

Verbundvorhaben „Waterbuddies“

Abschlussbericht

Entwicklung und Bewertung von Maßnahmen
zur Reduzierung von Nährstoffeinträgen
in Entwässerungssysteme norddeutscher Grünlandgräben
(Förderkennzeichen: 2817NA003)

Zuwendungsempfänger:

Grünlandzentrum Niedersachsen / Bremen e.V.
Albrecht-Thaer-Str. 1, 26939 Ovelgönne



Projektpartner:

Landwirtschaftskammer Niedersachsen
Fachbereich Grünland und Futterbau
Mars-la-Tour-Str. 1 - 13, 26121 Oldenburg



Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Institut für
Biologie und Umweltwissenschaften, AG Bodenkunde
Ammerländer Heerstr. 114-118, 26129 Oldenburg



Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Institut für
Biologie und Umweltwissenschaften, AG Gewässerökologie
Ammerländer Heerstr. 114-118, 26129 Oldenburg

Georg-August-Universität Göttingen, Department für
Nutzpflanzenwissenschaften, Abteilung Graslandwissenschaft
Von-Siebold-Str. 8, 37075 Göttingen



Vorhabenbezeichnung:

Entwicklung und Bewertung von Maßnahmen
zur Reduzierung von Nährstoffeinträgen
in Entwässerungssysteme
norddeutscher Grünlandgräben

Gefördert durch

Laufzeit des Vorhabens:

01.11.2018 – 30.11.2023



Berichtszeitraum:

01.11.2018 – 30.11.2023

aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

**Nutrient inputs into drainage systems of grassland areas in northern Germany:
Analysis to derive recommendations for action**

– Waterbuddies (28 17 NA 003) –

The Waterbuddies project described in this report aimed to reduce the nutrient pollution of surface waters. It pursued a transdisciplinary and transformative approach which requires the joint participation and close cooperation of various stakeholders and experts. In order to characterise dominant paths of nutrient losses and ecological impacts, nutrient fluxes at field and farm level as well as effects of different sites (marsh, peat and groundwater-influenced mineral soils), management and seasonal variability were analysed. On this basis, site-specific differences in nutrient concentrations were identified and interactions between economic, hydrological and pedological processes that influence the quality of the ditches were evaluated. Only this knowledge made it possible to identify the determining factors that allow concrete, practicable and effective recommendations for the management of grassland sites. These recommendations should be suitable for ensuring the low-loss circulation of nutrients (N and P) within the farming cycles in order to achieve a significant reduction of nutrient pollution and an improvement of the ecological potential of grassland ditches. By directly involving farms in the experimental design, the need for action was promoted, practical and regionally optimised solutions were developed, and multipliers for the implementation of practicable recommendations for nutrient-efficient agriculture were also gained outside the project area.

**Nährstoffeinträge in Entwässerungssysteme norddeutscher Grünlandgebiete:
Analyse zur Ableitung von Handlungsempfehlungen**

– Waterbuddies (28 17 NA 003) –

Das in diesem Bericht beschriebene Waterbuddies-Projekt zielte auf die Verringerung der Nährstoffbelastung von Oberflächengewässern ab. Es verfolgte einen transdisziplinären und transformativen Ansatz, der die gemeinsame Beteiligung und enge Zusammenarbeit verschiedener Akteure und Experten erforderte. Um die vorherrschenden Pfade der Nährstoffverluste und die ökologischen Auswirkungen zu charakterisieren, wurden die Nährstoffflüsse auf Feld- und Betriebsebene sowie die Auswirkungen verschiedener Standorte (Marsch-, Moor- und grundwasserbeeinflusste Mineralböden), die Bewirtschaftung sowie die jahreszeitliche Variabilität analysiert. Auf dieser Grundlage wurden standortspezifische Unterschiede in den Nährstoffkonzentrationen ermittelt und Wechselwirkungen zwischen ökonomischen, hydrologischen und pedologischen Prozessen, die die Qualität der Gräben beeinflussen, bewertet. Erst dieses Wissen ermöglichte es, die bestimmenden Faktoren zu identifizieren, um daraus konkrete, praktikable und effektive Empfehlungen für die Bewirtschaftung von Grünlandstandorten abzuleiten. Diese Empfehlungen sollen geeignet sein, einen verlustarmen Kreislauf von Nährstoffen (N und P) innerhalb der Bewirtschaftungskreisläufe zu gewährleisten, um eine deutliche Reduzierung der Nährstoffbelastung und eine Verbesserung des ökologischen Potenzials von Grünlandgräben zu erreichen. Durch die direkte Einbindung von landwirtschaftlichen Betrieben in das Versuchsdesign wurden der Handlungsbedarf gefördert, praxisnahe und regional optimierte Lösungen entwickelt und Multiplikatoren für die Umsetzung praktikabler Empfehlungen in eine nährstoffeffiziente Landwirtschaft auch außerhalb des Projektgebietes gewonnen.

Inhalt

Tabellenverzeichnis	V
Abbildungsverzeichnis	VIII
Abkürzungsverzeichnis.....	XVI
1 Einführung	1
1.1 Gegenstand des Vorhabens.....	1
1.2 Ziele und Aufgabenstellung des Projekts	3
1.2.1 Bezug des Vorhabens zu den förderpolitischen Zielen	4
1.2.2 Synergieeffekte zu anderen Vorhaben des Gewässerschutzes	5
1.3 Durchführung des Projekts	5
1.4 Beschreibung des Projektgebietes und Auswahl von Untersuchungsgräben	8
2 Wissenschaftlicher und technischer Stand	12
2.1 Stickstoffflüsse im Projektgebiet Jade	14
2.2 Zentrale Hypothesen und Fragestellungen des Vorhabens	16
3 Modul A – Projektmanagement und Koordination (GLZ)	18
3.1 Unvorhersehbare Ereignisse mit Auswirkungen auf den Projektverlauf	18
3.2 Aufstockungs- und Verlängerungsanträge	19
4 Modul B – Akquise, Analyse und Mobilisierung von Fallstudienbetrieben (GLZ & LWK) 21	
4.1 Modulziel	21
4.2 Akteursprozess – 2019.....	21
4.3 Akteursprozess – 2020.....	22
4.4 Akteursprozess – 2021.....	24
4.5 Akteursprozess – 2022.....	26
4.6 Akteursprozess – 2023.....	29
5 Modul C – Nährstoffdynamik: Erfassung von Nährstoffmobilität und Nährstoffausträgen aus Böden und Nährstoffeinträgen in angrenzende Gewässer (UOL-B)	32
5.1 Einleitung und Ziele	32
5.2 Methoden	32
5.2.1 Probenahme im Gelände	33
5.2.2 Labormethoden.....	34
5.2.3 Datenanalyse.....	36
5.2.4 Einordnung der gewässerbelastenden Nährstoffkonzentrationen der Gräben	37
5.3 Ergebnisse.....	37

5.3.1	Phosphat.....	37
5.3.2	Stickstoff.....	41
5.3.3	Glühverlust und pH	46
5.4	Diskussion	46
5.4.1	Standörtlich differenzierte Mobilität von Nährstoffen aus landwirtschaftlichen Flächen	46
5.4.2	Mobilität der Nährstoffe in Abhängigkeit von der Art der Bewirtschaftung (Düngung).....	48
5.4.3	Identifikation dominierender Austragswege	50
5.4.4	Nährstoffkonzentrationen in den angrenzenden Gräben	52
5.4.5	Jahreszeitlichen Variabilität	53
6	Modul D – Erfassung der Nährstoffflüsse auf Grünlandflächen (LWK)	55
6.1	Ziel.....	55
6.2	Material und Methoden	55
6.2.1	Erhebung der Schnittflächenerträge.....	55
6.2.2	Erhebung der Weideflächenerträge.....	56
6.2.3	Erhebung der Schlag- und Betriebsdaten	57
6.2.4	Herausforderungen der Erhebungen	58
6.2.5	Schwierigkeiten aufgrund der Witterung	58
6.2.6	Mäusekalamitäten.....	58
6.3	Ergebnisse.....	59
6.3.1	Trockenmasseerträge.....	59
6.3.2	Stickstoff.....	59
6.3.3	Abgleich der N-Flächensalden.....	61
6.3.4	Abgleich des Düngebedarfs.....	63
6.3.5	Abgleich der P-Flächensalden	65
6.3.6	Phosphordüngung der Weideflächen auf Moorstandorten	66
6.4	Diskussion	67
6.4.1	Tendenzen in der Düngung	67
6.4.2	Praxisempfehlungen.....	68
7	Modul E – Studie zur Entwicklung eines Biomonitoringverfahrens (UOL-G)	71
7.1	Einleitung und Ziele	71
7.2	Material und Methoden	72

7.2.1	Beprobung der Makroinvertebraten.....	72
7.2.2	Aufnahme der Umweltparameter.....	73
7.2.3	Statistische Analyse der Artenvielfalt und Abundanz der Makroinvertebraten	74
7.2.4	Datenaggregation der Umweltparameter und Ermittlung der Nährstoffgradienten.....	74
7.2.5	Berechnung der Fauna-Metrics.....	75
7.2.6	Selektion der Fauna-Metrics	75
7.3	Darstellung der wichtigsten Ergebnisse	77
7.3.1	Artenvielfalt der Makroinvertebraten	77
7.3.2	Abundanz der Makroinvertebraten	78
7.3.3	Charakterisierung der Umweltbedingungen und Nährstoffgradienten	79
7.3.4	Selektion der Metrics	83
7.3.5	Metrics zur Beschreibung der Nährstoffsituation in Gräben.....	85
7.4	Diskussion der Ergebnisse	90
8	Modul F – Bilanzierung und Bewertung der Nährstoffflüsse im Futterbaubetrieb (UGÖ)..	95
8.1	Ziele.....	95
8.2	Material und Methoden	95
8.2.1	Betriebsdaten und Stoffstrombilanzierung.....	95
8.2.2	Analyse des natürlichen Vorkommens von ¹³ C und ¹⁵ N Isotopen in Boden, Grünlandaufwuchs, Rindergülle und Rinderschwanzhaaren.....	97
8.2.3	Status quo der Phytodiversität auf Wirtschaftsgrünland entlang der Entwässerungsgräben (Masterarbeit A. Wigger, 2023).....	98
8.3	Ergebnisse.....	100
8.3.1	Stoffstrombilanzsalden auf den Projektbetrieben.....	100
8.3.2	Zusammenhang zwischen isotopischen Signaturen der Rinderschwanzhaare und der Rindergülle und dem Anteil von Mais in der Grobfuttermitteln und der Maisanbaufläche des Betriebes	106
8.3.3	Zusammenhang der isotopischen Signaturen eines Betriebes mit seinem Stoffstrombilanzsaldo	108
8.3.4	Status quo der Phytodiversität auf Wirtschaftsgrünland entlang der Entwässerungsgräben (Masterarbeit A. Wigger, 2023).....	109
8.4	Diskussion	109
8.4.1	Stoffstrombilanzsalden auf den Projektbetrieben.....	109

8.4.2	Zusammenhang zwischen isotopischen Signaturen der Rinderschwanzhaare und der Rindergülle und dem Anteil von Mais in der Grobfutterration und der Maisanbaufläche des Betriebes	113
8.4.3	Zusammenhang der isotopischen Signaturen eines Betriebes mit seinem Stoffstrombilanzsaldo	115
8.4.4	Status quo der Phytodiversität auf Wirtschaftsgrünland entlang der Entwässerungsgräben (Masterarbeit A. Wigger, 2023).....	117
8.4.5	Weitere Kooperationen im Rahmen des Projektes	117
9	Modul G – Übertragung, Interpolation und Gesamtbewertung unter Einbindung landesweit eingesetzter und akzeptierter Datengrundlagen	118
9.1	Modulziel	118
9.2	Datenmanagement und Analyse	119
9.2.1	Herausforderung Datenintegration: Datenquellen und Datenhaltung	119
9.2.2	Modellierung: Objekte, Beziehungen und deren technische Repräsentation	122
9.2.3	Analysen: Datenfluss und statistische Auswertungen	125
9.2.4	Analysen: GIS.....	126
9.2.5	Zusammenfassung.....	127
9.3	Bewertungsmatrix landwirtschaftlicher Austragspfade in Abhängigkeit standörtlicher Verhältnisse	127
9.4	Ergebnis	130
9.4.1	Verknüpfung zwischen den drei Betrachtungsebenen Landschaft, Betrieb und Feld.....	132
9.5	Aktuelle Stickstoff- und Phosphordynamik auf Bundes-, Landes- und Projektgebietsebene unter Berücksichtigung der Entwicklung des Nährstoffanfalls aus der Landwirtschaft	133
10	Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse im Rahmen praxisrelevanter Handlungsempfehlungen.....	141
11	Gegenüberstellung der ursprünglich geplanten zu den tatsächlich erreichten Zielen ..	146
12	Zusammenfassung.....	149
13	Veröffentlichungen	151
14	Literaturverzeichnis.....	153
15	Anhang	169
15.1	Anhangsverzeichnis	169

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1-1:	Tabellarische Übersicht über die Teilprojekte (Module).....	6
Tabelle 5-1:	Verteilung der Gräben, Gruppen, Bedarfsgruppen und Drainagen über die jeweiligen Landschaftsräume.	33
Tabelle 5-2:	Anteil organischer Bodensubstanz (OBS), pHakt und pHpot der Böden der unterschiedlichen Landschaftsräume.....	46
Tabelle 6-1:	Abgleich der erfolgten N-Düngung (kg N/ha/a) mit der Düngedarfs-ermittlung auf Basis der erhobenen Erträge im Durchschnitt der Jahre 2019 – 2021.	64
Tabelle 6-2:	Abgleich der erfolgten N-Düngung (kg N/ha/a) mit der Düngedarfs-ermittlung auf Basis Ertragserwartung in Anlehnung an die DüV im Durchschnitt der Jahre (2019 – 2021).	64
Tabelle 6-3:	Stickstoffdüngung im Projektzeitraum Waterbuddies.	68
Tabelle 7-1:	Datenaggregation der Umweltparameter pro Grabenabschnitt (M = Mittelwert, TBF = Tag der Beprobung der Fauna).....	75
Tabelle 7-2:	Korrelationskoeffizienten der Umweltparameter mit den ersten beiden Achsen der PCA pro Landschaftsraum (Abbildung 7-5, B, C, D, E). Abkürzungen siehe Tabelle 7-3. Hervorgehobene Koeffizienten sind Nährstoffparameter mit höchster Korrelation mit einer Hauptachse. Graue Hauptachsen nutzten wir zur Metric-Selektion.	80
Tabelle 7-3:	Mittelwert (<i>M</i>) ± Standardabweichung (<i>SD</i>) der physikalisch-chemischen Parameter, der Wasserführung und der Vegetation der Grabenabschnitte in Abhängigkeit der Landschaftsräume und dem Zeitpunkt der Beprobung der Fauna. Übergangstandorte sind nicht aufgeführt. Gräben der Geest waren im Sommer 2019 trockengefallen.	81
Tabelle 7-4:	Anzahl und Anteil (%) aufgrund des Range-Test ausgeschlossenen Metrics je Kategorie und Landschaftsraum.....	83
Tabelle 7-5:	Anzahl und Anteil (%) der signifikant mit der jeweiligen PCA-Achse korrelierten Metrics ($p < 0,05$; Spearman-Rangkorrelation) je Kategorie und Landschaftsraum. 100 % entspricht der Metric-Anzahl nach dem Range-Test.	83
Tabelle 7-6:	Anzahl der verbliebende Metrics nach dem Redundanz-Test. Bei einer Inter-Korrelation von Spearmans' $r \geq 0,8$ wurde der Metric mit dem geringsten Korrelationskoeffizienten zur PCA-Achse ausgeschlossen.....	84
Tabelle 7-7:	Core-Metrics: Anzahl der ausgewählten Metrics basierend auf der Höhe des Korrelationskoeffizienten mit der PCA-Achse. Mit Anzahl A) Spearmans' $r \geq 0,6$	

mit der PCA-Achse. Maximale Auswahl von drei Metrics pro Kategorie. Wenn keine Metrics mit Spearmans' $r \geq 0,6$ vorlagen, wurde der Metric mit dem höchsten Koeffizienten ausgewählt. Maximale Auswahl von einem Metric pro Kategorie (Anzahl B). Grau = Metrics wurden entfernt (Korrelation basierte auf der Zunahme autökologisch nicht charakterisierter Invertebraten)..... 84

Tabelle 7-8:	Nach dem Selektionsprozess verbliebene Core-Metrics (Tabelle 7-7) differenziert nach Landschaftsraum und Metric-Kategorie D (Diversität / Reichtum), Z (Zusammensetzung / Abundanz), F (Funktionalität / Präferenz) und T (Toleranz / Sensitivität). Korrelation PC1-Achse: Geest, Hochmoor. Korrelation PC2-Achse: Niedermoor, Marsch. Mit fachlicher Einschätzung der grundsätzlichen Eignung der Metrics zur Beschreibung der Nährstoffsituation in den untersuchten Gräben.....	84
Tabelle 8-1:	Einfließende Daten für die Erstellung einer betrieblichen Stoffstrombilanz für N und P (BMEL, 2017).	95
Tabelle 8-2:	Brutto-Bilanzsalden der Betriebe für Stickstoff (kg N ha^{-1}) und Phosphor ($\text{kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$) für die Einzeljahre 2019, 2020, 2021 und im dreijährigen Mittel (2019-2021). SD gibt die Standardabweichung für die Einzeljahre an.....	101
Tabelle 8-3:	Vergleich beider Gruppen mittels t Test ($\alpha=0,05$) für die 25% niedrigsten und 25% höchsten Brutto-N- und P-Bilanzsalden. Gezeigt sind die Mittelwerte mit Standardabweichung in Klammern.	102
Tabelle 8-4:	Prozentualer Anteil der Betriebe, die ihren betriebsindividuellen Grenzwert, berechnet nach Vorschlag 1-3, in den Einzeljahren 2019, 2020, 2021 und im dreijährigen Mittel (2019-2021) über- oder unterschreiten.	104
Tabelle 8-5:	Anteil von Maisanbaufläche an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche (Gesamt LN) [%] unterteilt nach den drei Bodenlandschaften im Jahr 2020.	115
Tabelle 9-1:	Klassifikation der Nährstoffgehalte in Anlehnung an die Güteklassifikation der LAWA für Marschengewässer (Typ 22). Die rot markierten Zahlen entsprechen bei NH_4^+ und PO_4^{3-} den Orientierungswerten nach OGewV (2016). Bei NO_3^- bezieht sich der Wert auf das Bewirtschaftungsziel von Gesamtstickstoff (2,8 mg/l TN; OGewV (2016)).	128
Tabelle 9-2:	Nährstoffkonzentrationen in Drän- und Gräbenabfluss sowie in den Gräben der Waterbuddies-Standorte und weiterer Studien/Messprogramme. * Gräbenentwässerung in Hoch- und Niedermooren selten; meist über kurzfristige Bedarfsgruppen.	129

Tabelle 9-3:	Grundlagentabelle für die Bewertungsmatrix aus der Kombination der Tabelle 9-1 und Tabelle 9-2 mit zugehöriger Kennzeichnung nach Gewässergüteklassifizierung.	129
Tabelle 9-4:	Bewertungsmatrix landwirtschaftlicher Austragspfade in Abhängigkeit der standörtlichen Verhältnisse.....	130

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1-1: Karte des niedersächsischen Gewässernetzes mit einem Ausschnitt aus dem küstennahen Bereich südlich des Jadebusens unter Angabe der Fließrichtung in Form von Pfeilen (bearbeitet nach MU, 2018).....	2
Abbildung 1-2: Kernaufgaben, Ziele (Produkte) und Zusammenwirken der Module im Projekt Waterbuddies.	7
Abbildung 1-3: Naturräumliche Regionen und Höhe über NN (bearbeitet nach OLV, 2015)....	9
Abbildung 1-4: Bodengroßlandschaften (BK 50) mit schwarz umrandetem EZG des EV Jade und rot gekennzeichneten Fallstudienbetrieben.	10
Abbildung 1-5: Ansicht eines den Suchkriterien entsprechenden Grabenstandortes (A: Graben; B: Grütpe).....	11
Abbildung 2-1: Durchschnittliche Stickstoffbilanz eines Marktfrucht- und eines Milchviehbetriebes auf Basis einer schwedischen Analyse von 563 Marktfrucht- und 701 Milchviehbetrieben von 2000 bis 2006 (BERAS, 2012). ..	12
Abbildung 2-2: Vorläufige quantitative Abschätzung der Stickstoffflüsse im Projektgebiet Jade auf Grundlage des Basisemissionsmonitorings (LBEG, 2016), des Nährstoffberichtes (LWK, 2018/2019) und der mittleren Stickstofffrachten am Jade-Wapeler-Siel (NLWKN, 2012-2016).....	15
Abbildung 4-1: Eindrücke der Grabenbesichtigungen zu Projektbeginn durch das Projektteam.	21
Abbildung 4-2: Auftaktveranstaltung am 05. März 2019 im GLZ mit den Fallstudienbetrieben im Projekt "Waterbuddies".	22
Abbildung 4-3: Projekttreffen am 29. Januar 2020 im GLZ mit ausgewählten Landwirten aus dem Projektgebiet EV Jade sowie den Kreislandwirten der Wesermarsch und Friesland.....	23
Abbildung 4-4: Exkursion am 13. Juli 2020 mit Susanne Mittag (li.) und am 12. August 2020 mit Susanne Mittag und Tiemo Wölken (beide SPD) in der Wesermarsch zur Veranschaulichung der Nährstoffverlagerung aus Grünlandflächen in die Grabensysteme und Küstengewässer.	24
Abbildung 4-5: Projekttreffen am 17. September 2021 mit den „Waterbuddies“-Fallstudienbetrieben in der Maschinenhalle eines Projektbetriebs.	25
Abbildung 4-6: Informationstreffen „Urbane Gebiete (Kläranlagen)“ am 15. Oktober 2021 mit landwirtschaftlichen Akteuren in der Kläranlage der Gemeinde Rastede.	26

Abbildung 4-7: Erster auf einem Projektbetrieb durchgeführter Arbeitskreis „Geest“ am 03. März 2022 mit den in der Geest wirtschaftenden Projektbetrieben.....	27
Abbildung 4-8: Zweiter Arbeitskreis "Moor & Marsch" am 06. April 2022 mit den Fallstudienbetrieben im nördlichen Projektgebiet.....	28
Abbildung 4-9: Projekttreffen am 22. November 2022 mit den Fallstudienbetrieben.	29
Abbildung 4-10: Arbeitskreis "Moor & Marsch" am 20. September 2023 und Arbeitskreis „Geest“ am 21. September 2023 mit den Fallstudienbetrieben im nördlichen Projektgebiet.	29
Abbildung 4-11: Öffentlichkeitswirksame Abschlussveranstaltung am 04. Dezember 2023 mit 100 Gästen (hybrid 50/50). Das Projektteam wurde an diesem Tag von weiteren externen Referenten unterstützt.	30
Abbildung 5-1: PO ₄ ³⁻ -P- Gehalte der Böden der unterschiedlichen Landschaftsräume für die Tiefen 0 - 30 cm und 30 - 60 cm unter GOK. Signifikante Unterschiede für die Summe der PO ₄ ³⁻ -P - Gehalte in der Tiefe von 0 - 60 cm u. GOK sind mit unterschiedlichen Lettern gekennzeichnet. Das n entspricht der Anzahl der in den jeweiligen Boxplots berücksichtigten Messwerte.	37
Abbildung 5-2: PO ₄ ³⁻ -P-Konzentrationen im Gruppenabfluss unterschiedlicher Landschaftsräume. Signifikante Unterschiede sind mit unterschiedlichen Lettern gekennzeichnet. Die Konzentrationen sind an einer log ₁₀ -Skala dargestellt. Das n entspricht der Anzahl der in den jeweiligen Boxplots berücksichtigten Messwerte.	38
Abbildung 5-3: PO ₄ ³⁻ -P-Konzentrationen im Drainageabfluss unterschiedlicher Landschaftsräume. Signifikante Unterschiede sind mit unterschiedlichen Lettern gekennzeichnet. Die Konzentrationen sind an einer log ₁₀ -Skala dargestellt. Das n entspricht der Anzahl der in den jeweiligen Boxplots berücksichtigten Messwerte.	38
Abbildung 5-4: PO ₄ ³⁻ -P- Konzentrationen im Graben unterschiedlicher Landschaftsräume mit Grenzwerten für einen guten ökologischen Zustand (Linien) (OGewV, 2016). Signifikante Unterschiede sind mit unterschiedlichen Lettern gekennzeichnet. Die Konzentrationen sind an einer log ₁₀ -Skala dargestellt. Das n entspricht der Anzahl der in den jeweiligen Boxplots berücksichtigten Messwerte.....	39
Abbildung 5-5: Jahreszeitlicher Unterschiede der PO ₄ ³⁻ -P-Konzentrationen in den Gräben der unterschiedlichen Landschaftsräume mit Orientierungswerten für einen guten ökologischen Zustand (Linien) (OGewV, 2016). Die Konzentrationen sind an einer log ₁₀ -Skala dargestellt. Die Zahl unter den Boxplots entspricht der Anzahl der in den jeweiligen Boxplots berücksichtigten Messwerte.....	40

Abbildung 5-6: NH_4^+ -N-Gehalte (A) und NO_3^- -N-Gehalte (B) der Böden der unterschiedlichen Landschaftsräume für die Tiefen 0 - 30 cm und 30 - 60 cm unter GOK. Signifikante Unterschiede für die Summe der der jeweiligen Stickstoffgehalte in der Tiefe von 0 - 60 cm unter GOK sind mit unterschiedlichen Lettern gekennzeichnet. Als Zahl ist die Anzahl der Messungen unter den Boxplots angegeben. Die Zahl unter den Boxplots entspricht der Anzahl der in den jeweiligen Boxplots berücksichtigten Messwerte.	41
Abbildung 5-7: NH_4^+ -N-Konzentrationen (A) und NO_3^- -N-Konzentrationen (B) im Gruppenabfluss unterschiedlicher Landschaftsräume. Signifikante Unterschiede sind mit unterschiedlichen Lettern gekennzeichnet. Das n entspricht der Anzahl der in den jeweiligen Boxplots berücksichtigten Messwerte. Das n entspricht der Anzahl der in den jeweiligen Boxplots berücksichtigten Messwerte.	42
Abbildung 5-8: NH_4^+ -N-Konzentrationen (A) und NO_3^- -N-Konzentrationen (B) im Drainageabfluss unterschiedlicher Landschaftsräume. Gestrichelte Linie in Plot B zeigt die Plot-Obergrenze von 12 mg L^{-1} aus Plot A. Signifikante Unterschiede sind mit unterschiedlichen Lettern gekennzeichnet. Das n entspricht der Anzahl der in den jeweiligen Boxplots berücksichtigten Messwerte.....	42
Abbildung 5-9: NH_4^+ -N-Konzentrationen (A) und NO_3^- -N-Konzentrationen (B) in den Gräben unterschiedlicher Landschaftsräume mit Orientierungswerten für NH_4^+ -N für einen guten ökologischen Zustand (Linien) (OGewV, 2016). Signifikante Unterschiede sind mit unterschiedlichen Lettern gekennzeichnet. Das n entspricht der Anzahl der in den jeweiligen Boxplots berücksichtigten Messwerte.	43
Abbildung 5-10: Jahreszeitlicher Unterschiede der NH_4^+ -N-Konzentrationen in den Gräben der unterschiedlichen Landschaftsräume mit Grenzwerten für einen guten ökologischen Zustand (Linien) (OGewV, 2016). Das n entspricht der Anzahl der in den jeweiligen Boxplots berücksichtigten Messwerte.....	44
Abbildung 5-11: Jahreszeitlicher Unterschiede der NO_3^- -N-Konzentrationen in den Gräben der unterschiedlichen Landschaftsräume mit Grenzwerten für einen guten ökologischen Zustand (Linien) (OGewV, 2016). Das n entspricht der Anzahl der in den jeweiligen Boxplots berücksichtigten Messwerte.....	45
Abbildung 6-1: Ertragsrahmen mit Schere (Foto: G. Lange, LWK NI).	56
Abbildung 6-2: Aufbau Weideparzellen (Foto: P. Gatersleben, LWK NI).	57
Abbildung 6-3: TM-Erträge der verschiedenen Standorte.	59
Abbildung 6-4: TM Jahresertrag in Abhängigkeit von der Jahres-N-Düngung aller schnittgenutzten Flächen (n= 23).	60

Abbildung 6-5: N-Zufuhr (abz. 15 % Ausbringungsverluste) und N-Abfuhr.....	61
Abbildung 6-6: Stickstoff Zu- und Abfuhr aller Schnittflächen (n=36) im Waterbuddies-Projekt über die Jahre (2019 – 2021).....	62
Abbildung 6-7: Phosphor Zu- und Abfuhr aller Schnittflächen (n=36) im Waterbuddies-Projekt über die Jahre (2019 – 2021).....	66
Abbildung 6-8: Phosphor: Zufuhr der Waterbuddies Weideflächen auf Moorstandorte.	67
Abbildung 6-9: Abstandsregelungen/Gewässerrandstreifen gemäß DüV, WHG, NWG (Stand Mai 2022).....	70
Abbildung 7-1: Beprobung der grabenlebenden Makroinvertebratenfauna mit der Stechrohrmethode. A) Einsetzen und Fixierung des Stechrohres. B) Vor Ausschöpfen. C) Nach Ausschöpfen der Wassersäule. Die untere Kante des Stechrohres ist angeschrägt, um das Einbringen in das Sediment zu erleichtern.	73
Abbildung 7-2: Flussdiagramm beschreibt die Analyseschritte zur Selektion geeigneter Metrics zur Beschreibung der Nährstoffsituation in Gräben. Abkürzungen der Metric-Kategorien D (Diversität / Reichtum), Z (Zusammensetzung / Abundanz), F (Funktionalität / Präferenz) und T (Toleranz / Sensitivität).....	76
Abbildung 7-3: Box-Whisker-Plots: Mittelwert (■) der Taxazahl der Grabenfauna pro Grabenabschnitt (Beprobungsgrundfläche: 0,75 m ² ; 6 Stechrohrproben pro Abschnitt) im Sommer 2019 (A) und Frühling 2021 (B) sowie für beide Probenahmen (C). Daten differenziert nach Landschaftsräumen mit Übergangstandorten ÜGeMo (Übergang Geest-Moor) und ÜMoMa (Übergang Moor-Marsch). Prüfung auf signifikante Unterschiede durch ANOVA mit anschließendem TukeyHSD-Test (A, B) und Welch-ANOVA mit anschließendem Games-Howell-Test (C), Signifikanzniveau $\alpha = 0,05$; $p < 0,05 = *$; $< 0,01 = **$; $< 0,001 = ***$. Vergleiche mit geringer Aussagekraft durch eine Stichprobengröße $n < 5$ sind grau gekennzeichnet.	78
Abbildung 7-4: Box-Whisker-Plots: Mittelwert (■) der Abundanz der Grabenfauna (Individuen m ⁻²) der Grabenabschnitte im Sommer 2019 (A) und Frühling 2021 (B) sowie für beide Probenahmen (C). Daten differenziert nach Landschaftsräumen mit Übergangstandorten ÜGeMo (Übergang Geest-Moor) und ÜMoMa (Übergang Moor-Marsch). Ausreißer über 4.500 Individuen m ⁻² sind als Zahlen (↑) dargestellt. Prüfung auf signifikante Unterschiede nach Logarithmus-Transformation durch ANOVA mit anschließendem TukeyHSD-Test (A, B) und Welch-ANOVA mit anschließendem Games-Howell-Test (C), Signifikanzniveau $\alpha = 0,05$; $p < 0,05 = *$; $< 0,01 = **$; $< 0,001 = ***$. Vergleiche mit geringer Aussagekraft durch eine Stichprobengröße $n < 5$ sind grau gekennzeichnet.	79

- Abbildung 7-5: Biplots der ersten beiden Achsen der PCA der Umweltparameter, die die Assoziationen zwischen den Umweltvariablen der Grabenabschnitte darstellen für alle Landschaftsräume (A) sowie für Geest (B), Niedermoor (C), Hochmoor (D) und Marsch (E). Die Abschnitte sind als Punkte und die Umweltparameter als Pfeile dargestellt. Die Pfeile zeigen in die erwartete Richtung des steilsten Anstiegs des Wertes. Ihre relative Länge im Vergleich zu den anderen Pfeilen ist ein Hinweis auf die Stärke der Korrelation der Variablen. Längere Vektoren haben einen größeren Einfluss auf Umweltunterschiede zwischen den Abschnitten. Der Winkel zwischen zwei Pfeilen zeigt ihre Korrelation zueinander an. ÜGeMo = Übergang Geest-Moor; ÜMoMa = Übergang Moor-Marsch. Abkürzungen siehe Tabelle 7-3. 82
- Abbildung 7-6: Niedermoor: A-C) Core-Metrics mit höchster Korrelation ($r_{\text{spear}} \geq 0,6$) zur PCA-Achse der Metric-Kategorien Z (Zusammensetzung / Abundanz) und F (Funktionalität / Präferenz). E-H) Core-Metrics in Abhängigkeit zur $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Grabenwasser (Mittelwert (Messwerte über die Projektlaufzeit bis zur Faunabeprobung im Frühling 2021, siehe Modul C)). Mit linearer Regressionsgerades \pm 95% CI. Die Berechnung eines Metric-Datenpunktes basiert auf 6 Stechrohrproben pro Grabenabschnitt. 87
- Abbildung 7-7: Hochmoor: A-D) Core-Metrics mit höchster Korrelation ($r_{\text{spear}} \geq 0,6$) zur PCA-Achse der Metric-Kategorien D (Diversität / Reichtum) und Z (Zusammensetzung / Abundanz) E-H) Core-Metrics in Abhängigkeit zur $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration im Grabenwasser (Mittelwert (Messwerte über die Projektlaufzeit bis zur Faunabeprobung im Frühling 2021, siehe Modul C)). Mit linearer Regressionsgerades \pm 95% CI. Die Berechnung eines Metric-Datenpunktes basiert auf 6 Stechrohrproben pro Grabenabschnitt. Ind. = Individuen. 88
- Abbildung 7-8: Fortsetzung Abbildung 7-7. Hochmoor: I-L) Core-Metrics mit höchster Korrelation ($r_{\text{spear}} \geq 0,6$) zur PCA-Achse der Metric-Kategorien Z (Zusammensetzung / Abundanz) und F (Funktionalität / Präferenz). M-P) Core-Metrics in Abhängigkeit zur $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration im Grabenwasser. Mit linearer Regressionsgerades \pm 95% CI. Die Berechnung eines Metric-Datenpunktes basiert auf 6 Stechrohrproben pro Grabenabschnitt. BGHC = Bivalvia, Gastropoda, Heteroptera, Coleoptera. Ind. = Individuen. 89
- Abbildung 7-9: Geest: A) Core-Metric (Anteil der Gattungen aus den Gruppen Bivalvia, Gastropoda, Heteroptera und Coleoptera (BGHC)) mit höchster Korrelation ($r_{\text{spear}} \geq 0,6$) zur PCA-Achse der Metric-Kategorie Z = (Zusammensetzung / Abundanz). B) Core-Metric in Abhängigkeit zur $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Grabenwasser (Mittelwert (Messwerte über die Projektlaufzeit bis zur Faunabeprobung im Frühling 2021, siehe Modul C)). Mit linearer

Regressionsgerades \pm 95% CI. Die Berechnung eines Metric-Datenpunktes basiert auf 6 Stechrohrproben pro Grabenabschnitt.....	90
Abbildung 8-1: Design der Datenaufnahme auf den Observationsflächen. Abkürzungen: G1 Grabendistanz 1, G2 Grabendistanz 2, G3 Grabendistanz 3.	99
Abbildung 8-2: Zusammenhang zwischen dem N-Input aus Mineraldüngerzukauf [kg ha^{-1}] und dem Brutto-N-Saldo [kg ha^{-1}]. Die gestrichelte Linie bildet die lineare Regression ab. Die Symbole kennzeichnen die drei Einzeljahre 2019, 2020, 2021 und die Buchstaben stehen für den jeweiligen Betrieb (A-W).....	103
Abbildung 8-3: Zusammenhang zwischen dem P-Input (P_2O_5) aus Futterzukauf (Kraftfutter und Grobfutter) [kg ha^{-1}] und dem Brutto-P-Saldo [$\text{kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$]. Die gestrichelte Linie bildet die lineare Regression ab und die gepunktete Linie zeigt einen Brutto-P-Saldo von 0 kg ha^{-1} . Die Symbole kennzeichnen die drei Einzeljahre 2019, 2020, 2021 und die Buchstaben stehen für den jeweiligen Betrieb (A-W).	104
Abbildung 8-4: Entwicklung der Brutto N Stoffstrombilanzsalden [kg ha^{-1}] über die vier Projektjahre 2019-2022. Fehlende Balken kennzeichnen Datenlücken in dem entsprechenden Jahr.	105
Abbildung 8-5: Entwicklung der Brutto P Stoffstrombilanzsalden [$\text{kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$] über die vier Projektjahre 2019-2022. Fehlende Balken kennzeichnen Datenlücken in dem entsprechenden Jahr.	105
Abbildung 8-6: A) Zusammenhang zwischen den $\delta^{13}\text{C}$ Werten (Jahresmittel aus Sommer- und Winterfütterung) von Kuhschwanzhaaren und dem Maisanteil an der Grundfütterration [% TM, Jahresdurchschnitt]. B) Zusammenhang zwischen den $\delta^{13}\text{C}$ Werten (Jahresmittel aus Sommer- und Winterfütterung) von Kuhschwanzhaaren und dem Anteil der Maisanbaufläche an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche [%]. Jeder Punkt repräsentiert einen Betrieb (A-Q) und die Symbole stehen für das Fütterungsregime und die Bodenlandschaft. Die durchgezogene Linie umfasst die Geest Betriebe, die gestrichelte Linie die Moor Betriebe und die gepunktete Linie die Marsch Betriebe. Das R^2 zeigt das Bestimmtheitsmaß der Beziehung und die grauen Bereiche das 95% Konfidenzintervall.	107
Abbildung 8-7: A) Zusammenhang zwischen den $\delta^{13}\text{C}$ Werten (Jahresmittel aus Sommer- und Winterfütterung) der Gülle und dem Maisanteil an der Grundfütterration [% TM, Jahresdurchschnitt]. B) Zusammenhang zwischen den $\delta^{13}\text{C}$ Werten (Jahresmittel aus Sommer- und Winterfütterung) der Gülle und dem Anteil der Maisanbaufläche an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche [%]. Jeder Punkt repräsentiert einen Betrieb (A-Q) und die Symbole stehen für die	

Bodenlandschaft. Das R^2 zeigt das Bestimmtheitsmaß der Beziehung und die grauen Bereiche das 95% Konfidenzintervall.	107
Abbildung 8-8: Zusammenhang zwischen dem betrieblichen Brutto-N-Stoffstrombilanzsaldo (kg ha^{-1}) und den $\delta^{15}\text{N}$ Werten im Oberboden, der oberirdischen Biomasse und Gülle für die Jahre 2019 und 2020. Das Bestimmtheitsmaß und die P-Werte zeigen die Ergebnisse einer Pearson Korrelation.	108
Abbildung 8-9: Shannon-Indizes der Phytodiversität in den verschiedenen Grabendistanzen (G1, G2, G3) und Landschaftstypen (Geest (Ge), Marsch (Ma), Moor (Mo)) bei einem mittleren standardisierten pH-Wert (arithm. Mittel) von 0.98. Die Punkte markieren die Schätzwerte und die Fehlerbalken die 95%-Konfidenzintervalle (M.Sc. A. Wigger, 2023).....	109
Abbildung 8-10: LiDAR digitales Höhenmodell dreier Projektflächen vom 14.05.2021 erzeugt mit einem Riegl miniVUX-1UAV Laserscanner (Hütt, 2023).....	117
Abbildung 9-1: Wasserwirtschaftliches Landschaftsrelief der Küstenregion Niedersachsens.	118
Abbildung 9-2: Datenfluss im Projekt: Zusammenführung bereinigter und laufend aktualisierter Datenpakete über einen extract/transform/load-Prozess (ETL) in ein Data Warehouse. Dort erfolgen dann die weitere Aufbereitung sowie die Verknüpfung der Daten zugunsten umfassender Analysen und Visualisierungen. Die Struktur der Datenbank wird über die Metadaten beschrieben, um diese Prozesse zu erleichtern.	120
Abbildung 9-3: Klassendiagramm (an UML angelehnt) über die im Projekt verwalteten Objektklassen und deren Beziehungen. Die dargestellten Klassen (weiße Kästen) repräsentieren jeweils ein Objekt/Konzept/Phänomen/Beobachtungsdatensatz in der realen Welt. Die Linien stellen bestehende und explizit benannte Beziehungen zwischen diesen Objekten dar. Dabei kann jeweils ein Objekt mit einem anderen Objekt oder mit vielen anderen Objekten in Beziehung stehen (1:1 bzw. 1:n). Das abgerundete Rechteck (Ort/Zeit) drückt hingegen die implizite Beziehung durch raum-zeitliche Nähe aus.....	123
Abbildung 9-4: Der Datenfluss im Projekt kann grob anhand der dargestellten Stufen Versuchsfläche, Erfassung, Datenmanagement und Analyse untergliedert werden. Sowohl für jede dieser Stufen als auch für die jeweiligen Übergänge können Akteure oder Rollen identifiziert werden, die für die jeweilige Struktur bzw. für den jeweiligen Prozessschritt verantwortlich sind. Zuweilen können dabei u. U. einzelne Schritte oder Stufen übersprungen werden, wie es durch die Pfeile in unterschiedlichen Ebenen bzw. Prozess-Varianten angedeutet ist.	125

Abbildung 9-5: Schematische Darstellung der Eintragspfade in Grund- und Oberflächengewässer (NLWKN, 2018).	128
Abbildung 9-6: Abflussgewichtetes Mittel der TN-Konzentration der Nord- und Ostsee-Zuflüsse (UBA, 2023).	134
Abbildung 9-7: Saldo der landwirtschaftlichen Stickstoff-Gesamtbilanz auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche (UBA, 2023).	135
Abbildung 9-8: Weitere Verringerung des N-Düngesaldos nach DüV (2020) auf Werte unterhalb der zulässigen Düngung (li.) und Entwicklung des Absatzes von N-Mineraldünger in Niedersachsen (re.) (LWK, 2023).	135
Abbildung 9-9: N-Anfall aus Tierhaltung und Biogasanlagen (o.) und N-Düngesaldo nach § 3 (3) DüV in kg N/ha auf Gemeindeebene im Projektgebiet EV Jade (LWK, 2022).	137
Abbildung 9-10: N-Minderungsbedarf, um 50 mg Nitrat/l im Sickerwasser nicht zu überschreiten (LBEG, 2022).	138
Abbildung 9-11: Jahreszeitlicher Verlauf der N-Dynamik in der Jade; gemessen am Jade-Wapeler-Siel (ergänzt nach NLWKN, 2024).	139
Abbildung 9-12: Jahreszeitlicher Verlauf der P-Dynamik in der Jade; gemessen am Jade-Wapeler-Siel (ergänzt nach NLWKN, 2024).	140
Abbildung 10-1: Gebietskulisse zur effektiven Reduzierung des landwirtschaftlichen Nitrataustrags unter Grünland über das Sickerwasser/Dränwasser auf den Niederungsböden der Geest im Projektgebiet Jade.	142
Abbildung 10-2: Gebietskulisse zur effektiven Reduzierung des landwirtschaftlichen P-Austrags unter Grünland über das Sickerwasser/Dränwasser auf den Hochmooren im Projektgebiet Jade.	144

Abkürzungsverzeichnis

#	Anzahl
A	Grabenabschnitt
AK	Arbeitskreis
BGHC	Bivalvia, Gastropoda, Heteroptera und Coleoptera
CI	Confidence interval
D	Metric-Kategorie Diversität / Reichtum
D.	Vegetationsdeckung
DüV	Düngeverordnung
EV	Entwässerungsverband
EZG	Einzugsgebiet
F	Metric-Kategorie Funktionalität / Präferenz
G	Graben
GLZ	Grünlandzentrum Niedersachsen / Bremen e.V.
GV	Großvieheinheit
GWRL	EU-Grundwasserrahmenrichtlinie
Ind.	Individuen
L/B/H	Länge/Breite/Höhe
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LBEG	Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie
LF	Elektrische Leitfähigkeit
LN	Landwirtschaftliche Nutzfläche
LWK	Landwirtschaftskammer Niedersachsen
<i>M</i>	Mittelwert
ML	Niedersächsische Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
MSRL	EU-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie
N	Stickstoff
NLWKN	Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
P	Phosphor

P.	Probepunkt
PC1	Ersten Hauptachse (Hauptkomponentenanalyse)
PC2	Zweite Hauptachse (Hauptkomponentenanalyse)
PCA	Principal Component Analysis (Hauptkomponentenanalyse)
POM	Partikuläres organisches Material
Q-Q-Diagramm	Quantil-Quantil-Diagramm
SD	Standard deviation (Standardabweichung)
StoffBilV	Stoffstrombilanzverordnung
T	Metric-Kategorie Toleranz / Sensitivität
TBF	Tag der Beprobung der Fauna
Temp_max_70d	Maximale Wassertemperatur im Zeitraum 70 Tage vor Tag der Beprobung der Fauna
Temp_mean_70d	Mittlere Wassertemperatur im Zeitraum 70 Tage vor Tag der Beprobung der Fauna
Temp_sum_70d	Summe der Tagesmittelwerte im Zeitraum 70 Tage vor Tag der Beprobung der Fauna
TN	Gesamtstickstoff
TP	Gesamtphosphor
ÜGeMo	Übergang zwischen Landschaftsraum Geest und Moor
UGÖ	Universität Göttingen – Abteilung Graslandwissenschaft
ÜMoMa	Übergang zwischen Landschaftsraum Moor und Marsch
UOL-B	Universität Oldenburg – AG Bodenkunde
UOL-G	Universität Oldenburg – AG Gewässerökologie
Veg_Deckung	Anteil der Vegetationsdeckung auf 0,75 m ² Grabenfläche (6 Stechrohrproben)
Veg_Familien	Anzahl der Pflanzenfamilien ab 5%-Deckung auf 0,75 m ² Grabenfläche (6 Stechrohrproben)
WRRL	EU-Wasserrahmenrichtlinie
WS	Wasserstand
Z	Metric-Kategorie Zusammensetzung / Abundanz

1 Einführung

1.1 Gegenstand des Vorhabens

Die Überfrachtung der Landschaft mit Nährstoffen ist seit Jahrzehnten eines der gravierendsten Umweltprobleme in Deutschland. Dies ist nicht nur an einer zunehmenden Artenverarmung auf dem Festland erkennbar, sondern zeigt sich vielmehr auch an der Eutrophierung und Beeinträchtigung des Grundwassers, der Flüsse, Seen, Übergangs- und Küstengewässer. Hier liegt eine der anerkannt größten Herausforderungen in der Erfüllung europäischer Vorgaben, den „guten Zustand“ bzw. das „gute Potenzial“ in Flüssen, Bächen, Seen und Küstengewässern (Wasserrahmenrichtlinie) sowie im Grundwasser (Grundwasserrichtlinie) als auch in der Nord- und Ostsee (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie) langfristig zu erreichen oder zu erhalten.

In dieser Hinsicht trägt die Umsetzung der „Richtlinie zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen“ maßgeblich zum Erreichen dieser Umweltziele bei. Mit der zuletzt im Jahr 2020, aufgrund der unzureichenden Umsetzung der EG-Nitratrichtlinie, in Kraft getretenen neuen Düngeverordnung (DüV, 2020) wurde das nationale Düngerecht an neue fachliche Erfordernisse zur Verbesserung der Wirksamkeit der Düngung und zur Verringerung von Umweltbelastungen angepasst (LWK, 2022). Damit werden Betriebsleiter vor neue Herausforderungen im betrieblichen Nährstoffmanagement gestellt, sodass die Strategien und Lösungsansätze zur Einhaltung neuer bußgeldbewehrter Kontrollwerte überprüft und ggf. geändert werden müssen.

Nach wie vor besteht eine Hauptbelastung der Nordsee in der Anreicherung von Nährstoffen, besonders durch Stickstoff und Phosphor. Dabei konzentriert sich die Eutrophierung im Wesentlichen auf das kontinentale Küstengewässer, einen 50 bis 200 km breiten und zugleich flachgründigen Wasserkörper mit verminderten Salzgehalten (NLWKN, 2014). Hier machen sich die Nährstoffeinträge aus den direkt einmündenden deutschen Flüssen (Ems, Weser, Elbe und Eider) anhand erhöhter Nährstoffkonzentrationen in der Wassersäule deutlich bemerkbar (NLWKN, 2014). Die Auswirkungen im Küstengewässer spiegeln sich in erhöhten Chlorophyll-a-Konzentrationen, im verstärkten Auftreten von Planktonblüten sowie durch vermehrtes Wachstum von Grünalgen wider. Infolgedessen wird der zunehmend auftretende Sauerstoffmangel durch den Rückgang der Seegrasflächen sowie durch Veränderungen der benthischen und pelagischen Lebensgemeinschaften sichtbar (NLWKN, 2014).

Neben den hohen Nährstoffeinträgen über die Flussfrachten der großen deutschen Nordseezuflüsse müssen auch die Direkteinträge über küstennahe Entwässerungssysteme in die Küstengewässer minimiert werden. Eine Quelle dieser Nährstoffeinträge resultiert aus der Landwirtschaft, im Speziellen auf Grünlandstandorten in küstennahen Bereichen (Foerster, 1998). In dieser Hinsicht stellt Nordwestdeutschland, insbesondere die niedersächsische Küstenregion, eine naturräumliche Besonderheit innerhalb Deutschlands dar. Seit vielen Jahrhunderten wird die Kulturlandschaft durch ein weitverzweigtes Entwässerungssystem geprägt. Die Dichte ist besonders in den ehemaligen Moor- und Marschengebieten und heutigen Dauergrünland-Standorten des nordwestdeutschen Tieflandes hoch. Allein die Marschengebiete Niedersachsens, rund 9 % der Landesfläche, werden von mehr als

30.000 km Gräben durchzogen (Kiel et al., 2012). Die dichten Entwässerungsnetze im nordwestdeutschen Raum gehören zu den ältesten anthropogen geschaffenen Gewässerstrukturen, die eine dauerhafte Besiedlung und Landnutzung erst ermöglichten. Sie sind heute gleichermaßen landschaftsprägendes Funktionselement des Wassermanagements, Kulturgut sowie Lebensraum zahlreicher Tier- und Pflanzenarten (Scholle et al., 2006).

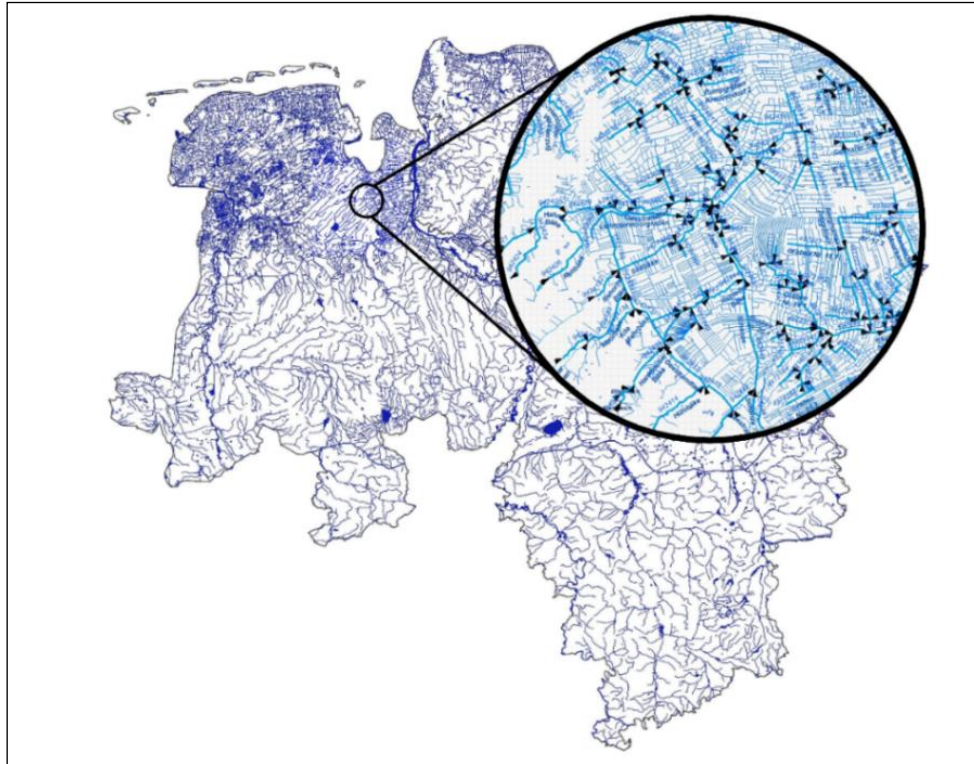


Abbildung 1-1: Karte des niedersächsischen Gewässernetzes mit einem Ausschnitt aus dem küstennahen Bereich südlich des Jadebusens unter Angabe der Fließrichtung in Form von Pfeilen (bearbeitet nach MU, 2018).

Mit dem dicht verzweigten Grabennetz entlang der niedersächsischen Nordseeküste ist ein besonderer Aspekt innerhalb des wasserpolitischen EU-Ordnungsrahmens verbunden. Aus Sicht der WRRL spielen die Grabensysteme nur eine untergeordnete Rolle, weil sie überwiegend Einzugsgebiete unter 10 km² besitzen und somit in Bezug auf die Umsetzung der Richtlinie nicht berücksichtigt werden. Allerdings ist die Bedeutung vieler kleiner Einzugsgebiete nicht zu unterschätzen. Darüber hinaus leisten die Gräben, neben ihrer Bedeutung als Refugien für die Tier- und Pflanzenwelt, einen erheblichen Beitrag zum Nährstoffrückhalt und zur Vernetzung aquatischer und terrestrischer Biotope (DWA, 2018). Vor diesem Hintergrund muss davon ausgegangen werden, dass die Erreichung des geforderten guten ökologischen Zustands bzw. Potenzials in den WRRL-relevanten Gewässern nur dann nachhaltig gelingen kann, wenn die an sie angeschlossenen Gräben ebenfalls einen entsprechenden chemischen Zustand erreichen. Andererseits bilden sie das Transportmedium für Nährstoffe aus direkt benachbarten landwirtschaftlichen Flächen in die Nordsee. In diesem Zusammenhang kommen Grünlandregionen, insbesondere bedingt durch ihre küstennahe Lage, besondere Aufgaben zu (Holsten et al., 2012). Dabei stellen die stetig steigenden Anforderungen an das betriebliche Nährstoffmanagement sowie die ökonomische Labilität infolge zurückliegender Milchkrise, die auf Grünland wirtschaftenden Betriebe vor besondere Herausforderungen.

1.2 Ziele und Aufgabenstellung des Projekts

Das im vorliegenden Abschlussbericht beschriebene Projekt zielte darauf ab, eine Verbesserung der Nährstoffbelastung von Oberflächengewässern zu erreichen. Dazu wurden Nährstoffflüsse auf Feld- und Betriebsebene in ihrer Bedingtheit vom Standort (Boden), der Bewirtschaftung und der jahreszeitlichen Variabilität erfasst und dominierende Austragswege identifiziert, um die Passage der Stoffe zu verstehen und ihre ökologischen Effekte charakterisieren zu können. Auf dieser Basis konnten räumliche Konzentrierungsphänomene von Nährstoffen festgestellt werden. Unter der Berücksichtigung standortspezifischer, betriebswirtschaftlicher, hydrologischer und pedologischer Wechselwirkungen sowie deren Auswirkungen auf die Qualität von Gräben konnten letztlich Stellschrauben identifiziert werden, die konkrete, praktikable Handlungsempfehlungen zur Bewirtschaftung von Grünlandstandorten ergaben. Die Empfehlungen sind geeignet, eine möglichst verlustarme Zirkulation von Nährstoffen (N und P) innerhalb der betrieblichen Kreisläufe zu gewährleisten, um eine signifikante Reduktion der Nährstoffbelastung und eine Verbesserung des ökologischen Potenzials der Grünlandgräben zu erreichen.

Dieses Gesamtziel wurde erreicht, da die sieben Teilprojekte (Module) eng miteinander kooperierten und die nachstehenden Einzelziele stringent verfolgt wurden:

- ❖ Modul A: Überwachung der zeitlichen Abwicklung und Ausrichtung konform zur Projektplanung auf Basis einer reibungslosen und effektiven Kommunikation zwischen den Projektpartnern und den Fallstudienbetrieben
- ❖ Modul B: Akquise von insgesamt 28 für den niedersächsischen Küstenraum repräsentative Grünland bewirtschaftende Milchviehbetriebe und Identifikation der betrieblichen Stoffströme
- ❖ Modul C: Erfassung der standörtlich differenzierten und bewirtschaftungsabhängigen Dynamik und Mobilität von Nährstoffen der Böden, der Nährstoffausträge und -Nährstoffeinträge in angrenzende Gewässer
- ❖ Modul D: Erfassung der Nährstoffflüsse auf Grünlandflächen in Form der zu- und abgeführten landwirtschaftlichen Güter in quantitativer und qualitativer Hinsicht
- ❖ Modul E: Erstellung der notwendigen Grundlagen für eine standortbezogene Erfassung und ökologische Bewertung gewässerökologisch relevanter Düngeeffekte
- ❖ Modul F: Analyse der Zusammenhänge zwischen dem Produktionssystem Milch, der Nährstoffeffizienz auf Betriebsebene, den innerbetrieblichen Nährstoffflüssen und den möglichen Nährstoffverlusten in die Umwelt
- ❖ Modul G: Ableitung wirksamer Handlungsempfehlungen zur Reduzierung von Nährstoffausträgen aus dem betrieblichen System und Übertragung auf das Untersuchungsgebiet

Infolge der direkten Einbindung von landwirtschaftlichen Betrieben in das Versuchsdesign wurde die Einsicht in die Notwendigkeit des Handelns gefördert, praxistaugliche und regional optimierte Lösungen zu erarbeiten. Die Akteursarbeit hat maßgeblich dazu beigetragen, Multiplikatoren für die Umsetzung der erarbeiteten Handlungsempfehlungen in einer nährstoffeffizienten Landwirtschaft auch außerhalb des Projektgebietes zu gewinnen.

1.2.1 Bezug des Vorhabens zu den förderpolitischen Zielen

Das Fördervorhaben hat sich unter folgende Fördergegenstände eingeordnet:

„Richtlinie zur Förderung von Forschungs- und Entwicklungsvorhaben sowie von Maßnahmen zum Technologie- und Wissenstransfer für eine nachhaltige Erzeugung, Verarbeitung und Vermarktung von landwirtschaftlichen Produkten.“ (BLE, 2015)

Notwendigkeit der Reduktion von Nährstoffeinträgen in Oberflächengewässer

Die Umsetzung der o.g. BÖLN-Förderrichtlinie verfolgte das Ziel einer nachhaltigen Landbewirtschaftung, die ökologische, ökonomische und soziale Aspekte berücksichtigt. Vor dem Hintergrund der Zielerreichung der MSRL, der WRRL sowie der Nitrat-RL stellt die Eutrophierung eines der anerkannt größten Probleme der Binnen- und Küstengewässer dar (NLWKN, 2021). In Bezug auf 2007 ist niedersachsenweit ein Minderungsbedarf zum Einhalten der Ziele für Grundwasser (50 mg NO₃⁻/l) in Höhe von 83.500 t Stickstoff erforderlich. Nur mit einer zusätzlichen Reduktion von 5.500 t Stickstoff in Niedersachsen sind zugleich auch die Umweltziele für die Küstengewässer erreichbar (Gudat und Melzer, 2016).

Der zuletzt im März 2023 durch das Land Niedersachsen veröffentlichte 10. Nährstoffbericht beschreibt in Bezug auf Wirtschaftsdünger den vollständigen Abbau des Nährstoffüberschusses und eine weitere Reduzierung auf minus 16.200 t Stickstoff auf Landesebene (LWK, 2023).

Umweltgerechter Pflanzenbau

Die Milchviehwirtschaft kennzeichnenden Futterbaubetriebe auf küstennahen Dauergrünland-Standorten stellen aufgrund der schwer vermeidbaren Nährstoffüberschüsse im betrieblichen Nährstoffkreislauf eine besondere Situation in Nordwest-Deutschland dar. Ursachen dafür hängen eng mit dem hohen Viehbesatz und dem starken Futterzukauf vor dem Hintergrund unbefriedigender Grobfutterleistungen bei der gleichzeitig oft hohen individuellen Milchleistung der Kühe zusammen. Fortschritte hinsichtlich der Nährstoffausnutzung bei organischen Düngemitteln (z.B. innovative Wirtschaftsdüngerapplikation) sind erkennbar, dennoch besteht nach wie vor ein unausgeglichenes Verhältnis zwischen organischer Grunddüngung und mineralischer Ergänzungsdüngung.

Mit der seit 01.01.2018 in Kraft getretenen Stoffstrombilanzverordnung (StoffBilV) sollen die Düngung und die Nährstoffeffizienz verbessert werden, um die Umweltbelastung zu reduzieren (BMEL, 2018). Sie gilt neben der verpflichtenden Düngebedarfsermittlung (§ 4 DüV, 2020), dem Nährstoffvergleich (§ 8 DüV, 2020) und der betrieblichen Stickstoffobergrenze für organische Dünger (§ 6 DüV, 2020) als letzter Baustein im so genannten Düngepaket, welches bei Überschreitung Ordnungswidrigkeiten nach sich zieht. Übergeordnetes Ziel des Düngepaketes ist die transparente und überprüfbare Darstellung der Nährstoffflüsse in landwirtschaftlichen Betrieben.

Die StoffBilV im Speziellen war für einige Milchviehbetriebe im küstennahen Bereich bereits ab dem Jahr 2018 verpflichtend, weil sie mehr als 50 Großvieheinheiten (GV) bzw. 30 ha bei jeweils 2,5 GV/ha aufweisen oder ein funktionaler Zusammenhang zu einer Biogasanlage besteht (LWK, 2018). In welchem quantitativen Ausmaß die Milchviehbetriebe in Nordwest-Niedersachsen die Stoffstrombilanz rechnen müssen, war zunächst nicht konkret zu ermitteln, weil die Betriebe ihr

eigenes Grundfutter produzieren, der anfallende Wirtschaftsdünger auf den Betriebsflächen nach landwirtschaftlichem Fachrecht appliziert wird und die Besatzdichte vielerorts auch unter dem Schwellenwert der StoffBiIV von 2,5 GV/ha liegt. Seit dem Jahr 2023 ist die StoffBiIV für alle Betriebe verpflichtend.

Zu Beginn des Projekts zeigte sich in Gesprächen mit Vertretern der niedersächsischen Düngbehörde ein großer Unsicherheitsfaktor, in welcher Höhe das StoffBiIV-Saldo auf Milchviehbetrieben in Nordwest-Niedersachsen ausfallen und wie dieses in Zukunft zu bewerten sein wird. Mit dem vorliegenden Projekt konnte nun Transparenz geschaffen werden, in welcher Höhe sich Stoffströme auf Betriebs- und Feldebene bewegen. Die zukünftige Bewertung bleibt auch mit Redaktionsschluss des Abschlussberichts noch offen, da sich die Novellierung der StoffBiIV im parlamentarischen Verfahren befindet (BMEL, 2024).

Hinsichtlich der o.g. förderpolitischen Ziele wird mit dem vorliegenden Projektantrag *Waterbuddies* ein Beitrag zum umweltgerechten Pflanzenbau zur Optimierung des Stickstoff- und Energieeinsatzes durch den effizienten Einsatz von Düngemitteln sowie zur Verbesserung des Gewässerschutzes in Bezug auf die Verringerung von Stickstoff- und Phosphatausträgen geleistet (BMEL, 2015).

1.2.2 Synergieeffekte zu anderen Vorhaben des Gewässerschutzes

Das Einbeziehen wissenschaftlicher Einrichtungen und der Informationsaustausch mit weiteren Vorhaben des Gewässerschutzes waren zentrale Bestandteile dieses Projekts. Dadurch lieferte *Waterbuddies* den als notwendig erkannten wissenschaftlichen Hintergrund für ein kooperativ ausgerichtetes Projekt des Grünlandzentrums (GLZ) zum Nährstoffeintrag in Gräben des Küstenraums. In diesem Projekt konstituierte sich eine Akteursgemeinschaft, durch die das Bewusstsein in Bezug auf die Reduzierung der Direkteinträge aus der Landwirtschaft über Entwässerungssysteme sensibilisiert wurde. Gemeinsam wurden nun Möglichkeiten von Handlungsansätzen erarbeitet und durch *Waterbuddies* für Handlungsoptionen weiterentwickelt.

1.3 Durchführung des Projekts

Das Vorhaben stellte einen Verbund der wissenschaftlichen Arbeitsgruppen der Agrarwissenschaften (Uni GÖ), der Bodenkunde (Uni OL-B) und der Gewässerökologie (Uni OL-G) mit Einrichtungen der Erprobung und Beratung (LWK), der zentralen Vernetzungsstellen für den Wissenstransfer zwischen Wirtschaft, Wissenschaft und Verwaltung (GLZ) sowie der landwirtschaftlichen Praxis (Grünlandbetriebe in Nordwest-Deutschland) dar (Tabelle 1-1).

Tabelle 1-1: Tabellarische Übersicht über die Teilprojekte (Module).

Modul	Titel	Einrichtung	Kürzel
A	Projektmanagement & Koordination	Grünlandzentrum Niedersachsen / Bremen: Dr. Arno Krause, Mathias Paech, Dr. Peter Lorkowski	GLZ
B	Akquise, Analyse und Mobilisierung von Fallstudienbetrieben	Grünlandzentrum und Landwirtschaftskammer Niedersachsen	GLZ und LWK
C	Nährstoffdynamik: Erfassung von Nährstoffmobilität und Nährstoffausträgen aus Böden und Nährstoffeinträgen in angrenzende Gewässer	Universität Oldenburg – AG Bodenkunde: Prof. Dr. Luise Giani, Anna-Lena-Rotenhagen	UOL-B
D	Erfassung der Nährstoffflüsse auf Grünlandflächen	Landwirtschaftskammer Niedersachsen: Dr. Tammo Peters, Frerich Wilken	LWK
E	Studie zur Entwicklung eines Biomonitoringverfahrens	Universität Oldenburg – AG Gewässerökologie: Prof. Dr. Ellen Kiel, Lisa Tunder	UOL-G
F	Bilanzierung und Bewertung der Nährstoffflüsse im Futterbaubetrieb	Universität Göttingen – Abteilung Graslandwissenschaft: Prof. Dr. Johannes Isselstein, Dr. Manfred Kayser, Dr. Friederike Sieve	UGÖ
G	Gesamtheitliche Bewertungsmatrix für eine Übertragung und Interpolation der erarbeiteten Handlungsempfehlungen auf Landschaftsebene	Gesamtkonsortium	

Das Projekt *Waterbuddies* verfolgte einen transdisziplinären und transformativen Ansatz. Die Forschungs- und Entwicklungsarbeiten wurden unter Praxisbedingungen durchgeführt, die relevanten Akteure wurden einbezogen und alle Skalenebenen untersucht, um die Nährstoffflüsse in ihrer Bedingtheit von Standort (Boden), Bewirtschaftung und jahreszeitlichen Variabilität zu erfassen. Durch die Identifikation dominierender Austragswege konnte die Passage der Nährstoffe verstanden sowie ihre ökologischen Effekte charakterisiert werden. Die Skalenebenen setzen sich zusammen aus der Feldebene, der Betriebsebene sowie der Landschaftsebene. Grundlage der wissenschaftlichen Untersuchungen im Rahmen von *Waterbuddies* bildete ein Verbund aus 28 Fallstudienbetrieben, welche im niedersächsischen Küstenraum westlich der Weser lokalisiert sind. Die Einbindung der Landwirte in das Projekt erfolgte somit von Beginn an, sodass sie unmittelbar am Erkenntnisfortschritt der Projektarbeit teilnehmen konnten. Um statistische Stärke und optimale Kooperation zwischen den Modulen zu erreichen, arbeiteten alle Projektpartner nach einem einheitlichen Versuchsdesign, womit der Bezug zur Landschaftsebene, zur Ebene der Entscheidungsfindung - dem Betrieb - sowie zur

Bewirtschaftungsebene - dem Feld - hergestellt wurde. Die nachfolgende Abbildung 1-2 gibt eine Übersicht der Prozesse und Ergebnisse der einzelnen Module auf unterschiedlichen Bezugsebenen.

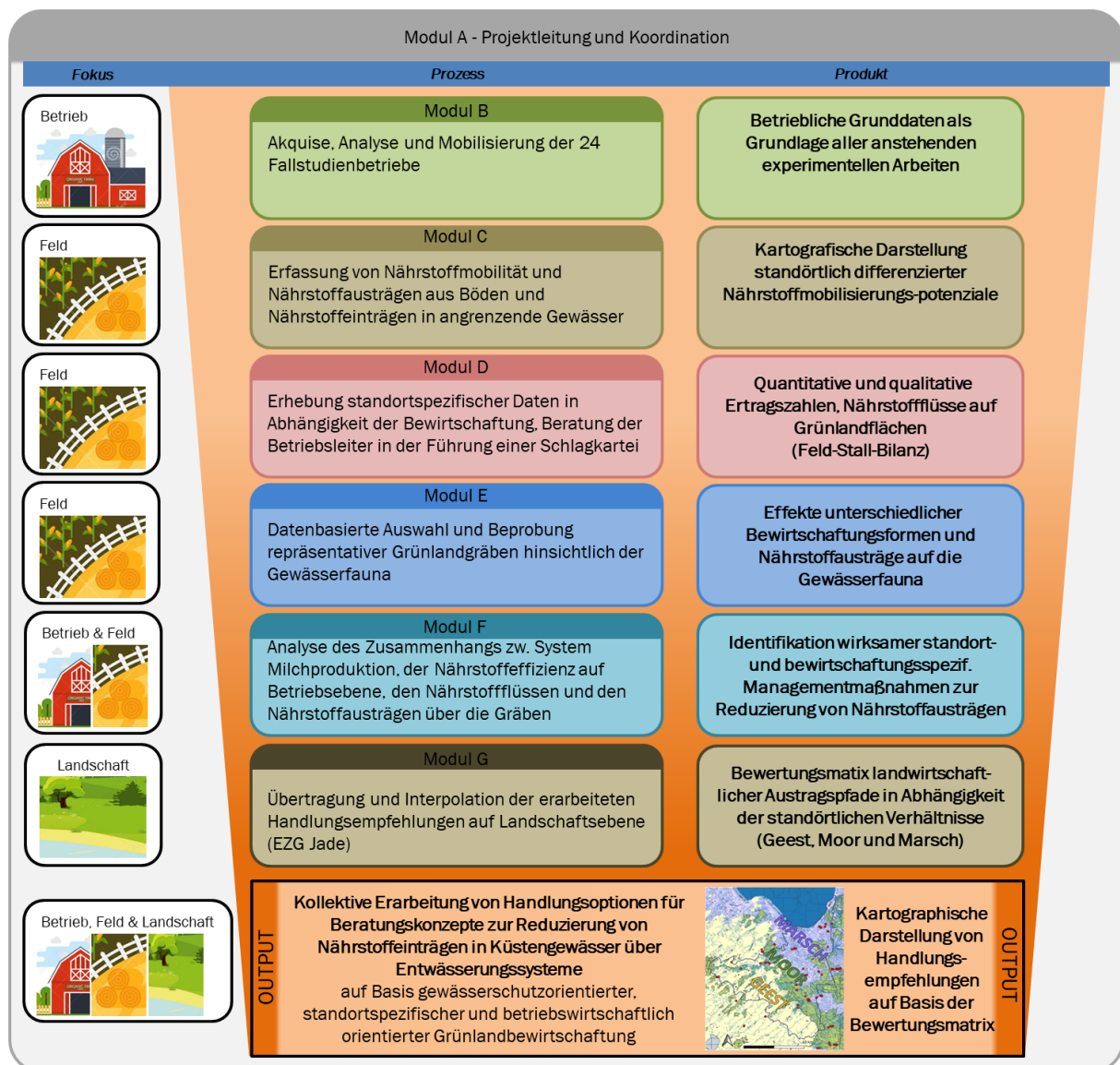


Abbildung 1-2: Kernaufgaben, Ziele (Produkte) und Zusammenwirken der Module im Projekt Waterbuddies.

Die 28 Fallstudienbetriebe stellten die für die Region repräsentativen konventionell wirtschaftenden Milchviehbetriebe mit überwiegendem Anteil an Dauergrünland dar. Aufgrund abweichender betrieblicher Grundstrukturen wurden ökologisch wirtschaftende Betriebe nur zu einem geringen Anteil miteinbezogen. Dennoch ist es möglich, die abgeleiteten Handlungsempfehlungen grundsätzlich auch auf Öko-Betriebe zu übertragen.

Um eine analytisch starke und tragfähige Aussagekraft mit den Versuchsergebnissen zu generieren und gleichzeitig den innovativen Charakter des Projekts zu bedienen, wurden pro naturräumlichen Standort (Moor-, Marsch- und Grundwasser beeinflussten Mineralboden) je acht (+/-1) Fallstudienbetriebe in das Versuchskonzept des Projekts aufgenommen.

Im Rahmen von Betriebsbesuchen erfolgten zu Beginn des Projekts und jedes weiteren Projektjahres die Erhebung von Daten auf Betriebsebene. Die Art und der Umfang der mit den Betriebsleitern zu

ermittelnden Daten orientierten sich dabei eng an der seit 2018 bundesweit geltenden StoffBilV. Zu den Daten zählt beispielsweise die Betriebsstruktur, Flächenausstattung und -anteile von Acker- und Grünland, bestehende Flächennutzungskategorien (Mais, Ackergras, Futtergetreide, etc.) und Daten zum Tierbestand (Tierkategorien, Fütterungsdaten, Milchertrag, etc.) sowie der Nährstofftransportwege (Mineraldüngerzukauf, Wirtschaftsdüngerverkauf, etc.).

Über die Betriebsdaten hinaus fokussierte sich das Projektteam auf zwei landwirtschaftliche Produktionsflächen je Betrieb. Die ausgewählten Schläge sollten repräsentativen Charakter für die gesamte Bewirtschaftungsfläche der Betriebe haben. So wurden die Forschungsergebnisse der Arbeiten auf Betriebs- und Flächenebene miteinander verbunden, um die Nährstoffflüsse in den Fallstudienbetrieben unter Optionen für einen verbesserten Gewässerschutz bewerten zu können. Daher wurde je eine Fläche relativ niedriger N- und P-Düngung (extensiv, z.B. Färsenweide) und eine hoher Düngung (intensiv, z.B. 5-schürige Weidelgras-dominierte Wiese) auf jedem Betrieb lokalisiert. Mit Unterstützung und Abstimmung aus dem Projektteam führten die Betriebsleiter für jede der zwei Flächen eine Schlagkartei und notierten damit alle Bewirtschaftungs- und Erntedaten. Die Nährstoffflüsse konnten somit auf Feld- und Betriebsebene erfasst und durchleuchtet werden.

Auf Feldebene dienten die insgesamt 50, auf Erträge, Nährstoffentzüge und Qualitätsparameter untersuchten Bewirtschaftungsflächen (je 2 Schläge der Fallstudienbetriebe) als Grundlage der Freilanduntersuchungen. Die kollektiv ausgewählten Schläge entwässern jeweils in Grünlandgräben, die von den zwei Arbeitsgruppen der Bodenkunde und der Gewässerökologie untersucht worden sind.

Auf den Schlägen wurde mit Hilfe von Bodenmesstechnik die standörtlich differenzierte Dynamik und Mobilität von Nährstoffen in ihrer zusätzlichen Abhängigkeit von der Bewirtschaftung und jahreszeitlichen Variabilität erfasst und dominierende Nährstoffausträge identifiziert.

Die Bewertung ökologischer Effekte in den Oberflächengewässern basierte auf einer standardisierten Untersuchung der aquatischen Lebensgemeinschaften (Gewässerfauna, Vegetation). Unter Bezug auf die ebenfalls standardisiert erfassten abiotischen Umweltfaktoren zielte die Analyse dieser Datensätze darauf ab, Unterschiede der Bewirtschaftungsformen und der N-Austräge in ihrer Wirkung auf die Gewässerfauna zu erkennen und differenziert zu bewerten.

Auf Basis räumlicher Konzentrierungsphänomene von Nährstoffen unter der Berücksichtigung standort- und bewirtschaftungsspezifischer Aspekte bestand eine Kernaufgabe zum Abschluss des Projekts in der Ableitung von Handlungsempfehlungen zur Reduzierung der Nährstoffausträge aus küstennahen Grünlandstandorten in die Gräben. Die Beratungsgrundlagen wurden unter Federführung des GLZ formuliert. Die Ableitung von Handlungsoptionen für den Berufsstand mündete zudem maßgeblich in die Erstellung von Merkblättern zur kompakten und einheitlichen Darstellung praxisrelevanter Projektergebnisse.

1.4 Beschreibung des Projektgebietes und Auswahl von Untersuchungsgräben

Das Projektgebiet befindet sich Bereich des Einzugsgebietes (EZG) der Jade, ein Fluss im Nordwesten Niedersachsens mit einer Gesamtlänge von 22 km, welcher nördlich der Stadt Oldenburg aus kleineren Zuflüssen entspringt. Zusammen mit der Wapel, welche ebenfalls mit rund 13 km Gewässerlänge im

EZG liegt, entwässert die Jade durch das Mündungsbauwerk Jade-Wapeler-Siel in den Jadebusen. Das Jade-Wapeler-Siel befindet sich in der Hauptdeichlinie östlich von Varel am südlichen Jadebusen und wurde 1923 zunächst als Sielbauwerk erbaut, welches das Hinterland drucklos über ein Freigefälle in Richtung Nordsee entwässerte 1955 kamen zwei weitere Sielläufe hinzu, bevor im Jahr 1965 ein parallel betriebenes Schöpfwerk in Betrieb genommen wurde (Schuchardt et al., 2009). Im Jahr 2020 wurden sowohl die vier Sielzüge als auch das Schöpfwerk erneuert und an die Deicherhöhung und -verstärkung im Bereich des Jade-Wapeler Siels angepasst, die aufgrund des Klimawandeln unabdingbar waren (Amiblu, 2020).

Alle Fallstudienbetriebe sind im Entwässerungsverband (EV) Jade lokalisiert. Der anerkannte Unterhaltungsverband gründete sich im Jahre 1961. Die Gesamtfläche von rund 24.000 ha befindet sich geographisch in zwei Naturräumen (Abbildung 1-3). Hydrogeologisch gehört das EZG des Verbandes größtenteils zu den Nordseemarschen und wird dem Teilraum „Ostfriesische Marsch“ zugewiesen. Diese erstreckt sich zwischen der Emsmündung und dem Jadebusen und ist durch weite, ebene Marschflächen, mit Höhenlagen überwiegend zwischen 0 und 1 Meter über NN, teilweise auch unter NHN, gekennzeichnet (OLV, 2015). Nach Süden und Westen schließt sich der Naturraum Ostfriesisch-Oldenburgische Geest an. Die Geest ist eine sandige Altmoränenlandschaft, die in Ostfriesland maximal 18,5 m NHN erreicht und nach Westen, Osten und Norden abfällt. Die Übergänge von Marsch nach Geest sind durch charakteristische Geestrandmoore geprägt, die ebenfalls zentrale Flächen im Untersuchungsgebiet einnehmen.

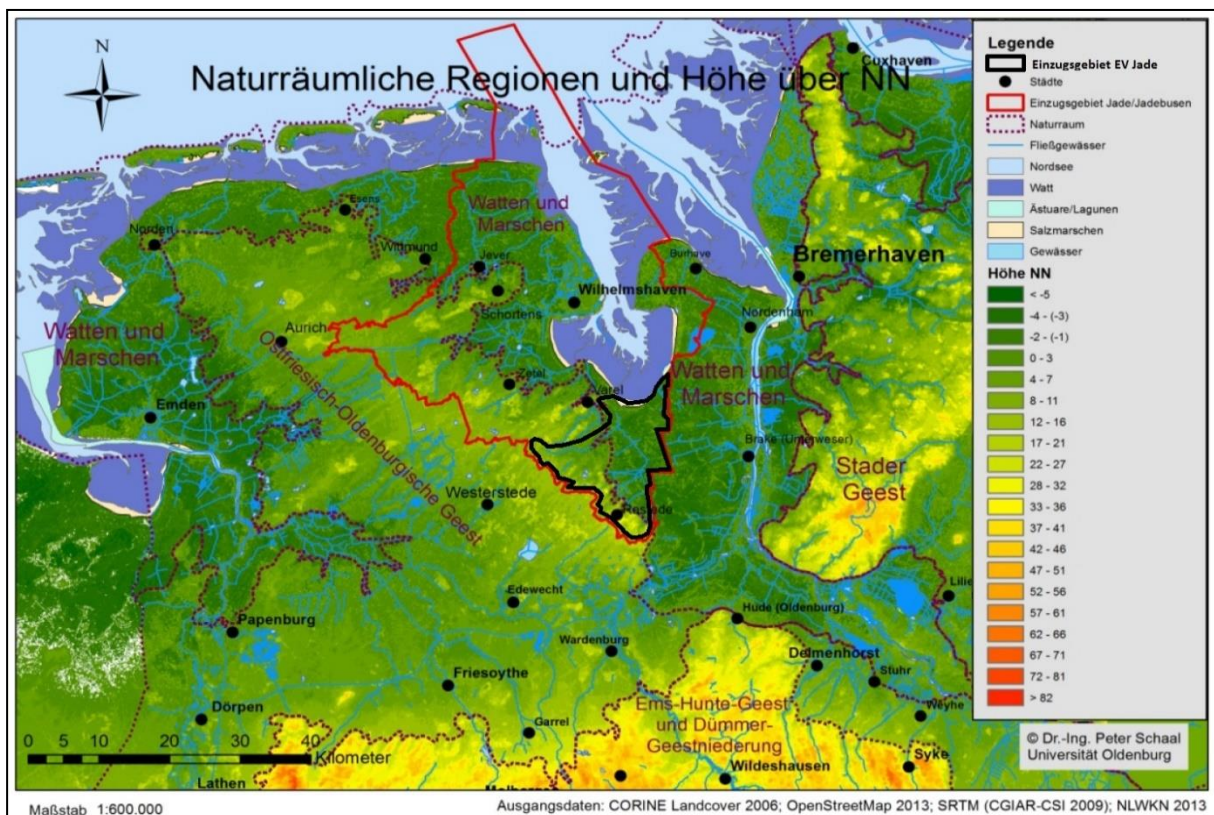


Abbildung 1-3: Naturräumliche Regionen und Höhe über NN (bearbeitet nach OLV, 2015).

Ausschlaggebend für die Auswahl des EV Jade als Projektgebiet war die hohe naturräumliche Diversität. Es sind mit Marsch-, Moor- und grundwasserbeeinflussten Mineralböden (Geest) jene drei

wesentlichen Bodentypen der niedersächsischen Küstenregionen vertreten, die vorrangig mit Grünland bewirtschaftet werden. Von der Gesamtfläche sind ca. 6.700 ha Geest (27 %) mit grundwasserbeeinflussten Mineralböden wie Gleyen, Pseudogleyen, Gley-Podsolen und Pseudogley-Podsolen, ca. 12.300 ha Moor (51 %) mit Hoch- und Niedermoorböden sowie ca. 4.900 ha Marsch (20 %) mit meist Kalk- und Kleimarschen. Die restlichen 2 % liegen im Deichvorland (ca. 520 ha) (Abbildung 1-4).

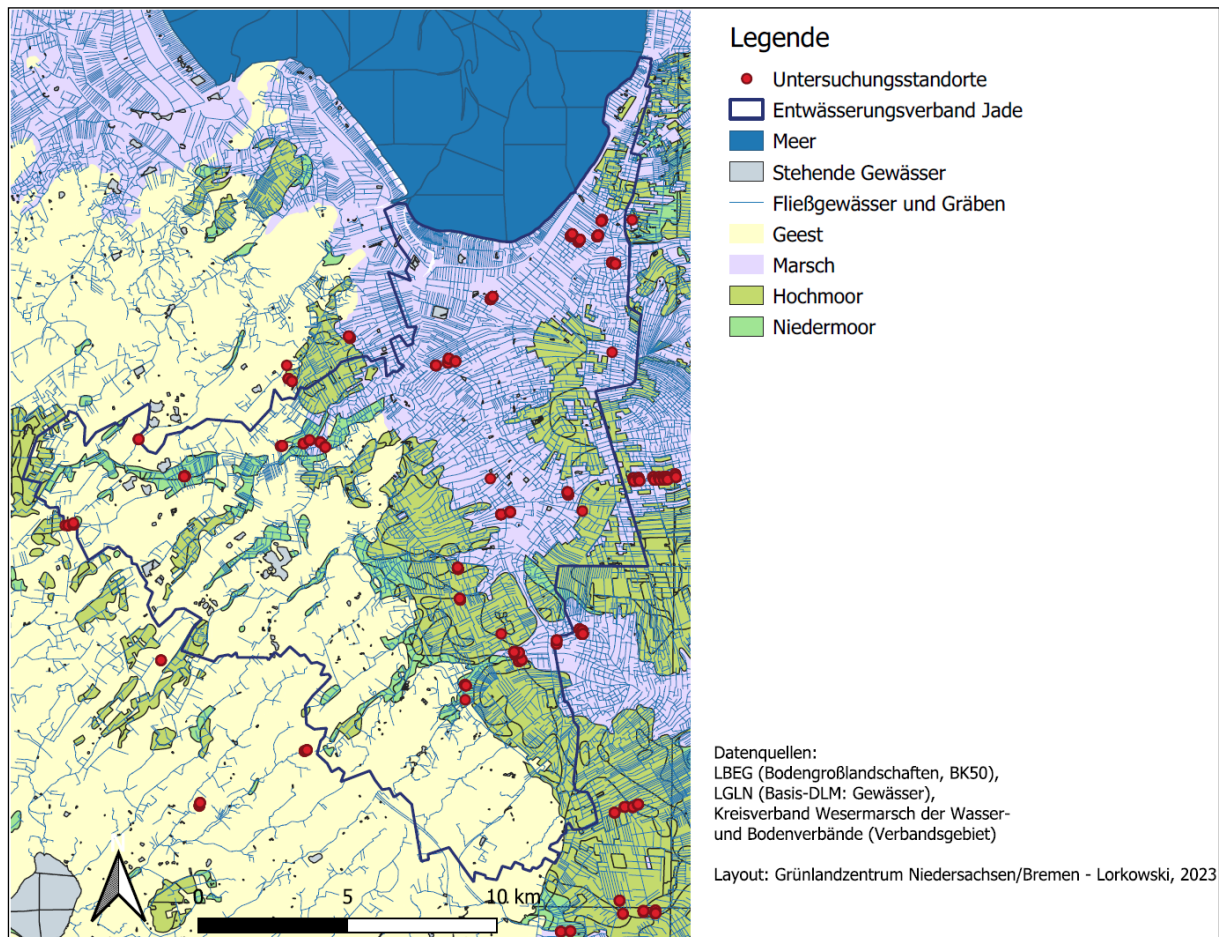


Abbildung 1-4: Bodengroßlandschaften (BK 50) mit schwarz umrandetem EZG des EV Jade und rot gekennzeichneten Fallstudienbetrieben.

Das in der Kulturlandschaft vorherrschende Grünland mit ausgedehnter Wiesen- und Weidenutzung von Rindern, Pferden und Schafen prägt das Projektgebiet und verleiht ihm den unverwechselbaren landschaftlichen Charakter (OLV, 2015). Laub- und Nadelwälder nehmen heute nicht nur im EV Jade, sondern auch im gesamten küstennahen Raum westlich der Weser einen geringen Anteil an der Landnutzung ein (HBS, 2012). Die in der Abbildung 1-4 punktförmig hervorgehobenen Standorte zeigen die im Projekt teilgenommenen Fallstudienbetriebe an.

Über die dargestellten Betriebsdaten hinaus wurde auf zwei Untersuchungsgräben und direkt angrenzende landwirtschaftliche Produktionsflächen je Betrieb fokussiert. Die ausgewählten Schläge sollten möglichst repräsentativen Charakter für die gesamte Bewirtschaftungsfläche der Betriebe haben, sodass je eine Fläche relativ niedriger N- und P-Düngung (extensiv, z.B. Färsenweide) und eine hoher Düngung (intensiv, z.B. 5-schürige Weidelgras-dominierte Wiese) auszuwählen war. Zu den

wesentlichen Suchkriterien bei den Grabenstandorten gehörten (Abbildung 1-5): Wasserspiegelbreite von 1-3 m, Kasten- oder Trapezprofil, permanente Wasserführung, keine einmündenden Gewässer oder Zuwässerungen, kein Einstau, gleiche Bewirtschaftung der nebenliegenden Flächen. Die Unterhaltungsmaßnahmen mussten hinsichtlich des Zeitraums, Frequenz, Vorgehen und Gerät bekannt sein (kein Ausbau/keine Grundräumung in den letzten Jahren; Mähkorb als vorwiegendes Räumwerkzeug). Mit den Landwirten wurde vereinbart, Unterhaltungsmaßnahmen im Untersuchungszeitraum des Projekts 2019 bis 2022 zu unterlassen.

