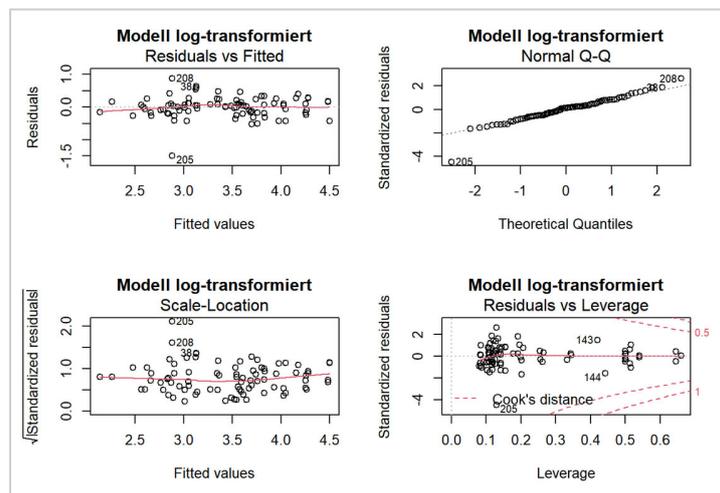


Abbildung A5.2: Diagnostische Plots von Modell 2 für den Indikator N-Austrag des Datensatzes „Einzelkultur“

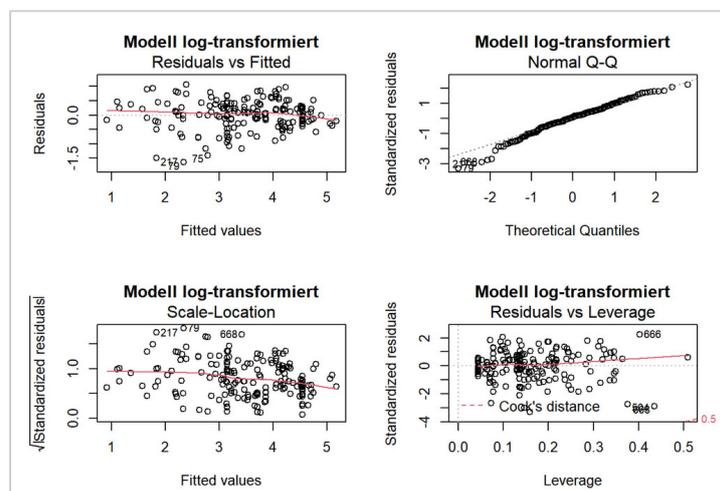
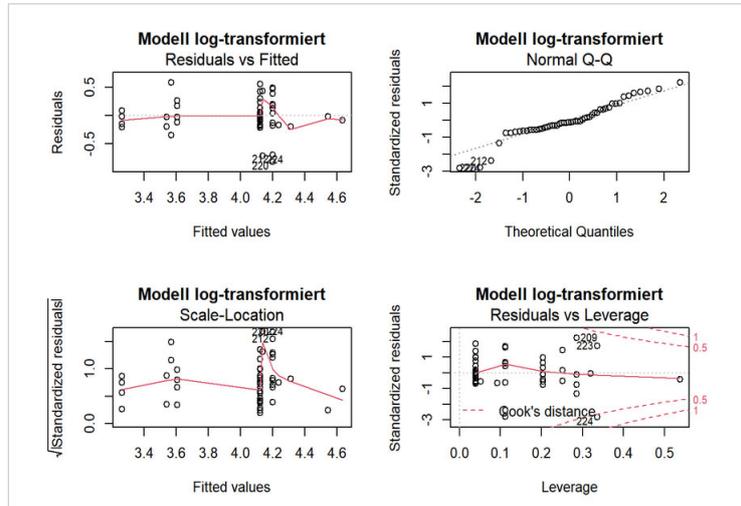


Abbildung A5.3: Diagnostische Plots von Modell 3 für den Indikator Herbst-Nmin des Datensatzes „Einzelkultur“.



