

Anna-Lena Rotenhagen, Luise Giani † & Philipp Maurischat

Phosphat-Mobilität in Böden und P-Einträge über Gruppen und Drainagen in Gräben charakteristischer Landschaftsräume des niedersächsischen Küstengebietes

Phosphate mobility in soils and P-influxes via ditches and drainages in landscape areas characteristic of the coastal region of Lower Saxony

Die Überschreitung der Orientierungswerte für Phosphor (P) in den Oberflächengewässern Nordwestdeutschlands bedingt bereits ökosystemare Veränderungen durch Eutrophierung, die auch die Nordsee betreffen. Dies stellt ein erhebliches und langfristiges Problem dar. Ziel dieser Untersuchung ist es, schlagbezogen die ursächlichen Nährstoffquellen unter landwirtschaftlich genutztem Grünland inklusive der angeschlossenen Austragswege wie Gruppen, Drainagen und Gräben zu identifizieren. Besondere Berücksichtigung gilt dabei der Düngung und jahreszeitlichen Variabilität in den Küstenlandschaftsräumen Moor, Marsch und Geest sowie ihren organo-mineralischen Übergängen. An 49 Untersuchungsstandorten, verteilt über die unterschiedlichen Landschaftsräume, wurden im Einzugsgebiet der Jade zwischen 2019 und 2022 Böden sowie Gruppen-, Drainage- und Grabenwasser beprobt. Mit $178 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P kg}^{-1}$ lagen die signifikant höchsten P-Gehalte in den Hochmoorböden vor, gefolgt von abnehmenden Gehalten in den Böden der Geest, Niedermoore und Marsch. Zusätzlich wurden die angeschlossenen Austragswege untersucht, also Gruppen bzw. Drainagen. Dabei fanden sich zum einen signifikant die höchsten Konzentrationen mit $0,5 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P L}^{-1}$ in den oberflächlich verlaufenden Gruppen der Geest und zum anderen in den Drainagerohren der Hochmoore mit $1,8 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P L}^{-1}$. An Standorten mit gleichzeitiger Entwässerung über Gruppen und Drainagen lagen signifikant höhere Abflusskonzentrationen über die Gruppen als über die Drainagen vor. Ebenso wiesen die Hochmoorstandorte mit $0,8 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P L}^{-1}$ signifikant höhere Konzentrationen in den angrenzenden Gräben gegenüber den übrigen Landschaftsräumen auf und bedingten infolgedessen das höchste Risiko für die Belastung der Oberflächengewässer mit P. Insgesamt konnte festgestellt werden, dass sich sowohl die Böden als auch die Bewirtschaftung auf die P-Gehalte der Böden sowie die P-Konzentrationen im Gruppen- und Drainageabfluss sowie in den Entwässerungsgräben auswirken. Dennoch war kein unmittelbarer Einfluss der Abflusskonzentrationen auf die Grabenkonzentrationen nachweisbar. Sowohl die Entkopplung von Abfluss- und Grabenkonzentration als auch die saisonale Variabilität der P-Konzentrationen in den Entwässerungsgräben zeigt, dass grabeninterne Umsetzungsprozesse die Konzentrationen an gelöstem P beeinflussen. Dies spiegelt die besondere Komplexität des Grünland-Graben-Systems wider.

Schlagwörter: Gräben, Drainagen, Gruppen, Entwässerung, Phosphor, Nordwestdeutschland, Grünland, P-Mobilität, P-Austrag

Concentrations of phosphorus (P) in surface waters in Northwest Germany are exceeding reference values. This circumstance is already leading to ecosystem changes through eutrophication, which also affect the North Sea, causing a significant and long-term problem. The aim of this study, therefore, was to identify the nutrient sources in agriculturally used grassland with their associated discharge paths – surface drainages (Gruppe), subsurface drainages and ditches – while also considering fertilization and seasonal variability. The area of research encompassed the coastal landscapes of drained peatlands, i.e. bog or fen; marsh and geest, as well as their organo-mineral transitions. Between 2019 and 2022, soils as well as surface drainage, subsurface drainage and ditch water were sampled at 49 sites in different landscapes in the Jade catchment. Overall, the bog soil samples showed the significantly highest P contents with $178 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P kg}^{-1}$, followed with decreasing contents by the geest, fen and marsh soil. The significant highest concentrations in the connected discharge paths were measured, on the one hand, in the surface drainage discharge of the geest, with $0.5 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P L}^{-1}$, and on the other hand, in the subsurface drainage discharge of the bogs, with $1.8 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P L}^{-1}$. In general, significantly higher discharge concentrations were found in surface drainages compared to subsurface drainages. At the same time, the bog sites showed significantly higher concentrations in adjacent ditches with $0.8 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P L}^{-1}$ and therefore posed the largest risk of P contamination for surface waters. Overall, this study shows that both the soils and the management influence both the P contents of soils and the P concentrations in discharge and ditch water. Nevertheless, no direct influence of discharge concentrations on ditch concentration was found. When the seasonal variability of P concentrations in the ditches is considered, it can be seen that turnover processes within the ditches have an influence on dissolved P concentrations. This reflects the complexity of grassland-ditch systems.

Keywords: ditches, drainage pipes, surface drainages, drainage, phosphorus, northwest Germany, grasslands, P-mobility, P-discharge

1 Einleitung

Trotz sinkender Trends überschreiten die Konzentrationen an Phosphor (P) in vielen Oberflächengewässern Nordwestdeutschlands die zulässigen Orientierungswerte (NLWKN, 2020). Die Folge sind erhebliche ökosystemare Veränderungen, die sich bis in die Nordsee auswirken und sich in Eutrophierungsmerkmalen wie erhöhten Chlorophyll-a-Konzentrationen, verstärktem Planktonwachstum und Sauerstoffmangel widerspiegeln (NLWKN, 2014). Um dieser Situation zu begegnen, ist es notwendig, sowohl die ursächlichen Nährstoffquellen als auch ihre angeschlossenen Austragswege zu identifizieren.

Abgesehen von den Frachten der großen Flüsse tragen P-Einträge über küstennahe Entwässerungssysteme, wie Gruppen, Drainagen und Entwässerungsgräben, wesentlich zur P-Belastung der Nordsee bei (FOERSTER, 1998; UBA, 2022). Als P-Quellen wirken dabei die landwirtschaftlich genutzten sandgeprägten Böden der Geest, die tonreichen Böden der Marsch sowie die organogenen Hoch- und Niedermoorböden. Die Diversität der Bodenbeschaffenheit führt allerdings zu großen Unterschieden hinsichtlich der potenziellen P-Mobilität. Die Böden sind durchzogen von Gräben: künstlich angelegten, geradlinigen Gewässerstrukturen, die eine Besiedlung und Bewirtschaftung der angrenzenden Flächen, meist als Grünland, erst ermöglicht haben (OLV & BSH, 2015; UBA, 2022). Die Gräben bilden im Küstengebiet kilometerlange Kontaktbereiche zwischen den Nährstoffquellen, den einzelnen landwirtschaftlichen Nutzflächen, und den weiteren Nährstoffaustragswegen. Sie bedingen damit ein erhöhtes Nährstoffaustragspotenzial (UBA, 2022). Dieses wird häufig durch eine zusätzliche Entwässerung der Flächen über Drainagerohre, charakteristisch für die Moorböden, und Gruppen – also Oberflächenentwässerung, die charakteristisch ist für die Böden der Geest und Marsch – verstärkt (FOERSTER, 1998; SCHEFFER & BLANKENBURG, 2004; UBA, 2022).

Bodenbeschaffenheit und Bewirtschaftungsweise sind determinierende Größen für die P-Mobilität und damit P-Austräge. Bei der Bewirtschaftung ist das Verhältnis der P-Zufuhr über Düngung zur P-Abfuhr über Grasschnitte (Saldo) entscheidend. Im Allgemeinen gehen die P-Düngemengen auf landwirtschaftlichen Flächen zurück (LWK NIEDERSACHSEN, 2023). Unabhängig davon bedingt eine Düngung auf Hochmoorböden ein hohes Austragsrisiko aufgrund fehlender Sorptionsmöglichkeiten (SCHEFFER et al., 1981; SCHEFFER, 2002; BROUNS et al., 2016; SÄURICH et al., 2019). Folglich führt in organischen Böden, vorzugsweise in Hochmoorböden, eine Überversorgung mit P direkt zu erhöhten Austragskonzentrationen (GONZÁLEZ JIMÉNEZ et al., 2018). Darüber hinaus bedingt die Entwässerung der Moore eine Mineralisierung des Torfkörpers, die dazu führen kann, dass weitere P-Mengen freigesetzt werden (SCHEFFER & FOERSTER, 1991; SCHEFFER, 2002). Gleiches gilt für organo-mineralische Böden mit hohen Gehalten an organischer Substanz, allerdings im verringerten Ausmaß. Laut DALY et al. (2001) steigt die P-Mobilität in Böden ab Gehalten an organischer Substanz > 20 % an. Damit erhöht sich auch das Austragsrisiko. Demgegenüber stehen die mineralischen Böden, die generell durch ein hohes P-Rückhaltepotenzial ein niedrigeres P-Austragsrisiko aufweisen (SCHEFFER, 2002; GONZÁLEZ JIMÉNEZ et al., 2018). Allerdings reichert sich im Zuge der Bewirtschaftung Humus im Oberboden der sandgeprägten Böden der Geest und der tongeprägten Böden der Marsch an, insbesondere unter Grünland.

Dies steigert in der Folge ebenfalls das P-Nachlieferungspotenzial dieser Böden (BLANKENBURG, 1983; SCHEFFER, 2002; AMELUNG et al., 2018; IEPEMA, et al., 2022). Darüber hinaus bilden die tonreichen Böden der Marsch im Zuge von Trockenperioden präferenzielle Fließwege (Makroporen) in Form von Schrumpfrissen aus, durch die nennenswerte P-Mengen verlagert sowie ausgetragen werden können (NEUHAUS, 1991; GRANT et al., 1996; SCHEFFER, 2002; KING et al., 2015).

Gruppen und Drainagen bedingen als unterschiedliche Entwässerungsmethoden unterschiedliche Abflusskonzentrationen (SHARPLEY et al., 2001; CHRISTIANSON et al., 2016). So fallen P-Konzentrationen im Abfluss über Drainagerohre im Vergleich zu denen aus Gruppen häufig niedriger aus (FOERSTER, 1998; CHRISTIANSON et al., 2016). Dies ist bedingt durch die Bodenpassage des Sickerwassers, die Sorptions- und Fällungsprozesse ermöglicht und die Konzentration gelöster Nährstoffe reduziert (SHARPLEY et al., 2001). So wurden in Dränabflüssen aus Böden der nordwestdeutschen Geest im Mittel 0,2 bis 0,3 mg sowie in Niedermoorböden 0,44 mg Phosphat-P L⁻¹ festgestellt (FOERSTER, 1988; SCHEFFER & FOERSTER, 1991), im Dränabfluss aus Hochmoorböden hingegen 2,1 mg Phosphat-P L⁻¹ (FOERSTER et al., 1985). SCHEFFER et al. (1981) ermittelten sogar 9 mg L⁻¹ gesamtlösliches P. Für die Gruppen in der Marsch fehlt diese Retentionspassage durch den Boden (HAYGARTH et al., 1998), sodass beispielsweise im Rahmen einer Studie von FOERSTER (1998) im Mittel 0,9 mg Phosphat-P L⁻¹ nachgewiesen wurden.

Darüber hinaus unterliegen die P-Austräge aus Böden und P-Einträge in die Oberflächengewässer je nach Witterung und Pflanzenaufnahme einer jahreszeitlichen Dynamik (GENTRY et al., 2007; SHORE et al., 2016; VAN DER GRIFT et al., 2016). Die P-Dynamik in den Oberflächengewässern wird allerdings nicht allein durch die Einträge bestimmt, denn zusätzliche bio-chemische Prozesse in den Gräben selbst bedingen darüber hinaus saisonale Effekte (SPEARS et al., 2007; KRÖGER et al., 2008; VAN DER GRIFT et al., 2016).