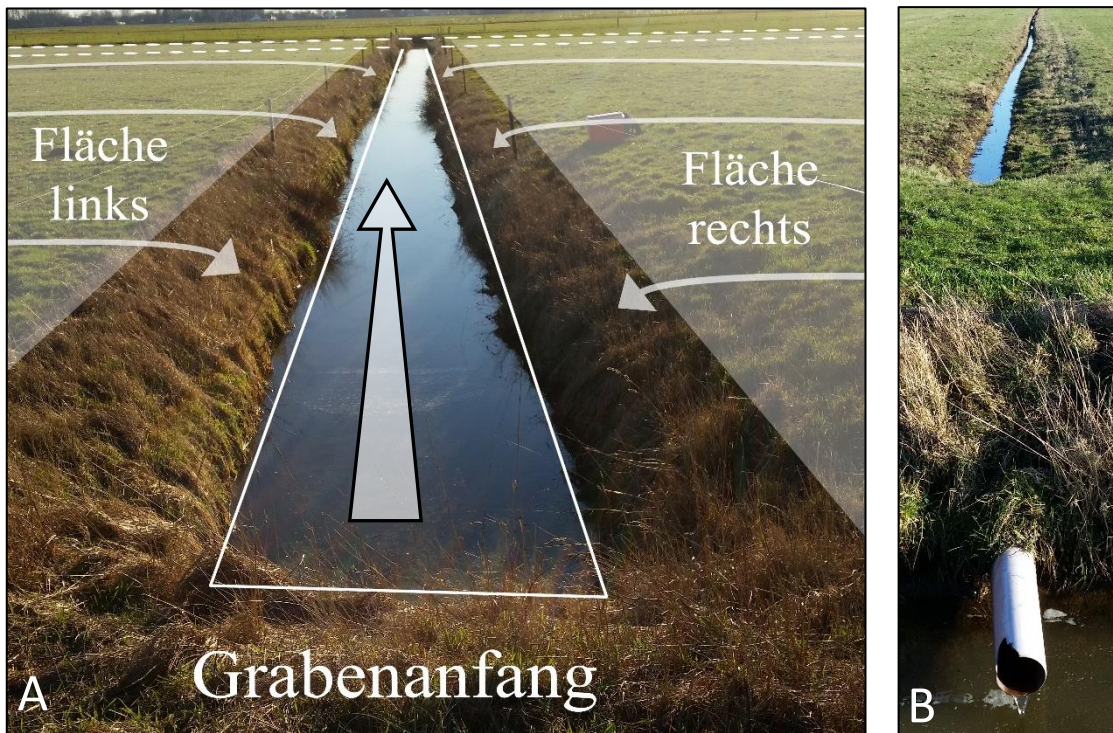


Abbildung 1-5: Ansicht eines den Suchkriterien entsprechenden Grabenstandortes (A: Graben; B: Grütpe).

2 Wissenschaftlicher und technischer Stand

Derzeit werden in Deutschland mit 4,7 Millionen ha rund 28 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche als Dauergrünland bewirtschaftet (Destatis, 2022). In Niedersachsen liegt der Anteil bei 27 % (ML, 2023). Die Flächenanteile in allen Landkreisen entlang der niedersächsischen Küstenlinie liegen bei über 50 %, wobei der Landkreis Wesermarsch mit 87 % zu den grünlandreichsten Landkreisen im Bundesgebiet zählt (KLV Wesermarsch, 2017).

Sich ändernde Rahmenbedingungen, verursacht insbesondere durch agrarpolitische Vorgaben, durch Marktprozesse und Kostenstrukturen, durch technischen Fortschritt und nicht zuletzt durch den Klimawandel, verschärfen vielfach Zielkonflikte und gefährden die Nachhaltigkeit der Grünlandwirtschaft (Dabbert & Krimly, 2004; Soussana & Lüscher, 2007; Peeters, 2008). In Niedersachsen sind die Effekte unter anderem im Rückgang des Dauergrünlandes um 40 % über die letzten vier Jahrzehnte erkennbar (ML, 2021). Hohe Opportunitätskosten der Futtererzeugung auf dem Acker sowie der Zukauf von Kraftfutter machen die grünlandbasierte Milcherzeugung wieder attraktiver. Vor allem das Weidefutter vom Grünland ist kostengünstig und die weidebasierte Milcherzeugung kann grundsätzlich die Wettbewerbsfähigkeit von Betrieben verbessern (Dillon et al., 2008; Peyraud et al., 2010). In den letzten Jahren ist ein Trend zu einer zunehmenden Verlagerung der Milchproduktion in die Grünlandgebiete Nordwestdeutschlands zu verzeichnen (Nier et al., 2013; Nier & Tamasy, 2013). Mit der ausgeweiteten regionalen und betrieblichen Produktion ist in der Regel eine Steigerung der Milcherträge verbunden, die nur durch Nährstoffinput aus zugekauftem Kraftfutter und dem verstärkten Einsatz von wirtschaftseigenen und zugekauften Düngemitteln erreicht werden kann.

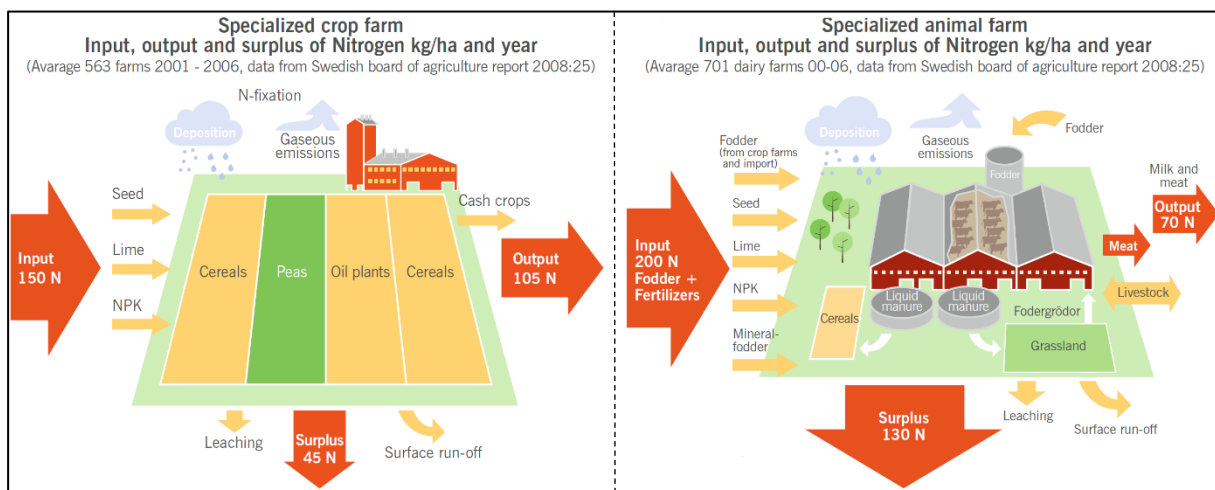


Abbildung 2-1: Durchschnittliche Stickstoffbilanz eines Marktfrucht- und eines Milchviehbetriebes auf Basis einer schwedischen Analyse von 563 Marktfrucht- und 701 Milchviehbetrieben von 2000 bis 2006 (BERAS, 2012).

Verschiedene Betriebsmodelle kennzeichnen verschiedene Stickstoffströme (Abbildung 2-1). Im Marktfruchtbetrieb ergibt sich ein Überschuss von 45 kg N/ha und Jahr. Im Gegensatz dazu zeichnet futterbauliche Systeme grundsätzlich aus, dass große Nährstoffmengen umgesetzt, aber nur geringe Mengen durch die Verkaufsprodukte Milch und Fleisch (hier 70 kg N/ha und Jahr) aus dem System abgeführt werden, so dass der Überschuss 130 kg N/ha beträgt. (BERAS, 2012). Auf der Betriebsebene ist die Nährstoffeffizienz davon abhängig, wie gut es gelingt, die im System Boden-Pflanze-Tier

umgesetzten aber nicht mit den Verkaufsprodukten aus dem Betrieb abgeführten Nährstoffen verlustarm zirkulieren zu lassen. Gerade eine hohe N-Effizienz in der Futterproduktion ist entscheidend, um die hohen N-Kosten und N-Emissionsrisiken der Milchproduktion zu senken und N-Austräge zu verhindern (Bleken et al. 2005).

Zur Minderung von Verlustrisiken müssen vorrangig die Stickstoffbilanzüberschüsse der Landwirtschaft reduziert werden. Ansätze hierfür werden in einer verbesserten Nährstoff- und Düngewirtschaft, insbesondere bei den wirtschaftseigenen Düngemitteln, gesehen (Flessa et al., 2012). Innerhalb Europas (Leip et al., 2011), aber auch innerhalb Deutschlands, variieren die Bilanzüberschüsse und die Effizienzen der N-Nutzung erheblich (SRU, 2015). Modellhafte Berechnungen, wie der Ansatz zu ‚Nährstoffspielräumen‘ von Anger (2001) und Anger & Kühbauch (1999), versuchen die Auswirkungen von Änderungen im N-Management auf die Betriebszahlen zu quantifizieren. Vor allem die N-Düngung, der Pflanzenbestand, aber auch der Standort bestimmen das Risiko von N-Austrägen ins Grundwasser, in angrenzende Oberflächengewässer (als Nitrat) und in die Atmosphäre (als elementarer N oder Lachgas) (Lampe et al., 2006, Ledgard et al., 2009, Eriksen et al., 2010).

Zusammen mit Phosphor zählen beide Nährstoffe quantitativ zu den wichtigsten die Gewässer belastenden Stoffen (Umweltbundesamt, 2010), deren hauptsächliche Quelle die Böden der landschaftlichen Nutzflächen ist (Holsten et al., 2012). Gerade die Gewässer und Gräben in der Küstenregion haben durch ihre Nähe zur Nordsee eine große Bedeutung für den Meeresschutz, da die Nährstoffretention schon allein aufgrund der geringen Fließstrecke bis zum Meer eingeschränkt ist. Gründe für besonders hohe Nährstofffrachten in die Gewässer, insbesondere in Nordwestdeutschland, sind die intensive Landwirtschaft, das starke Netz der Oberflächengewässer und deren Kürze mit reduziertem Rückhaltepotential sowie die bodentypologische Ausstattung. Böden reagieren, je nach ihren Eigenschaften, in einer Spanne von starker Nährstoffzurückhaltung bis hin zu starker Nährstoffmobilisation (Scheffer/Schachtschabel, 2010). Die Höhe der Nährstoffverluste aus der Landwirtschaft zu quantifizieren ist jedoch auch nach heutigem Wissensstand eine große Herausforderung, da sowohl die Quellen als auch die Eintragspfade erheblich variieren (Mockler et al., 2016).

Diese Belastungssituation fordert dringenden Handlungsbedarf, denn von landwirtschaftlichen Nutzflächen werden die Nährstoffe sowohl über das Grundwasser als auch über Erosion, Oberflächenabfluss und Drainagen in Gewässer eingetragen. In Norddeutschland nehmen die Eintragspfade in der Reihung Erosion, Oberflächenabfluss, Grundwasser und Drainage in ihrer Bedeutung zu (Fuchs et al., 2010). Die Einträge über Drainagen sind besonders stark (ca. 50-70 % der Stickstoff- und 20 % der Phosphorausträge), weil die Fließwege des Bodenwassers hin zur Vorflut kurzgeschlossen werden und Nährstoffabbauprozesse während der Passage des Drainwassers kaum stattfinden (Holsten et al., 2012). Bisher fehlen aber bodentypologisch differenzierte Daten. Deshalb stehen drainierte Flächen, auch unabhängig ihrer bodentypologischen Ausstattung, im besonderen Fokus der geplanten Untersuchungen im Projekt.

Die auf den verschiedenen Pfaden von der landwirtschaftlichen Nutzfläche in das Oberflächengewässer eingetragenen Nährstoffe lösen Eutrophierungseffekte in den aquatischen Lebensräumen aus, die sowohl die Pflanzen- und Tierwelt als auch das Grundwasser wirken. Biomonitoringverfahren können die Qualität ökologischer Systeme über größere Zeiträume und Gebiete detektieren. Bildhaft ausgedrückt: jede Tier- und Pflanzenart (hier in Grünlandgräben) ist eine biologische Datenbank. Sie liefert über die Dauer des Lebens bzw. des Auftretens im System ebenso wie durch ihr Fehlen oder ihre Häufigkeit ökologische Informationen, welche zur Bewertung herangezogen werden können. Erste Ansätze vegetationsbasierter Differenzierung und Charakterisierung von Gräben dieses Untersuchungsgebietes lieferten Brux (1988, 2012) und Garniel (2000, 2017). Die im Projekt *Waterbuddies* geplante Studie zur Bewertung bewirtschaftungsbedingter Nährstoffeinträge baut darauf auf, denn die Einteilungen reflektieren u.a. die trophischen Bedingungen der Gräben.

Aufgrund kurzgeschlossener Fließwege des Bodenwassers zum angrenzenden Graben und verminderter Nährstoffabbauprozesse während dieser Passage müssen letztlich standort- und bewirtschaftungsspezifische Stellschrauben identifiziert werden, um konkrete, praktikable Handlungsempfehlungen zur Bewirtschaftung von Grünlandstandorten ableiten zu können. Mögliche Maßnahmen beinhalten beispielsweise ausreichende Lagerkapazitäten für flüssige Wirtschaftsdünger, deren Aufwertung und Ferntransport durch Separationstechniken, die Analyse von Nährstoffgehalten in Wirtschaftsdüngern vor der Ausbringung sowie die N- und P-reduzierte Fütterung, welche auch im Rahmen des Interreg-Projekts *Mest op Maat* untersucht wurden, sowie eine Minderung der Nährstoffbelastung durch Sperrfristen für die Düngerausbringung, innovativer Ausbringetechniken von Wirtschaftsdüngern, Einsparungen im Gebrauch von chemischen Düngern, Verwendung von Filtermaterialien bei Drainagen oder durch die Anlage von Pufferstreifen entlang von Gewässern (Holsten et al., 2012 und Spijkers et al., 2013). Im Endeffekt galt es, in Abhängigkeit der identifizierten Stellschrauben und Handlungsspielräume, unter Berücksichtigung dieser und weiterer Maßnahmen Handlungsempfehlungen abzuleiten, deren Effektivität wesentlich von den Standortbedingungen und der Bewirtschaftungsform bestimmt wird.

2.1 Stickstoffflüsse im Projektgebiet Jade

Ausgehend von den bereits vorliegenden Daten aus dem Basisemissionsmonitoring (LBEG, 2016), Nährstoffbericht (LWK, 2018/2019) und den mittleren Stickstofffrachten am Jade-Wapeler-Siel (NLWKN, 2012-2016) wurde in Vorbereitung auf das Verbundvorhaben eine quantitative Abschätzung der Stickstoffflüsse im Einzugsgebiet des EV Jade vorgenommen (Abbildung 2-2). Mit Bezug auf das Jahr 2019 betrug laut Basisemissionsmonitoring der Flächenbilanzüberschuss im Projektgebiet EV Jade im Mittel etwa 103 kg N/ha landwirtschaftlicher Nutzfläche (LF). Bei einer LF von etwa 17.500 ha errechnet sich insgesamt ein N-Flächenbilanzüberschuss von 1.800 t N pro Jahr. Zusammen mit dem N-Eintrag über Deposition von 472 t N/Jahr (bezogen auf die Gesamtfläche des Einzugsgebietes) gelangen damit insgesamt etwa 2.272 t N/ha pro Jahr als N-Überschuss auf die Bodenoberfläche und können mit dem Niederschlagswasser in den Boden eingetragen werden. Im Boden (vor allem im Oberboden) werden davon etwa 970 t N/Jahr durch Immobilisierung (vor allem im Grünland)

festgelegt. Damit verbleibt ein N-Überschuss im Boden von ca. 1.300 t N/Jahr, der mit dem Sickerwasser insbesondere in Form von Nitrat (NO_3^-) in den Unterboden eingewaschen werden kann.

Vor allem im Unterboden der grundwassernahen, hydromorphen Moor- und Marschböden wird ein großer Anteil des eingetragenen Nitratstickstoffs (etwa 890 t N/Jahr) durch Denitrifikation abgebaut (zu N_2 und N_2O). Damit verbleiben noch etwa 418 t Nitrat-N/Jahr im Boden, die mit dem Sickerwasser in das Grundwasser eingetragen werden können. Laut Basisemissionsmonitoring errechnet sich im Jahr 2019 für das Projektgebiet eine potenzielle Nitratkonzentration von 38 mg/l an der Untergrenze des Wurzelraums (etwa 2 m unter Geländeoberfläche).

Diese verbliebenen 418 t Nitrat-N/Jahr können im Wesentlichen über drei Eintragungspfade in die Wasserkörper des Projektgebietes gelangen:

- N-Eintrag durch Dränung (mit der Abfuhr von oberflächennahem Grundwasser = Entwässerung)
- N-Eintrag über den Grundwasserabfluss in die Vorfluter (= Basisabfluss)
- N-Eintrag mit dem Oberflächenabfluss bei Gruppenentwässerung

Besonders beim Eintragungspfad über den Grundwasserabfluss ist mit einem weiteren Nitratabbau zu rechnen, der jedoch zurzeit nicht quantifiziert werden kann.

Am Jade-Wapeler-Siel (Messstelle Hohenberge) wurde vom NLWKN im Mittel der Jahre 2012 bis 2016 eine N-Fracht von 273 t Gesamt-N/Jahr modelliert, davon 115 t/Jahr als Nitrat-N. Um den Zielwert von 2,8 mg/l Gesamt-N am Jade-Wapeler-Siel zu erreichen, muss die N-Fracht um mindestens 73 t N/Jahr vermindert werden.

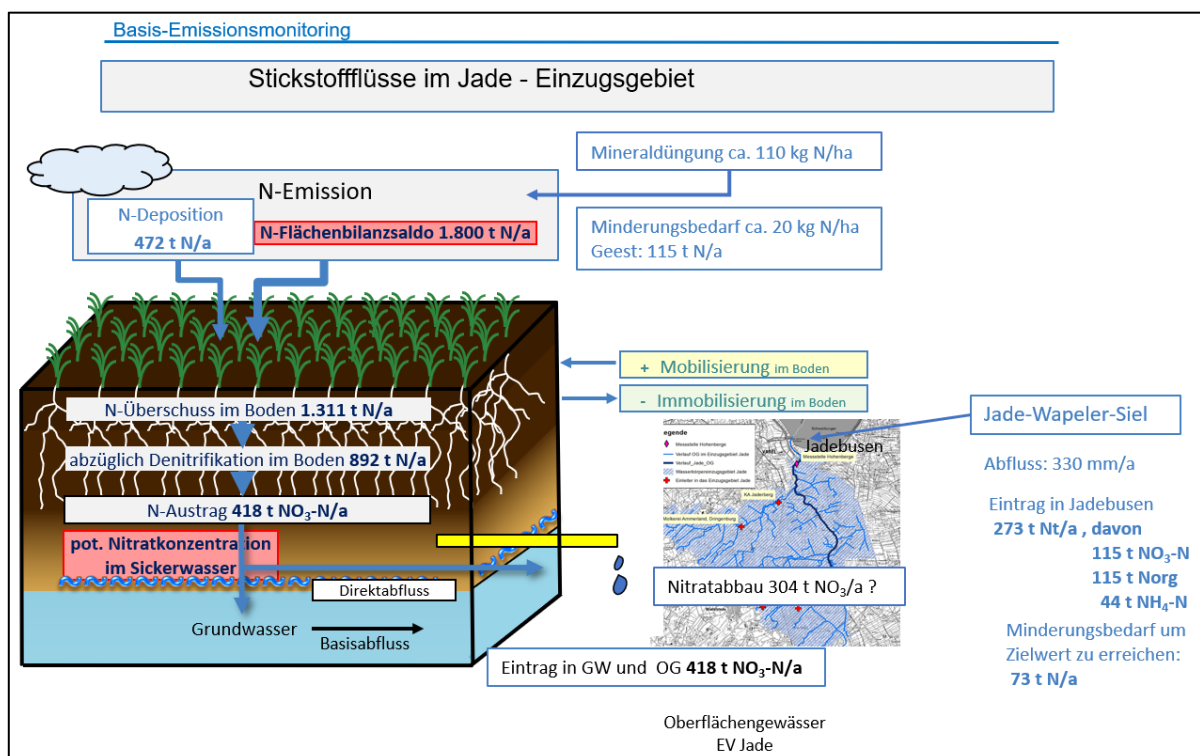


Abbildung 2-2: Vorläufige quantitative Abschätzung der Stickstoffflüsse im Projektgebiet Jade auf Grundlage des Basisemissionsmonitorings (LBEG, 2016), des Nährstoffberichtes (LWK, 2018/2019) und der mittleren Stickstofffrachten am Jade-Wapeler-Siel (NLWKN, 2012-2016).

Damit bleibt festzustellen, dass mit Stand des Basisemissionsmonitorings von 2019 etwa 418 t Nitrat-N aus dem Wurzelraum ausgetragen werden, am Jade-Wapeler-Siel jedoch lediglich eine Fracht von etwa 115 t Nitrat-N modelliert wurde. Die komplexen Prozesse, die auf dem Weg des Nitrats von der Untergrenze des Wurzelraums über das Grundwasser und die Oberflächenflächengewässer bis zum Jade-Wapeler-Siel zu einer deutlichen Verminderung der Nitratfracht führen, können nur schwer quantifiziert werden. Die Diskussion für die Aufstellung gezielter Maßnahmen zur weiteren Verminderung der Nährstofffrachten setzen unter anderem an diesen Erkenntnissen an.

Aufgrund des geringen Denitrifikationspotenzials der sandigen, gut belüfteten Geestböden, dürfte die am Jade-Wapeler-Siel ermittelte Nitrat-N-Fracht überwiegend den Geestflächen entstammen. Vor allem aus Gründen der Effektivität sollten sich diese Maßnahmen auf die Verminderung der N-Zufuhr auf den Ackerflächen der Geest fokussieren. Laut Nährstoffbericht der LWK aus dem Wirtschaftsjahr 2018/2019 lag die N-Zufuhr über Mineraldüngung bei etwa 110 kg N/ha. Damit lag die N-Zufuhr um etwa 20 kg N/ha über dem Pflanzenbedarf (LWK, 2020). Eine Einsparung dieser N-Menge auf der LF der Geest (ca. 5.760 ha) würde eine Verminderung der N-Zufuhr von etwa 115 t N/ha bedeuten. Wie sich diese Verminderung der N-Zufuhr auf die N-Fracht (und besonders auf die Nitrat-N-Fracht) am Jade-Wapeler-Siel auswirkt, kann nicht belastbar abgeschätzt werden.

Laut den landesweiten Wasserwirtschafts- und Umweltdaten des NLWKN, setzt sich eine niedersächsische Gewässerprobe durchschnittlich aus 70 % Nitrat-N, 22 % gelöstem organischen N, 7 % Ammonium-N und < 1 % aus Nitrit und Ammoniak-N zusammen (NLWKN, 2018). Am Jade-Wapeler-Siel wurden hingegen Nitrat-N- und organische N-Verbindungen zu gleichen Frachtanteilen ermittelt (siehe Abbildung 2-2, je 115 t). Die org. N-Verbindungen umfassen hauptsächlich die Huminstoffe in Form von Fulvosäuren, Huminsäuren und den Huminen (NLWKN, 2018). Es ist davon auszugehen, dass die am Jade-Wapeler-Siel ermittelten hohen N-Frachten an organisch gebundenem N überwiegend den entwässerten Moorböden (aber auch Marschen) entstammen und mit keinen bekannten Maßnahmen gezielt reduziert werden könnten.

2.2 Zentrale Hypothesen und Fragestellungen des Vorhabens

Vor dem Hintergrund des wissenschaftlichen Sachstands galt es im Projekt *Waterbuddies* die konkreten Zusammenhänge zwischen in der Breite messbaren Parametern, wie beispielsweise den flächenspezifischen Nährstoffsalden, der Höhe der Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer und deren Eutrophierungseffekte auf die aquatischen Lebensgemeinschaften, möglichst standortspezifisch abzubilden. Mit der Erhebung einzelbetrieblicher Daten und der Kenntnis der Arbeitsabläufe wurden konkrete Risikofaktoren erfasst, welche Hinweise auf die Nährstoffbelastungen, die vom Betrieb ausgehen, liefern. Durch die Identifikation betrieblicher Stellschrauben war es möglich, effektive standort- und bewirtschaftungsspezifische Handlungsempfehlungen für die Grünlandnutzung im niedersächsischen Küstenraum abzuleiten.

Vor dem Hintergrund des Wissensstands bestanden zu Beginn des Projekts die folgenden zentralen Hypothesen und wissenschaftlichen Fragestellungen, welche den Fokus während des Projektverlaufs bildeten:

Frage 1: Wie muss Management gestaltet sein, um für Betriebe bei gleicher Nährstoffbilanz, die N- und P-Effizienz zu erhöhen und den N- und P-Austrag in die Umwelt zu reduzieren?

Es besteht die Annahme, dass für Landwirte ein signifikanter Handlungsspielraum existiert, die Nährstoffeffizienz der grünlandbasierten Milcherzeugung so zu steigern, dass die Nährstoffausträge aus dem System verringert und die Belastungssituation der Oberflächengewässer im Landschaftsmaßstab signifikant verbessert werden kann.

Frage 2: Wie groß ist die standörtlich differenzierte und bewirtschaftungsabhängige Dynamik und Mobilität von Nährstoffen der Böden, der Nährstoffausträge und -einträge in angrenzende Gewässer?

Viele gewässerökologisch relevante, abiotische Faktoren (z.B. pH-Wert, Leitfähigkeit) unterscheiden sich bodenbedingt. Es ist deshalb anzunehmen, dass standortspezifisch differenzierte Nährstoffausträge stattfinden, die zudem auch betriebswirtschaftlich und temporal variieren.

Frage 3: Lassen sich einfache, praktikable Bewertungsverfahren entwickeln, die ökologische Konsequenzen bewirtschaftungsbedingter Nährstoffausträge aus unterschiedlichen Böden (Marsch-, Moor- und grundwasserbeeinflusster Mineralboden) indizieren?

Viele gewässerökologisch relevante, abiotische Faktoren (z.B. pH-Wert, Leitfähigkeit) unterscheiden sich bodenbedingt. Nährstoffeinträge treffen deshalb in den Gräben auf unterschiedliche abiotische Ausgangssituationen. Da die Vegetation stark vom Grad der Eutrophierung abhängt und in Gräben das wesentlich Besiedlungssubstrat darstellt, ist anzunehmen, dass nährstoffabhängige Unterschiede der Pflanzengemeinschaften systematische Unterschiede in der Fauna bedingen, die für eine ökologische Bewertung genutzt werden können. Es besteht die Annahme, dass die im Projekt Waterbuddies erwarteten Unterschiede der Nährstoffzufuhr sich mit einem multimetrischen Index abbilden lassen, da in niederländischen Studien wichtige Bewertungsparameter (metrics) mit der Nährstoffbelastung korrelierten.

Frage 4: Lassen sich aus der Analyse von betrieblichen Strukturen und standörtlichen Gegebenheiten Stellschrauben identifizieren, die zur Entwicklung von praktischen Handlungsempfehlungen auf Betriebs- und Feldebene beitragen können?

Auf Grundlage der beantworteten Fragen 1 bis 3 lassen sich räumliche Konzentrierungsphänomene von Nährstoffen feststellen und unter der Berücksichtigung standort- und bewirtschaftungsspezifischer Aspekte letztlich Stellschrauben identifizieren, um konkrete, praktikable Handlungsempfehlungen zur Bewirtschaftung von Grünlandstandorten abzuleiten. Um die Ziele des Meeresschutzes, der Wasserrahmenrichtlinie und der Nitratrichtlinie zu erreichen, ist anzunehmen, dass in Abhängigkeit des Standortes und der Art der Bewirtschaftung sowohl landwirtschaftliche als auch wasserwirtschaftliche Maßnahmen umzusetzen sind.

3 Modul A – Projektmanagement und Koordination (GLZ)

Die Projektkoordination ist darauf ausgerichtet, die zeitliche Abwicklung des Projekts zu überwachen und konform zur Projektplanung zu halten. Vom ersten Projektjahr 2019 bis zum Abschluss des fünften Projektjahres 2023 erfolgte eine reibungslose und effektive Kommunikation zwischen den Projektpartnern. Gewährleistet wurde dies durch insgesamt 22. Projekttreffen des gesamten Projektteams in der Zeit von November 2018 bis Januar 2024 zur Planung, Vorbereitung, Organisation und Umsetzung der primären Arbeiten. Lediglich in den Jahren 2019 und 2020 musste das Projektteam von dem quartalsweisen Rhythmus aufgrund der coronabedingten Kontaktbeschränkungen und der zeitweise stark eingeschränkten Projektstätigkeiten abweichen. Ergänzt wurden die Konsortialtreffen durch zahlreiche kleinere bi- und trilaterale

3.1 Unvorhersehbare Ereignisse mit Auswirkungen auf den Projektverlauf

Dürre und Mäuseplage Sommer 2019 - Frühjahr 2020

Nach den bisherigen Rekord-Dürrejahren im Jahr 2003 und 2011 war der Sommer 2018 durch extreme Trockenheit in Mittel- und Nordeuropa gekennzeichnet, wobei die sommerliche Landtemperatur nicht nur in Europa, sondern speziell im küstennahen norddeutschen Raum den Rekord seit Beginn der Wetteraufzeichnung brach (Bastos et al., 2020). Die Grundwasserstände begannen stark abzusinken. Durch die weiter auftretenden Trockenperioden bis in den Spätsommer 2019 hielt dieser Prozess an. Infolge litten zahlreiche Grünlandbetriebe in der niedersächsischen Küstenregion unter der anhaltenden Trockenheit mit entsprechenden Ertragsverlusten. Darüber hinaus trat ab Spätsommer 2019 eine massive Mäuseplage auf, die zum Teil zur völligen Zerstörung der Grasnarben führte. Aufgrund der guten Durchwühlbarkeit der organisch geprägten Böden ist die Region an der Küste zwischen Wesermarsch und Ostfriesland besonders betroffen (ML, 2020). Durch den ober- und zumeist unterirdischen Fraß und das Wühlen der Tiere wird die Grasnarbe irreversibel geschädigt und es entstehen Schäden von erheblichem Ausmaß. Im Februar 2020 waren in Niedersachsen rund 150.000 ha Grünland völlig zerstört, etwa 20 % der landesweiten Grünlandfläche (ML, 2020).

Normalerweise zeichnen sich die Moore und Marschen im *Waterbuddies*-Projektgebiet – dem Einzugsgebiet des Entwässerungsverbandes Jade – durch das hoch anstehende Grundwasser als dürreresilient aus. Doch auch nach mehr als 1,5 Jahren zu trockenen Verhältnissen machten sich die stark fallenden Grundwasserstände deutlich bemerkbar. Dies stellte für die Nager gerade im Projektgebiet eine ideale Existenzgrundlage dar mit der Folge einer Massenvermehrung, die bis zum Beginn der Vegetationsperiode 2020 anhielt.

Die Basis für alle Untersuchungen auf Feld- und Betriebsebene im Projekt *Waterbuddies* bilden die für die Region repräsentativen intensiven konventionell wirtschaftenden Milchviehbetriebe mit überwiegendem Anteil an Dauergrünland. Letzteres ist nach der Neuansaat von zahlreichen Grünlandbeständen auf den Untersuchungsflächen im Frühjahr 2020 infolge des massiven Mäusebefalls nicht mehr vollständig gegeben. Grund dafür ist die Anwendung von Neuansaat-Techniken in Form wendender (mit Pflug) und nicht-wendender, flachgründiger Bodenbearbeitung. Eingriffe wie diese stören das Bodengefüge, fördern die Mineralisation und beeinflussen die Nährstoffdynamik. Daher wurde vor Projektbeginn besonderes Augenmerk daraufgelegt, auf den

Untersuchungsflächen während der Projektdurchführung sowie bis zu zwei Jahren vor Projektbeginn solche Eingriffe auszuschließen. Diese Vorgaben sind im Zuge des beschriebenen Befalls und entsprechender Bodenbearbeitung der Flächen nicht mehr gegeben.

Auch für die Bilanzierung der Nährstoffflüsse auf betrieblicher und regionaler Ebene sind wir bislang von der Annahme von repräsentativen Jahren bzw. Unterschieden zwischen den Jahren in der üblichen Variationsbreite ausgegangen. Die Kombination aus den Dürreschäden in den Jahren 2018 und 2019 mit der einhergehenden Mäuseplage hat zu einem Futternotstand geführt: Vorräte wurden vorzeitig aufgebraucht und außerordentliche Futterzukäufe wurden auf zahlreichen Fallstudienbetrieben notwendig. Dies führte auf den Betrieben zu weiteren Inputs an Nährstoffen und zu veränderten Nährstoffflüssen, die für die Stoffstrombilanzen (StoffBilV) relevant, aber aufgrund der Wetterextreme ebenso außergewöhnlich sind.

Corona-Pandemie seit Frühjahr 2020

Mit dem rückläufigen Mäusebefall im Frühjahr 2020 begannen die Fallstudienbetriebe im April und Mai die zerstörten Grünlandbestände der Untersuchungsflächen zu erneuern und nahmen die finanzielle Hilfe aus dem bewilligten Aufstockungsantrag (30.01.2020) dankend an. Nach dem die Auswirkungen der Dürre und Mäuseplage geringer wurden, begannen im März 2020 die massiven Einschränkungen aufgrund der Corona Pandemie sich wie folgt auf den Projektablauf auszuwirken:

Das gesamte Projektteam befindet sich im Jahr 2020 und zeitweise im Jahr 2021 im Homeoffice. Dienstreisegenehmigungen sind in der Zeit größtenteils nicht ausgestellt worden. Interne Treffen des Projektteams galt es zu vermeiden bzw. hatten auf digitalem Weg zu erfolgen. Sämtliche Gebäude der LWK, des GLZ und der Universitäten waren gesperrt bzw. nur von Mitarbeitern nach einzuhaltenden Regelungen zu betreten. An den Universitäten ist der Lehr- und für das Projekt essenzielle Laborbetrieb geschlossen worden. Daher war in den Jahren 2020 und 2021 die Aufgabenerledigung entlang der Arbeitspläne in den Projektmodulen massiv eingeschränkt.

3.2 Aufstockungs- und Verlängerungsanträge

Aufgrund der massiven Auswirkungen der Dürre und Mäuseplage bis zum Frühjahr 2020 sowie der zeitweise stark eingeschränkten Arbeitsfähigkeit infolge Corona, hat das Projektteam zwischenzeitlich die Erreichung der zentralen Ziele des Gesamtvorhabens – Nährstoffflüsse auf Feld- und Betriebsebene zu erfassen, Austragswege zu verstehen und letztlich räumliche Konzentrierungsphänomene von Nährstoffen festzustellen – bis zum Ende der bewilligten Projektlaufzeit im Oktober 2021 als stark bedroht eingeschätzt. Zunächst waren im Projekt die Jahre 2019 und 2020 als zwei volle Untersuchungsjahre vorgesehen. Mit Blick auf das Verbundprojekt im Sinne einer Validierungsstudie regionaler Feldversuche zur Vermeidung von Einträgen in oberirdische Gewässer gemäß §3 der DüV hätte unter diesen Umständen keine entsprechende Dateninterpretation und -belastbarkeit gewährleistet werden können. Um politische Steuerungsinstrumente im Hinblick auf effiziente standortspezifische und betriebsindividuelle Maßnahmen zum Oberflächengewässerschutz auf Grünlandstandorten zu unterstützen, sind weitere Referenzdaten aufgenommen worden. Anderenfalls wäre die Aussagekraft der in diesen nicht repräsentativen Jahren aufgenommenen Daten deutlich eingeschränkt gewesen.

Für die ordentliche technische und wissenschaftliche Durchführung des Verbundprojekts wurden infolge der zuvor beschriebenen unvorhersehbaren Ereignisse nachstehende Änderungsanträge gestellt und durch den Fördermittelgeber bewilligt:

1. Aufstockungsantrag im Dezember 2019

Nach den Trockenjahren 2018 und 2019 wurde im Dezember 2019 ein Antrag auf Aufstockung mit einer Gesamtsumme von 21.885 € gestellt. Dadurch konnten zu Beginn der Vegetationsperiode 2020 die Projektlandwirte bei der frühzeitigen Wiederherstellung der Grünlandbestände auf den Projektflächen finanziell unterstützt werden, um fortführend eine belastbare und aussagekräftige Datenbasis für die Freilanduntersuchungen gewährleisten zu können.

2. Antrag auf Vorhabenverlängerung um 20 Monate bis Juni 2023 (kostenneutral bis Dez. 2023)

Um eine belastbare und aussagekräftige Datenbasis sowohl für die Freilanduntersuchungen als auch die Betriebsdaten hinsichtlich StoffBilV zu gewährleisten und die erhobenen Daten validieren und vergleichen zu können, wurde im Oktober 2020 ein Verlängerungsantrag um 20 weitere Monate von November 2021 bis Juni 2023 mit einer Gesamtsumme von 385.783 € gestellt, da die Fortsetzung aller voneinander abhängiger Projektaktivitäten für zwei weitere Untersuchungsjahre 2021 und 2022 als dringend erforderlich angesehen worden ist. Zum Projektabschluss erfolgte eine weitere sechsmonatige Verlängerung bis Dezember 2023, die kostenneutral durchgeführt wurde.

3. Aufstockungsantrag im Februar 2022

Im Rahmen der zuvor aufgeführten 20-monatigen Vorhabenverlängerung wurde das *Waterbuddies*-Projekt einem Gutachterprozess unterzogen. Auf Basis des Gutachtens des Instituts für Agrarklimaschutz am Thünen-Institut in Braunschweig wurde das Projekt um das in Abbildung 1-2 aufgeführte Modul G erweitert. Dies hatte zur Aufgabe, die erarbeiteten Handlungsempfehlungen zu interpolieren und auf die Landschaftsebene zu übertragen sowie eine gesamtheitliche Bewertungsmatrix landwirtschaftlicher Austragspfade unter Berücksichtigung aller erhobenen Daten zu entwickeln. Die Projekterweiterung erforderte die Einstellung eines GIS- und Datenbankexperten beim GLZ für die abschließende Projektlaufzeit ab September 2022 und wurde mit 54.500 € gefördert.

4 Modul B – Akquise, Analyse und Mobilisierung von Fallstudienbetrieben (GLZ & LWK)

4.1 Modulziel

Die Kernaufgabe des Moduls B bestand in der Kontaktaufnahme sowie dem Aufbau eines Kommunikations- und Diskussionsprozesses zu und mit den Fallstudienbetrieben. Dabei waren eine intensive Betreuung und die Pflege eines engen Kontaktes zu den Betrieben entscheidend für den Erfolg des Verbundprojektes. Zudem erfolgte eine stetige Datenerhebung auf betrieblicher Ebene, welche die Basis für alle nachfolgenden experimentellen Arbeiten darstellen. Die inventarisierten und beschriebenen betriebsrelevanten Daten werden im Modul F konkretisiert und analysiert, wohingegen das Modul B die Grundlage für die Prüfung verschiedener Ansätze zur Ermittlung und Bewertung von Nährstoffströmen (Stoffströme, StoffBilV) im Futterbaubetrieb bereitgestellt hat.

Im Folgenden werden die Projektjahre 2019 bis 2023 in chronologischer Reihenfolge hinsichtlich des Akteursprozesses mit den Fallstudienbetrieben erläutert.

4.2 Akteursprozess – 2019

Pro naturräumlichen Bodenstandort im Projektgebiet Jade (Moorboden, Marschboden und Grundwasser beeinflusster Mineralboden) galt es je 8 (+/-1) Fallstudienbetriebe in das Versuchskonzept des Projektes aufzunehmen. Mit vorzeitigem förderunschädlichen Maßnahmenbeginn führte das GLZ in Zusammenarbeit mit der LWK 70 Einzelgespräche mit Landwirten im Untersuchungsgebiet Jade (= Entwässerungsverband Jade) im Zeitraum November 2018 bis Mai 2019 durch. Im Resultat wurden 28 Fallstudienbetriebe ausgewählt, welche das Suchkriterium eines konventionell wirtschaftenden Milchviehbetriebes im Einzugsgebiet der Jade mit anteiliger oder schwerpunktmäßiger Grünlandbewirtschaftung erfüllen (27 konventionelle und 1 Öko-Betrieb). Im Dezember 2018 bis Juni 2019 erfolgte mit allen Projektpartnern (GLZ, LWK, UOL und UGÖ) die gemeinsame Auswahl von Gräben und anrainenden Flächen (Abbildung 4-1).



Abbildung 4-1: Eindrücke der Grabenbesichtigungen zu Projektbeginn durch das Projektteam.

In diesem Arbeitsprozess wurden 51 der 90 besichtigten Grabenstandorte als geeignet für das Projekt befunden. Zu den wesentlichen Suchkriterien gehörten: Wasserspiegelbreite von 1-3 m, Kasten- oder Trapezprofil, permanente Wasserführung, keine einmündenden Gewässer oder Zuwässerungen, kein Einstau, gleiche Bewirtschaftung der nebenliegenden Flächen. Die Unterhaltungsmaßnahmen

mussten hinsichtlich des Zeitraums, Frequenz, Vorgehen und Gerät bekannt sein (kein Ausbau/keine Grundräumung in den letzten Jahren; Mähkorb als vorwiegendes Räumwerkzeug). Mit den Landwirten wurde vereinbart, Unterhaltungsmaßnahmen im Untersuchungszeitraum des Projekts 2019 bis 2022 zu unterlassen. Eine systematische Befragung der Landwirte bei den Einzelgesprächen und während der Grabenbesichtigungen ergab, dass im Untersuchungsraum kaum Geestgräben permanent Wasser führen und relativ wenige Betriebe auf den Marschböden extensiv wirtschaften. Die mit allen Projektpartnern abgestimmte Grabenauswahl umfasst, wie geplant, insgesamt 48 Gräben. Davon 13 Geest-, 17 Marsch- und 18 Moorgräben. Eine Gleichverteilung der Untersuchungsgewässer auf Marsch, Moor und Geest sowie eine gleiche Zahl von Betrieben mit extensiver oder intensiver Bewirtschaftung ließ sich nicht wie geplant umsetzen. Nach sorgfältiger Abwägung im Konsortium wurde die Grabenauswahl als repräsentativ für das Gebiet und im Sinne des Vorhabens als zielführend bewertet.



Abbildung 4-2: Auftaktveranstaltung am 05. März 2019 im GLZ mit den Fallstudienbetrieben im Projekt "Waterbuddies".

Nach zahlreichen Geländebegehungen in den ersten Projektmonaten fand im März 2019 das Auftakttreffen mit allen Projektlandwirten im GLZ statt (Abbildung 4-2). Erstes Veranstaltungsziel bestand darin, zunächst alle Projektmitarbeiter mit den Projektlandwirten bekannt zu machen. Dies war eine Grundvoraussetzung für die langjährige Zusammenarbeit und das Kennenlernen der Akteure. Hierzu stellte sich jedes Modul mit den individuellen Arbeitsinhalten sowie den unmittelbar anstehenden Arbeiten vor. Im Anschluss konnte im Vertrauensrahmen über weitere Fragestellungen diskutiert werden und die Landwirte konnten Anregungen zum Nährstoffmanagement geben.

4.3 Akteursprozess – 2020

Nach dem Auftakttreffen führten wir im Januar 2020 das zweite Akteurstreffen mit den Landwirten im Jade-Projektgebiet durch, wobei erstmals Zwischenergebnisse im Fokus der Betrachtungen standen (Abbildung 4-3). Den Fokus galt es zunächst auf die Jade und die Nährstoffdynamik in dem Fließgewässer am Jadebusen zu richten. Zu Beginn eines jeden Treffens mit Akteuren, für die der Umgang mit Wasserqualitäts-Kennzahlen nicht alltäglich ist, war es wichtig, die Bedeutung von Stickstoff N und P zu verdeutlichen. Wohingegen P insbesondere in Süßwasser-Ökosystemen als limitierender Faktor der Primärproduktion gilt, sind hier die N-Verbindungen als Nährstoffe untergeordnet. Diese können jedoch unter Umständen toxisch für die Gewässerfauna sein (vor allem

Ammoniak und Nitrat). In tidebeeinflussten und marinen Ökosystemen ist insbesondere N als eutrophierender Faktor bekannt (NLWKN, 2018).



Abbildung 4-3: Projekttreffen am 29. Januar 2020 im GLZ mit ausgewählten Landwirten aus dem Projektgebiet EV Jade sowie den Kreislandwirten der Wesermarsch und Friesland.

Hinsichtlich N fallen hohe Gesamtstickstoff (TN) -Konzentrationen in der Regel mit hohen Abflüssen zusammen. Im Mittel der Jahre 2015 bis 2019 betrug die TN-Konzentration 4,0 mg/l (Zielwert bei 2,8 mg/l TN), wobei über die Hälfte der TN-Frachten in den Wintermonaten Dezember bis Januar am Jade-Wapeler-Siel (§14 Oberflächengewässerverordnung, OGewV (2016), Süßwassermessstelle, Übergabepunkt limnisch-marin) zu erwarten sind. Hinsichtlich P ist der Zusammenhang zwischen Abfluss und der Gesamtphosphor (TP) -Konzentration im Jahresverlauf nicht eindeutig, sodass eine relative Gleichverteilung der TP-Frachten zu erwarten ist. Im Mittel der Jahre 2015 bis 2019 betrug die TP-Konzentration am Jade-Wapeler-Siel 0,4 mg/l (Orientierungswert bei 0,3 mg/l TP). Neben dieser jahreszeitlichen Variabilität der Nährstoffeinträge in die Jade wurde den Landwirten zudem der Unterschied zwischen Direkteinträgen und diffusen Einträgen deutlich gemacht. Datenauswertungen mit Unterstützung der Unteren Wasserbehörden der drei Landkreise im EZG der Jade (Landkreise Ammerland, Friesland, Wesermarsch) ergaben einen 12-prozentigen Anteil aller Klein- sowie kommunalen Kläranlagen an der TN-Fracht der Jade. Diese Erkenntnisse decken sich mit Datenauswertungen in ähnlich strukturierten Tieflandregionen Schleswig-Holsteins (Allianz Gewässerschutz, 2020).

Die ersten bodenkundlichen Daten ermöglichten es bereits über mögliche Handlungsansätze zur Reduzierung von Nährstoffeinträgen in flächenangrenzende Entwässerungssysteme zu diskutieren. So konnte bereits bei dem Treffen im Januar 2020 die Grundlage geschaffen werden, um für teils unterschiedliche Schwerpunkte landwirtschaftlicher Austragspfade anknüpfende Workshops mit den Landwirten zu organisieren. Mit den ursprünglich im Frühjahr 2020 vorgesehenen Arbeitskreisen verfolgte das Projektteam die Absicht, auf Grundlage der Schwerpunktkulissen potenzielle Maßnahmen gemeinsam mit den Landwirten zu definieren und in deren Effektivität und Umsetzbarkeit zu charakterisieren.

Unmittelbar nach dem zweiten Akteurstreffen im Januar 2020 folgten von Ausgangs- und Kontaktbeschränkungen bis hin zur bundeseinheitlichen Notbremse geprägte 1,5 Jahre, in denen die Akteursprozesse zwangsläufig pausiert werden mussten. Unter Einhaltung der geltenden

Kontaktbeschränkungen konnte im Verlauf des Jahres 2020 das Waterbuddies-Projekt inhaltlich-fachlich sowie politisch beworben werden. Im Rahmen von Lösungsansätzen für das zukünftige Nährstoffmanagement wurde das Projekt Vertretern und politischen Beratungsträgern des Umweltbundesamtes vorgestellt (Dr. Knut Ehlers und Falk Hilliges; Fachgebietsleitung Ländliche Entwicklung & Landwirtschaft). Das GLZ führte zudem Exkursionen zu ausgewählten Waterbuddies-Untersuchungsstandorten durch. Daran nahmen die SPD-Bundestagsabgeordnete Susanne Mittag sowie der SPD-Europaabgeordnete Tiemo Wölken teil.



Abbildung 4-4: Exkursion am 13. Juli 2020 mit Susanne Mittag (li.) und am 12. August 2020 mit Susanne Mittag und Tiemo Wölken (beide SPD) in der Wesermarsch zur Veranschaulichung der Nährstoffverlagerung aus Grünlandflächen in die Grabensysteme und Küstengewässer.

4.4 Akteursprozess – 2021

Während im Jahr 2020 die landes- und bundesweiten Demonstrationen der Landwirte gegen die verschärfte DüV (2020) und den damit verbundenen Umweltauflagen („Rote“ und „Gelbe“ Gebietskulisse) einen Höchststand erreichten, war die erste Jahreshälfte 2021 weiterhin von Kontaktbeschränkungen geprägt. Das Waterbuddies-Projekt wurde in dieser Zeit vielfach unterschiedlichsten Interessensvertretern und in diversen Akteursgruppen vorgestellt, da die Betroffenheit im Zuge der novellierten DüV für die Grünlandbetriebe groß war und das Projekt Hilfestellungen gab, ein gemeinsames Rechts- und Datenverständnis zu erzeugen.

Nach 20 Monaten fand nach langer Pandemiepause im September 2021 das dritte Projekttreffen mit landwirtschaftlichen Akteuren auf einem Projektbetrieb statt (Abbildung 4-5). Seit dem letzten Treffen im Januar 2020 hat das Projektteam eine Bewertungsmatrix landwirtschaftlicher Austragspfade entwickelt, in der neben zahlreichen Literaturdaten aus vorangegangenen ähnlich gelagerten Projekten auch erste Waterbuddies-Daten aus den Jahren 2019 und 2020 eingebunden wurden. Das Vorgehen zur Entwicklung der Bewertungsmatrix als kollektive Erarbeitung und Basis für Handlungsempfehlungen zur Reduzierung von Nährstoffeinträgen wird im Modul G erläutert (Kapitel 9Modul G – Übertragung, Interpolation und Gesamtbewertung unter Einbindung landesweit eingesetzter und akzeptierter Datengrundlagen). Demzufolge war es möglich, anhand der Bewertung prioritärer Austragspfade über effektive Maßnahmen zu diskutieren und (speziell nach der Pandemie) ein gemeinsames Verständnis sowie Vertrauensverhältnis auf Basis der betriebseigenen Daten zu schaffen. Im Fokus des Projekttreffens stand die im Januar 2018 bundesweit in Kraft getretene Stoffstrombilanzverordnung (StoffBilV), welche laut des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) die Düngungs- und Nährstoffeffizienz verbessern sowie die Nährstoffflüsse in

landwirtschaftlichen Betrieben transparent und überprüfbar abbilden soll (BMEL, 2023). Die StoffBilV gleicht einer betrieblichen Nährstoff-Input/-Output Bilanzrechnung mit einem betrieblichen Saldo als Ergebnis (ähnlich der Hoftorbilanz). Derzeit wird im Rahmen der StoffBilV lediglich die Bilanz der N-Zufuhr und -abgabe im dreijährigen Mittel bewertet. Der Betriebsleiter hat sicherzustellen, dass im Durchschnitt der letzten drei Bezugsjahre der zulässige Bilanzwert von 175 kg N je ha und Jahr nicht überschritten wird. Wird eine Überschreitung festgestellt, kann eine Teilnahme an einer anerkannten Beratung angeordnet werden.



Abbildung 4-5: Projekttreffen am 17. September 2021 mit den „Waterbuddies“-Fallstudienbetrieben in der Maschinenhalle eines Projektbetriebs.

Auch wenn an der StoffBilV als weiterer Baustein des Düngepaketes (neben der DüV, 2020) eine große Erwartungshaltung besteht, werden nicht die innerbetrieblichen Stoffkreisläufe mit abgebildet, welche speziell auf Milchvieh- und Futterbaubetrieben die potenziellen Austragspfade maßgeblich beeinflussen. Dennoch stellt die Bilanz einen wichtigen Maßnahmenansatz dar und ist in eine umfassende Zukunftsstrategie zur umwelt- und tierwohlgerechten Entwicklung der Landwirtschaft einzubetten. Bereits im Jahr 2021 sollte der Geltungsbereich der StoffBilV auf alle Betriebe mit mehr als 20 ha landwirtschaftlicher Nutzfläche oder mehr als 50 Großvieheinheiten je Betrieb ausgeweitet werden. Im Zuge der Novellierung der StoffbilV hat sich diese Ausweitung verzögert und gilt nunmehr seit dem 01.01.2023. Ebenfalls sollte die Obergrenze der betrieblichen N-Überschüsse (N-Saldo) neu festgesetzt werden, für den P-Überschuss (P-Saldo) ist erstmalig ein Grenzwert festzulegen. Mit Endredaktion des vorliegenden Berichts sind keine neuen Regelungen bekannt. Die wissenschaftlichen Erkenntnisse und Ergebnisse im Rahmen der im Projekt angewandten Stoffstrombilanzierung mit den Projektbetrieben werden im Modul F ausführlich aufgegriffen (Kapitel 8).

Bereits auf ersten Projekttreffen mit den Landwirten in den Jahren 2019 und 2020 ist die Herkunft von Nährstoffen in der Jade teils kontrovers diskutiert worden. Trotz der mit Hilfe der drei Unteren Wasserbehörden aufbereiteten Daten aus dem Projektgebiet, wonach rund 12 % der TN-Fracht der Jade aus den Klein- und kommunalen Kläranlagen stammen, hinterfragten die Landwirte diese Erkenntnisse. Das GLZ ist den kritischen Nachfragen gefolgt und hat sich in Abstimmung mit dem Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) dazu entschieden, ein Informationstreffen „Urbane Gebiete (Kläranlagen)“ durchzuführen. Abweichend von

dem landwirtschaftlich ausgerichteten Projektfokus, richtete sich bei der Veranstaltung im Oktober 2021 der Fokus auf die urbane Herkunft von Nährstoffen in der Jade.



Abbildung 4-6: Informationstreffen „Urbane Gebiete (Kläranlagen)“ am 15. Oktober 2021 mit landwirtschaftlichen Akteuren in der Kläranlage der Gemeinde Rastede.

Hierzu wurde mit den landwirtschaftlichen Akteuren und dem Landkreis Ammerland als Einleiterüberwachungsbehörde die im Projektgebiet größte kommunale Kläranlage in Rastede besichtigt. Mit Kurzbeiträgen des Landkreises Ammerland, des NLWKN sowie des Abwassermeisters der Kläranlage wurden die vorhandenen Daten im Projektgebiet und speziell der Kläranlage Rastede vorgestellt, welche den Untersuchungen vergleichbarer Landschaftsräume in Schleswig-Holstein (Allianz Gewässerschutz, 2020) entsprechen. N- und P-Einträge aus häuslichen und gewerblichen Abwässern spielen im Vergleich mit den diffusen Einträgen aus der Landschaft, zu denen die Landwirtschaft zählt, eine geringere Rolle und sollten nicht als hauptverantwortlich herausgestellt werden. Daher hat das GLZ diese Veranstaltung als Informationsmöglichkeit für Landwirte zu Einträgen über Direkteinleiter anbieten können. Die Diskussionsrunde diente als vertrauensunterstützende Maßnahme zur Aufrechterhaltung von Kapazitätsstrukturen, um im Weiteren die Entwicklung von Maßnahmen im landwirtschaftlichen Kontext voranzutreiben.

4.5 Akteursprozess – 2022

Im März 2022 wurden erstmals Arbeitskreise (AK) im Projektgebiet Jade durchgeführt, die bereits nach dem zweiten Projekttreffen im Jahr 2020 geplant waren. Bei dieser Art von Projekttreffen galt es, sich im Rahmen eines kurzzeitigen (max. 3h), auf bestimmte Fragen und Themen ausgerichteten Wissensaustauschs unter Betrieben im Rahmen von gegenseitigen Betriebsbesuchen (On-Farm Schools) zu fokussieren. Auf Grundlage der Bewertungsmatrix landwirtschaftlicher Austragspfade (siehe Kapitel 9) war mit diesem Gesprächs- und Diskussionsformat vorgesehen, sich im Rahmen kleinerer Arbeitstreffen (max. 15 Betriebe) auf die jeweiligen Bodenstandorte im Projektgebiet zu beziehen. Eine Besonderheit dieses durchgeführten AK bestand in der Organisation des

Wissenstransfers sowohl in theoretischer als auch praktischer Form. In der ersten Hälfte reflektierte man gemeinsam mit den Landwirten die betriebs- und flächeneigenen Ergebnisse (Abbildung 4-7, oben). Hier galt es die erhobenen N- und P-Konzentrationen in den Grabensystemen sowie den Drainage- und Gruppenausträgen darzustellen und mit den Landwirten zu diskutieren. Die Geestgebiete innerhalb des Jade-Projektgebiets stellen aufgrund der Bodeneigenschaften und der angebauten Feldkulturen einen Schwerpunkt für Nitratausträge dar (siehe Kapitel 9.4), sodass der AK „Geest“ primär auf N sowie auf die mit Silomais angebauten Flächenanteile im Projektgebiet ausgerichtet wurde.



Abbildung 4-7: Erster auf einem Projektbetrieb durchgeführter Arbeitskreis „Geest“ am 03. März 2022 mit den in der Geest wirtschaftenden Projektbetrieben.

Für die zweite Hälfte war mit den Teilnehmenden ein Feldbegang vorgesehen (Abbildung 4-7, unten). Mit freundlicher Unterstützung des gastgebenden Landwirts konnte dafür ein Bodenprofil auf einer mit einer Zwischenfrucht eingesäten Ackerfläche angesprochen werden. Im Mittelpunkt der Erläuterungen stand die Vorgehensweise bei der Düngelplanung auf Gesamtbetriebsebene, die Effekte des Zwischenfruchtanbaus im Hinblick auf eine Verbesserung des Bodengefüges, des Erosionsschutzes, einer Förderung der Bodenorganismen sowie ein langfristiger Humusaufbau. In Anwesenheit weiterer Experten im Bereich des Wasserschutzes (Ing.büro Gerics Standorterkundung GmbH und LWK) konnte eine zielführende Diskussion geleitet werden, wobei die Zusammenhänge mit der Düngelplanung am umfangreichsten besprochen worden sind. Speziell die wirtschaftlich bestmögliche Ausnutzung des betriebseigenen Wirtschaftsdüngers stand im Fokus, was aufgrund des zu diesem Zeitpunkt bundesweit stark gestiegenen Preises für Mineraldünger hochaktuell war.

Im Rahmen des zweiten AK "Moor & Marsch" wurden die im Projektgebiet untersuchten Bodenlandschaften der Moore und Marschen aufgrund der Gruppengröße zusammengeführt.



Abbildung 4-8: Zweiter Arbeitskreis "Moor & Marsch" am 06. April 2022 mit den Fallstudienbetrieben im nördlichen Projektgebiet.

Zudem ähneln sich die Zielrichtungen der prioritären Maßnahmen zur Reduzierung von Nährstoffausträgen in Grabensystemen innerhalb dieser Teilregionen des Projektgebiets. Das Vorgehen bei diesem AK folgte zunächst der gleichen Struktur des AK „Geest“ (Abbildung 4-8). Hierbei ist herauszustellen, dass P in den Moorlandschaften eine zentrale Rolle spielt (siehe Kapitel 9.4). Sowohl im Moor- als auch im Marschbereich stellt zusätzlich Ammonium eine Herausforderung dar und galt mit den Landwirten zu diskutieren. Dabei nimmt vor allem in der Marsch die Entwässerungsform der Grünlandflächen einen entscheidenden Einfluss auf die P-Austragsereignisse. Eine Oberflächenentwässerung in Form von Grüppen ist aufgrund des direkten Zusammenhangs zwischen der Entwässerung, der Grasnarbe und des applizierten Düngers grundsätzlich austragsanfälliger als eine Drainageentwässerung. So fungiert der Boden als Filtermaterie, welche das Niederschlagswasser entlang der Versickerung durchquert und entsprechend Nährstoffe gebunden, abgebaut oder anderweitig umgesetzt werden. Mit Hilfe weiterer Impulsvorträge eines Landwirtes sowie einem Landtechnik-Experten der LWK konnte eine fachliche Grundlage gelegt werden, um das Thema der Wirtschaftsdünger-Aufbereitung speziell in den mit P hochversorgten Moore und Marschen zu diskutieren. Hierbei stellte die Separation von Wirtschaftsdünger einen Schwerpunkt dar, welche die Gülle durch technische Separationsverfahren (Pressschnecke, Zentrifuge, etc.) in eine Flüssig- und Festphase trennt. Wesentliche Vorteile bestehen in der Einsparung von Lagerraum sowie einer guten Verschlauchung der Flüssigphase, sodass die Nährstoffverfügbarkeit im Grünland verbessert und der Verschmutzungsgrad des Futters sowie die Emissionsverluste reduziert werden können. Zudem bietet die Separation die Möglichkeit, bis zu 25 % des P-Gehaltes durch die Entnahme der Festphase zu entziehen, was in Kulissen reduzierter P-Düngungsregelungen von Vorteil sein kann.

Wie in den drei Projektjahren 2019 bis 2021, wurde auch im Jahr 2022 ein großes Projekttreffen mit allen Projektbetrieben durchgeführt. Auf Grundlage der betrieblichen Analysen richtete sich im November 2022 der Fokus zunächst auf die StoffBil (Abbildung 4-9).



Abbildung 4-9: Projekttreffen am 22. November 2022 mit den Fallstudienbetrieben.

Für eine faktenbasierte Diskussion wurden jedem Projektbetrieb dessen individuelle Daten der zurückliegenden analysierten Kalenderjahre 2019 bis 2021 ausgehändigt. Die bereits im Jahr 2021 erkennbaren Trends einiger ausgewählter Indikatoren konnten nach den weiteren Analysejahren signifikant bestätigt werden (siehe Kapitel 8.3.1.3). Jedoch sind auch seit der letzten Novellierung der DüV (2020) drei Jahre vergangen, sodass die Restriktionen im Beratungsalltag und auf den Betrieben Einzug gehalten haben. Ein Impulsbeitrag eines Fütterungsexperten der LWK wies unter anderem auf diesen Ansatz hin, das betriebseigene Grundfutter möglichst breit auf die qualitativen Inhaltsstoffe untersuchen zu lassen. So lässt sich entscheiden, welches Futter in den betrieblichen Stoffkreislauf durch Zukauf zugeführt werden muss, um die optimale tierische Versorgung zu gewährleisten.

4.6 Akteursprozess – 2023

Im abschließenden Projektjahr 2023 stand die interdisziplinäre Datenauswertung und -interpretation im Fokus der Projektaktivitäten. Die Datenaufnahme auf Betriebs- und Flächenebene wurde zum Ende des Projektjahres 2022 abgeschlossen, sodass seit 2019 insgesamt vier aufeinanderfolgende Projektjahre als Untersuchungsgrundlage dienen.



Abbildung 4-10: Arbeitskreis "Moor & Marsch" am 20. September 2023 und Arbeitskreis „Geest“ am 21. September 2023 mit den Fallstudienbetrieben im nördlichen Projektgebiet.

Im September 2023 wurden zwei abschließende Arbeitskreise „Moor & Marsch“ sowie „Geest“ durchgeführt, um die Projektergebnisse gemeinsam mit den Landwirten zu besprechen und zu bewerten. In den Gesprächen wurde sich zunächst auf die Besonderheiten der Bodenstandorte Geest, Moor und Marsch fokussiert. Auf Grundlage der Daten konnten klare Schwerpunktkulissen in Bezug auf Phosphor, Ammonium und Nitrat herausgearbeitet werden. Die Nährstoffdynamik zwischen den Bodenstandorten und angrenzenden Gewässern galt es im Zusammenhang mit der Düngung und der zukünftigen Düngeplanung (Düngebedarfsermittlung) der Betriebe zu erläutern, sodass die Landwirte für ihre individuellen und voneinander abweichenden Bodengegebenheiten Schlussfolgerungen ziehen konnten. In Form von praxisrelevanten Handlungsempfehlungen konnte den Landwirten aufgezeigt werden, welcher Mehrwert aus dem Waterbuddies-Projekt zur Reduzierung von diffusen Nährstoffausträgen abgeleitet werden kann. Vor allem in Zusammenarbeit mit der LWK konnte zugleich der ökonomische Mehrwert erläutert und so der direkte Nutzen durch optimiertes Betriebs- und Flächenmanagement im Umgang mit Nährstoffen verdeutlicht werden.



Abbildung 4-11: Öffentlichkeitswirksame Abschlussveranstaltung am 04. Dezember 2023 mit 100 Gästen (hybrid 50/50). Das Projektteam wurde an diesem Tag von weiteren externen Referenten unterstützt.

Zum regulären Projektende konnte im Dezember 2023 die Projekt-Abschlussveranstaltung öffentlichkeitswirksam mit 50 anwesenden Gästen und zahlreichen digital zugeschalteten durchgeführt werden. Im Rahmen der ganztägigen Veranstaltung konnte die wichtigste Erkenntnis des Projekts verbreitet werden: Die Höhe und der Pfad der Nährstoffausträge in die Wasserökosysteme sind nicht überall gleich. Dahingehend sehen auch die Maßnahmen teilträumlich sehr unterschiedlich aus, mit denen die Landwirtschaft einen Beitrag leisten kann.

Neben der Vorstellung der Projektergebnisse durch alle Projektpartner am Vormittag, umfasste das Nachmittagsprogramm Gastbeiträge des Thünen-Instituts, der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer und eines Projektlandwirtes. Die Tagung endete mit einer Podiumsdiskussion, in der unter anderem auch die Politik (MdB Susanne Mittag, SPD), der Entwässerungsverband Jade (Fritz-Harald Strodthoff-Schneider) und Vertreter der Landwirtschaft (Dr. Karsten Padeken, Kreislandvolk Wesermarsch) beteiligt waren. Die Bundestagsabgeordnete, Frau Susanne Mittag, zeigte sich erfreut über die erfolgreiche Durchführung. „Es sei wichtig, Grünland als

eigene landwirtschaftliche Besonderheit hervorzuheben“, so Frau Mittag. Zudem wurden während des Projektzeitraums in Deutschland und Niedersachsen die Düngegesetzgebungen mehrfach überarbeitet und verschärft. Auf der einen Seite gilt es energiereiches Grundfutter auf dem Grünland vor der Haustür zu produzieren und parallel die ökologischen Zielwerte zu berücksichtigen. Hier betonte Herr Karsten Padeken „den Lernprozess, im dem sich die Landwirtschaft befinde“ und lobte das „Waterbuddies-Projekt für die Aufklärungsarbeit“. Herr Fritz-Harald Strodthoff-Schneider plädierte dafür, das Projekt nun nicht einfach als abgeschlossen zu erklären. Er betonte, dass „die Ergebniskommunikation und die fachliche Begleitung in der weiteren Umsetzung unbedingt weitergeführt werden müsse“.

5 Modul C – Nährstoffdynamik: Erfassung von Nährstoffmobilität und Nährstoffausträgen aus Böden und Nährstoffeinträgen in angrenzende Gewässer (UOL-B)

5.1 Einleitung und Ziele

Eine Hauptbelastung der Nordsee besteht in der Anreicherung von Nährstoffen, besonders durch Stickstoff und Phosphor. Dabei konzentriert sich die Eutrophierung im Wesentlichen auf das kontinentale Küstengewässer, einen 50 bis 200 km breiten und zugleich flachgründigen Wasserkörper (NLWKN, 2014). Hier machen sich die Nährstoffeinträge aus den direkt einmündenden Flüssen anhand erhöhter Nährstoffkonzentrationen in der Wassersäule deutlich bemerkbar. Die Auswirkungen spiegeln sich in Eutrophierungsmerkmalen wie erhöhte Chlorophyll-a-Konzentrationen, verstärktes Auftreten von Planktonblüten, vermehrtes Wachstum von Grünalgen und Sauerstoffmangel wider. Als Teil des Gesamtziels des Vorhabens und in Integration zu den anderen Modulen ist es deshalb Ziel dieses Moduls, die standörtlich differenzierte Dynamik und Mobilität von Nährstoffen (PO_4^{3-} , NO_3^- und NH_4^+) in ihrer zusätzlichen Abhängigkeit von der Bewirtschaftung und jahreszeitlichen Variabilität zu erfassen, dominierende Nährstoffausträge zu identifizieren und die Nährstoffeinträge in angrenzende Gewässer zu erfassen. Daraus ergeben sich folgende Teilziele dieses Moduls:

- I. Standörtlich differenzierte Erfassung der Dynamik und Mobilität von Nährstoffen aus landwirtschaftlichen Flächen.
- II. Erfassung der standörtlich differenzierten Mobilität der Nährstoffe in Abhängigkeit von der Art der Bewirtschaftung (Dünung).
- III. Identifikation der standörtlich differenziert dominierenden Austragswege und Quantifizierung deren Nährstoffausträge.
- IV. Erfassung der Nährstoffkonzentrationen in den angrenzenden Gräben.
- V. Erfassung der standörtlich differenzierten jahreszeitlichen Variabilität.

5.2 Methoden

Die Untersuchungsstandorte wurden nach den charakterisierenden Landschaftsräumen gewählt. Sie umfassen klassische Geest-, Hochmoor-, Niedermoor- und Marsch-Standorte sowie organo-mineralische, zum einen sandgeprägte Übergänge zwischen Geest und Moor (ÜGeMo) und zum anderen tongeprägte Übergänge zwischen Moor und Marsch (ÜMoMa). Diese Zuordnung spiegelt sich in den Gehalten der organischen Substanz wider (Tabelle 5-2). Die Entwässerungsgräben an den Untersuchungsstandorten hatten grundsätzlich ihren Anfang in der Fläche, um Nährstoffeinträge aus umliegenden landwirtschaftlichen Nutzflächen auszuschließen. Häufig wurden die Untersuchungsstandorte zusätzlich zur Grabenentwässerung zusätzlich über Gruppen und Drainagen entwässert. Die Gruppenentwässerung leitet dauerhaft oberirdisch Abflusswässer über ein Endrohr in die Gräben ein und ist überwiegend in der Marsch präsent. Davon zu unterscheiden sind

Bedarfsgruppen, die nach Bedarf in der Abflussperiode (ca. November – März) kurzfristig in den Boden gefurcht werden, um auf den Flächen stehendes Wasser in den nächstliegenden Graben abzuleiten. Vor allem in der Geest und den Übergangstandorten wird auf diese Weise im Bedarfsfall entwässert. Eine Entwässerung über Drainagen erfolgt vor allem in den Mooren aber auch in der Geest und den Übergangstandorten. Dabei werden die Böden über unterirdisch eingebrachte Ton- oder Kunststoffrohrdrainagen entwässert. Die Verteilung der Gräben sowie der verschiedenen Entwässerungsarten auf die unterschiedlichen Landschaftsräume ist in der Tabelle 5-1 aufgezeigt.

Tabelle 5-1: Verteilung der Gräben, Gruppen, Bedarfsgruppen und Drainagen über die jeweiligen Landschaftsräume.

	Geest	ÜGeMo	Hochmoor	Niedermoore	ÜMoMa	Marsch
<i>Gräben</i>	8	4	7	6	9	15
<i>Drainagen</i>	2	1	5	3	1	0
<i>Gruppen</i>	0	0	0	0	1	9
<i>Bedarfsgruppen</i>	4	0	0	0	1	0

5.2.1 Probenahme im Gelände

5.2.1.1 Phosphat

5.2.1.1.1 Boden

Die Bodenprobennahmen an den Geest-, Marsch- und Hochmoorstandorten fanden jeweils im Oktober 2019, 2020 und 2021 sowie im Januar 2020 statt. Die Probenahme für die Niedermoorstandorte erfolgten im Oktober 2021. Die Probenahmepunkte wurden grundsätzlich randomisiert jedoch in Flächengröße angepasster Anzahl ausgewählt. Entnommen wurden die Bodenproben mithilfe eines Pürckhauer-Borstocks aus einer Bodentiefe von 0 - 30 cm sowie aus 30 - 60 cm unter Geländeoberkante (u. GOK). Es wurden jeweils 5 Einstiche zu einer Mischprobe je Tiefe zusammengeführt, in 3 Liter Kunststoffbeuteln gegeben, in das Labor überführt und dort bis zur Extraktion luftgetrocknet.

5.2.1.1.2 Wasser

Die Entnahme der Wasserproben erfolgte mithilfe eines Probennehmers, der sich aus Winkelbecher und Teleskopstange zusammensetzt. Dabei wurde der Winkelbecher zunächst min. 2-fach mit dem Wasser des zu beprobenden Grabens gespült. Anschließend wurde mit Abstand zu Spülstelle eine Probe entnommen und in 250 ml PE-Flaschen überführt. Der Abfluss der Entwässerung wurde ebenfalls nach Spülung mit dem Probennehmer am Abflussausstritt entnommen und anschließend in 250 ml PE-Flaschen gesammelt. Die Bedarfsgruppen wurden bestmöglich im Mündungsbereich

beprobt. Die Proben wurden nach Entnahme für den Transport in das Labor in einer Kühlbox gekühlt. Die Probenahmen von Abfluss- sowie Grabenwasser erfolgte 2019 monatlich (ausgen. Februar), 2020 zweimalig, 2021 einmalig im Frühjahr und ab Oktober bis April 2022 erneut monatlich. Insgesamt wurden rund 20 Probenahmekampagnen von 2019 bis 2022 durchgeführt.

5.2.1.2 Stickstoff

5.2.1.3 Boden

Die Bodenproben für die Bestimmung der Stickstoffgehalte wurden im Oktober 2019 und Oktober 2021 an allen Standorten entnommen. Die Proben wurden auf die gleiche Weise genommen wie für Phosphat (vgl. Kap. 5.2.1.1.1). Anders als bei der Entnahme der Bodenproben für P wurden die Bodenproben für die Stickstoffbestimmung ab Entnahme und während des gesamten Transportes in einer Kühlbox gekühlt.

5.2.1.3.1 Wasser

Die Beprobung der Wässer erfolgte wie für Phosphat (vgl. Kap. 5.2.1.1.2). Anders als für Phosphat wurden Wässer für die Stickstoffbestimmung zwischen 2–3-mal jährlich zwischen 2019 – 2022 beprobt.

5.2.1.4 Glühverlust und pH

Proben für die Bestimmung der Gehalte an organischen Bodensubstanz sowie pH aller Standorte wurden im Frühjahr 2019 für die Bodentiefe 0 bis 10 cm u. GOK mithilfe von Stechringen (100 cm³) genommen.

5.2.2 Labormethoden

5.2.2.1 Phosphat

5.2.2.1.1 Boden

Die Extraktion von PO₄³⁻-P erfolgte in Anlehnung an die DL-Methode der VDLUFA (VDLUFA, 1991). Anders als diese, wurde für die Moorböden 10 g Boden mit 250 ml der Doppellactat-Lösung (DL-Lösung) versetzt und anschließend für 2 Stunden im Überkopfschüttler (Reax 20 von Heidolph) geschüttelt. Die Extrakte wurden über einen Rundfilter mit 2 bis 3 µm Porengröße (ROTILABO Rundfilter Typ 15A) in 50 ml PE-Flaschen gegeben und bis zur Messung bei -20 °C eingefroren.

Für die Messung der Phosphatgehalte der Extrakte wurde abweichend zu der zitierten Methode die Ammoniumheptamolybdatlösung mit 10 g auf 1 L zusammen mit 140 ml 97 % Schwefelsäure angesetzt. Die Ascorbinsäurelösung wurde mit 0,5 g auf 100 ml hergestellt. Die Standardreihe mit einem max. von 8 mg PO₄³⁻ L⁻¹ wurde aus einer 1000 mg PO₄³⁻ L⁻¹ Phosphat-Stammlösung hergestellt. Für die Bestimmung der Phosphatgehalte im Spektralphotometer (UV-mini 1240 Shimadzu) wurden sowohl für die Standards als auch für die Proben 5 ml Lösung mit 3 ml

Ammoniumheptamolybdatlösung und 2 ml Ascorbinsäure versetzt und nach 5 min im Wasserbad bei 99 °C und einer anschließenden Abkühlzeit von 5 min bei 820 nm gemessen.

5.2.2.1.2 Wasser

Die Wasserproben wurden im Labor max. 24 h bei 4 °C im Kühlschrank bis zu ihrer Filtration gelagert. Die Filtration der Proben erfolgte, wie bei den Bodenextrakten (vgl. Kap. 5.2.2.1.1) Bis zu der Messung wurden die Filtrate anschließend bei -20 °C eingefroren. Die Messungen am Spektralphotometer erfolgten entsprechend der Vorgehensweise bei den Bodenextrakten (vgl. Kap. 5.2.2.1.1). Lediglich die Lösung für die Standardreihe und Verdünnungen wurde durch destilliertes Wasser ersetzt.

5.2.2.2 Stickstoff

5.2.2.2.1 Boden

Im Labor wurden die Bodenproben nach max. 24 h unter Kühlung bei 4 °C nach VDLUFA-Methode mit einer 0,0125 M CaCl₂ extrahiert (VDLUFA, 1997). Gefiltert wurden die Proben anschließend über Faltenfilter mit 13 µm Porengröße (ROTILABO Filter Typ 600P). Die Extrakte wurden bis zur Messung bei -20 °C eingefroren.

Die Messung der Extrakte erfolgte mittels Wasserdampfdestillation nach der Methode von Kjeldhal (1883), die von Bremner & Keeney (1965) weiterentwickelt wurde. Folglich wurden 0,2 g MgO für die Bestimmung von Ammonium und 1 g Devardas-Legierung für die Bestimmung von Nitrat verwendet. Vor jeder Messung wurden tagesaktuelle Eichmessungen vorgenommen mit einer 0,01 M Ammoniumnitrat-Lösung. 1 ml dieser Lösung wurden mit 0,0125 M CaCl₂ auf 20 ml aufgefüllt und 3 Messungen sowie eine Blindmessung mit 20 ml 0,0125 M CaCl₂ durchgeführt. Die Resultate der Eich- und Blindmessungen wurden für die Berechnung der Ammonium- und Nitratkonzentrationen der folgenden Messungen der Proben einbezogen.

5.2.2.2.2 Wasser

Die Wasserproben wurden im Labor max. 24 h bei 4 °C im Kühlschrank bis zu ihrer Filtration gelagert. Die Filtration der Proben erfolgte, wie bei den Bodenextrakten (Kap. Boden5.2.2.2.1). Bis zu der Messung wurden die Filtrate anschließend bei -20 °C eingefroren. Die Messungen mittels Wasserdampfdestillation erfolgten entsprechend der Vorgehensweise bei den Bodenextrakten (vgl. Kap. 5.2.2.2.1). Lediglich die Lösung für die Eichung und Verdünnungen wurde durch destilliertes Wasser ersetzt.

5.2.2.3 Glühverlust und pH

Der Gehalt an organischer Bodensubstanz wurde durch die Bestimmung des Glühverlusts im Muffelofen (Nabertherm LVT 15/11) bei 430 °C (ca. 3 Std.) bestimmt. Der pH-Wert wurde zum einen in H₂O für den pH_{akt} und zum anderen in einer 0,01 M CaCl₂ für den pH_{pot} bestimmt.

5.2.3 Datenanalyse

5.2.3.1 Phosphat

Die statistische Auswertung (pkg. „stats“ & pkg. „rstatix“) sowie die grafische Auswertung (pkg. „ggplot2“ & „lemon“) wurde mit dem Programm R (v 4.3.0) und RStudio (v2023.03.0) durchgeführt (Wickham, 2016; Edwards, 2022; Kassambara, 2023, R Core Team, 2023; Posit Team, 2023).

Für die Analyse der Unterschiede zwischen den $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ Gehalten im Boden bzw. Konzentrationen der Abfluss- und Grabenwässer der jeweiligen Landschaftsraumkategorien wurden zunächst alle Datensätze mit dem Shapiro-Wilk-Test und eines Q-Q-Plots auf eine Normalverteilung überprüft. Für den Boden-Datensatz wurde eine Normalverteilung über eine Quadratwurzel-Transformation erreicht. Nach Feststellung einer Varianzhomogenität durch den Bartlett-Test wurde eine ANOVA mit anschließendem TukeyHSD-Test als Post-hoc-Test durchgeführt. Die Datensätze zu Drainage- und Gruppenabfluss- sowie Grabenwässer wiesen keine Normalverteilung auf. Für diese Datensätze wurde ein Kruskal-Wallis-Test mit anschließendem Dunn's-Test als Post-hoc-Test durchgeführt (pkg. „FSA“) (Ogle et al., 2023). Eine Ausnahme stellt die vergleichende Analyse von Abflusskonzentrationen und Grabenkonzentrationen sowie der P-Gehalte nach Bodentiefe dar. Für diese wurde der Wilcoxon-Test „ angewandt. Eine Anpassung des p-Wertes erfolgte generell über die „bh/ BH“ - Korrektur (Benjamini & Hochberg, 1995). Signifikante Unterschiede repräsentiert durch unterschiedliche Letter wiesen Signifikanzen $p < 0.01$ auf. Für die Untersuchung des Zusammenhangs des Gehalts an organischer Bodensubstanz mit den Abflusskonzentrationen aus Drainagen und Gruppen wurde jeweils ein Korrelationstest nach der Methode von Kendall und die p-Korrektur nach der Holm-Methode durchgeführt.

5.2.3.2 Stickstoff

Die Datenanalyse der Stickstoffdatensätze in R erfolgte bis zum Test auf Normalverteilung wie in Kap. 5.2.3.1 beschrieben. In der Regel lag für die Stickstoffdatensätze keine Normalverteilung vor, sodass folglich ein Kruskal-Wallis-Test mit anschließendem Dunn's-Test als Post-hoc-Test durchgeführt wurde. Für den Vergleich der Bodentiefen wurde ebenso der Wilcoxon-Test angewandt. Grundsätzlich erfolgte auch für diese Datenanalysen eine Anpassung des p-Wertes über die „bh/ BH“ – Korrektur. Die Ausnahme bildete der Ammoniumdatensatz für die Drainageabflüsse, für die durch eine Quadratwurzeltransformation ein Normalverteilung erreicht werden konnte. Ein anschließender leveneTest (pkg. „car“) wies eine fehlende Varianzhomogenität nach, sodass eine Welch-ANOVA mit anschließendem Games-Howell-Test (pkg. „rstatix“) als Post-hoc-Test durchgeführt wurde (Fox & Weisberg, 2019). Signifikante Unterschiede, repräsentiert durch unterschiedliche Letter, wiesen für die Bodendatensätze sowie für die jahreszeitliche Variabilität der Gräben Signifikanzen von $p < 0.05$ und für die landschaftsräumlichen Unterschiede der Abfluss- und Grabenwässer $p < 0.01$ auf. Für die Untersuchung des Zusammenhangs des Gehalts an organischer Bodensubstanz mit den Abflusskonzentrationen aus Drainagen und Gruppen wurde jeweils ein Korrelationstest mithilfe von „apa.cor.table“ – Funktion durchgeführt (pkg. „apaTables“) (Stanley, 2021).

5.2.3.3 Glühverlust und pH

Die Auswertung für die Mittelwerte sowie Standardabweichung für die organische Bodensubstanz und der pH-Werte erfolgte mithilfe des Programms Microsoft Excel.

5.2.4 Einordnung der gewässerbelastenden Nährstoffkonzentrationen der Gräben

Für Gräben existieren, im Gegensatz zu klassischen Fließgewässern wie Flüssen und Bächen, keine definierten Orientierungswerte bzgl. gewässerbelastenden Nährstoffkonzentrationen. Grundsätzlich handelt es sich bei Gräben um keine Fließgewässer, sondern um Gewässer, die einem stetigen Wechsel von stehenden und fließenden Bedingungen unterliegen. Um dennoch eine diesbezügliche Abschätzung geben zu können, wurden die Gräben der unterschiedlichen Landschaftsräume einem Fließgewässertyp der Oberflächengewässerverordnung zugeordnet, die der Charakteristik der Gräben der jeweiligen Landschaftsräume weitestgehend entspricht. Für die Geest wurde dementsprechend der sandgeprägte Tieflandbach (Typ 14), für die Moore sowie die organikreichen Übergangstandorte die organisch geprägten Bäche (Typ 11) und der Marsch die Marschengewässer (Typ 22) herangezogen (OGewV, 2016). Wenngleich die für diese Gewässertypen angegebenen Orientierungswerte womöglich auf die besonderen Gegebenheiten der Gräben nicht zutreffen, geben diese die Möglichkeit einer Einordnung der gemessenen Nährstoffkonzentrationen.

5.3 Ergebnisse

5.3.1 Phosphat

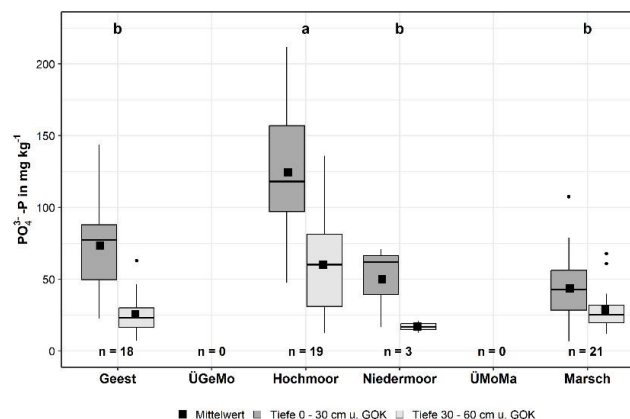


Abbildung 5-1: $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ Gehalte der Böden der unterschiedlichen Landschaftsräume für die Tiefen 0 - 30 cm und 30 - 60 cm unter GOK. Signifikante Unterschiede für die Summe der $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ Gehalte in der Tiefe von 0 - 60 cm u. GOK sind mit unterschiedlichen Lettern gekennzeichnet. Das n entspricht der Anzahl der in den jeweiligen Boxplots berücksichtigten Messwerte.

Die Hochmoorböden wiesen für jede Bodentiefe die höchsten Gehalte an $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ auf, die sich signifikant von denen der übrigen Landschaftsräume unterschieden ($p < 0.001$). Dabei wurden $118 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P kg}^{-1}$ (Median (MD)) bzw. $125 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P kg}^{-1}$ (Mittelwert MW)) in 0 - 30 cm und in 30 - 60 cm $60 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P kg}^{-1}$ (MD und MW) festgestellt. Mit insgesamt $99 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P kg}^{-1}$ (MD und MW) in 0 - 60

cm folgten die Geestböden sowie die Niedermoorböden mit $83 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P kg}^{-1}$ (MW $67 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P kg}^{-1}$) und die Marschböden mit $69 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P kg}^{-1}$ (MW $72 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P kg}^{-1}$), wobei diese Unterschiede nicht signifikant sind. Insgesamt wurde mit der Tiefenstufe 30 - 60 cm eine signifikante Abnahme der $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ Gehalte in den Böden festgestellt, die für die Marschböden rund 35 % und in den übrigen Landschaftsräumen $\geq 50 \%$ beträgt ($p < 0.001$; ausgenommen Niedermoorböden - nicht getestet) (Abbildung 5-1).

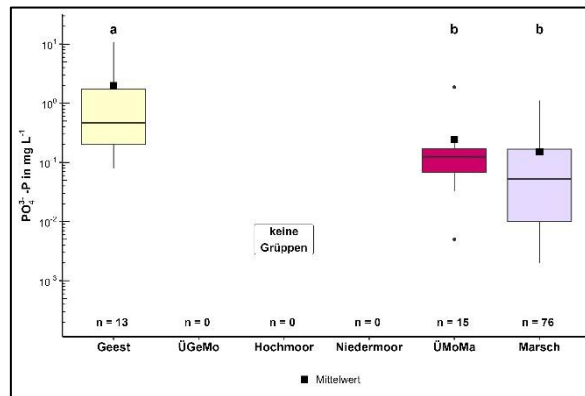


Abbildung 5-2: $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ -Konzentrationen im Gruppenabfluss unterschiedlicher Landschaftsräume. Signifikante Unterschiede sind mit unterschiedlichen Letters gekennzeichnet. Die Konzentrationen sind an einer \log_{10} -Skala dargestellt. Das n entspricht der Anzahl der in den jeweiligen Boxplots berücksichtigten Messwerte.

Es wurden die signifikant höchsten $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ -Konzentrationen im Gruppenabfluss der Geest mit $0,5 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P L}^{-1}$ (MW $2 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P L}^{-1}$) ($p < 0.01$) festgestellt. Niedrigere $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ -Konzentrationen wurden im Abfluss der ÜMoMa mit $0,1 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P L}^{-1}$ (MW $0,2 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P L}^{-1}$) sowie der Marsch mit $0,05 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P L}^{-1}$ (MW $0,15 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P L}^{-1}$) gemessen (Abbildung 5-2).

Ein signifikanter Zusammenhang zwischen organischer Bodensubstanz und der $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ -Abflusskonzentration über Gruppen war nicht gegeben.

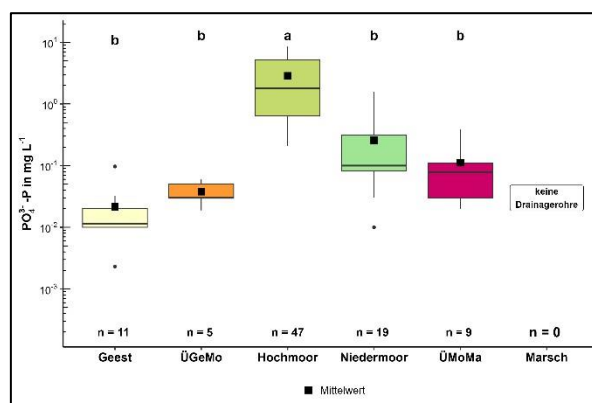


Abbildung 5-3: $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ -Konzentrationen im Drainageabfluss unterschiedlicher Landschaftsräume. Signifikante Unterschiede sind mit unterschiedlichen Letters gekennzeichnet. Die Konzentrationen sind an einer \log_{10} -Skala dargestellt. Das n entspricht der Anzahl der in den jeweiligen Boxplots berücksichtigten Messwerte.

Mit $1,8 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P L}^{-1}$ (MW $2,9 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P L}^{-1}$) wurden im Drainageabfluss der Hochmoore signifikant die höchsten $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ -Konzentration gemessen ($p < 0.001$). Gefolgt wird das Hochmoor vom

Niedermoor mit 0,1 mg PO₄³⁻-P L⁻¹ (MW 0,3 mg PO₄³⁻-P L⁻¹), den Übergangsstandorten ÜMoMa mit 0,08 mg PO₄³⁻-P L⁻¹ (MW 0,1 mg PO₄³⁻-P L⁻¹) und der ÜGeMo mit 0,03 mg PO₄³⁻-P L⁻¹ (MW 0,04 mg PO₄³⁻-P L⁻¹), die untereinander keine signifikanten Unterschiede aufweisen. Dies gilt ebenso für den Drainageabfluss der Geest, wengleich hier mit 0,01 mg PO₄³⁻-P L⁻¹ (MW 0,02 mg PO₄³⁻-P L⁻¹) die niedrigsten PO₄³⁻-P-Konzentrationen festgestellt wurden (Abbildung 5-3).

Darüber hinaus bestand ein starker Zusammenhang mit einem R² 0,7 (p < 0.001) zwischen der organischen Bodensubstanz und der Abflusskonzentration über Drainagen.

Für die Geest, die sowohl Gruppen- als auch Drainagerohrentwässerung aufwies, wurden signifikant höhere Austräge über Gruppen als über Drainagerohre festgestellt (p < 0.001). Für die ÜMoMa-Standorte, die ebenso über beide verfügten, ist der Unterschied zwischen den Entwässerungsformen sichtbar aber nicht signifikant (vgl. Abbildung 5-2 & Abbildung 5-3).