A6 Ergänzende Informationen zum Schutzgut Biodiversität

Literatursuche

Zusätzlich zu der Suche in der Datenbank Web of Science (WoS) erfolgte die Literatursuche für das Schutzgut Biodiversität mit identischem Suchsyntax (Anhang A1) in der Datenbank Scopus. Die Suche in WoS ergab 867 und in Scopus 859 Treffer. Abzüglich Dubletten wurden über diese beiden Datenbanken im ersten Schritt 1088 Studien identifiziert. Die ergänzende Suche in Organic Eprints lieferte zusätzlich 77 Studien. Insgesamt lagen somit 1158 Studien für die Vorauswahl vor.

Datenextraktion

Ergänzend zur Bodenbearbeitung, Düngung und Fruchtfolge wurden noch Informationen zur Beikraut- und Schädlingsregulierung, Blühstreifen, der Ertragssituation sowie dem Mahd- bzw. Beweidungsmanagement (Grünland) aus den Studien mit erfasst, da diese einen Einfluss auf das Schutzgut Biodiversität haben können. Ebenfalls erfasst wurden der Anteil Ackerflächen, ökologisch bewirtschafteter Flächen sowie (semi-) natürlicher Habitate in der Umgebung. Diese stellen keine Bewirtschaftungspraktik im eigentlichen Sinne dar, können aber auch auf die Biodiversität einwirken. Um diesen Unterschied herauszustellen, wird für diese daher der Begriff „Einflussfaktor“ verwendet. Dies betrifft auch den Einfluss der Lage innerhalb der untersuchten Fläche (Innen/Rand/Saum/ggf. umgebendes Habitat), wozu auch Daten erhoben wurden, sofern sie in den Studien vorlagen.

Statistische Auswertung

Im ersten Schritt wurde mit Hilfe von Kreuztabellen für jede Bewirtschaftungspraktik bzw. jeden Einflussfaktor einzeln geprüft, ob die Studien über mehrere Faktorstufen miteinander verbunden waren. War dieses Kriterium erfüllt, wurden diese Studien für die weitere Analyse ausgewählt. Insgesamt war die Anzahl der Datensätze zu gering, um die Step-Funktion (vgl. Kapitel 3.3) sinnvoll anzuwenden. Daher wurden für die im ersten Schritt ausgewählten Faktoren, für die Indikatoren Artenzahl und Abundanz getrennt, nach inhaltlichen Gesichtspunkten logarithmisch lineare Modelle aufgestellt (vgl. Kapitel 4.3.3). Nach Überprüfung der Voraussetzungen (Homogenität der Varianzen, Normalverteilung der Residuen und unabhängige Stichproben) wurde für die ausgewählten Modelle die Signifikanz der einzelnen Faktoren über eine ANOVA bestimmt. Das Signifikanzniveau wurde nach Bonferroni korrigiert. Bei signifikanten Faktoren mit mehr als drei Stufen, wurden für ausgewählte Vergleiche paarweise Tukey Post-hoc Tests durchgeführt, mit nach Anzahl korrigierten Signifikanzniveaus. Dazu, wie auch für die grafischen Vergleiche, kamen die geschätzten Randmittelwerte zur Anwendung.

Tabelle A 6.1: Übersicht über die Anzahl Studien und Beobachtungen der unterschiedlichen Bewirtschaftungspraktiken zu den Indikatoren Artenzahl und Abundanz für die Ackerflora und Acker-Samenbank