Wenngleich die unterschiedlichen P-Verhalten und P-Austräge bekannt sind, die durch die Böden der unterschiedlichen Landschaftsräume im nordwestdeutschen Küstengebiet bedingt werden, gibt es keine systematischen, vergleichenden Untersuchungen zum P-Austrag aus Böden der Moore, Marschen und Geest im niedersächsischen Küstenraum, die gleichzeitig die Mobilität in den Böden und die Einträge in die angeschlossenen Austragswege – Gruppen, Drainagen und Gräben – erfassen. Gleichzeitig gilt es, aktuelle Angaben zu Austragskonzentrationen in Gruppen und Drainagen zu gewinnen, da aufgrund verbesserter Bewirtschaftungsweise, u. a. niedrigerer Düngegaben, Veränderungen zu erwarten sind.

Diese Studie soll dazu beitragen, diese Lücken zu füllen. Um abgesicherte Werte zu generieren und gleichzeitig die jahreszeitliche Variabilität zu erfassen, erfolgten die Probenahmen über einen längeren Zeitraum. Dazu wurden Böden auf pflanzenverfügbares P sowie die Abflusswässer der Gruppen und Drainagen und die Wässer angeschlossener Entwässerungsgräben auf gelöstes P untersucht. Als erste Hypothese wird angenommen, dass die unterschiedlichen bodenspezifischen P-Dynamiken der unterschiedlichen Landschaftsräume zusammen mit der Bewirtschaftung landschaftsraumspezifisch

sche P-Mobilitäten bedingen, die sich gleichermaßen in den P-Konzentrationen der angeschlossenen Gruppen-, Drainage- und Grabenwässer spiegeln. Eine weitere Hypothese ist, dass höhere P-Konzentrationen über den oberirdischen Gruppenabfluss gegenüber dem unterirdischen Drainageabfluss bedingt und bestätigt werden. Drittens ist zu erwarten, dass die in dieser Studie festgestellten Abflusskonzentrationen im Vergleich zu den zwischen 1981 und 1998 durchgeführten Studien (im nordwestdeutschen Küstenraum aufgrund veränderter Bewirtschaftungsweisen verringert haben. Viertens wird angenommen, dass sich saisonale Einflüsse wie Sommertrockenheit und hohe Niederschläge im Winterhalbjahr in Abhängigkeit von den charakteristischen Böden in einer landschaftsraumspezifischen jahreszeitlichen Variabilität der Grabenkonzentrationen widerspiegeln.

2 Untersuchungsgebiet, Probendesign und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet umfasst das 1.740 km² große Einzugsgebiet des 17,5 km langen Flusses Jade, der am Jade-Wapeler-Siel in den Jadebusen mündet (NLWKN, 2009a). Aufgrund der Anforderungen an die Untersuchungsstandorte wurden auch einige Standorte über das Jadeeinzugsgebiet hinaus mit einbezogen (Abb. 1). Das Einzugsgebiet gliedert sich in 3 Teillandschaften. Die westlich gelegene Geest ist charakterisiert durch Saale-eiszeitliche, meist sandige bis lehmige Sedimente, aus denen sich Podsole, Pseudogley-Podsole und Pseudogleye gebildet haben. Im Osten ist die Marsch vorherrschend, die aus holozänen, tonigen bis lehmigen, marinen Ablagerungen besteht, aus denen küstennah Kalkmarschen und weiter im Landesinneren vor allem die kalkfreien Kleimarschen entstanden sind. Im Übergang zwischen der Geest und der Marsch finden sich in einem Band von Nord bis Süd verbreitet Hochmoore, stellenweise auch Niedermoore in den Niederungen. Auch eingeschlossen in der Marsch und Geest befinden sich immer wieder Hoch- und Niedermoorlinsen. Organo-mineralische Böden wie Moorgleye, Anmoorgleye und Organomarschen prägen die Übergänge zwischen Geest und Moor bzw. Marsch und Moor (OLV & BSH, 2015).

Das Klima des Einzugsgebietes ist ozeanisch geprägt. Der mittlere Jahresniederschlag im Untersuchungsgebiet beträgt für 1991 bis 2020 ca. 800 mm, wovon ca. 430 mm auf das Sommerhalbjahr entfallen (LBEG, 2024). Die Niederschläge im Projektzeitraum umfassen an der Station Varel rund 793 mm im Jahr 2019, davon im Sommerhalbjahr 390 mm, 777 mm im Jahr 2020 mit 376 mm im Sommerhalbjahr und 837 mm im Jahr 2021, wobei auf das Sommerhalbjahr 473 mm entfielen (DWD, 2024). Im Vergleich zum Mittel waren die Untersuchungsjahre 2019 und 2020 damit insbesondere im Sommer deutlich trocken.

Hydrologisch ist das Untersuchungsgebiet durch Grundwassernähe geprägt. Die frü-

here Besiedlung und aktuelle Landnutzung ist daher nur durch weitreichende Entwässerungsmaßnahmen möglich. Prägendes Element dieser Kulturlandschaft ist ein weitverzweigtes und dichtes Entwässerungsnetz, das allein in der niedersächsischen Marsch 30.000 km umfasst (KIEL et al., 2012). Bedingt durch die klimatischen, geologisch-pedologischen sowie hydrologischen Bedingungen überwiegt die für Norddeutschland typische Grünlandnutzung durch Milchviehbetriebe (ML, 2022).

2.2 Probendesign und Probenahmen

Die Untersuchungsstandorte wurden nach den charakterisierenden Landschaftsräumen gewählt. Sie umfassen 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 im Gehalt an organischer Bodensubstanz (OBS) wider (Tab. 1.; ROTENHAGEN & GIANI, 2024).

Innerhalb und angrenzend an das Jadeeinzugsgebiet wurden im Rahmen der definierten Landschaftsraumkategorien insgesamt 49 Gräben mit angrenzenden Flächen ausgewählt (Abb. 1). Alle Untersuchungsflächen unterliegen der Grünlandnutzung durch 25 individuell wirtschaftende Milchviehbetriebe. In der Regel erfolgt auf den Flächen zunächst eine bis mehrere Schnittnutzungen mit anschließender Nachweide, wobei generell die P-Zufuhr ausschließlich aus dem Wirtschaftsdünger, hier Rindergülle, stammt, der vor allem ab Frühjahr und nach den Schnitten im Sommer appliziert wird. Die Gülleaufbringungstechniken variieren zwischen Prallteller, Schleppschlauch und -schuh. Dabei ist die Pralltellerabbringung an den Moor- und Übergangsstandorten gebräuchlicher als an Geest- oder Marschstandorten. Um die Höhe der ausgebrachten P-Düngung zu kalkulieren, kom-

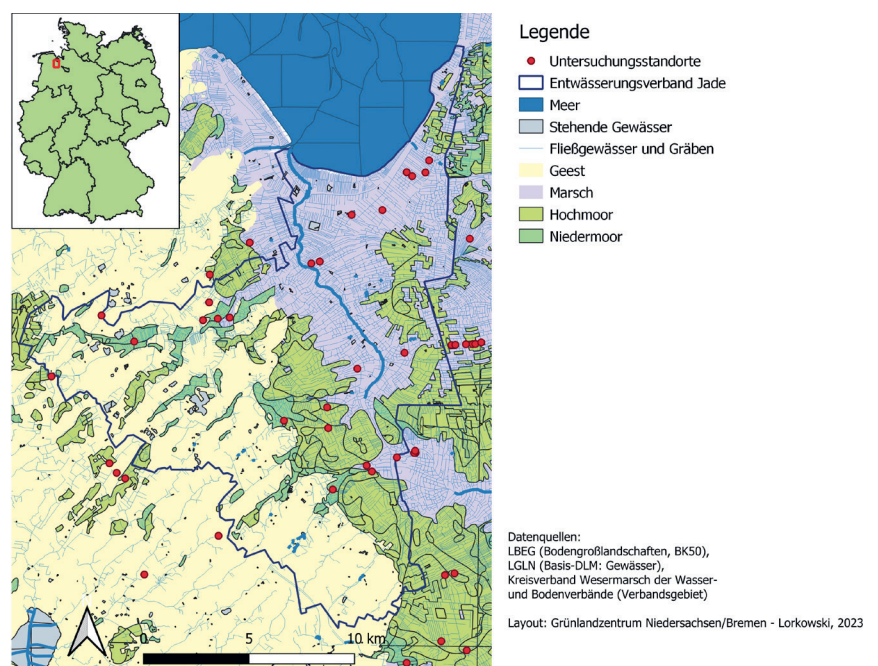


Abbildung 1

Landschaftsräume und Verteilung der Untersuchungsstandorte im Jadeeinzugsgebiet.
Landscapes and distribution of the study sites in the Jade catchment.

biniert diese Studie die Ergebnisse von Befragungen der Landwirte durch die Landwirtschaftskammer (LWK) Niedersachsen mit der Analyse der P-Gehalte der ausgebrachten Güllen durch die Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt (LUFA) Nord-West. Die Ermittlung der P-Abfuhr erfolgte mittels Quantifizierung der Biomasse von Grasschnittproben (LWK) und der Analyse des P-Gehalts dieser (LUFA). Bei einer Beweidung der Flächen wurden 10 % der P-Abfuhr aus den Schnittproben angerechnet. Die P-Salden entsprechen der Differenz der P-Zufuhr aus der Düngung und der P-Abfuhr durch die Schnittnutzung und Beweidung (Tab. 1).

Die Untersuchungsgräben haben grundsätzlich ihren Anfang in den Untersuchungsflächen, sodass Nährstoffeinträge von anderen Flächen auszuschließen sind. Darüber hinaus wurden die Standorte so gewählt, dass zu beide Seiten des Grabens die gleiche Nutzung besteht. Die Gräben der Geest führen ausschließlich im Zuge der saisonalen Abflussbildung im Winterhalbjahr sowie infolge starker Niederschläge Wasser. Die übrigen Gräben sind weitestgehend ganzjährig wasserführend. Als Versuchsvorgabe war eine zusätzliche Entwässerung über Gruppen und Drainagen vorgesehen, die jedoch nicht an allen Untersuchungsstandorten angetroffen wurden. Eine Gruppenentwässerung ist vor allem in den Marschen vertreten und umfasst eine dauerhafte Oberflächenentwässerung, die durch ein Endrohr in den Graben stattfindet. Von diesen Gruppen sind Bedarfsgruppen zu unterscheiden, die saisonal kurzfristig in den Boden gefurcht werden, um stehendes Wasser aus Senken auf der Grünlandfläche in den nächstliegenden Graben abzuleiten. Diese Form der Begrüppung findet vorwiegend in der Geest sowie den Übergangstandorten Anwendung. Die Entwässerung über Drainagen führt Wasser über Ton- oder Kunststoffrohre ab, die im rechten Winkel zum Graben in ca. 40 bis 60 cm Bodentiefe verlegt sind. Sie sind fast

überall vorhanden, aber insbesondere in den Mooren anzutreffen (Tab. 2).

Die Bodenprobenahmen für die P-Bestimmung an den Geest-, Marsch- und Hochmoorstandorten fanden jeweils im Oktober 2019, 2020 und 2021 sowie im Januar 2020 statt. Die Probenahmen für die Niedermoorstandorte erfolgte im Oktober 2021. Die Probenahmepunkte wurden grundsätzlich randomisiert ausgewählt. Entnommen wurden die Bodenproben mithilfe eines Pürckhauer-Bohrstocks aus einer Bodentiefe von 0 bis 30 cm sowie aus 30 bis 60 cm unter Geländeoberkante (u. GOK). Es wurden jeweils 5 Einstiche zu einer Mischprobe je Tiefe zusammengeführt, in 3 Liter Kunststoffbeutel gegeben, in das Labor überführt und dort bis zur Extraktion luftgetrocknet. Proben für die Bestimmung der Gehalte an organischer Bodensubstanz aller Standorte wurden im Frühjahr 2019 für die Bodentiefe 0 bis 10 cm u. GOK genommen.