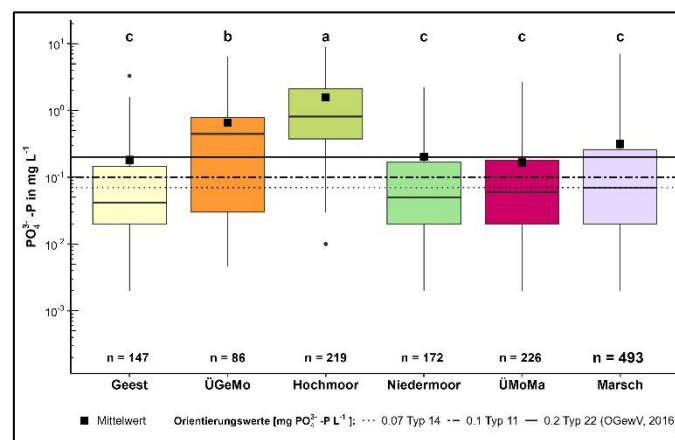


Abbildung 5-4: PO₄³⁻-P-Konzentrationen im Graben unterschiedlicher Landschaftsräume mit Grenzwerten für einen guten ökologischen Zustand (Linien) (OGewV, 2016). Signifikante Unterschiede sind mit unterschiedlichen Lettern gekennzeichnet. Die Konzentrationen sind an einer log₁₀-Skala dargestellt. Das n entspricht der Anzahl der in den jeweiligen Boxplots berücksichtigten Messwerte.

In den Hochmoorgräben wurden mit 0,8 mg PO₄³⁻-P L⁻¹ (MW 1,6 mg PO₄³⁻-P L⁻¹) die signifikant höchsten PO₄³⁻-P-Konzentrationen gemessen (p < 0.001), womit gleichzeitig der Grenzwert von 0,1 mg PO₄³⁻-P L⁻¹ erheblich überschritten wurde. Dies traf auch für die Gräben der ÜGeMo mit 0,4 mg PO₄³⁻-P L⁻¹ (MW 0,7 mg PO₄³⁻-P L⁻¹) zu, die ebenso signifikant höhere Konzentrationen als die Gräben der Geest, Niedermoor, ÜMoMa und Marsch aufwiesen (p < 0.001). Letztere wiesen ohne signifikante Unterschiede in der Abfolge Marsch mit 0,06 mg PO₄³⁻-P L⁻¹ (MW 0,3 mg PO₄³⁻-P L⁻¹), ÜMoMa mit 0,06 mg PO₄³⁻-P L⁻¹ (MW 0,16 mg PO₄³⁻-P L⁻¹), Niedermoor mit 0,05 mg PO₄³⁻-P L⁻¹ (MW 0,2 mg PO₄³⁻-P L⁻¹) sowie Geest mit 0,04 mg PO₄³⁻-P L⁻¹ (MW 0,18 mg PO₄³⁻-P L⁻¹) auf. Für diese wurden im Allgemeinen im Median die Grenzwerte eingehalten, während die Mittelwerte diese überschritten (Abbildung 5-4).

Im Hinblick auf den Zusammenhang von Abfluss- und Grabenwasserkonzentration im Zuge der Abflussperiode wurden signifikant höhere Konzentrationen im Drainageabfluss der Hochmoore und signifikant niedrigere Konzentrationen im Gruppenabfluss der Marsch gegenüber den jeweiligen Grabenwässern festgestellt (p < 0.05). Für die Wässer der übrigen Landschaftsräume wurde dies nicht nachgewiesen.

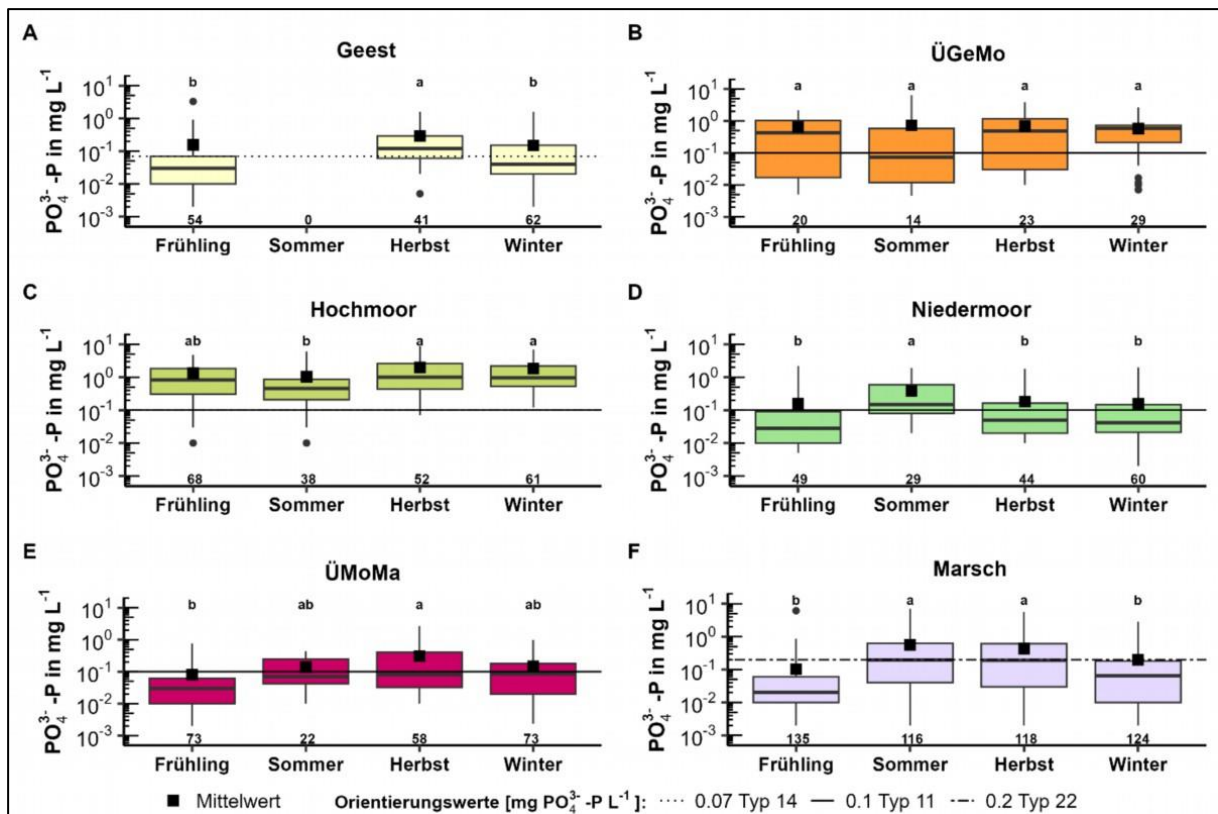


Abbildung 5-5: Jahreszeitlicher Unterschiede der PO₄³⁻-P-Konzentrationen in den Gräben der unterschiedlichen Landschaftsräume mit Orientierungswerten für einen guten ökologischen Zustand (Linien) (OGewV, 2016). Die Konzentrationen sind an einer log₁₀-Skala dargestellt. Die Zahl unter den Boxplots entspricht der Anzahl der in den jeweiligen Boxplots berücksichtigten Messwerte.

Die Gräben wiesen, mit Ausnahme der ÜGeMo- und Hochmoorgräben, im Median ganzjährig Werte um oder unter den Grenzwerten auf, mit den in der Regel niedrigsten Konzentrationen im Frühjahr (MD 0,02 mg PO₄³⁻-P L⁻¹ Marsch; 0,03 mg PO₄³⁻-P L⁻¹ Geest, Niedermoor, ÜMoMa) sowie häufig im Winter (MD 0,05 mg PO₄³⁻-P L⁻¹ Marsch, 0,04 mg PO₄³⁻-P L⁻¹ Geest, Niedermoor) (Abbildung 5-5-A & D-F). In den Hochmoorgräben wurde im Median und Mittel ein ganzjähriges Überschreiten der Grenzwerte festgestellt (Abbildung 5-5-C). Dies gilt weitestgehend auch für die ÜGeMo-Gräben, mit Ausnahme des Medians (0,08 mg PO₄³⁻-P L⁻¹) im Sommer (Abbildung 5-5-B). Im Hochmoor wurden ebenfalls im Sommer die niedrigsten Konzentrationen festgestellt (MD 0,46/ MW 1 mg PO₄³⁻-P L⁻¹), während in den anderen Landschaftsräumen meist in diesem Zeitraum Konzentrationspeaks auftraten, insbesondere im Niedermoor (MD 0,15/ MW 0,38 mg PO₄³⁻-P L⁻¹) (Abbildung 5-5-D). In ÜMoMa und Marsch reichten die Sommerpeaks bis in den Herbst hinein (Abbildung 5-5.E & F), während in den im Sommer trockenfallenden Geestgräben speziell der Herbst signifikant die höchsten Konzentrationen aufwies (MD 0,12/ MW 0,29 mg PO₄³⁻-P L⁻¹) (Abbildung 5-5-A).

5.3.2 Stickstoff

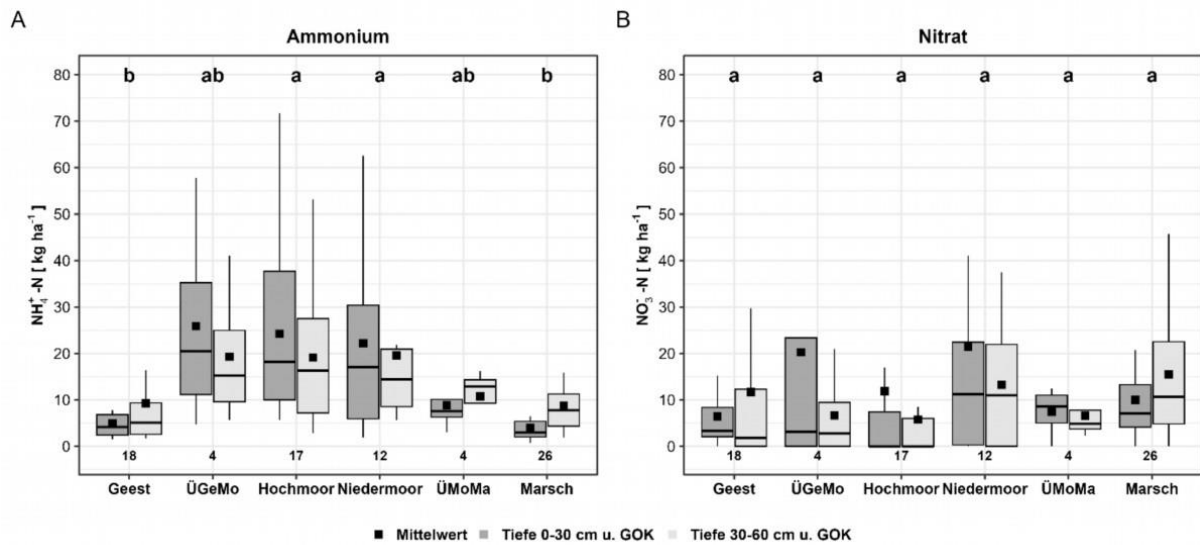


Abbildung 5-6: NH_4^+ -N-Gehalte (A) und NO_3^- -N-Gehalte (B) der Böden der unterschiedlichen Landschaftsräume für die Tiefen 0 - 30 cm und 30 - 60 cm unter GOK. Signifikante Unterschiede für die Summe der der jeweiligen Stickstoffgehalte in der Tiefe von 0 - 60 cm unter GOK sind mit unterschiedlichen Lettern gekennzeichnet. Als Zahl ist die Anzahl der Messungen unter den Boxplots angegeben. Die Zahl unter den Boxplots entspricht der Anzahl der in den jeweiligen Boxplots berücksichtigten Messwerte.

Die höchsten Gehalte an Ammonium wiesen die Böden der Landschaftsräume ÜGeMo mit $36 \text{ kg NH}_4^+\text{-N ha}^{-1}$ (MD) und Hochmoor mit $35 \text{ kg NH}_4^+\text{-N ha}^{-1}$ (MD) gefolgt vom Niedermoor mit $32 \text{ kg NH}_4^+\text{-N ha}^{-1}$ sowie ÜMoMa mit $20 \text{ kg NH}_4^+\text{-N ha}^{-1}$ in 0 – 60 cm Tiefe u. GOK auf. Dabei wurden signifikante Unterschiede zwischen den Ammoniumgehalten der Hochmoorböden zu jenen in den Böden der Marsch mit $11 \text{ kg NH}_4^+\text{-N ha}^{-1}$ und der Geest mit $9 \text{ kg NH}_4^+\text{-N ha}^{-1}$ nachgewiesen (alle MD) ($p < 0,001$). Letzteren wiesen ebenso signifikante Unterschiede zu den Gehalten der Niedermoorböden auf ($p < 0,01$). In der Regel unterschieden sich die Ammoniumgehalten der Tiefenstufen 0 – 30 cm und 30 – 60 cm nicht. Eine Ausnahme bildeten die Marschböden, die signifikant höhere Gehalte in 30 – 60 cm gegenüber 0 – 30 cm u. GOK aufwiesen ($p < 0,001$) (Abbildung 5-6-A). Darüber hinaus korrelierten die Ammonium-Gehalte in 0 – 60 cm u. GOK mit dem Anteil an organischer Bodensubstanz mit $R^2 0,51$ ($p < 0,01$).

Für die Gehalte an Nitrat in den Böden der unterschiedlichen Landschaftsräumen wurden keine signifikanten Unterschiede festgestellt. Die Nitratgehalte betragen für die Böden der Niedermooren $22 \text{ kg NO}_3^-\text{-N ha}^{-1}$, der Marsch $18 \text{ kg NO}_3^-\text{-N ha}^{-1}$, der ÜMoMa $14 \text{ kg NO}_3^-\text{-N ha}^{-1}$, der ÜGeMo $6 \text{ kg NO}_3^-\text{-N ha}^{-1}$, der Geest $5 \text{ kg NO}_3^-\text{-N ha}^{-1}$ und den Hochmooren $0 \text{ kg NO}_3^-\text{-N ha}^{-1}$ ab (alle MD). Wie für die Ammoniumgehalten, sind die Nitratgehalten in den Tiefenstufen 0 – 30 cm und 30 – 60 cm u. GOK ähnlich, mit Ausnahme der Marschböden für die ebenfalls signifikant höheren Gehalte in der Tiefenstufe 30 – 60 cm gegenüber der Tiefenstufe 0 – 30 cm u. GOK ermittelt wurden ($p < 0,01$) (Abbildung 5-6-B). Die Nitrat-Gehalte der Böden korrelierten nicht mit dem Anteil an organischer Bodensubstanz der Böden der unterschiedlichen Landschaftsräume.

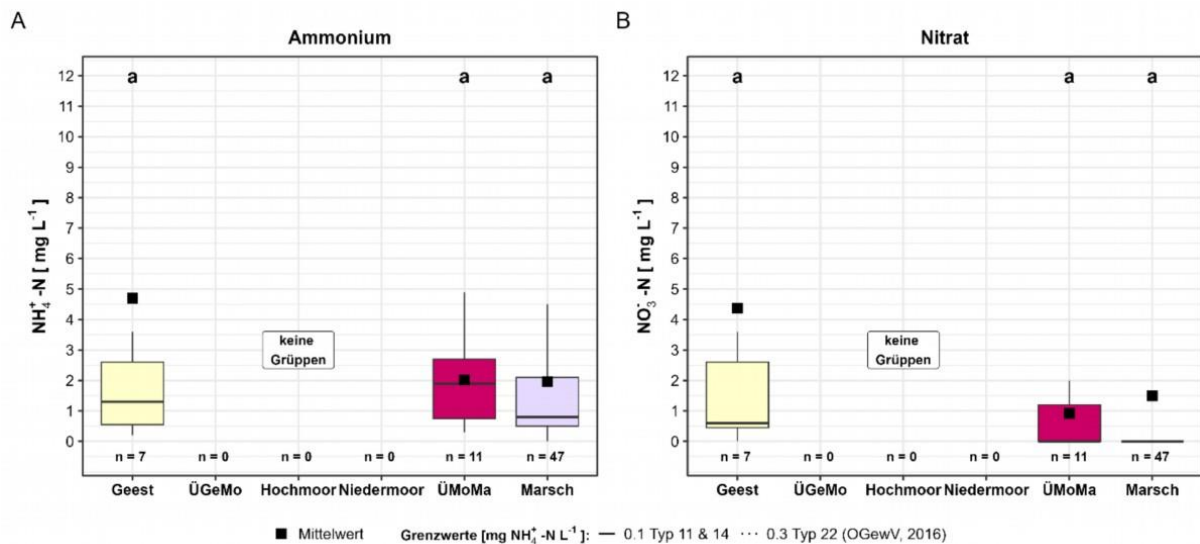


Abbildung 5-7: $\text{NH}_4^+\text{-N}$ -Konzentrationen (A) und $\text{NO}_3^-\text{-N}$ -Konzentrationen (B) im Gruppenabfluss unterschiedlicher Landschaftsräume. Signifikante Unterschiede sind mit unterschiedlichen Lettern gekennzeichnet. Das n entspricht der Anzahl der in den jeweiligen Boxplots berücksichtigten Messwerte. Das n entspricht der Anzahl der in den jeweiligen Boxplots berücksichtigten Messwerte.

Die Ammoniumkonzentrationen in den Gruppenabflüssen der unterschiedlichen Landschaftsräume wiesen keine signifikanten Unterschiede auf. Tendenziell wiesen die Gruppen der ÜMoMa mit $1,9 \text{ mg NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$ (MW $2 \text{ mg NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$) die höchsten Konzentrationen auf, gefolgt von den Gruppenabflüssen der Geest mit $1,3 \text{ mg NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$ (MW $4,7 \text{ mg NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$) (Abbildung 5-7-A).

Ebenso für die Nitratkonzentrationen lagen keine signifikanten Unterschiede zwischen den Gruppenabflüssen der unterschiedlichen Landschaftsräume vor. In der Regel wurden die höchsten Nitratkonzentrationen im Gruppenabfluss der Geest mit $0,6 \text{ mg NO}_3^-\text{-N L}^{-1}$ (MW $4,4 \text{ mg NO}_3^-\text{-N L}^{-1}$) festgestellt (Abbildung 5-7-B).

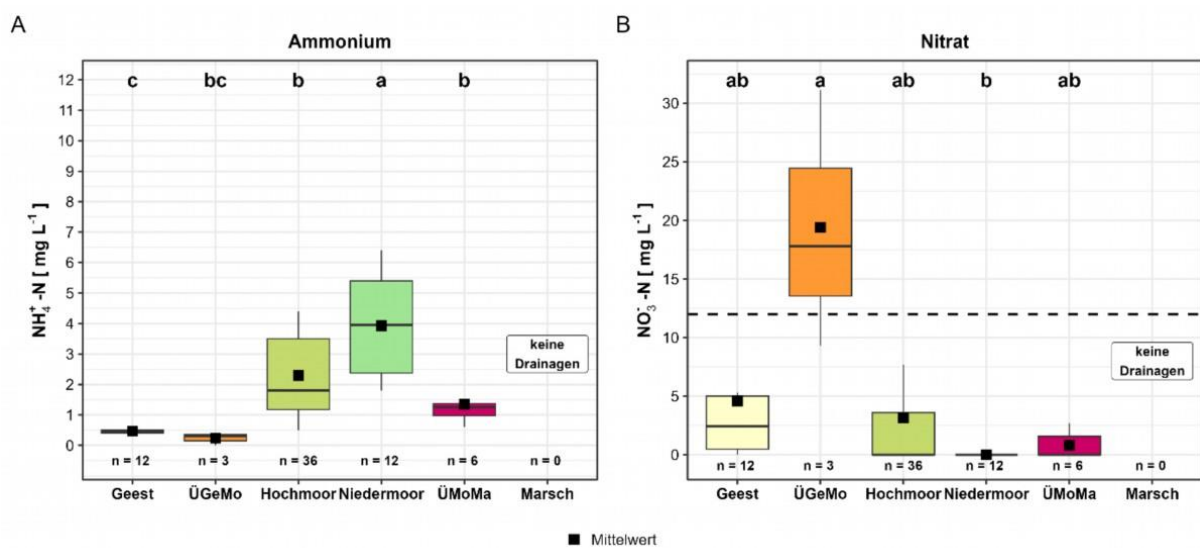


Abbildung 5-8: $\text{NH}_4^+\text{-N}$ -Konzentrationen (A) und $\text{NO}_3^-\text{-N}$ -Konzentrationen (B) im Drainageabfluss unterschiedlicher Landschaftsräume. Gestrichelte Linie in Plot B zeigt die Plot-Obergrenze von 12 mg L^{-1} aus Plot A. Signifikante Unterschiede sind mit unterschiedlichen Lettern

gekennzeichnet. Das n entspricht der Anzahl der in den jeweiligen Boxplots berücksichtigten Messwerte.

Über den Drainageabfluss wurden signifikant die höchsten Ammoniumkonzentrationen aus den Niedermooren ausgetragen mit 4 mg $\text{NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$ (MD & MW) ($p < 0,05$ zu Letter c und $p < 0,001$ zu Letter b), gefolgt von den Ammoniumkonzentrationen der Hochmoore mit 1,8 mg $\text{NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$ (MW 2,3 mg $\text{NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$) sowie der ÜMoMa mit 1,3 mg $\text{NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$ (MW 1,4 mg $\text{NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$). Mit 0,5 mg $\text{NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$ (MD & MW) wiesen die Drainageabflüsse der Geest zusammen mit der ÜGeMo mit 0,35 mg $\text{NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$ (MW 0,23 mg $\text{NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$) die niedrigsten Ammoniumkonzentrationen auf (Abbildung 5-8-A). Darüber hinaus wurden über den Bedarfsgruppenabfluss der Geest signifikant höhere Konzentrationen an Ammonium ausgetragen als über die Drainageabflüsse ($p < 0.05$). Für die ÜMoMa, die einzig weitere Gruppe, die ebenfalls sowohl über Gräben und Drainagen verfügt, war der Unterschied zwischen den Abflusskonzentrationen nicht signifikant.

Im Hinblick auf Nitrat wurden die höchsten Konzentrationen über den Drainageabfluss der ÜGeMo mit 17,8 mg $\text{NO}_3^-\text{-N L}^{-1}$ (MW 19,4 mg $\text{NO}_3^-\text{-N L}^{-1}$) festgestellt. Die Geest folgte mit 2,5 mg $\text{NO}_3^-\text{-N L}^{-1}$ (MW 4,6 mg $\text{NO}_3^-\text{-N L}^{-1}$). Ebenfalls einen MD von 0 mg $\text{NO}_3^-\text{-N L}^{-1}$ wiesen die Abflusskonzentrationen von Hochmoor und ÜMoMa auf, während ein MW von 3 mg $\text{NO}_3^-\text{-N L}^{-1}$ auf tendenziell höhere Nitratkonzentrationen im Drainageabfluss der Hochmoore als aus jenen im ÜMoMa mit 0,8 mg $\text{NO}_3^-\text{-N L}^{-1}$ hinwiesen (Abbildung 5-8-B).

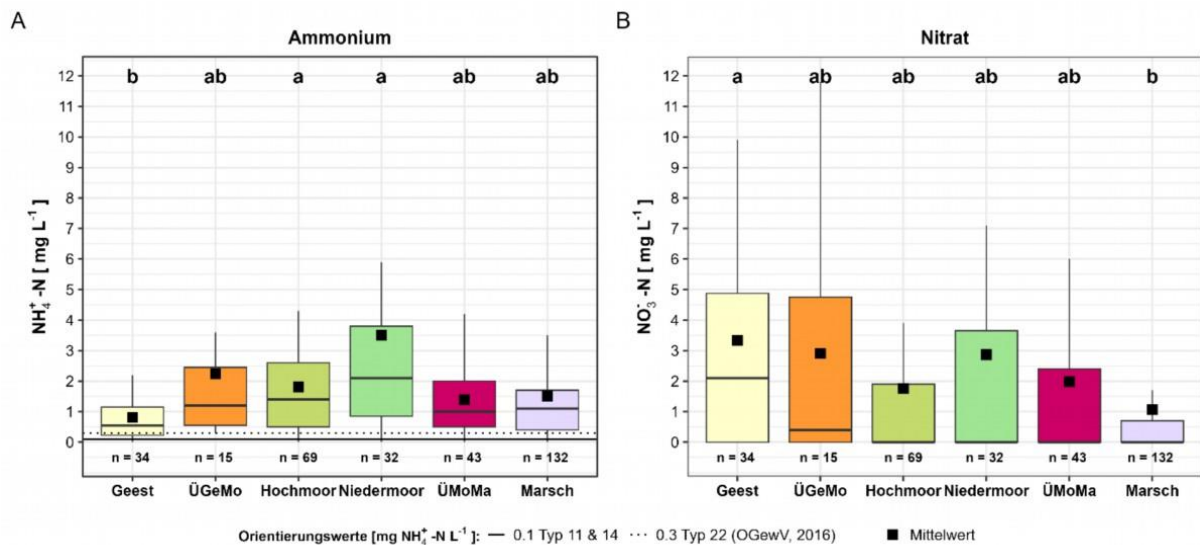


Abbildung 5-9: $\text{NH}_4^+\text{-N}$ -Konzentrationen (A) und $\text{NO}_3^-\text{-N}$ -Konzentrationen (B) in den Gräben unterschiedlicher Landschaftsräume mit Orientierungswerten für $\text{NH}_4^+\text{-N}$ für einen guten ökologischen Zustand (Linien) (OGewV, 2016). Signifikante Unterschiede sind mit unterschiedlichen Lettern gekennzeichnet. Das n entspricht der Anzahl der in den jeweiligen Boxplots berücksichtigten Messwerte.

Die höchsten Ammoniumkonzentrationen wiesen die Niedermoorgräben mit 2,1 mg N L^{-1} (MW 3,5 mg $\text{NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$) auf. Gefolgt wurden die Niedermoorgräben von den Gräben der Hochmoore mit 1,4 mg $\text{NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$ (MW 1,8 mg $\text{NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$), der ÜGeMo mit 1,2 mg $\text{NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$ (MW 2,2 mg $\text{NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$), der Marsch mit 1,1 mg $\text{NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$ (MW 1,5 mg $\text{NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$) und der ÜMoMa mit 1 mg $\text{NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$ (MW 1,4 mg $\text{NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$). Die niedrigsten Ammoniumkonzentration wiesen die Gräben der Geest mit 0,6 mg $\text{NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$.

$\text{NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$ (MW 0,8 mg $\text{NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$) auf und unterschieden sich damit signifikant von den höchsten Konzentrationen in den Niedermoor- und Hochmoorgräben ($p < 0,01$). Im Hinblick auf die Orientierungswerte aus der OGewV (2016) werden trotz der landschaftsräumlichen Unterschiede in den Ammoniumkonzentrationen diese in allen Gräben sowohl im MD als auch im MW überschritten (Abbildung 5-9-A).

In den Gräben der Geest wurden die höchsten Nitratkonzentrationen mit 2,1 mg $\text{NO}_3^-\text{-N L}^{-1}$ (MW 3,3 mg $\text{NO}_3^-\text{-N L}^{-1}$) festgestellt. Ähnliche Nitratkonzentrationen wiesen die Gräben in absteigender Reihenfolge der ÜGeMo mit 2,9 mg $\text{NO}_3^-\text{-N L}^{-1}$, der Niedermoore mit 2,9 mg $\text{NO}_3^-\text{-N L}^{-1}$, der ÜMoMa mit 2 mg $\text{NO}_3^-\text{-N L}^{-1}$ und der Hochmoore mit 1,8 mg $\text{NO}_3^-\text{-N L}^{-1}$ (alle MW) auf. Die niedrigsten Konzentrationen an Nitrat wurden in den Marschengräben mit 1,1 mg $\text{NO}_3^-\text{-N L}^{-1}$ (MW) und unterschieden sich damit signifikant von den höchsten Konzentrationen der Geestgräben ($p < 0,001$) (Abbildung 5-9-B).

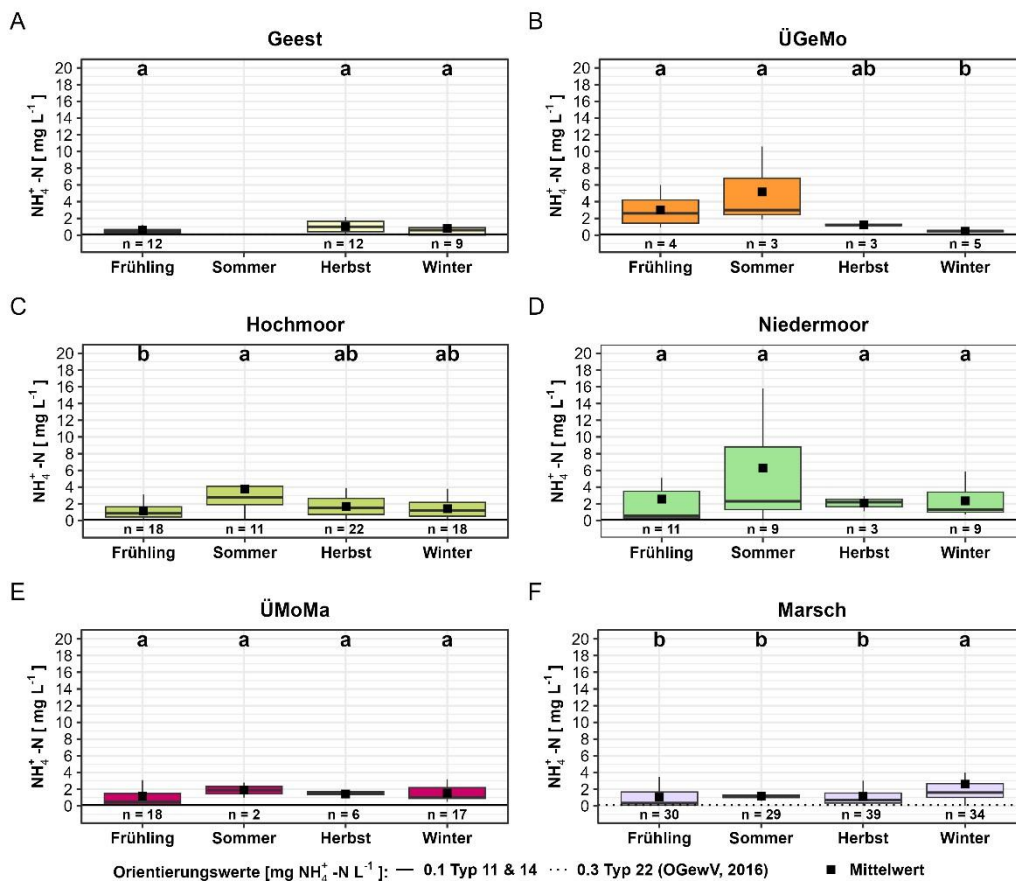


Abbildung 5-10: Jahreszeitliche Unterschiede der $\text{NH}_4^+\text{-N}$ -Konzentrationen in den Gräben der unterschiedlichen Landschaftsräume mit Grenzwerten für einen guten ökologischen Zustand (Linien) (OGewV, 2016). Das n entspricht der Anzahl der in den jeweiligen Boxplots berücksichtigten Messwerte.

Im Hinblick auf die saisonale Variabilität der Ammoniumkonzentrationen wiesen die Gräben der Geest mit 0,5 – 1 mg $\text{NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$, die Niedermoore mit 0,6 – 2,3 mg $\text{NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$ und die ÜMoMa mit 0,5 – 1,9 mg $\text{NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$ (alle MD) keine signifikanten Unterschiede zwischen den Jahreszeiten auf (Abbildung 5-10-A, D & E). Die Gräben der ÜGeMo mit 3 mg $\text{NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$ (MD) und Hochmoore mit 2,8 mg $\text{NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$ (MD) wiesen tendenziell die höchsten Konzentrationen im Sommer auf (Abbildung 5-10-B & C). Die

signifikant niedrigsten Konzentrationen im Vergleich zum Sommerpeak wurden in den ÜGeMo-Gräben im Winter mit $0,5 \text{ mg NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$ (MD) und in den Hochmoorgräben in Frühling mit $0,9 \text{ mg NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$ (MD) nachgewiesen (jeweils $p < 0,05$). Gegensätzliches wurde in den Marschengräben festgestellt mit signifikant den höchsten Ammoniumkonzentrationen im Winter mit $1,6 \text{ mg NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$ (MW $2,6 \text{ mg NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$) ($p < 0,001$ (Frühjahr/Herbst); $p < 0,05$ (Sommer)) (Abbildung 5-10-F).

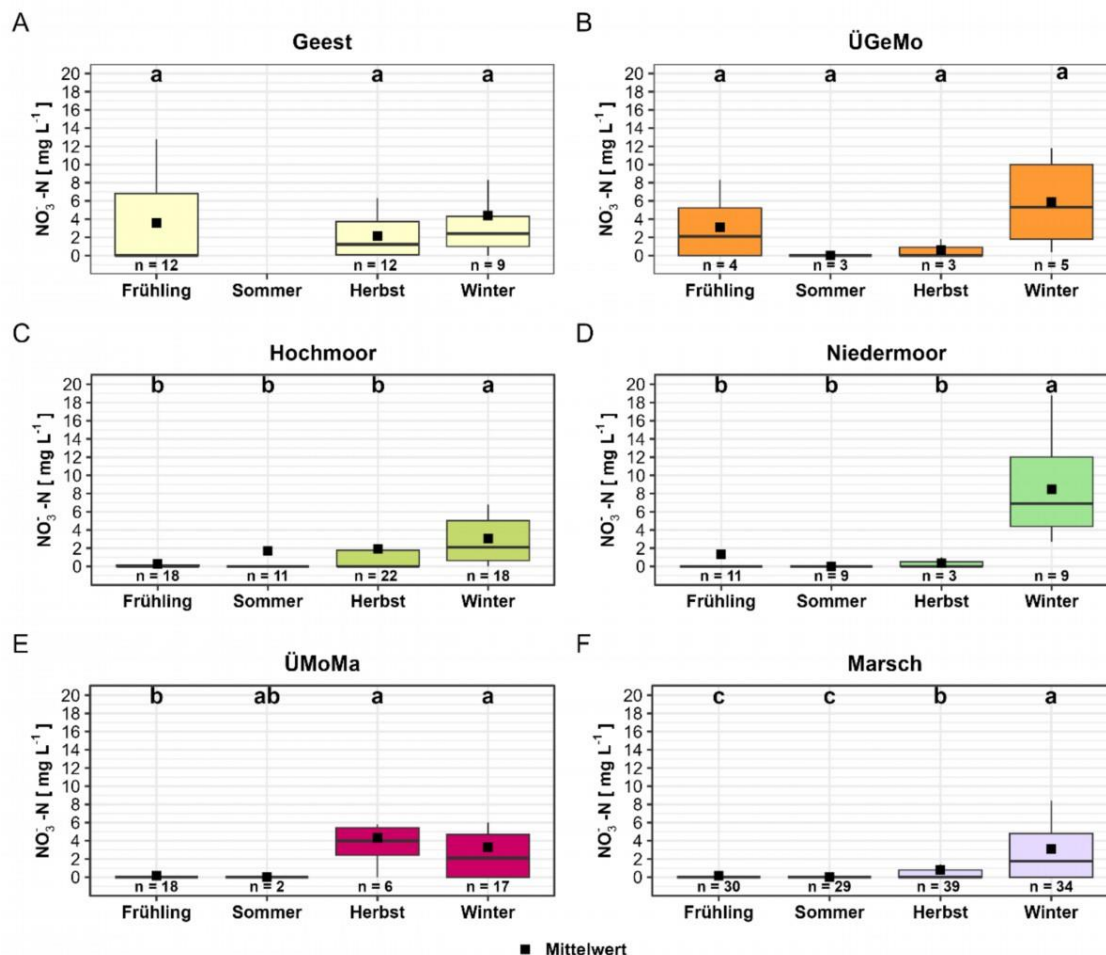


Abbildung 5-11: Jahreszeitlicher Unterschiede der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen in den Gräben der unterschiedlichen Landschaftsräume mit Grenzwerten für einen guten ökologischen Zustand (Linien) (OGewV, 2016). Das n entspricht der Anzahl der in den jeweiligen Boxplots berücksichtigten Messwerte.

Die Nitratkonzentrationen im Jahresverlauf der Geest- und ÜGeMo-Gräben wiesen keine signifikanten Unterschiede, jedoch tendenziell die höchsten Konzentrationen im Winter mit $2,4 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ (MW $4,4 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$) in den Geestgräben und $5,3 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ (MW $5,9 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$) in den ÜGeMo-Gräben auf (Abbildung 5-11-A & B). In den Gräben der Hoch- und Niedermoores sowie der Marsch waren die Winterkonzentrationen signifikant am höchsten im Vergleich zu den übrigen Jahreszeiten ($p < 0,001$ (Niedermoor/ Marsch); $p < 0,01/ < 0,05$ (Hochmoor)) (Abbildung 5-11-C & D, F). Den höchsten Winterpeak wiesen die Niedermoorgräben mit $6,9 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ (MW $8,5 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$) gefolgt von den ÜMoMa-Gräben mit $2,1 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ (MW $3,3 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$) sowie den Hochmoorgräben mit $2,1 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ (MW $3,1 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$) und den Marschengräben mit $1,8 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ (MW $3,1 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$).

N L⁻¹) auf. Darüber hinaus trat in den ÜMoMa-Gräben zusätzlich zum Winterpeak bereits ein Konzentrationspeak im Herbst mit 4 mg NO₃⁻-N L⁻¹ (MW 4,3 mg NO₃⁻-N L⁻¹) auf (Abbildung 5-11-E).

5.3.3 Glühverlust und pH

Tabelle 5-2: Anteil organischer Bodensubstanz (OBS), pH_{akt} und pH_{pot} der Böden der unterschiedlichen Landschaftsräume

	OBS [g kg ⁻¹]			pH _{akt}			pH _{pot}		
	MW	SD	n	MW	SD	n	MW	SD	n
Geest	120	30	13	5,5	0,45	10	5	0,48	10
ÜGeMo	460	200	6	4,8	0,3	4	4,7	0,8	4
Hochmoor	750	90	14	4,7	0,33	13	4,4	0,36	13
Niedermoor	600	150	11	4,9	0,59	11	4,6	0,5	11
ÜMoMa	300	140	14	5	0,4	14	4,7	0,38	14
Marsch	190	40	25	5,3	0,47	25	5,0	0,46	25

Die höchsten Gehalte an organischer Substanz wiesen die Moore, insbesondere die Hochmoore mit 750 g kg⁻¹. Die niedrigsten Gehalte wurden in der Geest mit 120 g kg⁻¹ festgestellt. Die Gehalte an organischer Substanz der Übergangstandorte lagen zwischen jenen der Moore und der mineralischen Böden der Marsch und Geest.

Die pH_{akt}-Werte liegen in allen Böden im schwach sauren Bereich mit den niedrigsten pH im Hochmoor mit 4,7 und den höchsten in der Geest mit 5,5. Ebenso die pH_{pot}-Werte lagen insgesamt im schwach sauren Bereich mit einem pH zwischen 4,4 in den Hochmooren und einem pH von 5 in Geest und Marsch (Tabelle 5-2).

5.4 Diskussion

5.4.1 Standörtlich differenzierte Mobilität von Nährstoffen aus landwirtschaftlichen Flächen

5.4.1.1 Phosphat

Die Gehalte an Phosphat-P waren in den Hochmoorböden signifikant höher als in den Böden der Geest, Marsch sowie der Niedermoore, die ähnlich P-Gehalte aufwiesen (Abbildung 5-1). Dies ist begründet in der ähnlichen Phosphatdynamik, die die Niedermoorböden im Vergleich zu den Mineralböden aufweisen (Scheffer, 2002). Während Niedermoorböden über Bindungspartner (Eisen & Aluminium) für P verfügen, fehlen diese in den Böden der Hochmoore (Scheffer et al., 1981; Bridgham et al., 1998; Scheffer, 2002). Folglich kann freigewordenes Phosphat im Boden der Niedermoore sorbiert werden (Scheffer & Foerster, 1991; Scheffer, 2002). Dennoch sind die P-Bindung in den Niedermoorböden weniger stark als in den Mineralböden (Scheffer, 2002; Scheffer & Blankenburg, 2004). In den Hochmoorböden hingegen, unterliegt frei gewordenes P der Verlagerung mit dem Sickerwasser und

somit der Auswaschung (Scheffer, 2002). Darüber hinaus nimmt generell mit steigendem Gehalt an organischer Substanz (> 20 %) die P-Mobilität zu, da organische Säuren mit den P-Verbindungen um Bindungsplätze konkurrieren (Hue et al., 1991; Daly et al., 2001; Scheffer & Blankenburg, 2004). Vor allem in den mineralischen Böden der Marsch aber auch der Geest ist das P-Bindungspotenzial hoch, sodass P im Boden festgehalten und akkumuliert wird (Blankenburg, 1983; Foerster et al., 1985; Scheffer, 2002; Gérard, 2016; González Jiménez et al., 2019). Dementsprechend ist die P-Mobilität insbesondere in den Sandböden der Geest gering, während in der Marsch im Zuge von Trockenperioden Schrumpfrissen entstehen, die ein zeitweises erhöhtes P-Verlagerungspotenzial bedingen können (Scheffer, 2002; King et al., 2015). Im Allgemeinen bedingen die Bindungsmöglichkeiten der Geest, Marsch- und Niedermoorböden die signifikant höhere P-Gehalte in 0 – 30 cm im Vergleich zu 30 – 60 cm u. GOK.. Gleiches wurde in den Hochmoorböden festgestellt obgleich fehlender Bindungspartner, bedingt durch die P-Freisetzung durch Mineralisierung organischer Substanz sowie der P-Zufuhr durch die Düngung (Scheffer et al., 1981; Blankenburg, 1983; Scheffer, 2002). Folglich sind hohe P-Gehalte vor allem in den Hochmoorböden aber auch in den Niedermoorböden sowie in den organikreichen organo-mineralischen Böden der Übergänge (org. Substanz > 20 %) präsent in denen das Phosphat zusätzlich besonders mobil ist.

5.4.1.2 Ammonium

Die Ammoniumgehalte waren signifikant höher in Hoch- und Niedermoorböden im Vergleich zu den mineralischen Böden der Geest und Marsch (Abbildung 5-6-A). Im Allgemeinen steigen die Ammoniumgehalte mit steigendem Anteil an organik aufgrund des steigenden Potenzials an Stickstofffreisetzung aus der Mineralisierung der organischen Bodensubstanz an (Scheffer, 2002), dass sich auch in den vorliegenden Ergebnissen widerspiegelt. Höhere Ammoniumgehalte in 0 - 30 cm u. GOK im Hochmoorboden im Vergleich zum Niedermoorboden wurden auch in Untersuchungen von Landscheidt et al. (2017) festgestellt. Über das hohe Mineralisierungspotenzial der entwässerten Moore und organo-mineralischen Böden hinaus, sind diese Böden grundwassernah und somit meist wassergesättigt, welches die Nitrifikation hemmt und die Ammoniumgehalte in der Folge hoch bleiben (Scheffer, 2002). In den Sandböden waren die Ammonium-Gehalte vergleichsweise niedrig. Aufgrund der guten Durchlüftung dieser Böden wird Ammonium zügig zu Nitrat nitrifiziert (Foerster, 1988). Ebenso lagen niedrige Gehalte an Ammonium in den Tonböden der Marsch vor, das auf die Sorption von Ammonium zurückzuführen ist (Foerster, 1998). Tonminerale besitzen ein spezifisches Sorptionsvermögen gegenüber Ammonium (Amelung et al., 2018). Darüber hinaus wurde in den Marschböden, anders als in den übrigen Böden, signifikant höhere Ammoniumgehalte in 30 – 60 cm im Vergleich zu 0 – 30 cm u- GOK nachgewiesen, dass auf eine hohe Mobilität von Ammonium über Schrumpfrisse bzw. schlechte Nitrifikationsbedingungen mit zunehmender Tiefe in diesen Böden

hindeutet. Folglich bedingen grundwasserbeeinflusste sowie organikreiche Böden, vor allem die Moore aber auch die organikreichen organo- mineralische Böden, hohe Ammoniumgehalte.

5.4.1.3 Nitrat

Im Vergleich der Böden der unterschiedlichen Landschaftsräume konnten keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich ihres Nitratgehaltes in 0 - 60 cm u. GOK nachgewiesen werden (Abbildung 5-6-B). Anders als Ammonium korrelieren die Nitrat-Gehalte nicht mit den Gehalten an organischer Substanz der Böden. Das Vorhandensein von Nitrat in den Böden ist vielmehr abhängig von den Bedingungen, die eine Nitrifikation erlauben bzw. eine Denitrifikation behindern. Nitrat liegt insbesondere in gut durchlüfteten, grundwasserfernen und neutral-basischen Böden vor, eine Situation, die auf keinen der Untersuchungsstandorte der jeweiligen Landschaftsräume zutrifft. Durch allgemein hohe Grundwasserstände im Untersuchungsgebiet wird die Nitrifikation gehemmt. Dies trifft insbesondere für organikreiche Standorte zu. Die Tendenz zur Nitratmobilität, die für alle Standorte gegeben ist, lässt sich aus der relativ gleichmäßigen vertikalen Nitratverteilung nicht ableiten. Die Nitrat-Gehalte in den Marschböden wiesen hingegen, wie bereits für Ammonium, signifikant höhere Gehalte an Nitrat in 30 – 60 cm u. GOK im Vergleich zu jenen in 0 – 30 cm u. GOK auf. Es wird angenommen, dass der Grundwasserspiegel zum Probenahmezeitpunkt im Herbst soweit abgesenkt war, sodass keine Denitrifikation stattfindet und folglich in den nicht sinkenden Nitratgehalten zum Ausdruck kommt. Anders als in gut durchlüfteten und grundwasserfernen Böden, für die Nitrat ein sehr hohes Eutrophierungsrisiko für angrenze Ökosysteme darstellt, resultiert im Untersuchungsgebiet aufgrund von verringerter Nitrifikation und vorhandener Denitrifikation ein verringertes Nitratedeutrophierungspotenzial.

5.4.2 Mobilität der Nährstoffe in Abhängigkeit von der Art der Bewirtschaftung (Düngung)

5.4.2.1 Phosphat

Die P-Zufuhr auf die Flächen erfolgte ausschließlich über die Rindergülle (vgl. Kap. 6.3.5). Insbesondere auf den Hochmoorböden, sind die mit der Gülle aufgebrauchten anorganischen P-Verbindungen hoch mobil und werden zügig in tiefere Bodenschichten verlagert (Scheffer, 1981). In Niedermoorböden werden die anorganischen P-Verbindungen weniger schnell verlagert (Scheffer & Foerster, 1991). Auf die Hoch- und Niedermoorböden aufgebrauchte Gülle fördert darüber hinaus die Torfmineralisierung und damit die weitere Freisetzung von Nährstoffen wie unter anderem P (Scheffer & Foerster, 1991; Scheffer; 2002, Brouns et al., 2016). Dies spiegelt sich auch in den hohen P-Gehalten in 0 – 30 cm u. GOK der Hochmoorböden (Abbildung 5-1). Zusätzlich wurden auf die Hochmoorstandorte im Vergleich zu den Niedermoorstandorten höhere P-Gaben über die Gülle aufgebracht. Aufgrund der fehlenden Bindungsmöglichkeiten in den Hochmoorböden (vgl. Kap. 5.4.1.1) unterliegen die P-Verbindungen aus den Güllegaben, die außerhalb der Vegetationsperiode und über den Pflanzenentzug erfolgen, der Verlagerung mit dem Sickerwasser unterhalb des Wurzelraumes (Scheffer, 2002). Dies spiegelt sich wiederum in den hohen P-Gehalten in 30 – 60 cm u. GOK der Hochmoorböden, die den P-Gehalten der Oberböden der übrigen Landschaftsräume entsprechen (Abbildung 5-1). Eine Vorratsdüngung ist auf Hochmoorböden folglich nicht möglich. Niedrigere Güllegaben und die Möglichkeit der P-Bindung im

Oberboden der Niedermoore bedingt die signifikant niedrigeren festgestellten P-Gehalte in den Niedermoorböden. Dennoch steigt auch auf Niedermoorstandorten bei einer intensiveren Nutzung und damit einhergehenden höheren Güllegaben das Risiko höherer P-Mobilität, da die P-Bindung in den Niedermooren weniger stark ausfällt als in den Mineralböden (Scheffer & Blankenburg, 2004). Wenn auch nicht signifikant wiesen die Geestböden in 0 – 30 cm u. GOK tendenziell höhere Gehalte als die Marschenböden in dieser Tiefe auf (Abbildung 5-1). Dies ist zurückzuführen auf generell höhere Düngegaben auf den Geeststandorten als auf den Marschenstandorten, die höhere Akkumulationsraten und in der Folge die höheren P-Bodengehalte bedingen. Folglich steigert die P-Düngung über die Gülle auf Moorstandorten, vor allem auf Hochmoorstandorten, die Wahrscheinlichkeit hoher P-Austragskonzentrationen. Zusätzlich ist aufgrund der fehlenden Speichermöglichkeiten von P in Hochmoorböden auf diesen Standorten auf eine Düngung in Höhe des Entzugs zu achten.

5.4.2.2 Ammonium

Stickstoff wurde sowohl über den Wirtschaftsdünger (Rindergülle) als auch über mineralischen Dünger zugeführt (vgl. Kap. 6.3.3). Die höchste Stickstoffdüngungen erhielten die Geestböden. Dabei führen die hohen Stickstoffdüngungen auf den Sandböden der Geest zu einer Anreicherung von Humus und damit auch von Stickstoff im Oberboden (Scheffer, 2002). Die Anreicherung von Stickstoff birgt ein hohes Potenzial von Stickstofffreisetzung durch Mineralisation bis über die Vegetationsperiode hinaus und damit der Verlagerung von Ammonium mit dem Sickerwasser (van der Ploeg, 1995; Scheffer, 2002). Jedoch ist auch eine Anreicherung von Stickstoff in den Oberböden der Marsch und den Übergangstandorten bei hohen Düngegaben über den Pflanzenbedarf hinaus wahrscheinlich. Darüber hinaus wiesen die Hoch- und Niedermoor ähnliche hohe Ammoniumgehalte auf (Abbildung 5-6-A), das nicht allein durch das ähnliche N-Mineralisationspotenzial zurückzuführen ist, da die Hochmoore grundsätzlich in ihrem Ausgangssubstrat über weniger Stickstoff verfügen (Scheffer, 2002). Aus diesem Grund ist es wahrscheinlich, dass die auf die Hochmoorböden aufgebrauchte Stickstoffdüngung, mitunter über die Zufuhr nährstoffreicher organischer Substanz über die Gülle, höhere Ammoniumgehalte bedingten. Höhere Ammoniumgehalte sind aller Wahrscheinlichkeit nach auch in den Niedermoorböden möglich, wenn diese Stickstoffdüngungen in Höhe der Hochmoore erhielten. Folglich sind hohe Stickstoffdüngungen insbesondere auf Mooren problematisch. Achtsamkeit ist jedoch auch auf organo-mineralischen Mischstandorten aufgrund der bereits hohen Gehalte an organischen Bodensubstanz geboten. Dies gilt auch für hohe Stickstoffgaben über lange Zeiträume auf mineralischen Standorten, die die Humus-Akkumulation fördern und somit ebenso hohe Stickstoffvorräte bedingen.

5.4.2.3 Nitrat

In gut durchlüfteten Böden bedingen hohe Stickstoffdüngungen in Form von Ammonium eine rasche Nitrifikation und damit eine Umwandlung zu Nitrat. Als hoch mobiler Nährstoff ergibt sich daraus ein erhebliches Austragsrisiko. In den hier untersuchten Böden ist dies aufgrund verzögerter Nitrifikation und möglicherweise zusätzlicher Denitrifikation nicht bzw. in geringerem Ausmaß der Fall. Sichtbar wird dies in den zum Teil niedrigen festgestellten Nitrat-Gehalte in den Böden (Abbildung 5-6-B).

Dennoch birgt eine Stickstoffdüngung die Freisetzung und Mobilisierung von Nitrat und es gilt dieselbe Achtsamkeit hinsichtlich der Stickstoffdüngung, um die N-Akkumulation in den Böden und damit die Nitrat-Einträge in die Oberflächengewässer langfristig zu minimieren.

5.4.3 Identifikation dominierender Austragswege

5.4.3.1 Phosphat

Grundsätzlich ist das Risiko für hohe Nährstoffkonzentrationen in den Abflüssen über Gruppen am höchsten aufgrund der Abschwemmung von Nährstoffen aus den nährstoffreichen Oberböden sowie von ausgebrachten Düngemitteln. Dies konnte auch in den Abflusskonzentrationen der Geest festgestellt werden, wo über die Bedarfgruppen mit im Mittel $2 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P L}^{-1}$ signifikant höhere Konzentrationen als mit im Mittel $0,02 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P L}^{-1}$ über den Drainageabfluss gemessen wurden (vgl. Abbildung 5-2 & Abbildung 5-3). Höhere Abflusskonzentrationen über Gruppen gegenüber Drainagen wurden auch in Studien von Christianson et al. (2016), Haygarth et al. (1998), Heathwaite & Dils (2000) und Gelbrecht et al. (2005) festgestellt. Dies spiegelt die Bedeutung der Bodenpassage des Sickerwassers wider, die die Sorption von P in tieferen Bodenschichten ermöglicht und so die P-Konzentration im Drainageabfluss reduziert (Sharpley et al., 2001). Wenn auch nicht signifikant wurden auch für ÜMoMa, das ebenfalls über eine Entwässerung über Gruppen und Drainagen verfügte, tendenziell niedrigere Konzentrationen über den Drainageabfluss festgestellt. Im Vergleich zum Bedarfgruppenabfluss der Geest waren die P-Abflusskonzentrationen über die Gruppen der Marsch gering, dass auf die gegenwärtig niedrigeren Güllegaben sowie verbesserten Ausbringungstechniken zurückgeführt werden kann (Foerster, 1998).

Die Moore sowie der ÜGeMo wurden ausschließlich über Drainagerohre entwässert. Dabei wurden signifikant die höchsten Abflusskonzentrationen aus dem Hochmoor festgestellt. Bereits in den Böden wurden die höchsten Gehalte an P in den Hochmoorböden festgestellt (vgl. Abbildung 5-1). Die hohen Boden P-Gehalte sowie die P-Düngung zusammen mit den fehlenden Speichermöglichkeiten für P resultieren in der Verlagerung von P mit Sickerwasser und in den hohen Austragskonzentrationen über die Drainagen. Aufgrund der möglichen P-Bindung in den Böden der Niedermoore, der organo-mineralischen Übergänge sowie der Geest, kann im Zuge der Bodenpassage des mit P angereicherten Sickerwassers P sorbiert werden und resultiert in den niedrigeren P-Drainageabflusskonzentrationen.

Die Bedarfgruppen der Geest bilden einen bedeutenden Austragspfad. Jedoch bilden auch generell Gruppen im Vergleich zu Drainagen, insbesondere in Böden mit P-Bindungsmöglichkeiten, einen bedeutenden Austragspfad, da in der Regel die Abschwemmung höhere Abflusskonzentrationen bedingt. Folglich ist, soweit die hydraulische Leitfähigkeit der Böden dies zulässt, eine Entwässerung über Drainagen der über Gruppen vorzuziehen. Unabhängig davon bildet die Entwässerung über Drainagerohre den Hauptaustagspfad für P auf Hochmoorstandorten, die jedoch unabdingbar sind für eine Bewirtschaftung dieser Böden.

5.4.3.2 Ammonium

Die Ammoniumkonzentrationen im Gruppenabfluss wiesen zwischen den unterschiedlichen Landschaftsräumen in der Regel keine signifikanten Unterschiede auf (Abbildung 5-7-A). Allerdings

wurden über die Abflüsse der Bedarfsgruppen der Geest signifikant höhere Ammoniumkonzentrationen als über die der Drainagen festgestellt. Gleiches wurde, wenn auch nicht signifikant, tendenziell für die Gruppen der ÜMoMa festgestellt. Dies ist begründet in der Bindung von Ammonium an Bodenkolloide, im Zuge der Bodenpassage des Sickerwassers, wodurch die Ammoniumkonzentrationen in den Drainageabflüssen reduziert werden (Foerster, 1984; Foerster, 1988). Die tendenziell niedrigsten Ammoniumkonzentrationen im Gruppenabfluss der Marsch sind wahrscheinlich auf die niedrigeren Ammoniumgehalte im Oberboden (vgl. Abbildung 5-6-A), niedrigere Stickstoffdüngegaben, Sorption von Ammonium u. a. an Tonpartikel sowie verbesserte Ausbringungstechniken zurückzuführen (Foerster, 1998).

Über die Drainagerohrentwässerung wurden in den organischen und organikreichen Standorten signifikant mehr Ammonium ausgetragen als in der Geest (Abbildung 5-8-A). Hierin zeigt sich deutlich das Bindungspotenzial für Ammonium in den mineralgeprägten Standorten.

Resümierend kann festgestellt werden, dass Gruppen im Vergleich zu Drainagen intensivere Austragspfade darstellen. Dies gilt vor allem in Böden mit Ammonium-Bindungsmöglichkeiten. Als ein besonderes Problem sind dabei die Bedarfsgruppen zu nennen, da durch die frische Gruppenziehung erheblich Nährstoffe mobilisiert werden. Soweit die hydraulische Leitfähigkeit der Böden es zulässt, ist eine Drainageentwässerung der Gruppenentwässerung vorzuziehen. Dennoch bilden Drainagerohre den Hauptaustragspfad für Ammonium vor allem in den Böden der Niedermoore aber auch der Hochmoore, die jedoch unabdingbar sind für eine Bewirtschaftung dieser Böden.

5.4.3.3 Nitrat

Wenngleich keine signifikanten Unterschiede in den Nitratkonzentrationen der Gruppenabflüsse auftraten, wurden tendenziell die höchsten Konzentrationen über die Bedarfsgruppen der Geest ausgetragen. Im Gruppenabfluss der Marsch wurden mit $1,5 \text{ mg NO}_3^- \text{-N L}^{-1}$ im Vergleich zu einer Arbeit von Foerster (1998) mit im Mittel $4,4 \text{ mg NO}_3^- \text{-N L}^{-1}$ deutlich niedrigere Konzentrationen festgestellt. Bedingt werden die Unterschiede in den Nitratkonzentrationen mit hoher Wahrscheinlichkeit durch die niedrigeren Stickstoffdüngegaben im Projekt im Vergleich zu jenen in der vorliegenden Studie von Foerster (1998). Grundsätzlich ist jedoch der Gruppenabfluss kein wichtiger Austragspfad für Nitrat (van der Grift et al., 2016). Dies zeigt sich auch in den hier gewonnenen Ergebnissen mit einem Median von $0 \text{ mg NO}_3^- \text{-N L}^{-1}$ im Gruppenabfluss der ÜMoMa und Marsch, dass auf die weitestgehende Abwesenheit von Nitrat hinwies (vgl. Abbildung 5-7-B). Dies gilt im Allgemeinen auch für den Drainageabfluss. Eine Ausnahme davon bilden die ÜGeMo-Standorte, deren $\text{NO}_3^- \text{-N}$ -Konzentrationen im Drainageabfluss im Vergleich zu den übrigen Landschaftsräumen im Median und Mittel deutliche höher ausfielen. Höhere $\text{NO}_3^- \text{-N}$ -Konzentrationen als an vielen Standorten traten in der Geest sowohl im Drainage- als auch im Bedarfsgruppenabfluss auf, die wiederum auf die Bedarfsgruppenproblematik hinweisen. Obwohl vielfach nicht angenommen, gibt es zumindest sporadisch Nitratausträge über die Drainagen der Hochmoorstandorte. Auch Foerster et al. (1985) konnten insbesondere im Winter hohe Nitratkonzentrationen im Drainageabfluss der Hochmoore feststellen

Im Gegensatz zu Phosphat und Ammonium, für die eine Drainage aufgrund des vorhandenen Sorptionspotenzials während der Bodenpassage, eine deutliche Verringerung der Austräge bewirkt und damit dem Grüppensystem vorzuziehen ist, ist dies für Nitrat nicht gegeben. Grundsätzlich nicht vorhandenes Sorptionsvermögen in landwirtschaftlich genutzten Böden und die damit verbundene Mobilität für Nitrat, ist für beide Austragswege gleich problematisch. Aufgrund grundsätzlich geringer Nitrat-Gehalte in den Böden dieser Untersuchung bleibt das Nitratproblem hier gering

5.4.4 Nährstoffkonzentrationen in den angrenzenden Gräben

5.4.4.1 Phosphat

Die höchsten Phosphatkonzentrationen wurden in den Gräben der Hochmoore festgestellt, wie bereits in den Böden und Abflusswässern (vgl. Abbildung 5-1, Abbildung 5-2, Abbildung 5-3). Dementsprechend spiegeln sich die hohe P-Gehalte der Böden und der P-Abflusskonzentrationen auch in den Grabenwässern wider. Dabei überschritten die Grabenkonzentrationen den Orientierungswert der OGeWV (2016) von $0,1 \text{ mg o-PO}_4^{3-}\text{-P L}^{-1}$ deutlich. Ebenso überschritten die Grabenkonzentrationen der ÜGeMo-Gräben diesen Orientierungswert. Die Gräben der übrigen Landschaftsräume wiesen ähnliche P-Konzentrationen auf, die den jeweiligen Orientierungswert im Median unterschritten und im Mittel diesen lediglich geringfügig überschritten (Abbildung 5-4). Folglich sind vor allem die Gräben der Hochmoore mit P belastet aber auch organo-mineralische Böden können hohe P-Konzentrationen in den Gräben bedingen. Ursächlich für die hohe P-Mobilität ist das verringerte Sorptionsvermögen aufgrund fehlender oder weniger vorhandener Sorbenten für Phosphat.

5.4.4.2 Ammonium

Tendenziell wiesen die Gräben der Moore, insbesondere die der Niedermoore, die höchsten Grabenkonzentrationen, ähnlich wie bei den Drainageabflusskonzentrationen festgestellt, auf (vgl. Abbildung 5-9-A). Ähnliche Ammoniumkonzentrationen wiesen die Gräben der übrigen Landschaftsräume auf mit tendenziell den niedrigsten Konzentrationen in den Geestgräben, die bereits in den Abflusswässern, vor allem im Drainageabfluss, bereits niedrige Konzentrationen aufwies. Dennoch überschritten alle Grabenkonzentrationen im Median und Mittel die Orientierungswerte für Ammonium der OGeWV (2016), sodass grundsätzlich die Gräben aller Landschaftsräume als mit Ammonium belastet betrachtet werden müssen. Dabei nimmt das Risiko höherer Ammoniumkonzentrationen in den Gräben mit steigendem Gehalt an organischer Substanz in den Böden zu, die an die Gräben angrenzen.

5.4.4.3 Nitrat

Abgesehen von den signifikant höchsten Nitratkonzentrationen in den Gräben der Geest und signifikant niedrigsten in denen der Marsch, waren die Nitratkonzentrationen der anderen Landschaftsräume ähnlich (vgl. Abbildung 5-9-B). Trotz dieser Unterschiede waren die Nitratkonzentrationen mit einem Median von $0 - 2 \text{ mg NO}_3^-\text{-N L}^{-1}$ sehr gering. Im Allgemeinen waren sie auch geringer als die der Gruppen und Drainagen, was auf Umsetzungsvorgänge wie Denitrifikation und Nitrataufnahme in den Gräben hinweist. Abgesehen von den Geeststandorten stellt Nitrat ein eher geringes Belastungspotenzial angrenzender Ökosysteme dar. Verglichen mit gut durchlüfteten

grundwasserfernen Standorten, stellen die hier untersuchten Geestböden ein vergleichsweise geringes Belastungsrisiko der Oberflächengewässer für Nitrat dar.

5.4.5 Jahreszeitlichen Variabilität

5.4.5.1 Phosphat

Im Allgemeinen konnten die niedrigsten Konzentrationen im Frühjahr sowie im Winter festgestellt werden mit gleichzeitig den höchsten Konzentrationen im Sommer sowie Herbst. Dies ist vor allem in den mineralischen geprägten Landschaftsräumen der Geest und Marsch aber auch noch tendenziell in der ÜMoMa und im Niedermoor zu beobachten (Abbildung 5-5-A & D-F). Ganzjährig erhöhte Grabenkonzentrationen wurden im Hochmoor und hochmoorbeeinflussten ÜGeMo festgestellt mit Konzentrationsrückgängen im Sommer (Abbildung 5-5-B & C).

Niedrigere Grabenkonzentrationen im Winter sind auf Verdünnungseffekte und im Frühjahr zusätzlich auf P-Rückhalt durch Vegetationsaufnahme zurückzuführen (Abbildung 5-5-A & D-F) (Bowes et. al., 2003; Evan & Johnes, 2004; Bowes et. al., 2015). Auch van der Grift et al. (2016) konnten niedrigere gelöste reaktive P-Konzentrationen im Winter und Frühjahr in der Entwässerung aus einem Tieflandgebiet feststellen. Höhere P- Konzentrationen im Sommer sowie Herbst sind auf den geringeren Abfluss in den Gräben, auf Rücklösungsprozesse unter anaeroben Bedingungen von im Grabensediment gespeicherten P sowie auf die Mineralisierungsprozesse von organischer Substanz, die die P-Aufnahme durch die Vegetation übersteigt, zurückzuführen (Bowes et al., 2003; van der Grift et al., 2016). Letzteres wurde insbesondere in den Marschengräben (Abbildung 5-5-F), im Zuge der Entstehung von mächtigen Wasserlinsen-Teppichen im Sommer, beobachtet. Im Allgemeinen jedoch kann in die Gräben eingetragenes P akkumuliert und gelöstes P in feinen Grabensedimenten sorbiert werden (Bowes et al., 2003; van der Grift et al., 2016; Moloney et. al., 2020). Dabei ist das Reservoir an P in der Grabensohle nicht nur abhängig von kurzfristig eingetragenen P, sondern auch von P aus vorangegangenen Bewirtschaftungsperioden, sodass akkumuliertes P im Graben wie im Boden ohne weitere P-Zufuhr langfristig als P-Quelle wirkt (Sharpley et al., 2001; van der Grift et al., 2016; Moloney et al., 2020). Für die im Sommer trockenfallenden Geestgräben (Abbildung 5-5-A) sind die im MD grenzwertüberschreitenden höheren P-Konzentrationen im Herbst auf den Beginn der Abflussperiode und dem damit einhergehenden erneutem wasserführen der Gräben zurückzuführen. Hier wird das im Oberboden verbliebende lösliche P, das aus den vorangegangenen Düngungen und Mineralisierungsprozessen stammt, durch die Abflussbildung in die Gräben eingetragen (Heathwaite & Dils, 2000; Bowes et al, 2015). Auch in den anderen Landschaftsräumen, mit Ausnahme der Niedermoore, ist ein Einfluss durch die Einträge über die beginnende Abflussbildung im Herbst neben Rücklösungs- und Mineralisationsprozessen nicht auszuschließen (Abbildung 5-5-A bis C, E & F). Diese saisonale Variabilität spiegelt den Wechsel der Funktion der Gräben als P-Senke durch Akkumulation und Sorption und die der P-Quelle im Zuge von P-Freisetzung durch Rücklösungs- und Mineralisationsprozesse wider (van der Grift et al.; 2016, Moloney et al., 2020). Im Gegensatz zu den anderen Landschaftsräumen traten im Hochmoor und hochmoorbeeinflussten ÜGeMo ganzjährig erhöhte P-Grabenkonzentrationen auf, die in der Regel die herangezogenen Orientierungswerte der OGewV (2016) sowohl im Median als auch im Mittelwert überschritten (Abbildung 5-5-B & C). Das

bedeutet, dass die Belastungssituation ganzjährig gegeben ist und sich nicht auf bestimmte Jahreszeiten beschränkt. Folglich muss bei möglichen Reduktionsmaßnahmen nicht nur bestimmte Jahreszeiten, sondern das ganze Jahr berücksichtigt werden.

5.4.5.2 Ammonium

Häufig wiesen die Ammoniumkonzentrationen in den Gräben der unterschiedlichen Landschaftsräume eine ähnliche jahreszeitliche Variabilität auf, mit gleichbleibenden Konzentrationen im Jahresverlauf (Abbildung 5-10). Signifikant bzw. tendenziell höhere Konzentrationen wurden im ÜGeMo, Hochmoor, Niedermoor und ÜMoMa im Sommer festgestellt und damit außerhalb der Abflussperiode (Abbildung 5-10-B bis D). Folglich sind diese Konzentrationspeaks nicht auf kurzfristige Einträge durch Abflüsse aus den angrenzenden Flächen bedingt, sondern durch grabeninterne Prozesse, wie wahrscheinlich der Mineralisation von organischer Substanz. Die im Sommer austrocknenden Geestgräben wiesen hingegen tendenziell einen Herbstpeak auf, naheliegenderweise bedingt durch die beginnenden Abflussperiode die im Boden angereichertes Ammonium in die Gräben einträgt, ähnlich wie für P festgestellt (vgl. Kap. 5.4.5.1). In den Gräben der Marsch hingegen wurde ein signifikanter Winterpeak der Ammoniumkonzentrationen festgestellt. Dies ist bedingt durch die Mineralisation von org. Bodensubstanz bis in die Abflussperiode hinein. Zusätzlich wird wahrscheinlich eine witterungsbedingte Zunahme des Gruppenabflusses, die vor allem im Winterhalbjahr auftritt, zu einer Steigerung der Ammoniumeinträge in die Gräben beitragen.

5.4.5.3 Nitrat

Die jahreszeitliche Variabilität der Nitratkonzentrationen wies in den Gräben der Geest und ÜGeMo keine signifikanten Unterschiede auf, jedoch in der Tendenz höhere Konzentrationen im Winter (Abbildung 5-11-A & B). In den Gräben der Hochmoore, Niedermoore und Marschen waren die Winterkonzentrationen an Nitrat signifikant die höchsten (Abbildung 5-11-C & D & F). In der Literatur sind hohe Nitratkonzentrationen in den Abflüssen aus Sand-, Moor- und Tonböden im Winter ebenfalls beschrieben (Foerster, 1984; Foerster et al., 1985; Foerster, 1988; van der Grift et al., 2016). Die hohen Nitratausträge im Winter sind die Folge der langfristigen N-Akkumulation im Boden und der Mineralisation dieser bis in den Winter hinein (Di & Cameron, 2002; Bauwe et al., 2020). Die hohen Abflusskonzentrationen im Winterhalbjahr spiegeln sich folglich in den hohen Grabenkonzentrationen wider. Zusätzlich verursachen die hohen Abflussmengen, die durch die hohen Niederschläge im Winter bedingt werden sowie die ausbleibende Nitrataufnahme durch fehlende Grabenvegetation im Winter, dass die Nitratkonzentrationen in den Gräben hoch bleiben (van der Grift et al., 2016). Folglich steigt das Risiko von Einträgen an Nitrat in die Gräben durch den Umfang an Stickstoffvorräten, die durch die Bewirtschaftung aber auch geogen bedingt sind, die außerhalb der Vegetationsperiode mineralisieren werden können (vgl. Kap. 5.4.1.3 & 5.4.2.3).

6 Modul D – Erfassung der Nährstoffflüsse auf Grünlandflächen (LWK)

6.1 Ziel

Im Modul D ist das Ziel, Nährstoffflüsse auf den an den jeweiligen Projektgräben direkt angrenzenden Grünlandflächen zu erfassen. Dazu gehören die Abfahren in Form von Trockenmasse und N- und Phosphor-Erträgen über Beweidung und Schnittnutzung sowie die Zufuhren in Form der Düngung. Darüber hinaus sollen die Nährstoffzu- und abfahren gegenübergestellt werden, um einen Abgleich mit der jeweiligen Nährstoffsituation der Gräben zu ermöglichen.

6.2 Material und Methoden

Auf den 48 Praxisflächen des Projektes wurde in enger Abstimmung mit den jeweiligen landwirtschaftlichen Betrieben zeitgleich zur Nutzung eine Ertragerhebung durch die Mitarbeitenden der Landwirtschaftskammer Niedersachsen (LWK) durchgeführt. Diese Tätigkeiten erfolgten auf 28 Betrieben in allen Projektjahren über die gesamte Vegetationsperiode. Außerdem wurden die Düngedaten der Betriebe erhoben.

6.2.1 Erhebung der Schnittflächenerträge

Überwiegend wurden die Grünlandflächen durch die Praxisbetriebe mit mehreren, im Abstand von 4 bis 6 Wochen aufeinanderfolgenden, Ernteschnitten genutzt. An das Mähen und die Breitverteilung schließt sich eine Phase zum Anwelken des Grases an. Nach ein bis zwei Tagen erfolgt dann das Zusammenschwaden und Abfahren zur Silagebereitung. Um aussagefähige Daten zum Ertrag zu generieren, ist es erforderlich, möglichst unmittelbar vor dem eigentlichen Ernteschnitt, Probeschnitte zu nehmen. Der enge Kontakt zu den jeweiligen Landwirten ist hierbei Voraussetzung. Die Probennahme erfolgten entlang eines Transekts, diagonal zum Flächenzuschnitt im gleichmäßigen Abstand an jeweils 4 Punkten. Innerhalb eines Quadraträhmens wurden an diesen Punkten je 0,5 m² Gras auf einer Schnitthöhe von 5 cm mittels handgeführter Schere geerntet. Nach Gewichtsfeststellung der vier Teilmengen wurde zur Bestimmung des Trockensubstanzgehaltes jeweils eine Probe bei 105° C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Aus allen vier Teilmengen wurde eine Mischprobe hergestellt und anschließend bei der Lufa Nord-West eine Analyse der Inhaltsstoffe mittels der NIRS Methode (Nahinfrarotspektroskopie) in Auftrag gegeben. Für das Projekt waren hierbei insbesondere die Stickstoff- sowie Phosphorgehalte von Bedeutung.

Bei der Handbeerntung sind die Verluste des Aufwuchses geringer als bei der maschinellen Mähgutaufnahme. Um diese Unterschiede zu berücksichtigen, wird von den Rohdaten ein Abzug in Höhe von 15 % vorgenommen. Die Quantifizierung der Futtermittelverlustgrößen bezieht sich auf die Veröffentlichung des DLG Merkblattes 416 (Datengrundlage: Köhler et al. 2014)



Abbildung 6-1: Ertragsrahmen mit Schere (Foto: G. Lange, LWK NI).

6.2.2 Erhebung der Weideflächenerträge

Die im Projekt beweideten Flächen wurden nahezu ausschließlich als Umtriebsweide genutzt. Das heißt, bei Weidereife werden Milchkühe bzw. Rinder für mehrere Tage aufgetrieben und nach Abfressen des Bestandes auf die nächste Fläche getrieben. So ergeben sich bis zum nächsten Auftrieb einige Wochen Regenerationszeit für die Fläche. Dieser Weiderhythmus ist sehr betriebsindividuell und von der insgesamt zur Verfügung stehenden Fläche und im Verhältnis dazu stehenden Anzahl an Tieren abhängig. Insbesondere längere Trockenperioden bzw. Regenzeiten ließen hier oftmals keine genaue Vorausplanung der Weideintervalle auf den Flächen zu. Um hierbei eine gesicherte Datenerfassung zu ermöglichen, wurden auf den beweideten Flächen entlang eines Transekts drei Bereiche von jeweils ca. 8 m² mit einem stromführenden Weidezaundraht eingezäunt. Das Material hierfür sowie die Stromversorgung mittels Weidezaunbatteriegerät wurde durch die Kollegen der LWK aufgebaut und unterhalten. Diese eingezäunten Bereiche waren somit vor Verbiss geschützt. Auf diesen Flächen wurden durch die LWK mit Erreichen der nächsten Weidereife in einem regelmäßigen Abstand von ca. 3 Wochen Proben geschnitten. Die Methode der Probennahme und anschließenden Analyse ist deckungsgleich zur Methode der Schnittflächen. Innerhalb eines Jahres ergaben sich auf vielen Flächen Wechsel der Nutzungsformen. Wobei im Regelfall zunächst eine Schnittnutzung (1 – 3) und anschließende Beweidung praktiziert wurde.

Insgesamt wurden in der Projektlaufzeit über 2000 Beprobungen des Grasaufwuchses vorgenommen.



Abbildung 6-2: Aufbau Weideparzellen (Foto: P. Gatersleben, LWK NI).

6.2.3 Erhebung der Schlag- und Betriebsdaten

Zu Beginn des Projektes fanden jeweils Gesprächstermine bei den einzelnen Landwirten statt. Es wurden die beabsichtigten Arbeiten auf den Flächen und die vom Landwirt benötigten Datenerhebungen erläutert, verbunden mit der Bitte diese zur Verfügung zu stellen. Die Schlagdaten, hier insbesondere die Art, Menge und eingesetzte Technik der Düngung, wurde von den Landwirten aufgezeichnet. Die schlagspezifischen Aufzeichnungen wurden dem Projekt dankenswerter Weise durch die Landwirte zur Verfügung gestellt. Dies erfolgte sowohl handschriftlich als auch mittels entsprechender EDV Anwendungen. Anschließend wurden diese Daten einheitlich in die Projektdatenbank eingepflegt. Die Betriebsbesuche wurden im Rahmen der Erhebung zur Erstellung der Stoffstrombilanzen in Zusammenarbeit mit dem Projektpartner der Universität Göttingen jährlich wiederholt. So wurden auch gleichzeitig die Schlagdaten mit abgefragt. Der Verlauf dieser Termine wurde im Laufe des Projektes immer reibungsloser, da alle Beteiligten schon genau wussten welche Daten benötigt werden. Zur Darstellung der Nährstoffmengen auf den Praxisbetrieben waren die eingesetzten Mineraldünger mit Inhaltsstoffangabe laut Deklaration und die Mengen an betriebseigenen organischen Düngern wichtig. Bei den Wirtschaftsdüngern wurden die Betriebe grundsätzlich parallel zur Düngung um Bereitstellung einer Probe gebeten. Diese wurden durch Mitarbeiter der LWK abgeholt und durch die Lufa Nord -West analysiert. Insbesondere die N- und P-Gehalte waren im Rahmen des Projektes von Bedeutung. Bei der parallel zur Schlagdatenerhebung durchgeführten Erhebung der Betriebsdaten, haben die Betriebsleiter zugestimmt, bereits über das Ordnungsrecht erhobene Daten durch die LWK aus den entsprechenden Datenbanken zu übernehmen. Erwähnenswert ist, dass die Daten offen und ehrlich mitgeteilt wurden. Dies spricht für ein hohes Vertrauen in das Projektteam und zeigt die Wichtigkeit, diese Daten nur anonymisiert zu verwenden.

6.2.4 Herausforderungen der Erhebungen

Die Ermittlung der Ertragsdaten wurde in enger Abstimmung mit den jeweiligen Landwirten, unmittelbar vor dem Ernteschnitt des Betriebes durchgeführt. Diese Arbeiten haben sich jeweils über die gesamte Vegetationsperiode hingezogen. Insbesondere eine hohe Flexibilität und Einsatzbereitschaft aller Projektbeteiligter war unabdingbar. Die anstehenden Erntearbeiten konnten witterungsbedingt sehr spontan sein und erfolgten auf Zuruf des Landwirtes. Eine große Herausforderung waren sehr oft die zeitgleichen Erntearbeiten bei mehreren Projektbetrieben. Durch den flexiblen Arbeitseinsatz mehrerer Kollegen konnte die Erfassung der Probeschnitte sichergestellt werden.

Insbesondere in der Anfangsphase des Projektes musste sich die Kommunikation zwischen dem Projektteam und den beteiligten Betrieben einspielen. Dies erfolgte nicht ganz so reibungslos wie angedacht. Somit kam es zu einigen verpassten Ernteschnitten. In Reaktion darauf wurde ein Mobiltelefon angeschafft. Jede Kommunikation mit Landwirten erfolgte ausschließlich über diese zentrale Rufnummer, unabhängig vom jeweiligen Mitarbeiter. Weiterhin konnte aufgrund der zunehmenden Erfahrung mit den Betrieben der Erntetermin besser abgeschätzt werden und somit bei ausstehender Meldung auch nachgefragt werden. Hierdurch verbesserte sich die Datenerfassung auf den Praxisflächen wesentlich.

Im Jahr 2020 erschwerte die Corona-Pandemie die Arbeit. Für das Arbeiten in Versuchen mussten bei der LWK Regeln eingehalten werden. So durften beispielsweise ausschließlich außerhalb geschlossener Gebäude Proben genommen werden. Der Austausch mit den Landwirten gestaltete sich schwieriger. Dieser wurde in eine Phase gelegt, in der die Regeln etwas gelockert waren.

6.2.5 Schwierigkeiten aufgrund der Witterung

Mit zunehmenden Trockenperioden ergeben sich auch auf grundwassernahen Grünlandstandorten Ertragseinbußen. Diese sind im Rahmen der Ertragserfassung festgehalten. Im Gegensatz zu reinen Marktfruchtbetrieben ist bei Futterbaubetrieben die Verwertung der Aufwüchse unmittelbar mit der Bewirtschaftung und den jeweiligen Erträgen verbunden. Die Versorgung des Milch- bzw. des Jungviehs hat auf diesen Betrieben Priorität. Gerade weidehaltende Betriebe reagieren bei extremer Trockenheit bzw. auch bei Nässe mit einer flexiblen Zuteilung der Weideflächen. Das Jahr 2019 war von Trockenheit gekennzeichnet. Neben den Ertragseinbußen musste das Projektteam mit dem kurzfristigen Aufstellen von Weideparzellen, auf eigentlich für den Schnitt angedachten Flächen, reagieren.

6.2.6 Mäusekalamitäten

Infolge der Sommertrockenheit kam im Jahr 2019 es zu einer extremen Vermehrung der Mäuse auf den Grünlandflächen der gesamten Küstenregion. Die Waterbuddies Projektflächen waren in unterschiedlicher Intensität hiervon betroffen. Auf sehr vielen Standorten kam es zu einem Totalausfall. Dies war in der Folge oft mit einer Neuanlage der Fläche verbunden. Über Projektgelder war es möglich, die Betriebe hierbei zu unterstützen. Im Ergebnis führte das auf einem großen Teil der Projektflächen dazu, dass im Jahr 2019 und 2020 aufgrund der Trockenheit und den damit

verbundenen Mäusekalamitäten keine repräsentativen Ertragsdaten zu generieren waren. Dadurch war die Verlängerung des Projektes um eine weitere Vegetationsperiode erforderlich.

6.3 Ergebnisse

6.3.1 Trockenmasseerträge

Abbildung 6-3 zeigt die Trockenmasseerträge gemittelt über alle Jahre (2019 – 2022) und alle Standorte (insgesamt 48 Standorte). Die Erträge zeigen eine Abhängigkeit von der Bewirtschaftungsintensität. Innerhalb des Projektes befanden sich extensiv bewirtschaftete Standorte ausschließlich auf den Moor- sowie den Marschflächen. Diese erreichten im Mittel der Jahre 64,7 dt TM / ha / a auf den Moorstandorten sowie 70 dt TM / ha / a auf den Marschstandorten. Bei den vorgenannten, aufgrund der Düngungshöhe von maximal 100 kg N / ha / a anrechenbar eingestuft, Flächen handelt es sich größtenteils um ökologisch bewirtschaftete Standorte. Bei den intensiv bewirtschafteten Standorten sind es die Geeststandorte, die mit 92,2 dt TM / ha / a die höchsten Erträge aufweisen. Vor allem die Standortbedingungen zeigen sich hier als Vorteil. Die leichten Standorte weisen im Frühjahr eine frühe Befahrbarkeit auf, dadurch sind termingerechte Pflege- und Düngungsmaßnahmen möglich. Dies wirkt sich positiv auf das Ertragspotential aus. Auf der intensiven Mähweide, als Kombination aus Schnitt- und Weidenutzung, auf den Marschstandorten wurden Erträge in Höhe von 85,2 dt TM / ha / a erhoben. Das Ertragspotential der intensiv geführten Weideflächen liegt mit 83,2 dt TM / ha / a (Geest) und 80,4 dt TM / ha / a (Marsch) auf vergleichbarem Niveau zu den intensiven Mähweiden bzw. den Schnittflächen auf Moor- und Marschstandorten.

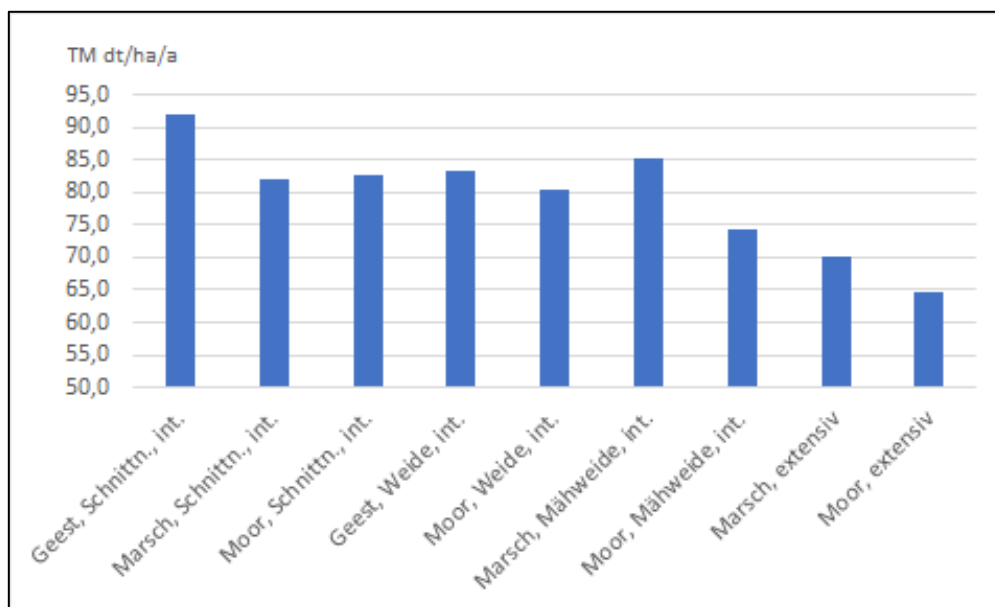


Abbildung 6-3: TM-Erträge der verschiedenen Standorte.

6.3.2 Stickstoff

In Abbildung 6-4 werden die Erträge in Abhängigkeit zur gesamten N – Düngung im Mittel der Jahre dargestellt. Es finden sich in dieser Darstellung alle reinen Schnittflächen, unabhängig von der jeweiligen Intensität. Die jeweiligen Ertragspunkte mit weniger als 100 kg N – Düngung pro ha und Jahr

sind ökologisch bzw. aus anderen Gründen extensiv bewirtschafteten Standorte. Alle anderen Punkte bilden die konventionell und intensiv geführten Flächen ab. Hier setzt sich die gesamte N – Gabe aus dem anrechenbaren organischen und dem mineralischen Anteil zusammen. Unter Punkt 6.3.4 wird der Düngebedarf erläutert sowie dargestellt, dass ein Stickstoffbedarf von bis zu 280 kg N / ha bei guter Ertragsersparnis im Rahmen der bedarfsgerechten Düngung liegt. Bei einer gesamten N – Gabe von oberhalb 300 kg N / ha ist von einer Düngung oberhalb des Düngebedarfes auszugehen. Abbildung 6-4 zeigt, dass bei einer Jahres-N – Gabe in einer Größenordnung oberhalb von 300 kg N / ha / a kaum Ertragssteigerungen zu erwarten sind. Dies zeigt neben dem Reduktionspotential von Überschüssen auch ein entsprechendes Sparpotential auf. Insgesamt bestätigen diese Erhebungen die Ergebnisse entsprechender Düngungsversuche der LWK Niedersachsen. Diese wurden mehrjährig auf Grünlandstandorten im Moor und der Marsch angelegt.

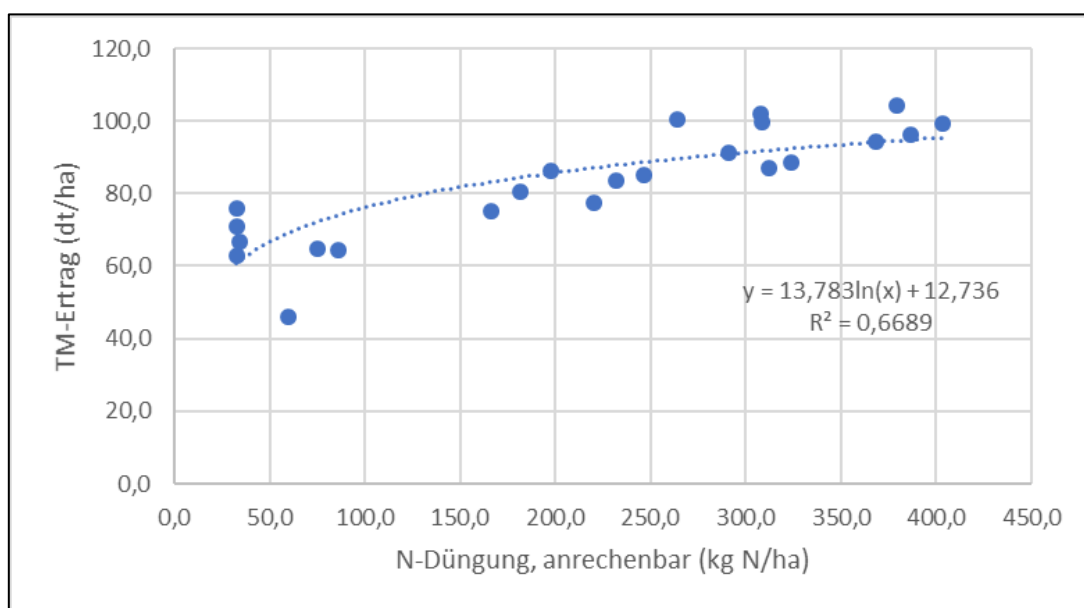


Abbildung 6-4: TM Jahresertrag in Abhängigkeit von der Jahres-N-Düngung aller schnittgenutzten Flächen (n= 23).

In Abbildung 6-5 wurde die N – Zufuhr (Düngemittel) der N – Abfuhr (über Biomasse) gegenübergestellt. Auffallend sind die Geestflächen, auf denen die Zufuhr die Abfuhr um ca. 100 kg N übersteigt. Auf den Moorstandorten ist dieses Verhältnis ausgeglichener bzw. bei den eher extensiv bewirtschafteten Niedermoorstandorten übersteigt die Abfuhr die Zufuhr. Diese Zusammenhänge decken sich mit dem Abgleich unter Punkt 6.3.4 zur Düngebedarfsermittlung. An dieser Stelle sei darauf verwiesen, dass sich im Projektzeitraum bei den teilnehmenden Betrieben ein Trend zu geringerem Mineraldüngereinsatz zeigt und damit die Düngung insgesamt reduziert wurde. Somit werden sich die in Abbildung 6-5 dargestellten Zusammenhänge mittlerweile schon geändert haben. Ursache hierfür ist neben den volatilen und hochpreisigen Märkten das Wirken der mehrfach novellierten Düngeverordnung.