Gruppe	Ackerflora				Acker-Samenbank			
	Artenzahl		Abundanz		Artenzahl		Abundanz	
Indikator	Studien	Beobacht.	Studien	Beobacht.	Studien	Beobacht.	Studien	Beobacht.
Bewirtschaftungspraktiken/ Einflussfaktoren								
Gesamtanzahl	18	57	5	18	4	15	4	15
Dauer der ökolog. Bewirtschaftung	9	31	3	12	4	15	4	15
Bodenbearbeitung								
Ja/nein	7	25	5	18	4	15	4	15
Art	6	23	4	16	4	15	4	15
Tiefe	4	17	3	12	3	9	3	9
Düngung								
Ja/nein	13	44	5	18	4	15	4	15
Art	6	22	4	14	4	15	4	15
Gesamt-N-Input (LU)	1	6	-	-	2	6	2	6
Gesamt-N-Input (t/ha)	1	1	2	5	1	3	1	3
N-Input über Dünger	10	34	4	13	4	15	4	15
Beikrautregulierung								
Ja/nein	10	33	5	18	4	15	4	15
Häufigkeit	7	23	4	15	2	9	2	9
Zeitpunkt	10	31	5	17	4	15	4	15
Krankheits-/Schädlingsregulierung								
Ja/nein	1	4	-	-	2	6	2	6
Art	1	4	-	-	2	6	2	6
Fruchtfolge								
Fruchtartenkategorie	18	57	5	18	4	15	4	15
Vorfrucht	3	14	1	6	3	12	3	12
Fruchtartendiversität	5	21	3	12	4	15	4	15
Zwischenfruchtanbau (ja/nein)	6	23	3	12	4	15	4	15
Leguminosenanteil (A)	5	21	3	12	4	15	4	15
Leguminosenanteil (B)	5	21	3	12	4	15	4	15
Futterleguminosenanteil	5	21	3	12	3	9	3	9
Blühstreifen	-	-	-	-	-	-	-	-
Mahd-/Beweidungsmanagement								
Art	-	-	-	-	-	-	-	-
Häufigkeit	-	-	-	-	-	-	-	-
Zeitpunkt	-	-	-	-	-	-	-	-
Ungemähte/-beweidete Flächen (Ant. %)	-	-	-	-	-	-	-	-
Vegetationsloser Boden (Anteil %)	-	-	-	-	-	-	-	-
Ertragssituation	7	25	1	4	1	3	1	3
Lage	8	24	1	2	-	-	-	-
Umgebung (Anteil %)								
(Semi-)natürliche Habitate	-	-	-	-	-	-	-	-
Ökologisch bewirtschaftete Flächen	2	8	-	-	-	-	-	-
Ackerflächen	4	12	-	-	-	-	-	-

Tabelle A6.2: Übersicht über die Anzahl Studien und Beobachtungen der unterschiedlichen Bewirtschaftungspraktiken zu den Indikatoren Artenzahl und Abundanz für die Arthropoden Gesamt (Stamm) sowie die Insekten, Spinnentiere und Vögel (Klasse)