Die Entnahme der Wasserproben erfolgte mithilfe eines Winkelbechers an einer Teleskopstange. Dabei wurde der Winkelbecher zunächst mindestens zweifach mit dem Wasser des zu beprobenden Grabens gespült. Anschließend erfolgte mit Abstand zur Spülstelle eine Probenahme und die Überführung dieser Probe in 250 ml PE-Flaschen. Der Abfluss aus Gruppen und Drainagen wurde ebenfalls nach Spülung 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 erfolgten 2019 monatlich, außer im 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.

Tabelle 1

Organische Bodensubstanz (OBS), P-Düngung, P-Abfuhr inkl. Weide und P-Saldo für die Böden der jeweiligen Landschaftsräume der Vegetationsperioden 2019 bis 2021. Die Mittelwerte sind mit MW, Standardabweichung mit SD und die Anzahl der Beobachtungen mit n bezeichnet.
Organic content of the soils (OBS), P-fertilization, P-removal incl. grazing and P-balance for each landscape for the vegetation periods from 2019 to 2021. The mean values are labeled with MW, standard deviation with SD and numbers of samples with n.

	OBS [g kg ⁻¹]			P-Düngung [kg P ha ⁻¹]			P-Abfuhr [kg P ha ⁻¹]			P-Saldo [kg P ha ⁻¹]		
	MW	SD	n	MW	SD	n	MW	SD	n	MW	SD	n
Geest	130	30	14	37,4	13	27	29,7	8,5	27	+7,7	11,9	27
ÜGeMo	460	200	6	29,7	17,7	11	17,5	15,9	11	+12,2	10,5	11
Hochmoor	750	90	14	25,1	12,5	20	14,6	8	20	+10,5	14,5	20
Niedermoor	550	150	11	12,9	7,9	15	19,8	7,9	15	-6,9	10,7	15
ÜMoMa	290	140	14	19,6	17,2	24	17,7	10,9	24	+1,8	15,8	24
Marsch	190	40	25	24,2	10,5	50	22,1	9,3	50	+1,8	10	50

Tabelle 2

Verteilung der Gräben sowie Entwässerungsmethoden über die jeweiligen Landschaftsräume.
Distribution of the ditches and different discharge types across the different landscapes.

	Geest	ÜGeMo	Hochmoor	Niedermoor	ÜMoMa	Marsch	Summe
Graben	8	4	7	6	9	15	49
Drainage	2	1	5	3	1	0	12
Gruppe	0	0	0	0	1	9	10
Bedarfsgruppe	4	0	0	0	1	0	5

2.3 Bodenanalytik

Die Extraktion von $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ erfolgte in Anlehnung an die Doppellactat-Methode (DL-Methode) des Verbandes deutscher landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) (VDLUFA, 1991). Das durch diese Methode erfasste pflanzenverfügbare P wirkt sich mit steigendem Gehalt in den Böden über den Oberflächen- und Drainageabfluss auf die P-Austragskonzentrationen aus (MCDOWELL & SHARPLEY, 2001; SVANBÄCK et al., 2013). Abweichend von der zitierten DL-Methode wurde in dieser Untersuchung für die Moorböden 10 g Boden mit 250 ml der Doppellactat-Lösung (DL-Lösung) versetzt und anschließend für 2 Stunden im Überkopfschüttler geschüttelt. Die Extrakte wurden über einen Rundfilter mit 2 bis 3 μm Porengröße in 50 ml PE-Flaschen gegeben und bis zur Messung bei -20°C eingefroren.

Des Weiteren wurde in Anlehnung an die Methoden von RAUTERBERG & OSSENBERG-NEUHAUS (1958) und MURPHY & RILEY (1962a) für die Messung der Phosphatgehalte der Extrakte, abweichend von der zitierten Methode, eine Ammoniumheptamolybdat-Lösung mit 10 g auf 1 L zusammen mit 140 ml 97 % Schwefelsäure angesetzt. Die Herstellung der Ascorbinsäure-Lösung erfolgte mit 0,5 g auf 100 ml. Der Standardreihe mit maximal 8 $\text{mg PO}_4^{3-}\text{L}^{-1}$ lag eine 1000 $\text{mg PO}_4^{3-}\text{L}^{-1}$ Phosphat-Stamm-Lösung zu Grunde. Für die Bestimmung der Phosphatgehalte im Spektralphotometer wurden sowohl für die Standards als auch für die Proben 5 ml Lösung mit 3 ml Ammoniumheptamolybdat-Lösung 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.

Somit wurde abweichend von der DIN-Vorschrift (6878:2004) anstelle des Kaliumantimons die Erwärmung für die Entstehung der Blaufärbung verwendet. Die Methode mittels Heizschritt unter ausschließlicher Anwendung von Ascorbinsäure ist ebenso durch die VDLUFA anerkannt. Sie kann zwar unter Umständen eine Hydrolyse löslicher polymerer Phosphate bedingen, jedoch nicht der organischen Phosphorverbindung (MURPHY & RILEY, 1962b; VDLUFA, 1991). Dementsprechend wird angenommen, dass die hier angewandte Messmethode vergleichbare Ergebnisse zu der DIN-Methode erzielt.

Der Gehalt an organischer Bodensubstanz wurde durch die Bestimmung des Glühverlusts im Muffelofen bei 430°C über ca. 3 Std. bestimmt.

2.4 Wasseranalytik

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. 2.3). 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. 2.3). Lediglich die Lösung für die Standardreihe und Verdünnungen wurde durch destilliertes Wasser ersetzt.

2.5 Datenanalyse

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. zwischen den Konzentrationen in den Abfluss- und Grabenwässern der jeweiligen Landschaftsräume, wurden zunächst alle Datensätze mit dem Shapiro-Wilk-Test und einem Q-Q-Plot auf eine Normalverteilung überprüft. Für den Boden-Datensatz war eine Normalverteilung über eine Quadratwurzel-Transformation zu erreichen. Nach Feststellung der Varianzhomogenität durch den Bartlett-Test wurde eine Varianzanalyse (Analysis of Variance, ANOVA) mit anschließendem TukeyHSD-Test als Post-hoc-Test für multiple Vergleiche durchgeführt (HEDDERICH & SACHS, 2020). Die Datensätze zu Drainage- und Gruppenabfluss- sowie Grabenwässern wiesen keine Normalverteilung auf. Für diese Datensätze wurde der Kruskal-Wallis-Test für den Vergleich > 2 Stichproben mit anschließendem Dunn's-Test, als Post-hoc-Test verwendet, da dieser unempfindlicher gegenüber Bindungen ist (pkg. „FSA“) (DUNN, 1964; DINNO, 2015; OGLE et al., 2023). Zur paarweise vergleichenden Analyse der unverbundenen Abflusskonzentrationen und Grabenkonzentrationen diente ein Mann-Whitney-U-Test, während für die verbundenen P-Gehalte der Bodentiefen ein Wilcoxon-Test zum Einsatz kam. Eine Anpassung des p-Wertes erfolgte generell über die BH-Korrektur, welche die „false discovery rate“ (FDR) korrigiert, die in Folge des multiplen Testens entsteht (BENJAMINI & HOCHBERG, 1995; DINNO, 2015). Signifikante Unterschiede zwischen den Landschaftsraumkategorien bzw. den Jahreszeiten sind durch unterschiedliche Letter ausgewiesen. Das Signifikanzniveau wurde auf $p < 0.01$ festgelegt. Für die Untersuchung des Zusammenhangs des Gehalts an organischer Bodensubstanz mit den Abflusskonzentrationen aus Drainagen und Gruppen wurde jeweils ein Korrelationstest aufgrund einer nichtparametrischen Verteilung und vorliegender Rangbindung des Datensatzes nach der Methode von Kendall durchgeführt, zusammen mit einer Anpassung des p-Wertes durch eine Holm-Prozedur, die den „family-wise error“ (FWER) nach der „step down procedure“ adjustiert (DINNO, 2015; HEDDERICH & SACHS, 2020).

2.6 Einordnung von gewässerbelastenden Nährstoffkonzentrationen der Gräben

Die Gräben unterliegen in Abhängigkeit von der Witterung einer zwischen fließend und stehend wechselnden Dynamik. Aus diesem Grund unterscheiden sich anthropogen angelegte Gräben grundsätzlich von natürlichen Fließgewässern, wie Flüssen und Bächen, wenngleich sie in ihrer linearen Struktur an diese erinnern. Dementsprechend existieren für die Gräben als Oberflächengewässerkörper keine Orientierungswerte bezüglich gewässerbelastenden Nährstoffkonzentrationen. Um dennoch die Größenordnung der Nährstoffkonzentrationen in den Gräben abschätzen zu können, wurden die Gräben der unterschiedlichen Landschaftsräume dem kleinstmöglichen Fließgewässertyp der Oberflächengewässerverordnung (OGEWV) zugeordnet, welcher 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 Übergangsstandorte die organisch geprägten Bäche (Typ 11) und für die Marsch die Marschengewässer (Typ 22) herangezogen (OGEWV, 2016).

3 Ergebnisse

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 mg P kg⁻¹ (Median (MD) bzw. 125 mg P kg⁻¹ (Mittelwert, MW) in 0 bis 30 cm und in 30 bis 60 cm 60 mg P kg⁻¹ (MD und MW) festgestellt. Mit insgesamt 99 mg P kg⁻¹ (MD und MW) in 0 bis 60 cm folgten die Böden der Geest sowie die Niedermoorböden mit 83 mg P kg⁻¹ (MW 67 mg P kg⁻¹) und die Böden der Marsch mit 69 mg P kg⁻¹ (MW 72 mg P kg⁻¹), wobei diese Unterschiede nicht signifikant waren. Insgesamt wurde mit der Tiefenstufe 30 bis 60 cm eine signifikante Abnahme der PO₄³⁻-P-Gehalte in den Böden festgestellt, die für die Böden der Marsch rund 35 % und in den übrigen Landschaftsräumen ≥ 50 % beträgt (p < 0.001) (Abb. 2). Ausgenommen sind hier nun die Niedermoorböden, da diese nicht getestet wurden. Die zu den dargestellten Ergebnissen erhobenen Datensätze sind unter ROTENHAGEN & GIANI (2024) einsehbar.

Die signifikant höchsten PO₄³⁻-P-Konzentrationen lagen im Gruppenabfluss der Geest mit 0,5 mg P L⁻¹ (MW 2 mg P L⁻¹) vor (p < 0.01). Niedrigere PO₄³⁻-P-Konzentrationen wurden im Abfluss der ÜMoMa mit 0,1 mg P L⁻¹ (MW 0,2 mg P L⁻¹) sowie der Marsch mit 0,05 mg P L⁻¹ (MW 0,15 mg P L⁻¹) gemessen (Abb. 3). Ein signifikanter Zusammenhang zwischen den Gehalten der organischen Bodensubstanz und der PO₄³⁻-P-Abflusskonzentration über Gruppen war nicht gegeben.