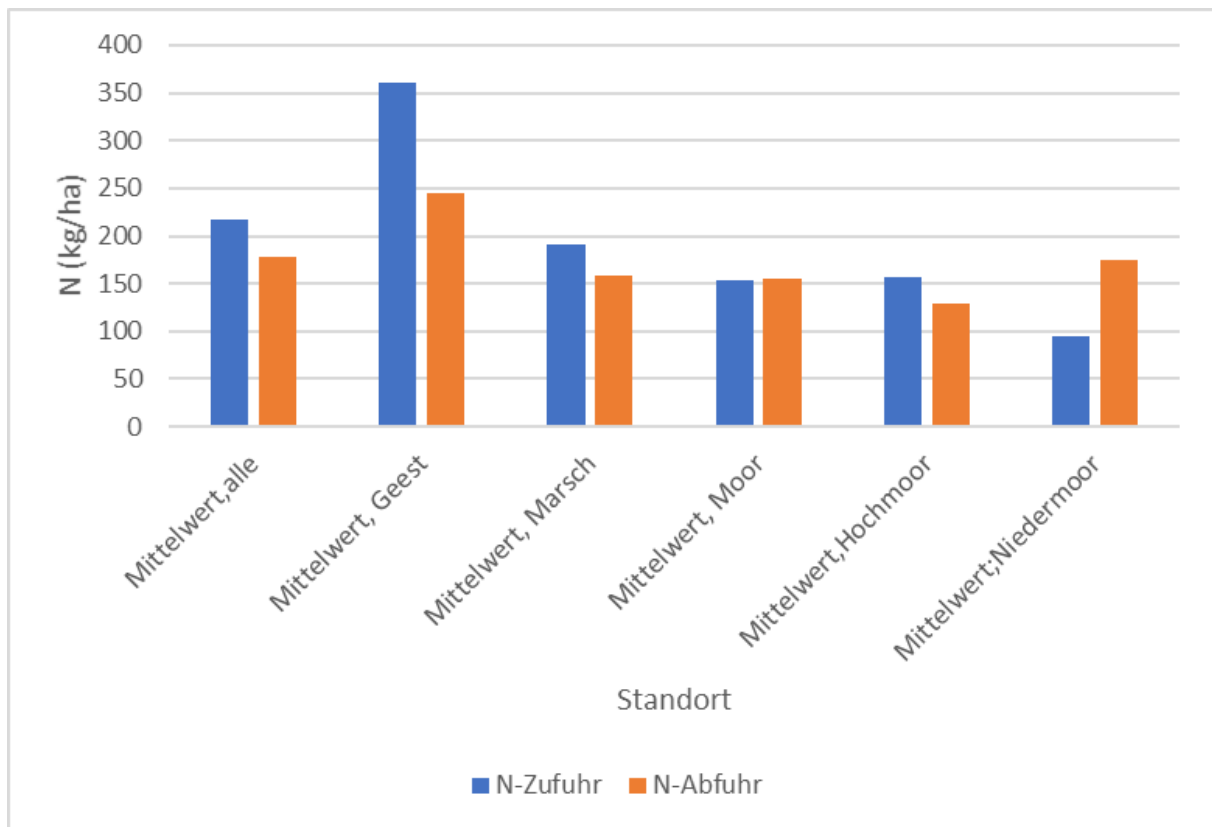


Abbildung 6-5: N-Zufuhr (abz. 15 % Ausbringungsverluste) und N-Abfuhr.

Info Stickstoffanrechenbarkeiten:

Im Unterschied zur mineralischen Stickstoffdüngung wird bei der Düngung mit organischen Düngern, im Projekt vorzugsweise Rindergülle, nicht die gesamte Stickstoffmenge als düngewirksam angerechnet. Bei der Gülleausbringung treten unvermeidbare gasförmige N – Verluste auf. Diese sind neben der Ausbringtechnik vor allem von der Witterung abhängig. Weiterhin ist ein Teil des Stickstoffs organisch gebunden und wirkt erst mit einer Verzögerung. Bei den Berechnungen zur Düngung im Projekt wurden die in der Düngeverordnung festgelegten Anrechenbarkeiten zu Grunde gelegt:

- 1 Bei bodennaher Ausbringung werden 60 % des Stickstoffs angerechnet
- 2 Im Folgejahr werden weitere 10 % des Stickstoffs bei der Düngebedarfsermittlung in Ansatz gebracht

6.3.3 Abgleich der N-Flächensalden

In Abbildung 6-6 steht die Stickstoffabfuhr der Stickstoffzufuhr gegenüber. Die Abfuhr wurde auf Basis der Ertragerhebungen auf den Schnittflächen und den entsprechenden Stickstoffgehalten des Probematerials ermittelt. Die Stickstoffzufuhr ergibt sich aus den Aufzeichnungen zur Düngung. Hierbei wird der Güllestickstoff zu 70 % angerechnet (siehe Kasten Stickstoffanrechenbarkeiten). Es verbleibt somit eine Verlustgröße bei der Gülleaufbringung in Höhe 30 %. Ob die gasförmigen Verluste in dieser Größenordnung liegen oder kleiner sind, lässt sich diskutieren. Es besteht hier eine große Abhängigkeit von der Ausbringtechnik und den Witterungsbedingungen bei und unmittelbar nach der Ausbringung. Die Aufzeichnungen aus dem Projekt zeigen, dass hier oftmals noch Optimierungspotential vorhanden ist. Optimalere Bedingungen der Ausbringung lassen mindestens

eine um 10 Prozentpunkte bessere Ausnutzung des organischen Stickstoffs erwarten. Dies läge in einer Größenordnung zwischen 10 und 20 kg N / ha, und würde eine entsprechende Verschiebung der Punktwolke bedeuten.

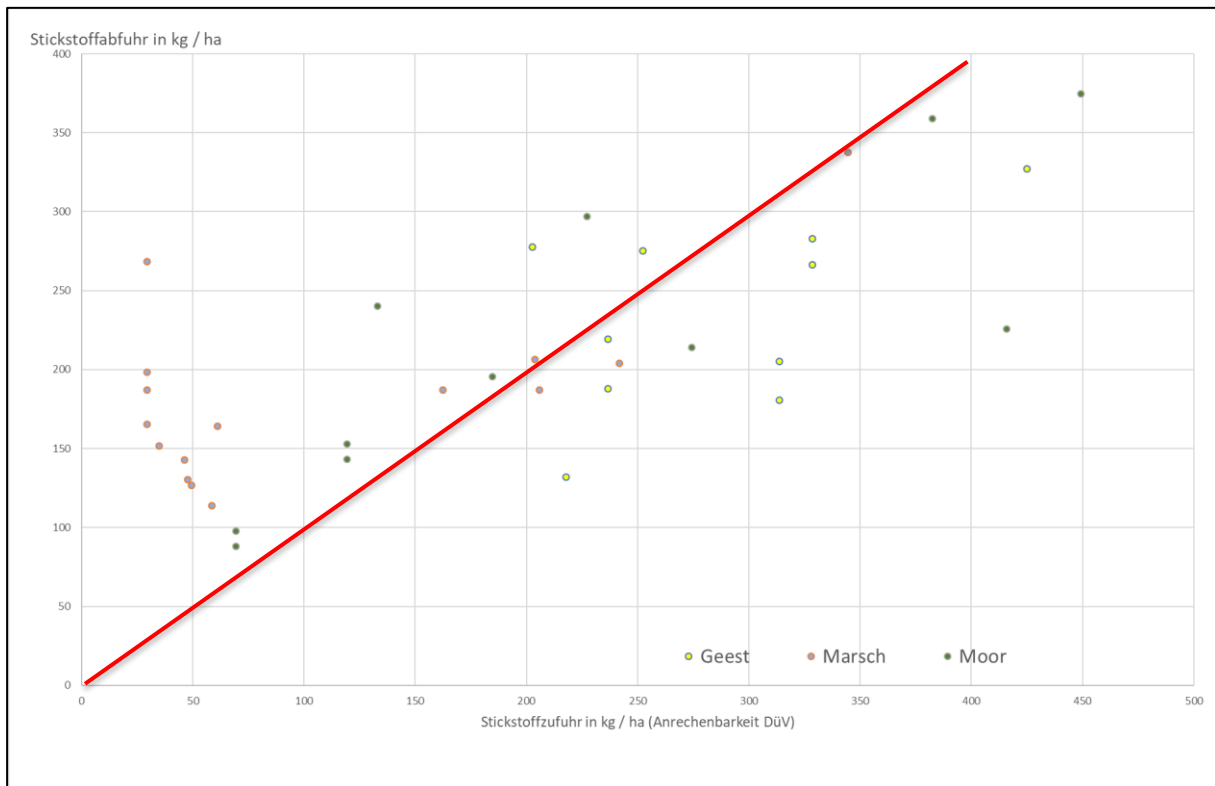


Abbildung 6-6: Stickstoff Zu- und Abfuhr aller Schnittflächen (n=36) im Waterbuddies-Projekt über die Jahre (2019 – 2021).

Flächen die oberhalb der roten Linie liegen weisen ein negatives Stickstoffsaldo und Flächen unterhalb der roten Linien weisen einen positiven Saldo auf.

Zur Einordnung dieser Darstellung muss berücksichtigt werden, dass Flächen mit einer Nährstoffzufuhr kleiner als 100 kg N / ha zu den ökologisch bewirtschafteten Standorten gehören, bzw. aus sonstigen Gründen sehr extensiv bewirtschaftet werden. Diese Standorte weisen keine positiven Nährstoffsalden auf. Aufgrund des geringeren Ertragspotentials ist ein direkter Vergleich nicht zulässig.

Die Moorstandorte in dieser Graphik liegen insgesamt auf einem geringeren Niveau der Nährstoffzufuhr, die Bewirtschaftung weist auf diesen Standorten im Mittel eine geringere Intensität auf. Aufgrund der höheren bodenbedingten Nachlieferung liegt auf diesen Standorten teilweise der Stickstoffentzug auf oberhalb der Stickstoffzufuhr.

Die Marschstandorte sind in der Mehrzahl durch ausgewogenen Stickstoffsalden gekennzeichnet. Im Vergleich zu den Moorstandorten gibt es hier einen Anteil mit positiven Salden. Hier ist die Bewirtschaftung im Mittel als intensiver einzustufen.

Die Geestflächen fallen durch einen hohen Anteil an Flächen auf, die ein positives Saldo aufweisen. Teilweise liegen die Stickstoffzufuhren deutlich oberhalb der Stickstoffabfuhr. Dies deckt sich mit den Ergebnissen zur Gegenüberstellung der Düngung und der Düngbedarfsermittlung in 6.3.4 Im Unterschied zur reinen Betrachtung des Düngbedarfes lässt sich an der Gegenüberstellung von Zufuhr

und Entzug erkennen, dass eine Nährstoffzufuhr deutlich oberhalb des Bedarfes nicht zu Mehrerträgen führt. Begrenzender Faktor auf diesen Standorten ist häufig die Wasserverfügbarkeit.

Im Laufe des Projektes wurde dieser Zusammenhang in Arbeitskreisen mit den Betrieben thematisiert, die Problematik aufgezeigt und Handlungsempfehlungen besprochen. An dieser Stelle ist auf den Punkt der abnehmenden Tendenz in der Düngung unter Punkt 6.4.1 hinzuweisen.

6.3.4 Abgleich des Düngebedarfs

Ein Grundsatz der Düngung ist es, die Höhe der Nährstoffzufuhr in Einklang mit dem Pflanzenbedarf zu bringen. Das Erstellen und Einhalten der Düngebedarfsermittlung ist das Instrument, um diesem Grundsatz gerecht zu werden. Wesentlicher Bestandteil hierfür ist der zu erwartende Ertrag. Dieser ergibt sich in der Praxis aus dem durchschnittlichen Ertrag der vergangenen drei Jahre. Speziell in der Grünlandbewirtschaftung besteht hierbei die Herausforderung, dass die exakten Erträge nicht bekannt sind. Im Marktfruchtbau ist der erzielte Ertrag i. d. R. Basis der Abrechnung und wird daher mittels Wiegung bestimmt. Im Futterbau werden erst die veredelten Produkte (Milch, Fleisch) vermarktet. Die Grünlanderträge sind lediglich ein „Zwischenschritt“. Da hier die Frischmassenmengen sehr groß sind und bei den Erntearbeiten der Zeitdruck sehr hoch ist, ist das Verwiegen der Erntemengen sehr aufwendig und nicht praxisüblich. Um die Berechnungsgrundlage der Düngebedarfsermittlung trotzdem bestmöglich zu bestimmen, werden die Tabellen im Anhang der Düngeverordnung herangezogen (siehe Kasten).

Info Düngebedarfsermittlung:

Nach Düngeverordnung ist vor jeglicher Düngung eine Düngebedarfsermittlung zu erstellen. Der so ermittelte Düngebedarf darf nicht überschritten werden. Für das Grünland dient die angestrebte Anzahl der Nutzungen als Orientierung und ergibt nach Anlage 4, Tabelle 9 im Anhang der DüV, den Stickstoffbedarfswert. Dieser kann anhand einer Einschätzung des Ertrages in Höhe und Rohproteingehalt aufgrund der vergangenen drei Bewirtschaftungsjahre, nach Anl. 4 Tab. 10 der DüV, in der Höhe angepasst werden. Weiterhin sind die Nachlieferung des Bodens in Abhängigkeit des Humusgehaltes (Anl. 4 Tab. 11). Diese reichen von 10 kg N / ha beim Mineralboden bis zu 80 kg N / ha bei Niedermoorboden. Außerdem sind entsprechende Abzüge aufgrund der Stickstoffbindung, in Abhängigkeit des Ertragsanteils, durch Leguminosen nach Anl. 4 Tab. 12 in Ansatz zu bringen. Darüber hinaus ist grundsätzlich die Nachlieferung der organischen Düngung in Höhe von 10 % der im Vorjahr ausgebrachten Menge zu berücksichtigen.

Stickstoffbedarf	=	Gesamter Bedarf der Kultur an Stickstoff
Düngebedarf	=	Noch zu düngende Menge an Stickstoff nach Abzug aller Stickstoffnachlieferungen des gesamten Stickstoffbedarfs

Aufgrund der Ertragserhebungen im Projekt sind die Erträge über mehrere Jahre bekannt. So war es möglich, im Nachhinein flächenindividuell Düngebedarfsermittlungen aufgrund der erzielten Erträge zu erstellen. Im nächsten Schritt wurde dem so ermittelten Düngebedarf die tatsächlich erfolgte Düngung gegenübergestellt. Die Ergebniszusammenfassung ist der Tabelle 6-1 zu entnehmen.

Tabelle 6-1: Abgleich der erfolgten N-Düngung (kg N/ha/a) mit der Düngedarfs-ermittlung auf Basis der erhobenen Erträge im Durchschnitt der Jahre 2019 – 2021.

		Geest	Marsch	Moor
Ertrag	dt TM / ha	92,2	82,2	82,6
Rohprotein	%	18,2	17,7	18,2
DBE nach Ertrag	kg N / ha	208	170	176
Düngung	kg N / ha	312	200	207
Differenz	kg N / ha	104	30	31

Die Tabelle 6-1 macht deutlich, dass die applizierte Düngemenge über dem Düngedarf liegt, der im Nachhinein auf Basis der erhobenen Erträge berechnet wurde. Für die Flächen im Bereich der Moore bzw. Marschen liegt die Überschreitung des nachträglich berechneten Düngedarfes bei ca. 30 kg N / ha/a. Die Flächen im Bereich der Geest erhielten durchschnittlich eine um ca. 100 kg N / ha/a höhere Düngung als der nachträglich ermittelte Bedarf.

Zur Interpretation dieser Zahlen ist der Blick in das Prinzip der Düngedarfsermittlung erforderlich. Über die Tabellen 9, 10 und 11 im Anhang der DüV (siehe Kasten) wird der Stickstoffbedarf über entsprechende Abzugsmechanismen ermittelt. Wird hierzu die Ertragsbasis zu hoch eingeschätzt, ergeben diese Tabellen einen entsprechend höheren Düngedarf. In den Waterbuddies Projektjahren konnten insbesondere auch aufgrund zunehmender Trockenperioden die im Vorfeld geschätzten Erträge, gerade auf den Geeststandorten, nicht erreicht werden. Somit ergeben sich bei den im Nachhinein auf Basis der tatsächlich niedrigeren Erträge erstellten Düngedarfsermittlungen niedrigere Düngedarfe. Als Konsequenz ergeben sich zu hohe Düngemengen.

Tabelle 6-2: Abgleich der erfolgten N-Düngung (kg N/ha/a) mit der Düngedarfsermittlung auf Basis Ertragserwartung in Anlehnung an die DüV im Durchschnitt der Jahre (2019 – 2021).

		Geest	Marsch	Moor
Ertrag	dt TM / ha	92,2	82,2	82,6
Rohprotein	%	18,2	17,7	18,2
DBE 4 bzw. 5 Schnitte	kg N / ha	283	218	178
Düngung	kg N / ha	312	200	207
Differenz	kg N / ha	29	-18	29

In Tabelle 6-2 wurde, parallel zur Düngedarfsermittlung als Nachbetrachtung auf Basis der erzielten Erträge, der Düngedarf praxisüblich aufgrund einer Ertragsannahme ermittelt. Diese Vorgehensweise ist plausibel, da im Vorfeld von optimalen Witterungsverläufen und guten Erträgen ausgegangen wird. Aus Sicht der Betriebe ist das Erzielen ausreichender Futtermengen und -qualitäten auf den eigenen Flächen essentiell, um den Zukauf weiterer Futtermittel zu begrenzen. Die

Reduzierung des Futterzukaufs dient neben ökonomischen Vorteilen vor allem auch der Reduzierung gesamtbetrieblicher Nährstoffüberschüsse - siehe Modul F – Bilanzierung und Bewertung der Nährstoffflüsse im Futterbaubetrieb (UGÖ). Dies kann in der Praxis zu einer Überschätzung der Ertragserwartung führen. Die Düngebedarfsermittlung in Tabelle 6-2 beruht auf der Annahme, 4 Schnitte auf den Moor- sowie Marschflächen und 5 Schnitte auf den Geeststandorten durchführen zu können. Auf den Geestflächen ist i. d. R. die Befahrbarkeit der Flächen besser, so sind hier nicht nur die Pflege- sowie Düngungsmaßnahmen zeitgerechter durchführbar, sondern es ist häufig auch eine höhere Anzahl an Schnitten möglich. Diese Schnittanzahl wird in der Praxis auch erreicht, der dem Schnittregime nach Tabelle 9 DüV jeweils zugeordnete Ertrag kann allerdings abweichen. Hier zeigt sich auf den Moorflächen eine Überschreitung des Düngebedarfes von ca. 30 kg N / ha/a. Ursächlich hierfür dürfte in erster Linie der im Vergleich deutlich niedrigere Düngebedarf aufgrund der wesentlich höheren bodenbedingten Abzüge sein.

Auf den Marschflächen wird der Düngebedarf um ca. 20 kg N / ha/a unterschritten, was im Sinne der Nährstoffüberschüsse als positiv zu bewerten ist.

Auf den Standorten der Geest liegt die Überschreitung des Düngebedarfes im Vergleich zur Düngebedarfsermittlung auf Basis des vorausgeschätzten Ertrages um ca. 30 kg N / ha / a höher. Im Vergleich zum obigen Wert, aufgrund der tatsächlich erreichten Erträge ermittelt, erscheint hier ein geringerer Handlungsbedarf. Hierfür gilt es durch weitere Information das Bewusstsein der Landwirte dafür zu schärfen. Unter anderen findet dieser Zusammenhang Berücksichtigung in den Handlungsempfehlungen der im Projekt erarbeiteten Praxismerkbücher.

6.3.5 Abgleich der P-Flächensalden

Zur Bewirtschaftung von Grünland gehört zwingend eine Verwertung der Aufwüchse. Dies geschieht in den meisten aller Fälle über das Rind. Somit gehört die organische Düngung zur Grünlandbewirtschaftung. Die Rückführung der in der Tierhaltung anfallenden Nährstoffe geschieht entweder durch die organische Düngung oder im Falle von Weidehaltung direkt. So werden Nährstoffkreisläufe geschlossen. Durch die Fütterung zusätzlicher Komponenten gelangen weitere Nährstoffe in den Kreislauf. Gleichzeitig verlassen über den Verkauf von Milch bzw. Fleisch entsprechende Nährstoffmengen diesen Kreislauf. Gerade in der intensiven Milchwirtschaft gelangen über den Futterzukauf mehr Nährstoffe in das System hinein als über den Produktverkauf hinaus. (siehe Modul F Stoffstrombilanzierung Uni Göttingen) Beim Phosphor gibt es, anders als bei Stickstoff, keine gasförmigen Verluste. Dadurch kann bei intensiver Wirtschaftsweise durch die organische Düngung der Phosphorentzug des Grünlandes ausgeglichen, bzw. überschritten werden. Die Notwendigkeit einer mineralischen P-Düngung ist auf Grünland somit i. d. R. nicht gegeben, in der Projektphase wurde von keinem Betrieb Phosphor mineralisch gedüngt. Hohe Intensitäten gehen somit, aufgrund der Aufkonzentrierung des Phosphorgehaltes in der Gülle, mit positiven P-Salden auf den Flächen einher. Für die im Projekt untersuchten Flächen sind in Abbildung 6-7 die entsprechenden P-Salden dargestellt.

Wie Abbildung 6-7 zeigt liegt bei einem großen Anteil der Flächen die Phosphorabfuhr im Bereich der Zufuhr bzw. darüber (rote Linie). Flächen, die oberhalb der roten Linie liegen, weisen ein negatives Phosphorsaldo und Flächen unterhalb der roten Linien weisen einen positiven Saldo auf.

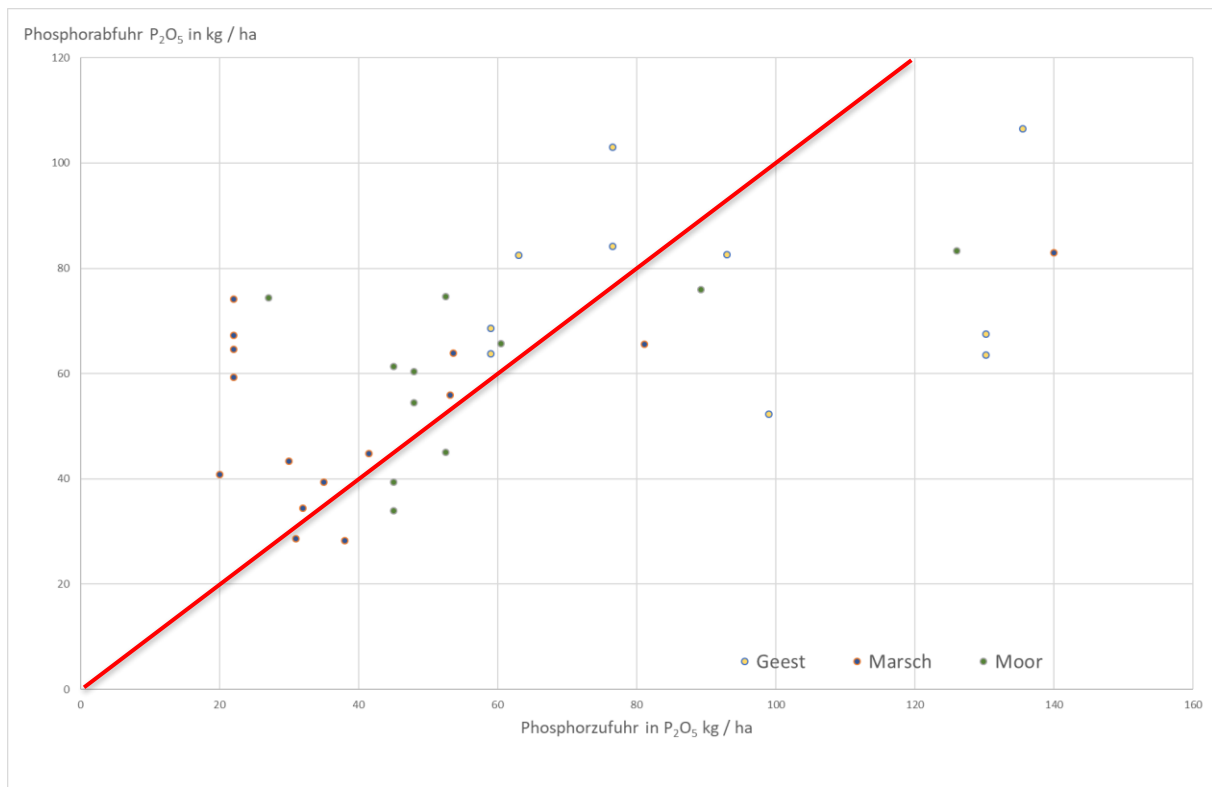


Abbildung 6-7: Phosphor Zu- und Abfuhr aller Schnittflächen (n=36) im Waterbuddies-Projekt über die Jahre (2019 – 2021).

Flächen mit einem positiven Phosphorsaldo zeigen keine Mehrerträge gegenüber einer Phosphorgabe im Bereich der Abfuhr. Die Empfehlung der LWK Niedersachsen zur Grunddüngung mit Phosphor im intensiv genutzten Schnittgrünland liegt bei normal versorgten Böden zwischen 80 und 100 kg P₂O₅/ha/a und bei reiner Weidenutzung zwischen 10 und 40 kg P₂O₅/ha/a. Diese Empfehlung basiert auf der Abfuhr des Grünlandes bei guten Erträgen. Die Ergebnisse aus Abbildung 6-7 bestätigen, dass eine Düngung über die Empfehlung hinaus nicht zu Mehrerträgen führt.

Bei den positiven Flächensalden fällt der hohe Geestflächenanteil auf. An dieser Stelle ist, genau wie bei den Stickstoffsalden (Punkt 6.3.3) auch, auf den Umgang hiermit sowie auf den Punkt der abnehmenden Tendenz in der Düngung unter Punkt 6.4.1 hinzuweisen.

6.3.6 Phosphordüngung der Weideflächen auf Moorstandorten

Die Herausforderung in der Bewirtschaftung von Moorstandorten stellt die Reduktion der P-Austräge dar. Aufgrund einer erhöhten P-Mobilität, vor allem in den Hochmoorböden, ist die Gefahr des Austrages mit dem Sickerwasser sehr hoch. Bei ausschließlich durch Schnitt genutzten Flächen liegt die P-Zufuhr durch Düngung fast ausnahmslos unterhalb der Abfuhr durch den Ertrag (siehe Abbildung 6-7). Daher richtet sich in Abbildung 6-8 der Blick ausschließlich auf die Weidenutzung der Moorstandorte. Die rote Linie kennzeichnet in dieser Darstellung die empfohlene Phosphordüngung für ausschließlich als Weide genutztes Grünland.

Bei der Empfehlung zur P-Düngung auf reinen Schnittflächen orientiert sich der P-Bedarf des Grünlandes an der Abfuhr durch die Ernte. Bei reinen Weideflächen hingegen, besteht der Phosphorentzug der weidenden Tiere in den Phosphorgehalten des Fleischzuwachs bzw. der erzeugten Milch. Ein großer Teil der auf der Weide über Gras aufgenommenen Nährstoffe wird unmittelbar wieder ausgeschieden. Diese Rückführung durch das Weidevieh wird beim Düngebedarf zur Weide in Ansatz gebracht. Somit reduziert sich der P-Bedarf gegenüber der Schnittnutzung entsprechend.

Wie in Punkt 6.3.5 beschrieben, wurde im Projekt P ausschließlich organisch gedüngt. Es zeigt sich, dass sich ein großer Teil der auf diesen Standorten wirtschaftenden Betriebe mit der P-Düngung innerhalb des empfohlenen Rahmens bewegt. Ein nicht unerheblicher Anteil liegt oberhalb der P-Düngeempfehlung. Hieraus ergibt sich die Handlungsempfehlung, die organische Düngung auf den beweideten Standorten zu reduzieren. Gesamtbetrieblich bedeutet dies, den Schwerpunkt der organischen Düngung auf den schnittbetonten Flächen zu setzen.

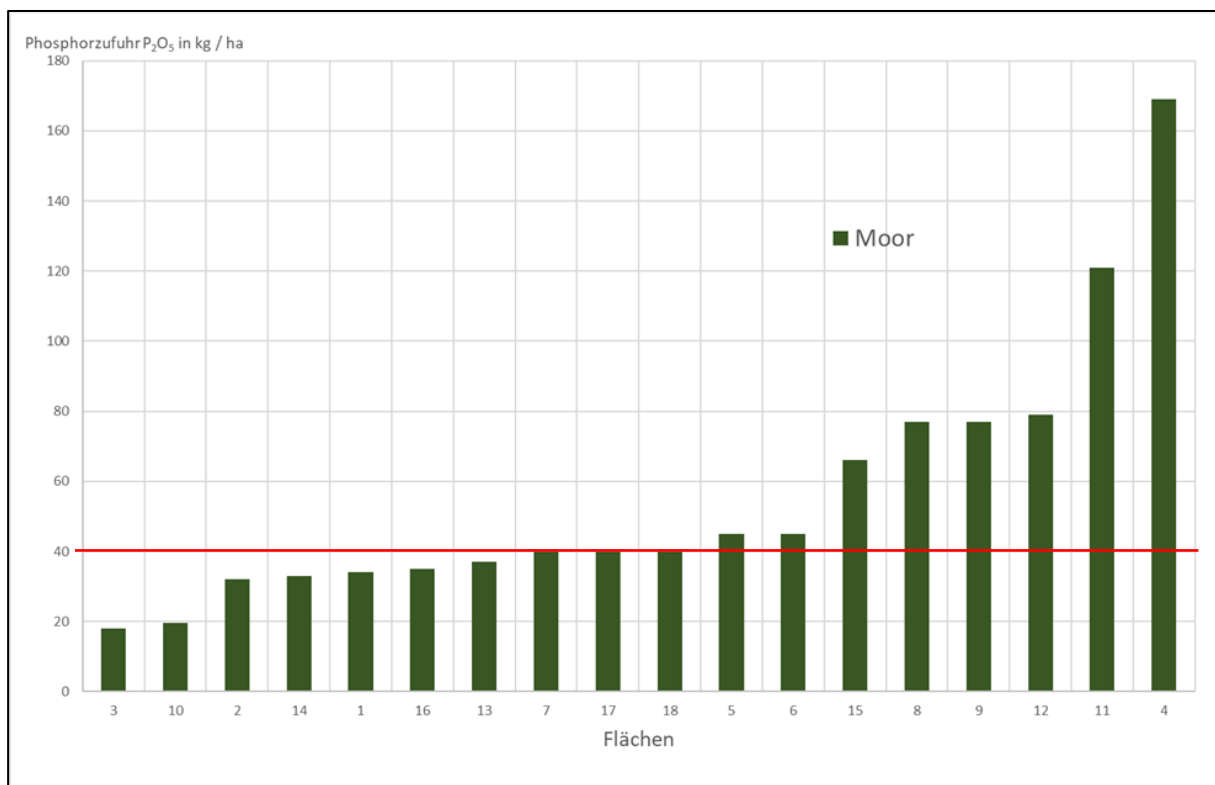


Abbildung 6-8: Phosphor: Zufuhr der Waterbuddies Weideflächen auf Moorstandorte.

6.4 Diskussion

6.4.1 Tendenzen in der Düngung

Die letzte Novelle der Düngeverordnung war im Jahr 2020. Der Untersuchungszeitraum des Projektes war von 2019 bis 2022. Das Dünge-management der Betriebe im Untersuchungszeitraum zeigte sich sehr heterogen. Im Trend ist ein rückläufiger Mineraldüngereinsatz (siehe Tabelle 6-3) erkennbar. Diese Tabelle stellt alle Flächen des Projektes dar, sowohl die intensiven als auch die extensiven. Wesentlich für den dargestellten Zeitraum ist die Abnahme der Mineraldüngung insgesamt. Diese Entwicklung geht einher mit der landesweiten Entwicklung in Niedersachsen. Dies zeigt auch der

jährliche Nährstoffbericht, welcher durch die Landwirtschaftskammer Niedersachsen im Auftrag des Landes Niedersachsen erstellt wird. Eine Darstellung aus diesem Bericht ist in Kap. 9.5 in der Abbildung 9-8 zu finden. Die Menge des eingesetzten mineralischen Stickstoffdüngers zeigt einen Abwärtstrend von 2012 bis 2022.

Tabelle 6-3: Stickstoffdüngung im Projektzeitraum Waterbuddies.

Jahresmittel über alle Flächen	TM Ertrag dt / ha / a	Anrechenbare Düngung kg / ha / a	Mineraldüngung kg / ha / a
2019	81,3	205	108
2020	75,4	184	93
2021	85,0	159	68

6.4.2 Praxisempfehlungen

Aus den unter Punkt 6.3.4 dargestellten Differenzen zwischen dem nachträglich auf Grundlage der Ertragshebungen ermittelten Düngebedarf und der Düngung im Jahresverlauf ergeben sich hinsichtlich des Stickstoffs folgende Praxisempfehlungen:

- Effiziente Gülledüngung > Steigerung der N – Ausnutzung und Minimierung der N – Verluste durch:
 - Frühjahrsbetonte Ausbringungstermine erhöhen die N – Effizienz. Im Spätsommer bzw. Herbst ist bei ausreichenden Niederschlägen die Nachlieferung hoch und die N – Effizienz einer Güllegabe sinkt.
 - Einsatz optimaler Technik: Der Schleppschuh reduziert gegenüber dem Prallteller bzw. Schleppschlauch die gasförmigen Verluste.
 - Die Ausbringung bei feuchter Witterung sorgt für bessere Infiltration in den Boden, weniger Verluste und geringerer Verschmutzung des Aufwuchses.
 - Die Aufbereitung der Gülle mittels Separation bringt für die flüssige Phase ebenfalls den Vorteil der besseren Infiltration in den Boden und geringerer Verschmutzung des Aufwuchses.
- Je realistischer die Einschätzung des zu erzielenden Ertrages bei Erstellung der Düngebedarfsermittlung ist, umso besser liegt die Düngung im Bereich des Düngebedarfes.
- Eine bessere Wasserverfügbarkeit in Trockenperioden sichert das Ertragspotential der Flächen, wo es möglich erscheint, sollte daher zukünftig über Konzepte zum Wasserhalt nachgedacht werden. Dies erfordert eine Anpassung der Grabensysteme von der reinen Entwässerung hin zum flexiblen Management. Eine solche Maßnahme ist nur überbetrieblich mit erheblichem Aufwand umzusetzen.
- Kein Überschreiten des Düngebedarfes.

Die bessere und somit verlustfreiere Ausnutzung des Güllestickstoffs bietet Sparpotential bei der Mineraldüngung. Das Ziel ist es, bei gleichem Ertragspotential die Düngung insgesamt zu reduzieren.

Bei der Versorgung der Flächen mit Phosphor sind die Landwirtschaftlichen Betriebe unflexibler. Im Gegensatz zur Stickstoffdüngung gibt es beim Phosphor in tierhaltenden Betrieben i.d.R. keine mineralische Ergänzungsdüngung. Dies bedeutet, dass alle Maßnahmen dazu nicht mit der eigentlichen Flächenbewirtschaftung, sondern mit dem betrieblichen Nährstoffanfall zusammenhängen. Da eine Reduzierung des Umfanges der Tierhaltung bzw. eine Aufstockung des Flächenumfanges aus wirtschaftlichen Gründen ausscheidet, bietet sich die Aufbereitung der Wirtschaftsdünger an. An erster Stelle ist hier die Technik des Separierens zu nennen. Hierbei wird die Gülle in eine feste und eine flüssige Phase getrennt. In der festen Phase kommt es zu einer Aufkonzentrierung des Phosphors. Bei einer überbetrieblichen Verwertung kann der Phosphoranteil in der auf dem Betrieb verbleibenden flüssigen Phase reduziert werden. Für intensive Betriebe, die ohnehin Nährstoffe abgeben, bietet sich diese Methode in erster Linie an. Als positiver Nebeneffekt sind die oben beschriebenen Vorteile aufgrund der besseren Stickstoffverfügbarkeit und der besseren Infiltration in den Boden zu nennen.

Weiterhin spielt bei der Reduzierung der P-Überschüsse die Fütterung in Rinderhaltenden Betrieben eine wichtige Rolle:

- Futterbaubetriebe sollten den P-Input in Form von P-haltigem Mineral- und Kraftfutter (Zukauf) reduzieren.
- Zielführend ist es hierbei, den Anteil der aus dem Grundfutter erzeugten Milch zu erhöhen.
- Durch den dadurch geringen Bedarf an Kraftfutterzukauf reduziert sich die P-Zufuhr im Betrieb und somit auch die P-Düngung über Wirtschaftsdünger.

Zur Vermeidung von direkten Einträgen in die Gräben gilt es, grundsätzlich bei Wirtschaftsdüngerabbringung die geltenden Abstände einzuhalten. Hier haben sich in Niedersachsen innerhalb der Projektlaufzeit nicht nur durch die Regelungen des Förderrechts, sondern auch durch den Niedersächsischen Weg über das Fachrecht deutliche Verschärfungen ergeben. Weiterhin ist ab dem Jahr 2025 nur die bodennahe Gülleausbringung zulässig. Der weitaus größte Teil der Gülleausbringung innerhalb des Projektes bzw. innerhalb der Region erfolgt bereits mit moderner Technik. Hiermit lassen sich die Abstände exakter einhalten. Mit Berücksichtigung dieser Vorgaben für die organische und mineralische Düngung sind mittelfristig weitere Austragsreduzierungen zu erwarten. In Abbildung 6-9 sind alle Gewässerabstandsregelungen auf einem Schaubild zusammengefasst. Es gilt die jeweils strengere Regelung. Die Komplexität der Regelungen erschwert die Umsetzung in der Praxis und sorgt für große Unsicherheit.

Abstandsregelungen/Gewässerrandstreifen gemäß DüV, WHG, NWG

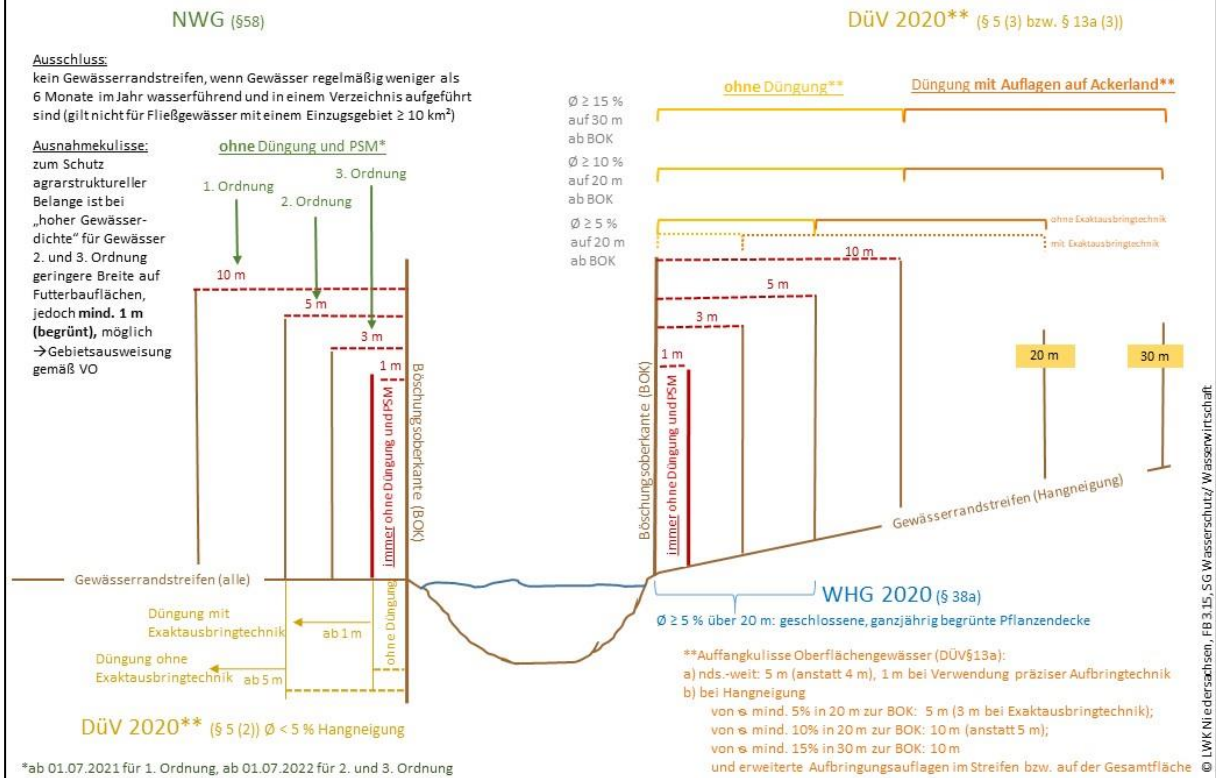


Abbildung 6-9: Abstandsregelungen/Gewässerrandstreifen gemäß DüV, WHG, NWG (Stand Mai 2022).

7 Modul E – Studie zur Entwicklung eines Biomonitoringverfahrens (UOL-G)

7.1 Einleitung und Ziele

Ausgangspunkt unserer Analysen bildete die Absicht, Drainagegräben in Grünlandgebieten Nordwestdeutschlands gewässerökologisch zu charakterisieren, um zukünftig Effekte bewirtschaftungsbedingter Nährstoffausträge systematisch erfassen, bewerten und für Handlungsempfehlungen berücksichtigen zu können. Für die Wasserkörper in den Drainagegräben auf Marsch-, Moor- und grundwasserbeeinflussten Mineralböden wurden bodenbedingte Unterschiede in der Abiotik (z. B. pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Kalkgehalte) und demzufolge in den aquatischen Lebensgemeinschaften erwartet. Diese Zusammenhänge wurden in der Vergangenheit für andere Gewässer gezeigt (Schmedtje et al., 2001; Pottgiesser & Halle, 2004; Pottgiesser & Sommerhäuser, 2008) und begründen heute die systemspezifische Indikation von Belastungsfaktoren auf Basis der Zönosen und ihrer funktionalen Eigenschaften (Meier, Haase et al., 2006; Meier, Böhmer et al., 2006). Anders als bei Fließgewässern können bei Drainagegräben die ökologischen Folgen unterschiedlicher Belastung, wie z. B. der hier betrachteten Nährstoffeinträge nicht systematisch bewertet werden, da kaum Grundlagen existieren, auf die eine Differenzierung anthropogener Faktoren fußen könnte. Frühere Arbeiten zeigten, dass offenbar wenige grabenlebende Tierarten obligate Bindungen an bestimmte Pflanzenarten aufweisen (Raffel & Schirmer, 2002; Middeke, 2018). Allerdings wurden vegetationsabhängige Unterschiede in den aquatischen Tiergemeinschaften beschrieben (Scheffer et al., 1984; Reineke, 2017; Reineke et al., 2018), die mit Eutrophierungsfaktoren in Zusammenhang stehen dürften (Vermonden et al., 2009).

Das Projekt Waterbuddies widmete sich deshalb der Untersuchungen der Gewässerfauna ausgewählter Gräben im Einzugsgebiet der Jade. Zusammenhänge zwischen den existierenden Zönosen aquatischer Taxa und der Vegetation sowie zahlreicher abiotischer Faktoren bildeten den Schwerpunkt der Studie. Unterschiede zwischen den Lebensgemeinschaften sollten mit dem Ziel ausgewertet werden, zukünftig einen Metric-basierten Methodenstandard zu entwickeln, der eine differenzierte Bewertung gestattet. Der angestrebte Methodenstandard sollte eine systematische Kartierung bzw. Erfassung jener Parameter gestatten, die sich Nährstoffeinträgen gegenüber als sensibel erwiesen und deshalb für eine systematische Bewertung vergleichbar erhoben werden müssen. Im Vergleich unterschiedlicher Bewirtschaftungsformen und in enger Verzahnung mit Modul C (Kapitel 5) fokussieren die Analysen in Modul E besonders darauf, Effekte der N- und P-Mengen bzw. deren Dynamik auf die Lebensgemeinschaften in Drainagegräben unterschiedlicher Landschafts- und Bodenbedingungen zu prüfen.

7.2 Material und Methoden

7.2.1 Beprobung der Makroinvertebraten

Die grabenlebenden Makroinvertebraten wurden in zwei hydrologisch verschiedenen Zeiträumen beprobt. Die erste Probenahmekampagne fand zwischen dem 29. Juli und 07. August 2019 bei niedrigen Grabenwasserständen statt, die zweite Kampagne zwischen dem 29. März und 16. April 2021 bei hohen Grabenwasserständen.

Nach Charakterisierung der ökologischen Grundbedingungen (Morphologie, Vegetation, Abiotik) und in enger Abstimmung mit Modul C (Nährstoffdynamik, Kapitel 5) wurden zwei repräsentative Abschnitte (Länge: 15 m) pro Graben (G.) festgelegt. Der erste Abschnitt befand sich im Bereich des Grabenanfangs, der zweite im Bereich des Grabenendes. An sechs Stellen pro Abschnitt (A.) erfolgte eine Beprobung der Makroinvertebratenfauna. Maßgebliche Ziele bei der Platzierung dieser Probestellen (P.) waren (1) die Grabenvegetation repräsentativ zu beproben, (2) den Grabenquerschnitt abzudecken (links; Mitte; rechts) und (3) einen Mindestabstand von 2 m zwischen den Probestellen zu wahren. Über die Auswahl der Probestellen entschied immer dieselbe Person, um eine Variabilität zwischen den Bearbeitern zu vermeiden. Insgesamt nahmen wir in der ersten Probenahme 2019 252 Proben (20 G. × 2 A. × 6 P. plus 2 G. × 1 A. × 6 P.) und in der zweiten Probenahme 2021 504 Proben (41 G. × 2 A. × 6 P. plus 2 G. × 1 A. × 6 P.). Der geringere Probenumfang im Sommer 2019 resultierte aus der außerordentlichen Niederschlagsarmut, infolge derer ein Teil der Gräben trockenfiel.

Zur quantitativen Beprobung der Makroinvertebratenfauna nutzen wir Stechrohre (Abbildung 7-1; PVC, 40 cm Innendurchmesser, 9,8 mm Materialstärke) mit am Wasserstand angepasster Höhe (35 cm, 80 cm, 110 cm). Die Stechröhrmethode erwies sich in einer vergleichenden Methodenvorstudie als geeignet, um Makroinvertebraten in den Gräben des *Waterbuddies*-Projektes quantitativ und effizient zu erfassen (Kliment & Tunder, 2020). Die Beprobung folgte einem festen Protokoll: (1) Auslegen einer mobilen Brücke (Teleskopbohle, Länge: 3 m) in unmittelbarer Nähe der Probestelle, um das Stechröhr bei einer zugleich geringinvasiven Arbeitsweise korrekt zu positionieren. (2) Wartezeit von mindestens 5 min nach Auslegung der Brücke, um potenzielle Vertreibungseffekte auf die Invertebraten zu reduzieren. (3) Zügiges Einsetzen des Stechröhres in den Graben, bis der Widerstand des Grabensediments kein weiteres Eindringen zuließ. (4) Durchgehende Fixierung des Stechröhres durch eine Person. (5) Zügiges Ausschöpfen der Wassersäule bis zur Schlammauflage (Abbildung 7-1 B, C) mit standardisierten, viereckigen Eimern (L/B/H: 80 × 80 × 200 mm) und einem Ösfass (L/B/H: 190 × 135 × 105 mm). Für eine gleichmäßige Sogwirkung auf die Invertebraten veränderten wir die Richtung der Eimeröffnung nach jedem Ausschöpfen. Freischwimmende Vegetation wurde mitentnommen. (6) Entnahme des Stechröhres und absuche der Rohrinne nach anhaftenden Invertebraten. (7) Einengung und Waschung der ausgeschöpften Probe über ein Analysesieb (Maschenweite: 1 mm, DIN ISO 3310-1). (8) Reinigung aller Materialien mit gesiebttem Wasser (Siebmaschenweite: 500 µm) vor erneutem Einsatz.

Bis zur Fixierung der Invertebraten durch Aufgießen mit Ethanol (96 %) lagerten die Proben für maximal 8 h in temperierten Kühlboxen. Wir entnahmen alle Stechröhrproben entgegen der Drainrichtung des

Grabens und vermieden bei allen Arbeiten Erschütterungen sowie Schattenwurf auf die Wasseroberfläche. Bei sehr festen oder sehr durchlässigen Grabensediment kam es bei 29 % aller Stechrohrproben während des Ausschöpfens zu Nachlaufen von Grabenwasser in das Stechrohr. Basierend auf dem Wasserstand neben dem Stechrohr, entnahmen wir dann das doppelte Wasservolumen der Wassersäule innerhalb des Rohres. In einem zuvor durchgeführten Methodentest ($n = 3$) erreichte die Anzahl an Invertebraten bei Verdopplung des ausgeschöpften Wasservolumens den Sättigungsbereich, sodass höchstens eine geringfügige Abweichung bei nachlaufendem Wasser zu erwarten ist.



Abbildung 7-1: Beprobung der grabenlebenden Makroinvertebratenfauna mit der Stechrohrmethode. A) Einsetzen und Fixierung des Stechrohres. B) Vor Ausschöpfen. C) Nach Ausschöpfen der Wassersäule. Die untere Kante des Stechrohres ist angeschrägt, um das Einbringen in das Sediment zu erleichtern.

Im Labor wurden die Proben aufgeschwemmt und erneut durch ein 1 mm-Analysesieb (DIN ISO 3310-1) gewaschen. Für die Abtrennung der Invertebraten vom restlichen Probenmaterial und für die Sortierung nach taxonomischer Großgruppen nutzen wir Stereomikroskope (Leica MS5, Vergrößerung 6,3× bis 40×). Es wurden keine Unterproben genommen.

Die weiterführende Bestimmung beinhaltete die taxonomischen Gruppen Gastropoda, Bivalvia, Hirudinea, Amphipoda, Isopoda, Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera, Heteroptera, Megaloptera, Coleoptera, Trichoptera, Lepidoptera und Diptera mit der im Literaturverzeichnis aufgeführten Bestimmungsliteratur (Kapitel 14, Modul E). Bestimmt wurden aquatische Larven-, Puppen- und Adultstadien. Turbellaria und Oligochaeta berücksichtigten wir in unseren Analysen nicht, da sie methodisch bedingt häufig als Fragmente vorlagen. Mit Stereomikroskopen (Leica MZ16, Vergrößerung 7,1× bis 115×) identifizierten wir die Invertebraten in der Regel bis zur niedrigsten taxonomischen Ebene. Dafür genitalisierten wir bei Bedarf Isopoda, Heteroptera und Coleoptera. Einzelne Culicidae wurden molekularbiologisch abgesichert. Für die erreichte Bestimmungstiefe siehe Tab. A 15-1 Taxaliste.

7.2.2 Aufnahme der Umweltparameter

Mindestens eine Stunde vor der Beprobung der Fauna wurden vor Ort an jeder Probestelle der pH-Wert (WTW Multi 3510 IDS, WTW pH Elektrode SenTix 940, Xylem Analytics Germany GmbH), die

elektrische Leitfähigkeit (WTW Cond 3110, TetraCon 325) und die Carbonathärte (Carbonat Hardness Test, MColortest™; Merck KgaA) des Grabenwassers gemessen. Die von der Stechrohrprobe erfasste Grabenvegetation (Ø 40 cm) protokollierten wir in 5%-Schritten auf Familienniveau. Der gemessene Wasserstand bezog sich immer auf die Wassersäule über der Schlammauflage.

Pro Grabenabschnitt entnahmen die Mitarbeiter im Modul C über die gesamte Projektlaufzeit hinweg sowie einen Tag vor der Beprobung der Fauna (Methodik siehe Kapitel 5.2) eine Wasserprobe zur Bestimmung der Nährstoffparameter Ammonium-Stickstoff (NH₄-N), Nitrat-Stickstoff (NO₃-N) und Phosphat-Phosphor (PO₄-P). Die Wassertemperaturen in jedem Abschnitt wurden zwischen Mai 2019 und Juni 2021 stündlich durch Datenlogger gemessen (HOBO® Pendent temp UA-001-08, Onset Computer Corporation). Diese Logger waren direkt auf der Schlammauflage positioniert. Zur Dokumentation der Wasserstandschwankungen und der Austrocknungsdauer temporärer Gräben wurde zwischen Mai 2019 und März 2021 monatlich der Wasserstand in der Mitte der Grabenabschnitte gemessen. Um sicherzustellen, dass nur die Wassersäule über der Schlammauflage gemessen wird, konstruierten wir eine Messstange, die eine standardisierte Erfassung ermöglichte. Diese bestand aus einem Kupferrohr (Ø 2 cm) mit Maßeinheiten (cm) und angesetztem Fuß (Ø 8 cm), das zugleich als Führungsschiene für ein weiteres (inneres) Kupferrohr diente (Ø 1 cm). Das innere Rohr fiel bei Einsetzen in den Graben bis auf die Grabensohle, der Fuß des ersten Rohres konnte dann auf die Schlammauflage aufgesetzt werden.

7.2.3 Statistische Analyse der Artenvielfalt und Abundanz der Makroinvertebraten

Auf signifikante Unterschiede in der Artenvielfalt und Abundanz der Makroinvertebraten zwischen den Landschaftsräumen prüften wir, bei normalverteilten Residuen und Varianzhomogenität der Daten, mit einer einfaktoriellen Varianzanalyse (ANOVA) und anschließendem TukeyHSD-Test (Post-hoc-Test) aus dem R-Paket „rstatix“ (Kassambara, 2023b). Lag keine Varianzhomogenität vor, führten wir eine Welch-ANOVA desselben R-Pakets durch, gefolgt von einem Games-Howell-Test (Post-hoc-Test). Als Test auf Normalverteilung nutzten wir den Shapiro-Wilk-Test (Royston, 1995) sowie die Sichtung von Q-Q-Diagrammen. Die Varianzhomogenität wurde mithilfe des Bartlett-Tests (Bartlett, 1937) geprüft. Das Signifikanzniveau entsprach mit $\alpha = 0,05$ dem Standard für ökologische Fragestellungen (Backhaus et al., 2016).

Für alle statistischen Analysen und grafischen Darstellungen verwendeten wir R Version 4.3.0 (R Core Team, 2022) über die Benutzeroberfläche Rstudio 2023.06.0 (RStudio Team, 2022). Die für unsere Analysen verwendeten R-Pakete sind unter Software im Literaturverzeichnis aufgeführt (Kapitel 14).

7.2.4 Datenaggregation der Umweltparameter und Ermittlung der Nährstoffgradienten

Zur Charakterisierung der Umweltbedingungen pro Grabenabschnitt aggregierten wir die Umweltparameter nach dem in Tabelle 7-1 beschriebenen Vorgehen. Nach Zentrierung und Standardisierung der Variablen nutzen wir Hauptkomponentenanalysen (PCA, R-Paket „vegan“, Oksanen et al., 2022), um die wichtigsten Muster der Umweltparameter der Gräben innerhalb und über alle Landschaftsräume hinweg zu beschreiben. Die PCA ermöglichten uns unter Berücksichtigung der anderen Umweltparameter wesentlichste Nährstoffgradienten zu ermitteln und die Position der Grabenabschnitte entlang der mit den Nährstoffgradienten assoziierten Hauptachse zu bestimmen.

Tabelle 7-1: Datenaggregation der Umweltparameter pro Grabenabschnitt (M = Mittelwert, TBF = Tag der Beprobung der Fauna).

Umweltparameter	Kennzahl	Stichprobe pro Abschnitt	Beschreibung
pH-Wert	Mittelwert	6	
Elek. Leitfähigkeit [$\mu\text{s cm}^{-1}$]	Mittelwert	6	Mittelwert aus Einzelmessungen am TBF
Carbonathärte [$^{\circ}\text{dH}$]	Mittelwert	6	
Wasserstand [cm]	Mittelwert	6	
Temp_sum_70d [$^{\circ}\text{C}$]	Summe	70	Summe der Tagesmittelwerte im Zeitraum 70 Tage vor TBF
Temp_max_70d [$^{\circ}\text{C}$]	Maximum	1680	Maximale Wassertemperatur im Zeitraum 70 Tage vor TBF
Temp_mean_70d [$^{\circ}\text{C}$]	Mittelwert	1680	Mittlere Wassertemperatur im Zeitraum 70 Tage vor TBF
NH ₄ -N N [mg L^{-1}]	Mittelwert	1-58 ($M = 5,2$)	Daten des Moduls C (Kapitel 5)
NO ₃ -N [mg L^{-1}]	Mittelwert	1-58 ($M = 5,2$)	1 Messwert pro Abschnitt; Mittelwert der Messwerte über die gesamte Projektlaufzeit bis zum TBF im Frühling 2021
PO ₄ -P [mg L^{-1}]	Mittelwert	1-79 ($M = 14,0$)	
Austrocknungsdauer [Monate]	Anzahl		Austrocknungsdauer im Jahr 2020; Monatliche Kontrolle
Anzahl Vegetationsfamilien	Anzahl		Anzahl der Pflanzenfamilien ab 5%-Deckung auf 0,75 m ² Grabenfläche (6 Stechrohrproben)
Vegetationsdeckung [%]	Anteil		Anteil der Vegetationsdeckung auf 0,75 m ² Grabenfläche (6 Stechrohrproben)

7.2.5 Berechnung der Fauna-Metrics

Insgesamt berechneten wir auf Basis der faunistischen Daten pro Grabenabschnitt 237 Metrics (Kennwerte; siehe Tab. A 15-2 Metrics) aus vier Metric-Kategorien: Diversität und Reichtum (D , $n = 61$), Zusammensetzung und Abundanz (Z , $n = 94$), Funktionalität und Präferenz (F , $n = 48$) sowie Toleranz und Sensitivität (T , $n = 34$).

Als Basis der Metric-Berechnungen summierten wir die Faunadaten der sechs Stechrohrproben pro Grabenabschnitt und standardisierten sie auf einen Quadratmeter. Da eine Bestimmung auf Artniveau nicht immer möglich ist, bestand der faunistische Datensatz aus gemischten taxonomischen Niveaus. Für die Berechnung der Index-Metrics (Shannon Diversity Index, Simpson Diversity Index, Simpsons' Evenness, Margalefindex) war daher eine Harmonisierung des Bestimmungsniveaus nötig (siehe Tab. A 15-1 Taxaliste). Alle übrigen Metrics wurden ohne Datenaggregation berechnet. Taxazahlen ermittelten wir dabei durch Zählung aller Taxa, wobei das höhere Bestimmungsniveau nur in die Taxazahl einging, wenn ein niedrigeres Bestimmungsniveau derselben Gruppe nicht vorhanden war.

Zur Berechnung der Metrics aus den Kategorien Funktionalität / Präferenz und Toleranz / Sensitivität nutzen wir die aktuellen Informationen der Datenbank freshwater.ecology.info über autökologische Charakteristika, ökologische Präferenzen und biologische Traits der vorgefundenen Taxa (Schmidt-Kloiber & Hering, 2015, Zugriff am 03.07.2023). Enthielt diese Datenbank keine Informationen, erweiterten wir die ökologischen Hintergrunddaten durch die Datenbank von Verberk et al. (2012). Es wurden nur Metrics berechnet, bei denen mindestens 50 % aller vorkommenden Taxa dieser Studie mit Daten hinterlegt waren (Abbildung 7-2, Test auf Datenverfügbarkeit).

7.2.6 Selektion der Fauna-Metrics

Zur Selektion der Metrics, die auf die Nährstoffsituation in Gräben reagieren, nutzten wir drei Kriterien (siehe Abbildung 7-2). Als Erstes wurde jeder Metric auf seinen Wertebereich geprüft (Range-Test) um sicherzustellen, dass der Metric zwischen verschiedenen Systemzuständen unterscheiden kann

(Stoddard et al., 2008; Purcell et al., 2009; Verdonschot et al., 2012). Um einbezogen zu werden, musste der Wertebereich bei Zählungen > 5 oder bei relativen Anteilen $> 10\%$ betragen und die Anzahl der Stichproben mit dem Wert 0 sollte 33,33 % nicht überschreiten (Verdonschot et al., 2012). Die von uns genutzten Index-basierten Metrics (Tab. A 15-2 Metrics) verfügten über einen maximalen Wertebereich von 5 und wurden daher vom Range-Test ausgeschlossen. Als Zweites nutzen wir Spearman-Rangkorrelationstests, um zu prüfen, ob die verbliebenen Metrics signifikant ($p < 0,05$) mit dem aus der PCA abgeleiteten Nährstoffgradienten korreliert waren. Als Drittes wurden Metrics, die eine starke Inter-Korrelation (Spearman's $r \geq 0,8$) zeigten, als redundant definiert (Hering et al., 2006). Den Test auf Redundanz führten wir sowohl innerhalb als auch zwischen den Metric-Kategorien (D, Z, F, T) durch. Innerhalb der redundanten Metrics wurde derjenige Metric gewählt, der die stärkste Korrelation mit dem Nährstoffgradienten (PCA-Achse) zeigte (Verdonschot et al., 2012). Abschließend wurden aus dem Metric-Pool pro Kategorie die drei Core-Metrics mit der stärksten Korrelation zur PCA-Achse ausgewählt. Dabei musste der Korrelationskoeffizient mindestens $r \geq 0,6$ betragen.

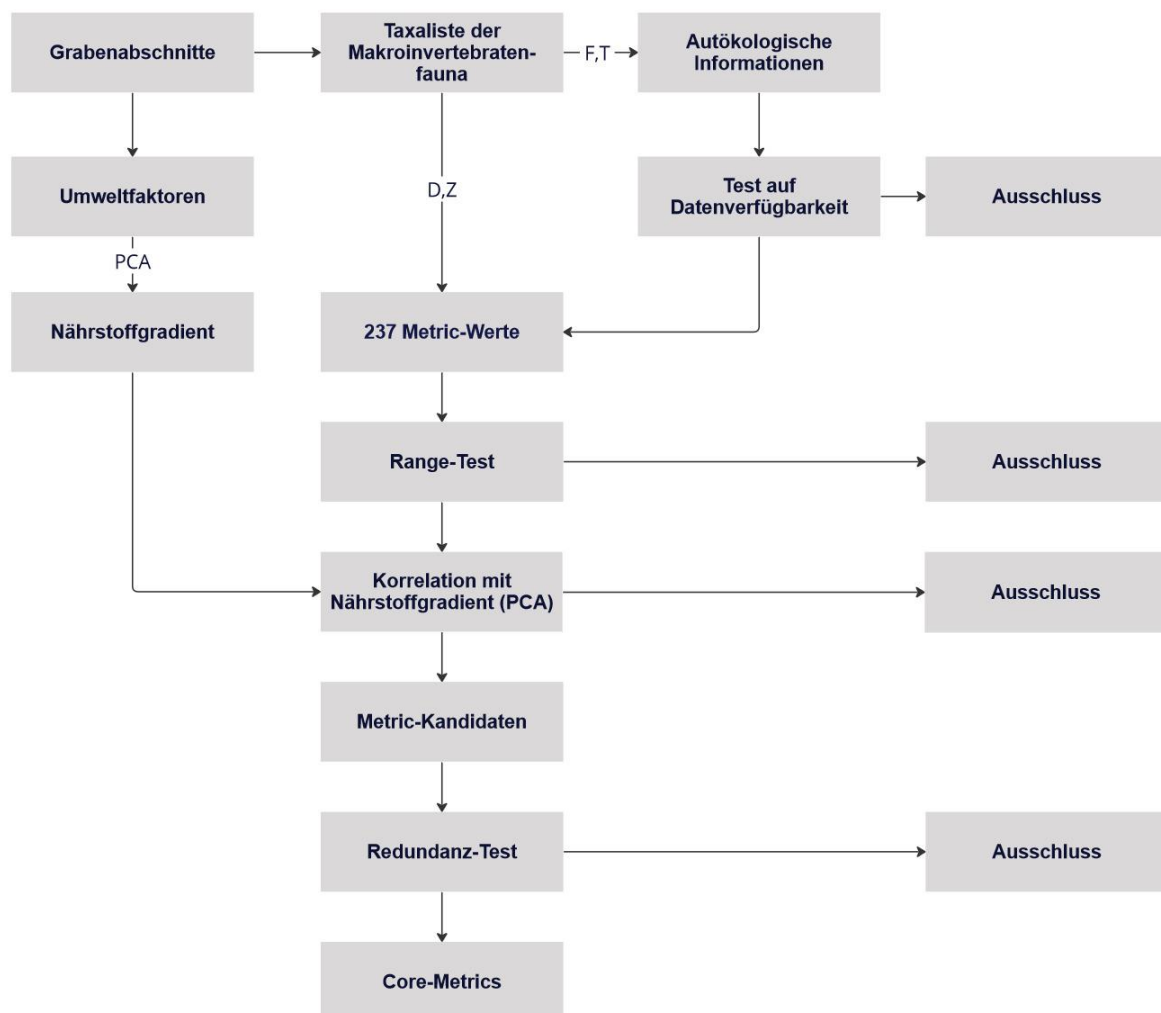


Abbildung 7-2: Flussdiagramm beschreibt die Analyseschritte zur Selektion geeigneter Metrics zur Beschreibung der Nährstoffsituation in Gräben. Abkürzungen der Metric-Kategorien D (Diversität / Reichtum), Z (Zusammensetzung / Abundanz), F (Funktionalität / Präferenz) und T (Toleranz / Sensitivität).

7.3 Darstellung der wichtigsten Ergebnisse

7.3.1 Artenvielfalt der Makroinvertebraten

Insgesamt wiesen wir 203 Taxa nach, davon 148 Taxa (Mittelwert: 34 ± 8 Taxa Abschnitt⁻¹, $n = 42$) im Sommer 2019 und 169 Taxa im Frühling 2021 (Mittelwert: 22 ± 9 Taxa Abschnitt⁻¹, $n = 84$). Die meisten Taxa stammten aus den taxonomischen Gruppen Coleoptera (82 Taxa), Diptera (46 Taxa), Gastropoda (20 Taxa) und Heteroptera (19 Taxa).

Die höchste Artenvielfalt (51 Taxa) wies im Sommer 2019 ein vegetationsreicher, permanent wasserführender Grabenabschnitt in der Marsch auf (ID 63, Grabenende), die geringste Artenvielfalt (6 Taxa) im Frühling 2021 ein temporär wasserführender, völlig vegetationsloser Abschnitt (ID 39, Grabenanfang) im Übergangsbereich von Moor und Marsch.

In den Roten Listen der Bundesrepublik Deutschland sind 15 der nachgewiesenen Arten der Gefährdungskategorie *Vorwarnliste* (7 Arten, 5303 Individuen), *Gefährdung unbekanntes* Ausmaßes (1 Art, 1 Individuum), *Gefährdet* (5 Arten, 1426 Individuen) oder *Stark gefährdet* (2 Arten, 16 Individuen) zugeordnet (siehe Tab. A 15-1 Taxaliste). Nach den regionalen Roten Listen Niedersachsens wird 1 Art als *Potentiell gefährdet* (1 Individuum) eingestuft, weitere 15 Arten gelten als *Gefährdet* (1530 Individuen) und 1 Arten als *Stark gefährdet* (15 Individuen). Für 22 Arten ist keine Rote Liste Deutschlands sowie für 28 Arten keine Rote Liste Niedersachsen verfügbar.

Vier nicht einheimische, allerdings vor langer Zeit nach Deutschland eingeschleppte Arten besiedelten die Gräben des Untersuchungsgebietes: *Physa acuta* Draparnaud, 1805 (Gastropoda, 3 Individuen), *Crangonyx pseudogracilis* Bousfield, 1958 (Amphipoda, 54 Individuen), *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939 (Amphipoda, 18 Individuen) und *Proasellus coxalis* (Dollfus, 1892) (Isopoda, 6.877 Individuen).

Die mittleren Taxazahlen der Grabenfauna reichten in den unterschiedlichen Landschaftsräumen (Klassifizierung der Landschaftsräume folgt Modul C (Kapitel 5.2)) von 15 ± 4 Taxa Abschnitt⁻¹ in der Geest im Frühling 2021 bis zu 36 ± 7 Taxa Abschnitt⁻¹ in der Marsch im Sommer 2019 (Abbildung 7-3). Im Frühling 2021 unterschieden sich die Gräben der unterschiedlichen Landschaftsräume signifikant in der Anzahl der Taxa (Abbildung 7-3, B; ANOVA, $F(5, 78) = 5,42$, $p < 0,001$, $\eta^2_g = 0,26$). So kamen in den Gräben der Marsch signifikant mehr Taxa vor als in den Gräben der Geest (TukeyHSD, $p = 0,0004$, 95% CI: 4,3-20,5), der Übergangstandorte Moor-Marsch ($p = 0,016$, 95% CI: 1,0-15,2) und des Niedermoors ($p = 0,0155$, 95% CI: 1,3-18,6). Auch bei Betrachtung der kombinierten Daten aus dem Sommer 2019 und Frühling 2021 unterschieden sich die Taxazahlen signifikant zwischen den Landschaftsräumen (Abbildung 7-3, C; Welch-ANOVA, $F(5, 26) = 18,04$, $p < 0,001$). In den Gräben der Marsch traten signifikant mehr Taxa auf als in den Hochmoorgräben (Games-Howell-Test, $p = 0,046$, 95% CI: 0,1-12,2), in denen der Übergangstandorte Moor-Marsch ($p = 0,002$, 95% CI: 3,2-18,7) und in denen der Geest ($p < 0,001$, 95% CI: 11,4-21,7). Die Gräben im Hochmoor wiederum waren artenreicher besiedelt als Gräben der Geest ($p < 0,001$, 95% CI: 4,4-16,5).

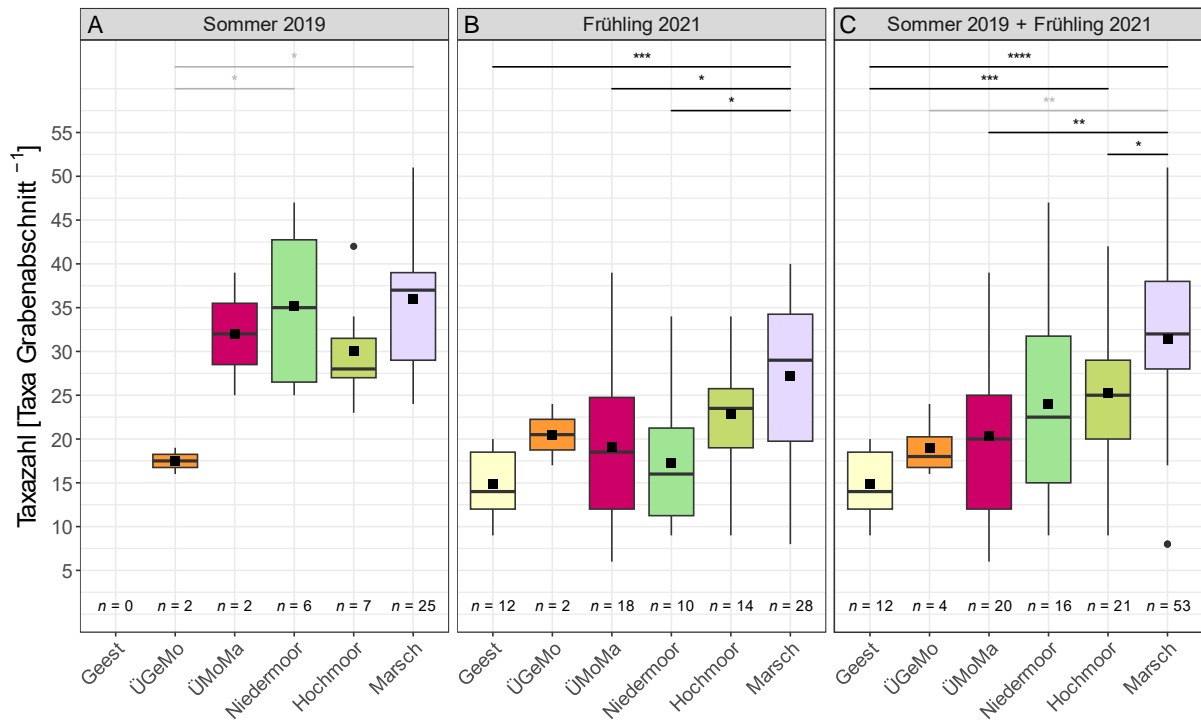


Abbildung 7-3: Box-Whisker-Plots: Mittelwert (■) der Taxazahl der Grabenfauna pro Grabenabschnitt (Beprobungsgrundfläche: 0,75 m²; 6 Stechrohrproben pro Abschnitt) im Sommer 2019 (A) und Frühling 2021 (B) sowie für beide Probenahmen (C). Daten differenziert nach Landschaftsräumen mit Übergangstandorten ÜGeMo (Übergang Geest-Moor) und ÜMoMa (Übergang Moor-Marsch). Prüfung auf signifikante Unterschiede durch ANOVA mit anschließendem TukeyHSD-Test (A, B) und Welch-ANOVA mit anschließendem Games-Howell-Test (C), Signifikanzniveau $\alpha = 0,05$; $p < 0,05 = *$; $< 0,01 = **$; $< 0,001 = ***$. Vergleiche mit geringer Aussagekraft durch eine Stichprobengröße $n < 5$ sind grau gekennzeichnet.

7.3.2 Abundanz der Makroinvertebraten

Insgesamt erfassten wir 87.085 Individuen in unserer Untersuchung, davon 49.533 Individuen im Sommer 2019 und 37.552 Individuen im Frühling 2021. Im Mittel lebten 917 ± 1.132 Invertebraten pro Quadratmeter Graben ($n = 126$ Abschnitte). Die mittleren Individuendichten im Sommer 2019 betragen 1564 ± 1415 Individuen (Ind.) m⁻² ($n = 42$ Abschnitte), im Frühling 2021 hingegen 593 ± 788 Ind. m⁻² ($n = 84$ Abschnitte). Die meisten Individuen stammten aus den taxonomischen Gruppen Gastropoda (Mittelwert 292 ± 799 Ind. m⁻²), Diptera (184 ± 354 Ind. m⁻²), Coleoptera (146 ± 159 Ind. m⁻²) und Isopoda (143 ± 404 Ind. m⁻²).

Mit 6.669 Invertebraten m⁻² wies ein permanent wasserführender Grabenabschnitt in der Marsch (ID 65, Grabenanfang) im Sommer 2019 die höchste Individuendichte auf. Ihn kennzeichnete eine fast geschlossene Schwimmdecke aus Wasserlinsengewächsen (*Lemnoideae*). Die geringste Individuendichte (19 Invertebraten m⁻²) hatte im Frühling 2021 ein permanent wasserführender Abschnitt (ID 70, Grabenende) in der Marsch. Dieser unterlag dem Tideeinfluss, wies im Tagesverlauf große Wasserstandsschwankungen auf und hatte eine geringe Deckung an filamentösen Algen.

Die mittlere Abundanz der Grabenfauna (Abbildung 7-4) lag zwischen 242 ± 33 Ind. m⁻² an Übergangstandorten Moor-Geest im Sommer 2019 und 1.821 ± 1.642 Ind. m⁻² in der Marsch im Sommer 2019. Während sich die Abundanzen der Invertebraten im Sommer 2019 zwischen den

Gräben unterschiedlicher Landschaftsräume nicht unterschieden (Abbildung 7-4, A; ANOVA, $F(4, 37) = 1,87, p = 0,137$), ergaben sich im Frühling 2021 signifikante Unterschiede (Abbildung 7-4, B; ANOVA, $F(5, 78) = 2,34, p < 0,05, \eta^2_g = 0,13$). Die Gräben des Hochmoores wiesen signifikant höhere Individuendichten auf als die Gräben der Geest (TukeyHSD, $p = 0,048, 95\% \text{ CI: } 0,1-2,4$). Auch in der Analyse der kombinierten Daten aus dem Sommer 2019 und Frühling 2021 hatte der Faktor Landschaftsraum bei der Analyse der Abundanzdaten einen signifikanten Effekt (Abbildung 7-4, C; Welch-ANOVA, $F(5, 30) = 6,31, p < 0,001$). So traten in Gräben des Hochmoores signifikant mehr Individuen als in den Übergangstandorten Moor-Marsch auf (Games-Howell-Test, $p = 0,041, 95\% \text{ CI: } 0,1-2,0$).

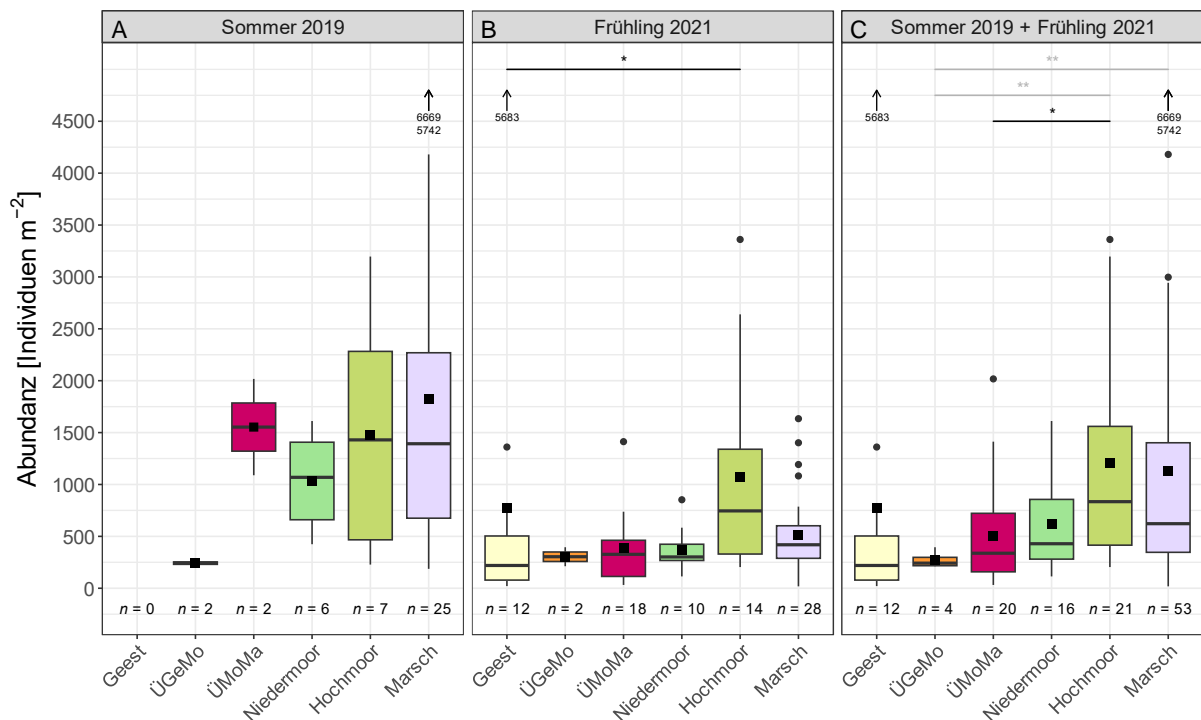


Abbildung 7-4: Box-Whisker-Plots: Mittelwert (■) der Abundanz der Grabenfauna (Individuen m⁻²) der Grabenabschnitte im Sommer 2019 (A) und Frühling 2021 (B) sowie für beide Probenahmen (C). Daten differenziert nach Landschaftsräumen mit Übergangstandorten ÜGeMo (Übergang Geest-Moor) und ÜMoMa (Übergang Moor-Marsch). Ausreißer über 4.500 Individuen m⁻² sind als Zahlen (↑) dargestellt. Prüfung auf signifikante Unterschiede nach Logarithmus-Transformation durch ANOVA mit anschließendem TukeyHSD-Test (A, B) und Welch-ANOVA mit anschließendem Games-Howell-Test (C), Signifikanzniveau $\alpha = 0,05$; $p < 0,05 = *$; $p < 0,01 = **$; $p < 0,001 = ***$. Vergleiche mit geringer Aussagekraft durch eine Stichprobengröße $n < 5$ sind grau gekennzeichnet.

7.3.3 Charakterisierung der Umweltbedingungen und Nährstoffgradienten

Die Charakterisierung der ökologischen Standortbedingungen der Grabenabschnitte differenziert nach Landschaftsräumen ist in Tabelle 7-3 zusammengefasst. Die Gräben der Marsch wiesen höhere pH-Werte, hohe elektrische Leitfähigkeiten und Carbonathärten auf sowie eine ausgeprägte sommerliche Vegetationsdecke aus Lemnoideae. Gräben im Hochmoor hatten hingegen niedrige pH-Werte, Leitfähigkeiten sowie Carbonathärten und eine geringere sommerliche Vegetationsdecke. Mit durchschnittlich 6 Monaten pro Jahr trockneten die Gräben der Geest deutlich länger aus als die Gräben im Niedermoor. Bis zur Beprobung der Fauna im Frühling 2021 lag die höchste mittlere NH₄-N-Konzentration im Niedermoor vor, die höchste NO₃-N-Konzentration in der Geest und die höchsten

PO₄-P-Konzentration im Hochmoor. Für die detaillierte Darstellung und Diskussion der Nährstoffverhältnisse der Gräben siehe Kapitel 5.4.

Die PCA der Umweltparameter aller Grabenabschnitte (Abbildung 7-5, A) ergab eine deutliche Gruppierung der Probenahmezeitpunkte aufgrund höherer Temperatursummen und Temperatur-Maximalwerte sowie stärkerer Vegetationsdeckungen im Sommer 2019. Die Landschaftsräume, in denen sich die Abschnitte befinden, differenzierten sich auf der ersten Hauptachse (PC1) aufgrund der Parameter Leitfähigkeit, pH-Wert und Wasserstand, auf der zweiten Hauptachse (PC2) durch Austrocknungsdauer, Anzahl vorkommender Vegetationsfamilien und NH₄-N-Konzentration deutlich voneinander. Es bestand kein klarer Nährstoffgradient über alle Landschaftsräume hinweg, da die einzelnen Nährstoffparameter mit bestimmten Landschaftsräumen assoziiert waren.

Zur Entwicklung von Metrics, die Nährstoffsituationen beschreiben, nutzten wir PCA auf Ebene der Landschaftsräume. Diese wiesen teils deutliche Gradienten einzelner Nährstoffparameter auf, während andere Nährstoffe nur geringe Anteil der Varianz erklärten (Abbildung 7-5, B, C, D, E). So ist NO₃-N in der Geest stark mit der ersten Achse korreliert, während die übrigen Umweltparameter nicht bis schwach mit dieser Achse korreliert sind (Tabelle 7-2, Einstufung nach Cohen (1988)). Im Niedermoor ist NH₄-N stark negativ und der pH-Wert – mit kleinerem Koeffizienten – stark positiv mit der zweiten Achse korreliert. Abschnitte mit höheren pH-Werten wiesen also geringere Ammonium-Konzentrationen auf. Im Hochmoor ist PO₄-P stark negativ und die Wassertemperatur moderat positiv mit der ersten Achse korreliert. In der Marsch ist kein klarer Nährstoffgradient vorhanden. Die schwache positive Korrelation von NH₄-N mit der zweiten Achse geht mit einer moderaten Korrelation der Leitfähigkeit einher und steht einer starken negativen Korrelation der Vegetationsfamilien gegenüber.

Tabelle 7-2: Korrelationskoeffizienten der Umweltparameter mit den ersten beiden Achsen der PCA pro Landschaftsraum (Abbildung 7-5, B, C, D, E). Abkürzungen siehe Tabelle 7-3. Hervorgehobene Koeffizienten sind Nährstoffparameter mit höchster Korrelation mit einer Hauptachse. Graue Hauptachsen nutzten wir zur Metric-Selektion.

PCA-Achse:	Geest (Abb. 7-5, B)		Niedermoor (C)		Hochmoor (D)		Marsch (E)	
	PC1	PC2	PC1	PC2	PC1	PC2	PC1	PC2
pH	0.09	0.36	-0.29	0.42	0.23	-0.26	0.14	0.02
LF	-0.02	-0.01	0.09	-0.01	-0.01	0.02	0.31	0.39
Temp_sum_70d	0.01	-0.04	-0.48	-0.10	0.32	-0.48	0.49	-0.13
Temp_max_70d	-0.06	0.18	-0.52	-0.11	0.31	-0.58	0.38	0.07
NH ₄ -N	-0.20	0.01	0.06	-0.86	0.17	-0.07	0.04	0.20
NO ₃ -N	-0.90	-0.15	0.08	0.21	-0.09	-0.12	0.00	-0.06
PO ₄ -P	0.07	0.04	-0.03	-0.05	-0.79	-0.55	0.05	0.01
WS	0.19	0.13	0.14	-0.03	-0.04	0.18	0.57	-0.10
Austrocknungsdauer	-0.12	-0.28	0.44	0.05	-0.03	0.04		
Veg_Familien	0.06	-0.50	0.06	0.08	-0.29	0.08	-0.08	-0.84
Veg_Deckung	0.27	-0.69	-0.43	-0.07	-0.08	0.08	0.42	-0.25

Tabelle 7-3: Mittelwert (*M*) ± Standardabweichung (*SD*) der physikalisch-chemischen Parameter, der Wasserführung und der Vegetation der Grabenabschnitte in Abhängigkeit der Landschaftsräume und dem Zeitpunkt der Beprobung der Fauna. Übergangsstandorte sind nicht aufgeführt. Gräben der Geest waren im Sommer 2019 trockengefallen. Mit Temperatursumme (Temp_sum_70d), Maximaltemperatur (Temp_max_70d) und Mitteltemperatur (Temp_mean_70d) des Grabenwassers basierend auf einem 70-Tage-Zeitraum vor der Beprobung der Fauna. ^aMesswerte über die gesamte Projektlaufzeit bis zur Faunabeprobung im Frühling 2021. ^bMesswerte einen Tag vor der Faunabeprobung im Sommer 2019 bzw. im Frühjahr 2021. Fettgedruckte Parameter berücksichtigten wir in den Hauptkomponentenanalysen (PCA), siehe Abbildung 7-5.

Anzahl Grabenabschnitte:	Niedermoor Sommer 2019		Hochmoor Sommer 2019		Marsch Sommer 2019		Geest Frühling 2021		Niedermoor Frühling 2021		Hochmoor Frühling 2021		Marsch Frühling 2021	
	6	7	7	7	25	25	12	12	10	10	14	14	28	28
Umweltparameter	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>
pH-Wert	6.8 ± 0.3		6.0 ± 0.6		7.3 ± 0.3		6.1 ± 0.6		5.9 ± 1.5		5.1 ± 0.7		7.1 ± 1.0	
Leitfähigkeit (LF) [µs cm⁻¹]	449 ± 143		153 ± 48		1932 ± 1473		308 ± 90		737 ± 321		230 ± 53		1759 ± 740	
Carbonathärte [°dH]	12.9 ± 6.5		2.8 ± 1.3		20.8 ± 9.4		4.5 ± 2.4		8.9 ± 7.1		2.0 ± 1.3		12.4 ± 6.6	
Temp_sum_70d [°C]	1248 ± 17		1224 ± 60		1196 ± 39		333 ± 26		372 ± 56		378 ± 63		344 ± 36	
Temp_max_70d [°C]	28.7 ± 0.8		24.9 ± 3.5		23.9 ± 3.1		11.5 ± 3.1		12.0 ± 2.1		9.9 ± 1.7		15.4 ± 5.4	
Temp_mean_70d [°C]	17.8 ± 0.2		17.5 ± 0.9		17.1 ± 0.6		4.8 ± 0.4		5.3 ± 0.8		5.4 ± 0.9		4.9 ± 0.5	
NH₄⁺-N [mg L⁻¹]^a	2.83 ± 3.09		2.17 ± 0.60		1.61 ± 1.32		0.73 ± 0.59		2.22 ± 2.34		1.62 ± 0.99		1.50 ± 1.29	
NO₃⁻-N [mg L⁻¹]^a	2.02 ± 2.31		0.65 ± 0.91		1.09 ± 1.57		3.72 ± 3.43		2.76 ± 2.69		0.82 ± 0.86		1.04 ± 1.51	
PO₄³⁻-P [mg L⁻¹]^a	0.22 ± 0.30		0.56 ± 0.31		0.29 ± 0.35		0.13 ± 0.16		0.16 ± 0.24		1.32 ± 1.36		0.27 ± 0.34	
NH ₄ ⁺ -N [mg L ⁻¹] ^b	2.92 ± 3.13		3.66 ± 2.44		1.19 ± 0.77		0.60 ± 0.51		2.50 ± 3.60		1.00 ± 0.98		1.03 ± 1.39	
NO ₃ ⁻ -N [mg L ⁻¹] ^b	0.00 ± 0.00		0.00 ± 0.00		0.00 ± 0.00		3.58 ± 4.81		1.45 ± 3.60		0.09 ± 0.22		0.00 ± 0.00	
PO ₄ ³⁻ -P [mg L ⁻¹] ^b	0.38 ± 0.55		0.27 ± 0.30		0.51 ± 0.49		0.06 ± 0.05		0.08 ± 0.12		1.07 ± 0.92		0.07 ± 0.10	
Wasserstand (WS) [cm]	6.0 ± 2.8		12.6 ± 6.2		25.3 ± 9.4		10.1 ± 6.8		10.1 ± 5.0		13.9 ± 7.5		9.9 ± 5.0	
Austrocknungsdauer [Monate]	0.0 ± 0.0		0.0 ± 0.0		0.0 ± 0.0		6.0 ± 1.2		3.3 ± 2.9		0.3 ± 0.5		0.0 ± 0.0	
Anzahl Vegetationsfamilien	1.2 ± 0.4		1.1 ± 0.7		2.2 ± 1.3		1.8 ± 0.8		1.7 ± 1.1		2.4 ± 0.7		2.4 ± 1.7	
Vegetationsdeckung [%]	78.9 ± 18.6		19.4 ± 20.4		62.2 ± 32.6		39.9 ± 27.9		18.3 ± 13.2		26.8 ± 15.5		32.5 ± 33.2	
Lemnoideae – Deckung (D.) [%]	62 ± 44		8 ± 11		49 ± 40		0 ± 0		5 ± 9		3 ± 5		9 ± 20	
Filamentöse Algen – D. [%]	0 ± 0		10 ± 18		2 ± 7		32 ± 27		6 ± 7		6 ± 8		13 ± 17	
Poaceae – D. [%]	0 ± 0		0 ± 0		2 ± 4		7 ± 8		7 ± 11		6 ± 7		6 ± 15	
Callitriche – D. [%]	0 ± 0		2 ± 4		1 ± 3		0 ± 0		0 ± 0		7 ± 10		0 ± 0	

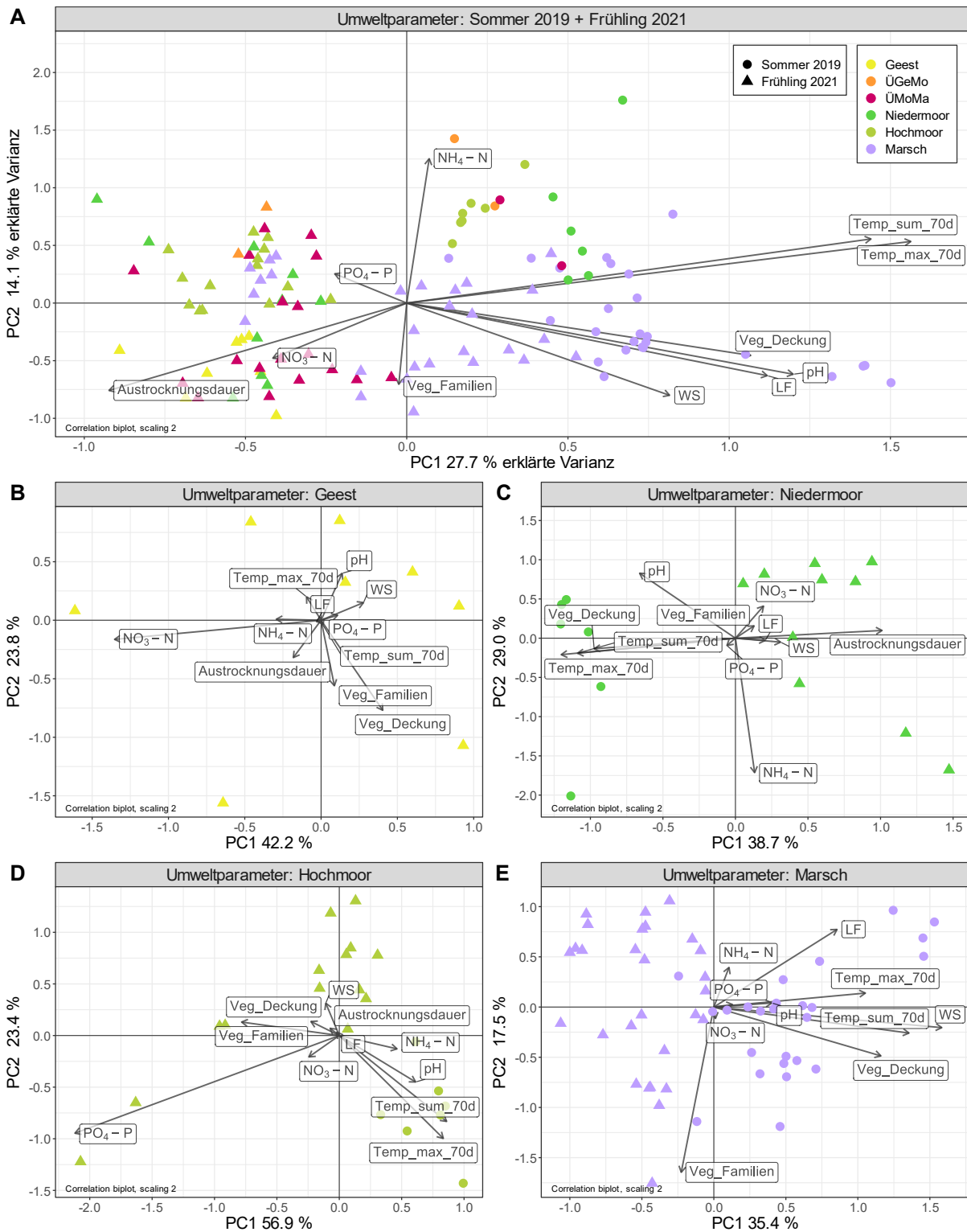


Abbildung 7-5:

Biplots der ersten beiden Achsen der PCA der Umweltparameter, die die Assoziationen zwischen den Umweltvariablen der Grabenabschnitte darstellen für alle Landschaftsräume (A) sowie für Geest (B), Niedermoor (C), Hochmoor (D) und Marsch (E). Die Abschnitte sind als Punkte und die Umweltparameter als Pfeile dargestellt. Die Pfeile zeigen in die erwartete Richtung des steilsten Anstiegs des Wertes. Ihre relative Länge im Vergleich zu den anderen Pfeilen ist ein Hinweis auf die Stärke der Korrelation der Variablen. Längere Vektoren haben einen größeren Einfluss auf Umweltunterschiede zwischen den Abschnitten. Der Winkel zwischen zwei Pfeilen zeigt ihre Korrelation zueinander an. ÜGeMo = Übergang Geest-Moor; ÜMoMa = Übergang Moor-Marsch. Abkürzungen siehe Tabelle 7-3.

