



# Innovative Komposte in Agroforstsystemen als kombinatorische Landnutzungsmaßnahme zur Vermeidung von Stickstoffausträgern (Inno-KompAgt)

## **ABSCHLUSSBERICHT**

Dr. Michael Kanzler<sup>1</sup>, Astrid Seemann<sup>2</sup>, Dr. Christian Böhm<sup>1</sup>, Dr. Thomas Sommer<sup>2</sup>, Jan Seidel<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Fachgebiet Bodenschutz und Rekultivierung, Konrad-Wachsmann-Alle 6, 03046 Cottbus

<sup>2</sup> Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V., Meraner Straße 10, 01217 Dresden

<sup>3</sup> Galle GmbH, Am Flugplatz Nr. 1, 03249 Sonnewalde / OT Großbahren

Mit einem Beitrag von Manuel Kunze<sup>4</sup> und Silvio Alich<sup>4</sup>

<sup>4</sup> Gewässerverband Spree-Neiße, Am Großen Spreeweher 8, 03044 Cottbus

Projektlaufzeit: 01.11.2017 bis 31.08.2021

Aktenzeichen der DBU: 33421/01 und 33421/02

Cottbus, Dezember 2021

# 1 Inhalt

Abbildungsverzeichnis.....	5
Tabellenverzeichnis.....	16
Zusammenfassung.....	18
1 Anlass und Zielsetzung .....	20
2 Forschungspartner u. methodische Herangehensweise .....	25
3 Bearbeitungsfelder .....	26
3.1 Inhalte der Bearbeitungsfelder .....	26
3.2 Arbeitshypothesen und Arbeitsschritte .....	26
4 Versuchsflächen, Versuchsdesign und Methoden .....	29
4.1 Lage und standörtliche Charakterisierung der Versuchsflächen .....	29
4.1.1 Lage der Versuchsflächen.....	29
4.1.2 Allgemeine standörtliche Charakterisierung der Untersuchungsflächen .....	29
4.1.3 Klimatische Kenngrößen während des Untersuchungszeitraumes .....	34
4.2 Bewirtschaftung während der Forschungsarbeiten.....	34
4.3 Übergeordnetes Versuchsdesign .....	37
4.3.1 Standort „Neu Sacro“ .....	37
4.3.2 Standort „Peickwitz“ .....	41
4.4 Probenahmen und laboranalytische Methoden.....	43
4.4.1 Ertragsuntersuchungen .....	43
4.4.2 Untersuchung und Probenahme der Laubkomposte .....	44
4.4.3 Bodenkundliche Untersuchungen.....	44
4.4.4 Untersuchungen des Sediments .....	46
4.4.5 Untersuchungen des Sickerwassers .....	47
4.4.6 Untersuchungen des Grundwassers .....	49
5 Düngungsmanagement und Stoffaustrag in der ungesättigten Zone .....	51
5.1 Herstellung und Eigenschaften der innovativen Laubkomposte.....	51
5.1.1 Einordnung des Standardkomposts.....	51
5.1.2 Erste Entwicklungsschritte der innovativen Laubkomposte .....	51
5.1.3 Zusammensetzung und Ausbringungsmengen ausgewählter Kompostvarianten in den Jahren 2019 und 2020 .....	58
5.2 Ausbringung der Laubkomposte.....	60
5.2.1 Standort „Neu Sacro“ .....	60
5.2.2 Standort „Peickwitz“ .....	64

5.3	Einfluss der Kompostwahl auf den Ertrag der Ackerkulturen und deren Nährstoffversorgung .....	65
5.3.1	Ackerkulturerträge am Standort „Neu Sacro“ .....	65
5.3.2	Ackerkulturerträge am Standort „Peickwitz“ .....	67
5.3.3	Nährstoffversorgung der Ackerfrüchte am Standort „Neu Sacro“ .....	69
5.3.4	Nährstoffversorgung der Ackerfrüchte am Standort „Peickwitz“ .....	73
5.4	Einfluss der Kompostwahl auf ausgewählte Bodenparameter .....	76
5.4.1	Bodenparameter am Standort „Neu Sacro“ im Untersuchungsjahr 2018 .....	76
5.4.1.4	Gehalt an heißwasserextrahierbarem organischen Kohlenstoff ( $HWC_{org}$ ) ....	79
5.4.1.5	Gehalt an heißwasserextrahierbarem Stickstoff ( $HWN_i$ ) .....	80
5.4.1.6	Gehalt an Nitratstickstoff ( $NO_3^-$ -N) .....	81
5.4.2	Bodenparameter am Standort „Neu Sacro“ in den Untersuchungsjahren 2019 und 2020 .....	82
5.4.2.4	Gehalt an heißwasserextrahierbarem organischen Kohlenstoff ( $HWC_{org}$ ) ....	85
5.4.2.5	Gehalt an heißwasserextrahierbarem Stickstoff ( $HWN_i$ ) .....	86
5.4.3	Bodenparameter am Standort „Peickwitz“ .....	88
5.4.3.4	Gehalt an heißwasserextrahierbarem organischen Kohlenstoff ( $HWC_{org}$ ) ....	91
5.4.3.5	Gehalt an heißwasserextrahierbarem Stickstoff ( $HWN_i$ ) .....	92
5.5	Einfluss der Kompostwahl auf die Verlagerung von Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen mit dem Sickerwasser am Standort „Neu Sacro“ .....	95
5.5.1	Hinweis zur Ergebnisdarstellung .....	95
5.5.2	Ergebnisse des Untersuchungszeitraumes 2018 bis Anfang 2019 .....	95
5.5.3	Ergebnisse des Untersuchungszeitraumes 2019 bis Anfang 2021 .....	102
5.6	Zusammenfassende Diskussion.....	110
5.6.1	Humusanreicherung .....	110
5.6.2	Nährstoffversorgung der Ackerkulturen .....	111
5.6.3	Ackerfruchterträge.....	112
5.6.4	Stickstofffreisetzung .....	112
5.6.5	Nitratauswaschung aus dem Oberboden.....	113
5.6.6	Unterschiede der Nitratverlagerung in einem Agroforstsystem .....	114
6	Grundwasserbeschaffenheit und Stoffumsetzung in der gesättigten Zone .....	115
6.1	Felduntersuchungen/Monitoring in der gesättigten Zone .....	115
6.1.1	Untersuchungsansatz und -methodik .....	115
6.1.2	Ergebnisse der Felduntersuchungen am Standort „Neu Sacro“ .....	125
6.1.3	Ergebnisse der Felduntersuchungen am Standort „Peickwitz“ .....	143

6.2	Batchversuche zum Denitrifikationspotential .....	146
6.2.1	Material und Methoden.....	146
6.2.2	Ergebnisse und Diskussion .....	148
6.3	1D Modellierung zur Bestimmung der Sickerwassermengen.....	157
6.3.1	Zielstellung der Modellierung.....	157
6.3.2	Softwareauswahl.....	157
6.3.3	Modellkonzept.....	158
6.3.4	Modellkalibrierung .....	161
6.3.5	Modellergebnisse .....	162
6.3.6	Ausblick Modellierung .....	164
6.4	Zusammenfassende Diskussion.....	165
6.4.1	Grundwasserfließgeschwindigkeiten .....	165
6.4.2	Natürliches Angebot an organischem Kohlenstoff .....	165
6.4.3	Einfluss der innovativen Komposte.....	166
6.4.4	Wirkung der Gehölzstreifen .....	166
7	Wirtschaftliche Bewertung und Umsetzungsvoraussetzungen.....	167
7.1	Kompostherstellung und -ausbringung .....	167
7.2	Vergleichende Kosten-Betrachtung zwischen konventionellem Düngungsmanagement und der Nutzung innovativer Laubkomposte .....	170
7.3	Bewertung der Voraussetzungen für einen verstärkten Einsatz von innovativen Laubkomposten in der praktischen Landwirtschaft.....	173
7.3.1	Rechtliche Aspekte .....	173
7.3.2	Wirtschaftliche Aspekte .....	174
7.3.3	Pflanzenbauliche Aspekte .....	174
7.3.4	Ökologische Aspekte.....	175
7.3.5	Zusammenfassende Bewertung.....	176
7.4	Bewertung der Umsetzungsvoraussetzungen für Agroforstsysteme auf landwirtschaftlicher Betriebsebene.....	176
7.5	Praktische Bedeutung von Agroforstgehölzstreifen als Gewässerrandstreifen für die Arbeit der Boden- und Wasserverbände .....	177
7.5.1	Hintergrund .....	177
7.5.2	Betrachtungsgebiet .....	178
7.5.3	Gewässerunterhaltung .....	179
7.5.4	Gewässerrandstreifen .....	181
7.5.5	Einfluss von Gewässerrandstreifen auf die Gewässerunterhaltung .....	184

7.5.6	Kostenabschätzung.....	185
7.5.7	Fazit der Bewertung durch den Gewässerverband Spree-Neiße.....	186
7.6	Zusammenfassende Diskussion.....	187
8	Öffentlichkeitsarbeit im Projekt Inno-KompAgt.....	189
8.1	Veranstaltungen.....	189
8.2	Tagungen.....	190
8.3	Printmedien.....	190
9	Fazit und Ausblick.....	192
9.1	Wirkung der Laubkomposte auf den Ertrag.....	192
9.2	Stofffreisetzungen und -umwandlungen.....	193
9.3	Wirkung der Agroforststreifen.....	195
	Danksagung.....	197
	Literaturverzeichnis.....	197
	Anhang 1 – Schichtenverzeichnisse der Mini-Pegel (MP).....	204
	Anhang 2 – Schichtenverzeichnisse der 10 m tiefen Grundwassermessstellen (GWM).....	216
	Anhang 3 – Kostenüberschlag für die Grabenpflege mit und ohne uferbegleitenden Gehölzstreifen.....	221

## Abbildungsverzeichnis

<b>Abbildung 1:</b> Agroforstsystem mit Kurzumtriebswirtschaft in Südbrandenburg (linkes Foto: Dirk Freese, rechtes Foto: Christian Böhm).....	22
<b>Abbildung 2:</b> Schematische Darstellung von Wirkungsmechanismen des Inno-KompAgT-Konzeptes auf die Ressourcen Boden und Grundwasser im Vergleich zur konventionellen Bewirtschaftung.....	24
<b>Abbildung 3:</b> Lage der Versuchsstandorte „Peickwitz“ und „Neu Sacro“ in der Untersuchungsregion Südbrandenburg (Luftbildquelle: Google Earth) .....	29
<b>Abbildung 4:</b> Profil einer a) Gley-Vega und einer b) Pseudogley-Vega am Versuchsstandort „Neu Sacro“ (Kanzler und Böhm 2015).....	30
<b>Abbildung 5:</b> Standort „Neu Sacro“ a) vor der Kollektivierung in den 1950iger Jahren, b) nach Zusammenlegung kleiner Ackerflächen zu einem großen Schlag und c) nach Etablierung der Agroforstgehölzstreifen (Luftbildquellen: Google Earth).....	31
<b>Abbildung 6:</b> Profil eines Braunerde-Regosols am Versuchsstandort „Peickwitz“ .....	32
<b>Abbildung 7:</b> Standort „Peickwitz“ a) vor und b) nach Etablierung der Agroforstgehölzstreifen (Luftbildquellen: Google Earth) .....	33
<b>Abbildung 8:</b> Monatliche Niederschlagssumme (NS, korrigiert), Grasreferenzverdunstung (ET <sub>0</sub> ; FAO-Penman-Monteith) und Klimatische Wasserbilanz (KWB; DIN 4049-3, korrigierter Niederschlag – Grasreferenzverdunstung) .....	34
<b>Abbildung 9:</b> Lage der Versuchsplots im nordöstlichen Teil des Agroforstsystems sowie der Grundwasserbeprobungsstellen am Standort „Neu Sacro“ (Luftbildquelle: Google Earth 2015) .....	37
<b>Abbildung 10:</b> a) Verortung der Saugkerzenanlagen und Aushebung der Leitungsgräben, b) Einbau der Saugkerzen am Ende der Leitungsgräben, c) eingebaute Saugkerzen in zwei unterschiedlichen Bodentiefen, d) Saugkerzenanlage mit Auffangflaschen und Vakuumpumpe (Fotos: Gabor Zamozy und Christian Böhm) .....	38
<b>Abbildung 11:</b> Lage der Vakuumpumpen mit Probenspeicher und Saugkerzen sowie Anordnung der Kompost-Ausbringungsplots im Bereich der Versuchsanlagen am Standort „Neu Sacro“ im Versuchsjahr 2018 (Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11); a) Übersicht, b) Detailbild (Skizzen sind nicht maßstabsgerecht; Luftbildquelle: Google Earth) .....	39
<b>Abbildung 12:</b> a) Rammsondierung zur Einrichtung einer Grundwasserentnahmestelle (MP) und b) fertiggestellte Grundwasserentnahmestellen mit 2 m und 3 m unter Geländeoberfläche (Fotos: Astrid Seemann).....	40
<b>Abbildung 13:</b> Lage und Anordnung der Kompost-Ausbringungsplots im Bereich der Saugkerzenanlagen am Standort „Neu Sacro“ a) im Versuchsjahr 2018 und b) ab dem Versuchsjahr 2019 (Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13 sowie Kapitel 5.1.3; Skizzen sind nicht maßstabsgerecht; Luftbildquelle: Google Earth) .....	40

<b>Abbildung 14:</b> a) Bohrung einer 10 m tiefen Grundwassermessstelle (GWM) und b) Bohrgut im Bereich des Filters (Fotos: Thomas Sommer).....	41
<b>Abbildung 15:</b> Versuchsplots am Standort „Peickwitz“ im Untersuchungsjahr 2018 (Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11; Skizze ist nicht maßstabsgerecht; Luftbildquelle: Google Earth) .....	42
<b>Abbildung 16:</b> Versuchsplots am Standort „Peickwitz“ ab dem Untersuchungsjahr 2019 sowie Lage der Grundwasserentnahmestellen (Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13; Skizze ist nicht maßstabsgerecht; Luftbildquelle: Google Earth) .....	42
<b>Abbildung 17:</b> Ursprungspartellen aus dem Versuchsdesign von 2018 am Standort „Neu Sacro“ (Abbildung 11) inklusive der beispielhaften Subplotverteilung für die Teilernte der Sonnenblumen im Jahr 2020.....	43
<b>Abbildung 18:</b> Teil der für das Forschungsprojekt Inno-KompAgt im November 2017 angesetzten Kompostmieten auf dem Hof der Galle GmbH im März 2018 .....	53
<b>Abbildung 19:</b> a) Gesamt-Kohlenstoffgehalt, b) Gesamt-Stickstoffgehalt und c) C/N-Verhältnis verschiedener Kompostvarianten (Bezeichnungen siehe Tabelle 6) im Verlauf des Rottungsprozesses von November 2017 bis April 2018 (n = 1) .....	54
<b>Abbildung 20:</b> Ammonium-Stickstoff- und Nitrat-Stickstoffgehalte verschiedener Kompostvarianten (Bezeichnungen siehe Tabelle 6) zu Beginn des Rottungsprozesses im November 2017 und am Ende des Rottungsprozesses im April 2018 (n = 1) .....	55
<b>Abbildung 21:</b> Gehalte an Gesamt-Stickstoff (N <sub>t</sub> ), heißwasserextrahierbarem Stickstoff (HWN <sub>org</sub> ) und mineralischem Stickstoff (N <sub>min</sub> ) verschiedener Kompostvarianten (Bezeichnungen siehe Tabelle 6) am Ende des Rottungsprozesses im April 2018.....	56
<b>Abbildung 22:</b> Manuelle Verteilung und oberflächliche Einarbeitung der Kompostvarianten auf den Versuchsplots am Standort „Neu Sacro“ im Frühjahr 2018 (Fotos: Michael Kanzler (oben), Christian Böhm (unten)) .....	61
<b>Abbildung 23:</b> Verteilung und oberflächliche Einarbeitung der Kompostvarianten mittels Mini-Radlader und harke auf den Versuchsplots am Standort „Neu Sacro“ im Frühjahr 2019 (Fotos: Michael Kanzler).....	62
<b>Abbildung 24:</b> Verteilung des Standardkomposts G1 mittels Radlader und Miststreuer am Standort „Neu Sacro“ im Herbst 2019 (Fotos: Michael Kanzler) .....	63
<b>Abbildung 25:</b> Verteilung der Kompostvarianten mittels Streufahrzeug (Unimog) und Streuteller auf den Versuchsplots am Standort „Neu Sacro“ im Frühjahr 2020 (Foto: Michael Kanzler).....	63
<b>Abbildung 26:</b> Verteilung der Kompostvarianten mittels Miststreuer am Standort „Peickwitz“ im Frühjahr 2018 (Foto: Christian Böhm).....	64
<b>Abbildung 27:</b> Erträge von a) Silomais 2018, b) Sommergerste 2019 und c) Sonnenblumen 2020 in Relation zum Referenzflächenertrag am Standort „Neu Sacro“ bei Anwendung verschiedener Kompostvarianten (Bezeichnungen siehe Tabelle 11 und Tabelle 13); die Darstellung der relativen Erträge erfolgte differenziert nach Ganzpflanzenertrag (G1 bis G4) und Kornertrag (G1_K bis G4_K); Säulen = Mittelwert, Fehlerbalken = Standardabweichung	

(n = 12 bei Silomais und Sonnenblume; n = 16 bei Sommergerste Ganzpflanze; n = 4 bei Sommergerste Korn); Buchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede in Bezug zur Referenzfläche .....66

**Abbildung 28:** Erträge von a) Silomais 2018, b) Winterroggen 2019 und c) Silomais mit Grünroggen (Zwischenfrucht) am Standort „Peickwitz“ bei Anwendung verschiedener Kompostvarianten bzw. Trockenmassekompostmengen (Bezeichnungen siehe Tabelle 11 und Tabelle 13) (n = 1).....68

**Abbildung 29:** Kohlenstoff-, Stickstoff-, Kalium-, Magnesium- und Phosphorgehalte von Silomais a) in den Blättern (Juni 2018) und b) in der Ganzpflanze (September 2018) am Standort „Neu Sacro“, differenziert nach Referenzfläche (Kontrolle) und verschiedenen Kompostvarianten (Bezeichnungen siehe Tabelle 11); Säulen = Mittelwert, Fehlerbalken = Standardabweichung (n = 8); Buchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den Versuchsgliedern.....70

**Abbildung 30:** Kohlenstoff-, Stickstoff-, Kalium-, Magnesium- und Phosphorgehalte von Sommergerste a) in den Blättern (Juni 2019) und b) im Korn (Juli 2019) am Standort „Neu Sacro“, differenziert nach Referenzfläche (Kontrolle) und verschiedenen Kompostvarianten (Bezeichnungen siehe Tabelle 11 und Tabelle 13); Säulen = Mittelwert, Fehlerbalken = Standardabweichung (n = 12); Buchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den Versuchsgliedern.....71

**Abbildung 31:** Kohlenstoff-, Stickstoff-, Kalium-, Magnesium- und Phosphorgehalte von Sonnenblume a) in den Kernen (September 2020) und b) im Stroh (September 2020) am Standort „Neu Sacro“, differenziert nach Referenzfläche (Kontrolle) und verschiedenen Kompostvarianten (Bezeichnungen siehe Tabelle 11 und Tabelle 13); Säulen = Mittelwert, Fehlerbalken = Standardabweichung (n = 4); Buchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den Versuchsgliedern .....72

**Abbildung 32:** Kohlenstoff-, Stickstoff-, Kalium-, Magnesium- und Phosphorgehalte im Korn von Winterroggen (Juli 2019) am Standort „Peickwitz“, differenziert nach Referenzfläche (Kontrolle) und verschiedenen Kompostvarianten bzw. -mengen (Bezeichnungen siehe Tabelle 11 und Tabelle 13) (n = 1).....73

**Abbildung 33:** Kohlenstoff-, Stickstoff-, Kalium-, Magnesium- und Phosphorgehalte im Silomais (September 2020) am Standort „Peickwitz“, differenziert nach Referenzfläche (Kontrolle) und verschiedenen Kompostvarianten bzw. -mengen (Bezeichnungen siehe Tabelle 11 und Tabelle 13) (n = 1).....75

**Abbildung 34:** pH-Werte und C/N-Verhältnisse im Oberboden der Kompostvarianten, unter Pappel sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Neu Sacro“ in 0-10 cm (a und b) sowie 10-30 cm (c und d) Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum April bis Oktober 2018 inkl. LOESS-Glättung (n = 4; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11).....76