Mit 1,8 mg P L⁻¹ (MW 2,9 mg P L⁻¹) fanden sich im Drainageabfluss der Hochmoore signifikant die höchsten PO₄³⁻-P-Konzentrationen (p < 0.001). Gefolgt wird das Hochmoor vom Niedermoor mit 0,1 mg P L⁻¹ (MW 0,3 mg P L⁻¹), den Übergangstandorten ÜMoMa mit 0,08 mg P L⁻¹ (MW 0,1 mg P L⁻¹) und der ÜGeMo mit 0,03 mg P L⁻¹ (MW 0,04 mg P L⁻¹), die untereinander keine signifikanten Unterschiede aufwiesen. Dies gilt ebenso für den Drainageabfluss der Geest, wenngleich hier mit 0,01 mg P L⁻¹ (MW 0,02 mg P L⁻¹) die niedrigsten PO₄³⁻-P-Konzentrationen festgestellt wurden (Abb. 4).

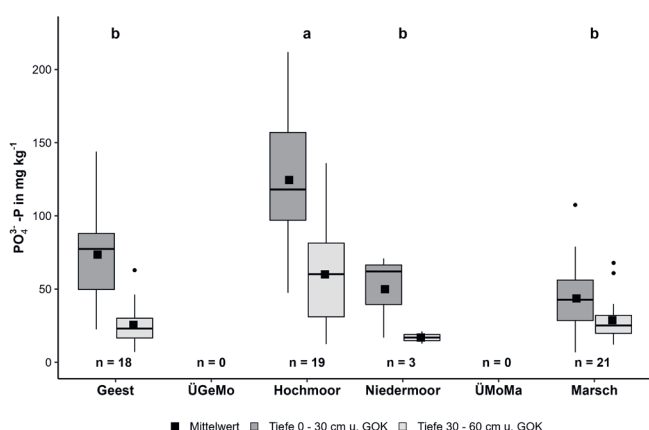


Abbildung 2

PO₄³⁻-P-Gehalte der Böden der unterschiedlichen Landschaftsräume für die Tiefen 0 bis 30 cm und 30 bis 60 cm unter GOK. Signifikante Unterschiede für die Summe der PO₄³⁻-P-Gehalte in der Tiefe von 0 bis 60 cm u. GOK sind durch unterschiedliche Lettern gekennzeichnet. Sind zwei Werte mit dem gleichen Letter bezeichnet, besteht kein signifikanter Unterschied.

PO₄³⁻-P content of the soils of the different landscapes for the depths 0 to 30 cm and 30 to 60 cm. Significant differences for the sum of PO₄³⁻-P contents at the depth from 0 to 60 cm are marked with different letters. The same letter indicates that no significant difference exists between the two values.

Im Hinblick auf den Einfluss der organischen Bodensubstanz auf die Abflusskonzentration von P über die Drainagen bestand ein starker Zusammenhang mit einem r von 0,7 (p < 0.001).

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 Gruppen und Drainagen verfügten, ist der Unterschied zwischen den Entwässerungsmethoden sichtbar, aber nicht signifikant (Abb. 3, Abb. 4).

In den Hochmoorgräben wurden mit 0,8 mg P L⁻¹ (MW 1,6 mg P L⁻¹) die signifikant höchsten PO₄³⁻-P-Konzentrationen gemessen (p < 0.001), womit gleichzeitig der abgeleitete Orientierungswert aus der OGEVV (2016) von 0,1 mg P L⁻¹ erheblich überschritten wurde. Dies traf auch für die Gräben der ÜGeMo mit 0,4 mg P L⁻¹ (MW 0,7 mg P L⁻¹) zu, die ebenso signifikant höhere Konzentrationen als die Gräben der Geest, Niedermoor, ÜMoMa und Marsch aufwiesen (p < 0.001). Letztere waren ohne signifikante Unterschiede: in der Marsch 0,06 mg P L⁻¹ (MW 0,3 mg P L⁻¹), im ÜMoMa 0,06 mg P L⁻¹ (MW 0,16 mg P L⁻¹), im Niedermoor 0,05 mg P L⁻¹ (MW 0,2 mg P L⁻¹) sowie in der Geest 0,04 mg P L⁻¹ (MW 0,18 mg P L⁻¹). Für diese Gräben wurden im Allgemeinen im Median die Grenzwerte eingehalten, während die Mittelwerte sie überschritten (Abb. 5).

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.

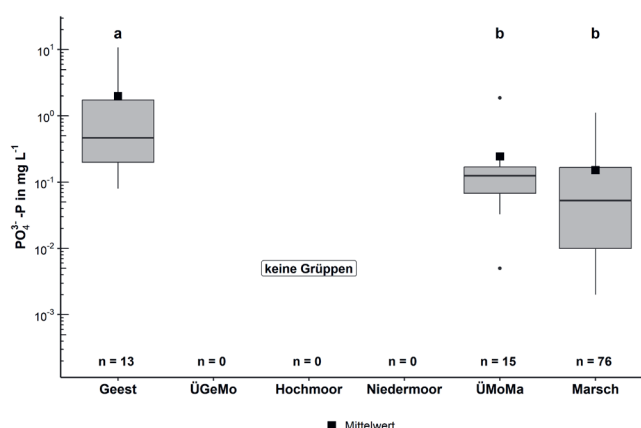
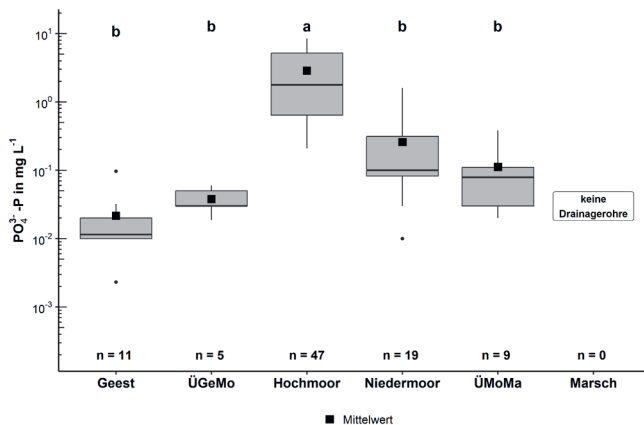


Abbildung 3

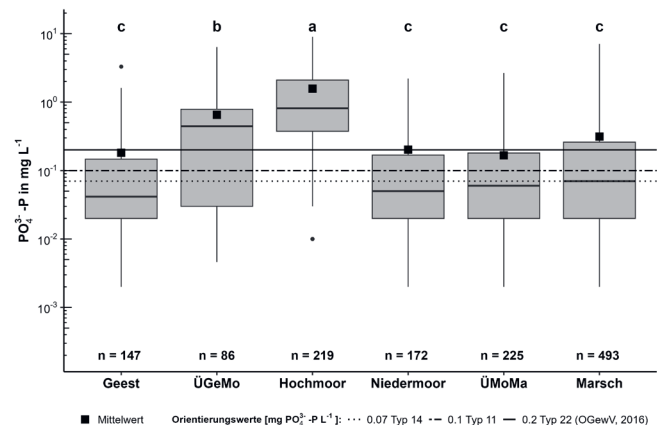
PO₄³⁻-P-Konzentrationen im Gruppenabfluss unterschiedlicher Landschaftsräume. Signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Lettern gekennzeichnet. Sind zwei Werte mit dem gleichen Letter bezeichnet, besteht kein signifikanter Unterschied. Die Konzentrationen sind an einer log₁₀-Skala dargestellt.

PO₄³⁻-P-concentrations in surface drainage discharge from the different landscapes. Significant differences are marked with different letters. The same letter indicates that no significant difference exists between the two values. The concentrations are shown on a log₁₀-scale.

**Abbildung 4**

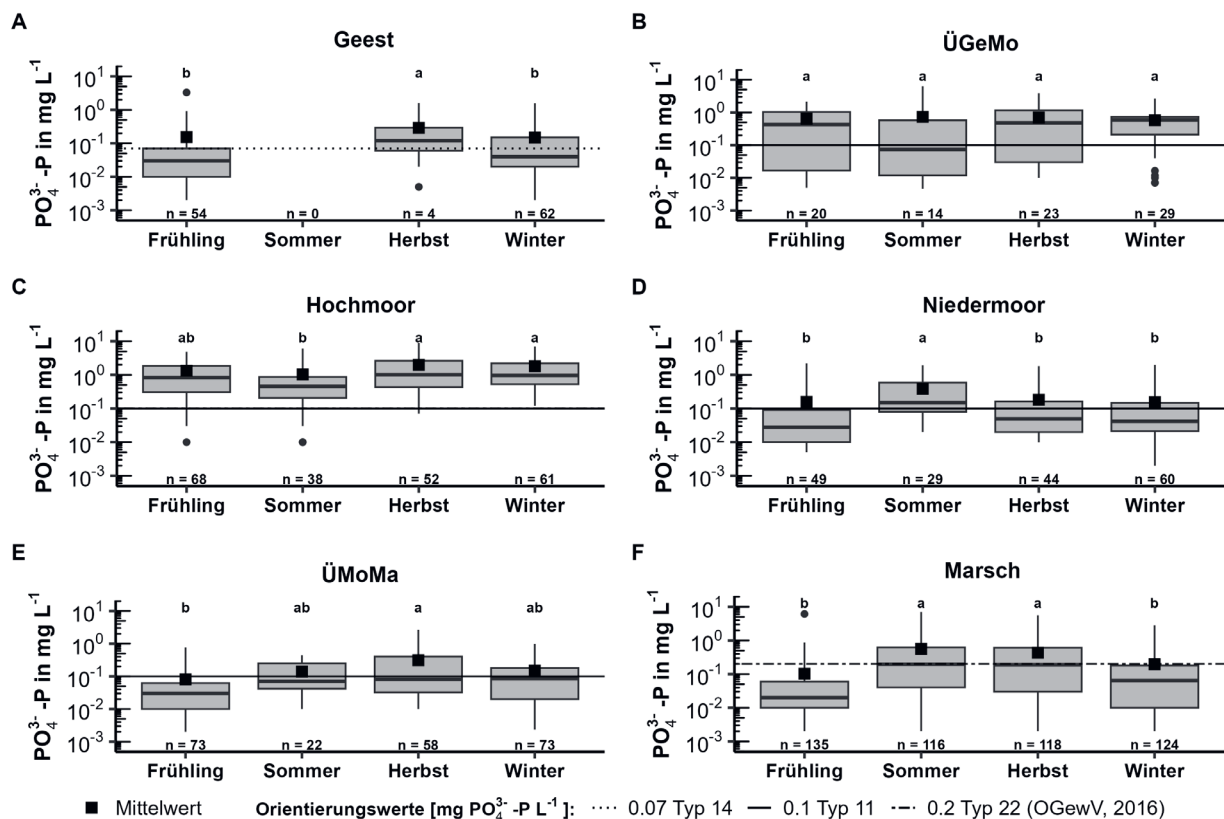
$PO_4^{3-}\text{-P}$ -Konzentrationen im Drainageabfluss unterschiedlicher Landschaftsräume. Signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Lettern gekennzeichnet. Sind zwei Werte mit dem gleichen Letter bezeichnet, besteht kein signifikanter Unterschied. Die Konzentrationen sind an einer log₁₀-Skala dargestellt.

$PO_4^{3-}\text{-P}$ -concentrations in drainage discharge from different landscapes. Significant differences are marked with different letters. The same letter indicates that no significant difference exists between the two values. The concentrations are shown on a log₁₀-scale.

**Abbildung 5**

$PO_4^{3-}\text{-P}$ -Konzentrationen in Gräben unterschiedlicher Landschaftsräume mit Orientierungswerten für ein gutes ökologisches Potenzial (Linien) (OGewV, 2016). Signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Lettern gekennzeichnet. Sind zwei Werte mit dem gleichen Letter bezeichnet, besteht kein signifikanter Unterschied. Die Konzentrationen sind an einer log₁₀-Skala dargestellt.

$PO_4^{3-}\text{-P}$ -concentrations in ditches from different landscapes with the orientation values for good ecological status (lines) (OGewV, 2016). Significant differences are marked with different letters. The same letter indicates that no significant difference exists between the two values. The concentrations are shown on a log₁₀-scale.