7.3.4 Selektion der Metrics

Die Datenverfügbarkeit autökologischer Informationen zur Berechnung der Metrics der Kategorien F (Funktionalität / Präferenz) und T (Toleranz / Sensitivität) lag zwischen 93 und 51 %. Alle Metrics gingen in den nächsten Selektionsschritt ein (Abbildung 7-2). In der Kategorie (I) Ernährungstyp (F) waren 93 %, in (II) Fortbewegungstyp (F) 83 %; in (III) Mikrohabitatpräferenz (F) 89 %, in (IV) Salinitätspräferenz (T) 51 %, in (V) Saprobische Valenz (Niederlande) (T) 66 % und in (VI) Trophiegrad (T) 59 % aller nachgewiesenen Taxa mit autökologischen Informationen hinterlegt.

Eine zu geringe Spannweite der Metric-Werte (Range-Test) der Abschnitte auf Ebene der Landschaftsräume führte zum Ausschluss von 160 Metrics in der Geest (77 Metrics verbleiben), 132 Metrics im Niedermoor (99 Metrics verbleiben), 138 Metrics im Hochmoor (101 Metrics verbleiben) und 104 Metrics (133 Metrics verbleiben) in der Marsch. Mit einem Anteil ausgeschlossener Metrics von 82 % (Geest) bis 62 % (Marsch) war die Kategorie Diversität / Reichtum am stärksten betroffen (Tabelle 7-4).

Tabelle 7-4: Anzahl und Anteil (%) aufgrund des Range-Test ausgeschlossenen Metrics je Kategorie und Landschaftsraum.

	Diversität / Reichtum		Zusammensetzung / Abundanz		Funktionalität / Präferenz		Toleranz / Sensitivität	
	Anzahl	Anteil	Anzahl	Anteil	Anzahl	Anteil	Anzahl	Anteil
Geest	50	82 %	71	76 %	22	46 %	17	50 %
Niedermoor	43	70 %	56	60 %	19	40 %	14	41 %
Hochmoor	43	70 %	60	64 %	20	42 %	15	44 %
Marsch	38	62 %	35	37 %	17	35 %	14	41 %

Signifikant mit der jeweiligen PCA-Achse (Tabelle 7-2) korreliert waren in der Geest 1 Metric, im Niedermoor 21 Metrics, im Hochmoor 45 Metrics und in der Marsch 22 Metrics ($p < 0,05$; Spearman-Rangkorrelation). In der Geest und im Niedermoor sind keine Metrics in allen Metric-Kategorien vertreten (Tabelle 7-5).

Tabelle 7-5: Anzahl und Anteil (%) der signifikant mit der jeweiligen PCA-Achse korrelierten Metrics ($p < 0,05$; Spearman-Rangkorrelation) je Kategorie und Landschaftsraum. 100 % entspricht der Metric-Anzahl nach dem Range-Test.

	PCA-Achse	Diversität / Reichtum		Zusammensetzung / Abundanz		Funktionalität / Präferenz		Toleranz / Sensitivität	
		Anzahl	Anteil	Anzahl	Anteil	Anzahl	Anteil	Anzahl	Anteil
Geest	PC1	0	0 %	1	1 %	0	0 %	0	0 %
Niedermoor	PC2	0	0 %	16	16 %	4	4 %	1	1 %
Hochmoor	PC1	11	11 %	9	9 %	15	15 %	10	10 %
Marsch	PC2	10	13 %	8	11 %	2	3 %	2	3 %

Nach dem Redundanz-Test verblieben für die Geest 1 Metric, für das Niedermoor 13 Metrics, für das Hochmoor 25 Metrics und für die Marsch 13 Metrics (Tabelle 7-6). Verfügbare Metrics zur Beschreibung der Nährstoffsituation sind im Hochmoor und der Marsch aus allen Metric-Kategorien verfügbar. Im Niedermoor wurden keine geeigneten Metrics aus der Kategorie Diversität / Reichtum identifiziert. In der Geest bestand nur 1 Metric aus der Kategorie Zusammensetzung / Abundanz alle Selektionsschritte.

Tabelle 7-6: Anzahl der verbliebende Metrics nach dem Redundanz-Test. Bei einer Inter-Korrelation von Spearman's $r \geq 0,8$ wurde der Metric mit dem geringsten Korrelationskoeffizienten zur PCA-Achse ausgeschlossen.

	Diversität / Reichtum	Zusammensetzung / Abundanz	Funktionalität / Präferenz	Toleranz / Sensitivität	Summe
	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl
Geest	0	1	0	0	1
Niedermoor	0	8	4	1	13
Hochmoor	2	7	11	5	25
Marsch	4	5	2	2	13

Nach Selektion der Metrics mit dem höchsten Korrelationskoeffizienten mit der PCA-Achse lagen im Hochmoor insgesamt 11 Metrics mit einem Spearman's $r \geq 0,6$ aus allen Kategorien vor (Tabelle 7-7). Jedoch mussten die Metrics der Kategorie Toleranz / Sensitivität entfernt werden, da die Korrelationen durch die parallele Zunahme von – nicht mit Daten hinterlegten – Invertebraten zustande kamen. Im Niedermoor standen 4 Metrics (Spearman's $r \geq 0,6$) aus den Kategorien Zusammensetzung / Abundanz sowie Funktionalität / Präferenz zur Verfügung. In der Marsch sind alle Metric-Kategorien vertreten, die Koeffizienten der Metrics sind jedoch kleiner 0,6. In der Geest wurde nur ein Metric (Spearman's $r \geq 0,6$) der Kategorie Zusammensetzung / Abundanz identifiziert.

Tabelle 7-7: Core-Metrics: Anzahl der ausgewählten Metrics basierend auf der Höhe des Korrelationskoeffizienten mit der PCA-Achse. Mit Anzahl A) Spearman's $r \geq 0,6$ mit der PCA-Achse. Maximale Auswahl von drei Metrics pro Kategorie. Wenn keine Metrics mit Spearman's $r \geq 0,6$ vorlagen, wurde der Metric mit dem höchsten Koeffizienten ausgewählt. Maximale Auswahl von einem Metric pro Kategorie (Anzahl B). Grau = Metrics wurden entfernt (Korrelation basierte auf der Zunahme autökologisch nicht charakterisierter Invertebraten).

	Diversität / Reichtum		Zusammensetzung / Abundanz		Funktionalität / Präferenz		Toleranz / Sensitivität	
	Anzahl A	Anzahl B	Anzahl A	Anzahl B	Anzahl A	Anzahl B	Anzahl A	Anzahl B
Geest	0	0	1	0	0	0	0	0
Niedermoor	0	0	3	0	1	0	0	1
Hochmoor	2	0	3	0	3	0	3	0
Marsch	0	1	0	1	0	1	0	1

7.3.5 Metrics zur Beschreibung der Nährstoffsituation in Gräben

Tabelle 7-8: Nach dem Selektionsprozess verbliebene Core-Metrics (Tabelle 7-7) differenziert nach Landschaftsraum und Metric-Kategorie D (Diversität / Reichtum), Z (Zusammensetzung / Abundanz), F (Funktionalität / Präferenz) und T (Toleranz / Sensitivität). Korrelation PC1-Achse: Geest, Hochmoor. Korrelation PC2-Achse: Niedermoor, Marsch. Mit fachlicher Einschätzung der grundsätzlichen Eignung der Metrics zur Beschreibung der Nährstoffsituation in den untersuchten Gräben.

Metric	Kategorie	Korrelation PCA-Achse			Antwort	Relevant für	Eignung für Saison		Erläuterung
		r_{spear}	p	n			Frühjahr	Sommer	
Geest (Abbildung 7-9)									
BGHC [% Gattungen]	Z	-0.83	*	8	↑	NO ₃ -N	×		Anteil der Gattungsanzahl von Bivalvia, Gastropoda, Heteroptera und Coleoptera an der gesamten Gattungsanzahl
Niedermoor (Abbildung 7-6)									
Diptera [% Familien]	Z	-0.80	***	16	↑	NH ₄ -N	(✓)	(✓)	Anteil der Familienanzahl von Diptera an der gesamten Familienanzahl
Isopoda [% Gattungen]	Z	0.76	***	16	↓	NH ₄ -N	✓	(✓)	Anteil der Gattungsanzahl von Isopoda an der gesamten Gattungsanzahl
Gastropoda [% Familien]	Z	0.67	**	16	↓	NH ₄ -N	×	×	Anteil der Familienanzahl von Gastropoda an der gesamten Familienanzahl
(semi)sessil [% Taxa]	F	0.81	***	16	↓	NH ₄ -N	✓	(✓)	Anteil (semi)sessiler Taxa (Fortbewegungstyp)
Hochmoor (Abbildung 7-7, Abbildung 7-8)									
Gattungsanzahl [# Gattungen]	D	0.81	***	21	↓	PO ₄ -P	✓	(✓)	Anzahl aller Gattungen
Gattungsanzahl Nicht-Insekten [# Gattungen]	D	0.68	***	21	↓	PO ₄ -P	✓	(✓)	Anzahl der Gattungen aller Nicht-Insekten
Isopoda [% Familien]	Z	-0.80	***	21	↑	PO ₄ -P	✓	(✓)	Anteil der Familienanzahl von Isopoda an der gesamten Familienanzahl
Isopoda [% Ind.]	Z	-0.67	***	21	↑	PO ₄ -P	×	×	Anteil Isopoda-Individuen
Abundanz BGHC [# Ind. m ⁻²]	Z	0.66	***	21	↓	PO ₄ -P	✓	(✓)	Individuendichte von Bivalvia, Gastropoda, Heteroptera und Coleoptera
Phytaalpräferenz [% Ind.]	F	-0.76	***	21	↑	PO ₄ -P	✓	(✓)	Anteil Individuen mit Präferenz für Phytaal (Mikrohabitatpräferenz)
Präferenz für POM [% Ind.]	F	-0.63	**	21	↑	PO ₄ -P	✓	(✓)	Anteil Individuen mit Präferenz für POM (partikuläres organisches Material; Mikrohabitatpräferenz)
Schwimmend / tauchend [% Ind.]	F	-0.63	**	21	↑	PO ₄ -P	✓	(✓)	Anteil schwimmend / tauchender Individuen (Fortbewegungstyp)
Marsch									
Gattungsanzahl Nicht-Insekten [# Gattungen]	D	-0.44	**	53	↓	NH ₄ -N	×	×	Anzahl der Gattungen aller Nicht-Insekten
Hirudinea [Ind. m ⁻²]	Z	-0.44	**	53	↓	NH ₄ -N	×	×	Individuendichte von Hirudinea
Weidegänger [% Taxa]	F	-0.37	**	53	↓	NH ₄ -N	×	×	Anteil Weidegänger-Taxa (Ernährungstyp)
Trophiegrad, Taxa-basiert [Index]	T	0.35	**	53	↑	NH ₄ -N	×	×	Index Trophiegrad, Taxa-basiert

$p < 0.05^*$, $p < 0.01^{**}$, $p < 0.001^{***}$

✓ = Eignung gegeben, × = keine Eignung, () mit Einschränkung

Tabelle 7-8 listet die nach dem Selektionsprozess verbleibenden Core-Metrics, die im Zusammenhang mit der Nährstoffsituation in den untersuchten Gräben standen. Der verbleibende Metric im Landschaftsraum Geest (Abbildung 7-9) wurde infolge der begrenzten Stichprobenanzahl (6 Gräben; 8 Abschnitte) als ungeeignet zur Beschreibung der Nährstoffsituation im Frühjahr eingestuft. Daten aus der Sommerbeprobung lagen aufgrund der Trockenheit der Geestgräben in dieser Zeit nicht vor.

Für Gräben im Niedermoor konnten 4 Metrics aus 2 Metric-Kategorien identifiziert werden, die einen statistischen Zusammenhang mit der NH_4 -Konzentration des Grabenwasser aufwiesen (Abbildung 7-6, Tabelle 7-8). Den Anteil der Gastropoda-Familien an der Gesamtfamilienanzahl (Gastropoda [% Familien]) stuften wir als ungeeigneten Metric ein, da die PCA aller Umweltparameter ergab, dass der Anstieg der NH_4 -Konzentration mit einer Abnahme des pH-Wertes einherging (Abbildung 7-5, C, Tabelle 7-2) und der pH-Wert als wichtiger Faktor für das Auftreten von Gastropoden gilt (Glöer, 2002; Hoverman et al., 2011; Guan & Wu, 2021). Die übrigen 3 Metrics wurden aufgrund der begrenzten Stichprobe im Sommer (3 Gräben; 6 Abschnitte) als eingeschränkt geeignet für diesen Zeitraum eingestuft. Die große Datenstreuung des Metrics „Diptera [% Familien]“ entlang des Nährstoffgradienten (Abbildung 7-6, A, Frühling) machte ebenfalls eine Einschränkung der Eignung nötig.

Für Gräben im Hochmoor verblieben 8 Metrics aus 3 Metric-Kategorien, die einen statistischen Zusammenhang mit der PO_4 -Konzentration des Grabenwasser aufwiesen (Abbildung 7-7, Abbildung 7-8, Tabelle 7-8). Infolge der großen Datenstreuung des Metrics „Isopoda [% Ind.]“ entlang des Nährstoffgradienten (Abbildung 7-7, D) wurde dieser als ungeeignet eingestuft. Die übrigen Metrics stuften wir für den Sommer als eingeschränkt geeignet ein, da sie sich zu diesem Zeitraum lediglich am Anfang des Nährstoffgradienten befanden (Abbildung 7-7, Abbildung 7-8) und somit die Aussagekraft über die Reaktion entlang des Gradienten beschränkt ist. Für den Metric „Isopoda [% Familien]“ (Anteil der Isopoda-Familien an der Gesamtfamilienanzahl) ist zu berücksichtigen, dass die in den Gräben vorgefundenen Isopoda alle der Familie Asellidae angehörten und diese in 100 % der Grabenabschnitte des Hochmoores auftraten. Die Zunahme des Anteils der Isopoda-Familien stand somit im direkten Zusammenhang mit der Abnahme der Gesamtfamilienanzahl ($r_{\text{spear}} = 0,80$, $p < 0,001$, siehe Tab. A 15-2 Metrics) bei zunehmender PO_4 -Konzentration der Gräben.

In der Marsch erklärten die Nährstoffparameter lediglich einen geringen Anteil der umweltspezifischen Standortunterschiede der Gräben (siehe Abbildung 7-5, E, Tabelle 7-2). Die nach dem Selektionsprozess verbleibenden Metrics der Marsch (siehe Tabelle 7-8) basierten nicht auf einem klaren Nährstoffgradienten, sondern könnten vielmehr Effekt anderer Umweltparameter sein (u. a. Leitfähigkeit und Anzahl der Vegetationsfamilien, siehe Abbildung 7-5, E). Da die Metrics nicht klar auf Nährstoffunterschiede zurückzuführen waren, wurden sie als ungeeignet zur Beschreibung der Nährstoffsituation der untersuchten Gräben eingestuft.

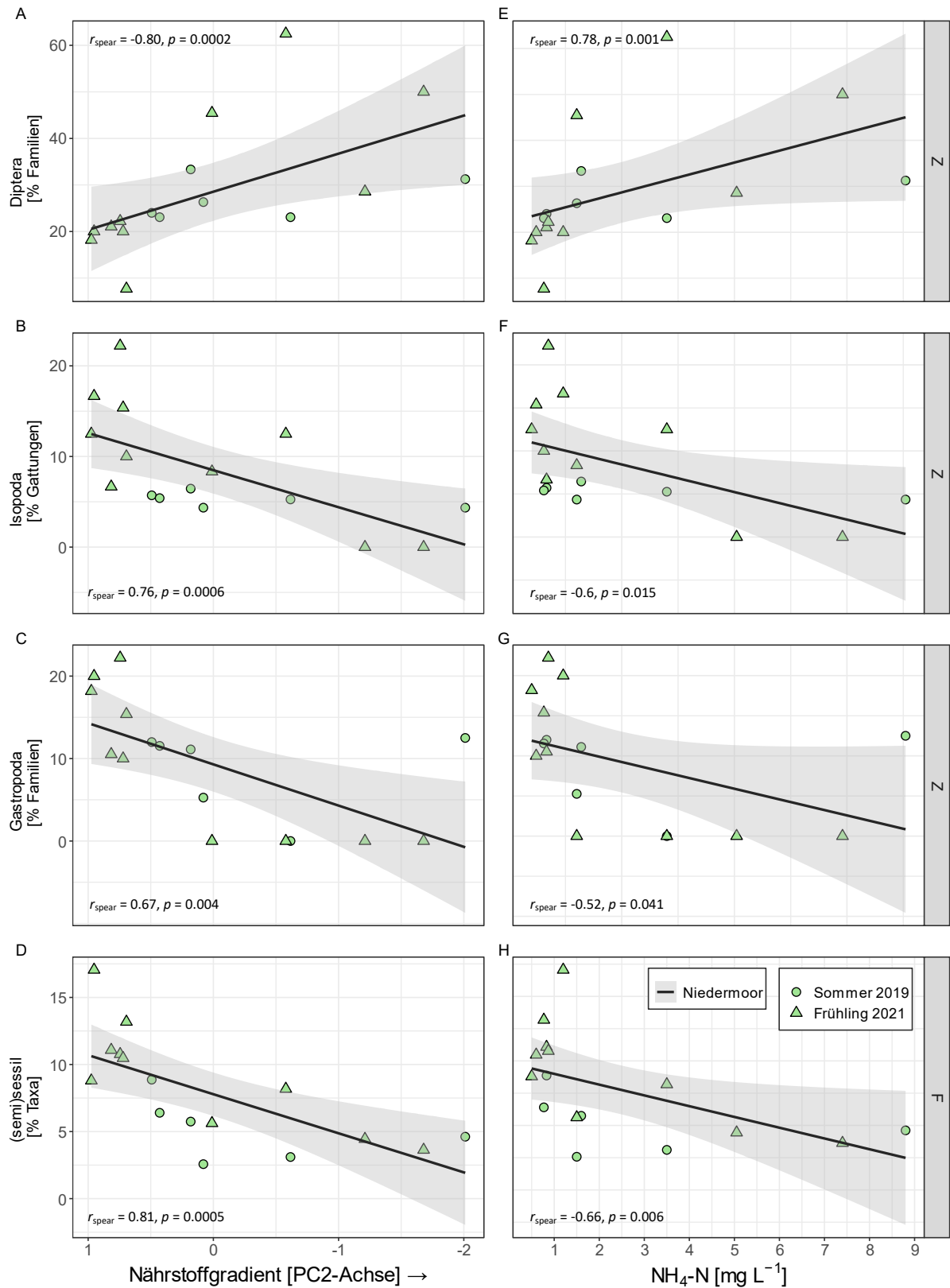


Abbildung 7-6: Niedermoor: A-C) Core-Metrics mit höchster Korrelation ($r_{\text{spear}} \geq 0,6$) zur PCA-Achse der Metric-Kategorien Z (Zusammensetzung / Abundanz) und F (Funktionalität / Präferenz). E-H) Core-Metrics in Abhängigkeit zur $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Grabenwasser (Mittelwert (Messwerte über die Projektlaufzeit bis zur Faunabeprobung im Frühling 2021, siehe Modul C)). Mit linearer Regressionsgerades $\pm 95\%$ CI. Die Berechnung eines Metric-Datenpunktes basiert auf 6 Stechrohrproben pro Grabenabschnitt.

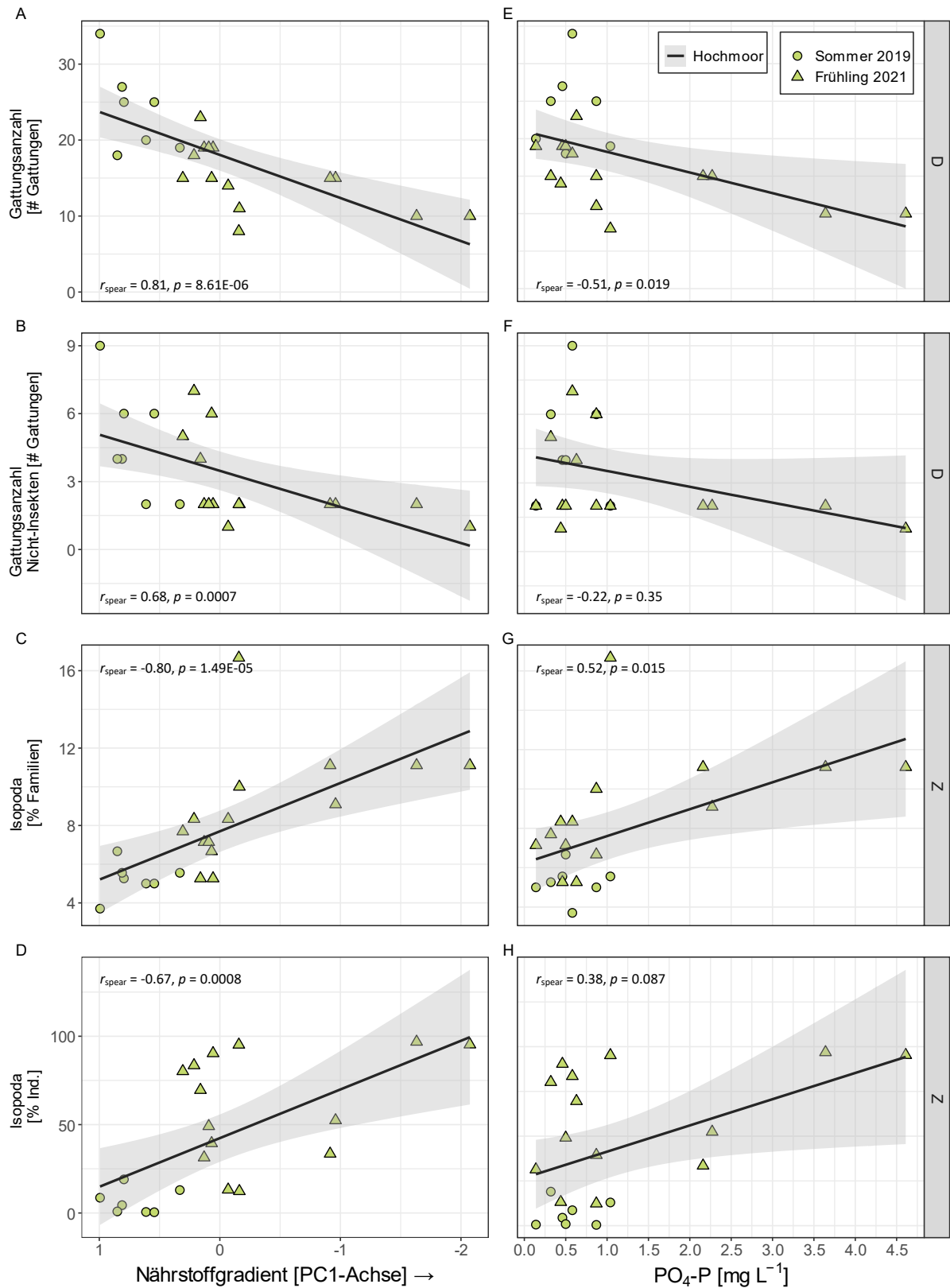


Abbildung 7-7: Hochmoor: A-D) Core-Metrics mit höchster Korrelation ($r_{\text{spear}} \geq 0,6$) zur PCA-Achse der Metric-Kategorien D (Diversität / Reichtum) und Z (Zusammensetzung / Abundanz) E-H) Core-Metrics in Abhängigkeit zur PO₄-P-Konzentration im Grabenwasser (Mittelwert (Messwerte über die Projektlaufzeit bis zur Faunabeprobung im Fröhling 2021, siehe Modul C)). Mit linearer Regressionsgerades \pm 95% CI. Die Berechnung eines Metric-Datenpunktes basiert auf 6 Stechrohrproben pro Grabenabschnitt. Ind. = Individuen.

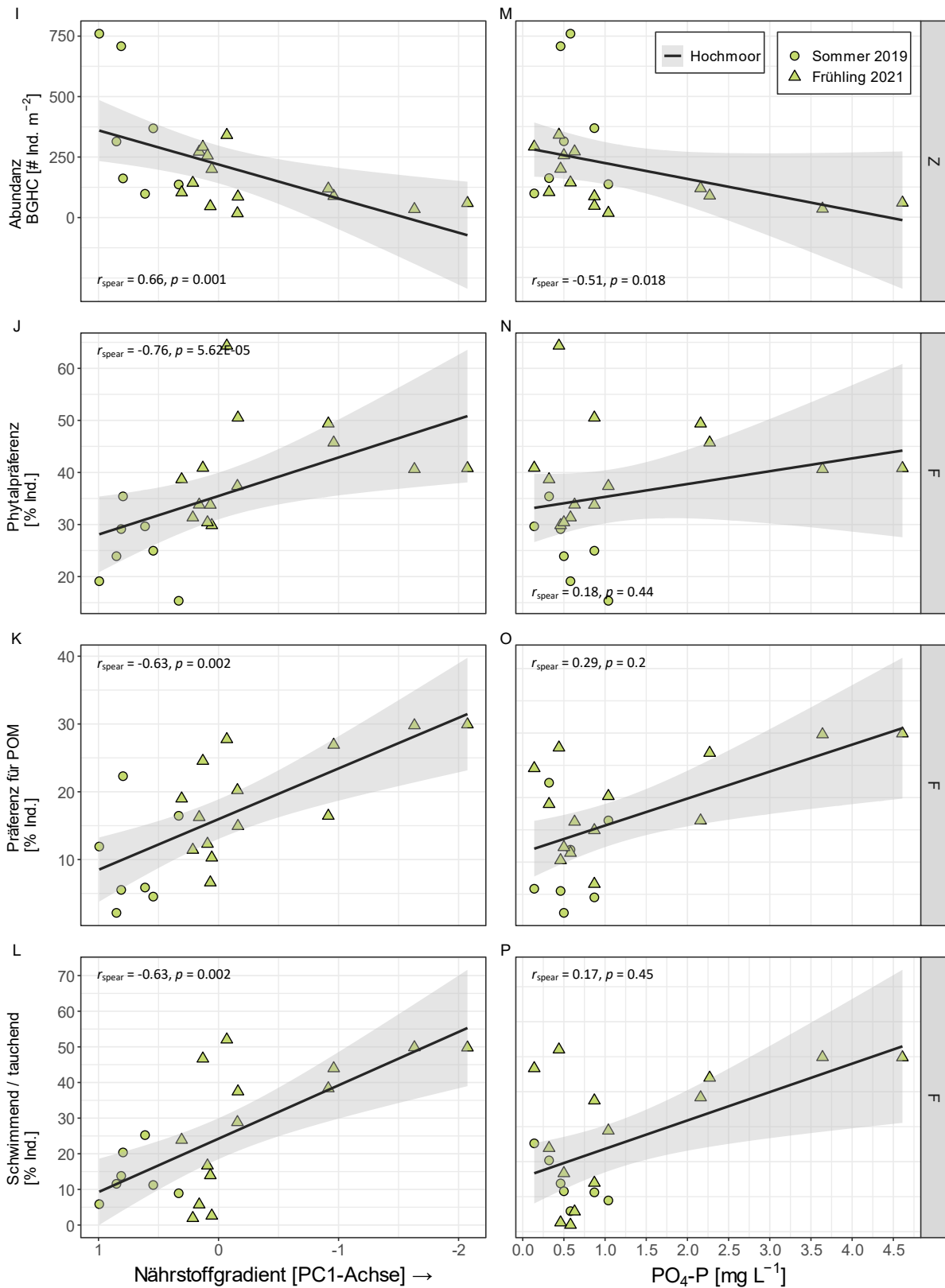


Abbildung 7-8: Fortsetzung Abbildung 7-7. Hochmoor: I-L) Core-Metrics mit höchster Korrelation ($r_{\text{spear}} \geq 0,6$) zur PCA-Achse der Metric-Kategorien Z (Zusammensetzung / Abundanz) und F (Funktionalität / Präferenz). M-P) Core-Metrics in Abhängigkeit zur PO₄-P-Konzentration im Grabenwasser. Mit linearer Regressionsgerades \pm 95% CI. Die Berechnung eines Metric-Datenpunktes basiert auf 6 Stechrohrproben pro Grabenabschnitt. BGHC = Bivalvia, Gastropoda, Heteroptera, Coleoptera. Ind. = Individuen.

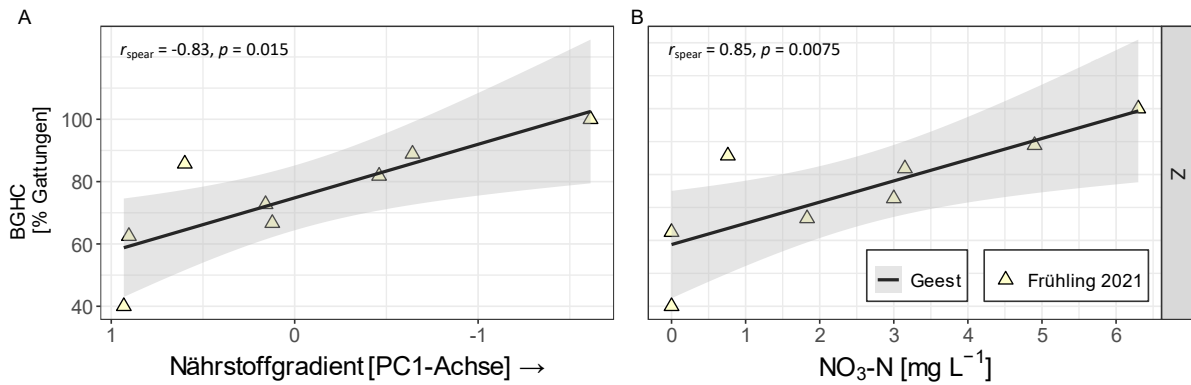


Abbildung 7-9: Geest: A) Core-Metric (Anteil der Gattungen aus den Gruppen Bivalvia, Gastropoda, Heteroptera und Coleoptera (BGHC)) mit höchster Korrelation ($r_{\text{spear}} \geq 0,6$) zur PCA-Achse der Metric-Kategorie Z = (Zusammensetzung / Abundanz). B) Core-Metric in Abhängigkeit zur $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Grabenwasser (Mittelwert (Messwerte über die Projektlaufzeit bis zur Faunabeprobung im Frühling 2021, siehe Modul C)). Mit linearer Regressionsgerades \pm 95% CI. Die Berechnung eines Metric-Datenpunktes basiert auf 6 Stechrohrproben pro Grabenabschnitt.

7.4 Diskussion der Ergebnisse

Zahlreiche nationale und internationale Studien zeigen, dass Gräben im landwirtschaftlich genutzten Umfeld ein wichtiges Lebensraumangebot darstellen und signifikant zur Biodiversität beitragen können. Dies gilt besonders für die historisch gewachsenen Grabensysteme in den Moor- und Marschenregionen, in denen eine Vielzahl unterschiedlicher Gewässertypen die natürlichen Landschaften prägte (u. a. Painter, 1999; Witt & Haesloop, 2001; Watson & Ormerod, 2005; Davies et al., 2008; Herzon & Helenius, 2008; Verdonschot et al., 2011; Shaw et al., 2015; Hill et al., 2016; Biggs et al., 2017; Gething & Little, 2020). Besonders dort stellen Gräben heute oft die einzigen aquatischen Lebensräume dar (Biggs et al., 2017). Häufig sind sie Ersatzlebensraum für Arten und Gemeinschaften, deren natürliche Habitate selten, stark verändert oder sogar verschwunden sind und können aufgrund ihrer Vernetzung sogar Prozesse der Ausbreitung und des notwendigen Genaustausches begünstigen (Favre-Bac et al., 2016). Mit einer Gesamtzahl von 203 Taxa, darunter deutschlandweit und regional seltenen Arten, beleuchtet unsere Studie ebenfalls die Lebensraumfunktion der Gräben für aquatische Wirbellose. Kennzeichnend für viele Gräben im Tiefland scheint darüber hinaus eine relativ hohe Produktivität (z. B. Grimm & Kiesewetter, 1996; Hill et al., 2016). Dies trifft auch für einen Teil der „Waterbuddies-Gräben“ zu, in denen Besiedlungsdichten von bis zu 6.669 Individuen m^{-2} erreicht wurden. Auf Landschaftsebene kann diese in Gräben sich entwickelnde Biomasse einen bedeutenden Wert darstellen, was besonders dann gilt, wenn daran aquatisch entwickelnde Insekten einen beträchtlichen Anteil haben. Deren Emergenz kann einen quantitativ bedeutenden Biomasse-Export in das terrestrische Umfeld liefern (Gratton & Vander Zanden, 2009), der z. B. für Vögel eine relevante Nahrungsressource darstellen kann (Jürgens et al., in Vorb.). Für den Menschen liefern Gräben einen Nutzen, der weit über die hydrologischen Funktionen (Drainage, Einstau, Hochwasserschutz etc.) hinausgeht. Dieser Nutzen lässt sich, analog des für natürliche Lebensräume entwickelten Konzeptes, unter dem Aspekt der Ökosystemdienstleistungen wertschätzen. Im Projektkontext beachtenswert ist dabei besonders die Retentionsleistung von Gräben, die Dollinger et al. (2015) für Nährstoffe mit 3 %-

92 % beziffern, für Pestizide mit 5-95 %. Diese Retentionsprozesse werden offenbar maßgeblich von der ökologischen Beschaffenheit der Gräben (u. a. der Vegetation) beeinflusst. Sie bedingen einen Beitrag zur Wasserreinigung (P. Williams et al., 2004; Herzon & Helenius, 2008) und damit zum Schutz von Boden und Grundwasser. Unseren Daten zufolge differieren allerdings die Lebensgemeinschaften der Gräben unterschiedlicher Landschaftsräume teils erheblich. Bezogen auf die Fauna wurde deutlich, dass in Gräben der Geest sowohl die geringsten Taxa- als Individuendichten auftraten, in den Moor- und Marschengräben erfassten wir hingegen weit höhere Werte. Analysen der Invertebratenfauna in Marsch-, Moor- und Geestgräben, die mit unserer Studie vergleichbar wären, existieren für andere Regionen offenbar nicht. Allerdings weist eine breit angelegte Auswertung gewässerökologischer Daten aus Großbritannien in eine ähnliche Richtung. Auch dort waren Gräben in Gebieten mit moorigen und schlickigen Böden artenreicher besiedelt als in Untersuchungsgebieten auf Sand oder anderen Böden (Biggs et al., 2007). Für ein Verständnis der dahinterstehenden Steuerungen bedarf es weitere Forschung. Im Projekt Waterbuddies könnte allerdings die Temporalität der untersuchten Geestgräben ein prägender Faktor für deren Lebensgemeinschaft sein. Wie in anderen aquatischen Habitaten auch selektieren die Dauer und Dynamik der Austrocknung Arten mit besonderer Resilienz oder Resistenz, die in permanenten Systemen häufig nicht oder in anderer Abundanz auftreten (D. D. Williams, 2014).

In der vorliegenden Untersuchung unterschieden sich die Gräben in Bezug auf zahlreiche Umweltvariablen sowohl innerhalb einzelner als auch zwischen verschiedenen Landschaftsräumen. Diese Variabilität der physikalisch-chemischen Wasserparameter und Vegetationsstrukturen spiegelt sich in den damit assortierten heterogenen Verteilungsmustern der Makroinvertebratenfauna wider, was konsistent mit Befunden früherer Studien ist (Painter, 1999; Verdonschot et al., 2011; Keizer-Vlek et al., 2012; Clarke, 2015; Whatley et al., 2015; Shaw et al., 2015). Als bedeutende Faktoren für die Makroinvertebratenfauna wird die Grabenvegetation als wesentliches Besiedlungssubstrat (Scheffer et al., 1984; Higler & Verdonschot, 1989; Whatley et al., 2014), der pH-Wert (Shaw et al., 2015), die Salinität (Bracewell et al., 2019), der Sauerstoffgehalt (Clare & Edwards, 1983; Leslie et al., 2012) sowie die physikalischen Dimensionen der Gräben wie Wasserstand und Grabenbreite (Shaw et al., 2015) beschrieben.

Das Hauptziel dieser Untersuchung war die Identifizierung von Fauna-Metriken, die als Indikatoren für die Nährstoffverhältnisse von Gräben dienen können. Analog zu Verdonschot et al. (2012), deren Ziel ein multimetrischer Index zur Bewertung der ökologischen Qualität von Gräben war, nutzten wir zur Analyse der Umweltparameter Hauptkomponentenanalysen (PCA), um die vielfältigen Faktoren (s. o.) zu berücksichtigen, die sich auf die Makroinvertebraten auswirken. Für Gräben der Marsch konnte kein ausgeprägter Nährstoffgradient zwischen den untersuchten Gräben festgestellt werden, der die Identifizierung von beschreibenden Fauna-Metriken ermöglicht hätte. Im Gegensatz dazu zeigten die Nieder- und Hochmoorgebiete deutliche Nährstoffgradienten. Jedoch ist zu berücksichtigen, dass in den Niedermoorgebieten mit Zunahme der NH_4 -Konzentration die Abnahme des pH-Wertes beobachtet wurde. Dies beruht vermutlich auf dem pH- und temperaturabhängigen Ammonium-Ammoniak-Gleichgewicht in wässriger Lösung. Bei niedrigeren pH-Werten liegt Stickstoff überwiegend in Form von Ammoniumionen (NH_4^+) vor, während bei höheren pH-Werten der Anteil des ungeladenen

gasförmigen Ammoniaks (NH_3) steigt. Dabei ist Ammoniak (NH_3) für die aquatische Fauna wesentlich toxischer als Ammonium (Schubaur-Berigan et al., 1995). Daher vermuten wir, dass die selektierten Fauna-Metrics bei steigenden NH_4 -Konzentrationen konträr erheblich von abnehmenden NH_3 -Konzentrationen beeinflusst sind. Wie stark dieser Effekt ist, kann in dieser Studie nicht geklärt werden. Diese Thematik erfordert Untersuchungen in weiteren Niedermoorgebieten, um eine Verifizierung der Metric-Ausweisung zu ermöglichen. Im Hochmoor lag ein ausgeprägter PO_4 -Gradient vor, der nicht stark mit anderen Umweltparameter korreliert war und sich daher gut zur Ausweisung von Fauna-Metrics eignete. Dennoch konnte eine mäßige Zunahme des pH-Werts und ein Clustern der Beprobung im Sommer bei niedrigen PO_4 -Konzentrationen in der PCA beobachtet werden, die möglicherweise Einfluss auf die Metric-Ausweisung genommen haben.

Viele der Fauna-Metrics dieser Studie zeigten analog zu Verdonschot et al. (2012) hohe Schwankungsbreiten und eine saisonale Variabilität bei ähnlicher Nährstoffsituation. Diese Variabilität könnte auf Unterschiede der Mikrohabitateigenschaften (biotische und abiotische Bedingungen), Ressourcenverfügbarkeit, biotischen Interaktionen und stochastischen Ereignissen zurückzuführen sein (Meester et al., 2005; Scheffer et al., 2006; Verdonschot et al., 2012). Der Zusammenhang zwischen Nährstoffen und Fauna ist zudem nicht immer deutlich ausgeprägt. Dies beruht darauf, dass Eutrophierung insbesondere zahlreiche indirekte Effekte auf die Makroinvertebraten ausübt, welche die Interpretation erschweren (Verdonschot et al., 2012; Collins et al., 2019; Bracewell et al., 2019; van der Lee et al., 2021). Hohe Nährstoffgehalte können in aquatischen Systemen zu einem übermäßigen Algenwachstum führen, was wiederum Lichteinschränkungen und Sauerstoffverringern bedingt (Bracewell et al., 2019). Für Gräben gibt es Hinweise darauf, dass hohe Nährstoffgehalte dichte schwimmende Matten aus Wasserlinsen (Lemnoideae) begünstigen. Es kommt neben verringerten Sauerstoffgehalten zu Beschattung untergetauchter Makrophyten, deren Wachstum in Folge limitiert wird, sodass sie kaum oder gar nicht mehr als Besiedlungssubstrat für Makroinvertebraten zur Verfügung stehen (Portielje & Roijackers, 1995; Janse & van Puijenbroek, 1998; Clarke, 2015). Die von uns vorgeschlagenen Fauna-Metrics für Gräben im Hochmoor deuten auf einen Rückgang der Biodiversität bei steigendem P-Gehalt hin, was in der Gattungsanzahl insgesamt (# Gattungen) und der Zahl an Gattungen der Nicht-Insekten (# Gattungen Nicht-Insekten) deutlich wird. Der Zusammenhang zwischen Nährstoffanreicherung und Biodiversität in kleinen Gewässern ist nicht immer eindeutig (Clarke, 2015). Verdonschot et al. (2012) zeigten einen Rückgang bestimmter Tiergruppen, u. a. Trichoptera (Familien), Chironomidae (Gattungen) und Bracewell et al. (2019) verweisen auf eine Abnahme der Artenvielfalt bei starker Nährstoffbelastung in Kombination mit Erwärmung von Gräben. Bei moderater Nährstoffbelastung kommt es zu einer Verschiebung von sensiblen zu toleranten Arten, die z. B. durch entsprechende Adaptation an die sauerstoffarme Umgebung (z. B. Luftatmung) angepasst sind. Wir nehmen an, dass in bereits eutrophen Gräben die weitere Nährstoffbelastung dazu führt, dass lediglich stark verschmutzungstolerante Arten verbleiben können. Die beobachtete Zunahme von Isopoda (% Familien, % Ind.) bei steigender P-Belastung beruht auf den beiden Arten *Asellus aquaticus* und *Proasellus coxalis*. Sie treten besonders häufig bei starker Nährstoffbelastung auf und können hohe Individuendichten erreichen (Zucchi & Zucchi, 2005). Der zunehmende Anteil der Isopodafamilien an der Gesamtfamilienanzahl ist zudem Ausdruck der beobachteten Abnahme der

Biodiversität bei höheren P-Gehalten. Der steigende Anteil an Individuen mit einer Präferenz für Phytal und partikuläres organisches Material (POM) deutet auf eine höhere Verfügbarkeit dieser Mikrohabitate in Gräben mit hoher P-Gehalten hin. Die Nährstoffzunahme bedingte vermutlich ein verstärktes Pflanzenwachstum und förderte die Verfügbarkeit von POM mit der entsprechend assoziierten Fauna. In Gräben strukturieren im Wesentlichen Wasserpflanzen die Wassersäule und damit das Habitatangebot (Hinojosa-Garro et al., 2010). Da mit zunehmendem P-Gehalt der Anteil an Phytal-Besiedlern anstieg, dürfte die Zunahme des Anteils sich schwimmend bzw. tauchend bewegender Individuen auf einem höheren Anteil sich entlang dieser Vegetationsstrukturen bewegender Individuen beruhen.

Ein weiteres Ziel dieser Untersuchung war es, einen Methodenstandard zu entwickeln, der die systematische Kartierung bzw. Erfassung jener Parameter gestattet, die sich Nährstoffeinträgen gegenüber als sensibel erwiesen und deshalb für eine systematische Bewertung standardisiert erhoben werden müssen. Die von uns genutzte Probenahmetechnik Stechrohr in Kombination mit einem detaillierten Probenahmeprotokoll ermöglichte uns die quantitative Erfassung der Makroinvertebraten mit einem hohen Maß an Standardisierung zwischen den Bearbeitern und unterschiedlichen Gräben. Viele Aussagen grabenökologischer Studien basieren allerdings auf Kescherfängen (z. B. Higler, 1976; Armitage et al., 2003; Hill et al., 2016). Diese liefern jedoch keine quantitativen Daten mit Flächen- und Volumenbezügen. In vielen Gräben erschweren submerse Makrophyten und geringe Gewässertiefen schnelle und standardisierte Kescherbewegungen. Dies kann – neben der verstärkten Flucht mobiler Invertebraten – zu deutlichen Unterschieden zwischen Bearbeitern führen (Furse et al., 1981; O Connor et al., 2004). Eine im Rahmen von *waterbuddies* angefertigte Masterarbeit von Kliment und Tunder (2020) prüfte unter Berücksichtigung von Kescherfängen die Eignung der Probenahmetechniken Stechrohr und Stechrohr zur quantitativen Erfassung von Makroinvertebraten in Gräben. In Bezug auf die Prüfkriterien Normierung, Effektivität, Validität und Ökonomie verwies sich dabei das Stechrohr in den „*waterbuddies*-Gräben“ als vorteilhaft. Dennoch merken wir an, dass Arten, die sich in unmittelbarer Böschungsnähe aufhalten, vom Stechrohr möglicherweise unterrepräsentiert erfasst werden und dass die Normierung durch nachlaufendes Wasser beeinträchtigt werden kann. In vergleichenden Studien erfasste der Kescher zudem mehr Arten und Individuen (Turner & Trexler, 1997; Kliment & Tunder, 2020). Bei einer systematischen Bewertung von Gräben bedarf es jedoch vergleichbare Ergebnisse statt eines möglichst vollständigen Artinventars. So führten z. B. Verdonschot et al. (2012) bei der Metric-Ausweisung für niederländische Gräben an, dass ein Einfluss der Bearbeiter auf die Ergebnisse von Kescherfängen zu vermuten ist.

Der in dieser Untersuchung gewählte Ansatz Makroinvertebraten zu nutzen, um Nährstoffveränderungen in Gräben zu beurteilen, erwies sich grundsätzlich als geeignet. Wir fanden Veränderungen der Makroinvertebratenfauna (Metrics) entlang von Nährstoffgradienten in Gräben des Nieder- und Hochmoores in der untersuchten Grünlandregion. Die Bewertung der ökologischen Qualität anhand von Makroinvertebraten hat eine lange Geschichte, vor allem in Fließgewässern und Seen. Aber auch für kleinere lentiche Ökosysteme wurden Ansätze geliefert (z. B. Solimini et al., 2008; Trigal et al., 2009; Verdonschot et al., 2012). Unsere Untersuchung zielte nicht darauf ab, einzelnen

Indikatorarten auszuweisen, sondern nutze neben Diversitäts- und Abundanzmetrics auch merkmalsbezogene Informationen (Traits, z. B. Ernährungstyp) der Fauna. Die Verwendung trait-basierter Ansätze hat in den letzten Jahrzehnten stark zugenommen und erwies sich in zahlreichen Studien als erfolgreich (z. B. Charvet et al., 2000; Culp et al., 2011; Verdonschot et al., 2012; Ieromina et al., 2016). Traits spiegeln die Mechanismen wider, die den Reaktionen der Fauna auf Umweltfaktoren zugrunde liegen (Statzner & Bêche, 2010). So ist eine Übertragung von Erkenntnissen auf ein breites Artenspektrum und geografischen Gebiete möglich (Charvet et al., 2000; Baird et al., 2008). Für Gräben können potenziell neben Makroinvertebraten auch Makrophyten zur Beurteilung der ökologischen Qualität genutzt werden (z. B. Brux, 2012). Viele Gräben in landwirtschaftlich genutzten Gebieten sind jedoch arm an Makrophytenarten, beherbergen jedoch eine vielfältige Makroinvertebratenfauna (Verdonschot et al., 2012). Analog zur Bewertung anderer aquatischer Systeme empfiehlt sich für Gräben eine vielfältige Betrachtung der ökologischen Konsequenzen von Nährstoffbelastungen und eine auf unterschiedlichen biologischen Komponenten beruhende Gesamtbewertung.

Da Gräben anthropogen geschaffene Lebensräume sind, steht kein natürlicher Referenzzustand für die Kalibrierung einer Bewertung zur Verfügung. Um eine Bewertung der Nährstoffsituation von Gräben zu ermöglichen, bedarf es daher der Ausweitung der Untersuchungen auf eine größere Spannweite von Gräben mit unterschiedlichen Nährstoffzuständen. Diese Spannweite sollte Gräben umfassen, die einem sehr geringen Nährstoffeintrag aufweisen (z. B. in Naturschutzgebieten) bis hin zu Gräben, die einem sehr starken Nährstoffeintrag ausgesetzt sind (z. B. in intensiv genutzten Ackerregionen). So wäre die Weiterentwicklung der hier vorgeschlagenen einzelnen Metrics zu einem multimetrischen Index möglich, der eine bewertende Einstufung der ökologischen Qualität hinsichtlich der Nährstoffsituation von Gräben erlauben könnte.

8 Modul F – Bilanzierung und Bewertung der Nährstoffflüsse im Futterbaubetrieb (UGÖ)

8.1 Ziele

Übergeordnetes Ziel dieses Moduls war es, Zusammenhänge zwischen dem landwirtschaftlichen Produktionssystem Milcherzeugung, der Nährstoffeffizienz auf Betriebsebene, den innerbetrieblichen Nährstoffflüssen und den möglichen Nährstoffverlusten in die Umwelt zu analysieren und auf dieser Basis wirksame Managemententscheidungen zur Reduzierung von Verlusten (Stickstoff und Phosphor) zu identifizieren. Außerdem wurden verschiedene Ansätze zur Ermittlung und Bewertung von Nährstoffströmen und der Ausarbeitung möglicher Nährstoffspielräume untersucht und geprüft. Dazu wurden vornehmlich zwei Methoden genutzt: die Analyse des natürlichen Vorkommens von Stickstoff- und Kohlenstoff-Isotopen und die betriebliche Stoffstrombilanzierung von Stickstoff und Phosphor (StoffBilV; BMEL, 2017). Dabei werden stets die beiden Skalenebenen, Betrieb und Fläche, und ihre Wechselbeziehungen berücksichtigt, um Handlungsspielräume für den effizienten Umgang mit den Nährstoffen Stickstoff und Phosphor zu identifizieren.

8.2 Material und Methoden

8.2.1 Betriebsdaten und Stoffstrombilanzierung

8.2.1.1 Datenaufnahme

Die Datenaufnahme fand in allen vier Jahren in persönlichen Gesprächen mit den Betriebsleitern auf den Betrieben statt. Im letzten Projektjahr 2022 war der Datenrücklauf aus verschiedenen Gründen nicht so vollständig wie in den Jahren 2019-2021. Aus diesem Grund und auch um ein dreijähriges Mittel bewerten zu können, wie es auch die StoffBilV vorgibt, wurden die Hauptanalysen mit dem dreijährigen Mittel aus den Jahren 2019-2021 vorgenommen. Die Auswertung des Jahres 2022 findet sich in Kapitel 8.3.1.5.

8.2.1.2 Brutto Stoffstrombilanzen

Die Brutto Bilanzen wurden nach den Vorgaben der aktuell geltenden StoffBilV (2017, zuletzt geändert am 10.08.2021) berechnet. Dazu werden alle Zufuhr- und Abfuhrgrößen der Nährstoffe Stickstoff (N) und Phosphor (P_2O_5) für ein Kalenderjahr erfasst (Tabelle 8-1). Innerbetriebliche Nährstoffströme werden bei dieser Bilanzierung nicht berücksichtigt. Es ergeben sich ein betrieblicher N- und P-Saldo, der jeweils jährlich auf die landwirtschaftliche Nutzfläche bezogen wird ($kg\ ha^{-1}$). Die Zufuhr- und Abfuhrgrößen finden sich in Tabelle 8-1.

Tabelle 8-1: Einfließende Daten für die Erstellung einer betrieblichen Stoffstrombilanz für N und P (BMEL, 2017).

Zufuhr (N und P)	Abfuhr (N und P)
Mineraldünger	Mineraldünger
Wirtschaftsdünger, organischer Dünger	Wirtschaftsdünger, organischer Dünger
Bodenhilfsstoffe, Pflanzenhilfsstoffe, Kultursubstrat	Bodenhilfsstoffe, Pflanzenhilfsstoffe, Kultursubstrat
Futter (inkl. Kraftfutter, Raufutter, Saftfutter)	Futter (inkl. Kraftfutter, Raufutter, Saftfutter)
Saatgut, Pflanzmaterial	Saatgut, Pflanzmaterial
Landwirtschaftliche Nutztiere	Landwirtschaftliche Nutztiere
N-Zufuhr durch Leguminosen	Pflanzliche Produkte
	Tierische Produkte

8.2.1.3 Betriebe

Für eine vollständige Auswertung lagen die Daten von 23 Betrieben vor. Es handelt sich um konventionelle Milchviehbetriebe, deren hauptsächliche Wertschöpfung in der Milchproduktion liegt. Einer der Betriebe besitzt seit 2019 eine eigene Biogasanlage und fünf Betriebe kooperieren fest mit einer Gemeinschafts-Biogasanlage. Im Durchschnitt bewirtschaften die Betriebe 160 ha landwirtschaftliche Nutzfläche (49 – 350 ha: Spannweite, kleinster – höchster Wert) bei einem Anteil der Maisanbaufläche von durchschnittlich 23% (0 – 50%). Die Betriebe haben durchschnittlich 199 Milchkühe (71 – 522) bei einem durchschnittlichen Tierbesatz von 1,9 GVE pro ha LN (1,4 – 2,9). Die Jahresmilchmenge (Energie-korrigierte Milch, ECM) beträgt im Durchschnitt 1.840.908 kg ECM (546.258 – 4.404.699 kg ECM) bei einer jährlichen Milchleistung von 9.179 kg ECM pro Kuh (5.900 – 11.479 kg) und 11.464 kg ECM pro ha LN (5.365 – 19.382 kg). Zur Erzeugung eines Liters Milch werden durchschnittlich 0,308 kg Kraftfutter eingesetzt (0,231 – 0,368 kg). Zusätzlich wurde die Grundfutterleistung [%] für alle Betriebe und Jahre errechnet. Dabei wird angenommen, dass die Kuh die bereitgestellte Energie aus dem Kraftfutter anteilig sowohl für die Leistung (Erzeugung der Milch) als auch für die Erhaltung nutzt. Die individuellen Anteile für Leistung und Erhaltung bemessen sich anhand der Milchleistung pro Kuh des Betriebes (Leisen et al., 2013).

Obwohl die Betriebsauswahl für das Projekt in erster Linie anhand der Grabenstruktur in der Fläche stattfand, bildet sie ein breites Spektrum von Betriebsgrößen und -intensitäten ab und ist als repräsentativ für die Region zu bewerten. Zur Identifikation der möglichen Beiträge („Gründe“) für die Unterschiede zwischen den niedrigsten und höchsten Bilanzsalden wurden zwei Gruppen gebildet. Verglichen wurden auf den Betrieben erhobene Parameter für die 25% niedrigsten Bilanzsalden mit den 25% höchsten Bilanzsalden. Bei einer Gesamtanzahl von 65 Bilanzen ergibt dies 16 Bilanzen pro Gruppe.

8.2.1.4 Anwendung der Bewertungsvorschläge aus dem Evaluierungsbericht zur Stoffstrombilanzverordnung

Eine Bewertung des betrieblichen Stoffstrombilanzsaldos konnte für Stickstoff bisher entweder durch die Annahme eines pauschalen maximalen Wertes von 175 kg N ha⁻¹ oder mit der Berechnung eines betriebspezifischen Wertes nach Anlage 4 der StoffBilV vorgenommen werden. Diese Rechtsgrundlage galt bis zum 31.12.2022. Für die zukünftige Ausgestaltung eines Bewertungsrahmens wurden drei Vorschläge von einer Bund-Länder-Arbeitsgruppe und einer Expertengruppe ausgearbeitet und in einem Evaluierungsbericht an den Bundestag herangetragen (BMEL, 2021). Für Phosphor gab es bislang keinen verbindlichen Grenzwert, nun wurden zwei Vorschläge zur Bewertung des betrieblichen P Saldos gemacht. Diese beziehen beide den P-Versorgungszustand der landwirtschaftlichen Flächen mit ein. Da uns diese Daten nicht vorliegen, wird sich in dieser Auswertung auf die Anwendung der Stickstoff-Vorschläge beschränkt.

Alle drei Vorschläge zum Bewertungsrahmen für N haben gemein, dass sie einen Netto-Grenzwert berechnen. Dazu werden in erster Linie gasförmige N Verluste auf dem Betrieb in Anrechnung gebracht, d.h. abgezogen. Die Höhe und Art der Anrechnung unterscheiden sich zwischen den Vorschlägen. Vorschlag 1 rechnet die höchsten Verluste an, Vorschlag 2 nimmt pauschale Verluste und einen generellen maximalen Saldo von 120 kg N ha⁻¹ an und Vorschlag 3 bildet in Anlehnung an die Düngeverordnung (DüV, 2020) einen Kompromiss aus Vorschlag 1, 2 und der aktuellen

Düngeverordnung. Weitergehende Ausführungen und Details zur Berechnung finden sich im Evaluierungsbericht zur StoffBilV (BMEL, 2021) und in Sieve et al. (2023b).

8.2.2 Analyse des natürlichen Vorkommens von ¹³C und ¹⁵N Isotopen in Boden, Grünlandaufwuchs, Rindergülle und Rinderschwanzhaaren

8.2.2.1 Analyse des natürlichen Vorkommens von ¹³C und ¹⁵N Isotopen

Die Analyse von Isotopensignaturen bietet eine häufig genutzte Möglichkeit, die Stickstoffdynamik und die Wege von Stickstoffverlusten in der Lebensmittelproduktion und in der landwirtschaftlichen Praxis zu verfolgen (Billen et al., 2013; Evans, 2001; Flessa et al., 2012; Högberg, 1997; Pardo et al., 2006; Robinson, 2001). Stickstoff kommt in der Natur in Form von zwei stabilen Isotopen (¹⁴N und ¹⁵N) vor. In Ökosystemen hängt die Variation des Verhältnisses beider ($\delta^{15}\text{N}$) von den Isotopensignaturen der Zufuhr- und Abfuhrgrößen und deren Bilanzen, N-Transformationsprozessen und der Kompartimentierung von N ab (Högberg, 1997). Prozesse wie Elementfraktionierung und Diskriminierung, wie sie durch Nitrifikation, Denitrifikation und Ammoniakverflüchtigung als Teil des N-Kreislaufs hervorgerufen werden, beeinflussen den ¹⁵N-Wert (Högberg, 1997).

Die Analyse der natürlichen Häufigkeit von Kohlenstoffisotopen wird verwendet, um Stoffwechsel-, Umwandlungs- und Aufnahmeprozesse nachzuvollziehen (Camin et al., 2016; Pilonel et al., 2005). Neben der Analyse von Produkten wie Fleisch oder Milch ist die Analyse von tierischen Geweben, wie z.B. Haaren, weit verbreitet, um die Herkunft oder den Produktionsprozess eines Produktes zu verfolgen (Hammes et al., 2017; Kornexl et al., 1997; Rossmann et al., 2000; Schwertl et al., 2005). Im Rahmen des Projektes wurden diese physikalischen Prozesse genutzt, um die verschiedenen Futterbausysteme der beteiligten Betriebe genauer zu untersuchen. Die Grundfuttermittel für Milchkühe bestehen aus Gras (Weide oder Grassilage, Erzeugung auf Grünland) und/oder Mais (Erzeugung auf dem Acker). Der Maisanteil in der Kuhfütterung wurde mithilfe von Isotopensignaturen in Kuhschwanzhaaren und betriebseigener Gülle untersucht und nachvollzogen. Grundlage für die Unterschiede in den Isotopensignaturen von Mais und Gras sind die unterschiedlichen Photosynthesemechanismen zwischen C₄-Pflanzen (Mais) und C₃-Pflanzen (Gras) (Nakamura et al., 1982; Smith and Epstein, 1971). C₃ Pflanzen diskriminieren deutlich stärker gegen das schwere ¹³C, während C₄ Pflanzen weniger stark diskriminieren und dadurch entsprechend höhere $\delta^{13}\text{C}$ -Werte aufweisen (Knobbe et al., 2006; Smith and Epstein, 1971).

Der $\delta^{15}\text{N}$ - und $\delta^{13}\text{C}$ -Wert wird in Promille [‰] ausgedrückt und beschreibt die Abweichung vom Standard. Für N ist der Standard das atmosphärische N₂ und für C ist es V-PDB ("Vienna Pee Dee Belemnite"). Es ist definiert als:

$$\delta^{15}\text{N oder } \delta^{13}\text{C}[\text{‰}] = \left[\left(\frac{R \text{ Probe}}{R \text{ Standard}} \right) - 1 \right] * 1000$$

wobei R das Verhältnis von ¹⁵N/¹⁴N oder ¹³C/¹²C Isotopen der Probe und des Standards repräsentiert (Dittert et al., 1998; Mariotti, 1984; Slater et al., 2001).

8.2.2.2 Probennahme der Schwanzhaare

Die Probenahme erfolgte nach dem Protokoll/Verfahren von Hammes et al. (2017) und Schwertl et al. (2005, 2003). Nach den dort beschriebenen Vorgaben konnten noch 17 Betriebe im Rahmen ihres

normalen betrieblichen Ablaufes Haarproben bereitstellen. An zwei aufeinanderfolgenden Tagen Anfang März 2021 wurden von den Landwirten selbst Schwanzhaare von zwei erwachsenen Milchkühen gezupft, die zu diesem Zeitpunkt seit mindestens zwei Jahren auf dem Betrieb lebten. Die genaue Probenaufbereitung findet sich detailliert beschrieben in Sieve et al. (2023a) Anhand des von Hammes et al. 2017 beschriebenen Schemas wurden bei 10 Haaren pro Betrieb jeweils Abschnitte der Winterfütterung (2020) und der Sommerfütterung (2020) zugeordnet und auf ihre $\delta^{13}\text{C}$ -Isotopensignatur analysiert.

8.2.2.3 Probenahme und Aufbereitung der Gülle

Die Gülleproben der Betriebe wurden im Spätwinter/Frühjahr 2020 und 2021 vor der ersten Gülleausbringung auf die Felder entnommen und bis zur Analyse eingefroren gelagert. Zur Vorbereitung der Isotopenanalyse wurden die Proben gefriergetrocknet, zu Pulver gemahlen (Fritsch Pulverisette 7; für 2,5 min, 400r/min) und < 1 mg Material in Zinnkapseln eingewogen.

8.2.2.4 Probennahme von Oberboden und oberirdischer Biomasse

Neben den Haar- und Gülleproben wurden zweimal jährlich im Frühjahr und im Herbst (vor und nach der Vegetationsperiode) auf allen Projektflächen Proben des Oberbodens (0-10 cm) und der oberirdischen Biomasse (Zupfproben) genommen, um darin ebenfalls die isotopische Signatur (^{13}C und ^{15}N) zu bestimmen.

8.2.2.5 Isotopen-Analysen

Sämtliche ^{13}C -Analysen wurden am Kompetenzzentrum für stabile Isotopen der Universität Göttingen durchgeführt. Die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte aller Proben wurden durch Verbrennung in einem Elementaranalysator NA1110 (CE-Instruments, Rodano, Milano, Italien) bestimmt, der mit einem Conflo III-Interface (Thermo Electron, Bremen, Deutschland) an ein Isotopenverhältnis-Massenspektrometer Delta XP (Thermo Electron, Bremen, Deutschland) angeschlossen war.

8.2.3 Status quo der Phytodiversität auf Wirtschaftsgrünland entlang der Entwässerungsgräben (Masterarbeit A. Wigger, 2023)

8.2.3.1 Versuchsdesign und vegetationskundliche Erhebungen

Im Rahmen einer Masterarbeit wurde untersucht, wie sich die Phytodiversität auf Wirtschaftsgrünlandflächen mit Entwässerungsgräben in Abhängigkeit des Abstandes vom Graben (Grabendistanz), der Bodenlandschaft (Geest, Marsch, Moor) und des chemischen Bodenzustands unterscheidet. Um das Potenzial zur Förderung der Artenvielfalt bei intensiver Grünlandwirtschaft zu bestimmen, wurden auf 18 repräsentativ ausgewählten Projektflächen drei jeweils gleichlange Transekte untersucht. Die Lage der Transekte wurde auf 0 -1 m von der Oberkante der Grabenböschung (Flächengrenze; G1), 5 m vom Graben (Flächenrand; G2) und die Flächenmitte bzw. max. 50 m vom Graben (Flächenmitte; G3) festgelegt (Abbildung 8-1). Somit wurden drei verschiedene Flächenbereiche abgedeckt, die aufgrund der für Düngemaßnahmen geltenden Abstandsregelung von mindestens 1 m zur Böschungsoberkante unterschiedliche Bewirtschaftungsintensitäten widerspiegeln. Innerhalb eines Transekts wurden jeweils drei Plots in gleichmäßigem Abstand zueinander angeordnet. Innerhalb der 0,5 x 0,5 m großen Plots wurden alle vorhandenen Arten

bestimmt, die Ertragsanteile der Arten an der Oberflächenvegetation geschätzt und Bodenproben gezogen. Das Design zur Datenaufnahme auf den 18 Observationsflächen ist in dargestellt. Vom 30.05.2022 bis zum 06.06.2022 wurden die Vegetationsaufnahmen und Ertragsanteilsschätzungen auf 18 ausgewählten Grünlandflächen durchgeführt. Bei der Bestimmung der Ertragsanteile wurde die Ertragsanteilsschätzung nach Klapp (LLG Sachsen-Anhalt, 2012; Voigtländer & Voss, 1979) zugrunde gelegt.

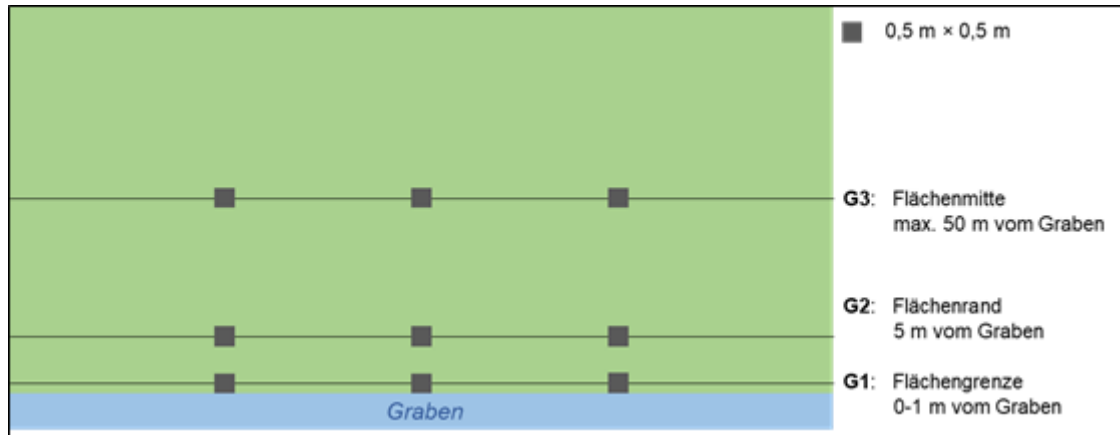


Abbildung 8-1: Design der Datenaufnahme auf den Observationsflächen. Abkürzungen: G1 Grabendistanz 1, G2 Grabendistanz 2, G3 Grabendistanz 3.

8.2.3.2 Biodiversitätsindikatoren

Die Analyse der Vegetationsdaten und Ertragsanteile erfolgte anhand der Berechnung von Biodiversitätsindikatoren. Im Folgenden wird sich bei den umfassenden genutzten Methoden auf die Darstellung des Shannon-Index bzw. der Shannon-Evenness beschränkt (Dierschke, 1994; Peet, 1974; Sanderson et al., 2004; Tresp, 2005). Der Shannon-Index (H ; auch Shannon-Diversität) ist ein Maß für die α -Diversität, die neben der Artenzahl auch die relativen Häufigkeiten der vorhandenen Arten, im vorliegenden Fall die Ertragsanteile, berücksichtigt. Je höher H ausfällt, desto diverser ist der Bestand.

Die Formel zur Berechnung des Shannon-Index lautet:

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \times \ln p_i \quad p_i = \frac{n_i}{N}$$

H	=	Shannon-Index
S	=	Gesamtzahl der Arten
n_i	=	Prozentwert der Art
N	=	Summe der Prozentwerte aller Arten
p_i	=	Quotient aus dem prozentualen Anteil einer Art und der Summe der Prozentwerte aller Arten

8.3 Ergebnisse

8.3.1 Stoffstrombilanzsalden auf den Projektbetrieben

8.3.1.1 Brutto-Salden

Zunächst wurden für die 23 Milchviehbetriebe die Brutto-Stoffstrombilanzen für die Einzeljahre 2019, 2020, 2021 und im dreijährigen Mittel berechnet. Es zeigt sich eine hohe Variabilität zwischen den einzelnen Betrieben und zudem eine unterschiedlich starke Variabilität zwischen den Jahren (Tabelle 8-2). Außerdem wird ersichtlich, dass die Brutto-N-Salden im Jahr 2021 deutlich niedriger liegen als in den anderen beiden Jahren. So liegt der durchschnittliche Brutto-N-Saldo im Jahr 2019 bei 147 kg N ha^{-1} (SD: 44,4); die durchschnittlichen Salden für 2020 und 2021 dagegen bei 142 kg N ha^{-1} und 105 kg N ha^{-1} . Acht Betriebe überschreiten die derzeit noch geltende Grenze von 175 kg N ha^{-1} im Dreijahresmittel für Brutto-N-Salden. 2020 überschreiten diese Grenze noch fünf Betriebe (MW: 142 kg N ha^{-1} , SD: 45,8) und im Jahr 2021 kein Betrieb (MW: 105 kg N ha^{-1} , SD: 37,0). Im dreijährigen Mittel (2019-2021) liegen die durchschnittlichen N-Salden bei 133 kg N ha^{-1} (SD: 31,1) und zwei Betriebe überschreiten die Grenze von 175 kg N ha^{-1} für Brutto-N-Salden.

Tabelle 8-2 zeigt ebenfalls die Brutto-P-Salden (P_2O_5) in $\text{kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ für die Einzeljahre 2019, 2020, 2021 und im dreijährigen Mittel. Auch hier wird die große Variabilität der Brutto-P-Salden zwischen den Betrieben deutlich. Innerbetrieblich variieren die Brutto-P-Salden teilweise stark. Im Mittel über alle Betriebe streuen die Salden zwischen den Jahren aber kaum. So liegt der mittlere Bilanzwert in allen drei Einzeljahren und im dreijährigen Mittel bei $24 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ (SD für die einzelnen Jahre 2019 = 15,5; 2020 = 14,6; 2021 = 16,1; 2019-2021 = 10,0). Bisher sieht die Gesetzgebung keinen Grenzwert für Bewertung der Brutto-P-Salden vor.

Tabelle 8-2: Brutto-Bilanzsalden der Betriebe für Stickstoff (kg N ha⁻¹) und Phosphor (kg P₂O₅ ha⁻¹) für die Einzeljahre 2019, 2020, 2021 und im dreijährigen Mittel (2019-2021). SD gibt die Standardabweichung für die Einzeljahre an.

ID	Brutto-N-Bilanz (kg N ha ⁻¹)					Brutto-P-Bilanz (kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹)				
	2019	2020	2021	SD	2019-2021	2019	2020	2021	SD	2019-2021
A	178	102	34	71,9	105	30	12	-4	17,2	13
B	134	155	156	12,5	148	37	32	42	4,9	37
C	117	95	32	43,9	81	17	12	4	6,1	11
D	199	181	149	25,3	176	32	31	32	0,2	32
E	145	162	94	35,2	134	13	30	28	9,7	24
F	195	85	106	58,6	129	44	22	38	11,2	35
G	164	156	NA	5,8	160	16	29	NA	8,5	23
H	176	38	122	69,8	112	38	-2	39	23,3	25
I	68	132	NA	45,1	100	-10	36	NA	32,2	13
J	208	154	76	66,6	146	29	14	5	12,3	16
K	155	122	90	32,6	123	33	40	33	4,1	35
L	206	209	82	72,7	166	56	19	-6	30,8	23
M	149	187	127	30,5	154	3	17	22	9,7	14
N	180	187	145	22,4	170	40	40	44	2,4	41
O	82	144	110	31,1	112	17	38	25	10,8	27
P	138	172	98	37,1	136	6	28	10	11,7	15
Q	NA	161	137	16,7	149	NA	-6	39	32,1	16
R	110	137	92	22,8	113	19	24	20	2,9	21
S	179	171	109	38,6	153	10	13	15	2,5	13
T	62	103	74	21,2	79	21	21	17	2,2	20
U	86	59	101	21,3	82	19	7	43	18,4	23
V	134	140	NA	4,3	137	43	40	NA	1,7	42
W	174	222	174	27,6	190	21	53	41	16,3	39

8.3.1.2 Vergleich der 25% niedrigsten und 25% höchsten Brutto-Bilanzsalden

Zur Identifikation der Hauptunterschiede zwischen den höchsten und niedrigsten Brutto-Bilanzsalden wurden alle Bilanzen der Betriebe in den Einzeljahren jeweils für Stickstoff und Phosphor in zwei Gruppen unterteilt: die 25% mit den niedrigsten Brutto-Salden (25%--) und die 25% mit den höchsten Brutto-Salden (25%++). Folgende mögliche Einflussfaktoren wurden in Betracht gezogen:

- Landwirtschaftliche Nutzfläche [ha]

- Maisflächenanteil an LN [%]
- Tierbesatz [GVE ha⁻¹]
- Mineraldüngerzukauf [kg ha⁻¹]
- Wirtschaftsdünger Aufnahme [kg ha⁻¹]
- Futterzukauf (inkl. Grobfutter) [kg ha⁻¹]
- Kraftfutterzukauf [kg ha⁻¹]
- Grundfutterleistung [%]
- Kraftfuttereinsatz / Liter ECM [kg Liter⁻¹].

Die Gruppe der 25% niedrigsten Brutto-N-Salden weist einen signifikant geringeren Mineraldüngerzukauf [kg ha⁻¹] auf als die Gruppe der 25% höchsten Brutto-N-Salden ($p < 0,001$; Tabelle 8-3). Auch der Futterzukauf [kg ha⁻¹] ($p < 0,01$) und die Grundfutterleistung [%] ($p < 0,05$) unterscheiden sich zwischen den 25% niedrigsten und 25% höchsten Brutto-N-Salden. Einen Trend zu höheren Werten bei höheren Salden weisen der Kraftfutterzukauf [kg ha⁻¹] und der Kraftfuttereinsatz pro erzeugtem Liter ECM [kg Liter⁻¹] auf ($p < 0,1$).

Tabelle 8-3: Vergleich beider Gruppen mittels t Test ($\alpha=0,05$) für die 25% niedrigsten und 25% höchsten Brutto-N- und P-Bilanzsalden. Gezeigt sind die Mittelwerte mit Standardabweichung in Klammern.

	Brutto-N-Bilanzsaldo			Brutto-P-Bilanzsaldo (P ₂ O ₅)		
	25% --	25% ++	p-Wert	25% --	25% ++	p-Wert
	Niedrigste N-Salden (n = 16)	Höchste N-Salden (n = 16)		Niedrigste P-Salden (n = 16)	Höchste P-Salden (n = 16)	
Brutto-Bilanzsaldo [kg ha ⁻¹]	72 (21,3)	189 (15,4)	<0,001 ***	-4 (7,6)	43 (5,0)	<0,001 ***
Landwirtschaftliche Nutzfläche [ha]	172 (75,3)	156 (101,8)	0,61 n.s.	187 (77,7)	141 (83,0)	0,12 n.s.
Maisflächenanteil an LN [%]	24 (19,7)	21 (11,4)	0,76 n.s.	22 (18,3)	24 (15,0)	0,76 n.s.
Tierbesatz [GVE ha ⁻¹]	1,81 (0,38)	2,05 (0,37)	0,11 n.s.	1,73 (0,35)	2,15 (0,35)	0,003 **
Mineraldüngerzukauf [kg ha ⁻¹]	60 (18,5)	133 (18,4)	<0,001 ***	5 (5,8)	11 (8,1)	0,02 *
Wirtschaftsdünger Aufnahme [kg ha ⁻¹]	17 (24,6)	21 (36,3)	0,85 n.s.	12 (14,3)	8 (19,2)	0,15 n.s.
Futterzukauf (inkl. Grobfutter) [kg ha ⁻¹]	103 (41,1)	143 (38,5)	0,007 **	43 (14,4)	76 (23,9)	<0,001 ***
Kraftfutter Zukauf [kg ha ⁻¹]	106 (44,3)	132 (38,6)	0,08 •	45 (16,2)	73 (13,7)	<0,001 ***
Grundfutterleistung [%]	56,3 (5,2)	50,4 (7,1)	0,013 *	55,2 (6,8)	53,3 (7,2)	0,44 n.s.
Kraftfuttereinsatz/ Liter ECM [kg Liter ⁻¹]	0,307 (0,042)	0,336 (0,041)	0,08 •	0,300 (0,044)	0,313 (0,047)	0,49 n.s.

Bei Futter- und Kraftfutterzukauf [kg ha^{-1}] ($p < 0,001$), Tierbesatz [GVE ha^{-1}] ($p < 0,01$) und Mineraldüngerzukauf [kg ha^{-1}] ($p < 0,05$) als Einflussgröße weisen die 25% niedrigsten Brutto-P-Salden signifikant niedrigere Werte auf als die 25% höchsten Brutto-P-Salden (Tabelle 8-3). Bei der landwirtschaftlichen Nutzfläche [ha], dem Maisflächenanteil an LN [%] und der Wirtschaftsdüngeraufnahme [kg ha^{-1}] ist kein Unterschied zwischen den 25% niedrigsten und höchsten Brutto-N- und P-Salden nachzuweisen.

8.3.1.3 Haupteinflussfaktoren auf die Höhe der Brutto-N- und P-Bilanzsalden

Der Mineraldüngerzukauf [kg ha^{-1}] hat einen signifikanten Einfluss auf die Höhe des Brutto-N-Saldos (Tabelle 8-3). Dieser Zusammenhang spiegelt sich in Abbildung 8-2 wider. Mit einer steigenden N-Zufuhr über Mineraldüngerzukauf um ein kg N ha^{-1} steigt der Brutto-N-Saldo um $1,06 \text{ kg N ha}^{-1}$ linear an. Bei einem Mineraldüngerzukauf von 0 kg N ha^{-1} läge der Brutto-N-Saldo bei $27,4 \text{ kg N ha}^{-1}$ (Y-Achsenabschnitt). Das Bestimmtheitsmaß (R^2) für diesen Zusammenhang beträgt $0,65$ ($p < 0,001$).

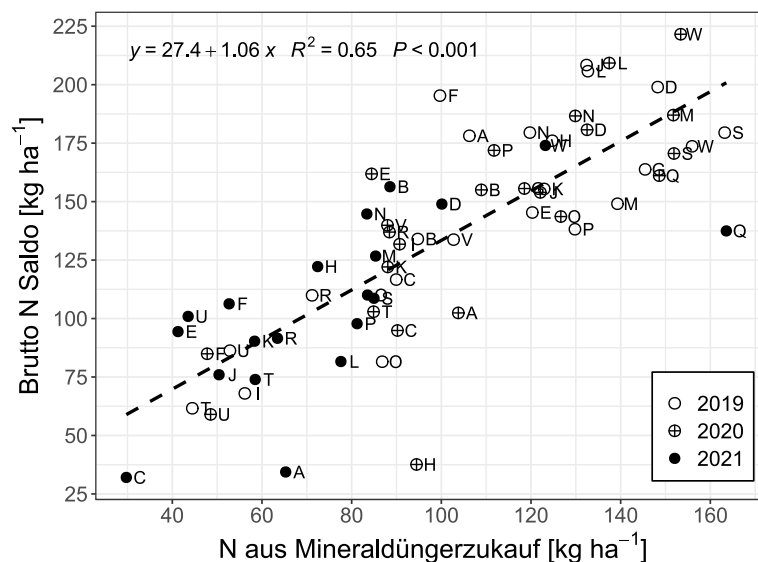


Abbildung 8-2: Zusammenhang zwischen dem N-Input aus Mineraldüngerzukauf [kg ha^{-1}] und dem Brutto-N-Saldo [kg ha^{-1}]. Die gestrichelte Linie bildet die lineare Regression ab. Die Symbole kennzeichnen die drei Einzeljahre 2019, 2020, 2021 und die Buchstaben stehen für den jeweiligen Betrieb (A-W).

Abbildung 8-3 zeigt den Zusammenhang zwischen dem P-Input (P_2O_5) aus Futterzukauf (Kraftfutter und Grobfutter) [kg ha^{-1}] und dem Brutto-P-Saldo [$\text{kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$]. Die 25% niedrigsten Brutto-P-Salden unterscheiden sich signifikant im Futterzukauf [kg ha^{-1}] von den 25% höchsten Brutto-P-Salden ($p < 0,001$, Tabelle 8-3). Mit einer steigenden P-Zufuhr über Futterzukauf (Kraftfutter- und Grobfutterzukauf) um ein $\text{kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ steigt der Brutto-P-Saldo um $0,439 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ an ($R^2 = 0,36$; $p < 0,001$; Abbildung 8-3). Würde kein P_2O_5 über Futter zugekauft werden, läge der Brutto-P-Saldo bei $-0,993 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ (Y-Achsenabschnitt).

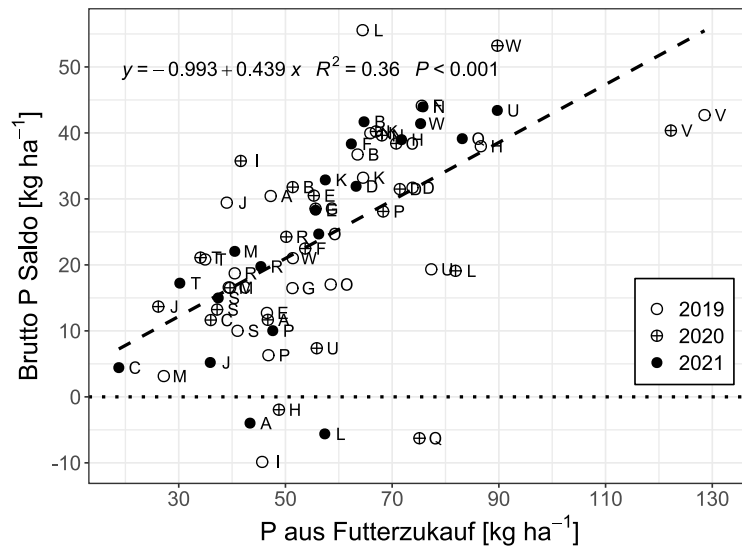


Abbildung 8-3: Zusammenhang zwischen dem P-Input (P_2O_5) aus Futterzukauf (Kraftfutter und Grobfutter) [$kg\ ha^{-1}$] und dem Brutto-P-Saldo [$kg\ P_2O_5\ ha^{-1}$]. Die gestrichelte Linie bildet die lineare Regression ab und die gepunktete Linie zeigt einen Brutto-P-Saldo von $0\ kg\ ha^{-1}$. Die Symbole kennzeichnen die drei Einzeljahre 2019, 2020, 2021 und die Buchstaben stehen für den jeweiligen Betrieb (A-W).

8.3.1.4 Anwendung der Bewertungsvorschläge aus dem Evaluierungsbericht zur Stoffstrombilanzverordnung

Bei der Bewertung des betrieblichen Stoffstrombilanzsaldos mithilfe eines betriebsspezifischen Grenzwertes unter Anwendung der Vorschläge 1 - 3 aus dem Evaluierungsbericht (siehe Kap. 8.2.1.4) kommt es zu unterschiedlich starken Unter- und Überschreitungen. Diese Unter- und Überschreitungen sind abhängig von Jahreseffekten und dem angewandten Vorschlag. Im dreijährigen Mittel wird der betriebsspezifische Grenzwert nach Vorschlag 2 am häufigsten überschritten, der betriebsspezifische Grenzwert nach Vorschlag 1 am seltensten (Tabelle 8-4).

Tabelle 8-4: Prozentualer Anteil der Betriebe, die ihren betriebsindividuellen Grenzwert, berechnet nach Vorschlag 1-3, in den Einzeljahren 2019, 2020, 2021 und im dreijährigen Mittel (2019-2021) über- oder unterschreiten.

	2019		2020		2021		2019-2021	
	Überschreitungen [%]	Unterschreitungen [%]	Überschreitungen [%]	Unterschreitungen [%]	Überschreitungen [%]	Unterschreitungen [%]	Überschreitungen [%]	Unterschreitungen [%]
Vorschlag 1	36,4	63,6	34,8	65,2	0	100,0	17,4	82,6
Vorschlag 2	72,7	27,3	73,9	26,1	35,0	65,0	65,2	34,8
Vorschlag 3	54,5	45,5	60,9	39,1	20,0	80,0	39,1	60,9

8.3.1.5 Brutto Stoffstrombilanzsalden im Jahr 2022

Der Datenrücklauf der Stoffstrombilanzdaten 2022 war weniger vollständig als in den Jahren zuvor, weshalb die Aussagekraft begrenzt ist. Nichtsdestotrotz lässt sich in den Daten von 2022 insbesondere für N eine klare Tendenz erkennen: Bei neun von 14 Betrieben ist das Brutto N Saldo niedriger als im Vorjahr (Abbildung 8-4).

Auch für die Brutto P Stoffstrombilanzsalden [$\text{kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$] gibt es eine generelle Tendenz zu niedrigeren Werten für das Jahr 2022, allerdings deutlich geringer ausgeprägt als bei den Brutto-N-Salden (Abbildung 8-5). Während sechs Betriebe im Jahr 2022 ein geringeres Brutto-P-Saldo aufweisen als im vorherigen Jahr, steigt es bei acht Betrieben von 2021 zu 2022 an.