**Abbildung 35:** Glühverlust im Oberboden der Kompostvarianten, unter Pappel sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Neu Sacro“ in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum April bis Oktober 2018 inklusive dem Standardfehler (nach Modellannahmen angepasst); unterschiedliche Buchstaben stehen für

statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , ANOVA mit dem Post-Hoc Sidak-Test) Abweichungen zwischen den Untersuchungszeiträumen der einzelnen Versuchsvarianten ( $n = 4$ ; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11) .....77

**Abbildung 36:** Gehalte an organischem Kohlenstoff ( $C_{org}$ ) im Oberboden der Kompostvarianten, unter Pappel sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Neu Sacro“ in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum April bis Oktober 2018 inklusive dem Standardfehler (nach Modellannahmen angepasst); unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , ANOVA mit dem Post-Hoc Sidak-Test) Abweichungen zwischen den Untersuchungszeiträumen der einzelnen Versuchsvarianten ( $n = 4$ ; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11) .....78

**Abbildung 37:** Gehalte an heißwasserlöslichem organischen Kohlenstoff ( $HWC_{org}$ ) im Oberboden der Kompostvarianten, unter Pappel sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Neu Sacro“ in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum April bis Oktober 2018 inklusive dem Standardfehler (nach Modellannahmen angepasst); unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , ANOVA mit Post-Hoc Sidak-Test) Abweichungen zwischen den Untersuchungszeiträumen der einzelnen Versuchsvarianten ( $n = 4$ ; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11) .....79

**Abbildung 38:** Gehalte an heißwasserlöslichem Stickstoff ( $HWN_t$ ) im Oberboden der Kompostvarianten, unter Pappel sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Neu Sacro“ in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum April bis Oktober 2018 inklusive dem Standardfehler (nach Modellannahmen angepasst); unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , ANOVA mit dem Post-Hoc Sidak-Test) Abweichungen zwischen den Untersuchungszeiträumen der einzelnen Versuchsvarianten ( $n = 4$ ; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11) .....80

**Abbildung 39:** Gehalte an Nitratstickstoff ( $NO_3^-$ -N) im Oberboden der Kompostvarianten, unter Pappel sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Neu Sacro“ in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum April bis Oktober 2018 inklusive dem Standardfehler (nach Modellannahmen angepasst); unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , ANOVA mit dem Post-Hoc Sidak-Test) Abweichungen zwischen den Untersuchungszeiträumen der einzelnen Versuchsvarianten ( $n = 4$ ; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11).....81

**Abbildung 40:** pH-Werte und C/N-Verhältnisse im Oberboden der Kompostvarianten, unter Pappel sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Neu Sacro“ in 0-10 cm (a und b) sowie 10-30 cm (c und d) Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum April 2019 bis Oktober 2020 inkl. LOESS-Glättung ( $n = 4$ ; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13 bzw. TP = Substrat, anlehnend an Terra preta (vgl. Kapitel 5.1.3)) .....82

**Abbildung 41:** Glühverlust im Oberboden der Kompostvarianten, unter Pappel sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Neu Sacro“ in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum April 2019 bis Oktober 2020 inklusive

dem Standardfehler (nach Modellannahmen angepasst); unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , ANOVA mit dem Post-Hoc Sidak-Test) Abweichungen zwischen den Untersuchungszeiträumen der einzelnen Versuchsvarianten ( $n = 4$ ; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13 bzw. TP = Substrat, anlehnend an Terra preta (vgl. Kapitel 5.1.3)) .....83

**Abbildung 42:** Gehalte an organischem Kohlenstoff ( $C_{org}$ ) im Oberboden der Kompostvarianten, unter Pappel sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Neu Sacro“ in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum April 2019 bis Oktober 2020 inklusive dem Standardfehler (nach Modellannahmen angepasst); unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , ANOVA mit dem Post-Hoc Sidak-Test) Abweichungen zwischen den Untersuchungszeiträumen der einzelnen Versuchsvarianten ( $n = 4$ ; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13 bzw. TP = Substrat, anlehnend an Terra preta (vgl. Kapitel 5.1.3)) .....84

**Abbildung 43:** Gehalte an heißwasserlöslichem organischen Kohlenstoff ( $HWC_{org}$ ) im Oberboden der Kompostvarianten, unter Pappel sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Neu Sacro“ in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum April 2019 bis Oktober 2020 inklusive dem Standardfehler (nach Modellannahmen angepasst); unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , ANOVA mit dem Post-Hoc Sidak-Test) Abweichungen zwischen den Untersuchungszeiträumen der einzelnen Versuchsvarianten ( $n = 4$ ; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13 bzw. TP = Substrat, anlehnend an Terra preta (vgl. Kapitel 5.1.3)) .....85

**Abbildung 44:** Gehalte an heißwasserlöslichem Stickstoff ( $HWN_t$ ) im Oberboden der Kompostvarianten, unter Pappel sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Neu Sacro“ in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum April 2019 bis Oktober 2020 inklusive dem Standardfehler (nach Modellannahmen angepasst); unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , ANOVA mit dem Post-Hoc Sidak-Test) Abweichungen zwischen den Untersuchungszeiträumen der einzelnen Versuchsvarianten ( $n = 4$ ; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13 bzw. TP = Substrat, anlehnend an Terra preta (vgl. Kapitel 5.1.3)) .....86

**Abbildung 45:** Gehalte an Nitratstickstoff ( $NO_3^-$ -N) im Oberboden der Kompostvarianten, unter Pappel sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Neu Sacro“ in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum April 2019 bis Oktober 2020 inklusive dem Standardfehler (nach Modellannahmen angepasst); unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , ANOVA mit dem Post-Hoc Sidak-Test) Abweichungen zwischen den Untersuchungszeiträumen der einzelnen Versuchsvarianten ( $n = 4$ ; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13 bzw. TP = Substrat, anlehnend an Terra preta (vgl. Kapitel 5.1.3)).....87

**Abbildung 46:** pH-Werte und C/N-Verhältnisse im Oberboden der am Standort „Peickwitz“ untersuchten Kompost(mengen)varianten sowie der Kontrollvariante in 0-10 (a und b) sowie 10-30 cm (c und d) Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum August

2018 bis August 2020 inkl. LOESS-Glättung (n = 3; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13; 10 t bzw. 30 t = 10 t bzw. 30 t Trockenmassekompost) ....89

**Abbildung 47:** Glühverlust im Oberboden der Kompostvarianten sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Peickwitz“ in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum August 2018 bis August 2020 inklusive dem Standardfehler (nach Modellannahmen angepasst); unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , ANOVA mit dem Post-Hoc Sidak-Test) Abweichungen zwischen den Untersuchungszeiträumen der einzelnen Versuchsvarianten (n = 3; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13; 10 t bzw. 30 t = 10 t bzw. 30 t Trockenmassekompost) .....90

**Abbildung 48:** Gehalte an organischem Kohlenstoff ( $C_{org}$ ) im Oberboden der Kompostvarianten sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Peickwitz“ in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum August 2018 bis August 2020 inklusive dem Standardfehler (nach Modellannahmen angepasst); unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , ANOVA mit dem Post-Hoc Sidak-Test) Abweichungen zwischen den Untersuchungszeiträumen der einzelnen Versuchsvarianten (n = 3; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13; 10 t bzw. 30 t = 10 t bzw. 30 t Trockenmassekompost) .....91

**Abbildung 49:** Gehalte an heiswasserlöslichem organischen Kohlenstoff ( $HWC_{org}$ ) im Oberboden der Kompostvarianten sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Peickwitz“ in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum August 2018 bis August 2020 inklusive dem Standardfehler (nach Modellannahmen angepasst); unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , ANOVA mit dem Post-Hoc Sidak-Test) Abweichungen zwischen den Untersuchungszeiträumen der einzelnen Versuchsvarianten (n = 3; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13; 10 t bzw. 30 t = 10 t bzw. 30 t Trockenmassekompost) .....92

**Abbildung 50:** Gehalte an heiswasserlöslichem Stickstoff ( $HWC_{org}$ ) im Oberboden der Kompostvarianten sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Peickwitz“ in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum August 2018 bis August 2020 inklusive dem Standardfehler (nach Modellannahmen angepasst); unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , ANOVA mit dem Post-Hoc Sidak-Test) Abweichungen zwischen den Untersuchungszeiträumen der einzelnen Versuchsvarianten (n = 3; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13; 10 t bzw. 30 t = 10 t bzw. 30 t Trockenmassekompost) .....93

**Abbildung 51:** Gehalte an Nitratstickstoff ( $NO_3^-$ -N) im Oberboden der Kompostvarianten sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Peickwitz“ in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum August 2018 bis August 2020 inklusive dem Standardfehler (nach Modellannahmen angepasst); unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , ANOVA mit dem Post-Hoc Sidak-Test) Abweichungen zwischen den Untersuchungszeiträumen der einzelnen Versuchsvarianten (n = 3; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13; 10 t bzw. 30 t = 10 t bzw. 30 t Trockenmassekompost) .....94

**Abbildung 52:** Allgemeingültige Legende der in Kapitel 5.5 dargestellten Box-Plots .....95

**Abbildung 53:** Tägliche Niederschlagsmenge (NS, korrigierte Messwerte nach Richter 1995) im Untersuchungszeitraum März 2018 bis März 2019 auf der Versuchsfläche „Neu Sacro“; auf der rechten Ordinatennachse sind die modellierten Sickerwassermengen in 50 cm (SW1) und 100 cm (SW2) Bodentiefe unter Berücksichtigung der potentiellen Evapotranspiration (ET<sub>0</sub>) bzw. der Wasseraufnahme der angebauten Nutzpflanzen dargestellt (K = Komposteinsatz, SG = Sommergerste) .....95

**Abbildung 54:** Gemessene pH-Werte und elektrische Leitfähigkeit (EC) inkl. LOESS-Glättung im Sickerwasser der Versuchsvarianten in 50 cm (a bzw. c) und 100 cm (b bzw. d) Bodentiefe im Untersuchungszeitraum März 2018 bis März 2019 auf der Versuchsfläche „Neu Sacro“ (K = Kontrolle, konventionelle Düngung; PP = Pappelstreifen; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11) .....96

**Abbildung 55:** Gemessene NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N-Konzentrationen im Sickerwasser; dargestellt sind alle Messwerte inkl. LOESS-Glättung in a) 50 cm und b) 100 cm Bodentiefe der Versuchsvarianten im Untersuchungszeitraum April 2018 bis März 2019 auf der Versuchsfläche „Neu Sacro“; die Boxplotgrafiken c) und d) spiegeln die statistische Verteilung der Messwerte je Versuchsvariante im gesamten Untersuchungszeitraum in 50 und 100 cm Bodentiefe wider. Unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , Wilcoxon-Rangsummentest mit Bonferroni-Korrektur) Abweichungen zwischen den Versuchsvarianten (K = Kontrolle, konventionelle Düngung; PP = Pappelstreifen; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11) .....97

**Abbildung 56:** Gemessene DOC-Konzentration im Sickerwasser; dargestellt sind alle Messwerte inkl. LOESS-Glättung in a) 50 cm und b) 100 cm Bodentiefe der Versuchsvarianten im Untersuchungszeitraum April 2018 bis März 2019 auf der Versuchsfläche „Neu Sacro“; die Boxplotgrafiken c) und d) spiegeln die statistische Verteilung der Messwerte je Versuchsvariante im gesamten Untersuchungszeitraum in 50 und 100 cm Bodentiefe wider. Unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , Wilcoxon-Rangsummentest mit Bonferroni-Korrektur) Abweichungen zwischen den Versuchsvarianten (K = Kontrolle, konventionelle Düngung; PP = Pappelstreifen; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11) .....99

**Abbildung 57:** Gemessene DON-Konzentration im Sickerwasser; dargestellt sind alle Messwerte inkl. LOESS-Glättung in a) 50 cm und b) 100 cm Bodentiefe der Versuchsvarianten im Untersuchungszeitraum April 2018 bis März 2019 auf der Versuchsfläche „Neu Sacro“; die Boxplotgrafiken c) und d) spiegeln die statistische Verteilung der Messwerte je Versuchsvariante im gesamten Untersuchungszeitraum in 50 und 100 cm Bodentiefe wider. Unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , Wilcoxon-Rangsummentest mit Bonferroni-Korrektur) Abweichungen zwischen den Versuchsvarianten (K = Kontrolle, konventionelle Düngung; PP = Pappelstreifen; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11) .....100

**Abbildung 58:** Berechneter flächenbezogener NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N-Austrag mit dem Sickerwasser; dargestellt sind alle Messwerte inkl. LOESS-Glättung in a) 50 cm und b) 100 cm Bodentiefe der Versuchsvarianten im Untersuchungszeitraum April 2018 bis März 2021 am Versuchsstandort „Neu Sacro“. Die Grafiken c) und d) spiegeln die Mittelwerte inkl.

Standardfehler der  $\text{NO}_3^-$ -N-Frachten je Versuchsvariante in 50 bzw. 100 cm Bodentiefe wider. Die Boxplotgrafiken zeigen die statistische Verteilung der Messwerte je Versuchsvariante im Untersuchungszeitraum in 50 (e) und 100 cm (f) Bodentiefe. Auf eine statistische Auswertung der Mittelwertunterschiede wurde aufgrund der unterschiedlichen Anzahl an Stichproben (bedingt durch texturbedingter Unterschiede bei der Sickerwassergewinnung in den einzelnen Versuchsplots) verzichtet. Unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , Wilcoxon-Rangsummentest mit Bonferroni-Korrektur) Abweichungen zwischen den Versuchsvarianten (K = Kontrolle, konventionelle Düngung; PP = Pappelstreifen; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11) ..... 101

**Abbildung 59:** Aufsummierte Messwerte der täglichen Niederschläge (NS, korrigierte Messwerte nach Richter 1995) im Untersuchungszeitraum März 2019 bis März 2021 auf der Versuchsfläche „Neu Sacro“; auf der rechten Ordinatenachse sind die anfallenden Sickerwassermengen in 50 cm (SW1) und 100 cm (SW2) Bodentiefe unter Berücksichtigung der Wasseraufnahme bzw. potentiellen Evapotranspiration ( $\text{ET}_0$ ) der angebauten Nutzpflanzen dargestellt (K = Komposteinsatz) ..... 102

**Abbildung 60:** Gemessene pH-Werte und elektrische Leitfähigkeit (EC) inkl. LOESS-Glättung im Sickerwasser der Versuchsvarianten in 50 cm (a bzw. c) und 100 cm (b bzw. d) Bodentiefe im Untersuchungszeitraum März 2019 bis März 2021 auf der Versuchsfläche „Neu Sacro“ (K = Kontrolle, konventionelle Düngung; PP = Pappelstreifen; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13) ..... 103

**Abbildung 61:** Gemessene  $\text{NO}_3^-$ -N-Konzentrationen im Sickerwasser; dargestellt sind alle Messwerte inkl. LOESS-Glättung in a) 50 cm und b) 100 cm Bodentiefe der Versuchsvarianten im Untersuchungszeitraum März 2019 bis März 2021 auf der Versuchsfläche „Neu Sacro“; die Boxplotgrafiken c) und d) spiegeln die statistische Verteilung der Messwerte je Versuchsvariante im gesamten Untersuchungszeitraum in 50 und 100 cm Bodentiefe wider. Unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , Wilcoxon-Rangsummentest mit Bonferroni-Korrektur) Abweichungen zwischen den Versuchsvarianten (K = Kontrolle, konventionelle Düngung; PP = Pappelstreifen; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13) ..... 104

**Abbildung 62:** Gemessene DOC-Konzentration im Sickerwasser; dargestellt sind alle Messwerte inkl. LOESS-Glättung in a) 50 cm und b) 100 cm Bodentiefe der Versuchsvarianten im Untersuchungszeitraum März 2019 bis März 2021 auf der Versuchsfläche „Neu Sacro“; die Boxplotgrafiken c) und d) spiegeln die statistische Verteilung der Messwerte je Versuchsvariante im gesamten Untersuchungszeitraum in 50 und 100 cm Bodentiefe wider. Unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , Wilcoxon-Rangsummentest mit Bonferroni-Korrektur) Abweichungen zwischen den Versuchsvarianten (K = Kontrolle, konventionelle Düngung; PP = Pappelstreifen; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13) ..... 105

**Abbildung 63:** Gemessene DON-Konzentration im Sickerwasser; dargestellt sind alle Messwerte inkl. LOESS-Glättung in a) 50 cm und b) 100 cm Bodentiefe der Versuchsvarianten im Untersuchungszeitraum März 2019 bis März 2021 auf der Versuchsfläche „Neu Sacro“; die Boxplotgrafiken c) und d) spiegeln die statistische Verteilung der Messwerte je Versuchsvariante im gesamten Untersuchungszeitraum in 50 und 100 cm Bodentiefe wider. Unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , Wilcoxon-

Rangsummentest mit Bonferroni-Korrektur) Abweichungen zwischen den Versuchsvarianten (K = Kontrolle, konventionelle Düngung; PP = Pappelstreifen; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13) .....107

**Abbildung 64:** Berechneter flächenbezogener  $\text{NO}_3\text{-N}$  Austrag; dargestellt sind alle Messwerte inkl. LOESS-Glättung in a) 50 cm und b) 100 cm Bodentiefe der Versuchsvarianten im Untersuchungszeitraum März 2019 bis März 2021 am Versuchsstandort „Neu Sacro“; die Boxplotgrafiken c) und d) spiegeln die statistische Verteilung der Messwerte je Versuchsvariante im gesamten Untersuchungszeitraum in 50 und 100 cm Bodentiefe wider; unterschiedliche Buchstaben stehen hierbei für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , Wilcoxon-Rangsummentest mit Bonferroni-Korrektur) Abweichungen zwischen den Versuchsvarianten (K = Kontrolle, konventionelle Düngung PP = Pappelstreifen; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13) .....108

**Abbildung 65:** Berechneter flächenbezogener  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austrag; dargestellt als Medianwerte (inkl. der mittleren absoluten Abweichung vom Median) im Sickerwasser der Versuchsvarianten in 50 cm (a und b) sowie in 100 cm Bodentiefe (c und d); auf eine statistische Auswertung wurde aufgrund der unterschiedlichen Anzahl an Stichproben (bedingt durch texturbedingter Unterschiede bei der Sickerwassergewinnung in den einzelnen Versuchsplots) verzichtet (K = Kontrolle, konventionelle Düngung; PP = Pappelstreifen; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13).....109

**Abbildung 66:** Abbaukinetiken im thermodynamisch geschlossenen System .....118

**Abbildung 67.** Übersicht über die Grundwassermessstellen (GWM, GP, MP) auf der Versuchsfläche „Neu Sacro“ .....119

**Abbildung 68:** Isohypsenplan auf Basis der Grundwasserstände am 24.09.2019 zur Ermittlung des hydraulischen Gradienten  $i$  (Luftbildquelle: Google Earth) .....120

**Abbildung 69:** Versuchsaufbau der Tracer-Eingabe in Messstelle GP10 am 29.03.2021 bei „Neu Sacro“ (Foto: Astrid Seemann) .....121

**Abbildung 70:** Berechneter Konzentrationsverlauf von Chlorid und Natrium in 7 Metern Entfernung von der Einleitungsmessstelle GP10 für Chlorid und Natrium mit jeweils 0m und 1m Abweichung in y-Richtung .....122

**Abbildung 71:** Verdünnungsreihe des Tracers mit gemessenen elektrischen Leitfähigkeiten in Abhängigkeit des Verdünnungsgrads .....123

**Abbildung 72:** Gruppierung der MP für die Auswertung (vgl. Abbildung 67, S. 107) .....124

**Abbildung 73:** Entwicklung der elektrischen Leitfähigkeit [ $\mu\text{S cm}^{-1}$ ] in der Eingabemessstelle GP10 nach Eingabe .....125

**Abbildung 74:** Konzentrationsverläufe von DOC, Nitrat-N und Sulfat [ $\text{mg l}^{-1}$ ] sowie der Grundwasserstand [mNN] der GWM 1 bis 5.....127

**Abbildung 75:** Konzentrationsverlauf von Nitrat-N [ $\text{mg l}^{-1}$ ] der MP Messstellen in systematischer Anordnung wie auf dem Versuchsfeld mit einheitlicher y-Achse.....128

**Abbildung 76:** Konzentrationsverlauf von Nitrat-N [ $\text{mg l}^{-1}$ ] der MP Messstellen in systematischer Anordnung wie auf dem Versuchsfeld mit variabler y-Achse.....128