**Abbildung 6**

Jahreszeitlicher Unterschiede der $PO_4^{3-}\text{-P}$ -Konzentrationen in den Gräben der unterschiedlichen Landschaftsräume mit Orientierungswerten für ein gutes ökologisches Potenzial (Linien) (OGewV, 2016). Signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Lettern gekennzeichnet. Sind zwei Werte mit dem gleichen Letter bezeichnet, besteht kein signifikanter Unterschied. Die Konzentrationen sind an einer log₁₀-Skala dargestellt.

Seasonal changes of $PO_4^{3-}\text{-P}$ -concentrations in the ditches from different landscapes with the orientation values for good ecological status (lines) (OGewV, 2016). Significant differences are marked with different letters. The same letter indicates that no significant difference exists between the two values. The concentrations are shown on a log₁₀-scale.

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

4 Diskussion

4.1 Einfluss der P-Gehalte der Böden unterschiedlicher Landschaftsräume auf die Konzentrationen entlang der Austragspfade der Wässer

Die Hochmoorböden wiesen mit 178 mg P kg⁻¹ (MD) in 0 bis 60 cm u. GOK signifikant den höchsten pflanzenverfügbaren P-Gehalt im Vergleich zu den Böden anderer Landschaftsräume auf (Abb. 2). Damit haben sie das höchste Potenzial für die Verlagerung und den Austrag von P (MCDOWELL & SHARPLEY, 2001; SCHEFFER, 2002; SVANBÄCK et al., 2013). Die signifikanten Unterschiede zwischen Hoch- und Niedermoorböden spiegeln deren unterschiedliche P-Dynamik wider. Neben den grundsätzlich niedrigeren P-Düngegaben auf den Niedermoorflächen gegenüber den Hochmoorflächen (Tab. 1) werden zusammen mit dem P-Rückhalt durch Sorptions- und Fällungsprozesse die signifikant niedrigeren Gehalte in den Niedermoorböden bedingt (BLANKENBURG, 1983; BRIDGHAM et al., 1998; AMELUNG et al., 2018).

Aufgrund der dort vorhandenen P-Bindungsmöglichkeiten ähnelt die P-Dynamik der Niedermoorböden eher jener der Mineralböden (SCHEFFER, 2002). Dies lässt sich an den ähnlichen Gehalten an pflanzenverfügbaren P in den Böden der Geest, Marsch und Niedermoor erkennen, sowie in einer geringeren P-Verlagerungstendenz, die sich in signifikant höheren Gehalten an P in 0 bis 30 cm u. GOK als im Vergleich zu 30 bis 60 cm u. GOK zeigt (Abb. 2) (FOERSTER et al., 1985; SCHEFFER, 2002; GONZÁLEZ JIMÉNEZ et al., 2019). Grundsätzlich höher als in Mineralböden ist das P-Nachlieferungspotenzial in Moorböden durch die Torfmineralisation, die durch P-Düngung noch verstärkt wird (SCHEFFER et al., 1981; SCHEFFER & FOERSTER, 1991; SCHEFFER, 2002; WRIGHT & REDDY, 2001; BROUNS et al., 2016). Dabei ist das freiwerdende P insbesondere in den Hochmoorböden mangels Sorptionsmöglichkeiten direkt biologisch verfügbar (SCHEFFER et al., 1981; BRIDGHAM et al., 1998). Dementsprechend wurden auch in anderen Studien höhere P-Gehalte in bewirtschafteten (BROUNS et al., 2016) bzw. entwässerten (SÄURICH et al., 2019) Hochmoorböden gegenüber Niedermoorböden nachgewiesen.

Insgesamt ist die Düngung und Entwässerung der Hochmoorböden wahrscheinlich ursächlich für die ebenfalls signifikant höheren Gehalte an pflanzenverfügbaren P in 0 bis 30 cm im

Vergleich zu 30 bis 60 cm u. GOK, auch wenn Bindungspartner fehlen. Unterschiede zwischen den P-Gehalten in Geest- und Marschböden, die hier in der Tendenz auftraten, sind aller Wahrscheinlichkeit nach auf Nutzungsunterschiede zurückzuführen. Diese Unterschiede haben meist niedrigere P-Düngegaben in der Marsch zur Folge, was zusammen mit dem niedrigeren mittleren P-Saldo in niedrigeren Akkumulationsraten im Oberboden resultiert (HAYGRATH et al., 1998; SIMARD et al., 2000).

Die durch Düngung mit P angereicherten Oberböden werden über Gruppen entwässert. Beeinflusst durch die Intensität des Niederschlags interagiert der Oberflächenabfluss i. A. mit den ersten 5 cm des Oberbodens (SHARPLEY, 1985; SHARPLEY et al., 1996), in denen aufgrund mangelnder Düngereinwirkung gleichzeitig die höchsten P-Gehalte auftreten (SHARPLEY et al., 1994). Dies ist im Untersuchungsgebiet insbesondere im Zuge der Pralltellerausbringung der Fall. Da der P-Gehalt der Oberböden maßgeblichen Einfluss auf die Höhe der Austragskonzentrationen im Oberflächenabfluss hat (HAYGARTH et al., 1998; SHARPLEY et al., 2001), bilden die Gruppen künstliche präferenzielle Fließwege für den mit Nährstoffen aus dem Oberboden angereicherten Oberflächenabfluss (FOERSTER, 1998). Demensprechend spiegeln sich die höheren P-Gehalte der Böden der Geest in den signifikant höheren Konzentrationen der Abflüsse aus den Bedarfsgruppen der Geest sowie die im Vergleich niedrigeren P-Gehalte der Böden der Marsch in den niedrigeren Abflusskonzentrationen der Marschengruppen wider. Die P-Bodengehalte in den ÜMoMa sind geringer, aber es können trotzdem ähnliche oder sogar höhere Gehalte an pflanzenverfügbarem P angenommen werden. Das liegt zum einen daran, dass die Bewirtschaftungskennwerte der Böden der ÜMoMa denen der Marschböden ähneln. Zum anderen ist es darin begründet, dass die Böden der ÜMoMa generell höhere Gehalte an organischer Bodensubstanz haben, die ein erhöhtes P-Nachlieferungsportenzial (AMELUNG et al., 2018) sowie eine höhere P-Mobilität (Organik > 20 %) bedingt (DALY et al., 2001). Wenngleich kein statistischer Zusammenhang zwischen organischer Bodensubstanz und Gruppenabflusskonzentration nachgewiesen werden konnte, spiegelt sich der Einfluss in den tendenziell höheren Abflusskonzentrationen der ÜMoMa gegenüber der Marsch wider. Insgesamt bestätigen die vorliegenden Daten zu den Gruppenabflusskonzentrationen einen Einfluss der P-Gehalte im Boden zusammen mit den charakteristischen Eigenschaften der Böden und der Bewirtschaftung der unterschiedlichen Landschaftsräume auf den P-Austrag.

Für die Drainageabflusskonzentrationen konnte hingegen ein signifikanter Zusammenhang mit dem Gehalt an organischer Bodensubstanz nachgewiesen werden. Dies bestätigt die Feststellung, dass mit höheren Gehalten an organischer Substanz die P-Mobilität in den Böden ansteigt (HUE, 1991; DALY et al., 2001; SCHEFFER, 2002). In dieser Studie zeigt sich dieser Zusammenhang in der tendenziellen Abfolge der Drainageabflusskonzentrationen mit abnehmendem Gehalt an organischer Bodensubstanz über die Böden der Hochmoore, Niedermoor, Übergangstandorte und Geest. Neben dem hohen bodenbedingten Potenzial der entwässerten Hochmoorböden für P-Austräge leistet die Höhe der Düngung weitere Beiträge. Mit 11,8 mg P pro 100 g (MD) im Oberboden (0 bis 30 cm) wird der Schwellenwert von 11 mg P pro 100 mg Boden nach DL-Methode, ab dem die P-Düngung die voraussichtliche P-Abfuhr nicht überschreiten darf, leicht überschritten (DÜV, 2021). Folglich haben die Dün-

gegeben auf dem Niveau der mineralisch geprägten Standorte das zweithöchste positive P-Saldo von 10 kg P ha^{-1} in den Hochmoorböden bedingt. Wie in anderen Studien festgestellt (DALY et al., 2001; ROBERTS et al., 2017), unterlag mit hoher Wahrscheinlichkeit dieses positive P-Saldo aufgrund der fehlenden P-Speicherkapazitäten nahezu vollständig dem Eintrag in die Oberflächen- sowie Grundwasser. Dementsprechend reflektieren die hohen Drainageabflusskonzentrationen der Hochmoore sowohl die Bewirtschaftungs- als auch die Bodeneinflüsse auf die P-Austräge. Die signifikant niedrigeren P-Konzentrationen im Drainageabfluss der Niedermoore im Vergleich zum Hochmoor sind abermals durch die Bewirtschaftungs- und Standortunterschiede bedingt. Letzteres ist insbesondere entscheidend für die mineralisch geprägten Böden der Geest, die die niedrigsten Drainageabflusskonzentrationen aufwiesen. Dies ist begründet durch die Infiltration von Sickerwasser in tiefere Bodenschichten, wo gelöstes P entlang der Bodenpassagen im Unterboden sorbiert wird und so Austräge vermindert werden können (HEATHWAITE & DILS, 2000; SHARPLEY et al., 2001; SCHEFFER, 2002; DJODJIC et al., 2004; KLAIBER et al., 2020). Befinden sich im Unterboden hingegen Bodenschichten, die generell kaum Sorptionsmöglichkeiten besitzen oder die bereits P gesättigt sind, sind Austräge über Drainagen weiterhin erhöht (HOODA et al., 1999; DJODJIC et al., 2004). Dies gilt insbesondere für die Moore sowie die Übergangstandorte, wo der Unterboden durch einen hohen Gehalt an organischer Substanz geprägt ist, der die P-Sorption im Unterboden behindert und dafür sorgt, dass das P in größerem Umfang mobil bleibt (HUE, 1991; DALY et al., 2001).

Die Gräben der übrigen Landschaftsräume überschritten im Mittel die Orientierungswerte für den chemischen Parameter o-Phosphat-P, die laut der OGEVV (2016) für ein gutes ökologisches Potenzial der Gewässer erforderlich sind, während im Median mit Ausnahme der ÜGeMo- und Hochmoorgräben diese eingehalten werden. Wie im Boden und im Drainageabfluss wurden in den Hochmoorgräben signifikant die höchsten Konzentrationen nachgewiesen. Hochmoorstandorte haben somit den größten Einfluss auf die PO_4^{3-} -P-Konzentration in den Oberflächengewässern, gefolgt von den ÜGeMo-Gräben. Die ÜGeMo-Standorte wiesen im Mittel die höchsten P-Salden auf, welches möglicherweise Einfluss auf die erhöhten Grabenkonzentrationen hatte. Insgesamt enthielten die Drainageabflüsse signifikant höhere Konzentrationen als die Hochmoorgrabenwässer selbst. Dies ist aller Wahrscheinlichkeit nach auf das höhere Abflussvolumen zurückzuführen, das zusammen mit dem Mangel an Sorptions- und Fällungspartnern in den Gräben die Funktion als P-Senke beeinträchtigt (KRÖGER et al., 2008). Folglich kann das eingetragene P durch den hohen Abfluss zügig aus den Gräben abgeführt werden. Gleichzeitig besteht in der Abflussperiode auch in den Hochmoorgräben das Potenzial für P-Rückhalt durch lebende Grabenvegetation (KRÖGER et al., 2007; EVANS & JOHNES, 2004). Die übrigen Landschaftsräume wiesen wesentlich geringere, aber keine signifikanten Unterschiede in den Grabenwasserkonzentrationen auf, mit Ausnahme der Marschengräben, bei denen im Laufe der Abflussperiode signifikant höhere Konzentrationen als im Marschengruppenabfluss festgestellt wurden. Im Allgemeinen kann in die Gräben eingetragenes P akkumuliert und gelöstes P an 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 Bewirtschaftungspe-

rioden, sodass akkumuliertes P im Graben wie im Boden ohne weitere P-Zufuhr langfristig als P-Quelle wirken kann (SHARPLEY et al., 2001; VAN DER GRIFT et al., 2016; MOLONEY et al., 2020). Neben möglicherweise kurzfristig eingetragenen P werden nachfolgenderweise auch die Konzentration an gelöstem PO_4^{3-} -P aus Rücklösungsprozessen in der Grabenwassersäule nachgewiesen (VAN DER GRIFT et al., 2016). Höhere Grabenkonzentrationen der Marsch in der Abflussperiode können unter anderem auf Mineralisierungsprozesse von abgestorbener Grabenvegetation sowie Resorptionsprozesse im Laufe milder Winter zurückgeführt werden (BOERS & VAN HESE, 1988; VAN DER GRIFT et al., 2016). Folglich nehmen in den Gräben, in denen die Grabenkonzentrationen ähnlich hoch ausfielen wie die Abflusskonzentrationen, aller Wahrscheinlichkeit nach auch grabeninterne Prozesse Einfluss auf die P-Konzentrationen im Grabenwasser.