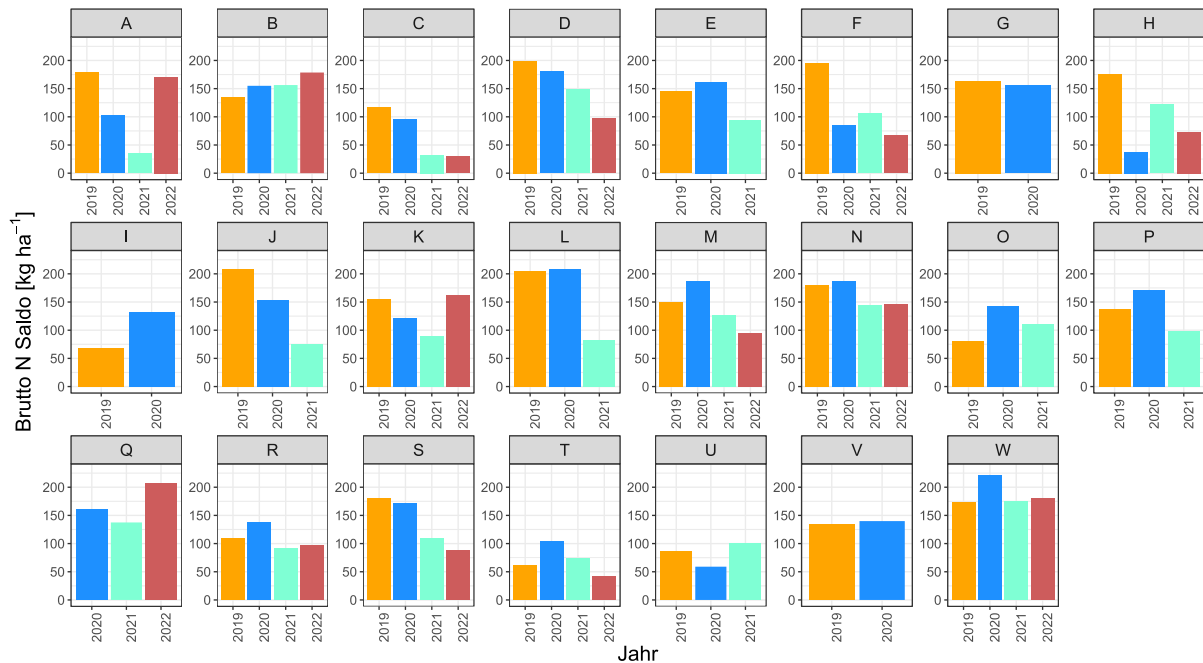


Abbildung 8-4: Entwicklung der Brutto N Stoffstrombilanzsalden [kg ha^{-1}] über die vier Projektjahre 2019-2022. Fehlende Balken kennzeichnen Datenlücken in dem entsprechenden Jahr.

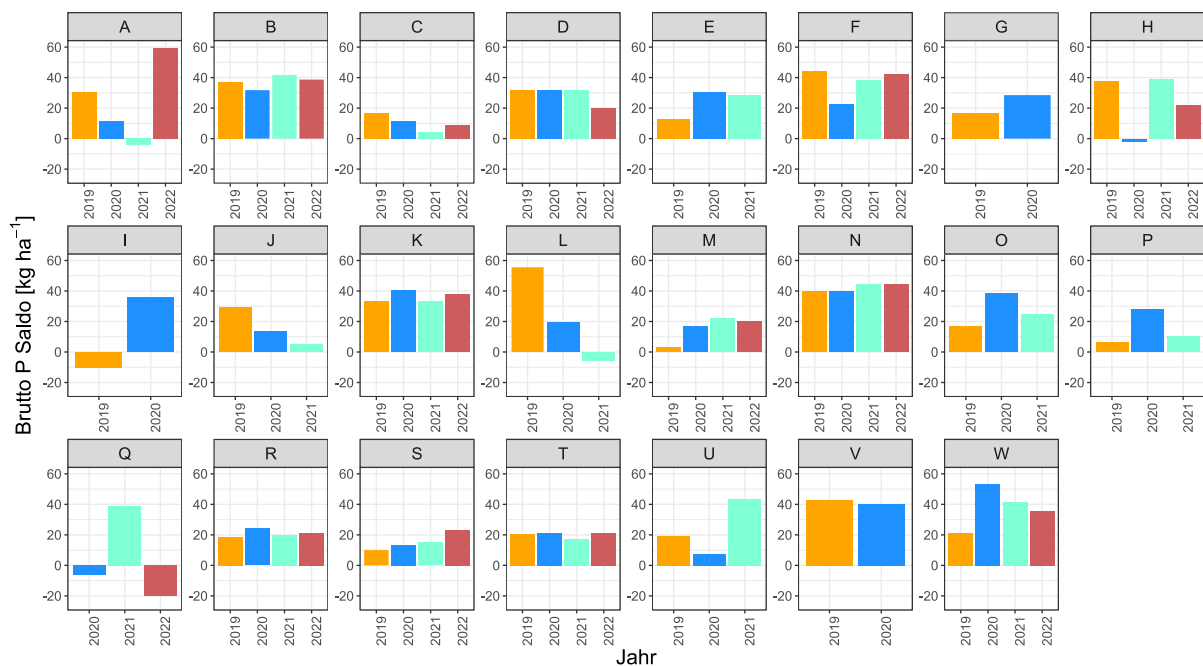


Abbildung 8-5: Entwicklung der Brutto P Stoffstrombilanzsalden [$\text{kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$] über die vier Projektjahre 2019-2022. Fehlende Balken kennzeichnen Datenlücken in dem entsprechenden Jahr.

8.3.2 Zusammenhang zwischen isotopischen Signaturen der Rinderschwanzhaare und der Rindergülle und dem Anteil von Mais in der Grobfuttermitteln und der Maisanbaufläche des Betriebes

Der Maisanteil in der Grundfütterration der 17 untersuchten Betriebe lag zwischen 0 % und 46 %. Dementsprechend fanden wir $\delta^{13}\text{C}$ -Werte in den Kuhschwanzhaaren in einem Bereich von -26,10 bis -18,73 ‰. Vier Betriebe hielten ihre Kühe in einem ganzjährigen Haltungssystem ohne jeglichen Weidegang, während 13 Betriebe Sommerweidehaltung durchführten: elf Betriebe mit zusätzlicher Maisfütterung und zwei Betriebe ohne Mais im Grundfutter. Wir fanden heraus, dass 67% der Variation der jährlichen $\delta^{13}\text{C}$ -Werte der Kuhschwanzhaare (Durchschnitt der Sommer- und Winterfütterungszeiträume) durch den jährlichen Maisanteil in der Grundfütterration erklärt werden können (Abbildung 8-6A). Das lineare Modell zeigt einen $\delta^{13}\text{C}$ -Wert von -24,7‰ (Y-Achsenabschnitt), wenn kein Mais in der Grundfütterration enthalten ist, und weniger negative Werte mit zunehmendem Maisanteil in der Grundfütterration. Diese Ergebnisse decken sich mit Ergebnissen von Hammes et al. (2017) (Y-Achsenabschnitt = -25,3 ‰). Das 95 %-Konfidenzintervall (KI) für den mittleren Maisanteil in der Grundfütterration (21 %) beträgt -21,67‰ (-22,35, -20,98).

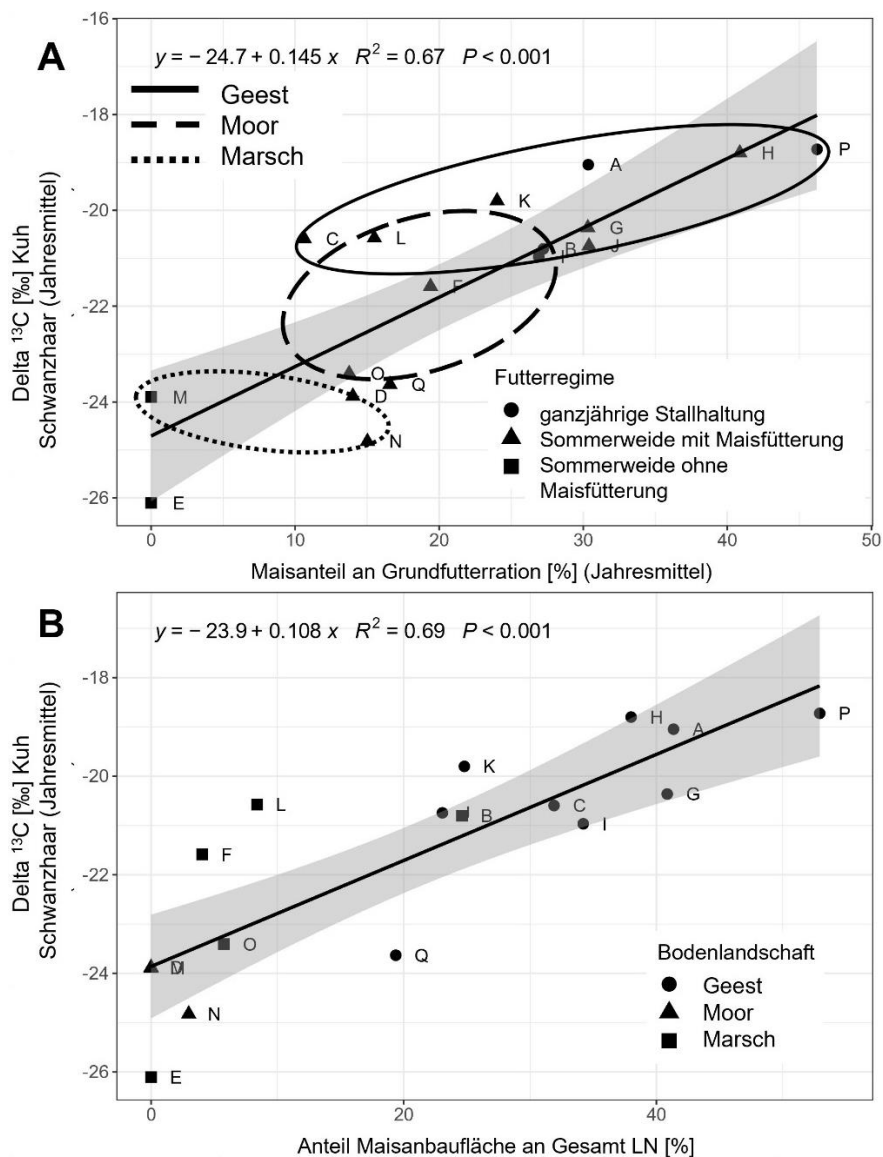


Abbildung 8-6:

A) Zusammenhang zwischen den $\delta^{13}\text{C}$ Werten (Jahresmittel aus Sommer- und Winterfütterung) von Kuhschwanzhaaren und dem Maisanteil an der Grundfütterration [% TM, Jahresdurchschnitt]. B) Zusammenhang zwischen den $\delta^{13}\text{C}$ Werten (Jahresmittel aus Sommer- und Winterfütterung) von Kuhschwanzhaaren und dem Anteil der Maisanbaufläche an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche [%]. Jeder Punkt repräsentiert einen Betrieb (A-Q) und die Symbole stehen für das Fütterungsregime und die Bodenlandschaft. Die durchgezogene Linie umfasst die Geest Betriebe, die gestrichelte Linie die Moor Betriebe und die gepunktete Linie die Marsch Betriebe. Das R^2 zeigt das Bestimmtheitsmaß der Beziehung und die grauen Bereiche das 95% Konfidenzintervall.

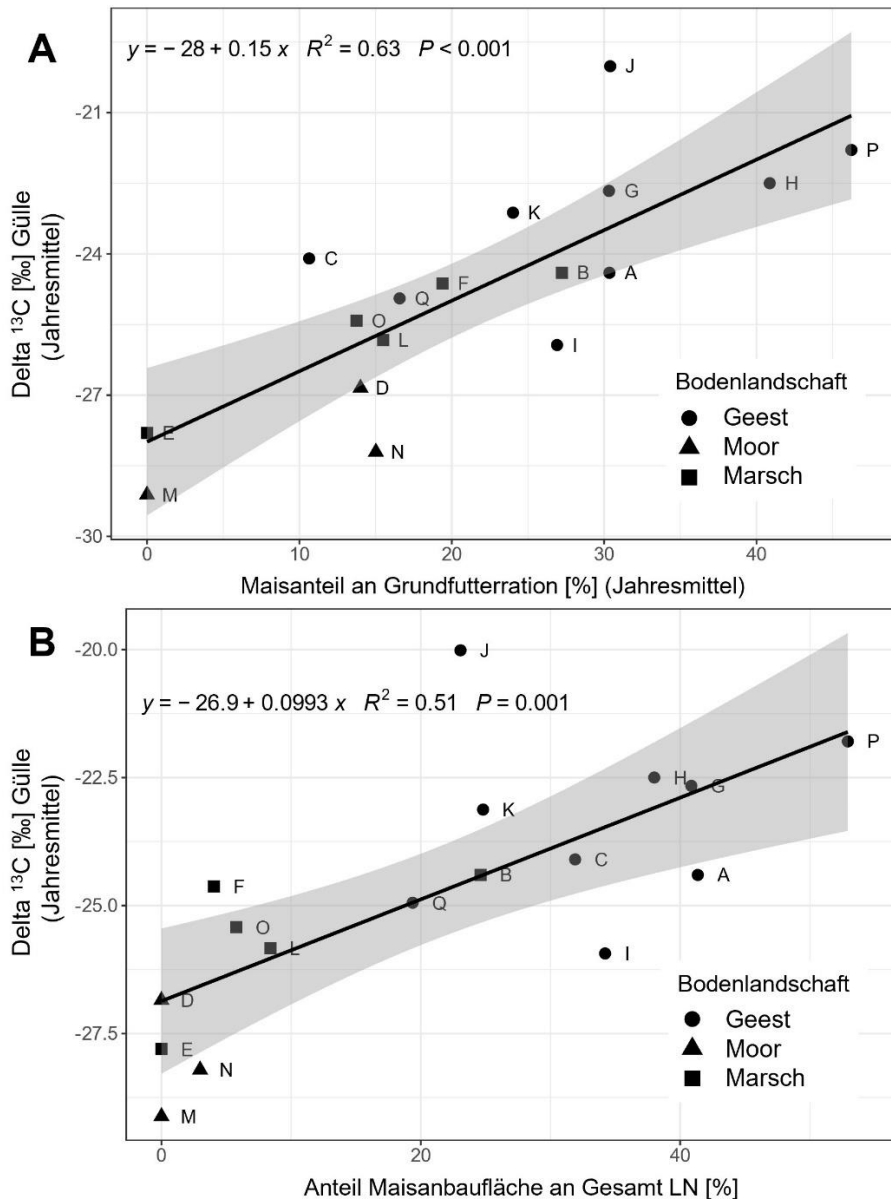


Abbildung 8-7:

A) Zusammenhang zwischen den $\delta^{13}\text{C}$ Werten (Jahresmittel aus Sommer- und Winterfütterung) der Gülle und dem Maisanteil an der Grundfütterration [% TM, Jahresdurchschnitt]. B) Zusammenhang zwischen den $\delta^{13}\text{C}$ Werten (Jahresmittel aus Sommer- und Winterfütterung) der Gülle und dem Anteil der Maisanbaufläche an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche [%]. Jeder Punkt repräsentiert einen Betrieb (A-Q) und die Symbole stehen für die Bodenlandschaft. Das R^2 zeigt das Bestimmtheitsmaß der Beziehung und die grauen Bereiche das 95% Konfidenzintervall.

In jedem Betrieb wurden Gülleproben entnommen. Der Faktor ‚Bodenlandschaft‘ (Marsch, Moor, Geest) hatte einen signifikanten Einfluss auf die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte der Gülle ($p < 0,01$, Daten nicht gezeigt).

Die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte der Gülle von Betrieben, die vornehmlich auf Marschflächen wirtschaften, waren signifikant geringer als die von Geest Betrieben, während die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte der Gülle von Moor Betrieben in einem Bereich zwischen denen von Marsch und Geest Betrieben lagen, sich aber nicht signifikant von einer der beiden Bodenlandschaften unterschieden.

Ein positiver Zusammenhang zwischen den $\delta^{13}\text{C}$ -Werten der Gülle der Betriebe und dem jährlichen Maisanteil in der Grundfütterration der Kühe konnte nachgewiesen werden ($R^2 = 0,63$, $p < 0,001$; Abbildung 8-7A): Betriebe mit niedrigeren $\delta^{13}\text{C}$ -Werten (negativer) in ihrer Gülle hatten einen geringeren Maisanteil in der Grundfütterration ihrer Kühe. Wir konnten außerdem zeigen, dass ein positiver Zusammenhang zwischen den $\delta^{13}\text{C}$ -Werten in der Gülle und dem Anteil des auf dem Betrieb angebaute Mais an der gesamten landwirtschaftlichen Fläche pro Betrieb besteht ($p < 0,001$; Abbildung 8-7B): 51 % der Variation der jährlichen $\delta^{13}\text{C}$ -Werte der Gülle konnten durch den Anteil des auf dem Betrieb angebaute Mais an der gesamten landwirtschaftlichen Fläche des Betriebs erklärt werden.

8.3.3 Zusammenhang der isotopischen Signaturen eines Betriebes mit seinem Stoffstrombilanzsaldo

Die Isotopensignaturen des Oberbodens, der oberirdischen Biomasse und der Gülle stehen im Jahr 2019 nur in einem schwachen Zusammenhang mit der Brutto-N-Stoffstrombilanz des Betriebes (Abbildung 8-8). Der N-Überschuss der Bruttostoffstrombilanz erklärte nur 18, 23 bzw. 27% der Variation der ^{15}N -Signaturen von Oberboden, oberirdischer Biomasse und Gülle. Diese Erkenntnis bestätigt die Ergebnisse von Wrage et al. (2011). Im Jahr 2020 lässt sich weder auf Feldebene noch auf Betriebsebene ein Zusammenhang zwischen den isotopischen Signaturen und den Stoffstrombilanzsaldden feststellen (Abbildung 8-8).

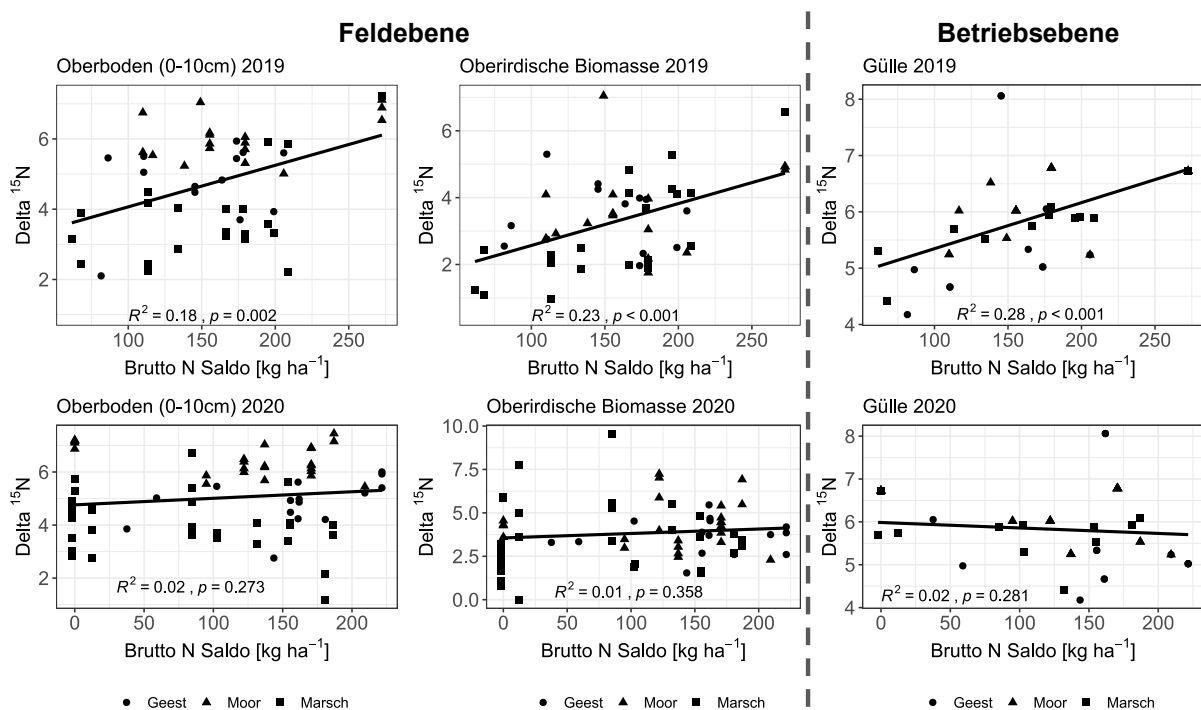


Abbildung 8-8: Zusammenhang zwischen dem betrieblichen Brutto-N-Stoffstrombilanzsaldo (kg ha^{-1}) und den $\delta^{15}\text{N}$ Werten im Oberboden, der oberirdischen Biomasse und Gülle für die Jahre 2019 und 2020. Das Bestimmtheitsmaß und die P-Werte zeigen die Ergebnisse einer Pearson Korrelation.

8.3.4 Status quo der Phytodiversität auf Wirtschaftsgrünland entlang der Entwässerungsgräben (Masterarbeit A. Wigger, 2023)

Die umfangreichen Ergebnisse der Status quo Analyse der Phytodiversität werden hier exemplarisch anhand des Shannon-Indizes dargestellt. Anhand von paarweisen Post-hoc-Vergleichen der Gruppenmittelwerte konnte festgestellt werden, dass G1 den höchsten, G2 den zweithöchsten und G3 den niedrigsten Shannon-Index aufwies. Der Vergleich der Shannon-Indizes der drei Bodenlandschaften zeigte, dass die Flächen im Moor den höchsten, in der Marsch den zweithöchsten und auf der Geest den niedrigsten Shannon-Index der Phytodiversität aufwies. Ein signifikanter Unterschied im Shannon-Index lag dabei zwischen den Bodenlandschaften Geest und Moor vor ($p = 0.0132$; Abbildung 8-9).

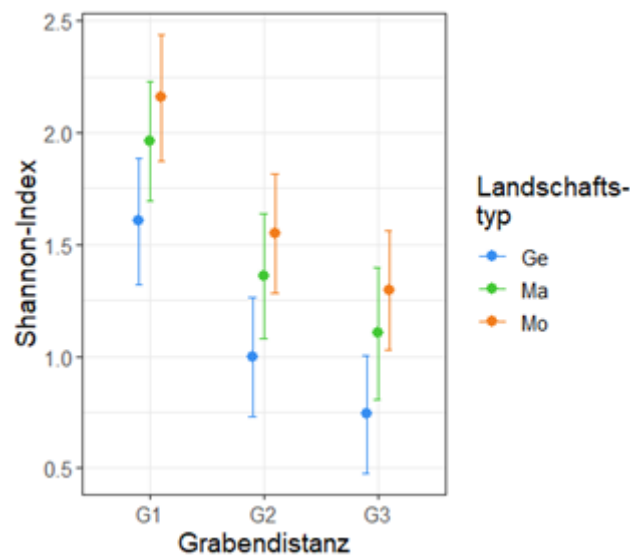


Abbildung 8-9: Shannon-Indizes der Phytodiversität in den verschiedenen Grabendistanzen (G1, G2, G3) und Landschaftstypen (Geest (Ge), Marsch (Ma), Moor (Mo)) bei einem mittleren standardisierten pH-Wert (arithm. Mittel) von 0.98. Die Punkte markieren die Schätzwerte und die Fehlerbalken die 95%-Konfidenzintervalle (M.Sc. A. Wigger, 2023).

8.4 Diskussion

8.4.1 Stoffstrombilanzsalden auf den Projektbetrieben

Variabilität der Stoffstrombilanzsalden auf Milchviehbetrieben

Die Tabelle 8-2 zeigt die dreijährigen N- und P-Brutto-Stoffstrombilanzsalden für die Jahre 2019, 2020 und 2021 als Praxisdaten von norddeutschen Milchviehbetrieben. Es fällt auf, dass innerhalb der Jahre eine hohe Variabilität der Salden zwischen den Betrieben vorliegt. Dies gilt sowohl für die Brutto-N-Salden als auch für die Brutto-P-Salden und wurde bereits in anderen Studien festgestellt (Akert et al., 2020; Haas et al., 2007). Im dreijährigen Mittel der Brutto-N-Salden sind die Unterschiede weniger stark ausgeprägt und es finden sich in wenigen Fällen besonders hohe oder besonders niedrige Salden. Zwischen den Betrieben bestehen auch im dreijährigen Mittel noch deutliche Unterschiede in den Brutto-P-Salden, jedoch gibt es keine negativen Salden mehr (Tabelle 8-2). Dies zeigt, dass Betriebe zwar in einem Jahr einen negativen P-Saldo haben können, sich dieser aber im nächsten oder übernächsten Jahr wieder ausgleicht und positiv wird.

Generell wird deutlich, dass die Variabilität in der Höhe des Stoffstromsaldos sowohl von dem einzelnen Betrieb und seiner Wirtschaftsweise abhängt als auch von dem Bezugsjahr. Die individuelle Einheit „Betrieb“ setzt sich aus vielen verschiedenen Faktoren zusammen, die in der Summe eine individuelle Wirtschaftsform ergeben. Dies sind z.B. die Flächenausstattung und Arrondierung, die Eigenmechanisierung, die verfügbare Arbeitskraft, die Größe des Stalls und des Melkstandes und vor allem auch die Einstellung zu Weidehaltung und der angestrebten Herdenleistung (Becker et al., 2018; Schaak und Musshoff, 2018; van den Pol-van Dasselaar et al., 2020a, 2020b). Der Jahreseffekt ergibt sich insbesondere durch die Witterung, Niederschlagsmengen und -verteilungen und die damit verbundene Menge und Qualität des erzeugten Grundfutters (Smit et al., 2008). Hinzu kommen die allgemeine Marktlage, die Vergütung für die abgelieferte Milch oder die Preise von Mineraldünger, Kraftfutter und Kraftstoff (Banse et al., 2019; Hartmann, 2022). Diese Faktoren können zu starken jährlichen Schwankungen führen, weshalb die Betrachtung des dreijährigen Mittels vorgeschrieben ist (BMEL, 2017). So überschreiten im dreijährigen Mittel nur zwei Betriebe die gesetzliche Vorgabe von 175 kg N ha^{-1} für Brutto-N-Bilanzen (siehe Kap. 8.2.1.4). Auch die Bund-Länder-Arbeitsgruppe stellt fest, dass Milchviehbetriebe häufig keine Probleme haben, unterhalb dieses zulässigen Wertes zu bleiben (BMEL, 2021). Im Vergleich zu anderen Studien liegen die P-Salden der hier untersuchten Betriebe hoch (durchschnittlich $24 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$; $11 - 42 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$). Die im Rahmen des Evaluierungsberichtes untersuchten Betriebe liegen über alle Betriebsformen hinweg bei einem durchschnittlichen negativen Saldo von $-12 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ (BMEL, 2021). Bei den dort untersuchten Betrieben erreichen die Veredelungsbetriebe mit durchschnittlich $23 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ die Überschüsse, die die Milchviehbetriebe in der hier vorliegenden Studie erreichen.

Bei der Einordnung dieser Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass für die Betriebsauswahl die Anforderungen an die Entwässerungsgräben im Rahmen von ‚Waterbuddies‘ ausschlaggebend waren (siehe Kap. 8.2.1.3). Im Vergleich mit anderen Tierhaltungsregionen in Niedersachsen verfügen viele der untersuchten Betriebe über eine großzügige Flächenausstattung, was Einfluss auf den Saldo pro ha hat. Auch wenn dies repräsentativ für die untersuchte Region ist, sollte es gleichzeitig bei einer Übertragung auf andere Regionen Deutschlands beachtet werden.

Die Witterung hat besonders auf den Futterbaubetrieben einen großen Einfluss. Die Gesamtmenge an Niederschlag und insbesondere auch die Niederschlagsverteilung ist essenziell für die Erzeugung von hochwertigem Grundfutter in ausreichender Menge (Neuwirth und Hofer, 2013; Smit et al., 2008). Im Jahr 2021 sind 20% mehr Niederschlag gefallen als im Jahr 2020 und 17% mehr als in 2019. Im Frühjahr und Hochsommer sind die Unterschiede noch deutlicher: Im April und Mai sind 2021 58% mehr Niederschläge als im Jahr 2019 gefallen und 72% mehr als in 2020; für Juli 2021 sind es 80% mehr als im Jahr 2019 und 65% mehr als im Jahr 2020. Besonders die fehlenden Niederschläge im Frühjahr 2019 und 2020 haben zu geringeren Erträgen beim jeweils ersten und zweiten Schnitt geführt. Zusätzlich hat eine Mäuseplage 2018 die Grasnarbe vieler Grünlandflächen in der Versuchsregion zerstört, sodass eine Neuansaat auf vielen Flächen notwendig war. Diese Bedingungen haben dazu geführt, dass auf vielen Projektbetrieben keine ausreichenden Mengen Grundfutter in guten Qualitäten erzeugt werden konnten. Das eigene Grundfutter bildet die Grundlage für die Milchproduktion. Entsprechend der davon im eigenen Betrieb erzeugten Mengen und Qualitäten passt der Betrieb den Zukauf von Kraftfutter, zusätzlich gekauftem Grundfutter und auch zu gewissen Teilen den Mineraldüngerzukauf an. Entsprechend der ersten beiden Schnitte eines Jahres im Grünland wird die Bestandsführung des

restlichen Jahres gewählt und eine Abwägung von eingesetzten Betriebsmitteln gegenüber benötigtem Grundfutter vorgenommen (van den Pol-van Dasselaar et al., 2020a). Tabelle 8-2 zeigt deutlich, dass sich die Witterungsbedingungen im Brutto-N-Saldo niederschlagen: 2021 als Jahr mit ausreichenden und gut verteilten Niederschlägen weist deutlich geringere Brutto-N-Salden auf als die Jahre 2019 und 2020.

Einflussfaktoren auf die Höhe des Stoffstrombilanzsaldos

Der Vergleich der Betriebe mit den 25% höchsten und 25% niedrigsten Brutto-Salden zeigt die entscheidenden Größen, die die Höhe der Brutto-Salden beeinflussen. Der Mineraldüngerzukauf [kg N ha^{-1}] unterscheidet sich signifikant zwischen den 25% höchsten und 25% niedrigsten Brutto-N-Salden ($p < 0,001$). Auch der Futterzukauf inkl. Grobfutter [kg N ha^{-1}] ($p < 0,01$) und die Grundfutterleistung [%] ($p < 0,05$) differieren zwischen den beiden Gruppen (Tabelle 8-3). Diese hauptsächlichen Faktoren für die N-Zufuhr identifizieren auch Akert et al. (2020).

Der Zusammenhang zwischen Mineraldüngerzukauf [kg N ha^{-1}] und Brutto-N-Saldo wird in Abbildung 8-2 dargestellt. Mit steigendem Mineraldüngerzukauf [kg N ha^{-1}] steigt der Brutto-N-Saldo linear an ($R^2 = 0,65$). Auch Löw et al. (2021) sehen die Möglichkeiten zur Reduktion des Brutto-Saldos in einem verringerten Mineraldüngerzukauf, N-reduzierter Fütterung und einer besseren Ausnutzung des N im Wirtschaftsdünger. Ein geringerer Mineraldüngerzukauf und -einsatz würde neben dem positiven Effekt auf die Höhe des Stoffstrombilanzsaldos zusätzlich CO_2 und Energie für die Synthese des N (Haber-Bosch Verfahren) einsparen (Faria, 2021; Rosa und Gabrielli, 2023). Gleichzeitig muss die Produktion von qualitativ hochwertigen Futter- und Lebensmitteln möglich und sichergestellt sein. Dies hebt die besondere Bedeutung von effizienter N-Ausnutzung aus Wirtschaftsdüngern hervor. Auch Grethe et al. (2021) legen in ihrem Bericht zum Klimaschutz im Agrar- und Ernährungssystem Deutschlands ein großes Augenmerk auf die effiziente Ausnutzung von betriebseigenem N und den reduzierten Zukauf von zusätzlichem mineralischen N.

Die Haupteinflussfaktoren auf den Brutto-P-Saldo sind der Futterzukauf insgesamt [$\text{kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$] und der Kraftfutterzukauf [$\text{kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$] ($p < 0,001$, Tabelle 8-3). Dies bestätigt die Ergebnisse von Akert et al. (2020). Abbildung 8-3 zeigt den linearen Zusammenhang, dass mit einem höheren P-Zukauf durch Futter auch der Brutto-P-Saldo des Betriebes ansteigt ($R^2 = 0,35$). Der Haupteintragspfad für P auf den Milchviehbetrieben ist das Futter. Die P-Zufuhr über mineralische Düngung beschränkt sich auf die mineralische Unterfußdüngung im Mais, sofern der Betrieb Mais anbaut. Von den in dieser Studie untersuchten Betrieben hat keiner das Grünland mineralisch mit P gedüngt, da der P-Düngebedarf über die organische Düngegabe gedeckt wird (Landwirtschaftskammer Niedersachsen, 2022). Die hohe Variabilität zwischen den Betrieben im Brutto-P-Saldo entsteht in erster Linie durch die unterschiedlich hohen P-Zufuhren durch Futter. Die Aufnahme von Wirtschaftsdünger entspricht ebenfalls einer P-Zufuhr, die sich in den meisten Fällen aber durch eine Abgabe von Wirtschaftsdünger an eine Biogasanlage ausgleicht. Eine P-reduzierte Fütterung wäre eine wichtige Stellschraube (Jürgens, 2021). Dabei ist es notwendig, dass Betriebe ihre Futtermittel (insbesondere das Grobfutter) auf P analysieren zu lassen und die P-Versorgung an den Laktationsverlauf anpassen. Dadurch würde sowohl weniger P durch Kraft- und Mineralfutter zugekauft als auch automatisch weniger Nährstoffanfall von P im Wirtschaftsdünger anfallen. Der Einsatz von P-reduziertem Milchleistungsfutter oder einem P-freien Mineralfutter wären weitere mögliche Ansatzpunkte (Landwirtschaftskammer Niedersachsen, 2021).

Damit einhergehend ist es generell von Vorteil, eine möglichst hohe Milchleistung aus dem eigenen Grundfutter zu erzeugen. Der dadurch geringere Zukauf von Nährstoffen im Kraftfutter (N und P) schlägt sich nicht nur positiv auf das Bilanzsaldo nieder, sondern kann auch ökonomische Vorteile bringen (Jürgens et al., 2016).

Generell wird die Meinung vertreten, dass die Stoffstrombilanz als gesamtbetriebliche Hoftor-Bilanz am besten geeignet ist, um Nährstoffströme auf landwirtschaftlichen Betrieben transparent abzubilden und deren Umwelteinfluss bezogen auf die Nährstoffe N und P darzustellen (Bach und Frede, 2005; Klages et al., 2017; Löw et al., 2021; Oenema et al., 2003). Dabei wird die Stoffstrombilanz als objektiv, robust, transparent und schwierig zu manipulieren eingeschätzt (Becker und Beisecker, 2017; SRU et al., 2013). Einig sind sich die Experten ebenfalls darüber, dass sie den pauschalen Grenzwert von 175 kg N ha^{-1} als leicht einzuhalten einstufen. Viele Betriebe ohne Vieh unterschreiten den Wert in der Regel und auch tierhaltende Betriebe überschreiten diesen pauschalen Grenzwert nur selten (BMEL, 2021; Löw et al., 2021; Taube et al., 2020). Daraus ergibt sich in Teilen die Forderung, dass ein pauschaler zulässiger Wert für den Brutto-Bilanzsaldo entfallen solle und zukünftig nur noch betriebsindividuell ermittelte Bilanzsalden zur Bewertung herangezogen werden sollten (BMEL, 2021). Diese Forderung unterstützen Löw et al. (2021) und Taube et al. (2020) nicht vollständig, auch wenn sie eine Anpassung der Bewertungsgrenze von 175 kg N ha^{-1} ebenfalls für notwendig erachten. Der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU, 2015) vertritt grundsätzlich die Meinung, dass der Gebrauch einer Brutto-Bilanzierung richtig und wichtig ist, um betriebliche Stickstoffströme sichtbar zu machen und dieser Ansatz nicht bereits im Vorhinein durch (pauschale) Abzüge gasförmiger Verluste geschmälert werden sollte. Auch Becker und Beisecker (2017) halten eine Brutto-Bilanzierung für einfacher, nachvollziehbarer und gerechter.

Die Berechnung der betriebsspezifisch zulässigen Grenzwerte erfordert einige weiterführende Daten und Berechnungen, ist aber grundsätzlich gut für Grünlandbetriebe durchführbar. Die weiten Abstufungen bei der Annahme von pauschalen Werten für den N-Anfall durch die Tiere (gem. DüV 2020, Anhang 1, Tabelle 1 und Anlage 9, Tabelle 1) bieten Raum für Ungenauigkeiten, werden aber auch bereits in anderen Berechnungen wie beispielsweise für die 170 kg N ha^{-1} Obergrenze in der Praxis genutzt, um den Aufwand für eine Kalkulation in einem realistischen Ausmaß zu halten.

Generell lässt sich festhalten, dass die betriebsindividuell berechneten Grenzwerte des Vorschlags 1 (Lfl) am wenigsten häufig und des Vorschlags 2 (Taube/Bach) am häufigsten überschritten werden (Tabelle 8-4). Das ist darauf zurückzuführen, dass die Anrechnungen für gasförmige Verluste im Vorschlag 1 am höchsten und umfassendsten sind, wohingegen Vorschlag 2 deutlich restriktiver in der maximalen anrechenbaren organischen N-Menge, dafür aber pauschaler bei den Abzügen für Verluste ist. Vorschlag 3 (DüV-orientiert) ist so konzipiert, dass er mit den Regelungen und Anrechnungskoeffizienten aus der aktuellen DüV einhergeht. Die betriebsspezifisch zulässigen N-Salden für die Vorschläge 2 und 3 liegen im dreijährigen Mittel alle niedriger als die generelle Bruttogrenze von 175 kg N ha^{-1} . Bei der Berechnung nach Vorschlag 1 liegen sechs betriebsspezifisch zulässige N-Salden über 175 kg N ha^{-1} . Nach Einschätzung der Verfasser des Evaluierungsberichtes und anderer Studien haben Milchviehbetriebe mit der Einhaltung des 175 kg N ha^{-1} selten Probleme (BMEL, 2021; Löw et al., 2021), weshalb an dieser Stelle durch die Berechnung des betriebsspezifischen Wertes nach Vorschlag 1 keine zusätzlichen positiven Umweltwirkungen zu erwarten wären. Unabhängig von der Wahl des Vorschlags fällt auf, dass im Jahr 2021 jeweils die wenigsten Überschreitungen des

betriebsspezifischen Wertes durch den Brutto-N-Saldo zu verzeichnen sind (Tabelle 8-4). Dies unterstreicht nochmals die Abhängigkeit der Bilanzsalden von den Jahreseffekten insbesondere durch die Witterung und dem damit zusammenhängenden Ertragsniveau. In einem Jahr mit ausreichend und gut verteiltem Niederschlag ist eine Überschreitung des zulässigen betriebsspezifischen Wertes deutlich seltener als es in trockenen Jahren der Fall ist. Auch auf das dreijährige Mittel kann ein Extremjahr (trocken oder nass) spürbare Auswirkungen haben, indem es Salden anhebt oder sie relativiert. Diesen Umstand puffert im Vorschlag 3 ein genereller Zuschlag von $+10 \text{ kg N ha}^{-1}$ für Betriebe mit $>75\%$ Grünland etwas ab.

Die Analysen dieser Studie zeigen, dass die Vorschläge aus dem Evaluierungsbericht (BMEL, 2021) gut auf die Praxisdaten anzuwenden sind. Eine zusätzliche positive Umweltwirkung durch geringere N-Überschüsse ist bei der Anwendung von Vorschlag 1 nur in seltenen Fällen zu erwarten. Vorschlag 2 würde zur stärksten Reduktion der N-Überschüsse führen, gleichzeitig aber auch mit den stärksten Einschränkungen für die Betriebe einhergehen. Vorschlag 3 stellt einen Kompromiss dar. Grundsätzlich sollte weiter kritisch diskutiert werden, ob die Bewertung des N-Saldos mithilfe eines Brutto- oder Netto-Grenzwertes zielführender ist.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Brutto-Stoffstrombilanzsalden zwischen verschiedenen Betrieben stark variieren. Der Mineraldüngerzukauf und der Futterzukauf sind die größten Einflussfaktoren auf die Höhe des Stoffstrombilanzsaldos bei Milchviehbetrieben. Außerdem ist eine sehr starke Abhängigkeit der Milchviehbetriebe von Jahres- und Witterungseffekten deutlich geworden, wodurch die Brutto-Salden sowohl positiv als auch negativ beeinflusst werden. Durch eine Bewertung des fortlaufenden dreijährigen Mittelwertes könnten solche Jahreseffekte in der Novellierung der StoffBilV Berücksichtigung finden. Grundsätzlich ist eine Einhaltung der betriebsspezifischen maximal zulässigen N-Salden nach allen drei Vorschlägen des Evaluierungsberichtes möglich.

8.4.2 Zusammenhang zwischen isotopischen Signaturen der Rinderschwanzhaare und der Rindergülle und dem Anteil von Mais in der Grobfuttermittlung und der Maisanbaufläche des Betriebes

Zusammenhang zwischen den $\delta^{13}\text{C}$ -Werten in Kuhschwanzhaaren und Gülle und dem Maisanteil in der Grobfuttermittlung

Unsere Ergebnisse zeigen, dass es eine Beziehung zwischen dem Maisanteil in der Grobfuttermittlung und den $\delta^{13}\text{C}$ -Werten der Kuhschwanzhaare gibt. C_4 - und C_3 -Pflanzen unterscheiden sich in ihrem photosynthetischen Stoffwechsel und damit in ihrer Diskriminierung von ^{13}C (Smith und Epstein, 1971). Dies spiegelt sich in der isotopischen Zusammensetzung der Kuhschwanzhaare wider (Nakamura et al., 1982). Wir konnten feststellen, dass ein höherer Anteil an C_4 -Pflanzen (Mais) in der Futtermittlung zu weniger negativen $\delta^{13}\text{C}$ -Werten in den Kuhschwanzhaaren führte. Dieser Befund bestätigt Ergebnisse aus früheren Studien (Hammes et al., 2017; Schwertl et al., 2003). Darüber hinaus haben wir den Ansatz dieser Studien erweitert, indem wir die Marsch als wichtige Region für die Milchproduktion mit in die Untersuchungen einbezogen haben. Außerdem haben wir die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte in der Gülle der Projektbetriebe bestimmt. Unser Ziel war es, zu zeigen, dass der Zusammenhang zwischen dem Maisanteil in der Grobfuttermittlung und den $\delta^{13}\text{C}$ -Werten in Kuhschwanzhaaren und Gülle auch für ein breiteres Spektrum von Umweltbedingungen, wie unterschiedliche Bodenlandschaften und

entsprechende Produktionssysteme, gilt. Diese Beziehung ist auch auf der Landschaftsebene interessant, da sie Aufschluss darüber gibt, wie hoch der Anteil an Grobfutter für die Milchproduktion ist, der auf Ackerflächen (Mais) anstatt auf Grünland erzeugt wird. Ackerflächen können potenziell auch Produktionsfläche für menschliche Nahrungsmittel sein, wohingegen eine Nutzung von Grünland für menschliche Nahrungsmittel nur durch eine Veredelung durch Wiederkäuer möglich ist (Teller-Trog-Diskussion).

Wie bei der Hypothesenbildung erwartet fanden wir eine Beziehung zwischen den $\delta^{13}\text{C}$ -Werten der Gülle und dem Maisanteil in der Grobfuttermischung (Abbildung 8-7A). Ein höherer Anteil von Mais (C_4) in der Grobfuttermischung wirkt sich auch auf die Isotopensignatur von Gülle auf Betriebsebene aus (Amelung et al., 1999; Glaser et al., 2001). Da Gülle in der Regel über mehrere Monate gelagert wird, hat sie eine gewisse Archivfunktion für $\delta^{13}\text{C}$ -Werte und spiegelt das Fütterungsregime über den Lagerungszeitraum wider. Die Geest Betriebe haben in unserer Studie die höchsten Anteile der Maisanbaufläche an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche (Gesamt LN) ($p < 0,001$; Tabelle 8-5) und den signifikant höchsten Futteranteil an Mais ($p < 0,05$) und weisen entsprechend die höchsten $\delta^{13}\text{C}$ -Werte in der Gülle auf ($p < 0,01$). Diese Beziehung wurde bereits mehrfach genutzt, um systematisch isotonenangereicherte oder -abgereicherte Gülle für Versuchsanstellungen herzustellen (Angers et al., 2007; Bol et al., 2004).

In der Praxis sind Gülleproben leichter verfügbar als Proben von Kuhschwanzhaaren. Kuhschwanzhaare werden aus hygienischen Gründen in regelmäßigen Abständen geschnitten und sind oft zu kurz für die vorgesehenen Zwecke. Die Beziehung zwischen den $\delta^{13}\text{C}$ -Werten in der Gülle und dem jährlichen Maisanteil in der Grobfuttermischung ist ähnlich wie die zwischen Kuhschwanzhaaren und Maisanteil ($R^2 = 0,63$ bzw. $R^2 = 0,67$). Aus unseren Ergebnissen schließen wir, dass eine Isotopenanalyse der Gülle als guter Proxy für die Schätzung der Futteranteile (C_3 - vs. C_4 -Pflanzen) verwendet werden kann. Um die Beziehung zwischen den $\delta^{13}\text{C}$ -Werten in der Gülle und dem jährlichen Maisanteil in der Nahrung vollständig erklären zu können, sind jedoch weitere Informationen über das Güllemanagement des Betriebs erforderlich, z. B. über die Herkunft der Gülle (ausschließlich von Kühen oder auch von Färsen oder Bullen) oder die Art und Dauer der Güllelagerung. Außerdem schwankt die Zusammensetzung des Futters im Laufe des Jahres je nach Verfügbarkeit und Qualität des Grobfutters. Um die Modelle zu verbessern, sollte insbesondere der Anteil des Kraftfutters an der Ration beachtet werden. Hierbei ist es wichtig, ob neben der Fütterung von Silomais auch C_4 -Pflanzen als Kraftfutter (ebenfalls häufig Mais) eingesetzt werden. Es fütterten sechs Betriebe (A, G, H, I, K, L) zusätzlich Mais als Kraftfutter in Einzelkomponenten, während elf Betriebe konventionelle Mehrkomponenten-Kraftfutter fütterten, bei denen die Anteile der einzelnen Bestandteile nicht bekannt sind. Die Datenpunkte der Betriebe mit C_4 im Kraftfutter liegen über oder auf der Regressionslinie (Abbildung 8-6A). Wird der Anteil des Maiskraftfutters dieser sechs Betriebe in den Gesamtfutteranteil von Mais an der Ration einbezogen, verbessert sich das R^2 der Beziehung $^{13}\text{C}\text{-Haar} \sim \text{Futteranteil von Mais}$ auf 0,77. Somit kann die zusätzliche und nicht berücksichtigte Fütterung von C_4 -Pflanzen im Kraftfutter einen Teil der Schwankungen erklären.

$\delta^{13}\text{C}$ -Werte in Kuhschwanzhaaren und Gülle in verschiedenen Bodenlandschaften

Die Milchproduktion und die Fütterungssysteme sind eng mit den Bodenlandschaften (Geest, Moor, Marsch) verbunden. Die Methode der Isotopenanalysen von Kuhschwanzhaaren wurde bereits bei

verschiedenen Standortbedingungen angewandt (Hammes et al., 2017; Schnyder et al., 2006; Schwertl et al., 2005 und Wittmer et al., 2010). In unserer Studie werden neben Sand- und Torfböden in derselben Region auch Marschböden als Produktionsstandort für die Milchvieh- und Grünlandwirtschaft berücksichtigt. Marschböden in Küstenregionen mit ihren hohen Tonanteilen sind oft nur bedingt als Ackerland zu nutzen, können aber sehr produktives Grünland für die Milchviehhaltung sein (Reijs et al., 2013). Die in unserer Untersuchungsregion vorliegende Kombination von Bodenlandschaften, als Geest, Moor und Marsch, ist entlang der deutschen Nordseeküste nicht ungewöhnlich, und auch in den Niederlanden sind Milchproduktion und Grünland auf diesen drei Bodentypen zu finden (van den Pol-van Dasselaar et al., 2020a). Der Maisanbau ist aufgrund von hohen Grundwasserspiegeln in Moor- und Marschgebieten oft begrenzt (Stirm und St-Pierre, 2003). In der Projektregion ist der Maisanbau insbesondere auf der Geest möglich, und nur teilweise auf Moor- oder Marschböden. Dementsprechend unterschieden sich die Betriebe in den drei Bodenlandschaften signifikant im Anteil der Maisanbaufläche an der Gesamt LN ($p < 0,001$; Tabelle 8-5) und im Maisanteil in der Fütterung der Milchkühe ($p < 0,05$; nicht dargestellt).

Die Bodenlandschaften und Produktionssysteme sind miteinander verbunden. So gibt es unter den Projektbetrieben keinen Geest Betrieb, auf dem kein Mais im Futter für die Milchkühe verwendet wird, und umgekehrt keinen Marsch Betrieb, der seine Kühe ganzjährig im Stall hält. Diese individuellen Produktionsverfahren repräsentieren die realen Bedingungen in der Milchviehhaltung in Nordwestdeutschland.

Tabelle 8-5: Anteil von Maisanbaufläche an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche (Gesamt LN) [%] unterteilt nach den drei Bodenlandschaften im Jahr 2020.

Bodenlandschaft	Maisanteil an Gesamt LN [%]
Geest	34.05 b
Moor	8.56 a
Marsch	0.99 a

Ein wichtiger Faktor, der zur unerklärten Varianz beitragen kann, ist der Zukauf von zusätzlichen (Grob-)Futtermitteln für die Milchproduktion (häufig Maissilage), wenn die betriebsintern erzeugten Mengen nicht ausreichen. Von den 17 Untersuchungsbetrieben haben sechs im Jahr 2020 Maissilage zugekauft ($0,33 \text{ t Kuh}^{-1} - 3,10 \text{ t Kuh}^{-1}$).

Der Zusammenhang der Isotopensignaturen in Kuhschwanzhaaren und Gülle mit dem Anteil des Maisanbaus an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche erweitert den Anwendungsbereich der Methode und ermöglicht eine faktenbasierte Analyse, die über Fragebögen erhobene Daten ergänzen und abgleichen kann (zu Fütterung, Weidegang und Zusammensetzung des Futters).

8.4.3 Zusammenhang der isotopischen Signaturen eines Betriebes mit seinem Stoffstrombilanzsaldo

Im Kapitel 8.3.3 werden die beiden Methoden zur Nachverfolgung von Stickstoffflüssen auf landwirtschaftlichen Betrieben miteinander kombiniert: Isotopenanalysen auf Feldebene und die betriebliche Stoffstrombilanz. Es wurde die Hypothese verfolgt, dass die Ergebnisse der Stoffstrombilanz (N-Überschüsse auf Betriebsebene) die $\delta^{15}\text{N}$ -Isotopensignaturen von Proben des

Oberbodens und der oberirdischen Biomasse (auf der Feldebene) und Gülleproben (auf Betriebsebene) erklären können. Die Ergebnisse für das Jahr 2019 zeigen, dass die Beziehung zwischen der Stoffstrombilanz und der Isotopensignatur von Gülleproben (beides Betriebsebene) stärker war als die Beziehungen zwischen der Stoffstrombilanz und der Isotopensignatur von Proben des Oberbodens oder der oberirdischen Biomasse (Feldebene). Wenn die Daten um das Jahr 2020 erweitert werden, wird die Beziehung allerdings schwächer und nicht mehr nachweisbar (Abbildung 8-8). Ein möglicher Grund für diese sehr schwache oder nicht vorhandene Beziehung ist, dass in dieser Studie die untersuchten Flächen in den meisten Fällen nicht vollständig repräsentativ für die Bewirtschaftung des Betriebs sind. Dies liegt an der Auswahl der Flächen aufgrund der Grabenstruktur. Diese Schläge entsprechen nicht unbedingt der generellen Bewirtschaftungsweise des Betriebes. Es bleibt die Frage, ob es überhaupt ‚den repräsentativen Schlag‘ für einen ganzen Betrieb geben kann. Um dieser Frage nachzugehen, müssten alle Schläge eines Betriebs für die Isotopenanalysen beprobt werden. Dies wäre zwar methodisch interessant, da wir uns eine Verbesserung des Verhältnisses zwischen der Hoftorbilanz und den Isotopensignaturen erhoffen, doch war dies im Rahmen unserer On-Farm-Forschung praktisch nicht machbar. Selbst Studien, die ausschließlich auf der Feldskala durchgeführt wurden ($\delta^{15}\text{N}$ des Oberbodens \sim N-Schlagbilanz), zeigten keinen wesentlichen Zusammenhang (Wrage et al., 2011). Somit bestätigen unsere Ergebnisse die Lücke zwischen der Feld- und der Betriebsebene bei der Verfolgung von N-Flüssen.

Mögliche Erklärungen für diese Diskrepanz zwischen auf Feldebene erhobenen Daten zu Isotopensignaturen und N-Salden auf Betriebsebene könnten folgende sein: Die Bilanzen der Futterbaubetriebe sind sehr empfindlich gegenüber Jahreseffekten. Die Jahreseffekte ergeben sich insbesondere aus der Niederschlagsmenge und der zeitlichen Verteilung und der damit verbundenen Menge und Qualität des erzeugten Grundfutters (Smit et al., 2008). Hinzu kommen die allgemeine Marktsituation, die Vergütung für Milch oder die Preise für Kunstdünger, Kraftfutter und Treibstoff, die den betrieblichen Input und Output beeinflussen (Banse et al., 2019; Hartmann, 2022). Aufgrund dieser verschiedenen Einflussfaktoren sind die durch eine Hoftorbilanz berechneten N-Überschüsse von Jahr zu Jahr sehr unterschiedlich (Kapitel 8.3.1.1). Im Gegensatz dazu entwickeln sich die Isotopensignaturen auf Feldebene durch die Akkumulation von Effekten über Jahre hinweg (mindestens 2-3 Jahre gleichbleibende Bewirtschaftungsmethoden). Im Hinblick auf die Proben von Oberboden und oberirdischer Biomasse kommt damit eine zusätzliche zeitliche Dimension hinzu. Auf der Ebene des landwirtschaftlichen Betriebes, d. h. bei der Stoffstrombilanz und den Isotopensignaturen der Gülle, beträgt der Bezugszeitraum für beide Methoden ein Jahr. Obwohl Gülle auch als ein Isotopenarchiv für den Kuhstoffwechsel angesehen werden kann (Bol et al., 2004; Glaser et al., 2001), werden die Güllemengen selten länger als 7-9 Monate gelagert, so dass die Interpretation ebenfalls eingeschränkt ist. Das Mischen der Gülle von Milchkühen und Jungvieh, das Umpumpen von einem Lager zum anderen und die Aufnahme von Wirtschaftsdüngern aus anderen Betrieben führen zu weiteren unerklärlichen Schwankungen in der praktischen Forschung auf den Betrieben.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die gewählten methodischen Ansätze wertvolle Einblicke in die N-Flüsse auf der jeweiligen Skalenebene geben, auch wenn eine Lücke zwischen Feld- und Betriebsebene bleibt. Nichtsdestotrotz werden wichtige Anwendungsbereiche beider Methoden aufgezeigt und analysiert, um wertvolle Anregungen für die weitere Forschung zu geben.

8.4.4 Status quo der Phytodiversität auf Wirtschaftsgrünland entlang der Entwässerungsgräben (Masterarbeit A. Wigger, 2023)

Insgesamt wurden folgende Eigenschaften der Bestände hinsichtlich der Phytodiversität in den drei Grabendistanzen deutlich. Bei niedrigen Nährstoffgehalten bzw. im Falle der Shannon-Diversität unabhängig von der Nährstoffversorgung zeichnete sich G1 (nah am Graben) durch deutlich artenreichere und gleichzeitig homogenere (höherer Grad der Gleichverteilung der Arten) Bestände im Vergleich zu G3 (~50 m) aus. Die Bestände in G2 (5 m) wiesen bei niedrigen Nährstoffgehalten eine sehr ähnliche Diversität wie die Bestände in G3 auf und waren folglich ebenfalls artenärmer als in G1. Kurz gesagt handelte es sich bei geringer Nährstoffversorgung der Böden bei den Beständen in G1 um eher artenreiche Bestände mit einer hohen Gleichverteilung der Arten, während die Bestände in G2 eher artenarm waren aber eine ebenfalls hohe Gleichverteilung der Arten aufwiesen. Die Bestände in G3 zeichneten sich wiederum durch sehr wenige Arten mit sehr ungleich verteilten Ertragsanteilen aus (Abbildung 8-9).

8.4.5 Weitere Kooperationen im Rahmen des Projektes

Während des Projektes Waterbuddies fand eine Kooperation zwischen dem Modul F und dem Projekt GreenGrass (BMBF, Fördernummer 031B0734F) auf drei der Waterbuddies Projektflächen statt. Kollegen der Universität Köln, Geographisches Institut, Arbeitsgruppe GIS & Fernerkundung (Dr. Christoph Hütt und Prof. Dr. Georg Bareth), haben über die Vegetationsperiode 2021 hinweg wiederholt Aufnahmen dreier Projektflächen mithilfe eines UAV (Unmanned Aerial Vehicle) vorgenommen, um zu untersuchen, ob sich mit den 3D Punktwolken eines UAV-LiDAR Sensors eine Abschätzung der stehenden Biomasse (Grasaufwuchs) machen lässt (Abbildung 8-10). Unser Beitrag zu der Kooperation bestand in der Aufnahme und Bereitstellung der Daten am Boden: Narbenhöhenmessungen, Schneiden und Aufbereiten der stehenden Biomasse (wiegen, sortieren, trocknen). Die Daten werden derzeit noch von den Kollegen ausgewertet und sollen 2024 publiziert werden.

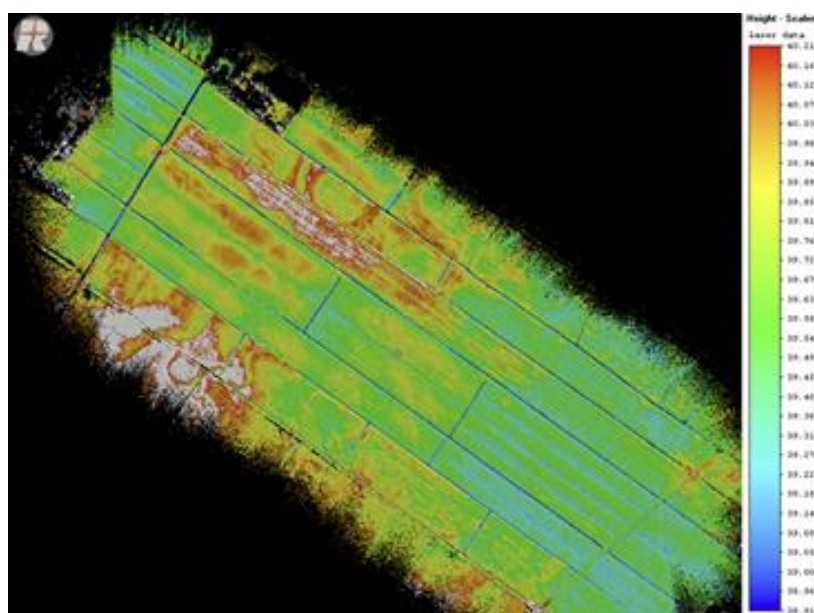


Abbildung 8-10: LiDAR digitales Höhenmodell dreier Projektflächen vom 14.05.2021 erzeugt mit einem Riegl miniVUX-1UAV Laserscanner (Hütt, 2023).

9 Modul G – Übertragung, Interpolation und Gesamtbewertung unter Einbindung landesweit eingesetzter und akzeptierter Datengrundlagen

Es ist bekannt, dass intensives Be- und Entwässerungsmanagement für die Sicherung der Flächenbewirtschaftung im niedersächsischen Küstenraum sorgt und zu einer engen und ständigen Wechselwirkung zwischen Landwirtschaft, dem Boden, angrenzender Vorflut und dem Grundwasser beiträgt. Bereits im Rahmen der Aufteilung der Projektlandwirte in zwei AK „Geest“ sowie „Moor & Marsch“ wurde deutlich, dass sich die ackerbaulich genutzten Flächen zumeist auf die Sand-/Geschiebelehm Böden der Geest beschränken (Abbildung 9-1, links). Auch tiefumgebrochene, stark entwässerte Moore sowie ackerfähige Marschflächen im Bereich des binnendeichs gelegenen Uferwalls (Abbildung 9-1, rechts) können als Ackerfutterbauflächen genutzt werden, stellt im Projektgebiet im Vergleich zum Grünland jedoch den deutlich kleineren Anteil dar.

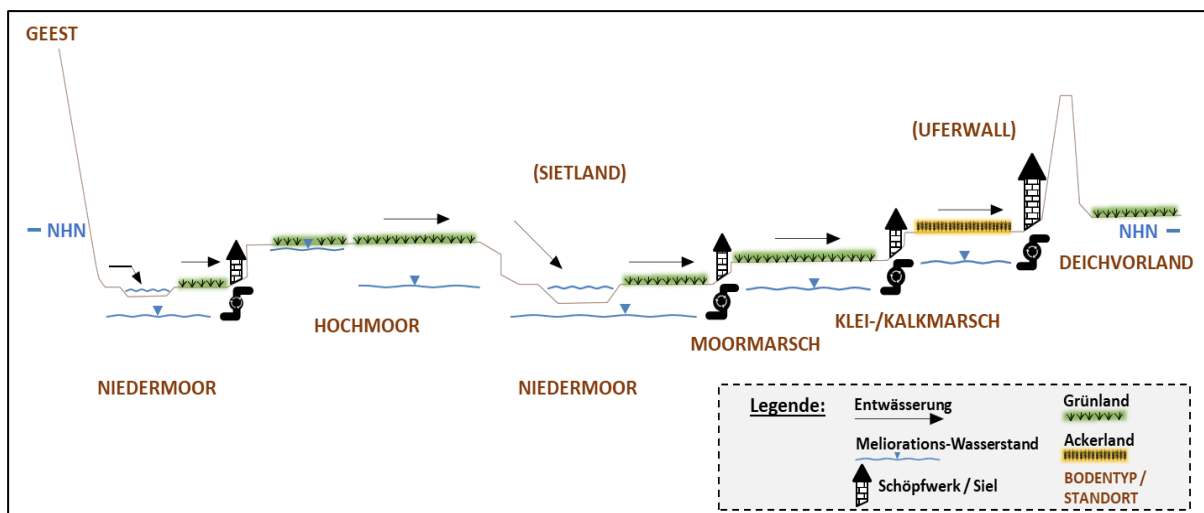


Abbildung 9-1: Wasserwirtschaftliches Landschaftsrelief der Küstenregion Niedersachsens.

9.1 Modulziel

Im Rahmen des Waterbuddies-Projekts galt es zunächst, verschiedene Untersuchungsprogramme und Messkampagnen zu inventarisieren, in dessen Kontext man im grünlandgeprägten Küstenraum Niedersachsens Nährstoffverlagerungen und -austräge von landwirtschaftlichen Produktionsflächen in angrenzende Gewässerkörper besser verstehen wollte. Mit Hilfe der Erkenntnisse und Daten des Waterbuddies-Projekts über vier Untersuchungsjahre (2019-2022) wurde das Dateninventar um maßgebliche Inhalte erweitert.

Eine wesentliche Zielsetzung des Projekts bestand darin, die Zusammenhänge zwischen der Art der Bewirtschaftung (Produktionssystem Grünland, Entwässerungssystem im Küstenraum), der teilnehmenden Versuchsfelder und dem Nährstoffgehalt sowie Flora/Fauna und anderen Indikatoren in den anliegenden Entwässerungsgräben sowie im Boden zu ermitteln und aufzuzeigen. Dabei sollten die Untersuchungsgrößen auch quantitativ ermittelt und gemäß verschiedener Kriterien (Bodentypen, Bewirtschaftungsart, etc.) statistisch gegenübergestellt werden, um eine für den Akteursprozess mit den Landwirten nutzbare Form zu überführen. Ausgehend von an der Praxis angelegten Richtlinien

zur Bewirtschaftung (DüV etc.) wurden anhand der exemplarisch ausgewählten Betriebe die Einsparpotentiale für N und P für das Einzugsgebiet Jade ermittelt und in Form einer Bewertungsmatrix landwirtschaftlicher Austragspfade in Abhängigkeit der standörtlichen Verhältnisse aufbereitet. Auf dieser Grundlage war man in der Lage, räumliche Konzentrierungsphänomene von Nährstoffen festzustellen und in einen konkreten Standortbezug zu bringen. Im Ergebnis war es möglich, erstmals prioritäre Maßnahmenbereiche mit hohem Grad an Effektivität zur Eintragsreduzierung von Nährstoffen zu beschreiben.

9.2 Datenmanagement und Analyse

Um eine kombinierte Auswertung der im Projektverlauf angefallenen Daten über Ereignisse, Stoffmengen, physikalische/biologische Messgrößen usw. überhaupt zu ermöglichen, mussten diese zunächst aufbereitet und in einer zentralen Datenbank zusammengeführt werden. Dieser Prozess ist aus zahlreichen Kontexten in der Datenverarbeitung bekannt und wird hier oft als „Extract-Transform-Load“ bzw. „ETL“ bezeichnet.

Innerhalb der einzelnen Module erfolgte die Datenerfassung durchaus branchentypisch innerhalb von Excel™-Tabellen. Gegenüber einer konzeptionell auf integriertes Datenmanagement in einer strukturierten Datenbank ausgelegten Erfassung traten im Projektverlauf erwartungsgemäß Probleme bezüglich der Interpretierbarkeit und Konsistenz der Daten auf. Im Zuge der durchgeführten Datenanalysen mussten auch z. T. Bezeichner der jeweiligen Betrachtungsgegenstände bzw. Konzepte (Versuchsfläche, Graben, Betrieb) vereinheitlicht werden. Diese Aufbereitung der Daten musste mit der erforderlichen Stringenz durchgeführt werden, um die anschließenden Auswertungen, die erst aus einer Kombination der Daten ermöglicht werden, überhaupt zuverlässig durchführen zu können.

Nachfolgend werden die im Projektverlauf genutzten Datenpakete der beteiligten Projektpartner sowie auch die zwischen den Datenbeständen bestehenden Beziehungen vorgestellt. Da die agrarwissenschaftlichen Belange bereits in den übrigen Kapiteln hinreichend behandelt werden, wird hier der Schwerpunkt auf die informationstechnische Seite gelegt. Insgesamt ist dieser Bericht vorwiegend auf agrarwissenschaftliche und ökologische Aspekte hin ausgerichtet. Dennoch sollen die Ausführungen an dieser Stelle der stetig zunehmenden Bedeutung der Informationstechnologie als Querschnittsaufgabe sowie dem zur zeitgemäßen Bearbeitung der auftretenden Fragestellungen unabdingbaren Anspruch an Datenkompetenz gerecht werden.

9.2.1 Herausforderung Datenintegration: Datenquellen und Datenhaltung

Sowohl in der Forschung als auch in der Praxis werden strukturierte Datenbestände noch sehr oft mit dem Tabellenkalkulationsprogramm Excel™ des Softwareanbieters Microsoft™ erfasst und verwaltet. Obwohl diese Variante aus Datenmanagementsicht mit vielerlei Problemen behaftet ist, liegen die Gründe für dieses sehr verbreitete Vorgehen auf der Hand:

- **Verfügbarkeit:** Die meisten Arbeitsplatz-PCs sind mit dem Betriebssystem Microsoft™ und der Bürosoftware Office™ ausgestattet. Es sind somit keine zusätzlichen Lizenzen und Installationen erforderlich.

- Vertrautheit: Die meisten Nutzer sind den Umgang mit Excel™ gewohnt und können Aufgaben wie das Eingeben, Editieren und Formatieren von Daten sowie das Erstellen einfacher Reports schnell und intuitiv umsetzen.
- Praktikabilität: Daten können einfach, etwa als Anhang in E-Mails, zum Bearbeiten, Ausdrucken und Präsentieren ausgetauscht werden. In einigen Cloud-Umgebungen ist auch das Bearbeiten durch mehrere Nutzer gleichzeitig möglich.

Bei all den aufgeführten Vorteilen bestehen jedoch gegenüber der Verwaltung innerhalb eines Datenbanksystems auch nachfolgende Nachteile bei einer Nutzung von Excel:

- Die Software ist grundsätzlich als Universalwerkzeug für den Büroalltag und nicht für das professionelle Datenmanagement konzipiert.
- Eine Strukturanforderung besteht nur implizit durch die Zellenformatierung und die eingegebenen Daten. Konsistenzprüfungen sind grundsätzlich nicht vorgesehen.
- Aufgrund fehlender Techniken etwa zum beschleunigten Datenzugriff (Indexe) treten bei umfangreichen Datenbeständen Performance-Probleme auf, die u. U. eine Bearbeitung und Auswertung der Daten unmöglich machen.
- Aufgrund der nur sehr rudimentären Möglichkeiten zur Verknüpfung von Daten entstehen zwangsläufig Redundanzen und damit auf Dauer zunehmende Inkonsistenzen, die die Qualität der Daten und damit deren Aussagekraft auf Dauer stark einschränken.

Die bestehenden Formulare und Arbeitsprozesse sollten im Projektverlauf weiterhin wie gewohnt genutzt werden können, jedoch wurden die bestehenden Datenpakete zugunsten der erforderlichen übergreifenden Analyseszenarien im Sinne eines Data Warehouse mittels eines ETL-Prozesses (Extract-Transform-Load) zusammengeführt (siehe Abbildung 9-2).

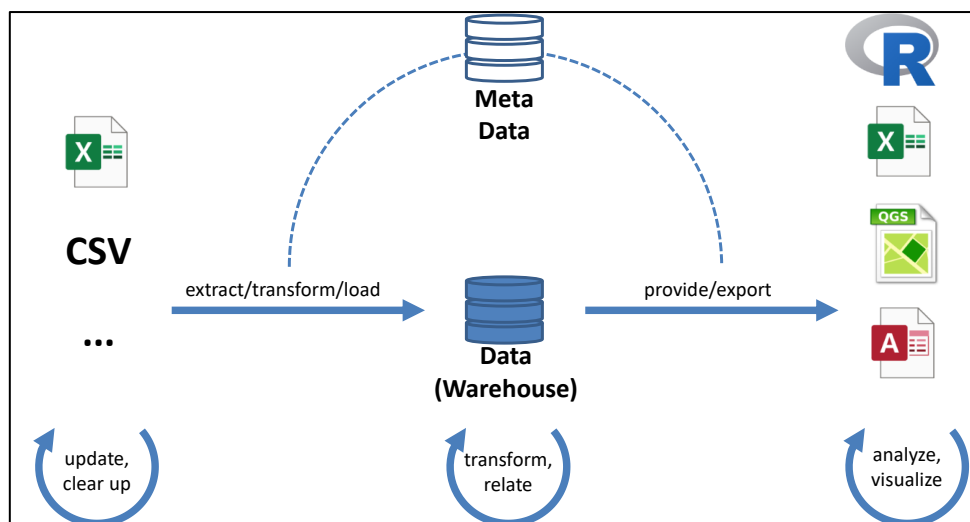


Abbildung 9-2: Datenfluss im Projekt: Zusammenführung bereinigter und laufend aktualisierter Datenpakete über einen extract/transform/load-Prozess (ETL) in ein Data Warehouse. Dort erfolgen dann die weitere Aufbereitung sowie die Verknüpfung der Daten zugunsten umfassender Analysen und Visualisierungen. Die Struktur der Datenbank wird über die Metadaten beschrieben, um diese Prozesse zu erleichtern.

Neben den Daten selbst spielen ab einer gewissen Komplexität auch die zugehörigen Metadaten eine wichtige Rolle. Metadaten sind „Daten über Daten“ und beschreiben hier explizit die innerhalb der Datenbank bestehende Struktur. Die grundlegenden Strukturelemente in einer Datenbank sind Tabellen, Datenfelder und deren Datentypen sowie die über sog. Primär- und Fremdschlüsselbeziehungen zwischen Objekten bzw. Zeilen aus unterschiedlichen Tabellen. Diese Metadaten auch über die eigentliche innere Datenbank-Definition hinaus zu erfassen und zu pflegen bietet folgende Vorteile:

- Die Abstimmung zwischen unterschiedlichen Daten-Akteuren im Projekt wird erleichtert und bestehende Missverständnisse können frühzeitig ausgeräumt werden.
- Wiederkehrende Prozesse wie der Import von in Excel™ erfassten Fachdaten können mithilfe von Metadaten vereinfacht bzw. teilautomatisiert werden.
- Eigenschaften der einzelnen Datenspalten (Name, Messgröße, Einheit, mögl. Wertebereich, Plausibilitätsbedingungen, etc.) können an zentraler Stelle beschrieben werden. Bestehende Prozesse können an dieser Stelle konfiguriert werden, sodass Änderungen an der Struktur mit geringem Aufwand berücksichtigt werden können.

Die Erstellung und Pflege von Metadaten ermöglicht es auch, die grundlegenden konzeptionellen Brüche, die zwischen der Datenverwaltung in Excel™ und der in einer Datenbank bestehen, zu überwinden und dennoch einen reibungslosen Datenfluss zu gewährleisten. So sind beispielsweise die Möglichkeiten zur Benennung von Datenspalten innerhalb einer Datenbank restriktiver als in Excel™, so dass hier ggf. entsprechende Alternativbezeichnungen gefunden werden müssen, die in einem (teil-)automatisierten Import-Prozess ihre Anwendung finden.

Dies war insbesondere deshalb erforderlich, da bestehende Tabellenstrukturen weiterhin genutzt werden sollten und im Projektverlauf der Import-Vorgang im Falle von aktualisierten Quelldaten wiederholt ausgeführt werden musste. Ein reproduzierbarer Workflow ohne unverhältnismäßig viel „Handarbeit“ konnte nur mittels der erstellten Metadaten gewährleistet werden.

Technisch gesehen wurde dies durch Generierung von Einfüge-Befehlen (,INSERT'-Statements) für die Datenbank bewerkstelligt. Diese wurden jeweils entsprechend der in den Metadaten definierten Informationen (Datentyp, Spaltenname Quelle, Spaltenname Ziel, ...) erstellt. Durch Zusammenführung und entsprechende Formatierung der Excel™-Datenfelder über geeignete Funktionen konnte der Import-Prozess im Wesentlichen durch das einfache Kopieren der auf diese Weise generierten Spalte direkt in den Befehlseingabe-Bereich der SQLite™-Datenbank umgesetzt werden. Die somit zeilenweise angeordneten SQL-Befehle können direkt von der Datenbank interpretiert werden und bewirken jeweils das Einfügen einer Datenzeile in der Zieltabelle.

Im Rahmen des Projektes sind auf diese Weise praktikable Werkzeuge geschaffen worden, die für die strukturell unterschiedlichen Datenquellen angewendet werden konnten. Bei grundlegend identischem Workflow wurde dabei die unterschiedliche Datenstruktur durch die Metadaten automatisch berücksichtigt. Der manuelle Aufwand konnte so minimiert und im Projektverlauf aktualisierte Datenbestände schnell in die Datenbank integriert werden.

9.2.2 Modellierung: Objekte, Beziehungen und deren technische Repräsentation

Phänomene der realen Welt werden im Zuge eines Abstraktionsprozesses häufig über einen charakteristischen Satz von Eigenschaften oder Attributen beschrieben. Diese bleiben grundsätzlich über deren individuelle Ausprägung für konkrete Objekte konstant. Für Personen wären dies beispielsweise die Attribute Vorname, Nachname und Geburtsdatum als Eigenschaften, für die es üblicherweise sinnvolle Zuweisungen für die individuelle Person gibt. Ein abgeleitetes oder berechnetes Attribut wäre hier das Alter, welches aus der Kombination aus Geburtsdatum und aktuellem Datum bestimmt werden kann.

Die Auswahl und Spezifikation solcher Attribute richten sich dabei am jeweiligen fachlichen Kontext sowie den gewünschten Anwendungsszenarien aus. Formal findet man solche strukturellen Vorgaben häufig in Form von Eingabemasken (nicht unähnlich der früher gebräuchlichen Karteikarten) oder Tabellen wieder, was ja auch die Erfassung zugehöriger Daten innerhalb des äußerst geläufigen Tabellenkalkulationsprogramms Excel™ nahelegt. Im Gegensatz dazu wird bei der Definition einer Datenbank-Tabelle die Struktur nicht nur implizit, sondern auch explizit festgelegt und erhöht durch die so formulierte Anforderung an die Dateninhalte auch die Datenqualität.

Das zweite wesentliche Leistungsmerkmal gegenüber einer Tabellenkalkulation ist die ebenfalls explizite Definition von Beziehungen zwischen Objekten. Erst dadurch kann konsequent vermieden werden, dass eigentlich identische Daten an mehreren Stellen gleichzeitig auftauchen (Redundanz von Daten). Bei naturgemäß nicht immer vollständig erfolgenden Aktualisierungen können dann sehr leicht Widersprüche in den Daten auftreten. In der Praxis ist dies bei redundanter Datenhaltung grundsätzlich immer zu erwarten und erzeugt zeitraubenden Klärungsbedarf im günstigen, und signifikante wirtschaftliche Schäden im ungünstigen Fall.

Die beiden erwähnten Strukturelemente „Objektklasse“ und „Objektbeziehung“ sind so grundlegend, dass sie sowohl in der Informationsverarbeitung, aber auch darüber hinaus, sehr häufig zur Anwendung kommen. Insbesondere bei der Kommunikation zwischen den informationstechnisch ausgerichteten und den eher fachtechnisch orientierten Akteuren ist es hilfreich, diese Strukturelemente auch in einer grafischen Ausprägung anzuwenden. Hierzu dient die Modellierungssprache Unified Modeling Language, kurz UML, die hier auch als Klassendiagramm in leicht abgewandelter Form in Abbildung 9-3 zur Anwendung kommt.

Die Zielsetzung dabei ist die übersichtliche und schnell interpretierbare Visualisierung komplexer Zusammenhänge auf einer relativ hohen Abstraktionsstufe. Auf diese Weise wird eine geeignete Schnittstelle zwischen der jeweiligen Fachdisziplin (hier: Biologie, Bodenkunde, Agrarwissenschaft) und der eher informationsverarbeitenden Perspektive (Datenfluss, Datenbank, Analyse, Statistik, Visualisierung) bereitgestellt. Im besten Fall finden sich hier beide Seiten gleichermaßen repräsentiert, ohne sich mit unnötigen und eher hinderlichen Details der jeweils anderen Seite konfrontiert zu sehen.

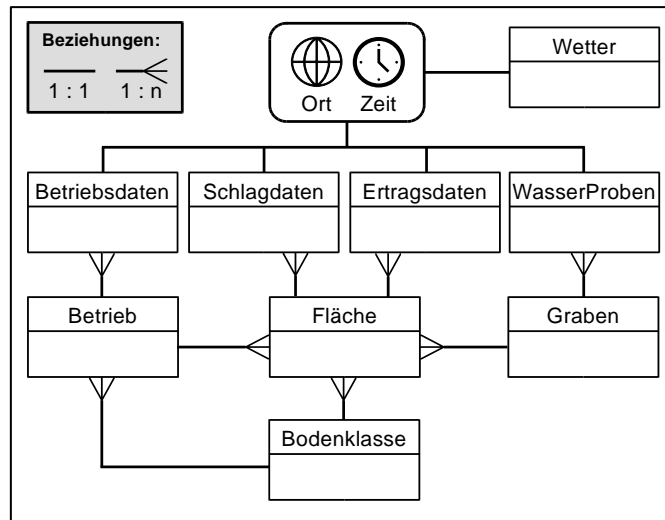


Abbildung 9-3: Klassendiagramm (an UML angelehnt) über die im Projekt verwalteten Objektklassen und deren Beziehungen. Die dargestellten Klassen (weiße Kästen) repräsentieren jeweils ein Objekt/Konzept/Phänomen/Beobachtungsdatensatz in der realen Welt. Die Linien stellen bestehende und explizit benannte Beziehungen zwischen diesen Objekten dar. Dabei kann jeweils ein Objekt mit einem anderen Objekt oder mit vielen anderen Objekten in Beziehung stehen (1:1 bzw. 1:n). Das abgerundete Rechteck (Ort/Zeit) drückt hingegen die implizite Beziehung durch raum-zeitliche Nähe aus.

Wie in Abbildung 9-3 ersichtlich, wurden im Rahmen des Projektes die wesentlichen Untersuchungsgegenstände identifiziert, spezifiziert und miteinander in Beziehung gesetzt. Die dargestellte Struktur spiegelt im Wesentlichen auch die der Datenbank wider, wobei die Objektklassen (Kästen) als Tabellen, die Beziehungen zwischen ihnen (Linien) als Fremdschlüsselbeziehungen implementiert wurden. Die sog. *1:n-Beziehungen* (hier entgegen der üblichen UML-Notation als „Krähenfuß“ dargestellt) sind so umgesetzt, dass jeweils pro Datensatz von der ‚n‘-Seite (Fuß-Seite) auf die ‚1‘-Seite über dessen eindeutigen Bezeichner (Primärschlüssel) verwiesen wird. So kann jede einzelne Fläche einem Betrieb zugeordnet werden, wodurch ein einzelner Betrieb sich i. d. R. auch aus mehreren Flächen zusammensetzt. Analog verhält es sich bei den anderen Beziehungen.

Über die 1:1-Beziehungen wird in diesem Kontext nicht so sehr die streng datenbanktechnische Spezifikation ausgedrückt als vielmehr der Sachverhalt, dass eine Beobachtung stets einen räumlichen sowie einen zeitlichen Bezug hat. Dabei kann der zeitliche Bezug beispielsweise auch auf ein Jahresintervall verweisen (z. B. bei Betriebsdaten) und der räumliche Bezug sich auch indirekt, etwa über die Flächenzuordnung, vermitteln.

Entgegen einer im strengen Sinne als eindeutig gedachte Zuordnung/Klassifizierung treten im hier betrachteten fachlichen Kontext durchaus gewisse Unschärfen auf. So kann die Zuordnung eines Betriebs zu einer Bodenklassifizierung (hier auf Ebene der Bodenlandschaft) nicht deckungsgleich mit der entsprechenden Zuordnung jeder durch ihn bewirtschafteten Einzelfläche sein. In einem Fall ist eine generelle Charakterisierung des jeweiligen Betriebs gemeint, im anderen richtet sich der Blick auf die jeweilige Einzelfläche. Aus dieser Unschärfe resultiert auch, dass sich die Effekte von Betriebsdaten (z. B. Zukauf von Kraftfutter) nicht automatisch allen dem Betrieb zugeordneten Flächen zuschreiben lassen. Diese sich aus der fachlichen Praxis ergebenden Sachverhalte müssen bei der weiteren

Verarbeitung und Analyse der Daten bedacht werden, um eine Verzerrung der Ergebnisse zu vermeiden.

Ebenso muss die Komplexität der auf den Versuchsfeldern stattfindenden Prozesse ihre Berücksichtigung finden, wenn das Modell eine gewisse Aussagekraft erhalten soll. Dies kann angesichts der hier verfolgten Projektziele in einem beschränkten Maße erfolgen. So kann Ursache (Düngung, Niederschlagsereignis) und Wirkung (Nährstoffanstieg im Graben) durchaus mit einer zeitlichen Verzögerung einhergehen und zudem auch von weiteren Bedingungen wie Bodentyp, Geländeneigung, Wassersättigung des Bodens, etc. abhängen. Nicht alle diese Faktoren wurden bei der Auswertung auch tatsächlich so berücksichtigt. Aber erst eine konsistente Organisation der Datenobjekte und deren Beziehungen untereinander ermöglicht es überhaupt, derartige Kausalzusammenhänge innerhalb von Zeitreihenanalysen und statistischen Auswertungen zu berücksichtigen.

Über entsprechend gestaltete Datenbank-Abfragen können aus den vorhandenen Eingangsgrößen beliebige davon abgeleitete Größen berechnet werden. Hierbei ist darauf zu achten, dass dies möglichst dynamisch erfolgt, um bei Aktualisierung der Eingangsgrößen die davon funktional abhängigen, abgeleiteten Größen nicht manuell neu berechnen zu müssen.

Wie bereits erwähnt waren im Rahmen des Projektes Änderungen und Aktualisierungen in den Eingangsdaten eher die Regel als die Ausnahme. Aufgrund der teilautomatisierten Import-Routinen und der als Datenbankabfragen implementierten abgeleiteten Größen wurden die Zielgrößen jeweils automatisch neu berechnet. Dies trifft insbesondere auf die in Anlehnung an die Düngeverordnung (DüV, 2020) durchgeführte Ermittlung des Düngebedarfs pro Versuchsfeld zu. Dabei wurde das in den Tabellen 9 bis 12 spezifizierte Regelwerk bezüglich Bedarfswerten, Zu- und Abschlägen so in die Datenbank überführt, dass es sich rechnerisch in den für weitere Analysen implementierten Abfragen wiederfand. Somit konnte im Projektverlauf stets mit einem konsistenten Satz aus Eingangsdaten und den darauf aufsetzenden Berechnungsroutinen zurückgegriffen werden. Im Rahmen umfangreicher manueller Nachbearbeitung meist nur schwer vermeidbarer Eingabefehler konnten so ausgeschlossen werden.

Mittels dieser weitgehend automatisierten Prozesskette konnte dann im weiteren Verlauf eine wesentliche Zielgröße bestimmt werden: die Abweichung zwischen dem Düngebedarf und der tatsächlich im Feld erfolgten Düngung. Aggregiert über die verschiedenen Bodenklassifizierungen wurden hier klare Unterschiede bezüglich der Ausbringungspraxis je nach Bodenstandort erkennbar. Aus dieser Erkenntnis wiederum konnten standortspezifische Empfehlungen zur Bewirtschaftung abgeleitet werden (siehe Praxismerkblätter).

Im Gegensatz zur Datenverwaltung in Einzeldateien hat sich die Verwaltung der Daten innerhalb einer Datenbank (hier: SQLite™) aus nachfolgend aufgeführten Gründen als pragmatisch erwiesen:

- Die explizite Struktur der Datenbanktabellen und ihren Beziehungen zueinander bilden eine solide Datengrundlage, auf der nachfolgende Berechnungen und Auswertungen sicher hergeleitet werden konnten. Unstimmigkeiten in den Ursprungsdaten in Excel™ konnten frühzeitig

aufgedeckt und bereinigt werden, sodass sie sich nicht mehr auf die nachfolgenden Auswerteschritte auswirken konnten.

- Aufgrund des klar definierten Import-Workflows und der anschließenden automatischen Prozessierung der somit bereinigten Daten über Datenbank-Abfragen sowie der Skript-basierten Generierung von Auswertungen (gnuplot und R) wurde der Aufwand zum Abstimmen und Abgleichen verschiedener Versionen und Arbeitsstände minimiert.
- Aufgrund der expliziten Implementierung der erforderlichen Prozessschritte mittels Abfrage- bzw. Skriptsprachen sind diese stets überprüfbar und auch reproduzierbar. Dies ist bei manueller Bearbeitung innerhalb von Excel™ mit typischen „copy and paste“-Arbeitsschritten nicht möglich, sodass man sich nie wirklich sicher sein kann, ob ein daraus abgeleitetes Ergebnis nicht vielleicht Flüchtigkeitsfehler aus vorhergehenden Arbeitsschritten enthält.
- Aufgrund der kaskadenartigen Struktur der Auswertung können einzelne Parameter oder Formeln unmittelbar auf ihre Auswirkungen auf das Endergebnis hin überprüft werden, ohne eine aufwendige manuelle Ausführung aller notwendigen Zwischenschritte scheuen zu müssen.
- Als „Artefakte“ der Bearbeitung werden nicht nur die eigentlichen Ergebnisse (Tabellen, Diagramme, Boxplots), sondern auch die erforderlichen Prozessschritte in einer strukturierten und nachvollziehbaren Art generiert. Diese sind insbesondere dann wertvoll, wenn auf diesen Ergebnissen weiter aufgebaut werden soll.

9.2.3 Analysen: Datenfluss und statistische Auswertungen

Ausgehend von den zuvor bereinigten Daten und daraus mittels Datenbankabfragen abgeleiteten Tabellen können als weitere Präsentationsformate geeignete Diagramme, Zeitreihen und Boxplots generiert werden. Dabei können die gewünschten Produkte umso einfacher erzeugt werden, je sorgfältiger diese zuvor innerhalb der Datenbank in den entsprechenden Tabellen und Abfragen aufbereitet und strukturiert wurden. Grundsätzlich stellt sich der im Rahmen des Projektes erfolgende Datenfluss gemäß der Abbildung 9-4 dar.

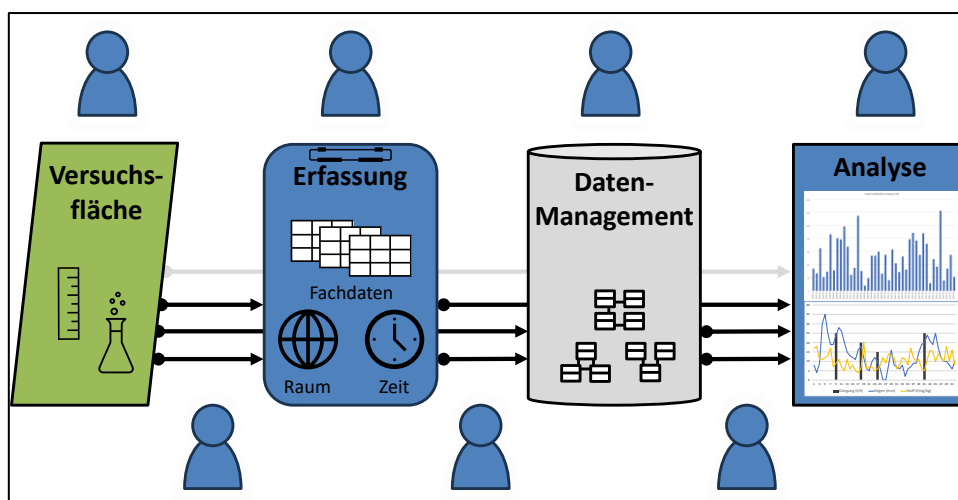


Abbildung 9-4: Der Datenfluss im Projekt kann grob anhand der dargestellten Stufen Versuchsfläche, Erfassung, Datenmanagement und Analyse untergliedert werden. Sowohl für jede dieser Stufen als auch für

die jeweiligen Übergänge können Akteure oder Rollen identifiziert werden, die für die jeweilige Struktur bzw. für den jeweiligen Prozessschritt verantwortlich sind. Zuweilen können dabei u. U. einzelne Schritte oder Stufen übersprungen werden, wie es durch die Pfeile in unterschiedlichen Ebenen bzw. Prozess-Varianten angedeutet ist.

Komplexe Analysen, die sich durch die Kombination unterschiedlicher Datenquellen sowie daraus dynamisch abgeleiteten neuen Datenfelder auszeichnen, sind i. d. R. erst ab der 3. Stufe, dem Datenmanagement (siehe Abbildung 9-4), sinnvoll. Erst hier ist ein hinreichend komfortables Daten-Handling erwartbar, um durch geeignete Ad-hoc-Abfragen vermutete Zusammenhänge zu erkunden und ggf. nachzuweisen.

Auch in diesem Zusammenhang ist es häufig nützlich, sich die Auswertung in derartig kaskadierenden Schritten zu denken, wobei mit jedem Schritt die Verknüpfung einer anderen Tabelle, die Berechnung eines neuen Wertes, oder auch die Aggregation einer Variable (z. B. Düngemenge) über die Gruppierung einer anderen Variable (z. B. Bodenlandschaft, Jahr) erfolgen kann.