<b>Abbildung 77:</b> Zeitreihen von gemittelten Nitrat-N Konzentrationen an den Sickerwasserplots I bis IV (Mittelwerte der Messwerte der Saugkerzen A, B, C und D je Tiefenstufe in 50 cm (blaue Sterne) und 100 cm (gelbe Rauten)) und den gemessenen Nitrat-N Konzentrationen an den Minipegeln in Reihe 2 in 3 m Tiefe (rote Dreiecke) .....	130
<b>Abbildung 78:</b> Gemittelte Nitrat-N-Konzentrationen in den Sickerwassermessstellen in 50 und 100 cm des Plots IV sowie in dem Minipegel MP IV/2 im ersten Halbjahr von 2020, Konzentrationspeaks sind jeweils mit einem Datum gekennzeichnet.....	132
<b>Abbildung 79:</b> Gegenüberstellung der gemessenen Nitrat-Konzentrationen und Redoxpotentiale aller Messstellen gruppiert nach Messstellen-Gruppen .....	133
<b>Abbildung 80:</b> Gegenüberstellung der gemessenen Nitrat- und Sauerstoff- Konzentrationen aller Messstellen gruppiert nach Messstellen-Gruppen.....	134
<b>Abbildung 81:</b> Gegenüberstellung der gemessenen Nitrat- und Sauerstoff- Konzentrationen der GWM.....	134
<b>Abbildung 82:</b> Gegenüberstellung der gemessenen Nitrat- und DOC-Konzentrationen aller Messstellen gruppiert nach Messstellen-Gruppen .....	135
<b>Abbildung 83:</b> Gegenüberstellung der molaren Verhältnisse von Sulfat und Chlorid mit den gemessenen Nitrat-Konzentrationen aller Messstellen gruppiert nach Messstellen-Gruppen .....	136
<b>Abbildung 84:</b> Gegenüberstellung der Nitrat-N-Konzentrationen [ $\text{mg l}^{-1}$ ] im Sickerwasser und flachen Grundwasser .....	136
<b>Abbildung 85:</b> Kein Nitrat-Eintrag erkennbar: GWM-1 und GWM-3.....	138
<b>Abbildung 86:</b> Kein Nitrat-Abbaupotential erkennbar: GP09 und GP10 .....	139
<b>Abbildung 87:</b> GWM-2 und GWM-5 als Beispiel für einen konträren Verlauf der Chlorid-, Nitrat-, Sulfat- und TIC-Konzentrationen.....	140
<b>Abbildung 88:</b> Beispiele für eine mögliche Denitrifikation: GP08, MP I/1 und III/3.....	141
<b>Abbildung 89:</b> Positionierung der GP in den Agroforststreifen auf dem Versuchsfeld bei „Neu Sacro“ .....	142
<b>Abbildung 90:</b> Nitrat-N-Konzentrationen in den Grundwasserpegel GP (außer GP04).....	142
<b>Abbildung 91:</b> Nitrat-N-Konzentrationen in den Grundwasserpegel GP03, GP04 und GP05 .....	143
<b>Abbildung 92:</b> Charakterisierung des Grundwassers unter Kompost-, konventioneller und Kombinations-Düngung am Versuchsstandort „Peickwitz“ im Zeitraum von Mai 2019 bis Dezember 2020; dargestellt sind a) pH-Wert, b) elektrische Leitfähigkeit, die Konzentrationsverläufe des c) gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC), des d) gelösten organischen Stickstoffs (DON) sowie des e) Nitratstickstoffs ( $\text{NO}_3^-$ -N); die Boxplotgrafiken f) bis g) spiegeln die statistische Verteilung der Messwerte der genannten Parameter im gesamten Untersuchungszeitraum wider; unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , ANOVA mit Post-Hoc Sidak-Test, außer DON, hier ist das Wilcoxon-Rangsummentestergebnis dargestellt) Abweichungen zwischen den Untersuchungszeiträumen der einzelnen Versuchsvarianten ( $n = 3$ ) .....	145

<b>Abbildung 93:</b> Batchversuchsaufbau .....	148
<b>Abbildung 94:</b> Konzentrationsverlauf von Sulfat, Ammonium-N, Nitrit-N, Nitrat-N, TIC und DOC in [mg l <sup>-1</sup> ] der Batchversuche der Ansätze X_0 (ohne zusätzliche organische Kohlenstoffquelle), Substrate X: 1-Ackerboden, 2-Schluff, 3-Feinsand, 4-Grobsand, 5-Mittelsand, 6-Grobsand .....	149
<b>Abbildung 95:</b> Konzentrationsverlauf von Sulfat, Ammonium-N, Nitrit-N, Nitrat-N, TIC und Acetat [mg l <sup>-1</sup> ] der Batchversuche der Ansätze X_1 (mit organischer Kohlenstoffquelle), Substrate X: 1-Ackerboden, 2-Schluff, 3-Feinsand, 4-Grobsand, 5-Mittelsand, 6-Grobsand .....	151
<b>Abbildung 96:</b> Konzentrationsverlauf von Sulfat, Ammonium-N, Nitrit-N, Nitrat-N, TIC und DOC [mg l <sup>-1</sup> ] der Batchversuche der Kompost-Ansätze G_1, G_2 und G_4 mit jeweils drei Varianten a, b, c. ....	152
<b>Abbildung 97:</b> Kinetik 0. Ordnung der Batchsätze 1_0, 2_0 und 3_0 ohne externe Kohlenstoffquelle mit den Substraten 1-Ackerboden, 2-Schluff, 3-Feinsand .....	155
<b>Abbildung 98:</b> Kinetik 1. Ordnung der Batchsätze 1_1_b, 2_1_b und 3_1_b mit externer Kohlenstoffquelle in Form von Na-Acetat mit den Substraten 1-Ackerboden, 2-Schluff, 3-Feinsand .....	156
<b>Abbildung 99:</b> Modellkonzept.....	158
<b>Abbildung 100:</b> Diskretisierung der Bodensäule inkl. Beobachtungspunkte .....	159
<b>Abbildung 101:</b> Simulierte Wassergehalte [-] und Messungen für den 20.04.18 .....	162
<b>Abbildung 102:</b> Sickerwasserrate [cm d <sup>-1</sup> ] in 50 cm u.GOK für die Modelljahre 2018 bis 31.März 2021 .....	163
<b>Abbildung 103:</b> Sickerwasserrate [cm d <sup>-1</sup> ] in 100 cm u.GOK für die Modelljahre 2018 bis 31.März 2021 .....	163
<b>Abbildung 104:</b> Kostenpositionen für Herstellung und Transport sowie dazugehörige Einnahmen bzw. Erlöse für sechs Szenarien der Kompostvarianten G1, G2* und G4 (vgl. Tabelle 11 und Tabelle 13) (...-10 = Bezug auf 10 t Trockenmasse; ...-30 = Bezug auf 30 t Trockenmasse; Annahme Trockensubstanzgehalt bei G1 und G2* = 60 %, bei G4 = 40 %) .....	170
<b>Abbildung 105:</b> Kosten des Düngungsmanagements für den Landwirtschaftsbetrieb, differenziert nach zwei Referenzszenarien (MD = Mineraldünger und OD = vorwiegend organischer Dünger) und sechs Kompostszenarien (G1-10 und G1-30 = Laubkompost; G2*-10 und G2*-30 = Laubkompost mit Mineraldünger; G4-10 und G4-30 = Laubkompost mit Gärresten; vgl. Tabelle 11 und Tabelle 13).....	173
<b>Abbildung 106:</b> Versuchsfläche „Neu Sacro“ (rot gekennzeichnet) mit Fließgewässer Naundorfer Niederung (Auszug Kataster GV SPN) .....	178
<b>Abbildung 107:</b> a) Unterhaltung Graben 81 (Hauptvorflut), b) Unterhaltung Graben 80d (B-Gewässer).....	179
<b>Abbildung 108:</b> a) Stützschwelle im Graben 81a, b) Stau FOR S07 im Graben 81 .....	180

<b>Abbildung 109:</b> Gewässernetz mit Darstellung vorhandener Staubauwerke (GV SPN) ....	180
<b>Abbildung 110:</b> Querprofil eines Fließgewässers Typ 19 im sehr guten ökologischen Zustand (Referenzzustand).....	182
<b>Abbildung 111:</b> Lage Gehölzstreifen im Betrachtungsraum (eigene Darstellung).....	183
<b>Abbildung 112:</b> Diskussion im Rahmen der Inno-KompAgt-Auftaktveranstaltung am 15. März 2018 .....	189
<b>Abbildung 113:</b> Vorstellung des Projektes Inno-KompAgt in der vom MLUK herausgegebenen Broschüre „Nachhaltige Bioökonomie in Brandenburg – Biobasierte Wertschöpfung – regional und innovativ“ .....	190

## Tabellenverzeichnis

<b>Tabelle 1:</b> Bodenkundliche Kenngrößen der Bodenprofile a) Gley-Vega und b) Pseudogley-Vega am Versuchsstandort „Neu Sacro“ (Kanzler und Böhm 2015) .....	31
<b>Tabelle 2:</b> Bodenkundliche Kenngrößen des Bodenprofils Braunerde-Regosol am Versuchsstandort „Peickwitz“ .....	32
<b>Tabelle 3:</b> Wichtige Kenndaten der Versuchsflächen bei Neu Sacro und Peickwitz .....	33
<b>Tabelle 4:</b> Bewirtschaftungsmaßnahmen im Bereich der Ackerkulturen während des Untersuchungszeitraumes am Standort „Neu Sacro“, einschließlich der Angabe von Kompostausbringungen auf den Versuchs-Plots .....	35
<b>Tabelle 5:</b> Bewirtschaftungsmaßnahmen im Bereich der Ackerkulturen während des Untersuchungszeitraumes am Standort „Peickwitz“, einschließlich der Angabe von Kompostausbringungen auf den Versuchs-Plots .....	36
<b>Tabelle 6:</b> Bodenkundlich untersuchte Versuchsvarianten am Standort „Peickwitz“ .....	45
<b>Tabelle 7:</b> Untersuchungsparameter und dazugehörige angewandte Vorschriften zur Bestimmung der Selbigen .....	48
<b>Tabelle 8:</b> Probenahmekriterien der unterschiedlichen Grundwassermessstellen-Kategorien .....	49
<b>Tabelle 9:</b> Analyse-Parameter, Probenvorbereitung und Abfüllungen .....	50
<b>Tabelle 10:</b> Untersuchungsparameter des Grundwassers und zugehörige Analyseverfahren und Vorschriften .....	50
<b>Tabelle 11:</b> Zusammensetzung der im November 2017 von der Galle GmbH angesetzten Kompostmieten .....	52
<b>Tabelle 12:</b> Ausgewählte bodenchemische Parameter verschiedener Kompostvarianten (Bezeichnungen siehe Tabelle 6) am Ende des Rottungsprozesses im April 2018 (kurz vor der Ausbringung im Feld) [TS = Trockensubstanz; $HWC_{org}$ und $HWN_{org}$ = heißwasserextrahierbarer organischer Kohlenstoff und Stickstoff].....	57

<b>Tabelle 13:</b> Zusammensetzung der 2019 und 2020 von der Galle GmbH angesetzten Kompostmieten für die Kompostvariante G2* .....	59
<b>Tabelle 14:</b> Ausgebrachte Kohlenstoff- und Stickstoffmengen verschiedener Kompostvarianten (Bezeichnungen siehe Tabelle 6; TP = Terra Preta ähnliches Substrat) am Standort „Neu Sacro“ in den Jahren 2019 und 2020 [n. b. = Werte nicht bekannt, da nicht erhoben oder Vorlage eines nicht reversiblen analytischen Fehlers] .....	59
<b>Tabelle 15:</b> Ausgebrachte Kohlenstoff- und Stickstoffmengen verschiedener Kompostvarianten (Bezeichnungen siehe Tabelle 6; TP = Terra Preta ähnliches Substrat) am Standort „Peickwitz“ in den Jahren 2019 und 2020 [n. b. = Werte nicht bekannt, da nicht erhoben oder Vorlage eines nicht reversiblen analytischen Fehlers] .....	60
<b>Tabelle 16:</b> Übersicht zu Art, Zeitpunkt und Menge der ausgebrachten Komposte sowie Informationen zur Ausbringungstechnik am Standort „Neu Sacro“ (Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13 sowie Kapitel 5.1.3) .....	60
<b>Tabelle 17:</b> Übersicht zu Art, Zeitpunkt und Menge der ausgebrachten Komposte sowie Informationen zur Ausbringungstechnik am Standort „Peickwitz“ (Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13) .....	64
<b>Tabelle 18:</b> Parameter mit Nachweis über die einzelnen Teilprozesse .....	117
<b>Tabelle 19:</b> Übersicht Zusammensetzung der Batchversuche .....	147
<b>Tabelle 20:</b> Gemittelte Abbauraten je Batchversuchsansatz für Nitrat-N .....	154
<b>Tabelle 21:</b> Bodenphysikalische Kennwerte $\theta_r$ , $\theta_s$ , $\alpha$ und $n$ der van-Genuchten-Beziehung für das repräsentative Bodenprofil für die Modellierung .....	160
<b>Tabelle 22:</b> Landwirtschaftlich relevante Eckdaten für die Modellierung .....	160
<b>Tabelle 23:</b> Modelleingangsdaten .....	161
<b>Tabelle 24:</b> Summen der Sickerwasserraten für die Modelljahre 2018 bis 31. März 2021 ...	164
<b>Tabelle 25:</b> Kostenpositionen für die Herstellung und den Transport der Kompostvarianten G1, G2* und G4 (vgl. Tabelle 11 und Tabelle 13) sowie dazugehörige Einnahmen bzw. Erlöse; KAS = Kalkammonsalpeter .....	168
<b>Tabelle 26:</b> Düngermengen differenziert nach verschiedenen Szenarien .....	172
<b>Tabelle 27:</b> Gewässerunterhaltung gemäß Unterhaltungsplan GV SPN .....	179
<b>Tabelle 28:</b> Zusammenfassung des Kostenüberschlages gemäß Anhang 3 (GV SPN; Annahme Gewässerrandstreifen: einseitig gehölzbestandener Gewässerrandstreifen mit einer Breite von mindestens 5m, welcher eine Beschattung des Gewässers gewährleistet) .....	186
<b>Tabelle 29:</b> Vertikale Zonierung des Denitrifikationspotentials .....	195
<b>Tabelle 30:</b> Zusammenfassende Bewertung der Versuchsvarianten (Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13) .....	196

## Zusammenfassung

In der Landwirtschaft stellt die Nitratbelastung des Grundwassers nach wie vor ein ernst zu nehmendes Problem dar. Daher sind Lösungsoptionen in Form von pflanzenbaulichen Maßnahmen, die den Stickstoffaustrag in das Grundwasser verringern, von großem Interesse.

Das Forschungsprojekt „Innovative Komposte in Agroforstsystemen als kombinatorische Landnutzungsmaßnahme zur Vermeidung von Stickstoffausträgen“ (Inno-KompAgt) verfolgte vor diesem Hintergrund das übergeordnete Ziel, den Stickstoffaustrag auf agrarisch genutzten Standorten durch einen kombinierten Bewirtschaftungsansatz aus kompostbasiertem Düngungsmanagement und agroforstlicher Nutzung zu reduzieren.

Die Zielsetzung dieses Forschungsvorhabens wurde vor der Hypothese formuliert, dass eine Verzögerung der Freisetzung mobiler N-Verbindungen und somit eine Verringerung der N-Austräge durch eine Erhöhung der Pufferwirkung des Oberbodens realisierbar ist. Hierbei wurde davon ausgegangen, dass eine solche Erhöhung durch das N-Bindungspotential der zum Teil mit N-Mineraldünger oder festen Gärresten angereicherten Komposte erreicht wird. Gleichzeitig wurde eine verzögerte und somit stärker an den Bedarf der Ackerkulturen angepasste Freisetzung von mobilen N-Verbindungen unterstellt.

Trotz der potentiellen Pufferwirkung der Komposte wurde ferner davon ausgegangen, dass ein Austrag mobiler N-Verbindungen wie Nitrat ohne wesentliche Begrenzung des N-Angebotes für die Ackerkulturen nicht vollständig vermeidbar sein wird. Daher wurde ergänzend untersucht, inwieweit die Anlage von agroforstlich genutzten Gehölzstreifen auf Ackerschlägen dazu beitragen kann, dass Nitrat, was bereits in das oberflächennahe Grundwasser verlagert und unterirdisch mit dem Selbigen transportiert wurde, durch die Bäume aufgenommen und so dem Grundwasser wieder entzogen wird.

Für die Untersuchungen wurden zwei Ackerflächen in Südbrandenburg ausgewählt, auf denen sich zu Projektstart bereits mehrjährige Agroforstgehölzstreifen befanden und die zugleich mit Bezug auf die Untersuchungsregion eine gewisse Repräsentativität für grundwasserbeeinflusste Standorte mit potentiell hohen Sickerwasserraten besaßen. Auf Teilflächen dieser Schläge wurden Bereiche für die Ausbringung von Laubkomposten mit unterschiedlicher Zusammensetzung festgelegt. Hier fanden in regelmäßigen Beprobungsintervallen Ertrags- und Bodenuntersuchungen statt. Zudem erfolgte in diesen Arealen die Installation von Grundwasserbeprobungsstellen und Saugkerzenanlagen zur Sickerwassergewinnung (auf einem Standort), die umfangreiche Wasseranalysen über den gesamten Projektzeitraum und unter Einbeziehung der ungesättigten und gesättigten Zone ermöglichten. Durch tiefe Bohrungen an den Rändern eines Ackerschlaages wurden sich zudem Aussagen zur Grundwasserdynamik erhofft. Ein Teil der Daten diente als Basis für die Modellierung von Wasserflüssen und Stofffrachten. Darüber hinaus erfolgte eine wirtschaftliche Bewertung der Kompostherstellung sowie eine Kosten-Gegenüberstellung von verschiedenen Kompostdüngungsszenarien und konventionellen Düngungspraktiken.

Anhand der Ergebnisse dieser Untersuchungen konnte gezeigt werden, dass sich die Kompostanwendungen insgesamt positiv auf die Erträge der untersuchten Ackerfrüchte auswirkten, zumindest aber während des Versuchszeitraums keine wesentlichen

Ertragsreduzierungen im Vergleich zur konventionellen Düngung auftraten. Die Wirkung der N-Anreicherung der Komposte war allerdings indifferent.

Ferner zeigten die Untersuchungsergebnisse, dass die Anwendung von Komposten zu einer Humusanreicherung im Boden führen kann. Die Komposte begünstigten zudem die Bildung von gelöstem organischen Kohlenstoff, was auch in Batchversuchen nachgewiesen werden konnte. Die Zugabe von Laubkomposten mit ihrem Anteil an lösbarem organischen Kohlenstoff führte zu einer Verstärkung des Nitratabbaus in den Bodenzonen des Übergangs vom Sickerwasser in das Grundwasser, in denen unter natürlichen Bedingungen das Denitrifikationspotential gering ist. Durch die Begünstigung der Denitrifikation in diesem Übergangsbereich konnte für die tieferen Grundwasserbereiche ein Schutz vor einem weiteren Nitrateintrag abgeleitet werden.

Die in sickerwasserführenden Phasen beobachtete Nitratstickstoffverlagerung vom Oberboden in den Unterboden war bei einigen Kompostvarianten geringer als bei der Kontrollvariante. Lediglich bei der Kompostvariante mit zusätzlichem Mineraldünger wurde ein etwas höherer Austrag im Vergleich zur Kontrolle ermittelt. Insgesamt konnte der Kompostdüngung allgemein ein positiver Effekt bei der Reduzierung von Nitratausträgen in das Grundwasser zugesprochen werden.

Im Zuge der wirtschaftlichen Betrachtung wurde deutlich, dass bei der Kompostdüngung in Abhängigkeit der jeweiligen Rahmenbedingungen (z.B. Düngemittelpreise, Transportentfernungen, Erzeugerpreis) ähnliche bis eher geringere Kosten als bei einer mineralischen N-Düngung zu erwarten sind. Im Vergleich zu einer ausschließlichen Düngung mit Gärresten und Gülle ist hingegen eher mit höheren Kosten zu rechnen.

Entlang der Agroforstgehölzstreifen konnte gezeigt werden, dass sich diese positiv auf die Grundwasserbeschaffenheit im Hinblick auf die Nitratkonzentrationen auswirken. So wurden jeweils im Zentrum der Gehölzstreifen geringere Nitratkonzentrationen im Grundwasser gemessen als an deren Rändern, was ein Hinweis darauf ist, dass es durch die Gehölze zu einer signifikanten Stickstoffaufnahme aus dem oberflächennahen Grundwasser kommt.