Insgesamt wurden landschaftsraumspezifische P-Gehalte im Boden sowie P-Konzentrationen in den Abflusswässern in Abhängigkeit von der Düngung nachgewiesen. Witterungsabhängige grabeninterne Prozesse beeinflussen die P-Konzentrationen in den Gräben über den landschaftsräumlichen Einfluss hinaus.

4.2 Unterschiede in den P-Konzentrationen der Abflusswässer in Abhängigkeit von der Entwässerungsmethode

Die niedrigsten PO_4^{3-} -P-Konzentrationen im Geest-Drainageabfluss stehen im Kontrast zu den höchsten Austragskonzentrationen über den Geest-Gruppenabfluss (Abb. 3 und 4). Die Konzentrationsunterschiede über die verschiedenen Entwässerungsmethoden sind dabei signifikant. Dies deckt sich mit Analysen von CHRISTIANSON et al. (2016) sowie mit Studien von FOERSTER (1998), HAYGARTH et al. (1998), HEATHWAITE & DILS (2000) und GELBRECHT et al. (2005), die ebenso höhere Konzentrationen an P im Oberflächenabfluss gegenüber Drainageabfluss feststellen konnten. Diese Ergebnisse heben die Bedeutung des Unterbodens als Retentionsraum für P hervor und bestätigen unter anderem die Studie von DJODJIC et al. (2004). Ebenso wird deutlich, dass die in der Geest oftmals eingesetzte Entwässerungsmethode der Bedarfgruppen ein besonderes Risiko für die P-Belastung der Oberflächengewässer darstellt. Für die ÜMoMa-Standorte wurden aufgrund der hohen Gehalte an organischer Substanz, die die Sorption im Unterboden beeinträchtigt (Kap. 4.1), keine signifikanten Unterschiede zwischen den Gruppen- und Drainageabflusskonzentrationen festgestellt. Dennoch liegt auch hier tendenziell eine höhere Konzentration im Gruppenabfluss gegenüber dem Drainageabfluss vor.

Generell weisen die Unterschiede zwischen den Entwässerungsmethoden darauf hin, dass – aufgrund der P-Retentionsmöglichkeiten durch die Bodenpassage – Drainagen den Gruppen vorzuziehen sind, sofern der Boden es zulässt.

4.3 Vergleich der Abflusskonzentrationen mit vorangegangenen Studien

Die in dieser Studie ermittelten Abflusskonzentrationen sind in der Regel niedriger als oder ähnlich den in älteren Studien ermittelten P-Konzentrationen. So wurden in der Studie von FOERSTER (1998) im Gruppenabfluss aus den Böden der Marsch mit im Mittel $0,9 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P L}^{-1}$ deutlich höhere Konzentrationen festgestellt als in dieser Studie mit im Mittel $0,15 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P L}^{-1}$. Aufgrund einer von FOERSTER (1998) angegebenen P_2O_5 -Versorgung, die der Gehaltsklasse C entspricht (LWK Niedersachsen,

2020), sind die Unterschiede in den Konzentrationen aller Wahrscheinlichkeit nach auf heute verwendete präzisere Ausbringungstechniken wie dem Schleppschuh zurückzuführen, die das Abschwemmungsrisiko von Nährstoffen in die Gräben senken.

Während für die Bedarfsgruppen der Geest keine Vergleichswerte vorliegen, stellten FOERSTER et al. (1985) in Dränabfluss unter Grünland unter einer Düngung mit Mineraldünger von $50 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ (ca. 22 kg P ha^{-1}) im Mittel $0,3 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P L}^{-1}$ fest. Folglich lag die P-Düngung noch unter jener, die im Mittel dieser Studie ermittelt wurde (Tab. 1). Dennoch liegen die Abflusskonzentrationen über die Drainagen in den Jahren 2019 bis 2022 im Mittel bei $0,02 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P L}^{-1}$ und damit deutlich unter den Werten aus den 1980ern. Dränwasseruntersuchungen in Sandböden der Geest in Ostfriesland zwischen 2006 und 2007 stellten ähnliche Konzentrationen mit $< 0,05 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P L}^{-1}$ fest (NLWKN, 2009b). Aufgrund fehlender Angaben zu P-Versorgung des Bodens und den Gehalten an organischer Substanz in der Studie von FOERSTER et al. (1985) liegt es dennoch nahe, dass die Konzentrationsunterschiede weniger durch die Düngung beeinflusst sind als durch die Eigenschaften und die allgemeine P-Versorgung des Bodens (FOERSTER, 1973).

Für Hochmoore maßen SCHEFFER et al. (1982) unter Hochmoorgrünland, gedüngt mit 61 kg P ha^{-1} Schweinegülle, in der Regel ca. $4,5$ bis $6 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P L}^{-1}$. Bestimmt wurde dabei gesamtlösliches P mit 5 bis 7 mg L^{-1} mit 90% o-Phosphat Anteil. Bei einer Mineraldüngung mit $80 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$, was ca. 35 kg P ha^{-1} entspricht, haben FOERSTER et al. (1985) $2,1 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P L}^{-1}$ im Drainageabfluss festgestellt, also ähnliche Konzentrationen wie in dieser Studie mit $2,9 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P L}^{-1}$ (MW) unter einer mittleren P-Zufuhr von 25 kg P ha^{-1} aus Rindergülle. Trotz der niedrigeren P-Düngung, vor allem im Vergleich zu der Studie von SCHEFFER et al. (1982), spiegeln die fortlaufend hohen P-Konzentrationen das hohe P-Austragsrisiko aus gedüngten Hochmoorböden wider.

Für die Abflusskonzentration aus den Drainagen der Niedermoorböden wurden in einer Studie von SCHEFFER & FOERSTER (1991) unter einer P-Zufuhr von $270 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ aus Rinder- und Schweinegülle, was ca. 119 kg P ha^{-1} entspricht, im Mittel $0,44 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P L}^{-1}$ ausgetragen. Kaum niedrigere P-Konzentrationen von im Mittel $0,3 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P L}^{-1}$ wurden in der vorliegenden Studie bei einer deutlich niedrigeren P-Zufuhr von 13 kg P ha^{-1} festgestellt. Dies hebt die Bedeutung der P-Nachlieferung aus dem nährstoffreichen Niedermoor torf hervor, die unter Gülledüngung noch verstärkt wird (SCHEFFER & FOERSTER, 1991).

4.4 Saisonale Variabilität der Grabenwasserkonzentrationen

Im Allgemeinen konnten die niedrigsten P-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 (Abb. 6A, D–F). Ganzjährig erhöhte Grabenkonzentrationen kamen im Hochmoor und hochmoorbeeinflussten ÜGeMo zustande, mit Konzentrationsrückgängen im Sommer (Abb. 6B und C).

Niedrigere Grabenkonzentrationen im Winter sind aller Wahrscheinlichkeit nach auf Verdünnungseffekte und im Frühjahr

zusätzlich auf P-Rückhalt durch Vegetationsaufnahme zurückzuführen (Abb. 6A, 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 (Dezember bis Februar) und Frühjahr (März bis Mai) in der Entwässerung aus einem Tieflandgebiet feststellen. Höhere P-Konzentrationen im Sommer sowie Herbst sind im Zuge geringeren Abflusses in den Gräben als Folge ausbleibender bzw. geringer Niederschläge vermutlich zum einen auf Rücklösungsprozesse unter anaeroben Bedingungen von im Grabensediment gespeicherten P und zum anderen auf die Mineralisierungsprozesse von organischer Substanz im Graben zurückzuführen, die die P-Aufnahme durch die Vegetation übersteigen (BOWES et al., 2003; VAN DER GRIFT et al., 2016). Dies wurde insbesondere in den Marschengraben (Abb. 6F), im Zuge der Entstehung von mächtigen Wasserlinsenteppichen im Sommer, beobachtet. Für die im Sommer trockenfallenden Geestgräben (Abb. 6A) sind die im Median orientierungswertüberschreitenden höheren P-Konzentrationen im Herbst naheliegenderweise auf den Beginn der Abflussperiode und das damit einhergehende erneute 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 Niedermoor, ist ein Einfluss durch die Einträge über die beginnende Abflussbildung im Herbst neben Rücklösungs- und Mineralisationsprozessen nicht auszuschließen (Abb. 6A–C, E und F). Im Gegensatz zu den anderen Landschaftsräumen traten im Hochmoor und in der Tendenz im ÜGeMo die niedrigsten Grabenkonzentrationen im Sommer auf (Abb. 6B und C). Aufgrund der fehlenden Retentionsmöglichkeiten der Hochmoorsubstrate, die sich folglich auch in der Grabensohle spiegeln, sind diese Konzentrationsrückgänge wahrscheinlich auf die Speicherung von P durch Grabenvegetation zurückzuführen (SCHEFFER et al., 1982; BOWES et al., 2003; KRÖGER et al., 2008). Durch die ebenfalls hohen Gehalte an organischer Substanz der ÜGeMo-Standorte (Abb. 6B; Tab. 1) ist dies mit hoher Wahrscheinlichkeit ebenso zutreffend.

Die Ergebnisse zeigen, dass sich die Eigenschaften der Böden, die an die Gräben angrenzen, in einer charakteristischen jahreszeitlichen Variabilität der P-Konzentrationen im Grabenwasser widerspiegeln. Diese ist jedoch weniger landschaftsraumspezifisch, sondern wahrscheinlicher beeinflusst durch die Möglichkeiten der an die Gräben angrenzenden Böden, P zurückzuhalten. Dementsprechend weisen die Gräben angrenzend an mineralisch geprägte Standorte wie Geest und Marsch sowie an Niedermoorstandorte, die über ein P-Rückhaltepotenzial verfügen, einen ähnlichen Jahresverlauf auf. Bedingt durch die Eigenschaften der Hochmoorböden zeichnet sich für diese ein anderer Jahresverlauf ab (Kap. 1 und 4.1). Im Hinblick auf die Übergangstandorte weisen die ÜMoMa-Standorte mit im Mittel 290 g kg^{-1} organischer Bodensubstanz eine ähnliche saisonale Variabilität entsprechend der mineralisch geprägten Standorte auf, während der Jahresverlauf an den Organik-reicheren ÜGeMo-Standorten mit 460 g kg^{-1} organischer Bodensubstanz in ihrem Jahresverlauf dem der Hochmoorstandorte ähneln (Tab. 1). Folglich wird deutlich, dass die Höhe des Gehalts an organischer Substanz der Böden nicht nur Einfluss auf die Abflusskonzentrationen nimmt, sondern auch auf die jahreszeitliche P-Dynamik in den Gräben (Kap. 4.1).