Die eigentliche Visualisierung der auf diese Weise aufbereiteten Daten erfolgt dann über die Überbrückung der weiteren Systemgrenze zwischen Datenbanksystem und Analyse- bzw. Visualisierungstool (siehe Abbildung 9-4). Auch diese Systemgrenze wurde überwiegend mittels entsprechender Skripte geschlossen, was sich aufgrund der breiten Unterstützung der SQLite™-Schnittstelle als sehr einfach erwies.

Bezüglich der statistischen Aufbereitung der Daten bestanden dabei gewisse Freiheitsgrade, sodass etwa eine Datenaggregation sowohl in der Datenbank als auch im Ausgabe-Tool (Excel™, gnuplot™, R™) erfolgen konnte. Üblicherweise wurden Aggregationen bereits in der Datenbank vorgenommen, um sie nur einmal implementieren zu müssen, aber mehrfach für die grafische Ausgabe nutzen zu können. In einigen Fällen (etwa bei Median-Werten für Boxplots) erwies sich hingegen die Berechnung im Plot-Tool (R™) als die pragmatischere Variante.

Insgesamt wurde bei der Prozesskette großer Wert daraufgelegt, dass die abgeleiteten Produkte oder Reports (Abfrage-Tabellen, Zeitreihen, Diagramme) ohne hohen manuellen Aufwand erneut erstellt werden konnten, wenn sich die zugrundeliegenden Rohdaten geändert haben. Auf diese Weise wurde das Know-how über die erforderlichen Arbeitsschritte über die gerade im Projekt aktuelle Fragestellung hinaus ‚konserviert‘ und kann somit im Sinne eines umfassenden Wissensmanagements über personelle, zeitliche und Anwendungskontext-bezogene Grenzen hinaus genutzt werden.

9.2.4 Analysen: GIS

Anhand der zu den Versuchsflächen und -betriebe erhobenen und unter Berücksichtigung der bodenlandschaftlichen Gegebenheiten differenziert ausgewerteten Daten wurden Handlungsempfehlungen ausgearbeitet, die unter Minimierung negativer wirtschaftlicher Auswirkungen die anfallenden Nährstofffrachten verringern sollen. Basierend auf praxisbezogenen Kenngrößen wurden für die Kernnährelemente N und P jeweils realistische Einsparpotentiale ermittelt.

Ausgehend von diesen anhand der Versuche ermittelten und Bodentyp-abhängigen Einsparpotentiale wurde das Gesamtpotential auf die im Jade-Einzugsgebiet vorhandenen Wiesen, Weiden und Mähweiden skaliert. Für diese Flächenanteile des Einzugsgebiets wurden die ausgewählten

Versuchsflächen im Mittel als hinreichend repräsentativ angesehen. Im GIS erfolgte diese Bestimmung des Reduktionspotentials der Gesamtfracht über eine Verschneidung der Nutzungsflächen mit den jeweiligen Bodenlandschaften und der Bestimmung der für diese jeweilige „Schnittmenge“ erreichbare Herabsetzung der absoluten Nährstofffracht anhand der zuvor bestimmten Einsparpotentiale pro Hektar. Die tiefergehende fachliche Einordnung dieser Analyse wird im nächsten Kapitel vorgenommen, wo auch deren kartographische Visualisierung in Abbildung 10-1 und Abbildung 10-2 zu finden ist.

9.2.5 Zusammenfassung

Eine umfangreiche Aufbereitung, Vereinheitlichung, Zusammenführung und Verknüpfung der generierten Daten war die Voraussetzung zur Bearbeitung modulübergreifender Fragestellungen und Analysen. Im Verlauf des Projekts entstand unter Berücksichtigung grundlegender Prinzipien wie Datenkonsistenz, Nachvollziehbarkeit und Reproduzierbarkeit ein umfangreiches Portfolio an Dokumenten, Skripten und Analysen zur stufenweisen Ableitung von aussagekräftigen Daten mit jeweils zunehmendem Abstraktionsgrad. Die besondere Herausforderung bestand dabei darin, einen formal strukturierten und konsistenten Datenbestand zu schaffen, ohne die in der Praxis bereits etablierten Eingaberoutinen und -formulare verwerfen zu müssen.

Dies erforderte einen teilweise nicht unerheblichen Überarbeitungsaufwand, da einige Unstimmigkeiten in den Daten erst angesichts der wesentlich strengeren Datenbankstruktur überhaupt sichtbar wurden.

Viele bisher nur implizit über teilweise uneinheitliche Begriffe in den Daten enthaltene fachliche Konzepte – etwa die grundsätzliche Unterscheidung zwischen organischem und mineralischem Dünger – erfuhren im Projektverlauf eine explizite Zuordnung. Erst diese Formalisierung erlaubte es, sie ordnungsrechtlich korrekt bei quantitativen Bestimmungen (hier: Ermittlung des Düngebedarfs) zu berücksichtigen.

Diese im Kontext alltäglicher Arbeitsroutinen auch zuweilen lästige Stringenz war angesichts des selbst gestellten Anspruchs an Interoperabilität der Daten und umfangreicher Analysemöglichkeiten unerlässlich. Die durch die formale Definition gewährleistete Nachvollziehbarkeit der Rechenschritte (angefangen bei den Rohdaten bis hin zu den daraus stufenweise abgeleiteten Diagrammen, Zeitreihen und GIS-Karten) wird dem Anspruch an Transparenz und Reproduzierbarkeit gerecht, der für transdisziplinäre Projekte dieser Art gelten sollte.

9.3 Bewertungsmatrix landwirtschaftlicher Austragspfade in Abhängigkeit standörtlicher Verhältnisse

N und P stehen aufgrund der im Oberflächenwasser (P limnisch/ N marin) stark eutrophierenden Wirkung im Fokus der fachlichen Betrachtung. Durch unterschiedliche chemische Eigenschaften und Dynamiken im Systemgefüge Pflanze, Boden, Wasser und Luft wird N zudem in Nitrat (NO_3^-) und Ammonium (NH_4^+) differenziert. Die Stoffaustragspfade von landwirtschaftlichen Flächen in angrenzende Oberflächengewässer sind dabei nach Sicker-/Dränwasser (Drainage, Interflow,

Basisabfluss) und Oberflächenabfluss (Gruppen, Abschwemmung, Erosion) zu unterscheiden (Abbildung 9-5).

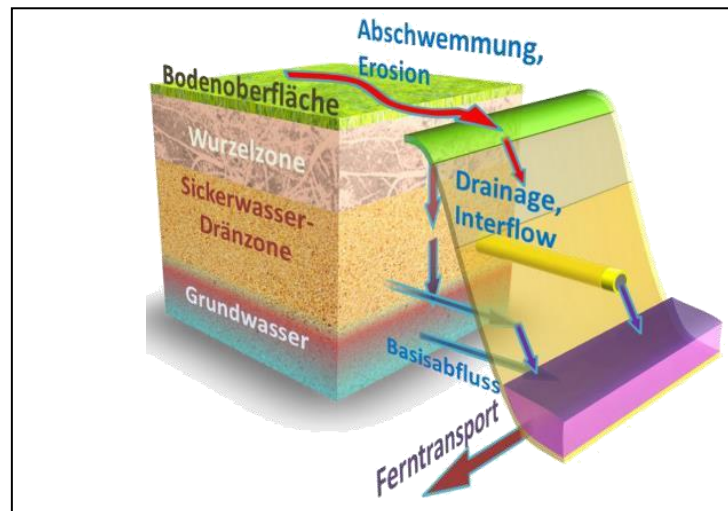


Abbildung 9-5: Schematische Darstellung der Eintragspfade in Grund- und Oberflächengewässer (NLWKN, 2018).

Bei dem Pfad des Oberflächenabflusses (Tab. A 15-3) handelt es sich um direkt abfließendes Niederschlagswasser, mit dem gelöste und partikelgebundene Nährstoffe von der Fläche in den angrenzenden Graben/Vorflut, wie z.B. über das Grüppensystem, transportiert werden. Sicker-/Dränwasser (Tab. A 15-4) stellt den Pfad dar, in dessen Verlauf die Nährstoffe den Bodenfilter durchlaufen. Durch hohe Anteile von Ackerflächen auf der Geest unterscheiden wir zudem zwischen Acker (A) und Grünland (G). Mit dem im vorliegenden Projekt fokussierten Stoffaustrag von landwirtschaftlichen Flächen in angrenzende Oberflächengewässer sind die Austragspfade differenziert zu betrachten.

Die mit Ablauf des Kalenderjahres 2022 abgeschlossene vierjährige Messkampagne des Waterbuddies-Projektes hat dazu beigetragen, die Belastbarkeit und Aussagekraft der Messdaten fortlaufend zu stärken, indem das Dateninventar (Tab. A 15-3 und Tab. A 15-4) sukzessive erweitert wurde. Im nächsten Schritt wurde entlang der empirischen Vorgehensweise das bestehende Dateninventar in Anlehnung an die Güteklassifikation der LAWA für Marschengewässer klassifiziert. Diese Klassifikation (Tabelle 9-1) stellte die Grundlage für die räumliche Ausweisung von „hot spots“ (vgl. Tabelle 9-3 und Tabelle 9-4) sowie die Ausgangsbasis für den Akteursprozess dar.

Tabelle 9-1: Klassifikation der Nährstoffgehalte in Anlehnung an die Güteklassifikation der LAWA für Marschengewässer (Typ 22). Die rot markierten Zahlen entsprechen bei NH_4^+ und PO_4^{3-} den Orientierungswerten nach OGewV (2016). Bei NO_3^- bezieht sich der Wert auf das Bewirtschaftungsziel von Gesamtstickstoff (2,8 mg/l TN; OGewV (2016)).

Klasse		NO ₃ -N	NH ₄ -N	PO ₄ -P
		mg/l	mg/l	mg/l
sehr gering	--	< 2,5	< 0,05	< 0,05
gering	-	2,5 - 5,0	0,05 - 0,10	0,05 - 0,10
mittel	+	5,0 - 11,0	0,10 - 0,3	0,10 - 0,20
hoch	++	11,0 - 20	0,30 - 1,00	0,20 - 1,00
sehr hoch	+++	> 20	> 1,00	> 1,0

Die Tabelle 9-2 zeigt zunächst die Nährstoffkonzentrationen für jeden untersuchten Bodentyp auf Basis der Zusammenfassung von Messwerten unterschiedlichster Studien sowie der Waterbuddies-Standorte. Für alle Bodentypen, die typischerweise in der grünlandgeprägten Küstenregion vorkommen, wurden in Anlehnung an die geltenden Grenz-/Orientierungswerte und auf Basis der bekannten Stoffkonzentrationen Mittelwerte gebildet.

Tabelle 9-2: Nährstoffkonzentrationen in Drän- und Gruppenabfluss sowie in den Gräben der Waterbuddies-Standorte und weiterer Studien/Messprogramme. * Gruppenentwässerung in Hoch- und Niedermooren selten; meist über kurzfristige Bedarfsgruppen.

Landschaft	Bodenlandschaft	Bodentyp	Stoffkonzentration (mg/l) im Sickerwasser/Dränwasser			Stoffkonzentration (mg/l) im Gruppen			Stoffkonzentration (mg/l) im Gräben		
			NO3-N	NH4-N	PO4-P	NO3-N	NH4-N	PO4-P	NO3-N	NH4-N	PO4-P
Geest	Lehmgebiete	Anmoorpseudogley	\	\	\	\	\	\	\	\	1,2
		Podsol-Pseudogley	12,0	0,3	0,02	3,60	0,6	0,1	2,1	0,8	0,1
		Pseudogley-Podsol	11,3	0,0	0,04	\	\	5,5	4,1	0,2	0,3
		Treposol	\	\	\	\	\	\	5,6	1,0	0,1
Geest Acker	Lehm- und Sandgebiete	Podsol-Gley, Auenlehm	26,9	\	0,1	\	\	\	\	\	\
		Podsol-Gley	17,3	0,2	0,03	1,10	0,9	0,9	0,0	1,2	0,4
Geest/ Moor	Übergangsstandorte	Anmoorgley/Moorgley	33,6	0,2	0,03	12,90	14,0	1,5	14,4	1,3	0,8
Moor	Moore der Marschen	Hochmoor	3,7	1,9	3,08	*	*	*	1,2	1,5	1,5
		Niedermoor	7,2	2,2	0,38	*	*	*	2,1	3,6	0,2
Moor/ Marsch	Übergangsstandorte	Anmoorgley/Moorgley	6,3	0,6	0,37	\	\	\	\	\	\
		Organomarsch	1,3	1,2	0,35	0,85	2,0	0,3	2,8	2,4	0,1
		Spitkultur	\	\	\	\	\	\	1,6	0,6	0,2
Marsch	Alte Marsch	Kleimarsch	2,8	0,3	0,44	2,25	0,6	0,7	1,7	1,5	0,2
		sulfatsaure Kleimarsch	\	\	\	\	\	0,1	1,1	1,5	0,3
		Kalkmarsch	1,3	0,3	0,07	1,90	3,1	0,1	0,6	1,2	0,3

Anschließend sind in Tabelle 9-3 die einzelnen Bodentypen in ihre zugehörige Landschaft zusammengefasst worden, die nachfolgend mit einer aus Tabelle 9-1 abgeleiteten Gewässergüteklasse (-/+ etc.) gekennzeichnet sind. Dies ist möglich, da die Bodentypen der jeweiligen Landschaftsräume weitestgehend Ähnlichkeiten in den Messwerten aufweisen. Lediglich Hochmoor und Niedermoor sind durch ihre bodentypischen Eigenschaften und den daraus resultierenden Unterschieden in den Nährstoffkonzentrationen getrennt zu betrachten. In diesem Zuge wurden jedoch auch "Übergangsstandorte" definiert, die weder Geest, Moor oder Marsch zuzuordnen sind. Dies sind vor allem Anmoor- und Moorgleye. In der Marsch betrifft dies jedoch auch die Organomarschen und Spittkulturen. Im Vergleich zu den "reinen" Standorten der Marsch und Geest weisen diese einen hohen Anteil an organischer Substanz auf, die jedoch noch keinem Moor entsprechen. Nach bisherigem Stand, eine ganz eigene standortspezifische Nährstoffdynamik auf. Für die Bewertungsmatrix sind diese nicht mit in die Betrachtung aufgenommen worden.

Tabelle 9-3: Grundlagentabelle für die Bewertungsmatrix aus der Kombination der Tabelle 9-1 und Tabelle 9-2 mit zugehöriger Kennzeichnung nach Gewässergüteklassifizierung.





Landschaft	Bodentyp	Stoffkonzentration (mg/l) im Sickerwasser/Dränwasser			Stoffkonzentration (mg/l) im Gruppen			Stoffkonzentration (mg/l) im Gräben		
		NO3-N	NH4-N	PO4-P	NO3-N	NH4-N	PO4-P	NO3-N	NH4-N	PO4-P
Geest	Pseudogley-Podsol/ Podsol-Pseudogley/ Pdsol-Gley/ Treposol	13,53 ++	0,13 -	0,03 --	2,35 -	0,75 ++	2,17 +++	2,93 -	0,80 ++	0,22 ++
Geest Acker	Podsol-Gley, Auenlehm	26,94 +++	\	0,06 -	\	\	\	\	\	\
Geest/ Moor	Anmoorpseudogley/ Anmoorgley-Moorgley	33,60 +++	0,19 +	0,03 -	12,90 +	14,00 +++	1,51 +++	14,43 ++	1,27 +++	0,98 ++
Moor	Hochmoor	3,65 -	1,86 +++	3,08 +++	keine Gruppen in Hoch und Niedermoor			1,19 --	1,53 +++	1,50 +++
	Niedermoor	7,22 +	2,17 +++	0,38 ++				2,12 -	3,64 +++	0,21 ++
Moor/ Marsch		3,80 -	0,90 ++	0,36 ++	0,85 --	2,00 +++	0,32 ++	2,18 --	1,49 +++	0,16 +
Marsch	Kleimarsch, Kalkmarsch, sulfats. Kleimarsch ü. Organomarsch	2,06 --	0,30 +	0,25 ++	2,08 --	1,83 +++	0,31 ++	1,16 --	1,41 +++	0,26 ++

Die Bewertungsmatrix diene als Grundlage zur Ableitung von Empfehlungen, eine möglichst verlustarme Zirkulation von Nährstoffen (N und P) innerhalb der betrieblichen Kreisläufe zu gewährleisten, um eine signifikante Reduktion der Nährstoffbelastung und eine Verbesserung des ökologischen Potenzials der Grünlandgräben zu erreichen (Tabelle 9-4). Die Empfehlungen erfolgten standortbezogen, sodass die Bewertungsmatrix als eine Basis zu verstehen ist, um prioritäre Gebiete für Maßnahmen zur Minderung der Nährstoffausträge im Projektgebiet EV Jade auszuweisen. Die Ableitung von Maßnahmen zielt in erster Linie auf die Reduzierung der Grenzwerte am Gesamtauslass des Projektgebietes am Jade-Wapeler-Siel ab. Aus diesem Grund ist es geboten, die Bewertungsmatrix in deren Zielstellung hervorzuheben, Grundlagenwissen für diesen konkreten Anwendungsbezug mit der Erwartung flächenhafter Aussagen zu erarbeiten. Die Zusammenfassung der Bodentypen zu übergeordneten Landschaften erfüllt darüber hinaus den Anspruch einer praktikablen Bewertungsmatrix.

Tabelle 9-4: Bewertungsmatrix landwirtschaftlicher Austragspfade in Abhängigkeit der standörtlichen Verhältnisse.

Landschaft/Böden		Stoffaustrag in Oberflächengewässer über					
		Sickerwasser/Dränwasser			Oberflächenabfluss/Abschwemmung		
		NO ₃	NH ₄	P	NO ₃	NH ₄	P
Marsch		--	++	++	-	+++	++
Moor		+	++	+++	-	++	++
Geest (Mineralböden)	A	+++	-	--	++	++	+
	G	++	-	--	+	++	+

Legende

	über die Höhe/den Zeitpunkt der Düngung zu beeinflussen	+++	sehr hoch
	zum Teil geogen bedingt; über Höhe der Düngung nur beschränkt zu beeinflussen	++	hoch
	über die Technik/den Zeitpunkt der Ausbringung zu beeinflussen	+	mittel
	Effektiver Ansatz für Maßnahmen zur Minderung der Nährstoffausträge	-	gering
		--	sehr gering

Eine Bündelung der bodentypologischen Daten auf der Maßstabebene der Bodenlandschaftstypen erscheint angemessen, um die Ableitung von praxisnahen Handlungsempfehlungen und deren flächenhafte Übertragung auf die Landschaftseinheiten Moor, Marsch und Geest im Projektgebiet Jade zu ermöglichen (siehe Kapitel 10). Zudem erleichtert die Betrachtung auf Landschaftsebene die Kommunikation und Verbreitung der wissenschaftlich-technischen Datenbasis, die auf diese Weise wesentlich vereinfacht darstellbar sind, aber dennoch die stringente Vorgehensweise abbilden.

9.4 Ergebnis

Mit den nachfolgenden Absätzen werden die Inhalte der Bewertungsmatrix (Tabelle 9-4) hinsichtlich der Austragspfade über das Sickerwasser/Dränwasser sowie über den Oberflächenabfluss (siehe Abbildung 9-5) ausgeführt. Entsprechend der beiden Austragspfade wird zudem nach N (NO₃⁻; NH₄⁺) und P (PO₄³⁻) unterschieden.

Nitrataustrag über Sickerwasser/Dränwasser

Die höchsten Nitratkonzentrationen im Projektgebiet sind bei den Sand-/Geschiebelehmböden der Geest zu erwarten und nachgewiesen worden. Datenauswertungen von Wasserschutzversuchen der LWK mit ähnlichen Bodengegebenheiten belegen Nitrat-N-Konzentrationen im Sickerwasser von 18 bis 45 mg/l. Die Denitrifikationsleistung in diesen Böden ist sehr gering. Bei den Marschen werden in der Regel etwa 1 bis 5 mg/l Nitrat-N gemessen. Bei vergleichbaren N-Überschüssen verfügen die Marschenböden im Gegensatz zu den Geest-Böden über hohe Denitrifikationsleistungen im überwiegend wassergesättigten Unterboden (in 80 – 100 cm Tiefe, d.h. in Dräntiefe), wodurch wesentlich niedrigere Nitratkonzentrationen im Sickerwasser anfallen. Unter der Voraussetzung, dass die Unterböden der Moore in den großflächig tiefliegenden Bereichen des Jade-Projektgebietes ganzjährig wassergesättigt sind, wird auch bei den Mooren das Nitrat abgebaut. Vergleichbar mit den Marschböden sind auch hier die Nitratkonzentrationen auf niedrigem Niveau, häufig unter 1 mg/l Nitrat-N. Ein Sonderfall tritt auf den Mooren der Geest auf. Der Grundwasserspiegel kann unter Umständen bis in den Sanduntergrund absinken. Kommt es zu diesem Zustand, sind selbst die unteren Moorschichten nicht mehr wassergesättigt. Aufgrund verminderter Denitrifikation können die Nitratausträge sehr stark ansteigen.

Ammoniumaustrag über Sickerwasser/Dränwasser

Auf Moorböden kommt die Besonderheit hinzu, dass wegen der niedrigen pH-Werte und der Wassersättigung im Winterhalbjahr, das durch Düngung zugeführte oder durch Mineralisation freigesetzte N nicht nitrifiziert wird, er bleibt als Ammonium in der Bodenlösung und kann in dieser Form mit dem Sickerwasser ausgetragen werden (bis zu 5 mg/l Ammonium-N). Der durch Mineralisation freigesetzte N sorgt für eine erhöhte (geogene) Grundlast an Ammonium im Dränwasser. In abgemilderter Form ist dies auch bei den Marschen der Fall. Bei den tonhaltigen Marschböden wird das Ammonium nicht so stark ausgewaschen, es wird von den Tonmineralen adsorbiert. Da bei den gut belüfteten Sand-/Geschiebelehmböden der Geest das durch Mineralisation gebildete Ammonium sofort nitrifiziert wird (das gilt auch für das durch Düngung zugeführte Ammonium), liegt in der Bodenlösung in der Regel kein Ammonium vor.

Phosphoraustrag mit dem Sickerwasser/Dränwasser

Die mit Abstand niedrigsten P-Austräge wurden bei den Sand-/Geschiebelehmböden gemessen. Aufgrund der hohen Eisengehalte wird das lösliche P in diesen Böden als nicht bewegliches Eisenphosphat gebunden und damit vor Auswaschung geschützt. Das P reichert sich in der Krume an, die P-Konzentrationen im Dränwasser liegen demzufolge bei < 0,1 mg/l, dies entspricht P-Austrägen von etwa 0,5 kg/ha. Die tonreichen Marschen der Wesermarsch weisen geogen bedingt hohe P-Gehalte auf. Das P ist an die Tonminerale gebunden, z.T. liegt es auch als Vivianit (unter reduzierenden Bedingungen) vor. Unter den zumindest zeitweise reduzierenden Bedingungen in Dräntiefe sind die Phosphate mobiler und können mit dem Dränwasser ausgetragen werden. Die P-Gehalte im Dränwasser können somit bei 0,1 bis 1,0 mg/l liegen, also bis zu 10-mal höher als bei den Sandböden der Geest. Der Einfluss der P-Düngung auf die Höhe der P-Konzentrationen ist gering, da in den gut belüfteten Oberböden das P fester an die Eisenphosphate gebunden/eingebaut wird (siehe Sandböden). In der Regel sind die P-Konzentrationen im Dränwasser der Kalkmarschen geringer (0,1

bis 0,3 mg/l P) als bei den entkalkten Kleimarschen (Brackmarschen und Knickmarschen) mit 0,3 bis 0,6 mg/l P und den Organomarschen mit 0,5 bis 1,0 mg/l P.

Im Bodenwasser der Moore ist aufgrund der hohen Anteile an gelöster organischer Substanz und fehlender Bindungspartner das P sehr mobil und wird dementsprechend leicht mit dem Dränwasser ausgewaschen. Da in den Hochmooren zudem die Eisenanteile fehlen und somit zur P-Bindung nicht zur Verfügung stehen, ist hier die P-Mobilität besonders hoch. Daher werden selbst in unkultivierten, häufig aber vorentwässerten Hochmooren erhöhte P-Gehalte im Dränwasser von 0,5 bis 1,0 mg/l P gemessen. Unter Hochmoorgrünland steigen die Werte auf 1,5 bis 5 mg/l P. Bei intensiver Nutzung und (zu) hoher P-Düngung können auch 10 mg/l P im Dränwasser erreicht werden. In den mineralstoff- und eisenreicheren Niedermooren ist das P etwas weniger mobil, aber auch hier sind die P-Gehalte noch deutlich höher als bei Mineralböden (0,1 bis 0,3 mg/l bei unkultivierten Niedermooren, bis 1 mg/l unter Grünland).

Nitrataustrag über Oberflächenabfluss /Abschwemmung

Auf Sand wird Nitrat auch im Oberboden nur schlecht gebunden und kann mit dem Sickerwasser ausgetragen werden. Aus vergleichbaren Untersuchungsprogrammen zurückliegender Jahre passiert dies im Acker aufgrund einer fehlenden permanenten Grasnarbe vermehrt im Vergleich zum Grünland. Da N im Moor vor allem als Ammonium vorliegt, wird nur wenig Nitrat ausgetragen, zumindest weniger Nitrat als auf Acker. Dennoch wurde im Jade-Projektgebiet auch auf Moorflächen Nitrat gemessen. Die Marschenböden können aufgrund stabiler Ton-Humuskomplexe in der permanenten Grasnarbe das organisch gebundene N vor erhöhter Mineralisation schützen und folglich auch biologisch binden. In den Marschen ist jedoch besonders im Frühjahr die Gefahr von Direkteinträgen durch die N-Düngung über die Gräben in die Gewässer gegeben.

Ammonium- und Phosphorausträge über Oberflächenabfluss /Abschwemmung

Die sandigen Böden der Geest sind in der Regel gut durchlässig und das Niederschlagswasser kann schnell versickern. Abgesehen von Starkregenereignissen sind die Geestgebiete weniger von oberflächlichem Stoffaustrag betroffen. In den Mooren und vor allem den Marschen des Jade-Projektgebietes wird ein großer Anteil des Niederschlagswassers über das enge Graben-/ Gruppennetz als Oberflächenabfluss abgeführt. In diesen Arealen ist damit die Gefahr von Nährstoffausträgen über Abschwemmung immer gegeben. Besonders hoch ist die Abschwemmungsgefahr, wenn sich hoher Oberflächenabfluss und (Gülle-) Düngung zeitlich überschneiden. Die Abschwemmungsgefahr ist also zum Winterausgang/bzw. frühes Frühjahr und im Spätherbst am größten.

9.4.1 Verknüpfung zwischen den drei Betrachtungsebenen Landschaft, Betrieb und Feld

Die Daten unterschiedlicher Module innerhalb einer Skalenebene konnten gut verknüpft werden. So ermöglichte die enge Verzahnung der Module C (Nährstoffdynamik, Kapitel 5), D (Landwirtschaftliche Nährstoffflüsse auf Grünlandflächen, Kapitel 6) und E (Gewässerökologie, Kapitel 7) auf der Feldebene (Graben) die Analyse der Gewässerfauna, welche direkt Bezug nahm auf die von Modul C bereitgestellten Erkenntnisse zu Nährstoffwerten in den Gräben. Diese Verknüpfung war essenziell, um die ökologischen Auswirkungen der Nährstoffbelastungen zu analysieren und nährstoffsensible Fauna-Metrics zur Beschreibung der Nährstoffsituation in den Gräben auszuweisen.

Die Verbindung verschiedener Skalenebenen bringt unterschiedliche Herausforderungen mit sich. Die Bündelung der Erkenntnisse der verschiedenen Bodentypen zur übergeordneten Landschaftsebene erfüllte den Anspruch, praktikable Handlungsempfehlungen auf Basis einer stringenten Bewertungsmatrix herauszuarbeiten (Kapitel 9.3). Für die Skalenebenen des Betriebes und der landwirtschaftlichen Fläche konnte hingegen ein „Field-Farm-Gap“, also eine Lücke zwischen beiden Ebenen, identifiziert werden (Kapitel 8.4.3). Um Nährstoffflüsse nachzuvollziehen und zu verstehen, wurden auf den Skalenebenen unterschiedliche Methoden genutzt, die jeweils für sich wertvolle Erkenntnisse lieferten, jedoch nicht zuverlässig aufeinander übertragbar waren. Zwischen der betrieblichen Skalenebene und der Messung einzelner Flächen finden zahlreiche Prozesse statt, die mit keiner der beiden genutzten Methoden abgebildet werden können und dadurch eine direkte Übertragbarkeit schwierig machen. Beispiele für die Prozesse in der Lücke könnten sein: Witterung, Niederschlagsmengen, Vorbewirtschaftung der Fläche, gasförmige Verluste, Mineralisierung, Flächenbilanz oder die zeitliche Bezugsebene (z.B. Kalenderjahr vs. Probenahmezeitpunkt). Hinzu kommt, dass die Repräsentation eines ganzen Betriebes anhand von einer oder wenigen Flächen generell schwierig ist, da die standörtlichen Gegebenheiten und die Arrondierung die Bewirtschaftung beeinflussen. Somit konnte im Rahmen dieses Projektes keine direkte Übertragbarkeit zwischen den Skalenebenen Betrieb und Fläche hergestellt werden.

9.5 Aktuelle Stickstoff- und Phosphordynamik auf Bundes-, Landes- und Projektgebietsebene unter Berücksichtigung der Entwicklung des Nährstoffanfalls aus der Landwirtschaft

Bundesebene

Der Eintrag von Nährstoffen stellt nach wie vor eine der größten Belastungen für die Oberflächengewässer sowie die Küsten- und Übergangsgewässer in Deutschland dar. In drei Viertel aller Oberflächengewässer und ein Drittel der Grundwasserkörper lassen sich die Auswirkungen zu hoher Nährstoffeinträge auf den Gewässerzustand auf die Landwirtschaft zurückführen (BMUV/UBA, 2022). Laut dem Umweltbundesamt (UBA) gelte es die Anstrengungen deutlich zu verstärken, da die bislang ergriffenen Maßnahmen noch nicht im geforderten Umfang greifen.

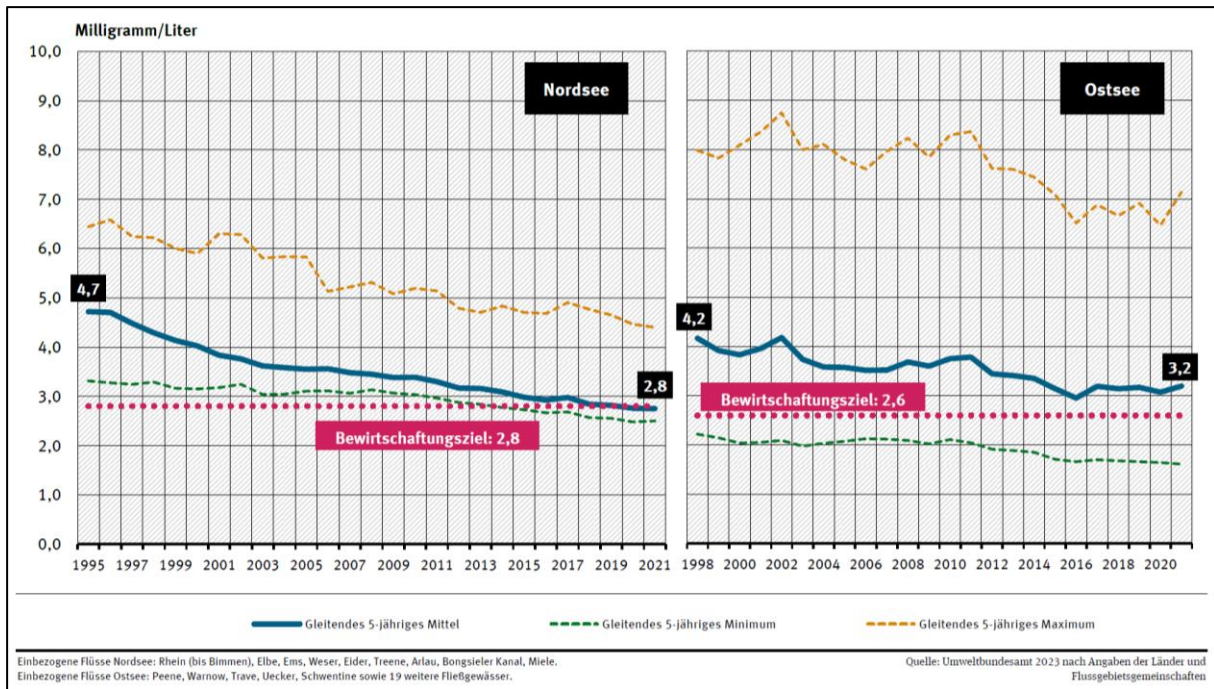


Abbildung 9-6: Abflussgewichtetes Mittel der TN-Konzentration der Nord- und Ostsee-Zuflüsse (UBA, 2023).

Um die Ziele der WRRL und der MSRL zu erreichen, wurden mit der OGewV (2016) Bewirtschaftungszielwerte vorgegeben. Bei Betrachtung der aktuellen Zahlen des UBA vom März 2023, ist nach Angaben der Länder und Flussgebietsgemeinschaften im Mittel aller Nordsee-Zuflüsse eine Annäherung an den Zielwert von 2,8 mg/l TN erkennbar (Abbildung 9-6). Die minimalen Konzentrationen unterschreiten den Zielwert bereits, wohingegen die höchsten Konzentrationen noch deutlich darüber liegen.

Wohingegen N im tidebeeinflussten und marinen Ökosystemen als eutrophierender Faktor bekannt ist, gilt P insbesondere in Süßwasser-Ökosystemen als limitierender Faktor der Primärproduktion (NLWKN, 2018). Nach Angaben der im Jahr 2023 veröffentlichten Zahlen, ist seit den 90er Jahren eine Abnahme der Messstellen mit überhöhten P-Gehalten auf unter 60 % im Jahr 2021 erkennbar (UBA, 2023). Des Weiteren ist der stärker belastete Anteil der Gewässer zurückgegangen. Laut UBA (2023) ist dies mit der Einführung P-freier Waschmittel sowie der P-Fällung in größeren Kläranlagen verbunden. Dennoch müssen für die WRRL-Zielerreichung alle Gewässer bis 2027 einen guten ökologischen Zustand erreichen.

Richtet sich der Blick weg von den in die Nordsee einleitenden Gewässern und hin zu den Nährstoffüberschüssen der Landwirtschaft, wird auch hier ein positiver Trend erkennbar (Abbildung 9-7). Seit 1992 ist im bundesweiten Durchschnitt der N-Überschuss der Gesamtbilanz pro ha LF um 26 % gesunken (BMEL, 2022). In Deutschland sind vor allem Regionen mit dichtem Viehbesatz problematisch: Durch den hohen Anfall an Wirtschaftsdünger wird in der Regel deutlich mehr N auf die Flächen ausgebracht, als die Kulturpflanzen aufnehmen und in Biomasse umsetzen. Eine Maßzahl für die potenziellen N-Einträge aus der Landwirtschaft in die Umwelt ist der N-überschuss (UBA, 2023). Laut UBA (2023) wird bei Fortführung des Trends der letzten zehn Jahre das Ziel der Bundesregierung erreicht, den N-Überschuss im Mittel der Jahre 2028 bis 2032 auf 70 kg/ha LF zu senken.

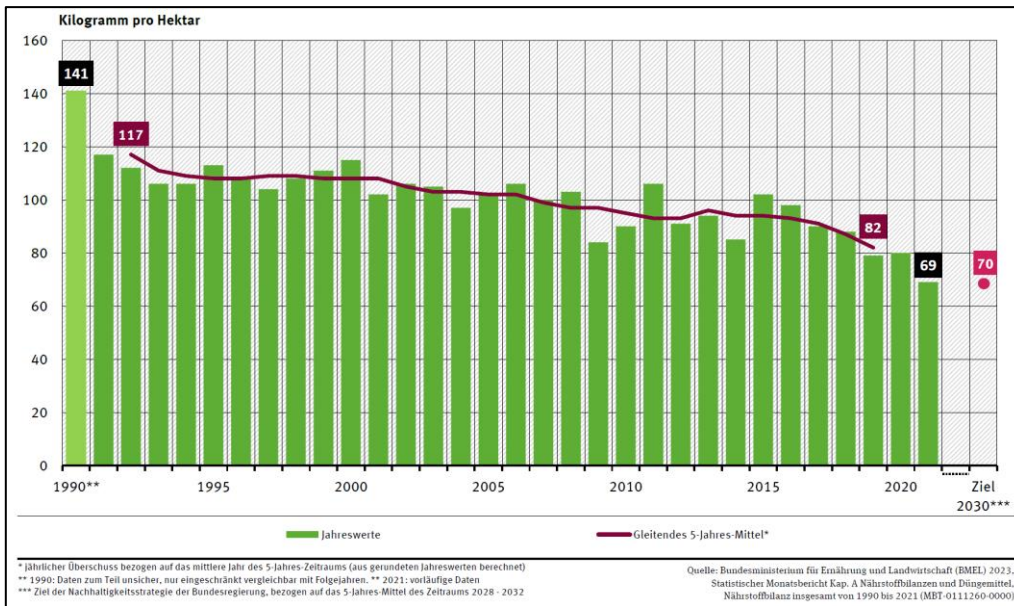


Abbildung 9-7: Saldo der landwirtschaftlichen Stickstoff-Gesamtbilanz auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche (UBA, 2023).

Landesebene

Mit Bezug auf das Bundesland Niedersachsen zeigen die im Ordnungs- und Förderrecht verankerten Bewirtschaftungsmaßnahmen seit einem Jahrzehnt eine deutliche Wirkung. Das N-Düngesaldo auf Landesebene hat sich im Zeitraum 2015-2023 deutlich verringert (LWK, 2023). Aufgrund einer deutlichen Reduzierung der aufgebrauchten N-Mengen werden auf Landesebene sowie in der überwiegenden Zahl der Landkreise die rechtlich zulässige N-Düngung eingehalten bzw. vielfach bereits nicht mehr voll ausgeschöpft (LWK, 2023). Der Nährstoffüberschuss von 80.000 t N im Berichtszeitraum 2014/15 des jährlich von der LWK veröffentlichten Nährstoffberichts wurde vollständig abgebaut und auf Landesebene auf minus 16.219 t N reduziert (Abbildung 9-8, links).

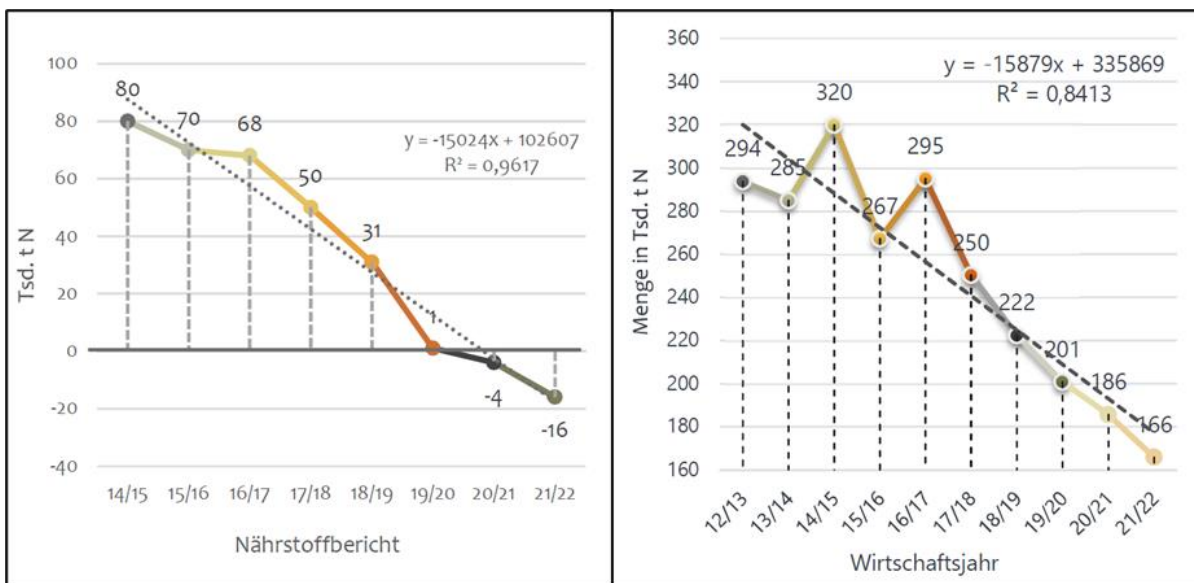


Abbildung 9-8: Weitere Verringerung des N-Düngesaldos nach DüV (2020) auf Werte unterhalb der zulässigen Düngung (li.) und Entwicklung des Absatzes von N-Mineraldünger in Niedersachsen (re.) (LWK, 2023).

Besonders stark sank das N-Düngesaldo seit dem Jahr 2017. Zu diesem Zeitpunkt wurden Änderungen des Düngerechts und die damit verbundene Einführung einer Meldepflicht der Nährstoffvergleiche und des gesamtbetrieblichen Düngebedarfs sowie die Ausweisung nitratbelasteter Gebiete beschlossen (LWK, 2023). Ein wichtiger Baustein auf diesem Weg bestand auch in dem 2015 gestarteten Prozess der LWK zur Einrichtung runder Tische, welcher auf Kreisebene zu einem gemeinsamen Rechts- und Datenverständnis sowie einer Abstimmung geeigneter Maßnahmen zur Trendumkehr und einem zielführenden Monitoring aller Akteure beigetragen haben. Hinzu kommen extreme Wetterbedingungen in den Jahren 2017 bis 2019, in der Folge die Flächenbewirtschaftung stark eingeschränkt war. Darüber hinaus verstärken die seit dem Jahr 2022 stark gestiegenen Düngemittelpreise diesen rückläufigen Trend beim N-Mineraldüngereinsatz (LWK, 2023) (Abbildung 9-8, rechts).

Während auf Landesebene eine am Bedarf der Pflanzen ausgerichtete N-Düngung erreicht ist, verzeichnete Niedersachsen im Berichtsjahr 2023 in insgesamt 18 Landkreisen ein positives P-Saldo (LWK, 2023). Unter Berücksichtigung der P-Düngung ergibt sich landesweit ein Einsparpotenzial von knapp 20.000 t P. Die hohen P-Überschüsse konzentrieren sich in den viehstarken Landkreisen in Weser-Ems (LWK, 2023).

Projektgebietsebene

Der positive Trend beim Einsatz von Stickstoffdünger in Niedersachsen zeigt sich auch im Projektgebiet Jade. In Zusammenarbeit mit den Landesfachbehörden LWK, LBEG und NLWKN wurden Zahlen für das Jahr 2022 für das Projektgebiet ermittelt. Die Daten zur Nährstoffdynamik können bis auf die Gemeindeebene herunterskaliert werden. Aus Sicht der Landwirtschaft ist im Vergleich zum Jahr 2018 in allen fünf Gemeinden im Projektgebiet (Wiefelstede, Varel, Rastede, Bockhorn und Jade) ein abnehmender Trend in Bezug auf den N-Anfall aus der Tierhaltung erkennbar (Abbildung 9-9, oben). Wie auch auf Landesebene lag in Rastede, Bockhorn und Jade das N-Düngesaldo im negativen Bereich (Abbildung 9-9, unten). Lediglich in den Gemeinden Wiefelstede und Varel wurde der Pflanzenbedarf leicht überschritten (LWK, 2022).

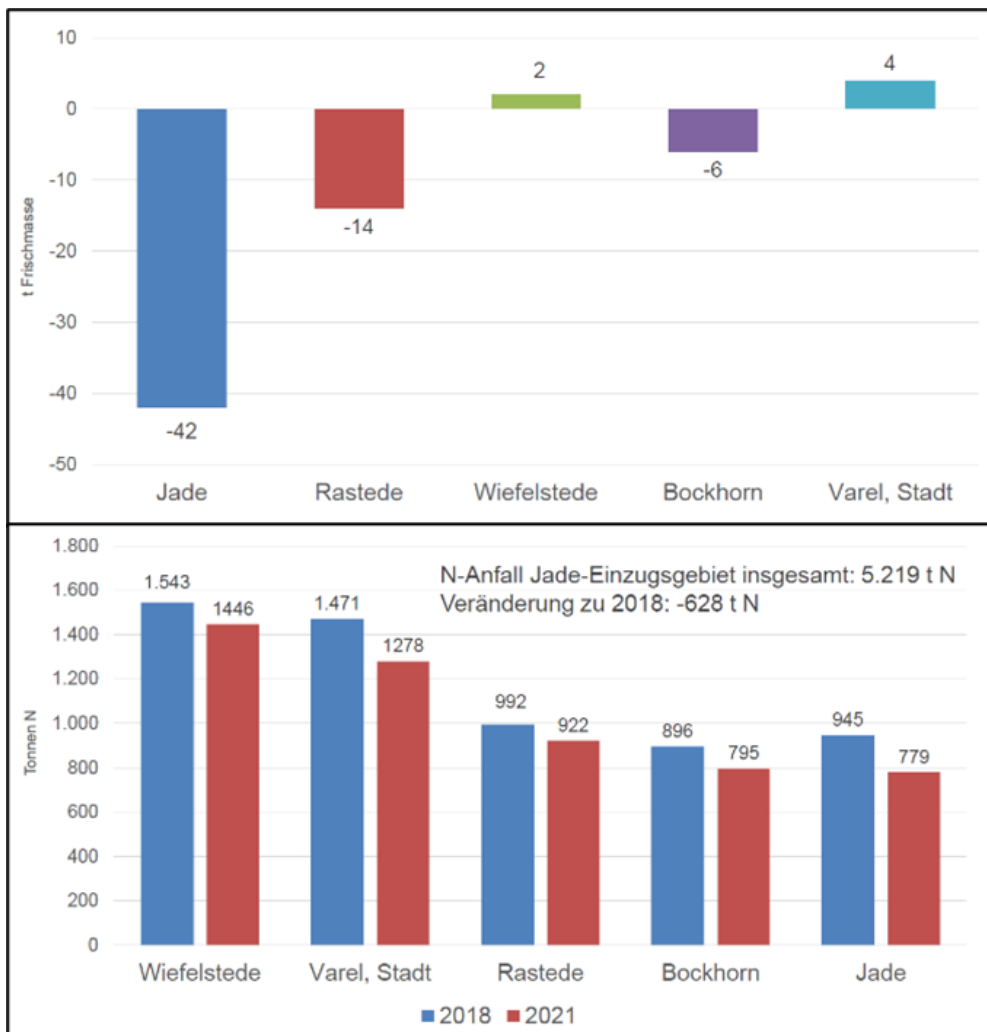


Abbildung 9-9: N-Anfall aus Tierhaltung und Biogasanlagen (o.) und N-Düngesaldo nach § 3 (3) DüV in kg N/ha auf Gemeindeebene im Projektgebiet EV Jade (LWK, 2022).

Das LBEG hat mit dem Basisemissionsmonitoring deutliche Veränderungen nachgewiesen. In der Milchviehregion in und um das Projektgebiet Jade ergeben sich demnach höhere N-Salden als in den Marktfruchtregionen. Die Daten zeigen, dass gemäß DüV im Jahr 2016 - anders noch als 2013 - in großen Bereichen kein N-Minderungsbedarf mehr bestand (Abbildung 9-10). Lediglich in den Geestrandlagen im südwestlichen Projektgebiet besteht weiterhin ein N-Minderungsbedarf von ~30 kg N/ha. Dort werden die größtenteils leicht durchlässigen Böden der Geeststandorte überwiegend mit Silomais bewirtschaftet (s. Kap. 5.4.3.3).

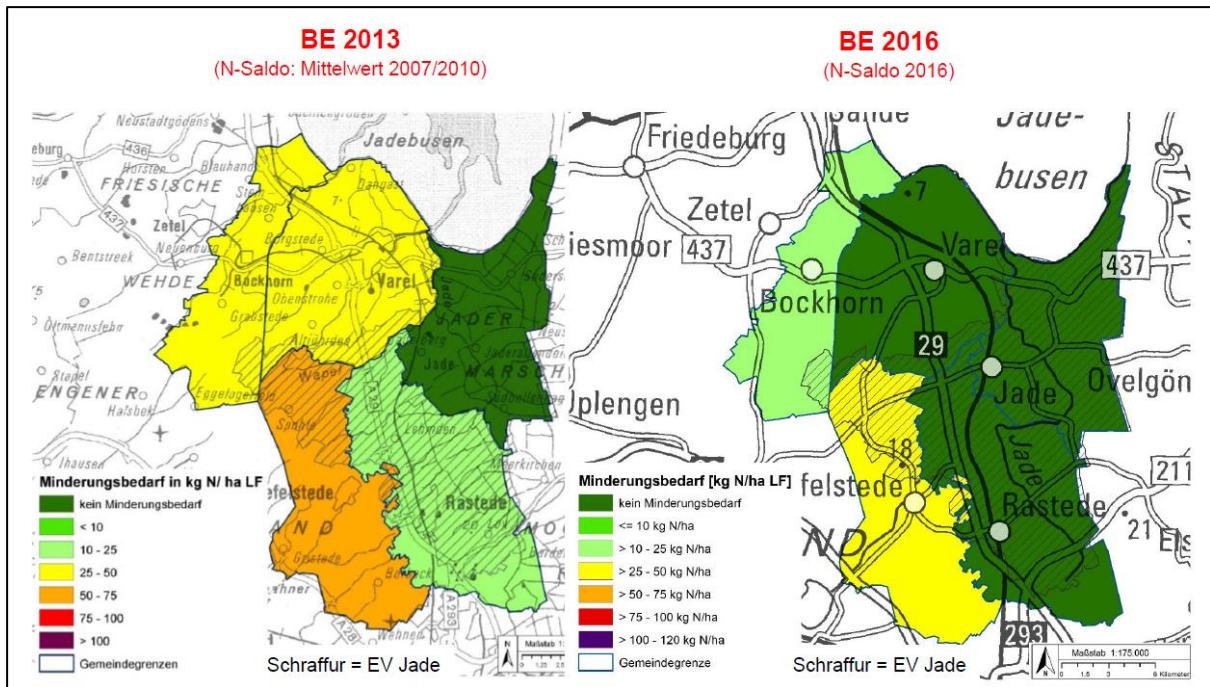


Abbildung 9-10: N-Minderungsbedarf, um 50 mg Nitrat/l im Sickerwasser nicht zu überschreiten (LBEG, 2022).

Die bislang umgesetzten Maßnahmen bewirken zwar positive Entwicklungen, dennoch treten weiterhin lokal und regionale N- und P-Überschüsse auf. Für die Nährstoffbelastung der Jade im Projektgebiet (Messstelle Jade-Wapeler-Siel; Übergabepunkt limnisch-marin) kann bisher kein positiver Trend verzeichnet werden (Abbildung 9-11). Die am Jade-Wapeler-Siel im zweiwöchigen Rhythmus gemessenen Konzentrationen des TN zeigen einen deutlichen Zusammenhang mit den abflussreichen Wintermonaten: Höchstwerte wurden, mit Ausnahme von 2018, direkt zu Beginn eines jeden Kalenderjahres gemessen. Aufgrund eines extrem geringen Jahresniederschlags von 480 mm lag der jährliche Mittelwert der N-Konzentration im Vergleichszeitraum ebenfalls auf niedrigem Niveau. Mit einsetzendem Regen im Januar 2019 stiegen die Konzentrationen allerdings in kürzester Zeit massiv an. Vermutlich erfolgte aufgrund des fehlenden Niederschlags eine monatelange Nährstoffanreicherung im Oberboden.

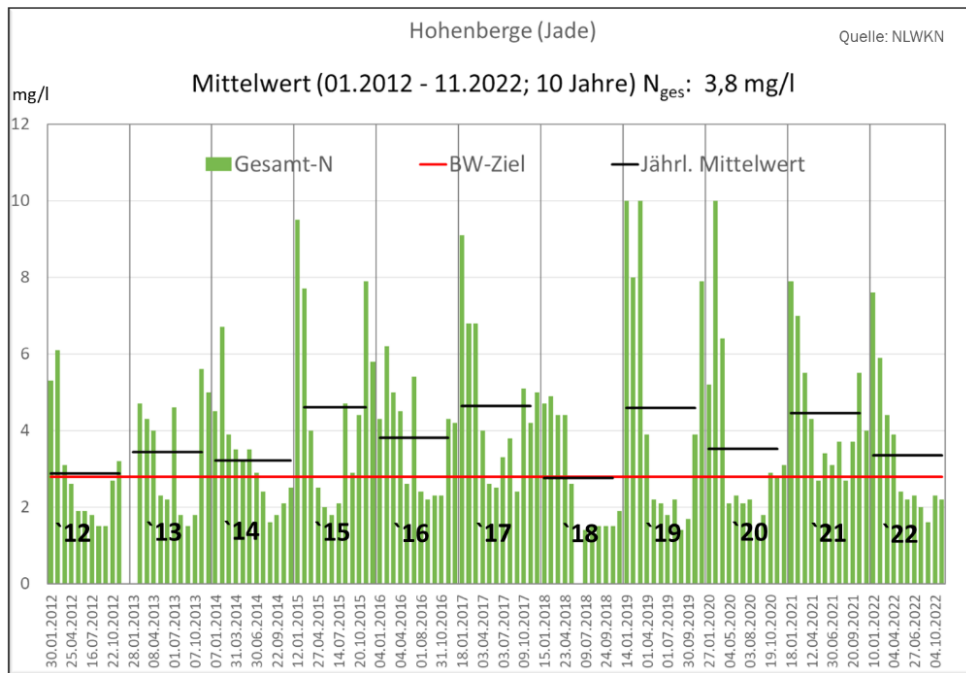


Abbildung 9-11: Jahreszeitlicher Verlauf der N-Dynamik in der Jade; gemessen am Jade-Wapeler-Siel (ergänzt nach NLWKN, 2024).

Laut UBA (2022) werden die novellierten Düngegesetzgebungen mittelfristig zu einem deutlichen Rückgang der N-Belastung führen und der positive Trend beim Nährstoffeinsatz in der Landwirtschaft wird sich fortsetzen. Um den Prozess im Projektgebiet zu beschleunigen gilt es, sich mit Hilfe der im Akteursprozess eruierten Maßnahmen auf die winterlichen Konzentrationen zu fokussieren. Eine Begrenzung der Frachten in den Monaten Dezember und Februar wird zu einer zielführenden Abnahme des jährlichen Mittelwertes führen. Wie groß der Handlungsbedarf aber nach wie vor ist, verdeutlichen die jährlichen P-Konzentrationen am Jade-Wapeler-Siel (Abbildung 9-12). Gegenüber dem jährlichen Verlauf der N-Dynamik ist der Zusammenhang zwischen den abflussreichen Monaten und der P-Konzentration nicht eindeutig. Der grundsätzlich über das Jahr verteilte P-Eintrag in die Oberflächengewässer hat mehrere Gründe. P kann infolge von Erosionsereignissen partikelgebunden ausgetragen werden. Dies kommt zustande, wenn vor allem Ackerstandorte im Winter nicht über einen ausreichend pflanzenbedeckten Boden verfügen.

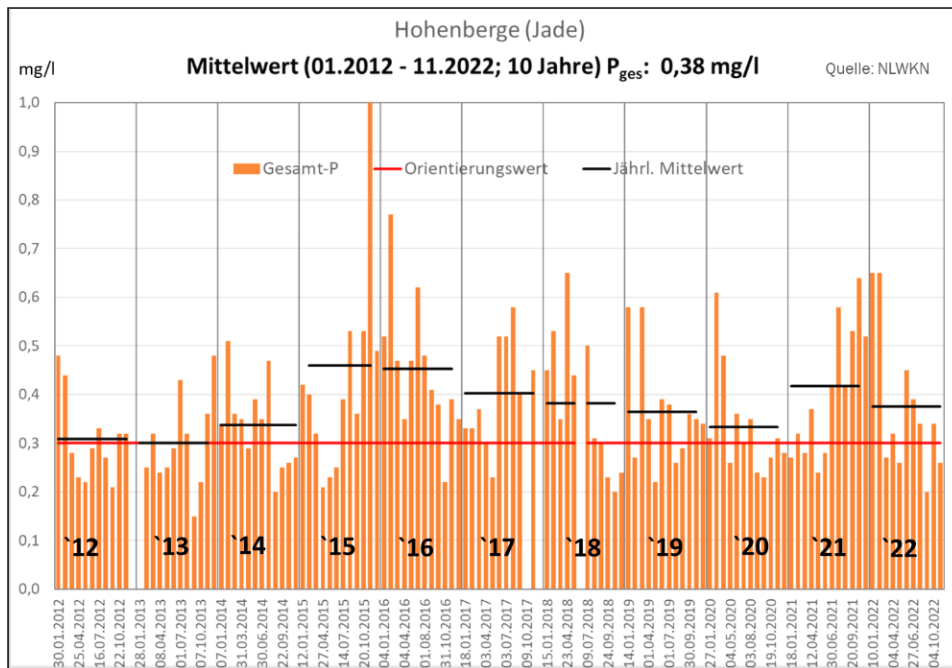


Abbildung 9-12: Jahreszeitlicher Verlauf der P-Dynamik in der Jade; gemessen am Jade-Wapeler-Siel (ergänzt nach NLWKN, 2024).

Die oberflächlich entwässerten Grünlandstandorte in Form von Gruppen sind besonders P-austragsanfällig, wenn Wirtschaftsdünger kurz vor starken Niederschlagsereignissen ausgebracht und in die Vorflut eingespült wird (siehe Kapitel 5.4.3.1). Zu einem partikelgebundenen P-Eintrag kam es im November 2015. In den Tagen bevor am Jade-Wapeler-Siel der höchste Wert der letzten zehn Jahre gemessen wurde (Abbildung 9-12) fielen über 40 mm Regen. Ein weiterer P-Eintragspfad ergibt sich aus der P-Mobilität und P-Löslichkeit im Boden sowie im Grabenwasser. Selbst im trockenen Jahr 2018 wurden vergleichsweise hohe P-Einträge festgestellt, da es vermutlich aufgrund des Sauerstoffmangels zu reduzierenden Bedingungen kam und P durch die Reduktion von Bindungspartnern (Eisen) freigesetzt wurde.

10 Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse im Rahmen praxisrelevanter Handlungsempfehlungen

Nach der Charakterisierung der unterschiedlichen Austragspotenziale und Austragspfade von N und P in den untersuchten Landschaftsraumen, lassen sich nun effektive Ansätze für Maßnahmen zur Minderung der Nährstoffausträge herausarbeiten (Tabelle 9-4). Die gelb markierten Schnittstellen in der Bewertungsmatrix stellen die Bereiche dar, in denen die gewässerschutzorientierten Maßnahmen den größten Minderungseffekt auf die Stoffausträge in der Jade bewirken. Zudem werden in der Legende bereits Maßnahmenansätze skizziert, wie die nach Bodenlandschaft eingruppierten Stoffaustragspfade reduziert werden können.

Die auf dieser Basis erfolgte Ableitung von Handlungsoptionen für den Berufsstand mündete maßgeblich in die Erstellung der vier nachstehend aufgelisteten veröffentlichten Merkblätter zur kompakten Darstellung praxisrelevanter Projektergebnisse. Die einheitliche Formatvorlage wurde dem Vorhaben durch den Fördermittelgeber zur Verfügung gestellt:

- Dreijährige Stoffstrombilanzierung auf Milchviehbetrieben in Nordwest-Nieders. (Abb. A 15-1)
- Reduzierung der Nährstofffrachten in grünlandbeeinflussten Oberflächengewässern im Landschaftsraum „Geest“ (Abb. A 15-2)
- Reduzierung der Nährstofffrachten in grünlandbeeinflussten Oberflächengewässern im Landschaftsraum „Moor“ (Abb. A 15-3)
- Reduzierung der Nährstofffrachten in grünlandbeeinflussten Oberflächengewässern im Landschaftsraum „Marsch“ (Abb. A 15-4)

Ergänzend zu den erläuterten Praxisempfehlungen in den Merkblättern werden diese nachfolgend in Bezug auf die Reduktion der Stoffausträge im Projektgebiet Jade konkretisiert.

Maßnahmen zur Minderung der Nitratausträge über das Sickerwasser/Dränwasser

Da bei den Marschen und Mooren die N-Überschüsse weitgehend durch Denitrifikation abgebaut werden, ist es am effektivsten mit den Maßnahmen zur Verminderung der Nitratkonzentrationen bei den Sand-/Geschiebelehm Böden der Geest anzusetzen. Es gilt hier (mittel- bis langfristig) die einfache Gleichung: Weniger N-Input oben ergibt weniger N-Output unten. Hier muss das Ziel sein, die aktuell zu hohe N-Zufuhr auf eine bedarfsgerechte N-Düngung zurückzuführen. Eine betriebswirtschaftlich sinnvolle Maßnahme zur Reduzierung der Nitratausträge auf intensiv geführten Grünlandflächen der Geest (Niederungsböden) umfasst eine Einsparung von mindestens 50 kg N/ha bei der mineralischen N-Düngung. Reduzieren bedeutet in diesem Zusammenhang optimieren, denn die Einsparung sollte so umgesetzt werden, dass nicht auf den Optimalertrag verzichtet werden muss. Hohe N-Düngesalden resultieren auf Grünlandstandorten der Geest zumeist durch eine Überschätzung der tatsächlichen Grünlanderträge. Zudem hat die Trockenheit während der „Waterbuddies“-Versuchsjahre diese Überschätzung verstärkt. Daher ist es zielführend, eine ausreichende Wasserversorgung des Grünlandes auch in Trockenjahren, z.B. durch Wasserrückhalt, anzustreben. Für die

Nährstoffaufnahme der Pflanze und die Ertragsbildung ist in Dürrezeiten Wasser noch vor der Düngung der begrenzende Faktor.

Die Ausrichtung der N-Düngung am Pflanzenbedarf ist auch auf Ackerstandorten eine effektive Maßnahme. Gewässerschutzorientierte Versuche der LWK belegen, dass dies insbesondere für Mais gilt. Eine verminderte N-Düngung führte bei Mais ebenfalls sehr schnell zu geringeren Nitratkonzentrationen im Sickerwasser. Diese Versuche belegen, dass das N-Optimum bei Mais bei einem Sollwert von 180 kg N/ha liegt (LWK, 2016). Dieser Wert ist deutlich geringer als der N-Entzug, der bei bis zu 250 kg N/ha liegen kann.

Bezieht man den in Tabelle 9-4 gelb markierten Bereich – Nitrat übers Sickerwasser/Dränwasser – auf die intensiv genutzten Grünlandflächen der Sand- und Geschiebelehm Böden der Geest, ist zwischen den humusreichen Niederungsböden und den Niedermoorstandorten zu unterscheiden: Auf beiden Standorten muss es das Ziel sein, die teils deutlich über dem Düngesaldo liegende N-Düngung auf eine bedarfsgerechte N-Düngung zurückzuführen. Auf den Niederungsböden (556 ha) umfasst das Einsparpotenzial 50 kg N/ha*a, auf den Niedermoores (856 ha) hingegen 25 kg N/ha*a, da letztere bereits mit hohen Abschlägen in der Düngedarfsermittlung erfasst werden (Abbildung 10-1). In der Summe lassen sich ca. 49.000 kg N in mineralischer Form einsparen, ohne auf den Optimalertrag verzichten zu müssen.

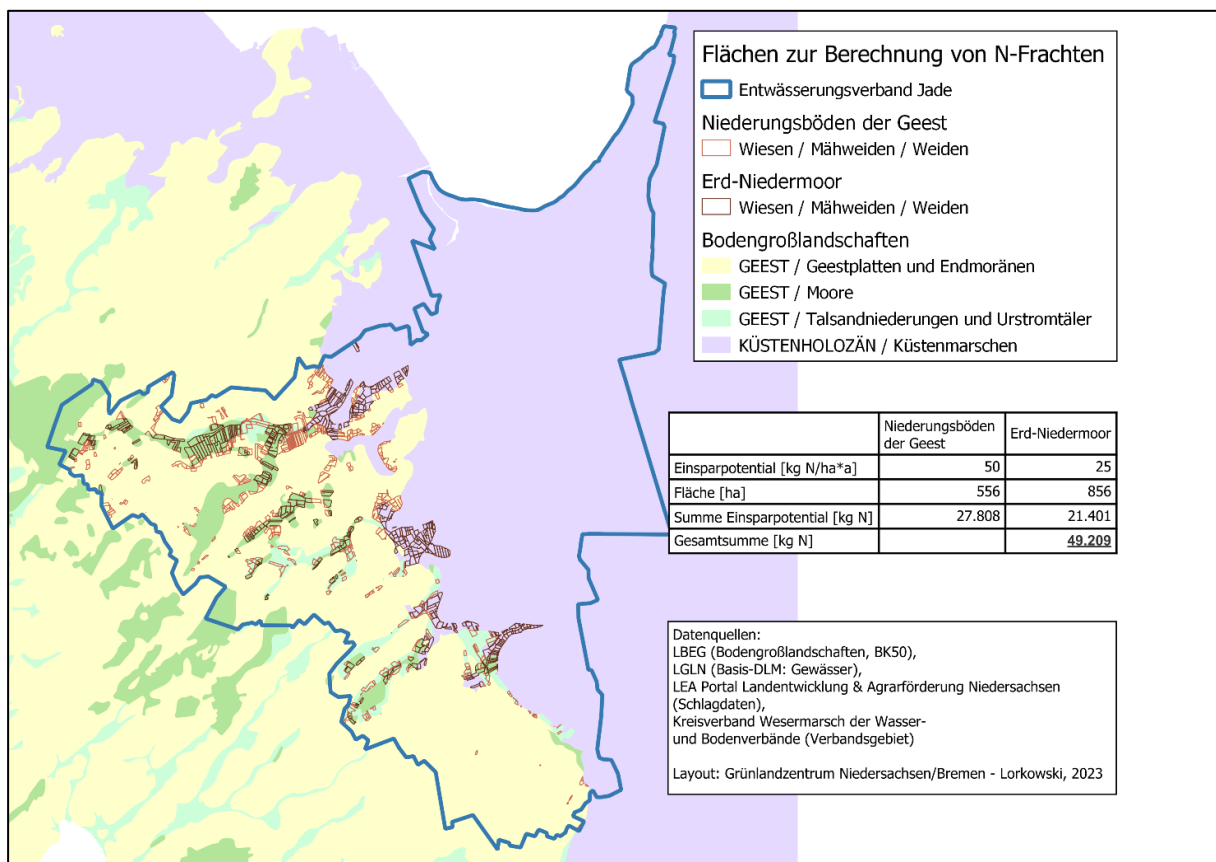


Abbildung 10-1: Gebietskulisse zur effektiven Reduzierung des landwirtschaftlichen Nitrataustrags unter Grünland über das Sickerwasser/Dränwasser auf den Niederungsböden der Geest im Projektgebiet Jade.

Maßnahmen zur Minderung der Phosphorausträge über das Sickerwasser/ Dränwasser

Auf den Sand- und Geschiebelehm Böden der Geest sind Maßnahmen zur reduzierten P-Düngung wenig effektiv, da das gedüngte P im Oberboden ohnehin sehr fest gebunden wird und damit praktisch vor Auswaschung geschützt ist. Das überschüssige P reichert sich im Oberboden (Krume) an. Auf den Marschböden sind die P-Austräge mit dem Dränwasser zwar deutlich erhöht, die Austragshöhe wird jedoch in erster Linie von den geogenen Grundbedingungen und nur relativ wenig von der Höhe der P-Düngung gesteuert. Eine Reduktion der P-Düngung bewirkt daher nur eine relativ geringe Reduktion der P-Konzentration im Dränwasser und ist im Vergleich zu anderen Maßnahmen weniger effektiv.

Auf Moorböden kann aufgrund der hohen P-Mobilität dort der P-Austrag mit dem Dränwasser effektiv über die Höhe der P-Düngung gesteuert werden. Dies gilt besonders für die Hochmoorböden. Effektive Maßnahmen zur Nährstoffreduktion müssen sich auf Hochmoorböden darauf konzentrieren, eine Minimierung der P-Austräge über das Sicker- bzw. Dränwasser zu erreichen. Aufgrund der zukünftig wachsenden Herausforderung im Umgang mit einer umweltverträglichen P-Dynamik in der Landwirtschaft, gilt es speziell in Hochmooren Ideen zu entwickeln, wie eine nachhaltige Nutzung des wertvollen Wirtschaftsdüngers gewährleistet werden kann.

Grundsätzlich besteht für landwirtschaftliche Betriebe die Möglichkeit, den P-Input in Form von P-haltigem Mineral- und Kraftfutter (Zukauf) zu reduzieren. Hier wird es notwendig, den tatsächlichen Bedarf des Tierbestands eines Betriebes mit dem bereits im Grundfutter (Gras und Mais) enthaltenen und für das Tier verfügbarem P abzugleichen. Dementsprechend müssen Gras- und Maissilagen auf die für die tierische Fütterung wesentlichen Inhaltsstoffe analysiert werden, um eine qualitative und quantitative Ertragsabschätzung für das Grundfutter vornehmen zu können.

Im Rahmen einer anzustrebenden Nährstoffkreislaufwirtschaft sollte es langfristig möglich sein, den anfallenden Wirtschaftsdünger in Milchvieh-Betrieben auf den organischen Böden ausbringen zu dürfen. Im besten Fall bedeutet dies in der Flächenbewirtschaftung eine optimierte P-Zufuhr mit konsequenter Orientierung an der Höhe der Abfuhr. In diesem Zusammenhang kann die Separation von Wirtschaftsdünger vorteilhaft sein.

Bezieht man den in Tabelle 9-4 gelb markierten Bereich – Phosphor übers Sickerwasser/Dränwasser – auf die Hochmoorböden im Projektgebiet Jade, umfasst dies eine LF von 3.428 ha (Abbildung 10-2). Bei einem kalkulierten Einsparpotenzial von 10 kg P₂O₅/ha*a kann eine Reduzierung von 14.960 kg P im Projektgebiet erreicht werden.

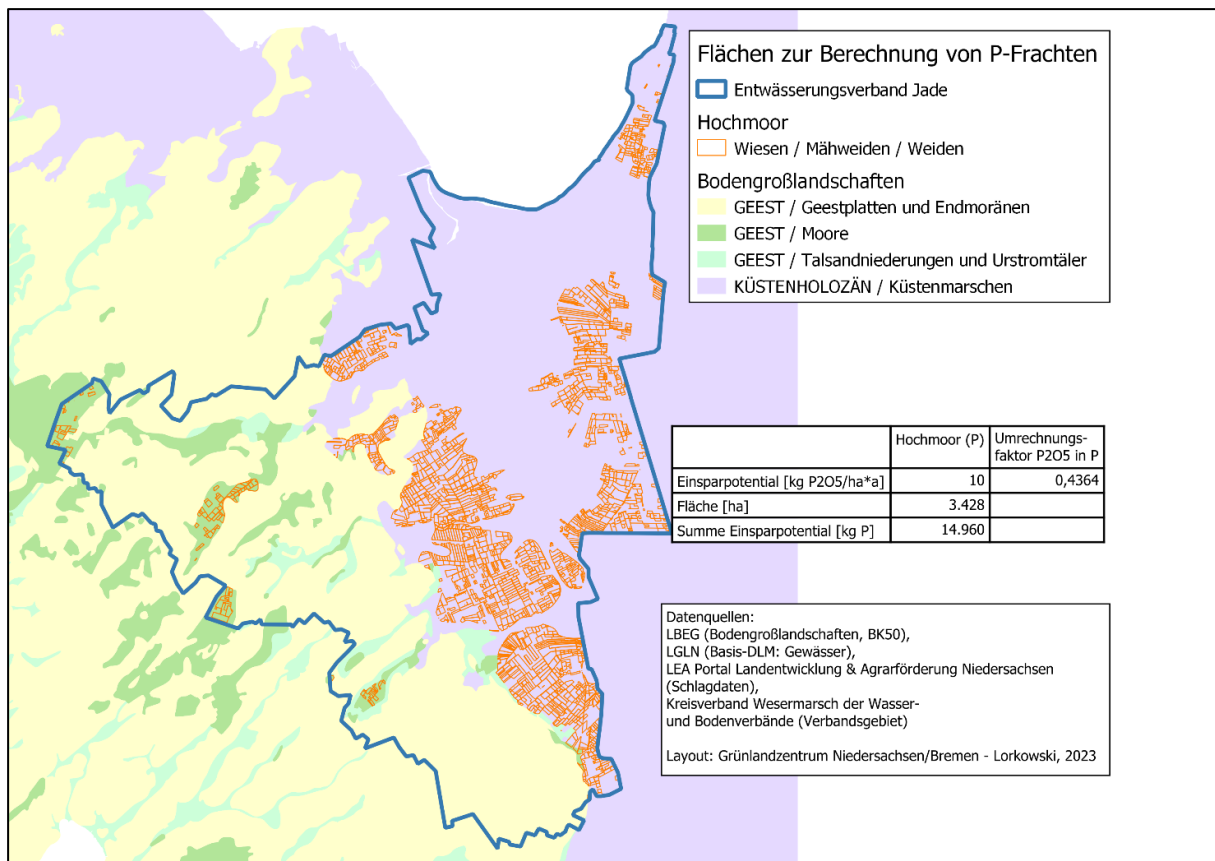


Abbildung 10-2: Gebietskulisse zur effektiven Reduzierung des landwirtschaftlichen P-Austrags unter Grünland über das Sickerwasser/Dränwasser auf den Hochmooren im Projektgebiet Jade.

Maßnahmen zur Minderung der Ammonium- und Phosphorausträge über Oberflächenabfluss /Abschwemmung

Die Erkenntnisse über die Bedeutung von Sicker- und Dränwasserausträgen für Ammonium und P zeigen, dass eine effektive Steuerung darin besteht, Austräge über den Oberflächenabfluss und die Abschwemmung zu vermeiden. Vor allem die Marschenregionen verfügen über ein sehr engmaschiges und dicht verzweigtes Graben- und Grüppensystem, über das eine effiziente Abfuhr der Niederschläge gewährleistet werden kann.

Dabei kommt es neben der Höhe der Güllegaben auch maßgeblich auf den Zeitpunkt und die Technik der Gülleausbringung an. Im Vergleich zu älteren Messprogrammen wurde anhand der im „Waterbuddies“-Vorhaben erhobenen Daten bereits ein abnehmender Trend der Nährstoffkonzentrationen in den Grüppen der Moore und Marschen erkennbar. Zu vermuten ist, dass die in der Projektregion Jade inzwischen vermehrt eingesetzte bodennahe Ausbringtechnik erste Effekte zeigt. Aufgrund der in § 6 Abs. 1-3 der DüV (2020) geregelten Vorgaben für die Anwendung bestimmter Düngemittel ist auf Grünland mittelfristig eine weitere Reduzierung der über den Oberflächenabfluss eingetragenen Nährstoffkonzentrationen zu erwarten. Seit dem 01.02.2020 dürfen Wirtschaftsdünger auf Ackerland nur noch bodennah (oder direkt in den Boden) aufgebracht werden. Im Falle von Grünland gelten die Vorgaben ab dem 01.02.2025. Des Weiteren ist dazu geraten, den Schwerpunkt der Güllendüngung möglichst in das Frühjahr bzw. den Frühsommer zu legen. So werden höchstmögliche Effizienzen bei der Verwertung des Güllestickstoffs erreicht und das Austragsrisiko reduziert.

Das Verbundvorhaben machte deutlich, wie stark sich N und P in ihrer Nährstoffdynamik unterscheiden und dadurch die Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer beeinflussen. Wie bereits im Nährstoffbericht 2022/23 für Niedersachsen ersichtlich wird, ist davon auszugehen, dass die Herausforderungen in Bezug auf P mittel- bis langfristig deutlich größer sein werden als bei N. Die entwickelten Maßnahmen zur Nährstoffminimierung müssen sich dabei in erster Linie auf die Hochmoorstandorte konzentrieren. Diese müssen konsequent nach Entzug mit P-haltigen Wirtschaftsdünger bewirtschaftet werden (siehe Kap. 10). Auf den durch Gräben entwässerten Moor- und Marschstandorte müssen die Nährstoffabschwemmungen minimiert werden, indem statt Breitverteilung eine bodennahe Ausbringung erfolgt und der optimale Witterungszeitpunkt außerhalb der Sperrfristen gewählt wird.

11 Gegenüberstellung der ursprünglich geplanten zu den tatsächlich erreichten Zielen

Modul A, B und G (GLZ)

Mit der bewilligten Verlängerung bis zum 30.06.2023, allen abgeschlossenen Datenerhebungen und -auswertungen sowie den entwickelten Handlungsempfehlungen auf Basis eines gemeinsamen Kooperations- und Diskussionsprozesses mit der Praxis, sind die ursprünglich formulierten Ziele im Rahmen des Moduls A und G erfüllt worden. In einem engen und vertrauensvollen Abstimmungsprozess mit dem Fördermittelgeber konnte auf alle im Kapitel 3.1 dargestellten unvorhersehbaren Ereignisse professionell reagiert werden. Die im Kapitel 3.2 gelisteten beantragten und genehmigten Aufstockungs- und Verlängerungsanträge spielten hierbei eine entscheidende Rolle für den Verlauf des Verbundvorhabens.

Modul C (UOL-B)

Durch die Untersuchung der Nährstoffe PO_4^{3-} , NO_3^- und NH_4^+ in Böden, in Abflüssen der Entwässerungssysteme sowie in den Gräben unterschiedlicher Landschaftsräume sollte unter Berücksichtigung der Bewirtschaftung die standortspezifische und jahreszeitliche Dynamik der Nährstoffflüsse erfasst werden. Auf diese Weise wurde im Rahmen des Modul C ein besseres Verständnis über die Austrags- bzw. Eintragsverhalten von Nährstoffen, inkl. der Ermittlung von Hauptaustragspfaden, in die angeschlossenen Gräben angestrebt. Ebenso sollte anhand der Erkenntnisse ein Beitrag zur Entwicklung von Handlungsempfehlungen zur Minimierung von Nährstoffeinträgen in die Oberflächengewässer geleistet werden. Diese Ziele wurden erreicht. Der Einfluss der landschaftsraumspezifischen Bewirtschaftung konnte in den Boden-Gehalten und Nährstoffkonzentrationen der Wässer beobachtet werden. Eine Differenzierung von spezifischen Einflüssen einer extensiven und intensiven Nutzung war aufgrund der überwiegend intensiveren Bewirtschaftung der Untersuchungsflächen in allen Landschaftsräumen jedoch nicht möglich. Die standörtlich differenzierte Nährstoffmobilität aufgrund unterschiedlicher Böden konnte für Geest, Moor und Marsch erfasst werden und noch weiter differenziert werden. So wurden die Böden der genannten Landschaftsräume noch weiter spezifiziert in Hoch- und Niedermoor für die Moore sowie organo-mineralische Übergangstandorte zum einen für die Geest und zum anderen für die Marsch. Ebenso wurde im Hinblick der Ermittlung der Hauptaustragspfade ein boden- und nährstoffspezifischer Einfluss ermittelt. Darüber hinaus hat die Untersuchung der jahreszeitlichen Dynamik die Bedeutung von grabinternen Prozessen aufgezeigt, die sowohl Nährstoffrückhalt aber auch Nährstofffreisetzung bedingen.

Modul D (LWK)

Im Modul D war das Ziel, alle Nährstoffflüsse auf den direkt an den jeweiligen Projektgräben angrenzenden Grünlandflächen zu erfassen. Dazu gehörte die Gegenüberstellung der Nährstoffabfuhr in Form von Ernteerträgen sowie Beweidung und die Nährstoffzufuhr in Form der Düngung. So wurde ein Abgleich mit der jeweiligen Nährstoffsituation der Gräben ermöglicht. Nach anfänglichen Kommunikationsschwierigkeiten gelang es, die Ernteerträge annähernd lückenlos zu erfassen. Für die Darstellung der Nährstoffströme ist es erforderlich, Flächen mit einer zielführenden

Bewirtschaftung zu untersuchen. Leider stellte sich in der Projektlaufzeit heraus, dass Flächen dabei waren, die nicht gezielt im Sinne einer Ertragserzielungsabsicht bewirtschaftet wurden. Dies hatte unterschiedliche Gründe. So wurden z. B. einige Flächen mit größerer Entfernung zum Hof lediglich aus „strategischen“ Gründen mitbewirtschaftet. Diese waren durch mangelhafte Pflege, nicht angepasster Düngung oder zu geringe Ernteaktivitäten gekennzeichnet. Diese Standorte waren nicht repräsentativ, und konnten im Rahmen der Ertragsdarstellungen nicht mit einbezogen werden. In diesem Projekt erfolgte die Auswahl der Praxisbetriebe größter Sorgfalt. Auch gilt den Betrieben ein großer Dank für ihre Teilnahme. Die Erfahrungen dieses Projektes zeigen, wie wichtig die Praxispartner im Hinblick auf die jeweilige Fragestellung sind.

Modul E (UOL-G)

Das übergeordnete Ziel des Moduls E war die Ausweisung von „sensiblen“ faunabasierten Metrics, die sich als Deskriptoren unterschiedlicher P- und N-Belastungen eignen. Nach erfolgreicher Analyse der Lebensgemeinschaften und ihrer funktionalen Eigenschaften bei unterschiedlichen Nährstoff-situationen und unter Berücksichtigung vielfältiger abiotischer und biotischer Randbedingungen war es möglich, für Gräben des Nieder- und Hochmoores Fauna-Metrics zu identifizieren, die einen Zusammenhang zu Veränderungen spezifischer Nährstoffparameter zeigten. Es waren keine direkten Bezüge zu Düngung bzw. Bewirtschaftung auf den landwirtschaftlichen Flächen möglich, da die Erhebung dieser Projektdaten einer anderen Systematik folgte. In der Marsch erklärten die Nährstoffparameter lediglich einen geringen Anteil der umweltsystemparameterbezogenen Standortunterschiede der Gräben. Aufgrund des unzureichenden Nährstoffgradienten war für Marschengräben keine Ausweisung nährstoffsensibler Fauna-Metrics möglich. Die Studie wurde massiv durch die starke Trockenheit im Jahr 2019 beeinträchtigt. Gräben der Geest lagen während der ersten faunistischen Beprobungskampagne vollständig trocken. Aussagen über deren Wirbellosengemeinschaft waren daher nur eingeschränkt bzw. nur bezogen auf den zweiten Probennahmezeitraum möglich. Ziel war es weiterhin einen Methodenstandard zu entwickeln, um diejenigen Parameter zu erfassen, die sich Nährstoffeinträgen gegenüber als sensibel erwiesen und deshalb für eine systematische Bewertung standardisiert erhoben werden müssen. Entsprechend der Zielsetzung erwies sich der in dieser Studie entwickelte Methodenstandard als grundsätzlich geeignet.

Modul F (UGÖ)

Das übergeordnete Ziel für Modul F bestand darin, die Zusammenhänge zwischen dem landwirtschaftlichen Produktionssystem Milcherzeugung, der Nährstoffeffizienz auf der Ebene des Betriebes, den innerbetrieblichen Nährstoffflüssen und den möglichen Nährstoffverlusten in die Umwelt zu analysieren und auf dieser Basis wirksame Managementmaßnahmen zur Reduzierung dieser Austräge zu identifizieren. Dieses Ziel wurde erreicht: Die Haupteinflussfaktoren auf ein betriebliches Nährstoffsaldo für N und P auf Milchviehbetrieben und Nährstoffspielräume wurden benannt und Handlungsempfehlungen dazu ausgearbeitet (siehe Praxismerkblatt ‚Stoffstrombilanz‘). Außerdem wurden Praxisdaten von Grünlandbetrieben erhoben, die, wie zuvor formuliert, zur Evaluierung der Stoffstrombilanzverordnung genutzt wurden (siehe Sieve et al. 2023b). Des Weiteren sollten die Wechselbeziehungen zwischen den Skalenebenen des Betriebes und der Fläche identifiziert und mithilfe von Isotopenanalysen eine Klammer zwischen Betrieb und Feldebene gebildet werden.

Diese Analysen wurden vorgenommen, wobei das Ergebnis lautet, dass eine direkte Übertragbarkeit zwischen den beiden eingesetzten Methoden (StoffbilV und Isotopenhäufigkeiten) nicht nachgewiesen werden konnte. Dies bestätigt die oft beobachtete Lücke zwischen der Feld- und Betriebsebene hinsichtlich Bilanzen und Prozessen, für deren Analyse weitere Methoden genutzt werden müssten.

12 Zusammenfassung

Die Ergebnisse des Verbundprojektes Waterbuddies ermöglichten für Grünlandstandorte die Entwicklung effizienter, praktikabler, standort- und betriebspezifischer Maßnahmen zur Verringerung der Eutrophierung oberirdischer Gewässer. Durch Beteiligung von 28 repräsentativen Grünland bewirtschaftenden Milchviehbetrieben berücksichtigte die Projektmethodik Unterschiede in der Bewirtschaftung. In sieben Arbeitspaketen wurden die Effekte ökonomischer, hydrologischer und pedologischer Prozesse auf Austragswege von P und N in angrenzende Gräben identifiziert, quantifiziert und ökologisch bewertet. Regional optimierte Handlungsempfehlungen setzten die gewonnenen Erkenntnisse in praxistaugliche Empfehlungen um. Diese integrieren Zusammenhänge zwischen Nährstoffeffizienz auf Betriebsebene, innerbetrieblichen Nährstoffflüssen und möglichen Nährstoffverlusten. Die Beteiligung vieler Akteure bedingte eine Bewusstmachung der Bedeutung nährstoffeffizienter Landwirtschaft über das Bearbeitungsgebiet hinaus.

Die Düngegesetzgebung auf Bundesebene mit den entsprechenden Länderermächtigungen und die zu erwartende ‚Verordnung über den Umgang mit Nährstoffen im Betrieb und betriebliche Stoffstrombilanzen (StoffBilV)‘ erwiesen sich als effizientes Steuerungsinstrument. Die Bilanzierungen von N und P mithilfe der StoffBilV belegten auf betrieblicher Ebene die zentrale Funktion der Zukäufe von Mineraldünger (N; kg N ha⁻¹) und Futter (P; kg P₂O₅ ha⁻¹). Die Nährstoffsalden unterlagen saisonalen Effekten, die primär durch die Witterung (Grundfutterproduktion) und die allgemeine Marktlage bedingt wurden. Die Bewertung eines Dreijahresmittelwertes wird deshalb als unbedingt notwendig erachtet.

Die Nährstoffverfügbarkeit und -mobilität in den Böden der bearbeiteten Landschaftsräume (Marsch, Moor, Geest) unterschied sich in charakteristischer Weise. Der Gehalt an organischer Substanz und die Düngung nahmen unmittelbar Einfluss auf die Nährstoffvorräte in den Böden und wirkten auf die Nährstoffkonzentrationen im Abfluss und in den Oberflächengewässern. Die Hauptaustragspfade erwiesen sich als nährstoff- und bodenspezifisch. Aufgrund des Abschwemmungsrisikos von Nährstoffen aus der Düngung und der fehlenden Retentionsmöglichkeiten während der Bodenpassage, erreichten die Ammonium- und Phosphat-Konzentrationen im oberflächlichen Abfluss der von Gräben durchzogenen mineralischen und organo-mineralischen Böden höhere Werte als im Drainageabfluss. Aufgrund des Nitrifikationspotenzials der Geestböden ergaben sich höchste Konzentrationen des mobilen Nitrats im Abfluss der Geestdrainagen. In den Gräben wurden die höchsten Konzentrationen an PO₄³⁻-P in den Hochmoorgräben, an NH₄⁺-N in den Niedermoorgräben und an NO₃⁻-N in den Geestgräben festgestellt.

Die gewässerökologischen Untersuchungen sollten prüfen, ob spezifische nährstoffsensible Fauna-Kennzahlen (Metrics) eine ökologische Bewertung ermöglichen. Die Analyse im Projekt erhobener Daten ermöglichte die Identifikation spezifischer Umweltbedingungen und Nährstoffgradienten, die mit der Verteilung der Wirbellosenfauna assoziiert waren. Für Gräben im Nieder- und Hochmoor wurden Fauna-Metrics ausgewiesen, die im Zusammenhang mit einzelnen Nährstoffparametern standen. Für die Marsch- und Geestgräben lieferten die Analysen keine nährstoffsensiblen Fauna-Metrics.

Entgegen der Erwartung unterschieden sich die teilnehmenden Betriebe deutlich in der Betriebsführung und in der Intensität der Grünlandbewirtschaftung. Schlagbezogene Daten hingen ebenso stark von der jeweiligen Bewirtschaftung ab wie vom Standort. Für die Schlagauswahl war das Vorhandensein eines direkt angrenzenden Grabens ohne weitere Wasserzufuhr maßgeblich. Solche Schläge repräsentierten aber nicht immer das Management. Ebenso heterogen waren die individuellen Nährstoffströme, wobei sich diese auf einem großen Teil der Flächen in einem ausgewogenen Verhältnis befanden. Auf einem nicht unerheblichen Anteil der Flächen überstieg die Nährstoffzufuhr die Nährstoffabfuhr. Dieser positive Trend zur Reduzierung der Düngung bot einen Ansatzpunkt für Handlungsempfehlungen, um in den Betrieben ein besseres Bewusstsein für diese Zusammenhänge zu schaffen.

Auf die Flächen im Projektgebiet Jade ausgebrachten Nährstoffe wurden zwar zum Teil in Pflanzenbiomasse gebunden, nach wie vor erfolgte aber ein zu hoher Austrag über das Jade-Wapeler-Siel. Aufgrund der ordnungs- und förderrechtlichen Maßnahmen dürfte sich der positive Trend zum reduzierten Nährstoffeinsatz fortsetzen.