Zusammenfassend ist anhand der in diesem Forschungsprojekt generierten Ergebnisse festzustellen, dass die Kompostdüngung in Bezug auf Ertragsstabilität, Klimaresilienz, Stickstoffverlagerung und Grundwasserschutz eine vielversprechende Alternative gegenüber der konventionellen Düngung darstellt. Ferner wurde deutlich, dass Agroforstsysteme geeignet sind, den Nitrataustrag in das Grundwasser je Flächeneinheit zu reduzieren und gleichzeitig den Stickstoffentzug aus dem Grund- und Bodenwasser zu erhöhen.

## 1 Anlass und Zielsetzung

Das Grundwasser in Deutschland ist in zahlreichen Regionen stark belastet (DVGW 2021). Als besonders problematisch gilt hierbei das im Boden sehr mobile Nitrat, das im Rahmen der landwirtschaftlichen Nutzung z.B. als mineralischer Stickstoffdünger direkt ausgebracht wird oder im Zuge des Abbaus von organischen Stickstoffverbindungen, die u.a. in Form von organischen Düngemitteln auf die Agrarflächen gelangen, entstehen. In Abhängigkeit von Ausbringungsmenge und Standortfaktoren (z.B. Niederschlagsmenge, Bodenart, Bodenbedeckung) können große Mengen Nitrat mit dem Sickerwasser in das Grundwasser verfrachtet werden (Schröder & Schmedding 2016).

Die Beobachtung der Grundwasserqualität liefert seit Jahren Anlass zur Sorge. So wird der von der EG-Wasserrahmenrichtlinie geforderte flächendeckende „gute Zustand“ der Gewässer beim Grundwasser hinsichtlich des mengenmäßigen Zustandes zwar fast überall in Deutschland erreicht, der gute chemische Zustand wird jedoch in 37 % aller Grundwasserkörper verfehlt. Dies resultiert vor allem aus der Überschreitung der Umweltqualitätsnorm für Nitrat. So verfehlen 70 % der Grundwasserkörper im „schlechten chemischen Zustand“ das Ziel wegen zu hoher Nitratgehalte (SRU 2105; Salomon & Kuhn 2015).

Laut einem Bericht des Umweltbundesamtes (Bannick et al. 2008) lagen in Deutschland die Nitratkonzentrationen bei knapp einem Viertel der unter Ackernutzung untersuchten Grundwässer oberhalb des Trinkwassergrenzwertes von  $50 \text{ mg l}^{-1}$ . Trotz Verbesserungen in einigen Regionen, blieben die Einträge aus diffusen Quellen, zu deren wichtigsten Verursachern die Landwirtschaft gehört, im Mittel gleich. Auch nach dem Nitratbericht 2020 weisen im Zeitraum 2016 bis 2018 immerhin noch 26,7 % der Messstellen des EU-Nitratmessnetzes im Mittel Nitrat-Konzentrationen von größer  $50 \text{ mg l}^{-1}$  auf. Dies ist lediglich ein geringfügig (0,5 %) niedrigerer Wert als im Vorberichtszeitraum (BMU & BMEL 2020).

Insgesamt führte der nicht zufriedenstellende Zustand der Grundwasserqualität sogar dazu, dass die Europäische Union Ende Oktober 2016 Klage beim Europäischen Gerichtshof gegen Deutschland einreichte. Im sich daran anschließenden Urteil des Europäischen Gerichtshofes vom 21. Juni 2018 wurde der Bundesrepublik Deutschland eine unzureichende Umsetzung der EG-Nitratrichtlinie beschieden und somit ein Verstoß gegen ihre diesbezüglichen Verpflichtungen festgestellt (BMEL 2020a), was einmal mehr die Zuspitzung dieses Problems verdeutlicht.

Die Nitratbelastung des Grundwassers durch die Landwirtschaft ist ohne Weiteres jedoch nicht aufzuheben. So spiegelt sich in ihr die Kehrseite des insbesondere seit den 1950iger Jahren stetig angestiegenen Zuwachses landwirtschaftlicher Erträge wider. Stickstoff (N) hat als Pflanzennährstoff eine zentrale Bedeutung für die hohe Flächenproduktivität der Agrarwirtschaft und damit auch für die Sicherung einer ausreichenden Nahrungs- und Futtermittelproduktion. Eine deutliche Reduktion an N-Düngemitteln stellt somit nicht nur eine wichtige Maßnahme dar, um die Nitratzufuhr in das Grundwasser und damit dessen Nitratkonzentration langfristig deutlich zu mindern. Es besteht gleichzeitig auch die Gefahr, dass hierdurch die Erträge der landwirtschaftlichen Kulturen ebenfalls rückläufig sind. Es bedarf daher Managementoptionen, die einerseits zu einer Reduzierung des Nitrataustrages führen und andererseits die N-Versorgung der Kulturpflanzen sicherstellen.

Dass dies ein Balanceakt ist, zeigten unlängst die intensiven Verhandlungen zur Änderung der Düngeverordnung (DüV), welche gemäß dem BMEL (2021) die Anforderungen an die gute fachliche Praxis der Düngung präzisiert und regelt, wie mit der Düngung verbundene Risiken – beispielsweise Nährstoffverluste – zu verringern sind. Im Ergebnis dieser Diskussionen wurde die Düngeverordnung überarbeitet und schließlich im Sommer 2021 beschlossen. Wichtige Lösungsansätze dieser Verordnung, die zu einer Reduzierung der Nitratbelastung führen sollen, sind Maßgaben zu einer Verringerung der Düngermenge, eine Verkürzung der Ausbringungszeiträume sowie restriktivere Abstands- und Lagerungsregelungen. In Folge dessen ist es wahrscheinlich, dass sich der in den letzten Jahren abzeichnende Trend einer Verringerung des Düngemittelverbrauches in Deutschland (Statistisches Bundesamt 2020) in den kommenden Jahren weiter fortsetzen wird. Inwieweit die Nitratbelastung des Grundwassers ebenfalls deutlich abnehmen wird, bleibt abzuwarten. Es ist nicht unwahrscheinlich, dass zur Qualitätsverbesserung des Grundwassers – zumindest in derzeit stark belasteten Regionen – weitere Maßnahmen notwendig werden, zumal das Grundwasser die weltweit wichtigste Trinkwasserquelle darstellt und auch in Deutschland rund 74 % des Trinkwassers aus Grundwasser gewonnen wird (Bannick et al. 2008). Die Sicherung einer ausreichenden Grundwasserqualität bzw. die Vermeidung einer Grundwasserkontamination besitzt daher einen sehr hohen gesellschaftlichen Stellenwert.

Neben einer Reduzierung der Düngemittelmenge, die wegen der Aufrechterhaltung eines für die Gesellschaft ebenfalls wichtiges Mindestmaßes an Ertragsleistung nur begrenzt möglich ist, sind Maßnahmen zu erproben und zu verbreiten, die dazu beitragen, dass Stickstoff besser im System Boden-Pflanze gehalten wird. Hierbei ist der gesamte Bereich der ungesättigten Bodenzone zu betrachten. So sind Bewirtschaftungspraktiken zielführend, durch die der Stickstoff länger im Oberboden (welcher als Hauptdurchwurzelungsbereich der Ackerkulturen anzusehen ist) verbleibt und den Ackerkulturen bedarfsgerechter zur Verfügung steht. Parallel hierzu sind aber auch pflanzenbauliche Maßnahmen zu ergreifen, die dazu beitragen, den bereits verlagerten Stickstoff im Anbausystem zu halten, beispielsweise durch tiefreichende Wurzelsysteme von Bäumen.

Um Stickstoffüberschüsse im Boden effektiv vermeiden und folglich das Emissions- und Verlagerungsrisiko trotz Beibehaltung eines hohen Ertragsniveaus reduzieren zu können, ist großflächig ein breites Umdenken sowohl bezüglich des konventionell angewandten Düngungsmanagements als auch in Hinblick auf die stärkere Einbindung alternativer Landbausysteme erforderlich (Salomon & Kuhn, 2015).

Vor diesem Hintergrund wurde die Idee für das Forschungsprojekt „Innovative Komposte in Agroforstsystemen als kombinierte Landnutzungsmaßnahme zur Vermeidung von Stickstoffausträgen“ (Kurzform: Inno-KompAgt) entwickelt. Dieses beinhaltet die Kombination von zwei Teilaspekten: Agroforstsysteme und die Entwicklung innovativer Laubkomposte oder Laubkompostmischungen.

Als Agroforstsysteme werden Landbauformen bezeichnet, bei denen Ackerkulturen oder Grünland zusammen mit Gehölzen auf einer Bewirtschaftungsfläche angebaut und genutzt werden. Hierbei gibt es zahlreiche Ausprägungsformen, da Alter, Verteilung und Anordnung der Gehölze stark variieren können (DeFAF 2021). Unabhängig des Verwertungszieles bzw. der Umtriebszeit werden die Agroforst-Gehölze in Ländern mit industrialisierter Landwirtschaft zumeist in Form von Streifen angebaut (Abbildung 1). Hierdurch können bewährte

landwirtschaftliche Bewirtschaftungspraktiken beibehalten und landwirtschaftliche Großtechnik weiterhin für die Bewirtschaftung der zwischen den Gehölzstreifen befindlichen Ackerstreifen eingesetzt werden. Die Agroforstgehölzstreifen können regelmäßig auf einem Ackerschlag angeordnet sein oder an Schlaggrenzen sowie Gewässerrändern verlaufen. Wesentliches Merkmal aller Agroforstsysteme sind existierende Wechselwirkungen zwischen Gehölz- und Ackerkulturen. Die hiermit verbundenen Synergieeffekte werden in der Agroforstwirtschaft gewinnbringend genutzt, so dass diese Form des Landbaus mit zahlreichen ökologischen, ökonomischen und gesellschaftlich relevanten Vorzügen verbunden sein kann (Böhm & Hübner 2020). Neben Vorteilen für Klimaanpassung, Klima- und Bodenschutz, biologische Vielfalt und Landschaftsbild besitzen Agroforstsysteme auch ein großes Wasserschutzpotential in der Landwirtschaft. So könnten streifenförmig angeordnete Gehölzflächen nicht nur Oberflächengewässer vor Stoffeinträgen schützen (Böhm et al. 2020), sondern gerade auf grundwasserbeeinflussten Standorten auch eine Filterfunktion, insbesondere hinsichtlich Nitrat-N, übernehmen und somit das N-Austragsrisiko effektiv senken. Verbunden mit Düngergaben aus Laubkomposten, deren N-Verbindungen erst im Zuge des Kompostabbaus zum Teil verzögert freigegeben werden, könnten so N-Überschüsse von vornherein verringert und gleichzeitig etwaige N-Austräge wirksam reduziert werden.



**Abbildung 1:** Agroforstsystem mit Kurzumtriebswirtschaft in Südbrandenburg (linkes Foto: Dirk Freese, rechtes Foto: Christian Böhm)

Vor diesem Hintergrund ergab sich das übergeordnete Ziel des Forschungsprojektes Inno-KompAgt, nämlich die Reduzierung des N-Austrages auf agrarisch genutzten Standorten durch die Kombination von innovativem Düngungsmanagement mittels Laubkomposten und pflanzenbaulicher Nutzung der Barriere- bzw. Filterwirkung von Agroforstgehölzstreifen.

Hieraus wurden u.a. folgende Fragestellungen abgeleitet, die im Verlauf des Projektes vertiefend beleuchtet wurden:

- 1) Inwieweit kann durch den Einsatz innovativer Laubkomposte, die mit stickstoffreichen Zusätzen wie Mineraldünger und festen Gärresten angereichert wurden, der Abbau von organischem Stickstoff in pflanzenverfügbare N-Verbindungen so stark verzögert werden, dass düngungsbedingte N-Überschüsse, die durch die Ackerkultur kurzfristig nicht zu kompensieren sind, reduziert werden?
- 2) Kann durch die Anwendung von innovativen Laubkomposten der N-Austrag in das Grundwasser reduziert und somit ein wichtiger Beitrag zum Grundwasserschutz geleistet werden?

- 3) Trägt die Anwendung derartiger Komposte zu einem verstärkten Humusaufbau im Oberboden und damit zu einem höheren Wasser- und Nährstoffhaltevermögen bei?
- 4) Welchen Einfluss hat das geänderte Düngungsmanagement auf die Ackerkultureerträge?
- 5) Welchen Beitrag leisten Gehölzstreifen in Agroforstsystemen hinsichtlich des Rückhaltes von Nitrat im Unterboden und bezüglich der N-Filterung des oberflächennahen Grundwassers?
- 6) Welchen Beitrag leistet das natürliche Denitrifikationspotential in der gesättigten Bodenzone?
- 7) Können durch die agroforstliche Nutzung und einer hiermit verbundenen potentiell höheren Grundwasserqualität Vorteile für die Arbeit von Boden- und Wasserverbänden verbunden sein?
- 8) Ist die Änderung des Düngungsmanagements mit Zusatzkosten für die Landwirtschaftsbetriebe verbunden?
- 9) Kann die Produktion innovativer Laubkomposte eine attraktive Wertschöpfungskomponente für regionale Komposthersteller darstellen?

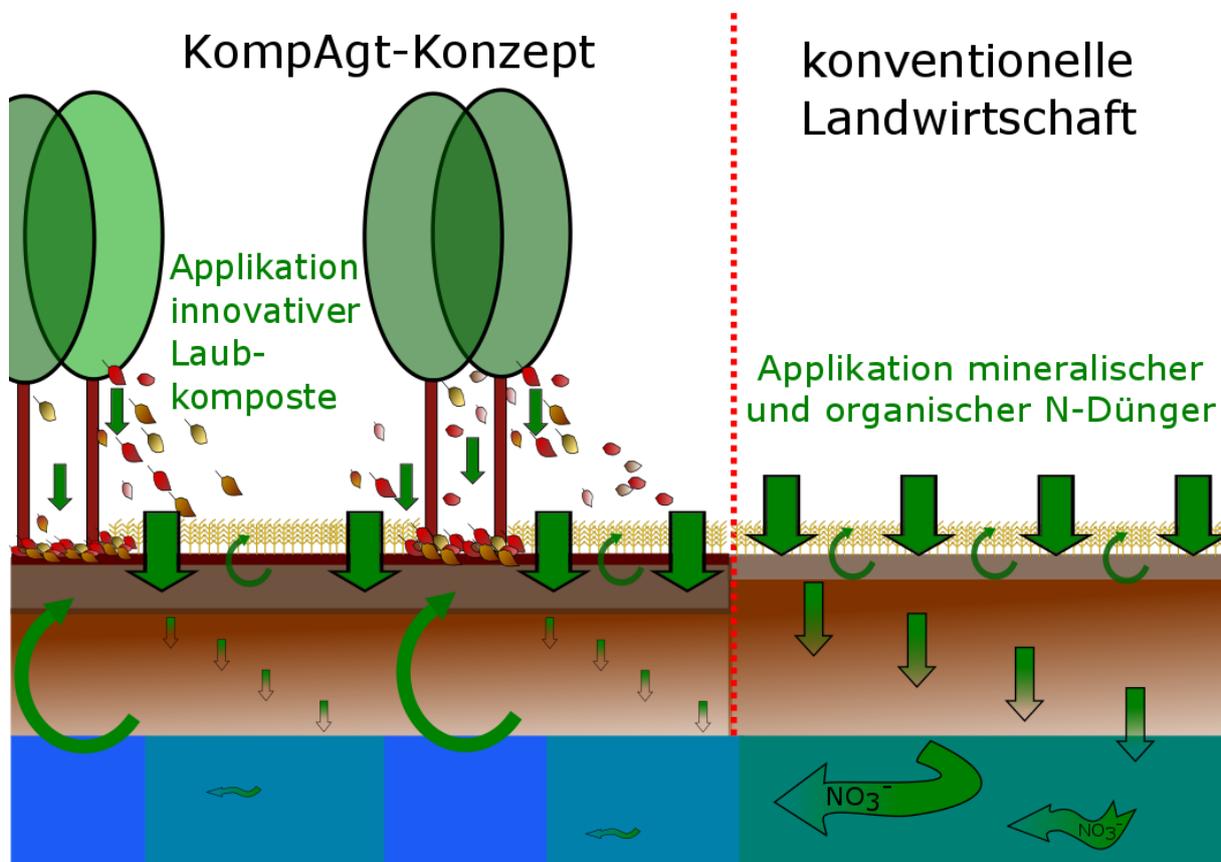
Die Zielsetzung dieses Forschungsvorhabens wurde vor der Hypothese formuliert, dass eine Verzögerung der Freisetzung mobiler N-Verbindungen und somit eine Verringerung der N-Austräge durch eine Erhöhung der Pufferwirkung des Oberbodens realisierbar ist. Hierbei wurde davon ausgegangen, dass eine solche Erhöhung durch das N-Bindungspotential der innovativen Komposte erreicht wird, die eine verzögerte und somit stärker an den Bedarf der Ackerkulturen angepasste Freisetzung von mobilen N-Verbindungen ermöglichen. Durch die Reduzierung des Anteils an mobilen N-Verbindungen, welche in die gesättigte Bodenzone bzw. bis in das Grundwasser verlagert werden, kann der mittels Düngung ausgebrachte Stickstoff effizienter durch die Ackerkulturen genutzt werden. Eine Zunahme der Stickstoffnutzungseffizienz könnte mittelfristig wiederum mit einer Reduzierung des N-Düngemittleinsatzes einhergehen.

Eine solche Reduzierung sollte jedoch auf keinen Fall mit einer signifikanten Ertragsdepression verbunden sein. So war es ebenfalls ein wichtiges Ziel, die Ackerfruchterträge auch bei ausschließlicher Kompostanwendung auf einem stabilen Niveau zu halten. Erreicht werden sollte dies durch die Beimischung N-haltiger Zusätze, durch welche die über die Komposte zugeführte N-Menge nicht wesentlich niedriger als jene bei konventioneller Düngung ist. Die Aufrechterhaltung des Ertragsniveaus der Ackerkulturen ist für die Akzeptanz des Düngemanagements mit innovativen Laubkomposten seitens der Landwirtschaftsbetriebe von großer Relevanz. So wird sich die Umsetzung neuartiger Düngungsstrategien in der Praxis nur durchsetzen können, wenn diese nicht mit wirtschaftlichen Einbußen verbunden sind.

Trotz der potentiellen Pufferwirkung der Komposte wurde ferner davon ausgegangen, dass ein Austrag mobiler N-Verbindungen wie Nitrat ohne wesentliche Begrenzung des N-Angebotes für die Ackerkulturen nicht vollständig vermeidbar sein wird. Daher wurde es als zielführend erachtet, mittels Agroforstgehölzstreifen zusätzliche pflanzenbauliche Maßnahmen zur Verringerung mobiler N-Verbindungen im oberflächennahen Grundwasser zu

ergreifen. Hierbei sollte untersucht werden, inwieweit die Anlage von Gehölzstreifen auf Ackerschlägen grundwasserbeeinflusster Standorte dazu beitragen kann, dass Nitrat, was bereits in das Grundwasser verlagert und unterirdisch mit dem Selbigen transportiert wurde, durch die Bäume aufgenommen und so dem Grundwasser wieder entzogen wird. Die unterstellte Hypothese basierte auf der Annahme, dass das sich in Bewegung befindliche Grundwasser den Wurzelbereich der Gehölzstreifen passiert und so das hierin gelöste Nitrat potentiell von den Wurzeln der Bäume aufgenommen werden kann. Dies wurde insbesondere auf grundwassernahen Standorten (mittlere Grundwassertiefe unter Flur < 3 m) als möglich erachtet, da die Bäume hier in der Lage sind, das Grundwasser und die darin gelösten Stoffe über ihr tiefreichendes Wurzelsystem direkt aufzunehmen. Aus Sicht des Grundwasserschutzes besitzt die Fokussierung grundwassernaher Standorte besondere Relevanz, da das Verunreinigungspotential des Grundwassers hier potentiell sehr hoch ist.

Abbildung 2 verdeutlicht schematisch die geschilderte Kombinationswirkung als das diesem Projekt zugrundeliegende Konzept.



**Abbildung 2:** Schematische Darstellung von Wirkungsmechanismen des Inno-KompAgt-Konzeptes auf die Ressourcen Boden und Grundwasser im Vergleich zur konventionellen Bewirtschaftung

## 2 Forschungspartner u. methodische Herangehensweise

Zur Bearbeitung der in Kapitel 1 formulierten Fragestellungen wurde ein Forschungsverbund initiiert, der sowohl Expertise in den Disziplinen der Bodenwissenschaften und der Grundwasserhydrologie als auch in den Bereichen der Agroforstwirtschaft und der Kompostherstellung aufweist. Zudem wurde auf eine enge Verzahnung zwischen Wissenschaft und Praxis geachtet, um die im Projekt gewonnenen Forschungsergebnisse möglichst praxisnah abbilden zu können.