Taxonomische Stufe	Stamm								Klasse							
	Arthropoden				Insekten				Spinnentiere				Vögel			
Indikator	Artenzahl		Abundanz		Artenzahl		Abundanz		Artenzahl		Abundanz		Artenzahl		Abundanz	
Bewirtschaftungspraktiken/ Einflussfaktoren	Studien	Beobacht.	Studien	Beobacht.	Studien	Beobacht.	Studien	Beobacht.	Studien	Beobacht.	Studien	Beobacht.	Studien	Beobacht.	Studien	Beobacht.
Gesamtanzahl	24	103	29	209	21	77	26	158	5	18	7	27	5	12	5	12
Dauer der ökol. Bew.	6	23	9	77	5	19	8	63	-	-	2	10	1	2	1	2
Bodenbearbeitung																
Ja/nein	2	4	7	47	2	4	6	38	-	-	1	1	1	2	1	2
Art	1	2	5	41	1	2	4	33	-	-	-	-	-	-	-	-
Tiefe	-	-	1	4	-	-	1	4	-	-	-	-	-	-	-	-
Düngung																
Ja/nein	11	58	12	85	10	48	11	65	2	8	2	6	2	4	2	4
Art	4	26	4	30	4	24	3	20	1	2	1	2	1	2	1	2
Ges. N-Input (LU)	1	4	1	4	1	4	1	4	-	-	-	-	-	-	-	-
Ges. N-Input (t/ha)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N-Input über Dünger	2	14	3	36	2	10	3	26	1	4	1	4	-	-	-	-
Beikrautregulierung																
Ja/nein	6	19	5	21	4	9	3	9	1	4	-	-	2	4	2	4
Häufigkeit	-	-	2	14	-	-	1	6	-	-	-	-	-	-	-	-
Zeitpunkt	4	8	5	20	2	2	3	8	-	-	-	-	2	4	2	4
Krankheits-/Schädlingsregulierung																
Ja/nein	6	34	12	103	4	18	9	71	3	12	5	20	-	-	-	-
Art	6	34	12	103	4	18	9	71	3	12	5	20	-	-	-	-
Fruchtfolge																
Fruchtartenkategorie	21	70	26	159	18	51	23	118	5	13	7	23	5	12	5	12
Vorfrucht	2	7	3	37	2	7	2	29	-	-	-	-	-	-	-	-
Fruchtartendiversität	1	5	2	33	1	5	1	25	-	-	-	-	-	-	-	-
Zwischenfruchtanb.	3	11	5	63	2	7	3	45	-	-	1	6	-	-	-	-
Leguminosenant. (A)	1	5	2	33	1	5	1	25	-	-	-	-	-	-	-	-
Leguminosenant.(B)	1	5	2	33	1	5	1	25	-	-	-	-	-	-	-	-
Futterleg.anteil	1	5	2	29	1	5	1	25	-	-	-	-	-	-	-	-
Blühstreifen	4	24	3	18	4	15	3	13	2	9	1	5	-	-	-	-
Mahd-/Beweidungsmanagement																
Art	4	20	6	31	3	14	5	25	1	2	1	2	-	-	-	-
Häufigkeit	4	20	6	31	3	14	5	25	1	2	1	2	-	-	-	-
Zeitpunkt	3	16	3	16	3	14	3	14	1	2	1	2	-	-	-	-
Ungem./-bew. Flächen	1	8	1	8	1	8	1	8	-	-	-	-	-	-	-	-
Vegetationsl. Boden	1	8	1	8	1	8	1	8	-	-	-	-	1	1	1	1
Ertragssituation	1	4	2	26	1	2	2	18	1	2	1	2	3	6	3	6
Lage	7	26	9	80	6	16	9	55	2	6	4	13	1	4	1	4

Tabelle A6.2: Übersicht über die Anzahl Studien und Beobachtungen der unterschiedlichen Bewirtschaftungspraktiken zu den Indikatoren Artenzahl und Abundanz für die Arthropoden Gesamt (Stamm) sowie die Insekten, Spinnentiere und Vögel (Klasse) (Fortsetzung)

Taxonomische Stufe	Stamm								Klasse							
	Arthropoden				Insekten				Spinnentiere				Vögel			
Indikator	Artenzahl		Abundanz		Artenzahl		Abundanz		Artenzahl		Abundanz		Artenzahl		Abundanz	
Bewirtschaftungspraktiken/ Einflussfaktoren	Studien	Beobacht.	Studien	Beobacht.	Studien	Beobacht.	Studien	Beobacht.	Studien	Beobacht.	Studien	Beobacht.	Studien	Beobacht.	Studien	Beobacht.
Umgebung (Anteil %)																
(Semi-)nat. Habitate	1	2	1	2	1	2	1	2	-	-	1	2	-	-	-	-
Ökol. bew. Flächen	2	10	3	54	2	6	3	38	1	4	1	4	1	2	1	2
Ackerflächen	9	36	8	70	8	22	8	52	3	10	2	6	2	4	2	4

A7 Ergänzende Informationen zum Schutzgut Klima/Luft

Umwandlung der Indikatoren

Tabelle A7.1 Unterschiedliche Einheiten der Indikatoren und verwendete Transformation, in Anlehnung an Jian (2020)

Indikator	Ausgangseinheit	Transformation	Zieleinheit
CO ₂ /CH ₄ /N ₂ O - Emissionen	g pro m ²	*10	kg pro Hektar
	mg pro m ²	*0,01	
	g pro Hektar	*0,001	
	Mg pro Hektar	*1000	
	N ₂ O-N	*1,57	N ₂ O
	CH ₄ -C	*1,34	CH ₄
	CO ₂ -C	*3,66	CO ₂
SOC-Gehalt	SOM (%)	/1,724	SOC (%)
SOC-Gehalt	g pro kg;	*0,1	%
	mg pro g	*0,0001	
SOC-Vorrat	g pro m ²	*0,001	t pro Hektar
	kg pro Hektar	*0,0001	
	kg pro m ²	*10	

Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft

Der Fokus dieser Arbeit liegt auf Bewirtschaftungspraktiken innerhalb des ökologischen Landbaus. In einigen von uns identifizierten Studien wurden jedoch auch konventionelle Flächen untersucht (73 Studien mit 216 Einzeleinträgen). Diese Daten wurden ebenfalls aufgenommen, auch wenn hierzu keine Netzwerk-Metaanalyse durchgeführt wurde. Im arithmetischen Mittel sowie dem Median zeigt die ökologische Bewirtschaftung höhere SOC-Gehalte, höhere SOC-Vorräte, einen größeren jährlichen Zuwachs an SOC und geringere N₂O-Emissionen als die konventionelle (Tabelle A6.2). In linearen Modellen mit der Studie, der Beprobungstiefe und der Bewirtschaftungsform als Einflussfaktoren zeigt die ökologische Bewirtschaftung signifikant höhere SOC-Gehalte, SOC-Vorräte und einen höheren jährlichen Zuwachs an SOC (nicht abgebildet).

Tabelle A7.2: Übersicht der deskriptiven Daten der Indikatoren SOC-Gehalt, SOC-Vorrat, SOC-Veränderung und N₂O-Emissionen zwischen konventioneller und ökologischer Bewirtschaftung.

Indikator	Bewirtschaftung	Median	Mittelwert	Minimum	Maximum	Anzahl Beobachtungen
SOC-Gehalt in %	Ökologisch	1,48	1,72	0,153	8,817	515
	Konventionell	1,09	1,25	0,15	6,32	182
SOC-Vorrat in t/ha/cm	Ökologisch	1,94	2,33	0,41	11,87	192
	Konventionell	1,38	1,88	0,32	13,93	95
SOC-Veränderung in %	Ökologisch	1,48	4,32	-28,29	52,12	204
	Konventionell	-0,23	0,93	-13,01	22,43	51
N ₂ O-Emissionen in kg/ha/Jahr	Ökologisch	1,52	2,52	0,006	10,53	70
	Konventionell	2,72	4,26	0,98	12,07	10

A8 Ergänzende Informationen zur Ressourceneffizienz

Datengrundlage und Datenvorbereitung

Insgesamt wurden 3107 Studien durch die systematische Suche identifiziert. Nach Sichtung aller Kurzfassungen wurden 175 Studien ausgewählt. Nach der Überprüfung der Daten wurden insgesamt 91 Studien zur Fruchtfolge in zwei Datenmatrizen zum Thema Stickstoff und Energie eingegeben. Zum Weizen wurden nach der Sichtung insgesamt 47 Studien in zwei Datenmatrizen aufgenommen. Es wurden sowohl Daten konventioneller als auch ökologischer Pflanzenbausysteme aufgenommen.

Aus den Datenmatrizen wurden die für die Analyse relevanten und geeigneten Variablen in eine neue Datentabelle überführt. Als ungeeignet wurden dabei alle Variablen ausgefiltert, die nur sehr unvollständig vorlagen oder bei denen keine Differenzierung in den Daten zu erkennen war. Weiter wurde der exponentielle Shannon Index und der inverse Simpson Index (Jost 2006) aus den Anteilen der Fruchtartengruppen berechnet. Weiter wurde eine aggregierte Variable für die Bodentextur erzeugt, die nur Sand und andere Bodenarten (Schluff und Ton) unterscheidet. Im nächsten Schritt wurde der Datensatz gefiltert, so dass nur noch Einträge für den ökologischen Landbau in der Tabelle erhalten blieben. Die dadurch erzeugte Tabelle wurde in eine neue Arbeitstabelle übertragen. Im letzten vorbereitenden Schritt wurden für die nun vorliegende Tabelle alle nicht vollständigen Datensätze (Variablen mit NAs) entfernt.