13 Veröffentlichungen

Wissenschaftliche Artikel (peer-reviewed)

- Rotenhagen, A. & Giani, L. (2024): Phosphat-Mobilität in Böden und weiteres P-Austragsverhalten über Gräben/ Drainagen und Gräben in charakteristischen Landschaftsräumen des niedersächsischen Küstengebietes. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*. (submitted)
- Sieve, F., Isselstein, J., & Kayser, M. (2023). ^{13}C analysis of cow tail hair and farm slurry can be used to implicitly distinguish between different dairy production systems. *Ecological Processes*, 12(1), 1-12. <https://doi.org/10.1186/s13717-023-00420-5>
- Sieve, F., Wilken, F., Isselstein, J., & Kayser, M. (2023). Dreijährige Stoffstrombilanzierung auf Milchviehbetrieben in Nordwest-Niedersachsen unter Anwendung der Novellierungsvorschläge aus dem Evaluierungsbericht der Stoffstrombilanzverordnung (StoffBiV). *Berichte über Landwirtschaft, Band 101, Ausgabe 2*. ISSN 2196-5099, <https://doi.org/10.12767/buel.v101i2.477>

Nationale und internationale Tagungsbeiträge

- Kliment, E., Tunder, L., Kalus, J., Kiel, E. (2021): Methodenstudie zur Erfassung von Makroinvertebraten in Gräben. *DGL-Tagungsband 2021 – Ergebnisse der Jahrestagung 2021*, 128
- Rotenhagen, A. & Giani, L. (2021). Phosphorausträge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen und Phosphordynamik angeschlossener Grünlandgräben unterschiedlicher Landschaftsräume Nordwestdeutschlands. *DGL-Tagungsband 2021 – Ergebnisse der Jahrestagung 2021*, 193.
- Rotenhagen, A. & Giani, L. (2022). Der Einfluss von Bodentyp und Nutzungsintensität grünlandbewirtschafteter Flächen Nordwestdeutschlands auf die Phosphoreinträge und Phosphordynamik angeschlossener Grünlandgräben. *DBG-Tagung in Trier 5 – 8. September 2022*. Tagungsbeitrag Poster.
- Sieve, F., Wilken, F., Isselstein, J., Kayser, M. (2021). Die Stoffstrombilanz als Indikator für Handlungsspielraum beim Nährstoffmanagement auf Milchviehbetrieben in der Wesermarsch. *Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.* 32: 136-137 (2021)
- Sieve, F., Isselstein, J., Kayser, M. (2022). Isotopic signatures of topsoil and slurry on dairy farms with differing management and soils. In: *Grassland Science in Europe*, Vol. 27, 722-724
- Sieve, F., Isselstein, J., Kayser, M. (2022). ^{13}C Analyse in Rinderschwanzhaaren als robuste Methode zur Unterscheidung von Produktionssystemen in verschiedenen Bodenlandschaften. *Mitteilung der Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau 2022*, 116-119.
- Tunder, L., Rotenhagen, A., Giani, L., Kiel, E. (2021): Entwicklung eines Biomonitoring-Verfahrens in Grünlandgräben. *DGL-Tagungsband 2021 – Ergebnisse der Jahrestagung 2021*, 228

Zeitungsartikel (graue Literatur)

Hysky, T. (2019). Hand in Hand für bessere Wasserqualität, Projekt „Waterbuddies“ wollen Nährstoffbelastung in Nordsee und Zuflüssen senken, Nordwest-Zeitung, 20.06.2019.

Bokelmann, H.-C. (2020). Effektive Maßnahmen gegen Klimaerwärmung, Grünlandzentrum: Susanne Mittag nutzt Feldbegehung zum Austausch mit Experten, Nordwest-Zeitung, 06.08.2020.

Biewald, A. (2021). Landwirt lernt aus Wasserproben, Grünlandzentrum – Untersuchung zu Nährstoffeinträgen von Flächen in Gewässer, Nordwest-Zeitung, 19.05.2021.

14 Literaturverzeichnis

Aus Gründen der Übersichtlichkeit wurden die die Quellenangaben nicht alphabetisch gelistet, sondern den Modulen zugeordnet.

GLZ: Modul A, B und Modul G

- Ad-hoc-AG Boden (2005). Bodenkundliche Kartieranleitung. Schweizerbart'sche, 5. Aufl., Stuttgart.
- Allianz für den Gewässerschutz (2020). Stickstoff- und Phosphor-Einträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Deutschland und Schleswig-Holstein aus Kläranlagen und undichten Abwasserleitungen im Vergleich zu Einträgen aus der Landwirtschaft, https://www.allianz-gewaesserschutz.de/wp-content/uploads/2021/08/N_P_Eintraege_aus_Kanalisation_Klaeranlagen_LWS_07-01-2020.pdf, Stand: Januar 2020.
- Amiblu Germany (2020). Umbau des Schöpfwerkes am Jade-Wapeler Siel, <https://www.umweltwirtschaft.com/news/kuesten-hochwasser-und-gewaesserschutz/Amiblu-Germany-Umbau-des-Schoepfwerkes-am-Jade-Wapeler-Siel-20891>, 13.05.2020.
- Anger M. (2001). Kalkulation der umweltbelastenden Stickstoffverluste auf Dauergrünland und Bewertung des nachhaltigen Stickstoffeinsatzes im Grünlandbetrieb. Habil.-Schrift Univ. Bonn.
- Anger, M. & Kühbauch, W. (1999). Modellrechnungen zur Senkung von Stickstoffverlusten und Nährstoffüberschüssen im Milchviehbetrieb auf Grünland. *Agribiological Research* 52 85-96.
- Bastos, A., Ciaï, P., Friedlingstein, P., Sitch, S., Pongratz, L., Fan, J. P., Wigneron, U., Weber, M., Reichstein, Z., Fu, Anthoni, P., Arneeth, A., Haverd, V., Jain, A. K., Joetzjer, E., Knauer, J., Lienert, S., Loughran, T., McGuire, P. C., Tian, H., Viovy, N. & Zaehle, S. (2020). Direct and seasonal legacy effects of the 2018 heat wave and drought on European ecosystem productivity, *Science Advances*, Climatology, DOI: 10.1126/sciadv.aba2724.
- Schuchardt, B., Bachmann, F., Huber, A. & Wittenberg, M. (2009). Durchgängigkeit und Vernetzung von Küsten- und Binnengewässern. Bestandsituation und Konkretisierung von Maßnahmen im Sinne der EGWasserrahmenrichtlinie - Bearbeitet von BIOCONSULT Schuchardt & Scholle GbR im Auftrag des NLWKN - Betriebsstelle Brake/Oldenburger, 129 S. <http://www.nlwkn.niedersachsen.de/download/96661>
- Bleken, M., Steinshamm, H. & Hansen, S. (2005). High nitrogen costs of dairy production in Europe: worsened by intensification. *Ambio* 34, 598–606.
- Bund/Länder-Ausschuss Nord- und Ostsee, BLANO (2016). Tabelle I.2: Die sieben übergeordneten nationalen Umweltziele (ZU), MSRL-Maßnahmenprogramm zum Meeresschutz der deutschen Nord- und Ostsee, Bericht gemäß § 45h Absatz 1 des Wasserhaushaltsgesetzes, Stand: 30. März 2016.
- Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, BMEL (2015). Richtlinie zur Förderung von Forschungs- und Entwicklungsvorhaben sowie von Maßnahmen zum Technologie- und Wissenstransfer für eine nachhaltige Erzeugung, Verarbeitung und Vermarktung von landwirtschaftlichen Produkten vom 29. Juli 2015, S. 3 Umweltgerechter Pflanzenbau, <https://www.bundesprogramm.de/was-wir-tun/projekte-foerdern/forschungs-und-entwicklungsvorhaben/>, Stand: 2018.
- Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, BMEL (2018). Stoffstrombilanz: Mehr Transparenz über Nährstoffe in landwirtschaftlichen Betrieben, https://www.bmel.de/DE/Landwirtschaft/Pflanzenbau/Ackerbau/_Texte/Stoffstrombilanz.html, Stand: 24.01.2018.
- Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, BMEL (2024). Düngerecht: Wissenschaftlicher Beirat unterstützt Stoffstrombilanzverordnung, Düngegesetz jetzt im parlamentarischen Verfahren, <https://www.bmel.de/SharedDocs/Meldungen/DE/Presse/2023/231103-stoffstrombilanzverordnung.html>, Stand: 29.11.2023.
- Düngeverordnung, DüV (2020). Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen, https://www.gesetze-im-internet.de/d_v_2017/inhalts_bersicht.html.
- DWA (Hrsg.) (2018). Marschengraben – Ökologie und Unterhaltung. Teil 1: Ökologische Grundlagen“. DWA-M 622-1, 82 S.

- Flessa, H., Müller, D., Plassmann, K., Osterburg, B. & Techen, A.-K. (2012). Studie zur Vorbereitung einer effizienten und gut abgestimmten Klimaschutzpolitik für den Agrarsektor, Landbauforschung Sonderheft. vTI, Braunschweig.
- Förster, P. (1998). Stoffausträge im Oberflächenabfluss auf Grünland in der Marsch, Zentrum für Kulturtechnik und Landentwicklung 39, 12-16 (1998), Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin, ISSN 0934-666X.
- Fuchs, S., Scherer, U., Wander, R., Behrend, T., Venohr, M., Opitz, D., Hillenbrand, T., Marscheider-Weide Mann, F. & Götz, T. (2010). Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS – Nährstoffe, Schwermetalle und Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe.– UBA Texte Nr. 45 / 2010.
- Garniel, A. (2000). Schutzkonzept für die gefährdeten Wasserpflanzen der Fließgewässer und Gräben Schleswig-Holsteins. Studie im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein. Teil C: Gräben. 175 S.
- Garniel, A. (2012). Empfehlungen zur Erhaltung der Vielfalt der Wasserpflanzen in Gräben der Marschen Schleswig-Holsteins. In: Natur und Landschaft, 87, S. 342–346.
- Gudat, S. und Melzer, O., NLWKN (2016). Ergebnisse aus dem AGRUM-Niedersachsen-Projekt, Reduktionserfordernis diffuser Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer: Handlungsbedarf, Maßnahmenoptionen und Grenzen der Umsetzbarkeit, Informationsdienst Gewässerkunde | Flussgebietsmanagement 2/2016.
- Hamburger Bildungsserver, HBS (2012). Wälder in Deutschland, Flächenanteil von Wald in Deutschland in % der Fläche der Landkreise, <https://bildungsserver.hamburg.de/themenschwerpunkte/klimawandel-und-klimafolgen/waelder-in-deutschland-254884>.
- Holsten, B., Ochsner, S., Schäfer, A. und Trepel, M. (2012). Praxisleitfaden für Maßnahmen zur Reduzierung von Nährstoffausträgen aus dränierten landwirtschaftlichen Flächen. CAU Kiel, 99 S.
- Kemp, J. L., Ballot, A., Nilssen, J. P., Spikkeland, I. & Eriksen, T. E. (2020). Distribution, identification and range expansion of the common Asellidae in Northern Europe, featuring the first record of *Proasellus meridianus* in the Nordic countries. *Fauna norvegica*, 40, 93–108. <https://doi.org/10.5324/fn.v40i0.3353>.
- Kiel, E., Kastner, F., Lühken, R. & Schröder, M. (2012). The invertebrate fauna of ditches in Northern Germany. *Natur und Landschaft* 8: 347–350.
- Landwirtschaftskammer Niedersachsen – Düngbehörde (2016). Kurzbericht Grundwasserschutzorientierte Maisdüngung - Stand 2016, https://www.duengebehoerde-niedersachsen.de/duengebehoerde/news/22262_Kurzberichte_Wasserschutz_-_Informationen_zusammengefasst_und_schnell_verfuegbar, Stand: 09.02.2024.
- Landwirtschaftskammer Niedersachsen - Düngbehörde, LWK (2023). Nährstoffbericht für Niedersachsen 2021/2022, Webcode: 01040388, Stand: 29.03.2023.
- Landwirtschaftskammer Niedersachsen, LWK (2018). Die zukünftige Stoffstrombilanz – was haben die Betriebe zu erwarten?, Präsentation Tim Eiler, Düngbehörde, Echem, 08.02.2018.
- Landwirtschaftskammer Niedersachsen, LWK (2022). Inhalte der Düngeverordnung vom 30.04.2020, Webcode: 01036754, Stand: 28.09.2023.
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, NLWKN (2014). Oberirdische Gewässer Band 35, Gewässerüberwachungssystem Niedersachsen (GÜN), Nährstoffe in niedersächsischen Oberflächengewässern – Stickstoff und Phosphor –, 1. Auflage 2014, Stand: Januar 2014, Hannover.
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, NLWKN (2021). Niedersächsischer Beitrag zu den Bewirtschaftungsplänen 2021 bis 2027 der Flussgebiete Elbe, Weser, Ems und Rhein nach § 118 des Niedersächsischen Wassergesetzes bzw. nach Art. 13 der EG-Wasserrahmenrichtlinie, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, aufgestellt vom Niedersächsischen Ministerium für Umwelt, Energie, Bauen und Klimaschutz, 22.12.2021, https://www.nlwkn.niedersachsen.de/Bewirtschaftungsplan_Massnahmenprogramm2021_2027/aktualisierte-wrrl-bewirtschaftungsplane-und-massnahmenprogramme-fur-den-zeitraum-2021-bis-2027-128758.html.

- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, NLWKN (2024). Oberflächengewässer-Güte Gesamtstickstoff (TN) an der MST Nr. 94242144, 'Hohenberge', http://www.umweltkarten-niedersachsen.de/Download_OE/WRRL/TN/TN_94242144.pdf.
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, NLWKN (2024). Oberflächengewässer-Güte Gesamtposphor (TP) an der MST Nr. 94242144, 'Hohenberge', http://www.umweltkarten-niedersachsen.de/Download_OE/WRRL/TN/TN_94242144.pdf.
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, NLWKN (2018). Nährstoffe in Fließgewässern ein Problem?, 3. Workshop Gewässerkunde in Lüneburg am 18. September 2018, Vortrag Stephanie Gudat / Oliver Melzer, NLWKN Hannover Hildesheim, Geschäftsbereich III, Gewässerbewirtschaftung/Flussgebietsmanagement, https://www.nlwkn.niedersachsen.de/download/136156/Vortrag_Gudat_Melzer_Naehrstoffeintraege_in_Fliessgewaessern.pdf, Stand: 01.10.2018.
- Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, ML (2023). Bodennutzung der Betriebe in Niedersachsen, unter Mitwirkung des Landesamtes für Statistik Niedersachsen (LSN), S. 28a, Stand: 01.07.2023.
- Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, ML (2021). Niedersächsische Ackerbau und Grünlandstrategie – Langfassung –, S. 96, Stand: 01.07.2021.
- Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, ML (2020). Mäuseplage – Ministerin Otte-Kinast spricht mit Geschädigten aus Grünlandregion, erstellt am: 31.01.2020. <https://www.ml.niedersachsen.de/startseite/aktuelles/pressemitteilungen/maeuseplage-ministerin-otte-kinast-spricht-mit-geschadigten-aus-grunlandregion-184726.html>.
- Oberflächengewässerverordnung, OGewV (2016). Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373), die zuletzt durch Artikel 2 Absatz 4 des Gesetzes vom 9. Dezember 2020 (BGBl. I S. 2873) geändert worden ist. https://www.gesetze-im-internet.de/ogewv_2016/.
- Oldenburger Landesverein für Geschichte, Natur- und Heimatkunde e.V., OLV (2015). Die Jade – Flusslandschaft am Jadebusen, Landes- und naturkundliche Beiträge zu einem Fluss zwischen Moor, Marsch und Meer, Mitherausgeber: Biologische Schutzgemeinschaft Hunte Weser-Ems e.V. (BSH), Isensee Verlag, ISBN 978-3-7308-1075-0, Oldenburg.
- Peeters, E. T. H. M., van Zuidam, J. P., van Zuidam, B. G., van Nes, E. H., Kosten, S., Heuts, P. G. M., Roijackers, R. M., Netten, J. J. C. & Scheffer, M. (2013). Changing weather conditions and floating plants in temperate drainage ditches. *J Appl Ecol* 50:585–593.
- Scholle, J., Schuchardt, B. & Brandt, T. (2006). Pilotprojekt Marschengewässer Niedersachsen: Teilprojekt Fischfauna. Vorschlag eines Bewertungsverfahrens für verschiedene Marschengewässertypen in Niedersachsen. Studie im Auftrag Unterhaltungsverband Kehdingen.
- Spijkers, J., Isacs, L. & Hahn, T. (2013). Sustainable agriculture within the Baltic Sea Region: Do policy measures respond to policy objectives?, BERAS and Stockholm Resilience Centre, Report based on Stakeholder dialogue held in Stockholm, 27th September 2012.
- SRU, WBA, WBD, (2013). Novellierung der Düngeverordnung: Nährstoffüberschüsse wirksam begrenzen. Kurzstellungnahme der Wissenschaftlichen Beiräte für Agrarpolitik (WBA) und für Düngungsfragen (WBD) beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) und des Sachverständigenrates für Umweltfragen der Bundesregierung (SRU) zur Novellierung der „Düngeverordnung“ (DüV).
- Statistisches Bundesamt, Destatis (2022). Dauergrünland nach Art der Nutzung im Zeitvergleich, <https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Feldfruechte-Gruenland/Tabellen/zeitreihe-dauergruenland-nach-nutzung.html>, Stand: 22. November 2022.
- Umweltbundesamt (2022). Indikator: Ökologischer Zustand der Übergangs- und Küstengewässer, Wie ist die Entwicklung zu bewerten?, <https://www.umweltbundesamt.de/daten/umweltindikatoren/indikator-oekologischer-zustand-der-uebergangs#die-wichtigsten-fakten>, Bearbeitungsstand: 14.10.2022.
- Umweltbundesamt (2022). Indikator: Stickstoffüberschuss der Landwirtschaft, <https://www.umweltbundesamt.de/daten/umweltindikatoren/indikator-stickstoffueberschuss-der-landwirtschaft#die-wichtigsten-fakten>, Bearbeitungsstand: 18.07.2022.
- Umweltbundesamt (2023). Indikator: Eutrophierung von Flüssen durch Phosphor, Messstellen an Flüssen mit Überschreitung des Orientierungswertes für Gesamtphosphor, Zusammenstellung des

Umweltbundesamtes nach Angaben der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) 2023, <https://www.umweltbundesamt.de/daten/umweltindikatoren/indikator-eutrophierung-von-fluessen-durch-phosphor#die-wichtigsten-fakten>, Bearbeitungsstand: 27.03.2023.

Umweltbundesamt (2010). Eutrophierung ein globales Problem. In: Nutzung und Belastungen. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/gewaesser/meere/nutzung-belastungen/eutrophierung>, abgerufen am 21.03.2017.

UOL-B: Modul C

- Amelung, W., Blume, H. -P., Fleige, H., Horn, R., Kandeler, E., Kogel-Knaber, I., Kretzschmar, R., Stahr, K. & Wilke, B. -M. (2018). Scheffer/ Schachtschabel – Lehrbuch der Bodenkunde (17. Aufl.). Berlin, Springer-Verlag GmbH Deutschland.
- Bauwe, A., Kahle, P., Tiemeyer, B., Lennartz, B. (2020). Hydrology is the key factor of nitrogen export from tile-drained catchments under consistent land-management. *Environmental Research Letters*, 15. DOI: 10.1088/1748-9326/aba580
- Benjamini, Y. & Hochberg, Y. (1995). Controlling the false discovery rate: A practical and powerful approach to multiple testing. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)*, 57(1), 289–300. DOI: 10.1111/j.2517-6161.1995.tb02031.x.
- Blankenburg, J. (1983). Untersuchungen zur Phosphatdynamik saurer organischer Böden im Hinblick auf die Reduzierung des Phosphataustrages und Gewässereutrophierung durch boden- und düngetechnische Maßnahmen. *Göttinger Bodenkundliche Berichte*, 78.
- Bowes, M. J., House, W. A. & Hodgkinson, R. A. (2003). Phosphorus dynamics along a river continuum. *Science of the Total Environment*, 313(1-3), 199–212. DOI:10.1016/S0048-9697(03)00260-2.
- Bowes, M. J., Jarvie, H. P., Halliday, S. J., Skeffington, R. A., Wade, A. J., Loewenthal, M., Gozzard, E., Newman, J. R. & Palmer-Felgate, E. J. (2015). Characterising phosphorus and nitrate inputs to a rural river using high-frequency concentration-flow relationships. *Science of the Total Environment*, 511, 608-620. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.12.086.
- Bremner, J. M. & Keeney, D. R. (1965). Steam distillation methods for determination of Ammonium, Nitrate und Nitrite. *Analytica Chimica Acta*, 32, 485-495.
- Bridgham, S. D., Updegraff, K. & Pastor, J. (1998). Carbon, Nitrogen, and Phosphorus Mineralization in Northern Wetlands. *Ecology* 75(5), 1545-1561. DOI: 10.1890/0012-9658(1998)079[1545:CNAPMI]2.0.CO;2.
- Brouns, K., Keuskamp, J. A., Potkamp, G. & Verhoeven, J. T. A. (2016). Peat origin and land use effects on microbial activity, respiration dynamics and exo-enzyme activities in drained peat soils in the Netherlands. *Soil Biology & Biochemistry*, 95, 144-155. DOI:10.1016/j.soilbio.2015.11.018.
- Christianson, L. E., Harmel, R. D., Smith, D., Williams, M. R., & King, K. (2016). Assessment and Synthesis of 50 Years of Published Drainage Phosphorus Losses. *Journal of Environmental Quality*, 45(5), 1467-1477. DOI: 10.2134/jeq2015.12.0593.
- Daly, K., Jeffrey, D. & Tunney, H. (2001). The effect of soil type on phosphorus sorption capacity and desorption dynamics in Irish grassland soils. *Soil Use and Management*, 17(1), 12-20. DOI: 10.1079/SUM200055.
- Di, H. J. & Cameron K. C. (2002). Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 46, 237-256.
- Edwards, S. (2022). lemon: Freshing Up your 'ggplot2' Plots. R package version 0.4.6. <https://CRAN.R-project.org/package=lemon>.
- Evans, D. J. & Johnes, P. J. (2004). Physico-chemical controls on phosphorus cycling in two lowland streams. Part 1 – the water column. *Science of the Total Environment*, 329(1-3), 145–163. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2004.02.018.
- Foerster, P. (1984). Stoffgehalte in Drän- und Grundwasser und Stoffausträge in einem Sandboden Nordwestdeutschlands bei Mineraldüngung und bei zusätzlicher Gülledüngung. *Kali-Briefe (Büntehof)*, 17(5), 373-405.

- Foerster, P. (1988). Stoffgehalte und Stoffausträge im Dränwasser bei Grünland- und Ackernutzung in der nordwestdeutschen Geest. *Kali-Briefe (Büntehof)*, 19(2), 169-184.
- Foerster, P. (1998). Stoffausträge im Oberflächenabfluß auf Grünland in der Marsch. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*, 39, 12-16.
- Foerster, P., Scheffer, B., Neuhaus, H. (1985). Dränwassergüte und Nährstoffaustrag im nordwestdeutschen Raum auf Marsch, Moor und Geest. *Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft*, 136 (Teil 2), 497-504. Hannover.
- Fox, J. & Weisberg, S. (2019). *car: An R Companion to Applied Regression*, Third edition. Sage, Thousand Oaks CA. <<https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>>.
- Gelbrecht, J., Lengsfeld, H., Pöthig, R. & Opitz, D. (2005). Temporal and spatial variation of phosphorus input, retention and loss in a small catchment of NE Germany. *Journal of Hydrology*, 304(1-4), 151-165. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2004.07.028.
- Gérard, F. (2016). Clay minerals, iron/aluminum oxides, and their contribution to phosphate sorption in soils — A myth revisited. *Geoderma*, 262, 213-226. DOI: 10.1016/j.geoderma.2015.08.036
- González Jiménez, J. L., Healy, M. G. & Daly, K. (2019). Effects of fertiliser on phosphorus pools in soils with contrasting organic matter content: A fraction and path analysis. *Geoderma*, 338, 128-135. DOI: 10.1016/j.geoderma.2018.11.049
- Haygarth, P. M., Hepworth, L. & Jarvis, S. C. (1998). Forms of phosphorus transfer in hydrological pathways from soil under grazed grassland. *European Journal of Soil Science*, 49(1), 65-72. DOI: 10.1046/j.1365-2389.1998.00131.x.
- Heathwaite, A. L. & Dils, R. M. (2000). Characterising phosphorus loss in surface and subsurface hydrological pathways. *Science of the Total Environment*, 251-252, 523-538. DOI: 10.1016/S0048-9697(00)00393-4.
- Hue, N. V. (1991). Effects of Organic Acids/Anions on P Sorption and Phytoavailability in Soils with Different Mineralogies. *Soil Science*, 152(6), 463-471. DOI:10.1097/00010694-199112000-00009
- Kassambara, A. (2023). *rstatix: Pipe-Friendly Framework for Basic Statistical Tests*. R package version 0.7.2. <https://CRAN.R-project.org/package=rstatix>
- King, K. W., Williams, M. R., Macrae, M. L., Fausey, N. R., Frankenberger, J., Smith, D. R., Kleinman, P. J. A. & Brown, L. C. (2015). Phosphorus Transport in Agricultural Subsurface Drainage: A Review. *Journal of Environmental Quality*, 44(2), 467-485. DOI: 10.2134/jeq2014.04.0163.
- Kjeldahl, J. (1883). Neue Methode zur Bestimmung des Stickstoffs in organischen Körpern. *Zeitschrift für analytische Chemie*, 22(1), 366-382.
- Kröger, R., Holland, M. M., Moore, M. T. & Cooper, C. M. (2008). Agricultural Drainage Ditches Mitigate Phosphorus Loads as a Function of Hydrological Variability. *Journal of Environmental Quality*, 37(1), 107-113. DOI: 10.2134/jeq2006.0505.
- Landscheidt, S, Giesecke, O., Giani, L. (2017). Vertikale Nährstoffverteilung bei intensiv und extensiv grünlandbewirtschaftetem Erdnieder- und Erdhochmoor. Jahrestagung der DBG 2017: Horizonte des Bodens, 02.-07.09.2017, Göttingen. <https://eprints.dbges.de/1242/>
- Moloney, T., Fenton, O. & Daly, K. (2020). Ranking connectivity risk for phosphorus loss along agricultural drainage ditches. *Science of the Total Environment*, 703, 134556. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.134556.
- NLWKN (2014). Oberirdische Gewässer Band 35, Gewässerüberwachungssystem Niedersachsen (GÜN). Nährstoffe in niedersächsischen Oberflächengewässern – Stickstoff und Phosphor-. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz. <https://www.nlwkn.niedersachsen.de/download/92683> Zugriff 23. Februar 2023.
- OGewV (2016). Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer. Oberflächengewässerverordnung – OGewV. https://www.gesetze-im-internet.de/ogewv_2016/OGewV.pdf. Abgerufen am 15. Februar 2021.
- Ogle, D. H., Doll, J. C., Wheeler, A. P. & Dinno, A. (2023). *FSA: Simple Fisheries Stock Assessment Methods*. R package version 0.9.4. <https://CRAN.R-project.org/package=FSA>.
- Posit Team (2023). *RStudio: Integrated Development Environment for R*. Posit Software, PBC, Boston, MA. <http://www.posit.co/>.
- R Core Team (2023). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

- Säurich, A., Tiemeyer, B., Don, A.; Fiedler, S., Bechtold, M., Amelung, W. & Freibauer, A. (2019). Drained organic soils under agriculture – The more degraded the soil the higher the specific basal respiration. *Geoderma*, 335, 113911. DOI: 10.1016/j.geoderma.2019.113911
- Scheffer, B, Kuntze, H., Bartels, R. (1981). Zum Phosphataustrag aus mit Gülle gedüngtem Hochmoorboden. *Landwirtschaftliche Forschung – Sonderheft*, 38, 288 -296.
- Scheffer, B. & Blankenburg, J. (2004). Diffuse Nährstoffeinträge aus nordwestdeutschen Niederungsgebieten in Fließgewässer. *Wasserwirtschaft*, 94(3), 30-34.
- Scheffer, B. & Foerster, P (1991). Umweltaspekte der Tierproduktion: Zum Phosphataustrag aus einem vererdeten Niedermoorboden bei Gülleanwendung. *VDLUFA-Schriftenreihe*, 33, 158-163. VDLUFA-Verlag. Darmstadt.
- Scheffer, B. (2002). 125 Jahre Moor- und Bodenforschung in Bremen: Nährstoffe im Boden und Gewässerbelastung in Norddeutschland. *Arbeitshefte Boden*, 2002/3, 76-94. Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung (Hrsg.). Hannover.
- Sharpley, A. N., McDowell, R. W. & Kleinman, P. J. A. (2001). Phosphorus loss from land to water: integrating agricultural and environmental management. *Plant and Soil*, 237(2), 287-307. DOI:10.1023/A:1013335814593.
- Stanley, D. (2021). apaTables: Create American Psychological Association (APA) Style Tables. R package version 2.0.8, <<https://CRAN.R-project.org/package=apaTables>>.
- van der Ploeg, R. R., Machulla, G., & Ringe, H. (1995). Ein Mischzellenmodell zur Abschätzung der Nitratauswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Böden im Winterhalbjahr. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 158, 365-373.
- VDLUFA (1991). - Methodenbuch I des VDLUFA: Bestimmung von Phosphor und Kalium im Doppel-Lactat (DL)-Auszug (A6.2.1.2.). VDLUFA-Verlag, Darmstadt - in Handbuch der Bodenuntersuchung (HBU), 3.4.1.30.2b (3. Erg.-Lieferung/Apr. 2001).
- VDLUFA (1997). . Methodenbuch I des VDLUFA: Bestimmung von mineralischem (Nitrat-) Stickstoff in Bodenprofilen (Nmin-Labormethode)(A6.1.4.1), (2. Teillieferung).
- Verhoeven, J. T. A., Maltby, E. & Schmitz, M. B. (1990). Nitrogen and Phosphorus Mineralization in Fens and Bogs. *Journal of Ecology*, 78(3), 713-726. DOI: 10.2307/2260894.
- Wickham, H. (2016). ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag. New York, 2016.

LWK: Modul D

- Düngeverordnung, DüV (2020). Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen, https://www.gesetze-im-internet.de/d_v_2017/inhalts_bersicht.html.
- Landwirtschaftskammer Niedersachsen - Düngebehörde, LWK (2023). Nährstoffbericht für Niedersachsen 2021/2022
- Landwirtschaftskammer Niedersachsen – Geschäftsbereich Landwirtschaft, LWK (2023). Prüfungen und Versuche im Futterbau, Ergebnisse und Berichte 2021

UOL-G: Modul E

- Armitage, P. D., Szoszkiewicz, K., Blackburn, J. H. & Nesbitt, I. (2003). Ditch communities: a major contributor to floodplain biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13(2), 165–185. <https://doi.org/10.1002/aqc.549>
- Backhaus, K., Erichson, B., Plinke, W. & Weiber, R. (2016). *Multivariate Analysemethoden: Eine anwendungsorientierte Einführung* (14. Aufl.). Berlin, Heidelberg: Springer Gabler.
- Baird, D. J., Rubach, M. N. & van den Brink, P. J. (2008). Trait-based ecological risk assessment (TERA): the new frontier? *Integrated environmental assessment and management*, 4(1), 2–3. https://doi.org/10.1897/ieam_2007-063.1
- Bartlett, M. S. (1937). Properties of sufficiency and statistical tests. *Proceedings of the Royal Society of London. Series A - Mathematical and Physical Sciences*, 160(901), 268–282. <https://doi.org/10.1098/rspa.1937.0109>

- Biggs, J., Fumetti, S. von & Kelly-Quinn, M. (2017). The importance of small waterbodies for biodiversity and ecosystem services: implications for policy makers. *Hydrobiologia*, 793(1), 3–39. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3007-0>
- Biggs, J., Williams, P., Whitfield, M., Nicolet, P., Brown, C., Hollis, J., Arnold, D. & Pepper, T. (2007). The freshwater biota of British agricultural landscapes and their sensitivity to pesticides. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 122(2), 137–148. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.11.013>
- Bracewell, S., Verdonschot, R. C. M., Schäfer, R. B., Bush, A., Lapen, D. R. & van den Brink, P. J. (2019). Qualifying the effects of single and multiple stressors on the food web structure of Dutch drainage ditches using a literature review and conceptual models. *The Science of the total environment*, 684, 727–740. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.497>
- BruX, H. (2012). Langzeituntersuchung von Wasserpflanzen in nordwestdeutschen Marschgräben als Basis naturschutzfachlicher Leitbildentwicklung. *Natur und Landschaft*, 87(8), 338–341.
- Charvet, S., Statzner, B., Usseglio-Polatera, P. & Dumont, B. (2000). Traits of benthic macroinvertebrates in semi-natural French streams: an initial application to biomonitoring in Europe. *Freshwater Biology*, 43(2), 277–296. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00545.x>
- Clare, P. & Edwards, R. W. (1983). The macroinvertebrate fauna of the drainage channels of the Gwent Levels, South Wales. *Freshwater Biology*, 13(3), 205–225. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1983.tb00672.x>
- Clarke, S. J. (2015). Conserving freshwater biodiversity: The value, status and management of high quality ditch systems. *Journal for Nature Conservation*, 24, 93–100. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.10.003>
- Cohen, J. (1988). *Statistical power analysis for the behavioral sciences* (2. Aufl.). Hillsdale, N.J.: L. Erlbaum Associates.
- Collins, S. J., Bellingham, L., Mitchell, G. W. & Fahrig, L. (2019). Life in the slow drain: Landscape structure affects farm ditch water quality. *The Science of the total environment*, 656, 1157–1167. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.400>
- Culp, J. M., Armanini, D. G., Dunbar, M. J., Orlofske, J. M., Poff, N. L., Pollard, A. I., Yates, A. G. & Hose, G. C. (2011). Incorporating traits in aquatic biomonitoring to enhance causal diagnosis and prediction. *Integrated environmental assessment and management*, 7(2), 187–197. <https://doi.org/10.1002/ieam.128>
- Davies, B., Biggs, J., Williams, P., Whitfield, M., Nicolet, P., Sear, D., Bray, S. & Maund, S. (2008). Comparative biodiversity of aquatic habitats in the European agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 125(1-4), 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.10.006>
- Dollinger, J., Dagès, C., Bailly, J.-S., Lagacherie, P. & Voltz, M. (2015). Managing ditches for agroecological engineering of landscape. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35(3), 999–1020. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0301-6>
- Favre-Bac, L., Mony, C., Ernoult, A., Burel, F. & Arnaud, J.-F. (2016). Ditch network sustains functional connectivity and influences patterns of gene flow in an intensive agricultural landscape. *Heredity*, 116(2), 200–212. <https://doi.org/10.1038/hdy.2015.90>
- Furse, M. T., Wright, J. F., Armitage, P. D. & Moss, D. (1981). An appraisal of pond-net samples for biological monitoring of lotic macro-invertebrates. *Water Research*, 15(6), 679–689. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(81\)90160-3](https://doi.org/10.1016/0043-1354(81)90160-3)
- Gething, K. J. & Little, S. (2020). The importance of artificial drains for macroinvertebrate biodiversity in reclaimed agricultural landscapes. *Hydrobiologia*, 847(14), 3129–3138. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04325-8>
- Glöer, P. (2002). *Mollusca I Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas: Bestimmungsschlüssel, Lebensweise, Verbreitung* (2. Aufl.). *Die Tierwelt Deutschlands: Bd. 73*. Hackenheim: Conch Books.
- Gratton, C. & Vander Zanden, M. J. (2009). Flux of aquatic insect productivity to land: comparison of lentic and lotic ecosystems. *Ecology*, 90(10), 2689–2699. <https://doi.org/10.1890/08-1546.1>
- Grimm, R. & Kiesewetter, B. (1996). Ecological study on the ditches and tideways of the Wedeler Marsch and on the Fährmannssander Watt. *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 110. *Unters. Elbe-Ästuar*, 7(2-3), 215–262.
- Guan, Q. & Wu, H. (2021). Ditches as important aquatic invertebrate habitats: a comparative analysis of their snail (Mollusca: Gastropoda) assemblages with natural wetlands. *Aquatic Sciences*, 83(2). <https://doi.org/10.1007/s00027-021-00790-y>

- Hering, D., Feld, C. K., Moog, O. & Ofenböck, T. (2006). Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia*, 566(1), 311–324. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0087-2>
- Herzon, I. & Helenius, J. (2008). Agricultural drainage ditches, their biological importance and functioning. *Biological Conservation*, 141(5), 1171–1183. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.03.005>
- Higler, L. W. G. (1976). Observations on the macrofauna of a Dutch ditch. *Aquatic Ecology*, 10(1), 66–73. <https://doi.org/10.1007/BF02308503>
- Higler, L. W. G. & Verdonschot, P. F. M. (1989). Macroinvertebrates in the Demmerik ditches (The Netherlands): The role of environmental structure. *Aquatic Ecology*, 23(2), 143–150. <https://doi.org/10.1007/BF02256731>
- Hill, M. J., Chadd, R. P., Morris, N., Swaine, J. D. & Wood, P. J. (2016). Aquatic macroinvertebrate biodiversity associated with artificial agricultural drainage ditches. *Hydrobiologia*, 776(1), 249–260. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2757-z>
- Hinojosa-Garro, D., Mason, C. F. & Underwood, G. J. C. (2010). Influence of macrophyte spatial architecture on periphyton and macroinvertebrate community structure in shallow water bodies under contrasting land management. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie*, 177(1), 19–37. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2010/0177-0019>
- Hoverman, J. T., Davis, C. J., Werner, E. E., Skelly, D. K., Relyea, R. A. & Yurewicz, K. L. (2011). Environmental gradients and the structure of freshwater snail communities. *Ecography*, 34(6), 1049–1058. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.06856.x>
- Ieromina, O., Musters, C. J. M., Bodegom, P. M., Peijnenburg, W. J. G. M. & Vijver, M. G. (2016). Trait modality distribution of aquatic macrofauna communities as explained by pesticides and water chemistry. *Ecotoxicology*, 25(6), 1170–1180. <https://doi.org/10.1007/s10646-016-1671-5>
- Janse, J. H. & van Puijenbroek, P. J. (1998). Effects of eutrophication in drainage ditches. *Environmental pollution (Barking, Essex: 1987)*, 102(1), 547–552. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)80082-1](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)80082-1)
- Jürgens, K., Kiel, E. & Tunder, L. (in Vorb.). Estimating the amount of nutrition exported to the terrestrial environment by Diptera emerging from drainage ditches.
- Keizer-Vlek, H. E., Verdonschot, P. F., Verdonschot, R. C. & Goedhart, P. W. (2012). Quantifying spatial and temporal variability of macroinvertebrate metrics. *Ecological Indicators*, 23, 384–393. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.04.025>
- Kliment, E. & Tunder, L. (2020). *Methodenstudie zur Erfassung von Makroinvertebraten in Gräben des Nordwestdeutschen Tieflandes* [Masterarbeit]. Carl von Ossietzky Universität Oldenburg.
- Leslie, A. W., Smith, R. F., Ruppert, D. E., Bejleri, K., Mcgrath, J. M., Needelman, B. A. & Lamp, W. O. (2012). Environmental Factors Structuring Benthic Macroinvertebrate Communities of Agricultural Ditches in Maryland. *Environmental Entomology*, 41(4), 802–812. <https://doi.org/10.1603/EN12049>
- Meester, L. de, Declerck, S., Stoks, R., Louette, G., van de Meutter, F., Bie, T. de, Michels, E. & Brendonck, L. (2005). Ponds and pools as model systems in conservation biology, ecology and evolutionary biology. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15(6), 715–725. <https://doi.org/10.1002/aqc.748>
- Meier, C., Böhmer, J., Rolauffs, P. & Hering, D. (2006). *Kurzdarstellungen „Bewertung Makrozoobenthos“ & „Core Metrics Makrozoobenthos“: Neu layoutet durch Peter Rolauffs (2019)*. https://www.gewaesser-bewertung.de/media/kurzdarstellungen_mzb_begleittext_2006.pdf.
- Meier, C., Haase, P., Rolauffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A. & Hering, D. (2006). *Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung: Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie*. https://www.gewaesser-bewertung.de/media/meier_handbuch_mzb_2006.pdf.
- Middeke, O. (2018). *Freilandexperimente zur Bindung von Makroinvertebraten an Kleinlaichkräuter in Tieflandgräben* [Masterarbeit]. Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Oldenburg.
- O Connor, Á., Bradish, S., Reed, T., Moran, J., Regan, E., Visser, M., Gormally, M. & Skeffington, M. S. (2004). A Comparison of the Efficacy of Pond-Net and Box Sampling Methods in Turloughs – Irish Ephemeral Aquatic Systems. *Hydrobiologia*, 524(1), 133–144. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000036128.83998.44>
- Painter, D. (1999). Macroinvertebrate distributions and the conservation value of aquatic Coleoptera\ Mollusca and Odonata in the ditches of traditionally managed and grazing fen at Wicken Fen\ UK. *Journal of Applied Ecology*, 36(1), 33–48. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1999.00376.x>

- Portielje, R. & Roijackers, R. (1995). Primary succession of aquatic macrophytes in experimental ditches in relation to nutrient input. *Aquatic Botany*, 50(2), 127–140. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(94\)00439-5](https://doi.org/10.1016/0304-3770(94)00439-5)
- Pottgiesser, T. & Halle, M. (2004). *Abschließende Arbeiten zur Fließgewässertypisierung entsprechend den Anforderungen der EU-WRRL - Teil I: Endbericht*. Auftraggeber Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/static/LFP/Dateien/LAWA/endbericht-projekt_1_mai_03.pdf.
- Pottgiesser, T. & Sommerhäuser, M. (2008). *Aktualisierung der Steckbriefe der bundesdeutschen Fließgewässertypen (Teil A) und Ergänzung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen um typspezifische Referenzbedingungen und Bewertungsverfahren aller Qualitätselemente (Teil B)*. Auftraggeber Umweltbundesamt (Teil A) und Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA, Teil B). https://www.gewaesser-bewertung.de/media/steckbriefe_fliessgewaessertypen_april2008.pdf.
- Purcell, A. H., Bressler, D. W., Paul, M. J., Barbour, M. T., Rankin, E. T., Carter, J. L. & Resh, V. H. (2009). Assessment Tools for Urban Catchments: Developing Biological Indicators Based on Benthic Macroinvertebrates. *Journal of the American Water Resources Association*, 45(2), 306–319. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2008.00279.x>
- Raffel, M. & Schirmer, M. (2002). Analyse der mit der Krebschere assoziierten Makroinvertebratenzönose. In Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V. (Hg.), *Tagungsbericht 2001* (741-766): Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V.
- Reineke, L. (2017). *Exemplarische Studie der Wirbellosenfauna in unterschiedlichen Marschengraben* [Masterarbeit]. Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Oldenburg.
- Reineke, L., Brux, H., Niedringhaus, R. & Kiel, E. (2018). Biozönotische Charakterisierung von Marschengraben mit Laichkraut-Beständen – Eine exemplarische Studie. In Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V. (Hg.), *Ergebnisse der Jahrestagung 2017* (S. 384): Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V.
- Royston, P. (1995). Remark AS R94: A Remark on Algorithm AS 181: The W-test for Normality. *Applied Statistics*, 44(4), 547. <https://doi.org/10.2307/2986146>
- Scheffer, M., van Geest, G. J., Zimmer, K., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Butler, M. G., Hanson, M. A., Declerck, S. & Meester, L. de (2006). Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos*, 112(1), 227–231. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2006.14145.x>
- Scheffer, M., Achterberg, A. A. & Beltman, B. (1984). Distribution of macro-invertebrates in a ditch in relation to the vegetation. *Freshwater Biology*, 14(4), 367–370. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1984.tb00160.x>
- Schmedtje, U., Sommerhäuser, M., Braukmann, U., Briem E., Haase P. & Hering, D. (2001). „Top downbottom up“ – Konzept einer biozönotisch begründeten Fließgewässertypologie Deutschlands. In Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V. (Hg.), *Tagungsbericht 2000* (S. 147–151): Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V.
- Schmidt-Kloiber, A. & Hering, D. (2015). www.freshwaterecology.info – An online tool that unifies, standardises and codifies more than 20,000 European freshwater organisms and their ecological preferences. *Ecological Indicators*, 53, 271–282. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.02.007>
- Schubaur-Berigan, M. K., Monson, P. D., West, C. W. & Ankley, G. T. (1995). Influence of pH on the toxicity of ammonia to *Chironomus tentans* and *Lumbriculus variegatus*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14(4), 713–717. <https://doi.org/10.1002/etc.5620140419>
- Shaw, R. F., Johnson, P. J., Macdonald, D. W. & Feber, R. E. (2015). Enhancing the Biodiversity of Ditches in Intensively Managed UK Farmland. *PLoS one*, 10(10), e0138306. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0138306>
- Solimini, A. G., Bazzanti, M., Ruggiero, A. & Carchini, G. (2008). Developing a multimetric index of ecological integrity based on macroinvertebrates of mountain ponds in central Italy. *Hydrobiologia*, 597(1), 109–123. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9226-7>
- Statzner, B. & Bêche, L. A. (2010). Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems? *Freshwater Biology*, 55(Suppl. 1), 80–119. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02369.x>
- Stoddard, J. L., Herlihy, A. T., Peck, D. V., Hughes, R. M., Whittier, T. R. & Tarquinio, E. (2008). A process for creating multimetric indices for large-scale aquatic surveys. *Journal of the North American Benthological Society*, 27(4), 878–891. <https://doi.org/10.1899/08-053.1>

- Trigal, C., García-Criado, F. & Fernández-Aláez, C. (2009). Towards a multimetric index for ecological assessment of Mediterranean flatland ponds: the use of macroinvertebrates as bioindicators. *Hydrobiologia*, 618(1), 109–123. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9569-8>
- Turner, A. M. & Trexler, J. C. (1997). Sampling aquatic invertebrates from marshes: evaluating the options. *Journal of the North American Benthological Society*, 16(3), 694–709.
- van der Lee, G. H., Vonk, J. A., Verdonschot, R. C. M., Kraak, M. H. S., Verdonschot, P. F. M. & Huisman, J. (2021). Eutrophication induces shifts in the trophic position of invertebrates in aquatic food webs. *Ecology*, 102(3), e03275. <https://doi.org/10.1002/ecy.3275>
- Verberk, W., Verdonschot, P. F. M., van Haaren, T. & van Maanen, B. (2012). *Milieu-en habitatpreferenties van Nederlandse zoetwatermacrofauna: Excel-bestand*. <https://www.stowa.nl/publicaties/milieu-en-habitatpreferenties-nederlandse-zoetwatermacrofauna> [22.03.23].
- Verdonschot, R. C. M., Keizer-Vlek, H. E. & Verdonschot, P. F. M. (2011). Biodiversity value of agricultural drainage ditches: a comparative analysis of the aquatic invertebrate fauna of ditches and small lakes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21(7), 715–727. <https://doi.org/10.1002/aqc.1220>
- Verdonschot, R. C. M., Keizer-Vlek, H. E. & Verdonschot, P. F. (2012). Development of a multimetric index based on macroinvertebrates for drainage ditch networks in agricultural areas. *Ecological Indicators*, 13(1), 232–242. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.007>
- Vermonden, K., Leuven, R. S., van der Velde, G., van Katwijk, M. M., Roelofs, J. G. & Jan Hendriks, A. (2009). Urban drainage systems: An undervalued habitat for aquatic macroinvertebrates. *Biological Conservation*, 142(5), 1105–1115. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.026>
- Watson, A. M. & Ormerod, S. J. (2005). The distribution and conservation of threatened Sphaeriidae on British grazing marshland. *Biodiversity and Conservation*, 14(9), 2207–2220. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-4670-4>
- Whatley, M. H., van Loon, E. E., van Dam, H., Vonk, J. A., van der Geest, H. G. & Admiraal, W. (2014). Macrophyte loss drives decadal change in benthic invertebrates in peatland drainage ditches. *Freshwater Biology*, 59(1), 114–126. <https://doi.org/10.1111/fwb.12252>
- Whatley, M. H., Vonk, J. A., van der Geest, H. G. & Admiraal, W. (2015). Temporal abiotic variability structures invertebrate communities in agricultural drainage ditches. *Limnologica*, 52, 20–29. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2015.03.001>
- Williams, D. D. (2014). *The biology of temporary waters*. Oxford biology. Oxford: Oxford University Press.
- Williams, P., Whitfield, M., Biggs, J., Bray, S., Fox, G., Nicolet, P. & Sear, D. (2004). Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation*, 115(2), 329–341. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00153-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00153-8)
- Witt, J. & Haesloop, U. (2001). Das Makrozoobenthos in den Grabensystemen des Großraumes Bremen. In BUND e.V. (Hg.), *Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz, Band 5: Themenband: „Fleete, Gräben und Kleingewässer im Bremer Raum“* (S. 71–90).

Bestimmungsliteratur

- Angus, R. (1992). *Insecta Coleoptera Hydrophilidae Helophorinae. Süßwasserfauna von Mitteleuropa: 20/10-2*. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag.
- Becker, N., Petrić, D., Zgomba, M., Boase, C., Madon, M. B., Dahl, C. & Kaiser, A. (2020). *Mosquitoes*. Cham: Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-11623-1>
- Brochard, C., Groenendijk, D., van der Ploeg, E. & Termaat, T. (2012). *Fotogids Larvenhuidjes van Libellen: Noordwest Europa, Meer dan 80 soorten, Uniek beeldmateriaal*. Zeist: KNNV Uitgeverij.
- Brochard, C. & van der Ploeg, E. (2014). *Fotogids Larven van Libellen: Meer dan 80 soorten, Compleet voor NW Europa, Ruim 600 detailfoto's*. Zeist: KNNV Uitgeverij.
- Drost, M. B. P., Cuppen, H. P. J. J., van Nieuwerkerken, E. J. & Schreijer, M. (Hg.). (2006). *De Waterkevers van Nederland* (2. Aufl.). Utrecht: KNNV Uitgeverij.
- Eggers, T. O. & Martens, A. (2001). Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoda (Crustacea) Deutschlands: A key to the freshwater Amphipoda (Crustacea) of Germany. *Lauterbornia*, 42, 1–68.

- Eggers, T. O. & Martens, A. (2004). Ergänzungen und Korrekturen zum „Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoda (Crustacea) Deutschlands“: Additions and Corrections to „A key to the freshwater Amphipoda (Crustacea) of Germany“. *Lauterbornia*, 50, 1–13.
- Eiseler, B. (2005). Bildbestimmungsschlüssel für die Eintagsfliegenlarven der deutschen Mittelgebirge und des Tieflandes: Identification key to the mayfly larvae of the German Highlands und Lowlands. *Lauterbornia*, 53, 1–112.
- Eiseler, B. (2010). *Bestimmungshilfen – Makrozoobenthos (1): LANUV-Arbeitsblatt 14* (Taxonomie für die Praxis). Recklinghausen.
- Eiseler, B. (2020). *Bestimmungshilfen – Makrozoobenthos (3) Köcherfliegenlarven: LANUV-Arbeitsblatt 46* (Taxonomie für die Praxis). Recklinghausen.
- Eiseler, B. & Hess, M. (2013). *Bestimmungshilfen - Makrozoobenthos (2): LANUV-Arbeitsblatt 20* (Taxonomie für die Praxis). Recklinghausen.
- Faasch, H. (2015). *Bestimmungshilfe für aquatische und semiaquatische Dipterenlarven: Identification guide to aquatic and semiaquatic Diptera larvae. DGL-Arbeitshilfe: Bd. 2015,1*. Hardegsen: Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V.
- Faasch, H. (2017). *Bestimmungshilfe für aquatische Käferlarven-Gattungen: Identification guide to genera of aquatic coleoptera-larvae. DGL-Arbeitshilfe: Bd. 2017,1*. Hardegsen: Eigenverlag der DGL.
- Freude, H., Harde, K. W. & Lohse, G. A. (Hg.). (1971). *Die Käfer Mitteleuropas: Adephaga 2, Palpicornia, Histeroidea, Staphylinoidea 1* (Bd. 3). Krefeld: Goecke & Evers.
- Gledhill, T., Sutcliffe, D. W. & Williams, W. D. (1993). *British Freshwater Crustacea Malacostraca: A Key with Ecological Notes. Scientific publication: Bd. 52*. Far Sawrey, Cumbria: Freshwater Biological Association.
- Glöer, P. (2017). *Süßwassermollusken: Ein Bestimmungsschlüssel für die Muscheln und Schnecken im Süßwasser der Bundesrepublik Deutschland* (15. Aufl.). Göttingen: Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung (DJN).
- Glöer, P. (2019). *The Freshwater Gastropods of the West-Palaearctis: Identification Key, Anatomy, Ecology, Distribution: Fresh- and brackish waters except spring and subterranean snails. Identifikation key, Anatomy, Ecology, Distribution* (Bd. 1). Hetlingen.
- Glöer, P. & Diercking, R. (2010). *Atlas der Süßwassermollusken: Rote Liste, Verbreitung, Ökologie, Bestand und Schutz*. Hamburg: Freie und Hansestadt Hamburg.
- Gunay, F., Picard, M. & Robert, V. (2018). *MosKeyTool, an interactive identification key for mosquitoes of Euro-Mediterranean* (Version 2.1) [Computer software]. <http://www.medilabsecure.com/moskeytool>.
- Hansen, M. C. (1987). *The Hydrophiloidea (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. Fauna entomologica Scandinavica: Bd. 18*. Leiden: Brill.
- Hebauer, F. & Klausnitzer, B. (1998). *Insecta: Coleoptera: Hydrophiloidea (exkl. Helophorus). Süßwasserfauna von Mitteleuropa: 20/7 -10,1*. Heidelberg: Spektrum Akad. Verl.
- Holmen, M. (1987). *The aquatic Adephaga (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark: I. Gyrinidae, Haliplidae, Hygrobiidae and Noteridae. Fauna entomologica Scandinavica: Bd. 20*. Leiden: Brill.
- Hölzel, H. (2002). Insecta: Megaloptera. In J. Schwoerbel & P. Zwick (Hg.), *Süßwasserfauna von Mitteleuropa: 15-17. Insecta: Megaloptera, Neuroptera, Lepidoptera* (Bd. 15, S. 1–30). Heidelberg: Spektrum Akad. Verl.
- Huwaë, P. H. M. & Rappé, G. (2003). *Waterpissebedden: Een determineertabel voor de zoet-, brak- en zoutwaterpissebedden van Nederland en België. Wetenschappelijke mededelingen van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging: Bd. 226*. Utrecht: KNNV Uitg.
- Kemp, J. L., Ballot, A., Nilssen, J. P., Spikkeland, I. & Eriksen, T. E. (2020). Distribution, identification and range expansion of the common Asellidae in Northern Europe, featuring the first record of Proasellus meridianus in the Nordic countries. *Fauna norvegica*, 40, 93–108. <https://doi.org/10.5324/fn.v40i0.3353>
- Klausnitzer, B. (1996). *Käfer im und am Wasser* (2. Aufl.). *Die Neue Brehm-Bücherei: Bd. 567*. Magdeburg: Westarp-Wiss.
- Klausnitzer, B., Brauer, A. & Schwoerbel, J. (2009). *Insecta: Coleoptera: Scirtidae. Süßwasserfauna von Mitteleuropa: 20/17*. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag. <https://doi.org/10.1007/978-3-8274-2187-6>
- Lechthaler, W. (2005). *Culicidae. Key to Larvae of the Genus Culex from Central and Western Europe [Computer software]*: Lechthaler Eutaxa. Vienna.

- Lechthaler, W. & Stockinger, W. (2010). *Trichoptera. Key to larvae from Central Europe [Computer software]*: Lechthaler Eutaxa. Vienna.
- Mauch, E., Faasch, H., Eiseler, F. & Schiffels, S. (2017). Aquatic Diptera larvae in Central, Northwest and North Europe: The forms and their identification, a survey. *Lauterbornia*, 83, 1–404.
- Nesemann, H., Neubert, E., Brauer, A. & Schwoerbel, J. (1999). *Annelida, Clitellata: Branchiobdellida, Acanthobdellea, Hirudinea. Süßwasserfauna von Mitteleuropa: 6/2*. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.
- Nilsson, A. (Hg.). (1996). *Aquatic Insects of North Europe. A Taxonomic Handbook: Ephemeroptera, Plecoptera, Heteroptera, Magaloptera, Neuroptera, Coleoptera, Trichoptera, Lepidoptera* (Bd. 1). Stenstrup: Apollo Books.
- Nilsson, A. & Holmen, M. (1995). *The aquatic Adephaga (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. II. Dytiscidae. Fauna entomologica Scandinavica: Bd. 32*. Leiden: Brill.
- Speidel, W. (2002). Insecta: Lepidoptera: Crambidae: Acentropinae. In J. Schwoerbel & P. Zwick (Hg.), *Süßwasserfauna von Mitteleuropa: 15-17. Insecta: Megaloptera, Neuroptera, Lepidoptera* (Bd. 17, S. 87–148). Heidelberg: Spektrum Akad. Verl.
- Strauss, G. & Niedringhaus, R. (2014). *Die Wasserwanzen Deutschlands: Bestimmungsschlüssel für alle Nepo- und Gerromorpha*. Scheeßel: WABV-Fründ.
- Vallenduuk, H. J. & Cuppen, H. M. J. (2004). The aquatic living caterpillars (Lepidoptera: Pyraloidea: Crambidae) of Central Europe. A key to the larvae and autecology. *Lauterbornia*, 49, 1-17.
- van Vondel, B. J. & Dettner, K. (Hg.). (1997). *Süßwasserfauna von Mitteleuropa: 20/2-4. Insecta: Coleoptera: Haliplidae: Noteridae, Hygrobiidae*. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag.
- Waringer, J. & Graf, W. (2011). *Atlas der mitteleuropäischen Köcherfliegenlarven: Atlas of Central European Trichoptera Larvae*. Dinkelscherben: Erik Mauch Verlag.
- Zwick, P. (2004). Key to the west palaeartic genera of stoneflies (plecoptera) in the larval stage. *Limnologica*, 34(4), 315–348. [https://doi.org/10.1016/S0075-9511\(04\)80004-5](https://doi.org/10.1016/S0075-9511(04)80004-5)

Software

- Kassambara, A. (2023a). *ggpubr: ggplot2' Based Publication Ready Plots* (Version R package version 0.6.0) [Computer software]. <https://CRAN.R-project.org/package=ggpubr>.
- Kassambara, A. (2023b). *rstatix: Pipe-Friendly Framework for Basic Statistical Tests* (Version R package version 0.7.2) [Computer software]. <https://CRAN.R-project.org/package=rstatix>.
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., Caceres, M. de, Durand, S., . . . Weedon, J. (2022). *vegan: Community Ecology Package* (Version R package version 2.6-4) [Computer software]. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- R Core Team. (2022). *R: A language and environment for statistical computing*. (Version 4.1.3) [Computer software]: R Foundation for Statistical computing. Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Revelle, W. (2023). *psych: Procedures for Psychological, Psychometric, and Personality Research* (Version R package version 2.3.3) [Computer software]. <https://CRAN.R-project.org/package=psych>.
- RStudio Team. (2022). *Integrated Development Environment for R* (Version 2022.2.0.443) [Computer software]: RStudio, PBC. Boston, MA. <http://www.rstudio.com/>.
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. New York: Springer-Verlag. <https://ggplot2.tidyverse.org>.
- Wickham, H., Francois, R., Henry, L., Müller, K. & Vaughan, D. (2023). *dplyr: A Grammar of Data Manipulation* (Version R package version 1.1.2) [Computer software]. <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>.

UGÖ: Modul F

- Akert, F. S., Dorn, K., Frey, H., Hofstetter, P., Berard, J., Kreuzer, M., Reidy, B. (2020). Farm-gate nutrient balances of grassland-based milk production systems with full- or part-time grazing and fresh herbage

- indoor feeding at variable concentrate levels. *Nutr Cycl Agroecosyst* 117, 383–400.
<https://doi.org/10.1007/s10705-020-10072-y>
- Amelung, W., Bol, R., Friedrich, C. (1999). Natural ^{13}C abundance: a tool to trace the incorporation of dung-derived carbon into soil particle-size fractions. *Rapid Commun. Mass Spectrom.* 13, 1291–1294. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-0231\(19990715\)13:13<1291::AID-RCM637>3.0.CO;2-C](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-0231(19990715)13:13<1291::AID-RCM637>3.0.CO;2-C)
- Angers, D. A., Rochette, P., Chantigny, M.H., Lapierre, H. (2007). Use of ^{13}C abundance to study short-term pig slurry decomposition in the field. *Soil Biol. Biochem.* 39, 1234–1237.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.12.028>
- Bach, M., Frede, H. G. (2005). Assessment of Agricultural Nitrogen Balances for Municipalities—Example Baden-Wuerttemberg (Germany). *EWA online*.
- Banse, M., Knuck, J., Weber, S. A. (2019). Stabile und hohe Milchpreise?! - Optionen für eine Beeinflussung der Milchpreise. *Johann Heinrich von Thünen-Institut*, DE.
- Becker, H., Beisecker, R. (2017). Vergleich der Stoffstrombilanz nach Verordnungs-entwurf vom 18.4. 2017 mit Nährstoffvergleich gemäß alter DüV und Hoftorbilanzierung nach DVGW/DWA-Regelwerk. DVGW Deutscher Verein des Gas-und Wasserfaches eV.
- Becker, T., Kayser, M., Tonn, B., Isselstein, J. (2018). How German dairy farmers perceive advantages and disadvantages of grazing and how it relates to their milk production systems. *Livestock Science* 214, 112–119. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2018.05.018>
- Billen, G., Garnier, J., Lassaletta, L. (2013). The nitrogen cascade from agricultural soils to the sea: modelling nitrogen transfers at regional watershed and global scales. *Phil. Trans. R. Soc. B* 368, 20130123.
<https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0123>
- BMEL (2021). Evaluierung der Stoffstrombilanzverordnung (No. 20/411), Drucksache. *Deutscher Bundestag*.
- BMEL (2017). Verordnung über den Umgang mit Nährstoffen im Betrieb und betriebliche Stoffstrombilanzen (Stoffstrombilanzverordnung - StoffBilV). Berlin.
- Bol, R., Moering, J., Preedy, N., Glaser, B. (2004). Short-term sequestration of slurry-derived carbon into particle size fractions of a temperate grassland soil. *Isotopes Environ. Health Stud.* 40, 81–87.
<https://doi.org/10.1080/10256010310001605955>
- Camin, F., Bontempo, L., Perini, M., Piasentier, E. (2016). Stable Isotope Ratio Analysis for Assessing the Authenticity of Food of Animal Origin. *Compr. Rev. Food Sci. Food Saf.* 15, 868–877.
<https://doi.org/10.1111/1541-4337.12219>
- Dierschke, H. (1994). Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden; 55 Tab. Stuttgart: *Ulmer* (UTB für Wissenschaft Grosse Reihe Botanik, Ökologie, Agrar- und Forst- wissenschaften)
- Dittert, K., Goerges, T., Sattelmacher, B. (1998). Nitrogen turnover in soil after application of animal manure and slurry as studied by the stable isotope ^{15}N : A review. *Z. Pflanzenernaehr. Bodenk.* 161, 453–463.
<https://doi.org/10.1002/jpln.1998.3581610412>
- DüV (2017). Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngerverordnung).
- DüV (2020). Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngerverordnung). Düngerverordnung vom 26. Mai 2017 (BGBl. I S. 1305), die zuletzt durch Artikel 97 des Gesetzes vom 10. August 2021 (BGBl. I S. 3436) geändert worden ist.
- Evans, R.D. (2001). Physiological mechanisms influencing plant nitrogen isotope composition. *Trends in Plant Science* 6, 121–126. [https://doi.org/10.1016/S1360-1385\(01\)01889-1](https://doi.org/10.1016/S1360-1385(01)01889-1)
- Faria, J.A. (2021). Renaissance of ammonia synthesis for sustainable production of energy and fertilizers. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry* 29, 100466.
<https://doi.org/10.1016/j.cogsc.2021.100466>
- Flessa, H., Müller, D., Plassmann, K., Osterburg, B., Techen, A. -K. (Eds.) (2012). Studie zur Vorbereitung einer effizienten und gut abgestimmten Klimaschutzpolitik für den Agrarsektor, *Landbauforschung Sonderheft. vTI*, Braunschweig.
- Glaser, B., Bol, R., Preedy, N., McTiernan, K. B., Clark, M., Amelung, W. (2001). Short-term sequestration of slurry-derived carbon and nitrogen in temperate grassland soil assessed by ^{13}C and ^{15}N natural abundance measurements. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 164, 467–474. [https://doi.org/10.1002/1522-2624\(200110\)164:5<467::AID-JPLN467>3.0.CO;2-Q](https://doi.org/10.1002/1522-2624(200110)164:5<467::AID-JPLN467>3.0.CO;2-Q)

- Grethe, H., Martinez, J., Osterburg, B., Taube, F., Thom, F. (2021). Klimaschutz im Agrar-und Ernährungssystem Deutschlands: Die drei zentralen Handlungsfelder auf dem Weg zur Klimaneutralität.
- Haas, G., Deittert, C., Köpke, U. (2007). Farm-gate nutrient balance assessment of organic dairy farms at different intensity levels in Germany. *Renew. Agric. Food Syst.* 22, 223–232. <https://doi.org/10.1017/S1742170507001780>
- Hammes, V., Nüsse, O., Isselstein, J., Kayser, M. (2017). Using ^{13}C in cattle hair to trace back the maize level in the feeding regime—A field test. *PLOS ONE* 12, e0188926. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0188926>
- Hartmann, F. -G. (2022). Hohe Düngerpreise - Wie geht der Futterbau damit um? *Landesbetrieb Landwirtschaft Hessen*. URL <https://llh.hessen.de/pflanze/gruenland-und-futterbau/hohe-duengerpreise-wie-geht-der-futterbau-damit-um/> (letzter Zugriff: 3.7.23).
- Högberg, P. (1997). ^{15}N natural abundance in soil-plant systems. *The New Phytologist* 179–203.
- Jürgens, K. (2021). Mit wenig Kraftfutter auskommen. *Allgäuer Bauernblatt* 20–21.
- Jürgens, K., Poppinga, O., Sperling, U. (2016). Gute Milch aus einem Grashalm - Hintergünde und Erfahrungen zur Milchviehfütterung ohne oder nur mit wenig Kraftfutter. *Der kritische Agrarbericht 2016* 17–22.
- Klages, S., Osterburg, B., Hansen, H. (2017). Betriebliche Stoffstrombilanzen für Stickstoff und Phosphor— Berechnung und Bewertung. Dokumentation der Ergebnisse der Bund-Länder-Arbeitsgruppe " Betriebliche Stoffstrombilanzen" und der Begleitenden Analysen des Thünen-Instituts.
- Knobbe, N., Vogl, J., Pritzkow, W., Panne, U., Fry, H., Lochotzke, H. M., Preiss-Weigert, A. (2006). C and N stable isotope variation in urine and milk of cattle depending on the diet. *Anal. Bioanal. Chem.* 386, 104–108. <https://doi.org/10.1007/s00216-006-0644-6>
- Kornexl, B. E., Werner, T., Roßmann, A., Schmidt, H.-L. (1997). Measurement of stable isotope abundances in milk and milk ingredients—a possible tool for origin assignment and quality control. *Z. Für Leb. -Forsch. A* 205, 19–24.
- Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2022). Pflanzenbau und Pflanzenschutz: Empfehlungen 2022.
- Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2021). Nährstoffüberschüsse in Milchkuhbetrieben senken.
- Leisen, E., Spiekers, H., Diepolder, M. (2013). Notwendige Änderungen der Methode zur Berechnung der Flächenleistung (kg Milch/ha und Jahr) von Grünland- und Ackerfutterflächen mit Schnitt oder Weidenutzung. 181–184.
- LLG Sachsen-Anhalt (2012). Bildtafel zur Gräserbestimmung. mit Hinweisen zur Beurteilung des Futterwertes von Grünlandbeständen. Online verfügbar unter https://llg.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik_und_Verwaltung/MLU/LLFG/Dokumente/04_themen/futterbau_gruenland/12_graeser-bestimm_bildtafel.pdf, (letzter Zugriff: 18.04.2023).
- Löw, P., Osterburg, B., Klages, S. (2021). Comparison of regulatory approaches for determining application limits for nitrogen fertilizer use in Germany. *Environmental Research Letters* 16, 055009.
- Mariotti, A. (1984). Natural ^{15}N abundance measurements and atmospheric nitrogen standard calibration. *Nature* 311, 251–252. <https://doi.org/10.1038/311251a0>
- Nakamura, K., Schoeller, D. A., Winkler, F. J., Schmidt, H. -L. (1982). Geographical variations in the carbon isotope composition of the diet and hair in contemporary man. *Biomed. Mass Spectrom.* 9, 390–394.
- Neuwirth, C., Hofer, B. (2013). Spatial sensitivity of grassland yields to weather variations in Austria and its implications for the future. *Applied Geography* 45, 332–341. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.08.010>
- Oenema, O., Kros, H., de Vries, W. (2003). Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *European Journal of Agronomy* 20, 3–16. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(03\)00067-4](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(03)00067-4)
- Pardo, L. H., Templer, P. H., Goodale, C. L., Duke, S., Groffman, P. M., Adams, M. B., Boeckx, P., Boggs, J., Campbell, J., Colman, B., Compton, J., Emmett, B., Gundersen, P., Kjønaas, J., Lovett, G., Mack, M., Magill, A., Mbila, M., Mitchell, M. J., McGee, G., McNulty, S., Nadelhoffer, K., Ollinger, S., Ross, D., Rueth, H., Rustad, L., Schaberg, P., Schiff, S., Schleiippi, P., Spoelstra, J., Wessel, W. (2006). Regional Assessment of N Saturation using Foliar and Root $\delta^{15}\text{N}$. *Biogeochemistry* 80, 143–171. <https://doi.org/10.1007/s10533-006-9015-9>
- Peet, R. K. (1974). The Measurement of Species Diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5 (1), S. 285–307. DOI: 10.1146/annurev.es.05.110174.001441.

- Pillonel, L., Badertscher, R., Casey, M., Meyer, J., Rossmann, A., Schlichtherle-Cerny, H., Tabacchi, R., Bosset, J.-O. (2005). Geographic origin of European Emmental cheese: Characterisation and descriptive statistics. *Int. Dairy J.* 15, 547–556.
- Reijs, J.W., Daatselaar, C. H. G., Helming, J. F. M., Jager, J., Beldman, A. C. G. (2013). Grazing dairy cows in North-West Europe: economic farm performance and future developments with emphasis on the Dutch situation. *LEI Wageningen UR*, The Hague.
- Robinson, D. (2001). $\delta^{15}\text{N}$ as an integrator of the nitrogen cycle. *Trends in Ecology & Evolution* 16, 153–162. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)02098-X](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)02098-X)
- Rosa, L., Gabrielli, P. (2023). Energy and food security implications of transitioning synthetic nitrogen fertilizers to net-zero emissions. *Environ. Res. Lett.* 18, 014008. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aca815>
- Rossmann, A., Haberhauer, G., Hölzl, S., Horn, P., Pichlmayer, F., Voerkelius, S. (2000). The potential of multielement stable isotope analysis for regional origin assignment of butter. *Eur. Food Res. Technol.* 211, 32–40.
- Sanderson, M. A.; Skinner, R. H.; Barker, D. J.; Edwards, G. R.; Tracy, B. F.; Wedin, D. A. (2004). Plant Species Diversity and Management of Temperate Forage and Grazing Land Ecosystems. *Crop Sci.* 44 (4), S. 1132–1144. DOI: 10.2135/cropsci2004.1132.
- Schaak, H., Musshoff, O. (2018). Grazing adoption in dairy farming: a multivariate sample-selection approach. *Journal of Agricultural and Resource Economics* 292–305.
- Schnyder, H., Schwertl, M., Auerswald, K., Schäufele, R. (2006). Hair of grazing cattle provides an integrated measure of the effects of site conditions and interannual weather variability on $\delta^{13}\text{C}$ of temperate humid grassland: ^{13}C Discrimination of Humid Temperate Grassland. *Glob. Change Biol.* 12, 1315–1329. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01169.x>
- Schwertl, M., Auerswald, K., Schäufele, R., Schnyder, H. (2005). Carbon and nitrogen stable isotope composition of cattle hair: ecological fingerprints of production systems? *Agric. Ecosyst. Environ.* 109, 153–165. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.01.015>
- Schwertl, M., Auerswald, K., Schnyder, H. (2003). Reconstruction of the isotopic history of animal diets by hair segmental analysis. *Rapid Commun. Mass Spectrom.* 17, 1312–1318. <https://doi.org/10.1002/rcm.1042>
- Sieve, F., Isselstein, J., Kayser, M. (2023a). ^{13}C analysis of cow tail hair and farm slurry can be used to implicitly distinguish between different dairy production systems. *Ecol Process* 12, 7. <https://doi.org/10.1186/s13717-023-00420-5>
- Sieve, F., Wilken, F., Isselstein, J., & Kayser, M. (2023b). Dreijährige Stoffstrombilanzierung auf Milchviehbetrieben in Nordwest-Niedersachsen unter Anwendung der Novellierungs-vorschläge aus dem Evaluierungsbericht der Stoffstrombilanzverordnung (StoffBilV). *Berichte über Landwirtschaft*, Band 101, Ausgabe 2. ISSN 2196-5099, <https://doi.org/10.12767/buel.v101i2.477>
- Slater, C., Preston, T., Weaver, L. T. (2001). Stable isotopes and the international system of units. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 15, 1270–1273.
- Smit, H. J., Metzger, M. J., Ewert, F. (2008). Spatial distribution of grassland productivity and land use in Europe. *Agricultural Systems* 98, 208–219. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2008.07.004>
- Smith, B. N., Epstein, S. (1971). Two categories of $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ratios for higher plants. *Plant Physiol.* 47, 380–384.
- SRU, WBA, WBD, (2013). Novellierung der Düngeverordnung: Nährstoffüberschüsse wirksam begrenzen. Kurzstellungnahme der Wissenschaftlichen Beiräte für Agrarpolitik (WBA) und für Düngungsfragen (WBD) beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) und des Sachverständigenrates für Umweltfragen der Bundesregierung (SRU) zur Novellierung der „Düngeverordnung“ (DüV).
- Stirm, J. W., St-Pierre, N. R. (2003). Identification and characterization of location decision factors for relocating dairy farms. *Journal of Dairy Science* 86, 3473–3487.
- Taube, F., Bach, M., Breuer, L., Ewert, F., Fohrer, N., Leinweber, P., Müller, T., Wiggering, H. (2020). Novellierung der Stoffstrombilanzverordnung: Stickstoff- und Phosphor-Überschüsse nachhaltig begrenzen - Fachliche Stellungnahme zur Novellierung der Stoffstrombilanzverordnung.
- Tremp, H. (2005). Aufnahme und Analyse vegetationsökologischer Daten. 1. Aufl. Stuttgart: *UTB GmbH; Ulmer* (utb-studi-e-book, 8299). Online verfügbar unter <https://elibrary.utb.de/doi/book/10.36198/9783838582993>.

- van den Pol-van Dasselaar, A., Bastiaansen-Aantjes, L., Bogue, F., O'Donovan, M., Huyghe, C. (Eds.) (2020a). Grassland use in Europe: a syllabus for young farmers. *Éditions Quae*, Versailles.
- van den Pol-van Dasselaar, A., Hennessy, D., Isselstein, J. (2020b). Grazing of Dairy Cows in Europe—An In-Depth Analysis Based on the Perception of Grassland Experts. *Sustainability* 12, 1098. <https://doi.org/10.3390/su12031098>
- Voigtländer, G.; Voss, N. (1979). Methoden der Grünlanduntersuchung und -bewertung. Grünland - Feldfutter - Rasen; 45 Tabellen. Stuttgart: *Ulmer*.
- Wittmer, M. H. O. M., Auerswald, K., Schönbach, P., Schäufele, R., Müller, K., Yang, H., Bai, Y. F., Susenbeth, A., Taube, F., Schnyder, H. (2010). Do grazer hair and faeces reflect the carbon isotope composition of semi-arid C₃/C₄ grassland? *Basic Appl. Ecol.* 11, 83–92. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.10.007>
- Wrage, N., Küchenmeister, F., Isselstein, J. (2011). Isotopic composition of soil, vegetation or cattle hair no suitable indicator of nitrogen balances in permanent pasture. *Nutr Cycl Agroecosyst* 90, 189–199. <https://doi.org/10.1007/s10705-011-9421-9>

15 Anhang

15.1 Anhangsverzeichnis

Abb. A 15-1:	Dreijährige Stoffstrombilanzierung auf Milchviehbetrieben in Nordwest-Niedersachsen.	digital
Abb. A 15-2:	Reduzierung der Nährstofffrachten in grünlandbeeinflussten Oberflächengewässern im Landschaftsraum „Geest“	digital
Abb. A 15-3:	Reduzierung der Nährstofffrachten in grünlandbeeinflussten Oberflächengewässern im Landschaftsraum „Moor“.	digital
Abb. A 15-4:	Reduzierung der Nährstofffrachten in grünlandbeeinflussten Oberflächengewässern im Landschaftsraum „Marsch“	digital
Tab. A 15-1:	Taxaliste (Modul E).	digital
Tab. A 15-2:	Metrics (Modul E).	digital
Tab. A 15-3:	Dateninventar durchgeführter Messprogramme in der niedersächsischen Küstenregion mit dem Fokus auf Nährstoffkonzentrationen (N, P) im „Graben-/Gruppenwasser" (G = Grünland, A = Acker).....	170
Tab. A 15-4:	Dateninventar durchgeführter Messprogramme mit dem Fokus von Nährstoffen (N, P) über den Austragspfad „Sickerwasser/Dränwasser (Konzentrationen). (G = Grünland, A = Acker).....	171

Tab. A 15-3: Dateninventar durchgeführter Messprogramme in der niedersächsischen Küstenregion mit dem Fokus auf Nährstoffkonzentrationen (N, P) im „Graben-/Gruppenwasser“ (G = Grünland, A = Acker).

Bodentyp	Probenumfang [n]		Nutzung, ggf. Entwässerungsform	Nitrat-N [mg/l] MW	Ammonium-N [mg/l] MW	Phosphat-P (PO4-P) [mg/l] MW	Quelle	
	Stickstoff	Phosphat						
Geeststandort			G	10			WSG Thülsfelde	
Kalkmarsch			G	2,1	0,165	0,145	Dränwasseruntersuchung Wesermarsch 2005 - 2008 LBEG / LWK	
Kleimarsch			G	0,6	0,18	0,495		
Organomarsch			G	1,9	1,01	0,595		
Flußmarsch			G	2,1	0,08	0,15		
N / P (kg/ha)			290 / 120 (G)	2,7	0,28	0,39	Dränversuch Infeld (1974 - 1996), LWK, eigene Auswertung	
N / P (kg/ha)			280 / 72 (G)	3,1	0,35	0,6		
N / P (kg/ha)			400 / 70 (G)	2,1	0,37	0,64		
N / P (kg/ha)			0 / 0 (G)	0,6	0,3	0,46		
Kalkmarsch			G	1,7	0,05	0,02	Harle Bucht, (2006 - 2007), LBEG, NLWKN, LWK	
Kleimarsch			G	3,5	0,14	0,24		
Anmoor			G	6,3	0,6	0,37		
Pseudogley/Gley			G	17,3	0,15	0,03		
Marsch			G	4,1		0,55	Mittlere Nährstoffkonzentrationen von Dränwässern aus nordwestdeutschen Böden, Scheffer/Blankenburg 2007	
Podsol-Gley (Sand)			Acker	35,1		0,075		
Auenlehm			Acker	17,7				
Hochmoor			unkultiviert	3,3		0,75		
Hochmoor			G	7,9	0,75	3,25		
Niedermoore			unkultiviert	2,5		0,1		
Niedermoore			G	9,9	0,75	0,75		
Hochmoor			unkultiviert	4,2		0,6	Jährlicher Nährstoffauftrag aus nordwestdeutschen Böden, Blankenburg/Scheffer, 2008	
			teilabgetorft, vernässt	0,9		0,14		
			G	6,4		2,6		
			Acker	5,0		5,6		
Niedermoore			unkultiviert	2,1		0,06		
			G, basenreich	6,0		0,32		
			G, sauer	8,0		0,5		
			A, basenreich	12,0		0,52		
Wesermarsch			G	3,8		0,54		
Podsol-Gley (Sand)			A	28,0		0,04		
Tiefumbruch HH			A, GW unter TK-Sohle	18,1	0,51	0,49		Dümmer, Große Aue, LBEG, LWK, NLWKN
Tiefumbruch HN			A, GW unter TK-Sohle	18,1	0,51	0,17		
Niedermoore, GW unter Torfbasis			G, GW unter Torfbasis	12,2	0,25	0,3		
Anmoore			A, GW abgesenkt.	20,1	0,05	0,3		
Hochmoore (Ges. aus Zeile 56 26)	64		G	2,7	2,3	2,96	Waterbuddies Drainagen	
Hochmoore	41	41	G	3,9	1,1	1,3	SWAMPS (n=41, 9 aus März und Mai 2018, 32 von Januar bis April)	
Hochmoore (ID42)	23	30	G, Drainage	3,7	1,5	0,65	Waterbuddies Drainagen	
Hochmoore (ID48)	8	11	G, Drainage	2,7	3,7	6,1		
Hochmoore (ID47)	6	8	G, Drainage	1,2	2,6	5		
Hochmoore (ID32)		1	G, Drainage			2,17		
Hochmoore (ID34)	9	14	G, Drainage	3,1	1,4	0,9		
Ges. Hochmoore Waterbuddies 46	64	64	G, Drainage	2,7	2,3	2,96		
Podsol-Pseudogley (ID2)	7	8	G, Drainage	6,6	0,5	0,015		
Pseudogley-Podsol (ID12)	3	3	G, Drainage	0	0,4	0,04		
Ges. Geest Waterbuddies D.1	11	11	G, Drainage	3,3	0,45	0,028		
Niedermoore (ID33)	6	9	G, Drainage	0	5,5	0,27		
Niedermoore (ID45)	3	7	G, Drainage	0	2,6	0,32		
Niedermoore/ Anmoorgley (I3)	3	3	G, Drainage	0	2,1	0,09		
Ges. Niedermoore Waterbud 2	19	19	G, Drainage	0	3,4	0,23		
Organomarsch/ Kleimarsch (6)	9	9	G, Drainage	0,8	1,4	0,1		
Kleimarsch (ID76)	1	1	G, Drainage	0	0,3	0,06		
Anmoorgley/ Moorgley (ID4) 7	10	10	G, Drainage	33,6	0,19	0,03		
Hochmoore (ID44) 45 cm u. G C 2	2		G, Sickerwasser	0	0,22	1,05		Waterbuddies Sickerwasser
Hochmoore (ID44) 75 cm u. G C 4	4		G, Sickerwasser	0	2,1	1,2		
Hochmoore (ID47) 15 cm u. G C 2	2		G, Sickerwasser	1,2	3	18,3		
Hochmoore (ID47) 45 cm u. G C 4	4		G, Sickerwasser	0,6	1,9	9		
Hochmoore (ID47) 75 cm u. G C 4	4		G, Sickerwasser	0,05	2,4	3,4		
Ges. Hochmoore Waterbuddies 16	16			0,31	1,98	5,78		
Kalkmarsch (ID69) 45 cm u. G 1	2		G, Sickerwasser	0	0,7	0,04		
Kalkmarsch (ID69) 75 cm u. G 1	1		G, Sickerwasser	0	0,8	0,03		
Ges. Marsch Waterbuddies ! 2	3			0	0,75	0,04		
Podsol-Pseudogley (ID2) 45 cm u. G OK	1		G, Sickerwasser			0,02		
Podsol-Pseudogley (ID2) 75 2	2		G, Sickerwasser	15,75	0	0,015		
Pseudogley-Podsol (ID12) 4 E 1	1		G, Sickerwasser	4,5	0	0,01		
Pseudogley-Podsol (ID12) 7 E 1	1		G, Sickerwasser	18,1	0	0,06		
Ges. Geest Waterbuddies Si 4	5			13,53	0	0,02		

Tab. A 15-4: Dateninventar durchgeführter Messprogramme mit dem Fokus von Nährstoffen (N, P) über den Austragspfad „Sickerwasser/Dränwasser (Konzentrationen). (G = Grünland, A = Acker).

Bodentyp	Probenumfang [n]		Nutzung	Nitrat-N [mg/l] MW	Ammonium-N [mg/l] MW	Phosphat-P (PO4-P) [mg/l] MW	Quelle
	Stickstoff	Phosphat					
Klei-/Kalkmarsch			G, Gruppe	4,4	0,6	0,9	Phiesewarden, Förster, LWK
Moormarsch			G, Graben	0,4	0,8	0,225	Blockland, Scheffer/Ausborn, BTI
Hochmoor			G, Graben	2,5	0,75		Ipweger Moor, SWAMPS, Uni OL
Geest (Ges. aus Zeile 30)			G, Gruppe	1,6	1,7	2,17	Waterbuddies
Marsch (Ges. aus Zeile 25)			G, Gruppe	1,46	2,5	0,173888889	
Hochmoor	305	308	G, Graben	0,3	0,9	1,2	Ipweger Moor, SWAMPS, Uni OL
Niedermoor	305	308	G, Graben	0,3	5,3	0,1	Hammelwader Moor, SWAMPS, Uni OL
Kalkmarsch (ID70)	18	24	G, Gruppe	0,6	0,6	0,31	Waterbuddies Gruppen
Kalkmarsch (ID67)	5	13	G, Gruppe	2,9	3,1	0,015	
Kalkmarsch (ID68)	7	15	G, Gruppe	0,3	6,1	0,18	
Kalkmarsch (ID65)	12	20	G, Gruppe	3,8	2,4	0,07	
Kleimarsch (ID76)	2	4	G, Gruppe	0,1	0,6	0,44	
Kalkmarsch (ID66)	10	17	G, Gruppe	5,4	7,4	0,29	
Kleimarsch (unterlagert v. Organomarsch) (ID64)	4	5	G, Gruppe	0	1,1	0,13	
Kalkmarsch (ID69)	2	3	G, Gruppe	0	0,6	0,08	
Kalkmarsch (ID77)	1	1	G, Gruppe	0	0,6	0,05	
Gesamt Marsch Waterbuddies	61	102	G, Gruppe	1,46	2,50	0,17	
Podsol-Gley (z.T. anmoorig) (ID11)	2	6	G, Gruppe	1,1	0,9	0,9	
Podsol-Pseudogley (ID2)	1	2	G, Gruppe	3,6	0,6	0,11	
Pseudogley-Podsol (ID12)	1	2	G, Gruppe	0	3,6	5,5	
Gesamt Geest Waterbuddies	3	10	G, Gruppe	1,6	1,7	2,2	
Organomarsch (ID61)	4	8	G, Gruppe	0,5	2	0,54	
Organomarsch (ID5)	7	9	G, Gruppe	1,2	2	0,1	
Moorgley (ID1)	2	3	G, Gruppe	0,15	2,3	1,03	
Anmoorgley (ID1)	8	11	G, Gruppe	12,9	14	1,99	
Moorgley/ Anmoorgley (ID1)	57	95	G, Graben	1,4	2,2	0,15	Waterbuddies Gräben
Podsol-Pseudogley (ID2)	13	36	G, Graben	1,1	0,8	0,05	
Niedermoor (ID3)	4	21	G, Graben	3,7	6,2	0,04	
Niedermoor (ID4)	7	35	G, Graben	3,7	1	0,04	
Organomarsch (ID5)	3	23	G, Graben	6,8	3	0,01	
Treposol (ID6)	7	22	G, Graben	3,4	1,4	0,06	
Treposol (ID7)	3	24	G, Graben	7,7	0,6	0,07	
Podsol-Gley (ID8)	1	16	G, Graben	0	1,2	0,007	
Podsol-Gley (ID11)		14	G, Graben			0,82	
Pseudogley-Podsol (ID12)	5	19	G, Graben	8,1	0,1	0,09	
Pseudogley-Podsol & Anmoorgley (ID13)	1	8	G, Graben	1,8	1,2	1,2	
Pseudogley-Podsol (ID14)	1	11	G, Graben	0	0,3	0,5	
Anmoorgley (ID15)		14	G, Graben			1,2	
Podsol-Pseudogley (ID16)	4	15	G, Graben	3,1	0,78	0,2	
Hochmoor (ID31)	6	29	G, Graben	0,2	3	0,65	
Hochmoor (ID32)	3	27	G, Graben	0,1	1	0,73	
Niedermoor (ID33)	6	32	G, Graben	4,5	6	0,25	
Hochmoor (ID34)	4	35	G, Graben	0,2	1,6	0,3	
Niedermoor (ID35)	5	22	G, Graben	3,6	1	0,1	
Niedermoor (ID36)	3	20	G, Graben	2,2	0,5	0,08	
Spitkultur (Hochmoor)	4	20	G, Graben	0	0,55	0,15	
Spitkultur (Hochmoor)	5	22	G, Graben	3,9	0,98	0,27	
Spitkultur (Hochmoor)	4	22	G, Graben	0	0,45	0,13	
Spitkultur (Hochmoor)	4	23	G, Graben	0,5	0,58	0,21	
Spitkultur (Hochmoor)	5	22	G, Graben	3,38	0,36	0,28	
Hochmoor (ID 42)	116	165	G, Graben	0,75	2,45	0,49	
Organomarsch (ID43)	6	30	G, Graben	2	1,78	0,1	
Hochmoor (ID44)	12	28	G, Graben	1,52	0,48	2,15	
Niedermoor (ID45)	7	39	G, Graben	0	5,39	0,53	
Anmoorgley/ Moorgley (ID46)	25	43	G, Graben	27,45	0,33	0,91	
Hochmoor (ID47)	14	39	G, Graben	1,5	0,9	4,04	
Hochmoor (ID48)	10	33	G, Graben	3,6	2,7	2,47	
Organomarsch (ID61)	4	30	G, Graben	1,18	2,93	0,22	
Kleimarsch (unterl. v. Organom.) (ID62)	7	33	G, Graben	0,56	1,7	0,14	
Kleimarsch (unterl. v. Organom.) (ID63)	8	33	G, Graben	0,23	2,21	0,08	
Kleimarsch (unterl. v. Organom.) (ID64)	8	34	G, Graben	1,86	1,78	0,15	
Kalkmarsch (ID65)	19	47	G, Graben	0,7	1,5	0,26	
Kalkmarsch (ID66)	20	48	G, Graben	1,19	0,77	0,65	
Kalkmarsch (ID67)	7	33	G, Graben	0,6	1	0,1	
Kalkmarsch (ID68)	6	33	G, Graben	0	1,3	0,18	
Kalkmarsch (ID69)	14	36	G, Graben	1	2,5	0,17	
Kalkmarsch (ID70)	44	86	G, Graben	0,53	1,3	0,35	
Kleimarsch/ Organomarsch (ID72)	8	33	G, Graben	0,31	1,28	0,33	
Kalkmarsch/ Kleimarsch (ID73)	14	34	G, Graben	0,8	0,62	0,27	
Kalkmarsch/ Kleimarsch (ID74)	8	31	G, Graben	0,68	0,78	0,1	
Organomarsch/ Kleimarsch (ID75)	8	33	G, Graben	1,2	1,9	0,11	
Kleimarsch (ID76)	6	33	G, Graben	5,7	0,6	0,39	
Kalkmarsch (ID77)	7	33	G, Graben	0,19	1,3	0,33	
Kalkmarsch/ Kleimarsch (unterl. Organom.) (ID75)	11	30	G, Graben	3,8	0,48	0,79	