Neben dem Fachgebiet für Bodenschutz und Rekultivierung der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus Senftenberg, das dieses Projekt leitete und sich insbesondere mit Untersuchungen in der ungesättigten Bodenzone befasste, war als weiterer Wissenschaftspartner das Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V. beteiligt. Dessen Untersuchungsschwerpunkte waren vor allem im Bereich der gesättigten Bodenzone angesiedelt. Die Entwicklung und Produktion der Komposte wurde durch die in Sonnewalde (Landkreis Elbe-Elster, Südbrandenburg) ansässige Galle GmbH durchgeführt. Weiterhin am Projekt beteiligt waren der Landwirtschaftsbetrieb Domin in Peickwitz (Landkreis Oberspreewald-Lausitz, Südbrandenburg), die Agrargenossenschaft Forst e.G. in Forst (Lausitz) (Landkreis Spree-Neiße, ebenfalls Südbrandenburg) sowie der in Cottbus ansässige Gewässerverband Spree-Neiße.

Für die Untersuchungen zur Beantwortung der aufgeworfenen Fragestellungen wurden zwei Ackerflächen ausgewählt, auf denen sich zu Projektstart bereits mehrjährige Agroforstgehölzstreifen befanden und die zugleich mit Bezug auf die Untersuchungsregion eine gewisse Repräsentativität für grundwasserbeeinflusste Standorte mit potentiell hohen Sickerwasserraten besaßen. Da aufgrund des beschränkten Kosten- und Zeitbudgets nicht alle Untersuchungen auf beiden Standorten durchgeführt werden konnten, wurde die Fläche der Agrargenossenschaft Forst e.G. als Hauptversuchsstandort ausgewählt (vgl. Kapitel 4). Auf einer Teilfläche dieses Schrages wurden Bereiche für die Ausbringung von Laubkomposten mit unterschiedlicher Zusammensetzung festgelegt, auf denen u.a. regelmäßig Bodenuntersuchungen stattfanden. Hier erfolgte zudem die Installation von Grundwasserbeprobungsstellen und Saugkerzenanlagen zur Sickerwassergewinnung, die umfangreiche Wasseranalysen über den gesamten Projektzeitraum und unter Einbeziehung der ungesättigten und gesättigten Zone ermöglichten. Durch tiefe Bohrungen an den Rändern des Ackerschrages wurden sich u.a. zudem Aussagen zur Grundwasserdynamik erhofft. Ein Teil der Daten dienten als Basis für die Modellierung von Wasserflüssen und Stofffrachten.

Ziel war es, unter Berücksichtigung der rechtlichen Rahmenbedingungen möglichst große Mengen an Kompost auszubringen, um bereits während des vergleichsweise kurzen Untersuchungszeitraumes Effekte auf die Speicherung und Verlagerung von Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen sowie auf die Ackerfruchterträge feststellen zu können. Der zweite Standort hatte vorrangig die Funktion, für ausgewählte Parameter, wie z.B. den Ackerfruchtertrag, als Vergleichsstandort zu dienen. Auf beiden Standorten wurde darauf geachtet, dass die Versuche unter Praxisbedingungen stattfinden und folglich die vom jeweiligen Betrieb geplanten Bewirtschaftungsabläufe beibehalten werden konnten. Die herkömmliche Bewirtschaftungsweise des Betriebes diente zugleich als Referenz für die

bodenkundlichen und hydrologischen Untersuchungen, aber auch für die ökonomische Bewertung.

### 3 Bearbeitungsfelder

Die Forschungsarbeiten erfolgten in drei eng miteinander verzahnten Bearbeitungsfeldern, die wie folgt bezeichnet wurden:

- (1) Düngungsmanagement und Stoffaustrag in der ungesättigten Zone,
- (2) Grundwasserqualität und Stoffumsetzung in der gesättigten Zone,
- (3) Wirtschaftliche Bewertung und Umsetzungsvoraussetzungen.

#### 3.1 Inhalte der Bearbeitungsfelder

Zu den Bestandteilen des Bearbeitungsfeldes 1 (BF 1) gehörten die Entwicklung der innovativen Komposte sowie Untersuchungen zu deren Einfluss auf den Bodenumgehalt. Ferner wurden hier die Prozesse in der ungesättigten Bodenzone beleuchtet und in Abhängigkeit verschiedener Komposte Untersuchungen zum N-Nachlieferungs- und N-Auswaschungspotential durchgeführt.

Das Bearbeitungsfeld 2 (BF 2) umfasste die Untersuchungen zur Grundwasserqualität und Stoffumsetzung in der gesättigten Bodenzone. Hierin eingeschlossen waren sowohl Analysen des Grundwassers im Bereich des Kompostversuches (BF 1) als auch Untersuchungen zur Quantifizierung des Beitrages der Gehölzkomponenten von Agroforstsystemen hinsichtlich ihrer N-Filterwirkung.

Im Bearbeitungsfeld 3 (BF 3) wurden die unterschiedlichen Komposte bezüglich ihrer Effekte auf die Erträge der Ackerkulturen bewertet. Vor dem Hintergrund einer praxisrelevanten Umsetzung des innovativen Düngemanagements erfolgten hier außerdem eine ökonomische Bewertung der Kompostherstellung sowie eine betriebswirtschaftliche, flächenbezogene Analyse des Komposteinsatzes im Vergleich zu konventionellen Düngungsmethoden.

#### 3.2 Arbeitshypothesen und Arbeitsschritte

In den einzelnen Bearbeitungsfeldern wurden auf der Grundlage der formulierten Fragestellungen (vgl. Kapitel 1) konkrete Hypothesen abgeleitet, die anhand der Projektergebnisse widerlegt oder bestätigt werden sollten.

Im **Bearbeitungsfeld 1** wurden folgende Hypothesen aufgestellt:

**Hypothese 1-1:** Die Anwendung von innovativen Komposten als Alternative zum herkömmlichen Düngemanagement führt bereits kurzfristig zu einer Erhöhung des Humusgehaltes in den oberen 10 cm des Bodens

**Hypothese 1-2:** Durch die den Komposten beigemischten Stickstoff-Zusätze konnte der Pflanzenbedarf an Stickstoff gedeckt werden.

**Hypothese 1-3:** Die Ackerfruchterträge nehmen bei Kompostanwendung im Vergleich zum herkömmlichen Düngungsmanagement nicht wesentlich ab.

**Hypothese 1-4:** Durch die Anwendung der innovativen Komposte kann die Freisetzung von mineralischem Stickstoff verlangsamt werden, was zu einer Reduzierung düngungsbedingter N-Überschüsse führt.

**Hypothese 1-5:** Die Auswaschung von Nitrat in Bereiche des ungesättigten Unterbodens wird durch die Verwendung von innovativen Komposten als Dünger verringert.

**Hypothese 1-6:** Unter den Gehölzstreifen des Agroforstsystems sind die Nitratverlagerungen in den Unterboden generell deutlich geringer als im Bereich der Ackerfrüchte.

Für die Beantwortung dieser Arbeitshypothesen wurden in Abhängigkeit des Düngemanagements folgende Arbeitsschritte durchgeführt:

1. Einrichtung von Monitoringplots,
2. Installation von Saugkerzenanlagen,
3. Ermittlung der Ackerfruchterträge in Abhängigkeit des Komposteinsatzes,
4. Analyse des Stickstoffgehaltes in der oberirdischen Biomasse der Ackerkulturen,
5. Analyse verschiedener Kohlenstoff- und Stickstofffraktionen im Boden (Gesamtgehalte, leicht nachlieferbare Gehalte, mineralischer Stickstoff),
6. Beprobung und Analyse des Sickerwassers bezüglich Nitrat sowie Kohlenstoff- und weiterer Stickstofffraktionen,
7. Ergebnisauswertung und Aussagen zur Optimierung des Düngemanagements mittels Komposten mit Bezug auf die ungesättigte Bodenzone.

Für das **Bearbeitungsfeld 2** wurden folgende Arbeitshypothesen aufgestellt:

**Hypothese 2-1:** Geringe Grundwasserfließgeschwindigkeiten begünstigen das Nitratabbaupotential auf dem Versuchsfeld bei „Neu Sacro“.

**Hypothese 2-2:** Das natürliche Angebot an organischem Material (DOC) im Aquifer ist für eine wirksame Nitratreduktion nicht ausreichend.

**Hypothese 2-3:** Durch die Anwendung der innovativen Komposte wird weniger Nitrat in das oberflächennahe Grundwasser verlagert als durch die Nutzung der konventionellen Düngung mit Gülle

**Hypothese 2-4:** Das ins Grundwasser gelangte Nitrat wird durch die bis in die gesättigte Zone reichenden Wurzeln der Gehölze auf den Agroforststreifen aufgenommen und somit wieder zurück in den Kreislauf geführt.

Zur Beantwortung der Arbeitshypothesen des BF 2 erfolgten folgende Arbeitsschritte:

1. Inventarisierung hydrogeologischer / hydrogeochemischer Situation am Standort,
2. Analyse der C-Gehalte / N-Gehalte im Aquifer (flüssige und feste Phase),
3. Untersuchung der Grundwasserdynamik unter dem Versuchsfeld,
4. Ermittlung des natürlichen Denitrifikationspotentials im Aquifer,

5. Ermittlung des Einflusses der Agroforststreifen auf den Nitratgehalt im Grundwasser,
6. Modellgestützte Ermittlung der Sickerwasserraten zur Berechnung der Nitratfrachten im Sickerwasser.

Die Arbeitshypothesen für das **Bearbeitungsfeld 3** waren folgende:

**Hypothese 3-1:** Für die Landwirtschaftsbetriebe erhöhen sich die Düngemittelkosten durch den Einsatz der innovativen Laubkomposte nicht wesentlich.

**Hypothese 3-2:** Die Herstellung und Vermarktung innovativer Laubkomposte stellt für Komposthersteller eine lukrative Wertschöpfungsoption dar.

**Hypothese 3-3:** Die Anlage von Agroforstgehölzstreifen wirkt sich vorteilhaft für die Arbeit der Boden- und Wasserverbände aus.

Folgende Arbeitsschritte wurden zur Beantwortung dieser Hypothesen durchgeführt:

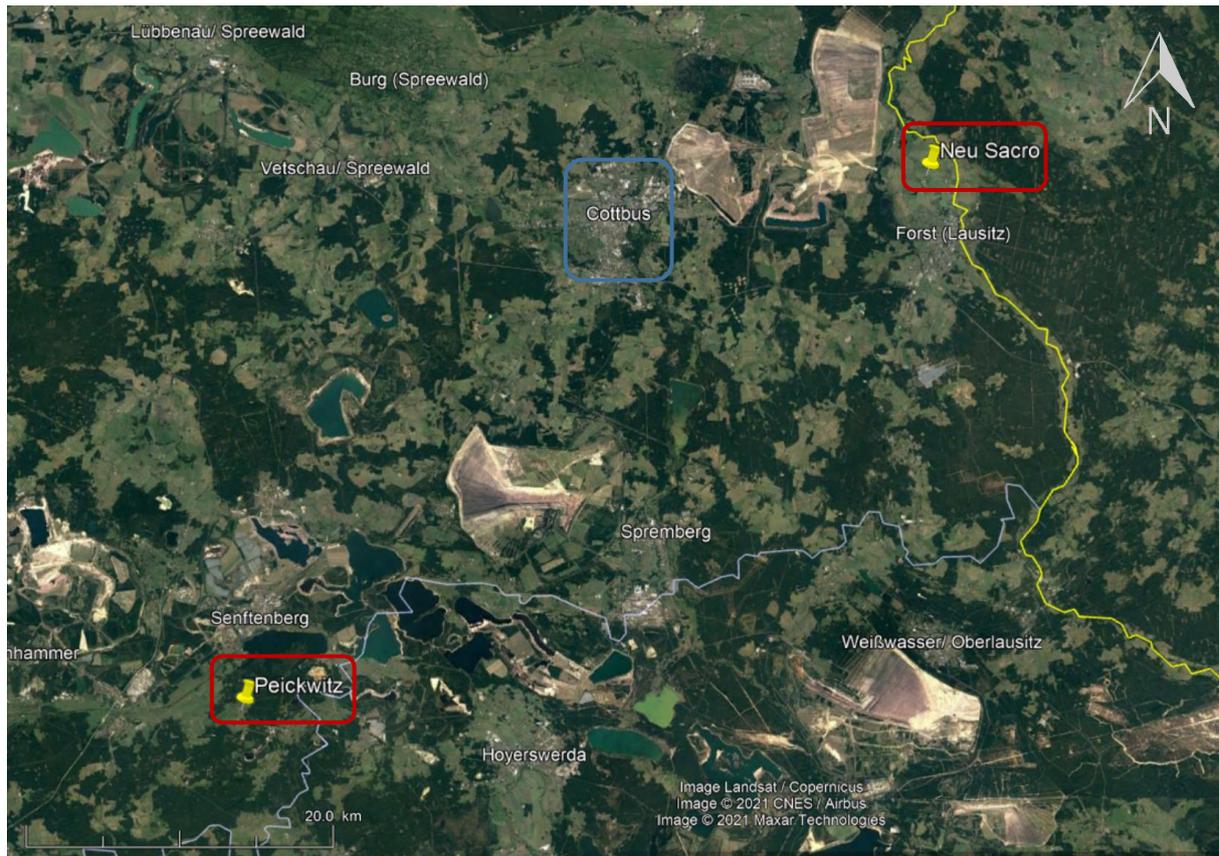
1. Ökonomische Bewertung der Herstellung von innovativen Laubkomposten,
2. Betriebswirtschaftliche Gegenüberstellung von innovativer Laubkompostanwendung und herkömmlichem Düngungsmanagement,
3. Bewertung der Effekte von Agroforstgehölzstreifen bezüglich der Gewässerunterhaltungsaufgaben von Boden- und Wasserverbänden.

## 4 Versuchsflächen, Versuchsdesign und Methoden

### 4.1 Lage und standörtliche Charakterisierung der Versuchsflächen

#### 4.1.1 Lage der Versuchsflächen

Die Forschungsarbeiten wurden auf zwei Ackerstandorten in Südbrandenburg durchgeführt, die im Folgenden nach den in der Nähe befindlichen Ortschaften „Peickwitz“ und „Neu Sacro“ benannt werden. Abbildung 3 zeigt deren Lage in Bezug zu Cottbus, der größten Stadt in dieser Region.



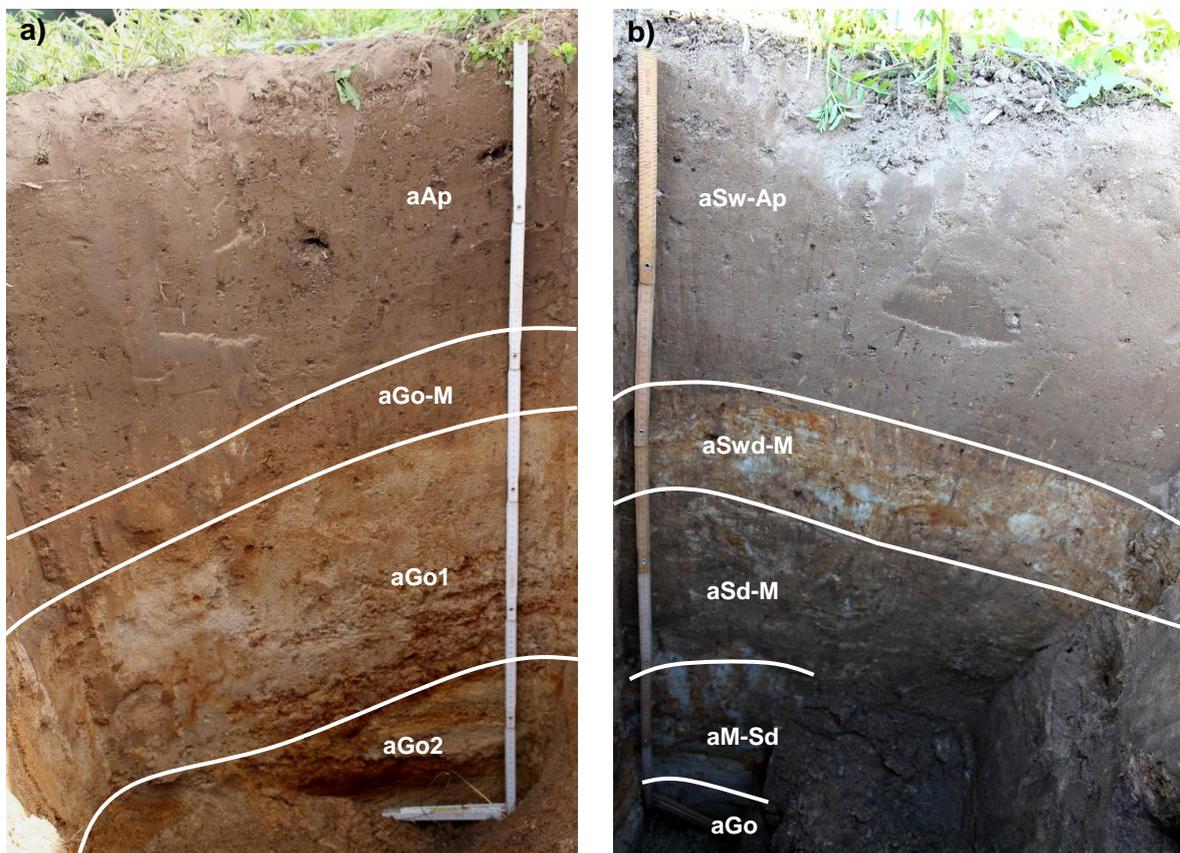
**Abbildung 3:** Lage der Versuchsstandorte „Peickwitz“ und „Neu Sacro“ in der Untersuchungsregion Südbrandenburg (Luftbildquelle: Google Earth)

#### 4.1.2 Allgemeine standörtliche Charakterisierung der Untersuchungsflächen

Die Region Südbrandenburg gehört mit einer mittleren Jahresniederschlagssumme von ca. 570 mm und einer Jahresdurchschnittstemperatur von 9,6 °C (DWD 2021a, b, Cottbus, 1981 bis 2010) zu den trockensten Gebieten Deutschlands. Zudem überwiegen hier Böden, die vorwiegend durch sandige Substrate gekennzeichnet sind (LGB 2021). Folglich ist die Wasserhaltefähigkeit hier allgemein als niedrig und das Auswaschungspotential von Nährstoffen als vergleichsweise hoch einzustufen. Die Kombination aus geringer Jahresniederschlagssumme und sandigen Bodensubstraten bedingt, dass die Agrarlandschaften in der Region Südbrandenburg primär durch ertragsschwache Standorte geprägt sind.

Die Untersuchungsstandorte wiesen bezüglich der Bodenart Differenzen auf. So dominierten am Standort „Peickwitz“ Reinsande und schwach lehmige Sande, während am Standort „Neu Sacro“ auch lehmige Sande und sandige Lehme auftraten. Gemeinsam ist beiden Standorten eine schwache bis mäßig ausgeprägte Grundwasserbeeinflussung, was bedeutet, dass im Jahresverlauf auf großen Teilen der Versuchsflächen Grundwasser zwischen 1,8 und 3,0 m unter Flur anstand. Während der Untersuchungszeit wurde aufgrund der sehr trockenen Jahre 2018 und 2019 eine tendenzielle Abnahme des Grundwasserstandes beobachtet.

Die Größe des für die Untersuchungen relevanten Ackerschlags am **Standort „Neu Sacro“** beträgt ca. 40 ha. Die Fläche befindet sich nahe der Stadt Forst (Lausitz), ca. 1 km von der Neiße entfernt und war vor der Drainierung dieses Areals, welche nach Angaben des derzeitigen Bewirtschafters bereits in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts durchgeführt wurde, durch die Auendynamik dieses Flusses geprägt. Der Boden weist auch heute noch charakteristische Merkmale von Auenböden auf. So variiert der Bodentyp in Abhängigkeit der vorliegenden Bodenart zwischen einer Gley-Vega und einer Pseudogley-Vega (Abbildung 4; Kanzler und Böhm 2015). Wichtige Horizonteigenschaften sind in Tabelle 1 zusammengestellt.