Insgesamt reflektiert die saisonale Variabilität den Wechsel der Funktion der Gräben als P-Senke durch Akkumulation und Sorption und als P-Quelle im Zuge von P-Freisetzung durch Rücklösungs- und Mineralisationsprozesse (VAN DER GRIFT et al., 2016; MOLONEY et al., 2020).

5 Schlussfolgerung

Charakteristische Böden der unterschiedlichen Landschaftsräume weisen eine bodenspezifische und durch die Düngung beeinflusste P-Dynamik auf. Diese wirkt sich in der Folge auf die Höhe der P-Austragskonzentrationen über Gruppen, Drainagen und Gräben aus. Im Vergleich der Vorjahre haben die P-Konzentrationen im Gruppenabfluss vor allem in der Marsch deutlich abgenommen. Im Drainageabfluss aus den Böden der Geest treten im Allgemeinen P-Konzentrationen unterhalb des Orientierungswertes auf. Sie bilden damit keinen Eintragsschwerpunkt in die Oberflächengewässer, während die Bedarfgruppen durch hohe Abflusskonzentrationen einen bedeutenden Austragspfad darstellen. Folglich kann der Verzicht auf den Einsatz von Bedarfgruppen in der Geest bereits P-Einträge in die Oberflächengewässer reduzieren.

Die Hoch- und Niedermoore weisen im Vergleich zu vorangegangenen Studien weiterhin hohe P-Konzentrationen im Drainageabfluss auf. Diese Ergebnisse stellen insbesondere die entwässerten und bewirtschafteten Hochmoore weiterhin als bedeutende Quelle für die Belastung der Oberflächengewässer mit P heraus. Auch die organo-mineralischen Standorte weisen auffällig hohe P-Konzentrationen vor allem über den Gruppenabfluss und in den Gräben auf, sodass nicht nur für Moore, sondern auch im Hinblick auf organo-mineralische Böden zukünftig Handlungsbedarf besteht.

Im Allgemeinen spiegeln die P-Konzentrationen der Gräben nicht unmittelbar die Abflusskonzentrationen aus den angrenzenden Flächen wider. Anhand der saisonalen Variabilität der P-Konzentrationen in den Gräben wird deutlich, dass auch grabeninterne Umsetzungsprozesse maßgeblich Einfluss nehmen. Dementsprechend kann nicht von den P-Konzentrationen in den Gräben auf die Austragskonzentrationen in Gruppen bzw. Drainagen und umgekehrt geschlossen werden. Dies ist insbesondere im Hinblick auf die Erfolgskontrolle von Maßnahmen zur Reduzierung von P-Einträgen zu berücksichtigen. Insgesamt werden landschaftsraumspezifische Maßnahmen, bspw. die Reduzierung der P-Zufuhr zur Senkung von P-Einträgen, auch im nordwestdeutschen Küstenraum voraussichtlich erst auf lange Sicht eine Reduzierung der P-Konzentrationen erzielen, was ein zeitnahes Handeln erforderlich macht.

Conclusion

Characteristic soils of different landscapes have soil-specific P dynamics that are influenced by fertilization. These dynamics subsequently influence the level of P in discharge from surface drainages, subsurface drainages and ditches. Compared to preceding studies, especially in the marsh, the P concentrations through surface drainages have decreased significantly. In general, there are negligible P concentrations in the subsurface drainage discharge from geest soils, while surface drainages, which are only used temporarily as needed, cause a significant discharge path due to high discharge concentrations. There-

fore, foregoing these surface drainages in the geest can already reduce P inputs into surface waters

Compared to previous studies, bogs and fens still show high P concentrations in the drainage discharge. This finding underlines that drained and agriculturally used bogs in particular pose a substantial threat of P pollution to surface waters. Accordingly, there is a need for action regarding peatlands, but also with regard to organo-mineral soils, which also cause high concentrations of P, particularly in surface drainage discharge and ditches.

In general, the P concentrations in ditches do not directly reflect the discharge concentrations of the adjacent sites. The seasonal variability of P concentrations in ditches shows that turnover processes within the ditches also have a significant influence on P concentrations. Accordingly, it is not possible to draw conclusions from the P concentrations in the ditches about the discharge concentrations in surface drainages or subsurface drainages and vice versa. This complication must be considered when monitoring the success of measures to reduce P inputs. Consequently, landscape-specific measures to reduce P inputs in the northwestern German coastal area, e.g. reducing P supply, will presumably achieve a reduction in P concentrations only in the long term. Therefore, prompt action is required.

Danksagung

Wir bedanken uns bei dem Projektträger für die Ermöglichung der vorliegenden Studie im Rahmen des Projektes „Waterbuddies“. Die Förderung des Vorhabens erfolgte aus Mitteln des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages. Die Projektträgerschaft lag bei der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) im Rahmen des Bundesprogramm Ökologischer Landbau. Unser Dank gilt darüber hinaus den KollegInnen von der LWK Niedersachsen für die Zurverfügungstellung der Bewirtschaftungsdaten, dem Grünlandzentrum Niedersachsen/Bremen für die Erstellung der Karte sowie allen weiteren mitwirkenden KollegInnen, StudentInnen und wissenschaftlichen Hilfskräften. Eine besondere Würdigung gebührt Prof. Luise Giani, Co-Autorin dieser Studie, die im Sommer 2024 verstorben ist. Sowohl die übrigen Autoren des Artikels als auch die Redaktion der HyWa möchten an dieser Stelle der Leistungen Prof. Gianis gedenken und unsere Dankbarkeit dafür ausgesprochen, mit ihr zusammengearbeitet zu haben.

Erklärung der Datenverfügbarkeit

Die während der aktuellen Studie erhobenen Daten zu Phosphat in Böden, Abflüssen und Gräben sowie zu den Gehalten an organischer Substanz der Böden stehen im Repositorium GFZ-Data-Services unter folgendem Link zur Verfügung: <https://doi.org/10.5880/fidgeo.2024.017>. Datensätze, die von Dritten zu Verfügung gestellt wurden und nicht öffentlich zugänglich sind, können nicht zu Verfügung gestellt werden.

Anschriften der Verfasser

Anna-Lena Rotenhagen, M. Sc.

Dr. Luise Giani †

Dr. Philipp Maurischat

Carl von Ossietzky Universität Oldenburg

Institut für Biologie und Umweltwissenschaften (FK V)

Ammerländer Heerstraße 114 – 118, 26129 Oldenburg

anna-lena.rotenhagen@uni-oldenburg.de
philipp.maurischat@uni-oldenburg.de

Literaturverzeichnis

- AMELUNG, W., H.-P. BLUME, H. FLEIGE, R. HORN, E. KANDELER, I. KÖGEL-KNABER, R. KRETZSCHMAR, K. STAHR & B.-M. WILKE (2018): Scheffer/Schachtschabel – Lehrbuch der Bodenkunde. Springer Spektrum.
- BENJAMINI, Y. & Y. HOCHBERG (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 der Gewässereutrophierung durch boden- und düngentechnische Maßnahmen. – *Göttinger Bodenkundliche Berichte*, 78.
- BOERS, P.C.M. & O. VAN HESE (1988): Phosphorus release from the peaty sediments of the Loosdrecht Lakes (The Netherlands). – *Water Research*, 22(3), 355–363. DOI: 10.1016/S0043-1354(88)90240-0.
- BOWES, M.J., W.A. HOUSE & R.A. HODGKINSON (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., H.P. JARVIE, S.J. HALLIDAY, R.A. SKEFFINGTON, A.J. WADE, M. LOEWENTHAL, E. GOZZARD, J.R. NEWMAN & E.J. PALMER-FELGATE (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.
- BRIDGHAM, S.D., K. UPDEGRAFF & J. PASTOR (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., J.A. KEUSKAMP, G. POTKAMP & J.T.A. VERHOEVEN (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., R.D. HARMEL, D. SMITH, M.R. WILLIAMS & K. KING (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., D. JEFFREY & H. TUNNEY (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/SUM2000055.
- DIN, Deutsches Institut für Normierung (Hrsg.): DIN EN ISO 6878:2004-09: Wasserbeschaffenheit – Bestimmung von Phosphor – Photometrisches Verfahren mittels Ammoniummolybdat (ISO 6878:2004). DOI: 10.31030/9552789.
- DINNO, A. (2015): Nonparametric pairwise multiple comparisons in independent groups using Dunn's test. – *The Stata Journal*, 15(1), 292–300. DOI: 10.1177/1536867X1501500117.
- DJODJIC, F., K. BÖRLING & L. BERGSTRÖM (2004): Phosphorus leaching in relation to soil type and soil phosphorus content. – *Journal of Environmental Quality*, 33(2): 678–684. DOI: 10.2134/jeq2004.6780.
- DUNN, O.J. (1964): Multiple comparisons using rank sums. – *Technometrics*, 6(3), 241–252. DOI: 10.2307/1266041.
- DÜV (2021): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen, Düngeverordnung. Geändert durch Art. 97 G v. 10.8.2021 (BGBl. I, 3436.) https://www.gesetze-im-internet.de/d_v_2017/D%C3%BCV.pdf. Zuletzt aufgerufen am 1. Juli 2023.
- DWD, Deutscher Wetterdienst (2024): Climate Data Center (CDC). Jahressumme der Stationsmessungen der Niederschlagshöhe in mm – Varel (5196). Deutscher Wetterdienst. <https://cdc.dwd.de/portal/202209231028/view1>. Zuletzt aufgerufen am 15. Februar 2024.
- 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. & P.J. JOHNES (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. (1988): Stoffgehalte und Stoffausträge im Dränwasser bei Grünland- und bei Ackernutzung in der nordwestdeutschen Geest. – *Kali-Briefe (Büntehof)*, 19(2), 169–184.
- FOERSTER, P. (1998): Stoffausträge im Oberflächenabfluss auf Grünland in der Marsch. Zentrum für Kulturtechnik und Landentwicklung, 39, 12–16. Blackwell Wissenschafts-Verlag.
- FOERSTER, P., B. SCHEFFER & H. NEUHAUS (1985): Dränwassergüte und Nährstoffaustrag im nordwestdeutschen Raum auf Marsch, Moor und Geest. – *Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft*, 136(2), 497–504.
- GELBRECHT, J., H. LENGSELD, R. PÖTHIG & D. OPITZ (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.
- GENTRY, L.E., M.B. DAVID, T.V. ROYER, C.A. MITCHELL & K.M. STARKS (2007): Phosphorus transport pathways to streams in tile-drained agricultural watersheds. – *Journal of Environmental Quality*, 36(2): 408–415. DOI: 10.2134/jeq2006.0098.
- GONZÁLEZ JIMÉNEZ, J.L., M.G. HEALY, W.M. ROBERTS & K. DALY (2018): Contrasting yield responses to phosphorus applications on mineral and organic soils from extensively managed grasslands: Implications for P management in high ecological status catchments. – *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 181(6): 861–869. DOI: 10.1002/jpln.201800201.
- GONZÁLEZ JIMÉNEZ, J.L., M.G. HEALY & K. DALY (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.
- GRANT, R., A. LAUBEL, B. KRONVANG, H.E. ANDERSEN, L.M. SVENDSEN & A. FLUGSANG (1996): Loss of dissolved and particulate phosphorus from arable catchments by subsurface drainage. – *Water Research*, 30(11): 2633–2642. DOI: 10.1016/S0043-1354(96)00164-9.
- HAYGARTH, P.M., L. HEPWORTH & S.C. JARVIS (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. & R.M. DILS (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.
- HEDDERICH, J. & L. SACHS (2020): Angewandte Statistik – Methodensammlung mit R. Springer Spektrum.
- HOODA, P.S., M. MOYNAGH, I.F. SVOBODA, A.C. EDWARDS, H.A. ANDERSON & G. SYM (1999): Phosphorus loss in drainflow from intensively managed grassland soils. – *Journal of Environmental Quality*, 28(4), 1235–1242. DOI: 10.2134/jeq1999.00472425002800040026x.
- 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.