Vorselektion der Einflussgrößen

Für die Modellierung war es nötig, stark korrelierte Variablen bzw. solche mit einem hohen Varianzinflationsfaktor (VIF) und damit Multikollinearität im Datensatz zu vermeiden, um stabile und aussagekräftige Modelle zu erstellen. Für die Überprüfung der Korrelation einzelner Variablen wurden zunächst alle Faktorvariablen in numerische Werte umgewandelt. Anschließend wurden die Spearman Rangkorrelationen berechnet. Einige der Variablen korrelierten stark und wurden daher aus der Datentabelle entfernt. Weiter wurden die Variablen entfernt, die für die weiteren Analysen nicht relevant bzw. bereits über andere Variablen abgedeckt sind. Zur Überprüfung der Korrelation der verbleibenden Variablen wurde eine Korrelationsmatrix mit den Spearman Rangkorrelationen berechnet. Die Überprüfung der VIF zeigte sich, dass keine der Variablen einen VIF über 10 aufwies und das Maximum mit 5,61 beim exponentiellen Shannon Index der Fruchtartengruppen lag. N-Input und N-Output wiesen jedoch noch eine Korrelation $r \geq 0,7$ auf. Mit Problemen durch Multikollinearität in den Modellen ist damit aber nicht zu rechnen.

Abschließend wurde aus den Rohdaten erneut eine Arbeitstabelle erstellt, in der nur die in den vorangegangenen Schritten verbliebenen Variablen enthalten sind. Nach der Auswahl wurden auch hier wieder die Faktoren konsolidiert und die einzelnen Stufen umbenannt bzw. angepasst. Durch die erneute Datenauswahl konnten weit mehr vollständige Datensätze für die Analyse gewonnen werden, als dies bei der ersten Auswahl der Fall war. Zur Vorbereitung und Bereinigung des Datensatzes erfolgte im Anschluss noch eine Ausreißerprüfung über eine Random Forest Algorithmus nach Chandola et al. (2006).

Nach der Datenvorbereitung und Vorselektion lag somit eine Datentabelle mit 115 Datensätzen für die Modelle und die weiteren Analysen vor. In dem Datensatz finden sich drei Zielgrößen (N-Output, N-Saldo, N-Effizienz) und 14 unabhängige Variablen Einflussgrößen (ID.Study, N-Input, Betriebsform, Bodentextur, Bodenbearbeitung, Düngerart, Rotationsdauer, Fruchtartendiversität (Shannon Index), Futterleguminosen (ja / nein), Zwischenfrüchte, Getreideanteil in der Fruchtfolge, Hackfruchtanteil in der Fruchtfolge, Maisanteil in der Fruchtfolge, Leguminosenanteil in der Fruchtfolge (Berechnung Methode B). Die Daten setzen sich aus Ergebnissen von 32 Studien zusammen.

Statistische Auswertung

Für die Modellierung des N-Outputs und der N-Effizienz wurden log-lineare Modelle verwendet. Für den N-Saldo konnte auf Grund der negativen Werte nur ein lineares Modell verwendet werden. Zunächst erfolgte eine Variablenselektion und anschließend wurden die Ergebnisse für die finalen Modelle analysiert. Für die Variablenselektion kam ein schrittweiser Ansatz basierend auf dem AIC Wert zum Einsatz. Dazu wurde zunächst das minimale Modell, das nur die ID der Studien enthält, und dann das volle Modell mit allen Variablen definiert. Im Anschluss wurde mittels der Step-Funktion das beste Modell basierend auf den AIC Werten bestimmt. Für das gewählte Modell wurde zunächst die Signifikanz der einzelnen Faktoren über eine ANOVA bestimmt. Als Signifikanzniveau wurde dabei der Wert $p \leq 0,05$ (5%) gewählt. Für die Faktoren aus der ANOVA wurden jeweils ein paarweiser Tukey Post-hoc Test durchgeführt. Dieser korrigiert die jeweilig verwendeten p-Werte auf multiple Vergleiche. Für die Berechnung der Konfidenzintervalle wurde eine Korrektur nach der Sidak Methode verwendet.