**Abbildung 4:** Profil einer a) Gley-Vega und einer b) Pseudogley-Vega am Versuchsstandort „Neu Sacro“ (Kanzler und Böhm 2015)

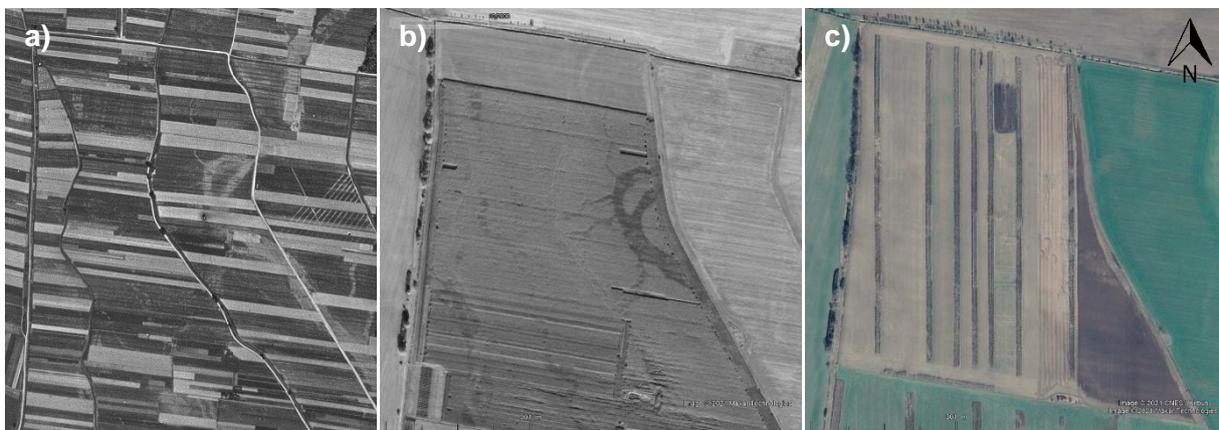
Vor der Kollektivierung in den 1950iger Jahren setzte sich der heutige Ackerschlag aus zahlreichen Einzelflächen zusammen, die ein kleingliedriges Nutzungsmosaik aus verschiedenen Ackerkulturen ergaben (Abbildung 5a). Im Zuge von Bodenreform und anschließender Kollektivierung wurden diese Einzelflächen zu einem großen Schlag vereinheitlicht, wobei u.a. auch Gräben verrohrt und einzelne Gehölzstrukturen beseitigt wurden (Abbildung 5b).

**Tabelle 1:** Bodenkundliche Kenngrößen der Bodenprofile a) Gley-Vega und b) Pseudogley-Vega am Versuchsstandort „Neu Sacro“ (Kanzler und Böhm 2015)

Profil	Horizont	Tiefe [cm]	Skelett [%]	Sand [%]	Schluff [%]	Ton [%]	Bodenart	pH-Wert	Humus [%]	TOC [%]	TN [%]
a)	aAp	0-38	6,6	70	24	6	SI2	5,43	1,28	5,43	9,60
a)	aGo-M	38-50	7,9	70	24	6	SI2	5,34	1,14	5,34	4,23
a)	aGo1	50-85	18,8	97	4	1	Ss	4,41	0,23	4,41	0,69
a)	aGo2	85->120	28,8	98	4	1	Ss	4,28	0,12	4,28	0,50
b)	aSw-Ap	0-35	1,5	60	32	6	Su3	6,06	2,48	6,06	11,27
b)	aSwd-M	35-50	1,3	59	30	8	SI3	6,13	1,15	6,13	2,14
b)	aSd-M	50-83	1,9	66	25	8	SI3	5,99	1,24	5,99	3,31
b)	aM-Sd	83-115	0,9	59	31	10	SI3	5,92	0,95	5,92	1,11
b)	aGo	115->130	0,8	91	9	2	Ss	5,50	0,17	5,5	0,53

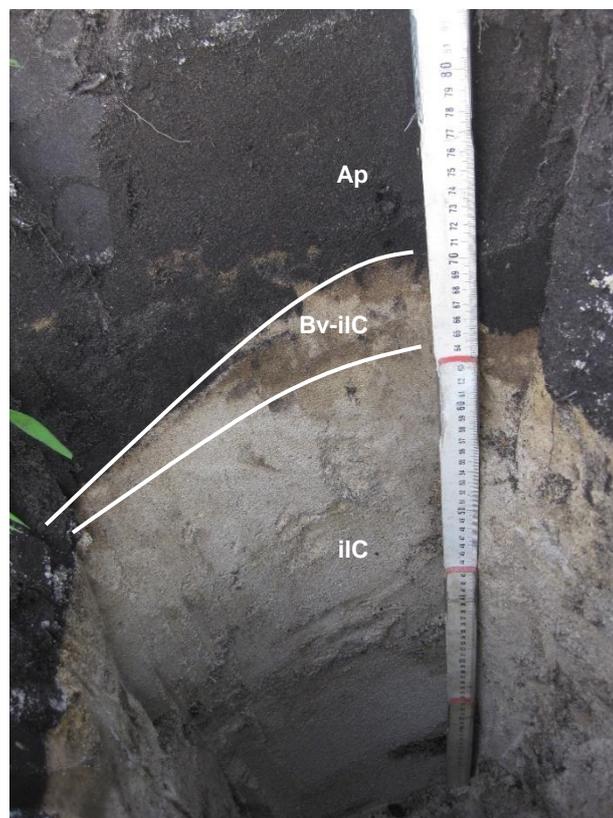
Im Jahr 2010 wurde auf dem Standort, der aktuell durch die Agrargenossenschaft Forst e.G. bewirtschaftet wird, mit der Etablierung eines Agroforstsystems begonnen. Hierbei wurden insgesamt sieben ca. 10 m breite Gehölzstreifen mit jeweils vier Baumreihen gepflanzt (Abbildung 5c). Als Baumarten wurden Pappel (*Populus spec.*) und Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) gewählt, die je Streifen abwechselnd in Blöcken zu jeweils ca. 165 m Länge angeordnet wurden. Die Gesamtlänge der Baumstreifen betrug somit ca. 660 m. Eine Ernte der Bäume findet alle drei bis vier Jahre statt. Die Holzbiomasse wird für die Produktion von Hackschnitzeln genutzt, wobei die Ernte der Gehölzstreifen durch die Energy Crops GmbH realisiert wird.

Die Abstände zwischen den Gehölzstreifen betragen 24, 48 und 96 m, also jeweils ein Vielfaches der im Landwirtschaftsbetrieb häufigsten Arbeitsbreite. Für die Untersuchungen in diesem Forschungsprojekt war vor allem die Ackerstreifenbreite von 48 m von Interesse (vgl. Kapitel 4.3). Während des Untersuchungszeitraumes wurden auf den Ackerfruchtbereichen Silomais (*Zea mays* L.), Sommergerste (*Hordeum vulgare* L.), Sonnenblume (*Helianthus annuus* L.) und Winterweizen (*Triticum aestivum* L.) angebaut (vgl. Kapitel 4.2). Die Bewirtschaftung erfolgte nach Maßstäben der konventionellen Landwirtschaft. Weitere bzw. zusammenfassende Informationen zum Standort enthält Tabelle 2.



**Abbildung 5:** Standort „Neu Sacro“ a) vor der Kollektivierung in den 1950iger Jahren, b) nach Zusammenlegung kleiner Ackerflächen zu einem großen Schlag und c) nach Etablierung der Agroforstgehölzstreifen (Luftbildquellen: Google Earth)

Der Standort „Peickwitz“ hat eine Gesamtgröße von reichlich 20 ha, wobei die Untersuchungen für dieses Forschungsprojekt auch hier nur auf einer Teilfläche stattfanden. Der in der Ortschaft Peickwitz befindliche Standort liegt ca. 10 km südlich der Stadt Senftenberg. Der Oberboden weist hier einen vergleichsweise hohen Humusgehalt auf. Ursächlich hierfür könnte der Eintrag größerer Mengen an Kohlestaub sein. So liegt der Standort „Peickwitz“ nur ca. 2 km vom ehemaligen Braunkohletagebau Niemtsch entfernt, in dem bis Ende der 1960iger Jahre Braunkohle abgebaut wurde. Eine qualitative Analyse des organischen Bodenkohlenstoffs wurde jedoch nicht durchgeführt, so dass dieser Aspekt nur als naheliegende Vermutung geäußert werden kann. Als Bodentyp lag im Bereich der Forschungsarbeiten ein Braunerde-Regosol vor (Abbildung 6; Tabelle 2). Unterhalb des Pflughorizontes steht mindestens bis zu einer Tiefe von 2 m karbonatfreier, reiner Sand an. Der Standort kann somit als stark auswaschungsgefährdet eingestuft werden.



**Abbildung 6:** Profil eines Braunerde-Regosols am Versuchsstandort „Peickwitz“

**Tabelle 2:** Bodenkundliche Kenngrößen des Bodenprofils Braunerde-Regosol am Versuchsstandort „Peickwitz“

Horizont	Tiefe [cm]	Skelett [%]	Sand [%]	Schluff [%]	Ton [%]	Bodenart	pH-Wert	Humus [%]
Ap	0-27	1,5	93	5	2	Ss	4,35	3,1
Bv-ilC	27-35	1,4	93	5	2	Ss	5,08	0,5
ilC	35->90	1,2	93	5	2	Ss	5,81	0,1

Vor dem Beginn der Anlage eines Agroforstsystems im Jahr 2015 wurde die Fläche im Wesentlichen als einheitlicher Ackerschlag genutzt. Durch die Agroforstgehölzstreifen fand eine Schlagunterteilung und eine hiermit einhergehende räumliche Anbaudiversifizierung statt (Abbildung 7). Gepflanzt wurden 10 bis 25 m breite und ca. 250 lange Gehölzstreifen aus

Pappelhybriden und Robinie, die ähnlich wie auf dem Standort „Neu Sacro“ in Nord-Süd-Richtung verliefen. Gehölzdichte und Umtriebszeit variieren in Abhängigkeit des Nutzungszieles (Energieholz oder Stammholz). Bewirtschaftet wird die Fläche (Acker- und Gehölzkulturen) durch den konventionell wirtschaftenden Landwirtschaftsbetrieb Domin.



**Abbildung 7:** Standort „Peickwitz“ a) vor und b) nach Etablierung der Agroforstgehölzstreifen (Luftbildquellen: Google Earth)

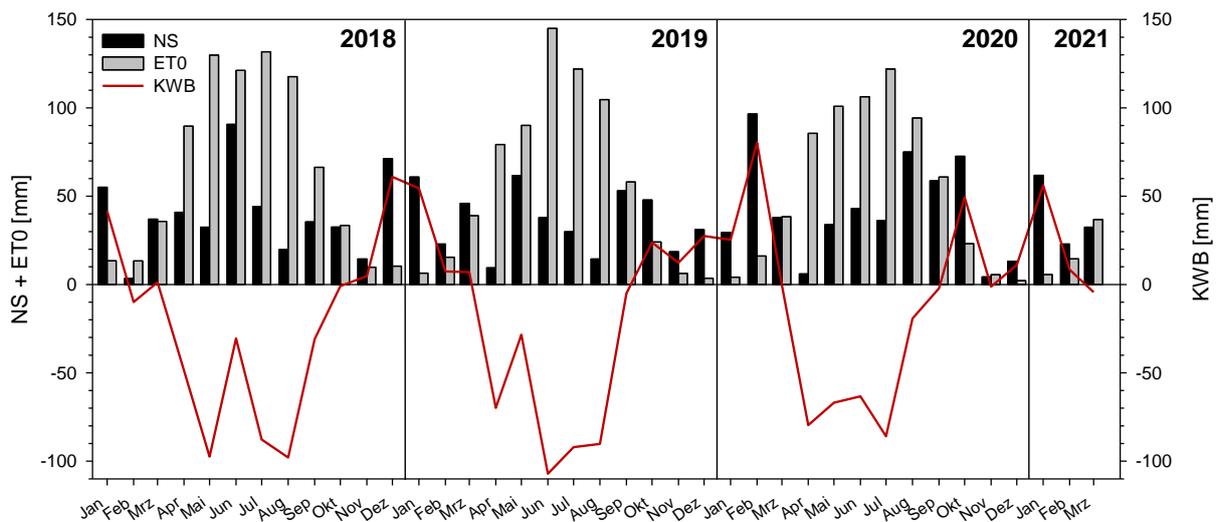
Die Abstände zwischen den Gehölzstreifen variieren zwischen 30 und 200 m. Während der Untersuchungszeit wurden im Wechsel Winterroggen (*Secale cereale* L.) und Silomais angebaut, wobei zwischen diesen eine Zwischenfrucht (Futterroggen oder Zwischenfrucht-Mischung) eingesät wurde. Tabelle 3 enthält wichtige Kenngrößen dieses Standortes.

**Tabelle 3:** Wichtige Kenndaten der Versuchsflächen bei Neu Sacro und Peickwitz

	<b>Neu Sacro</b>	<b>Peickwitz</b>
	 <p><b>Ansicht eines frisch bestellten 24 m breiten Ackerstreifens</b></p>	 <p><b>Ansicht eines Pappelstreifens und angrenzende Ackerstreifen</b></p>
<b>Agroforstsystem begründet (Jahr)</b>	2010	2015
<b>verwendete Baumarten</b>	Pappel (vorwiegend <i>P. maximowiczii</i> x <i>P. nigra</i> , MAX-Klone), Robinie ( <i>Robinia pseudoaccacia</i> L.)	Pappel (vorwiegend <i>P. maximowiczii</i> x <i>P. nigra</i> , MAX-Klone), Robinie
<b>Bäume ha<sup>-1</sup> / Gehölzbodenfläche (ha)</b>	ca. 9800 / ca. 5 ha	ca. 3.300 bis 8.000 / ca. 4 ha
<b>Bewirtschaftung der Gehölze</b>	Kurzumtrieb, Ernte aller 3 bis 4 Jahre	Kurzumtrieb und Stammholzproduktion, Ernte aller 5 bis 15 Jahre
<b>Ackerstreifen-breiten</b>	24, 48 und 96 m	Zwischen 30 und 200 m
<b>Fruchtfolge 2018 bis 2021</b>	Silomais → Wintergerste → Sonnenblume → Winterweizen	Silomais / Zwischenfruchtmischung → Winterroggen / Futterroggen als Zwischenfrucht → Silomais / Futterroggen als Zwischenfrucht
<b>Bodenart (0-30 cm)</b>	vorwiegend mittel schluffiger bis mittel lehmiger Sand Lehm	vorwiegend reiner Sand
<b>Bodentyp</b>	Gley-Vega und Pseudogley-Vega	Braunerde-Regosol
<b>Bodenwertzahl</b>	45	23

### 4.1.3 Klimatische Kenngrößen während des Untersuchungszeitraumes

In den Untersuchungsjahren 2018 bis 2020 lagen die jährlichen Niederschlagssummen zwischen 437 mm (2019) und 508 mm (2020) und damit deutlich unter dem langjährigen Mittel von 570 mm (vgl. Kapitel 4.1.2). In der Vegetationsperiode (April bis September) betragen die Niederschlagssummen gerade einmal zwischen 206 mm (2019) und 263 mm (2018). Die potentielle Verdunstung überstieg während der Frühjahrs- und Sommermonate die Niederschläge beträchtlich, wodurch die klimatische Wasserbilanz, die ein Maß für das Wasserangebot in einem Gebiet darstellt, ganz deutlich in den negativen Wertebereich fiel (Abbildung 8).



**Abbildung 8:** Monatliche Niederschlagssumme (NS, korrigiert), Grasreferenzverdunstung (ET0; FAO-Penman-Monteith) und Klimatische Wasserbilanz (KWB; DIN 4049-3, korrigierter Niederschlag – Grasreferenzverdunstung)

Das erhebliche Wasserdefizit führte dazu, dass insbesondere während der späten Frühjahrs- bzw. Sommermonate kein Sickerwasser gesammelt werden konnte. Überdies hatten die geringen Niederschlagswerte Einfluss auf die Ackerkultureerträge, wodurch die potentielle Einflussnahme der Komposte auf die Ertragsleistung stark überlagert wurde. Insgesamt gesehen waren die Witterungsbedingungen während der Versuchszeit für die Beantwortung der Fragestellungen dieses Projektes alles andere als hilfreich.

## 4.2 Bewirtschaftung während der Forschungsarbeiten

Am Standort „Neu Sacro“ wurde im Rahmen der regulären Flächenbewirtschaftung sowohl mineralischer als auch organischer Stickstoffdünger ausgebracht, wobei ausschließlich in den Monaten März und April gedüngt wurde. In Tabelle 4 sind die einzelnen Bewirtschaftungsschritte chronologisch aufgeführt. Zur besseren zeitlichen Einordnung der Kompostausbringungstermine wurden diese hier ergänzend dargestellt. Eine detaillierte Übersicht hierzu enthält Kapitel 5.2. Eine Ernte der Gehölzstreifen erfolgte am Standort „Neu Sacro“ während des Untersuchungszeitraumes im Winter 2017/2018 sowie im Winter 2020/2021.

**Tabelle 4:** Bewirtschaftungsmaßnahmen im Bereich der Ackerkulturen während des Untersuchungszeitraumes am Standort „Neu Sacro“, einschließlich der Angabe von Kompostausbringungen auf den Versuchs-Plots

Ackerfrucht	Maßnahme	Datum	Bemerkungen
Silomais	Kalkung	03.04.2018	2 t Kalk ha <sup>-1</sup>
	Düngung org.	03.04.2018	20 m <sup>3</sup> Rindergülle ha <sup>-1</sup> (64 kg N ha <sup>-1</sup> )
	Bodenbearbeitung	17.04.2018	Scheiben (8 cm tief)
	<i>Düngung Kompost</i>	<i>27.04.2018</i>	<i>Nur auf Kompost-Versuchsplots: unterschiedliche Kompostsubstrate inkl. Einarbeitung, jeweils 10 t TM ha<sup>-1</sup></i>
	Einsaat	04.05.2018	Sorte MAS 21D; 1,6 Einheiten Saatgut ha <sup>-1</sup> (80.000 Körner ha <sup>-1</sup> )
	Pflanzenschutz	29.05.2018	Herbizide Gardo Gold (3 l ha <sup>-1</sup> ) u. Calisto (0,75 l ha <sup>-1</sup> )
	Ernte	03.09.2018	11,85 t ha <sup>-1</sup>
Sommergerste	Düngung org.	20.03.2019	20 m <sup>3</sup> Rindergülle ha <sup>-1</sup> (84 kg N ha <sup>-1</sup> )
	Bodenbearbeitung	20.03.2019	Grubbern (20 cm tief)
	<i>Düngung Kompost</i>	<i>21.03.2019</i>	<i>Nur auf Kompost-Versuchsplots: unterschiedliche Kompostsubstrate inkl. Einarbeitung, jeweils 30 t TM ha<sup>-1</sup></i>
	Einsaat	27.03.2019	Sorte Tocada; 130 kg Saatgut ha <sup>-1</sup>
	Pflanzenschutz	08.05.2019	Herbizid Axial 50 (0,9 l ha <sup>-1</sup> )
	Ernte	24.07.2019	4,5 t ha <sup>-1</sup> (Korn), ohne Strohabfuhr
	<i>Düngung Kompost</i>	<i>11.11.2019</i>	<i>Nur auf Kompost-Versuchsplots: Basis-Kompostsubstrat inkl. Einarbeitung, jeweils 40 t TM ha<sup>-1</sup></i>
Sonnenblume	Düngung org.	03.03.2020	20 m <sup>3</sup> Gärreste ha <sup>-1</sup> (68 kg N ha <sup>-1</sup> )
	Bodenbearbeitung	17.03.2020	Pflügen (25 cm tief)
	Düngung mineral.	18.03.2020	0,23 t Alzon 46 ha <sup>-1</sup> (106 kg N ha <sup>-1</sup> )
	Düngung mineral.	27.03.2020	0,1 t Kaliumsulfat ha <sup>-1</sup>
	Einsaat	08.04.2020	Sorte Columbella Z1; 1,8 Einheiten Saatgut ha <sup>-1</sup> (135.000 Körner ha <sup>-1</sup> )
	<i>Düngung Kompost</i>	<i>29.04.2020</i>	<i>Nur auf Kompost-Versuchsplots: unterschiedliche Kompostsubstrate inkl. Einarbeitung, jeweils 30 t TM ha<sup>-1</sup></i>
	Bodenbearbeitung	27.05.2020	Hacken (2 cm tief)
	Ernte	13.09.2020	2,65 t ha <sup>-1</sup> ; ohne Ernterestabfuhr
Winterweizen	Bodenbearbeitung	12.10.2020	Scheiben (10 cm tief)
	Einsaat	13.10.2020	Sorte Patras; 200 kg Saatgut ha <sup>-1</sup>
	Pflanzenschutz	11.11.2020	Herbizide Malibu (2,5 l ha <sup>-1</sup> ) u. Tribun (20 g ha <sup>-1</sup> )
	Düngung mineral.	08.03.2021	0,3 t Spreewaldpower ha <sup>-1</sup> (114 kg N ha <sup>-1</sup> )
	Düngung Blatt	21.04.2021	1,5 l AKRA Blatt flüssig ha <sup>-1</sup>
	Düngung Blatt	21.04.2021	0,5 l AKRA plus 9 ha <sup>-1</sup>
	Pflanzenschutz	21.04.2021	Herbizide Senior (150 g ha <sup>-1</sup> ) u. Tribun (40 g ha <sup>-1</sup> )
	Ernte	15.08.2021	5,76 t ha <sup>-1</sup> (Korn); Stroh wurde separat abgefahren

Auch am Standort „Peickwitz“ wurden sowohl mineralische als auch organische Stickstoffdünger ausgebracht. Tabelle 5 enthält – chronologisch geordnet – die einzelnen Bewirtschaftungsschritte, einschließlich der Zeitpunkte, an denen Komposte ausgebracht wurden (vgl. Kapitel 5.2). Holzerntemaßnahmen erfolgten im Winter 2018/2019 sowie im Winter 2019/2020. Hierbei wurden – anders als am Standort „Neu Sacro“ – jedoch nur einzelne Reihen der Gehölzstreifen beerntet, wodurch die vertikale Struktur und somit die Windschutzwirkung der Agroforstfläche weitestgehend erhalten blieb.