- IEPEMA, G., N.J. HOEKSTRA, R. DE GOEDE, J. BLOEM, L. BRUSSAARD & J. VAN EEKEREN (2022): Extending grassland age for climate change mitigation and adaption on clay soils. – *European Journal of Soil Science*, 73(1), e13134. DOI: 10.1111/ejss.13134.
- KASSAMBARA, A. (2023): rstatix: Pipe-Friendly Framework for Basic Statistical Tests. R package version 0.7.2. <https://CRAN.R-project.org/package=rstatix>.
- KIEL, E., F. KASTNER, R. LÜHKEN, & M. SCHRÖDER, (2012): The invertebrate fauna of ditches in Northern Germany. – *Natur und Landschaft* 8: 347–350, Stuttgart.
- KING, K.W., M.R. WILLIAMS, M.L. MACRAE, N.R. FAUSEY, J. FRANKENBERGER, D.R. SMITH, P.J.A. KLEINMAN & L.C. BROWN (2015): Phosphorus transport in agricultural subsurface drainage: A review. – *Journal of Environmental Quality*, 44(2), 467–485. DOI: 10.2134/jeq2014.04.0163.
- KLAIBER, L.B., S.R. KRAMER & E.O. YOUNG (2020): Impacts of tile drainage on phosphorus losses from edge-of-field plots in the Lake Champlain Basin of New York. – *Water*, 12(2), 328. DOI: 10.3390/w12020328.
- KRÖGER, R., M.M. HOLLAND, M.T. MOORE & C.M. COOPER (2007): Plant senescence: A mechanism for nutrient release in temperate agricultural wetlands. – *Environmental Pollution*, 146(1), 114–119. DOI:10.1016/j.envpol.2006.06.005.
- KRÖGER, R., M.M. HOLLAND, M.T. MOORE & C.M. COOPER (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.
- LBEG, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie Niedersachsen (2024): NIBIS Kartenserver. Niederschlag-Klimabeobachtung 1991–2020. <https://nibis.lbeg.de/cardomap3/>. Zuletzt aufgerufen am 15. August 2023.
- LWK, Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2020): Empfehlung zur Grunddüngung (Stand September 2020). <https://www.lwk-niedersachsen.de/services/download.cfm?file=22858>. Zuletzt aufgerufen am 18. März 2022.
- LWK, Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2023): Nährstoffbericht für Niedersachsen 2021/2022. https://www.ml.niedersachsen.de/download/194064/Naehrstoffbericht_2021_2022.pdf. Zuletzt aufgerufen am 15. Januar 2024.
- MCDOWELL, R.W. & A.N. SHARPLEY (2001): Approximating phosphorus release from soils to surface runoff and subsurface drainage. – *Journal of Environmental Quality*, 30(2), 508–520. DOI: 10.2134/jeq2001.302508x.
- ML, Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2022): Bericht zur niedersächsischen Nutztierhaltung 2021. https://www.ml.niedersachsen.de/download/184193/Bericht_zur_niedersaechsichen_Nutztierhaltung_2021.pdf. Zuletzt aufgerufen am 9. März 2023.
- MONLONEY, T., O. FENTON & K. DALY (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.
- MURPHY, J. & J.P. RILEY (1962a): A single-solution method for the determination of soluble phosphate in sea water. – *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 37(1), 9–14. DOI: 10.1017/S0025315400014776.
- MURPHY, J. & J.P. RILEY (1962b): A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. – *Analytica Chimica Acta*, 27, 31–36. DOI: 10.1016/S0003-2670(00)88444-5.
- NEUHAUS, H. (1991): Stickstoff- und Phosphatmobilität bei Grünlandnutzung auf tonreichen Böden. Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (DVWK), 93, 41–63.
- NLWKN, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (2009a): Niedersächsischer Beitrag für den Bewirtschaftungsplan der Flussgebietsgemeinschaft Weser. https://www.nlwkn.niedersachsen.de/download/25761/Nds_Bei-trag_zum_Bewirtschaftungsplan_Weser.pdf. Zuletzt aufgerufen am 15. Januar 2024.
- NLWKN, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (2009b): EG Wasserrahmenrichtlinie. Dränwasseruntersuchungen an der Harle/Ostfriesland 2006/2007.
- NLWKN, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (2014): Oberirdische Gewässer Band 35, Gewässerüberwachungssystem Niedersachsen (GÜN). Nährstoffe in niedersächsischen Oberflächengewässern – Stickstoff und Phosphor. <https://www.nlwkn.niedersachsen.de/download/92683>. Zuletzt aufgerufen am 23. Februar 2023.
- NLWKN, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (2020): Oberirdische Gewässer 44. Gewässerüberwachungssystem Niedersachsen (GÜN). Nährstoffsituation der Binnengewässer in Niedersachsen – Gewässerüberwachung Niedersachsen und landesweite Modellierung. <https://www.nlwkn.niedersachsen.de/download/162207>. Zuletzt aufgerufen am 23. Februar 2023.
- OGEWV, Oberflächengewässerverordnung (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer. Zuletzt geändert durch Art. 2 Abs. 4 G v 9.12.2020 (BGBl. I S. 2873). https://www.gesetze-im-internet.de/ogewv_2016/OGewV.pdf. Zuletzt aufgerufen am 15. Februar 2021.
- OGLE, D.H., J.C. DOLL, A.P. WHEELER & A. DINNO (2023). FSA: Simple fisheries stock assessment methods. R package version 0.9.4. <https://CRAN.R-project.org/package=FSA>.
- OLV, Oldenburgischer Landesverein für Geschichte, Natur- und Heimatkunde e.V. & Biologische Schutzgemeinschaft Hunte Weser-Ems e.V. (BSH). (2015): Die Jade – Flusslandschaft am Jadebusen: Landes- und naturkundliche Beiträge zu einem Fluss zwischen Moor, Marsch und Meer. Isensee.
- POSIT TEAM (2023): RStudio: Integrated development environment for R. Posit Software. <http://www.posit.co/>.
- R CORE TEAM (2023): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>.
- RAUTERBERG, E. & H. OSSENBERG-NEUHAUS (1958): Phosphorsäurebestimmung nach der Molybdänblau-Methode mit Ascorbinsäure als Reduktionsmittel. – *Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung und Bodenkunde*, 82(1), 46–49.
- ROBERTS, W.M., J.L. GONZÁLEZ JIMÉNEZ, D.G. DOODY, P. JORDAN & K. DALY (2017): Assessing the risk of phosphorus transfer to high ecological status rivers: Integration of nutrient management with soil geochemical and hydrological conditions. – *Science of the Total Environment*, 589, 25–35. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.02.201.
- ROTENHAGEN, A.-L. & L. GIANI (2024): Phosphorus in soils, surface/ subsurface drainages and ditches from agricultural used grasslands of different landscape areas in NW-Germany. – GFZ Data Services. <https://doi.org/10.5880/fidgeo.2024.017>.
- SÄURICH, A., B. TIEMEYER, A. DON, S. FIEDLER, M. BECHTOLD, W. AMELUNG & A. FREIBAUER (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. (2002): Nährstoffe im Boden und Gewässerbelastung in Norddeutschland. – *Arbeitshefte Boden* 2002/3, 76–94.
- SCHEFFER, B. & J. BLANKENBURG (2004): Diffuse Nährstoffeinträge aus nordwestdeutschen Niederungsgebieten in Fließgewässer. – *Wasserwirtschaft*, 94(3), 30–34.

- SCHEFFER, B. & P. FOERSTER (1991): Zum Phosphataustrag aus einem vererdeten Niedermoorboden bei Gülleanwendung. – VDLUFA-Schriftenreihe, 33, 158-163.
- SCHEFFER, B., H. KUNTZE & R. BARTELS (1981): Zum Phosphataustrag aus mit Gülle gedüngtem Hochmoorboden. – Landwirtschaftliche Forschung: Zeitschrift des Verbandes Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, 38, 288-296.
- SHARPLEY, A.N., (1985): Depth of surface soil-runoff interaction as affected by rainfall, soil slope, and management. – Soil Science Society of America Journal, 49(4), 1010-1015. DOI: 10.2136/sssaj1985.03615995004900040044x.
- SHARPLEY, A.N., J.T. SIMS & G.M. PIERZYNSKI (1994): Innovative soil phosphorus availability indices: assessing inorganic phosphorus. – Soil Testing: Prospects for Improving Nutrient Recommendations 40, 115-142. DOI: 10.2136/sssaspecpub40.c7.
- SHARPLEY, A.N., T.C. DANIEL, J.T. SIMS & D.H. POTE (1996): Determining environmentally sound soil phosphorus levels. – Journal of Soil and Water Conservation, 51(2), 160-166.
- SHARPLEY, A.N., R.W. MCDOWELL & P.J.A. KLEINMAN (2001): Phosphorus loss from land to water: integrating agricultural and environmental management. – Plant and Soil, 237(2), 287-307. DOI:10.1023/A:1013335814593.
- SHORE, M., P. JORDAN, A.R. MELLAND, P.-E. MELLANDER, N. MCDONALD & G. SHORTLE (2016): Incidental nutrient transfers: Assessing critical times in agricultural catchments using high-resolution data. – Science of the Total Environment, 553, 404-415. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.02.085.
- SIMARD, R.R., S. BEAUCHEMIN & P.M. HAYGARTH (2000): Potential for preferential pathways of phosphorus transport. – Journal of Environmental Quality, 29(1), 97-105. DOI: 10.2134/jeq2000.00472425002900010012x.
- SPEARS, B.M., L. CARVALHO, R. PERKINS, A. KIRIKA & D.M. PATERSON (2007): Sediment phosphorus cycling in a large shallow lake: Spatio-temporal variation in phosphorus pools and release. – Hydrobiologia, 584, 37-48. DOI: 10.1007/s10750-007-0610-0.
- SVANBÄCK, A., B. ULÉN, A. ETANA, L. BERGSTRÖM, P.J.A. KLEINMAN & L. MATTSSON (2013): Influence of soil phosphorus and manure on phosphorus leaching in Swedish topsoils. – Nutrient Cycling in Agroecosystems, 96, 133-147. DOI: 10.1007/s10705-013-9582-9.
- UBA, Umweltbundesamt (2022): Die Wasserrahmenrichtlinie – Gewässer in Deutschland 2021. Fortschritte und Herausforderungen. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/221010_uba_fb_wasserrichtlinie_bf.pdf. Zuletzt aufgerufen am 18. März 2024.
- VAN DER GRIFT, B., H.P. BROERS, W. BERENDRECHT, J. ROZEMEIJER, L. OSTÉ & J. GRIFFIOEN (2016): High-frequency monitoring reveals nutrient sources and transport processes in an agriculture-dominated lowland water system. – Hydrology and Earth System Sciences, 20(5), 1851-1868. DOI: 10.5194/hess-20-1851-2016.
- VERHOEVEN, J.T.A., E. MALTBY & M.B. SCHMITZ (1990): Nitrogen and phosphorus mineralization in fens and bogs. – Journal of Ecology, 78(3), 713-726. DOI: 10.2307/2260894.
- VDLUFA, Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (1991): Bestimmung von Phosphor und Kalium im Doppel-Lactat (DL)-Auszug. Methodenbuch I des VDLUFA (A6.2.1.2.), VDLUFA-Verlag.
- WICKHAM, H. (2016): ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer.
- WRIGHT, A.L. & K.R. REDDY (2001): Heterotrophic microbial activity in Northern Everglades wetland soils. – Soil Science Society of America Journal, 65(6), 1856-1864. DOI:10.2136/sssaj2001.1856.