**Tabelle 5:** Bewirtschaftungsmaßnahmen im Bereich der Ackerkulturen während des Untersuchungszeitraumes am Standort „Peickwitz“, einschließlich der Angabe von Kompostausbringungen auf den Versuchs-Plots

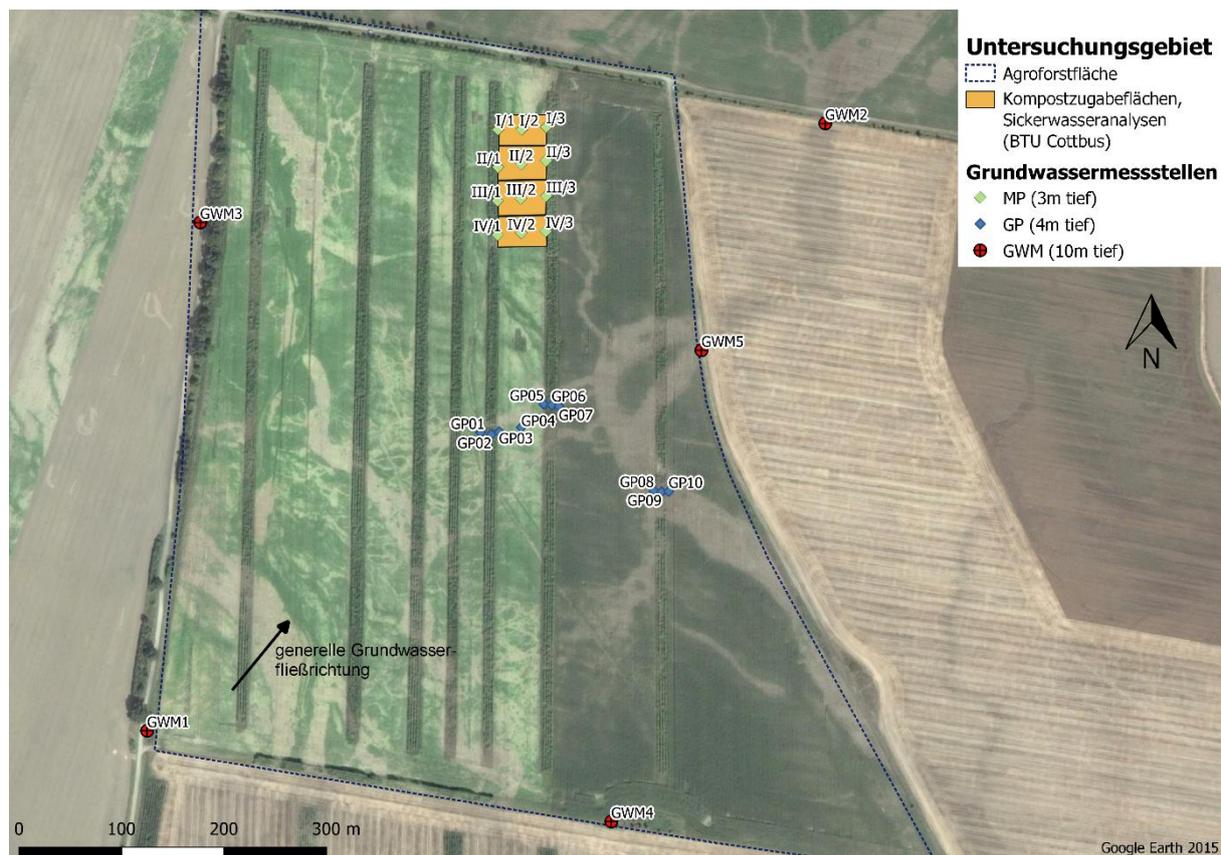
Ackerfrucht	Maßnahme	Datum	Bemerkungen
Zwischenfrucht	Düngung org.	27.08.2017	15 m <sup>3</sup> Gärreste ha <sup>-1</sup> (60 kg N ha <sup>-1</sup> )
	Bodenbearbeitung	27.08.2017	Einarbeitung der Gärreste mit Scheibenegge (15 cm tief)
	Einsaat	27.08.2017	Zwischenfruchtgemenge; 15 kg Saatgut ha <sup>-1</sup>
Silomais	<i>Düngung Kompost</i>	26.04.2018	<i>Nur auf Kompost-Versuchsplots: unterschiedliche Kompostsubstrate inkl. Einarbeitung, jeweils 10 oder 30 t TM ha<sup>-1</sup></i>
	Einsaat	26.04.2018	Sorte Flavi; 1,63 Einheiten Saatgut ha <sup>-1</sup> (81.500 Körner ha <sup>-1</sup> )
	Pflanzenschutz	28.05.2018	Herbizide Mais Ter (1,5 l ha <sup>-1</sup> ) u. Gardo Gold (2,5 l ha <sup>-1</sup> )
	Ernte	27.08.2018	20,0 t ha <sup>-1</sup>
Winterroggen	Bodenbearbeitung	26.09.2018	Scheiben (15 cm tief)
	Einsaat	29.09.2018	150 kg Saatgut ha <sup>-1</sup>
	Düngung mineral.	26.03.2019	0,14 t Alzon 46 ha <sup>-1</sup> (63 kg N ha <sup>-1</sup> )
	<i>Düngung Kompost</i>	26.03.2019	<i>Nur auf Kompost-Versuchsplots: unterschiedliche Kompostsubstrate inkl. Einarbeitung, jeweils 10 oder 30 t TM ha<sup>-1</sup></i>
	Pflanzenschutz	16.04.2019	Herbizide Zypar (0,5 l ha <sup>-1</sup> ), Broadway (0,5 l ha <sup>-1</sup> ) u. Senior (100 g ha <sup>-1</sup> )
	Ernte	05.07.2019	1,63 t ha <sup>-1</sup> (Korn), Stroh wurde separat abgefahren
Futterroggen (Zwischenfrucht)	Bodenbearbeitung	26.09.2019	Scheiben (15 cm tief)
	Einsaat	02.10.2019	85 kg Saatgut ha <sup>-1</sup>
	Düngung mineral.	17.03.2020	0,13 t Getreidepower ha <sup>-1</sup> (52 kg N ha <sup>-1</sup> )
	Pflanzenschutz	09.04.2020	Herbizide Zypar (0,6 l ha <sup>-1</sup> ), Broadway (0,6 l ha <sup>-1</sup> ) u. Senior (125 g ha <sup>-1</sup> )
	Ernte	30.04.2020	10,15 t ha <sup>-1</sup> (Ganzpflanze)
	<i>Düngung Kompost</i>	29.04.2020	<i>Nur auf Kompost-Versuchsplots: unterschiedliche Kompostsubstrate inkl. Einarbeitung, jeweils 10 oder 30 t TM ha<sup>-1</sup></i>
	Einsaat	11.05.2020	Sorte Flavi; 1,6 Einheiten Saatgut ha <sup>-1</sup> (80.000 Körner ha <sup>-1</sup> )
	Pflanzenschutz	11.11.2020	Herbizide Mais Ter (1,25 l ha <sup>-1</sup> ) u. Gardo Gold (2,5 l ha <sup>-1</sup> )
	Ernte	18.09.2020	12,02 t ha <sup>-1</sup>
Winterroggen	Bodenbearbeitung	29.09.2020	Scheiben (15 cm tief)
	Einsaat	30.09.2020	150 kg Saatgut ha <sup>-1</sup>
	Düngung org.	03.03.2020	20 m <sup>3</sup> Rindergülle ha <sup>-1</sup> (82 kg N ha <sup>-1</sup> )
	Pflanzenschutz	09.04.2020	Herbizide Zypar (0,65 l ha <sup>-1</sup> ), Broadway (0,65 l ha <sup>-1</sup> ) u. Senior (130 g ha <sup>-1</sup> )
	Ernte		1,01 t ha <sup>-1</sup> (Korn); Stroh wurde separat abgefahren

## 4.3 Übergeordnetes Versuchsdesign

An den beiden Versuchsstandorten wurde mit Blick auf das jeweilige Versuchsdesign ein abweichendes Versuchsdesign gewählt. In diesem Kapitel wird der Aufbau der Versuchsflächen sowie die Installation der für die Feldanalytik notwendigen Gerätschaften allgemein vorgestellt. Detaillierte Angaben zur Durchführung konkreter Versuche sind mit Bezug auf die hier folgenden Beschreibungen jeweils an entsprechender Stelle ab Kapitel 5 zu finden.

### 4.3.1 Standort „Neu Sacro“

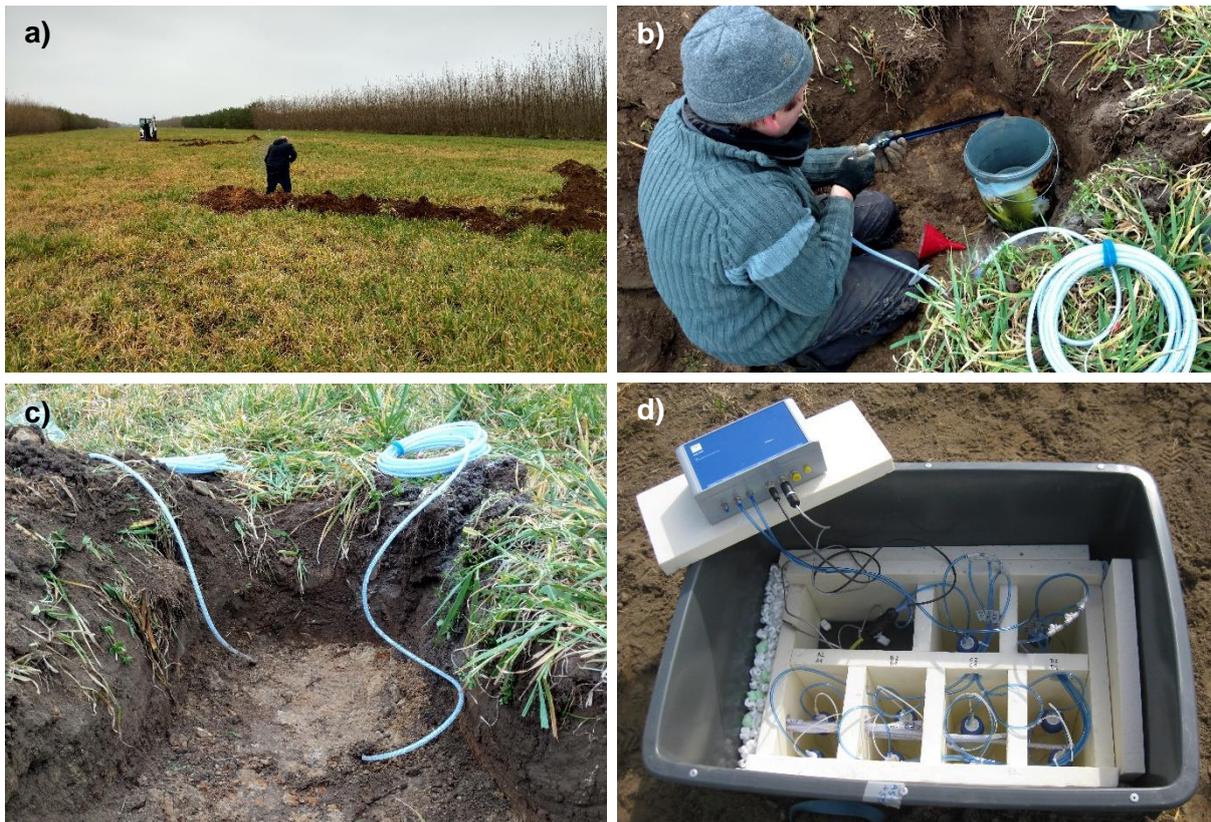
Am Standort „Neu Sacro“, wo sowohl die ungesättigte als auch die gesättigte Bodenzone zeitlich hochaufgelöst untersucht wurden, erfolgte im Nordosten des Agroforstsystems die Anlage von Versuchsplots, auf denen (ausgenommen der Referenzvariante) zu verschiedenen Zeitpunkten (vgl. Tabelle 4) unterschiedliche Mengen von drei verschiedenen Kompostvarianten ausgebracht wurden. Dieses Versuchsareal erstreckte sich auf einer Länge von ca. 150 m über die gesamte Breite eines 48 m breiten Ackerfruchtstreifens (Abbildung 9). Ein Teil des westlich befindlichen Pappelstreifens wurde ebenfalls in die Untersuchungen einbezogen.



**Abbildung 9:** Lage der Versuchsplots im nordöstlichen Teil des Agroforstsystems sowie der Grundwasserbeprobungsstellen am Standort „Neu Sacro“ (Luftbildquelle: Google Earth 2015)

Auf diesem Versuchsareal erfolgte im November 2017 die Installation von insgesamt fünf Saugkerzenanlagen zur kontinuierlichen Sickerwassergewinnung. Vier der Anlagen wurden mittig auf dem Ackerfruchtstreifen in einem Abstand von ca. 35 m zueinander angeordnet (Abbildung 10a, Abbildung 11). Die fünfte Anlage wurde in der Mitte des westlich gelegenen

Pappelgehölzstreifens installiert (Abbildung 11). Je Anlage wurden in vier Richtungen sternförmig ausgehend insgesamt acht Saugkerzen mit Keramikkopf eingebaut, wobei zwei Bodentiefen berücksichtigt wurden (Abbildung 10b, c). In jeder Beprobungsrichtung wurden die Keramikköpfe einmal in 50 cm und einmal in 100 cm Tiefe installiert. Die Entfernung von der Saugkerzenanlage bis zum Einbauort der Saugkerzen betrug jeweils ca. 7 m (Abbildung 11). Der für die kontinuierliche Sickerwassergewinnung benötigte Unterdruck wurde über eine Vakuumpumpe (VS-Twin, Meter Group) sichergestellt, die jeweils eine Anlage bzw. acht Saugkerzen versorgte (Abbildung 10d).

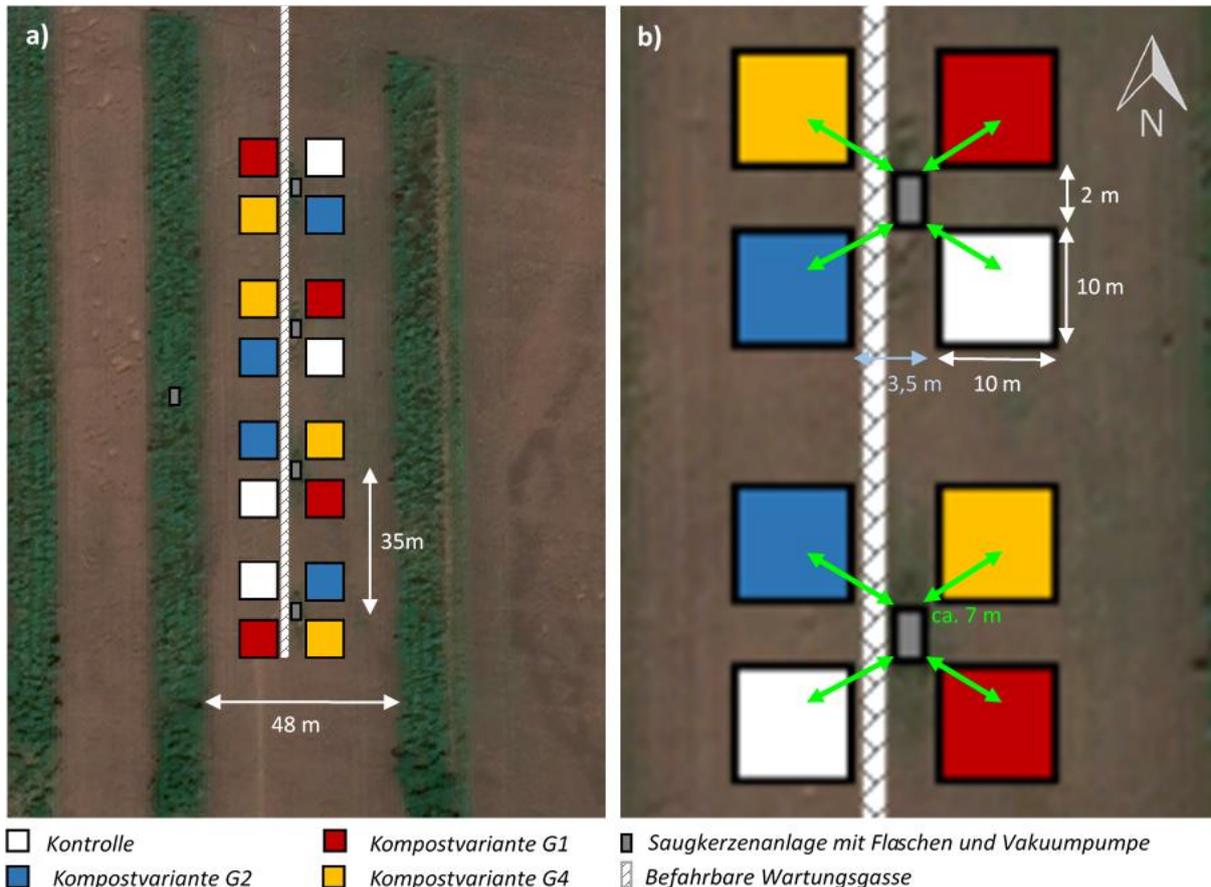


**Abbildung 10:** a) Verortung der Saugkerzenanlagen und Aushebung der Leitungsgräben, b) Einbau der Saugkerzen am Ende der Leitungsgräben, c) eingebaute Saugkerzen in zwei unterschiedlichen Bodentiefen, d) Saugkerzenanlage mit Auffangflaschen und Vakuumpumpe (Fotos: Gabor Zamožny und Christian Böhm)

Vor dem Ausbringen der ersten Kompostgaben im Frühjahr 2018 erfolgte die Einmessung von 10 m x 10 m großen Plots. Hierbei wurden um jede Saugkerzenanlage vier Plots angelegt, wobei zwischen den Plots jeweils Pufferbereiche belassen wurden (Abbildung 11). Die Anordnung der Versuchsglieder „Kontrolle“ (Bewirtschaftung siehe Tabelle 4), G1, G2 und G4 (vgl. Tabelle 11) erfolgte nach einem randomisierten Design.

Zur Bestimmung der kleinräumigen Grundwasserfließrichtung und zur tiefenorientierten (oberflächennahen) Grundwasserprobenahme im Bereich der Sickerwasserbeprobungen erfolgte der Einbau von insgesamt 24 Grundwasserentnahmestellen, die im Weiteren als Minipegel (MP) bezeichnet werden. Der Einbau erfolgte an 12 Stellen (jeweils in unmittelbarer Nähe zu den Saugkerzenanlagen sowie in gleicher Höhe direkt am westlichen und östlichen Randbereich der Gehölzstreifen; Abbildung 9) mittels Rammkernsondierungsverfahren (Abbildung 12a). Je Einbaupunkt wurden zwei MPs verbaut, die bis in eine Tiefe von 2 m und 3 m unter Geländeoberkante (GOK) reichten (Abbildung 12b). Die aus HDPE (High-Density

Polyethylen) bestehenden MPs hatten einen Durchmesser von 40 mm. Der Filterbereich von einem Meter Länge mit einer Schlitzweite von 0,3 mm befand sich im untersten Meter. Aufgrund der starken Trockenheit während der Untersuchungszeit und des hiermit verbundenen Absinkens des Grundwasserspiegels, konnten die bis in 2 m Tiefe reichenden MPs nicht für die Untersuchungen herangezogen werden. Die Schichtenverzeichnisse der MPs sind Anhang 1 zu entnehmen.



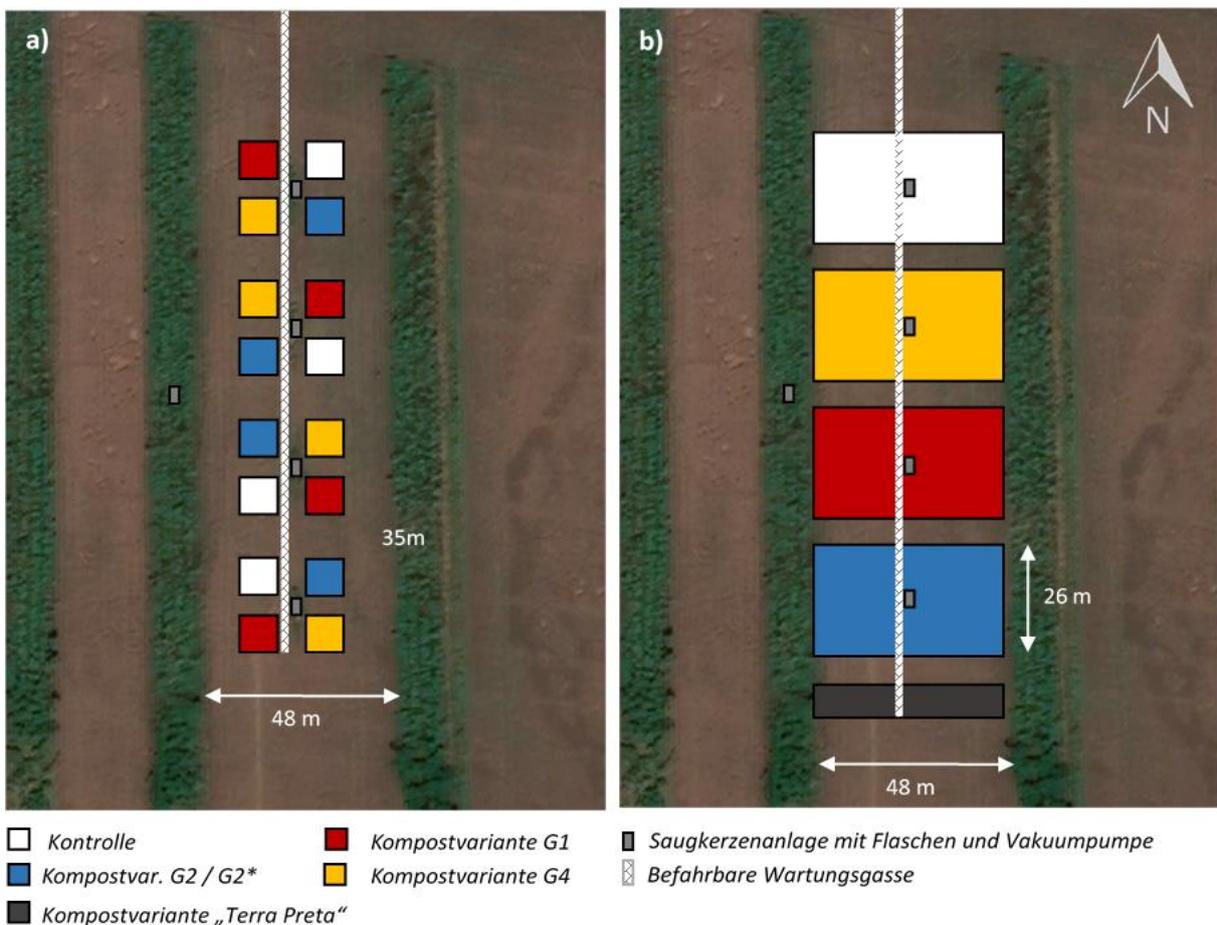
**Abbildung 11:** Lage der Vakuumpumpen mit Probenspeicher und Saugkerzen sowie Anordnung der Kompost-Ausbringungsplots im Bereich der Versuchsanlagen am Standort „Neu Sacro“ im Versuchsjahr 2018 (Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11); a) Übersicht, b) Detailbild (Skizzen sind nicht maßstabsgerecht; Luftbildquelle: Google Earth)

Sämtliche Bodenbeprobungen und Ertragserhebungen fanden sowohl 2018 als auch ab 2019 im Bereich der Versuchsplots statt.

Für die Erfassung der potentiellen Filterwirkung von düngungsbasierten N-Überschüssen durch Agroforstgehölzstreifen wurden im Juni 2019 unter Berücksichtigung der großräumigen Grundwasserfließrichtung 10 weitere Grundwasserentnahmestellen (GP) mit einer Endteufe zwischen 330 und 470 cm (je nach Bodenbeschaffenheit) unter Geländeoberfläche auf dem Versuchsstandort „Neu Sacro“ installiert (Abbildung 9). Die Anordnung der GPs wurde dabei so gewählt, dass an drei Gehölzstreifen die Grundwasserbeprobung sowohl jeweils innerhalb des Baumbestandes als auch westlich und östlich des Gehölzstreifens erfolgen konnte. Auf diese Weise wurde sich erhofft, mögliche, auf die Filterwirkung der Baumstreifen zurückzuführende Änderungen der Grundwasserqualität feststellen zu können.



**Abbildung 12:** a) Rammsondierung zur Einrichtung einer Grundwasserentnahmestelle (MP) und b) fertiggestellte Grundwasserentnahmestellen mit 2 m und 3 m unter Geländeoberfläche (Fotos: Astrid Seemann)



**Abbildung 13:** Lage und Anordnung der Kompost-Ausbringungsplots im Bereich der Saugkerzenanlagen am Standort „Neu Sacro“ a) im Versuchsjahr 2018 und b) ab dem Versuchsjahr 2019 (Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13 sowie Kapitel 5.1.3; Skizzen sind nicht maßstabsgerecht; Luftbildquelle: Google Earth)

Des Weiteren wurden fünf Grundwassermessstellen (GWM) zur Beprobung des tieferliegenden Grundwassers (DN 50; 10 m unter Geländeoberfläche) und der großräumigen Fließrichtung errichtet (Abbildung 14). Für die Lage der GWMs waren u.a. folgende Faktoren ausschlaggebend: Randlage der für die Versuche relevanten Agroforstfläche, potentielle An- und Abstrompositionen, Nähe zu Feldwegen für eine gute Zugänglichkeit (Abbildung 9). Die GWMs hatten einen Filterbereich von 2,0 m, der sich jeweils im Bereich zwischen 9,0 und 7,0 m unter Geländeoberfläche befand. Die Bohrungen wurden vor Ort nach DIN 4022 aufgenommen. Sämtliche Schichtenverzeichnisse sind in Anhang 2 enthalten.

Die für die Modellierung notwendigen Wetterdaten wurden an einer Wetterstation erhoben, die – ca. 450 m von den Saugkerzenanlagen entfernt – auf einem westlich der Agroforstfläche befindlichen Ackerschlag aufgebaut wurde. Hier wurden im 10-minütigen Messintervall folgende Parameter gemessen: Lufttemperatur, relative Luftfeuchtigkeit, Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Globalstrahlung, Niederschlagsmenge.



**Abbildung 14:** a) Bohrung einer 10 m tiefen Grundwassermessstelle (GWM) und b) Bohrgut im Bereich des Filters (Fotos: Thomas Sommer)

#### 4.3.2 Standort „Peickwitz“

Auf der zweiten Versuchsfläche in Peickwitz fanden die Untersuchungen auf einem ca. 5 ha großen, zwischen einem Pappel- und einem Robinienstreifen gelegenen Teilstück im Osten des Agroforstsystems statt (Abbildung 15). Auf dieser Fläche wurden 2018 parallel zu den Gehölzstreifen mehrere ca. 10, 20 oder 50 m breite und in etwa 50 m oder 245 m lange Versuchsplots eingemessen, auf denen unterschiedliche Mengen verschiedener Kompostvarianten ausgebracht wurden.

Die Entnahme von Bodenproben erfolgte in den jeweiligen Versuchsplots in der Mitte der Streifen über die gesamte Länge. Für die Erhebung der ertragskundlichen Daten wurden die einzelnen Streifen jeweils separat geerntet.



**Abbildung 15:** Versuchsplots am Standort „Peickwitz“ im Untersuchungsjahr 2018 (Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11; Skizze ist nicht maßstabsgerecht; Luftbildquelle: Google Earth)



**Abbildung 16:** Versuchsplots am Standort „Peickwitz“ ab dem Untersuchungsjahr 2019 sowie Lage der Grundwasserentnahmestellen (Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13; Skizze ist nicht maßstabsgerecht; Luftbildquelle: Google Earth)

Im Verlauf der Untersuchungen wurden 2019 entlang von drei Versuchsplots (darunter die Referenzvariante) jeweils drei Grundwasserentnahmestellen eingerichtet (Abbildung 16), um

auch an diesem Standort einen möglichen Einfluss des Kompostes auf die Grundwasserqualität quantifizieren zu können. Die Messstellen wurden im Bereich der Kontrollvariante und der Kompostvariante G1 sowie der Kombinationsvariante G1 + Gülle (jeweils 30 t Trockenmasse ha<sup>-1</sup>) installiert.

Auf der Kontrollvariante wurden 2018 unterschiedliche Mengen an mineralischem Stickstoffdünger ausgebracht, um den Einfluss unterschiedlicher Düngungsstufen auf den Ackerfruchtertrag quantifizieren und mit möglichen Ertragseffekten der Komposte abgleichen zu können.

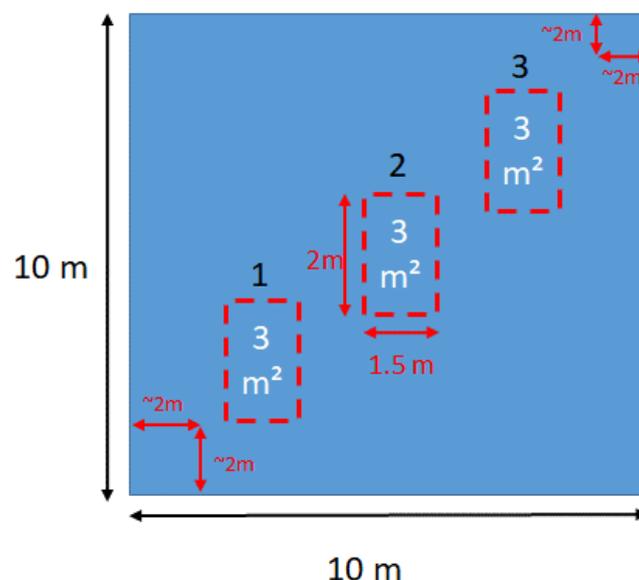
Während 2018 neben den Kompostvarianten G1 und G2 auf kleinen Plots auch die Varianten G5 und G6 (Tabelle 11) ausgebracht wurden (Abbildung 15), waren es ab 2019 nur die Varianten G1 und G2\* (Tabelle 13). Zudem wurde das Versuchsdesign von 2018 zu 2019 etwas abgeändert und eine Kombinationsvariante (Standardkompost G1 + reguläre Gülleausbringung analog zur Kontrollfläche) ergänzt (Abbildung 16).

## 4.4 Probenahmen und laboranalytische Methoden

### 4.4.1 Ertragsuntersuchungen

#### 4.4.1.1 Standort „Neu Sacro“

Die Beprobungen der Ackerfrüchte zur Ertragsbestimmung fanden ausschließlich händisch im Rahmen von Teilernten statt. Für die Sommergerste wurden hierzu beispielsweise am 24.07.2019 im Bereich der 100 m<sup>2</sup> großen Ursprungspartellen des Versuchsdesigns von 2018 (vgl. Abbildung 11) jeweils vier Unterproben zu je 0,25 m<sup>2</sup> in 10 cm Bodenhöhe entnommen und anschließend separat Korn und Stroh mit einer Plattformwaage auf 1 g genau gewogen. Insgesamt erfolgte somit die Entnahme und Wägung von 16 Teilproben pro Versuchsvariante sowie die anschließende Hochrechnung des Kornertrags auf Hektarbasis. Beim Silomais und den Sonnenblumen wurden hingegen die beschriebenen 100 m<sup>2</sup> großen Ursprungspartellen nur in drei Subplots mit einer Flächengröße von jeweils 3 m<sup>2</sup> unterteilt und die Pflanzreihen gesondert beprobt (Abbildung 17).



**Abbildung 17:** Ursprungspartellen aus dem Versuchsdesign von 2018 am Standort „Neu Sacro“ (Abbildung 11) inklusive der beispielhaften Subplotverteilung für die Teilernte der Sonnenblumen im Jahr 2020.

#### 4.4.1.2 Standort „Peickwitz“

Die Versuchsplots am Standort „Peickwitz“ wurden durchweg maschinell mit herkömmlichem landwirtschaftlichem Gerät und vollständig geerntet. Die Abfuhr wurde anschließend auf Domins Hof auf 10 kg genau gewogen. Für alle Versuchsvarianten wurden Teilproben entnommen und anschließend im Labor bzw. beim Winterroggen im Feld (Unimeter Digital, Farm comp) die Kornfeuchte bestimmt.

### 4.4.2 Untersuchung und Probenahme der Laubkomposte

Die Mieten der während der Projektlaufzeit konzipierten Kompostvarianten wurden regelmäßig nach deren Anlage in einem Abstand von ca. 4 bis 6 Wochen bis unmittelbar vor Ausbringung der Komposte beprobt. Hierzu wurde jeweils eine repräsentative Mischprobe (ca. 200 g) je Variante entnommen und bis zur Analyse im Labor bei  $-18^{\circ}\text{C}$  eingefroren. Diese Proben wurden hinsichtlich der in Kapitel 4.4.3.3 beschriebenen Methoden der aus pflanzenbaulicher Sicht entscheidenden C- und N-Parameter untersucht, mussten aber aufgrund ihrer stark hygroskopischen Eigenschaft bzw. der teils sehr hohen C- und N-Gehalte in Ihrer Einwaage angepasst werden. Bei der  $N_{\min}$ -Extraktion wurden beispielsweise nur 10 g, bei der Bestimmung des pH-Wertes nur 12,5 g Substrat eingewogen. Bei der Heißwasserextraktion und der Elementaranalyse wurde die Einwaage auf 2,5 g bzw. 5 mg Substrat reduziert.

### 4.4.3 Bodenkundliche Untersuchungen

#### 4.4.3.1 Entnahme der Bodenproben am Standort „Neu Sacro“

Am 16. April 2018, unmittelbar vor der ersten Kompostausbringung, wurden je Versuchsvariante am Standort „Neu Sacro“ erstmalig fünf gleichmäßig über die Fläche verteilte Einstiche mit dem Pürckhauer-Bohrstock bis in 30 cm Bodentiefe vorgenommen und die Proben nach den Tiefenstufen 0-10 und 10-30 cm unterteilt. Auf diese Weise wurden die Parzellen der Kompostvarianten bzw. der konventionell gedüngten Variante jeweils in 4-facher Wiederholung beprobt. In den Monaten Juli und Oktober 2018 wurde diese Probenahme wiederholt. Die Bodenbeprobungen in den Jahren 2019 und 2020 erfolgten in analoger Weise, jedoch unter Berücksichtigung des geänderten Versuchsdesigns. Die Beprobung im April erfolgte – ebenfalls in Analogie zu 2018 – immer vor Kompostausbringung. Lediglich auf dem Plot der Kontrollvariante wurden die N-Dünger im Rahmen der Gesamtflächenbewirtschaftung (vgl. Tabelle 4) bereits vor der Beprobung ausgebracht.

Alle Proben wurden in PE-Beuteln gekühlt ins Labor transportiert, bei  $-18^{\circ}\text{C}$  bis zur Analyse gelagert und hinsichtlich der folgenden Parameter untersucht: Ammonium-Stickstoff ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ), Nitrat-Stickstoff ( $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ), Gesamtkohlenstoff ( $C_t$ ) und Gesamtstickstoff ( $N_t$ ), organischer Gesamtkohlenstoff ( $C_{\text{org}}$ ), heißwasserlöslicher organischer Kohlenstoff ( $\text{HWC}_{\text{org}}$ ) und heißwasserlöslicher Stickstoff ( $\text{HWN}_t$ ), pH-Wert sowie Skelett-, Humus-, Wasser- und Trockensubstanzgehalt.

#### 4.4.3.2 Entnahme der Bodenproben am Standort „Peickwitz“

Im Zeitraum von 2018 bis 2020 wurden jährlich Mitte August Bodenproben in den verschiedenen mit Kompost bzw. konventionell gedüngten Ackerstreifen am Standort „Peickwitz“ entnommen. Hierfür wurde die Streuschicht entfernt und der mineralische Oberboden mit einem Pürckhauer-Bohrstock nach den Tiefenstufen 0-10 und 10-30 cm beprobt. Um genügend Probenmaterial zu erhalten, wurden auf jeder Teilfläche mindestens fünf zufällig verteilte Einstiche pro Versuchsvariante entnommen und zu einer Mischprobe

vereint. Die Entnahme dieser Mischproben wurde auf der Fläche jeweils dreifach wiederholt. Alle Proben wurden in PE-Beuteln bei -18 °C bis zur Analyse gelagert.

Die bodenkundlich untersuchten Versuchsvarianten am Standort „Peickwitz“ wurden in Tabelle 6 zusammengefasst.

**Tabelle 6:** Bodenkundlich untersuchte Versuchsvarianten am Standort „Peickwitz“

Variante	Zusammensetzung
G1 10 TM	Standardkompost in einer Dosierung von 10 t Trockenmasse ha <sup>-1</sup>
G1 30 TM	Standardkompost in einer Dosierung von 30 t Trockenmasse ha <sup>-1</sup>
G2 10 TM	Standardkompost mit mineralischem Düngeranteil in einer Dosierung von 10 t Trockenmasse ha <sup>-1</sup>
G2 30 TM	Standardkompost mit mineralischem Düngeranteil in einer Dosierung von 30 t Trockenmasse ha <sup>-1</sup>
G1+Gülle	Standardkompost 30 t TM ha <sup>-1</sup> mit Gülle (vgl. Tabelle 5), zeitliche Trennung der Komponenten
Kontrolle	Konventionelle durch den Landwirt durchgeführte Düngung, variiert je nach Ackerkultur

#### 4.4.3.3 Probenaufbereitung und laboranalytische Verfahren:

Bis auf die Analysen des mineralischen Stickstoffs ( $N_{\min}$ ), wurden alle Bodenanalysen an der homogenisierten und gesiebten ( $\leq 2$  mm) Feinbodenfraktion durchgeführt. Sowohl die Fein- als auch die Grobbodenfraktion wurden getrennt gewogen, um ihre Anteile zu bestimmen.

Die Gehalte an  $\text{NO}_3^-$ -N und  $\text{NH}_4^+$ -N wurden aus feldfrischen, homogenisierten, jedoch ungesiebten Bodenproben mit einer 0,01 M  $\text{CaCl}_2$ -Lösung nach VDLUFA A 6.1.4.1 extrahiert.

Die Bestimmung des pH-Wertes, des Kohlenstoff- und des Stickstoffgehaltes erfolgte an der trockenen (40 °C) Feinbodenfraktion. Für die Analyse des Gehaltes an organischem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff wurden die Bodenproben zuvor mit einer Scheibenschwingmühle (FRITSCH, Pulverisette 2) gemahlen. Für die Bestimmung der Trockenrohichte und des Wassergehalts, der gravimetrisch gemessen wurde, wurden die Bodenproben bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet.

Der pH-Wert wurde in 0,01 M  $\text{CaCl}_2$ -Lösung in einem Verhältnis von 1 zu 2,5 (w/v) gemäß DIN 19 684 Teil 1, 1977 bestimmt. Die Ermittlung des Gesamtgehaltes an Kohlenstoff und Stickstoff erfolgte durch oxidative Verbrennung mit einem ELEMENTAR VARIO III Elementaranalysator. Der Gehalt an organischer Substanz im Boden wurde mit der LOI-Methode (Loss on ignition) geschätzt, nachdem die Bodenproben bei 450 °C für 12 Stunden in einem Muffelofen (Bisutti et al. 2007) geglüht wurden. Der Kohlenstoff wurde anschließend erneut gemessen und der gesamte organische Kohlenstoff ( $C_{\text{org}}$ ) wurde durch Bestimmung der Differenz zwischen dem Gesamtkohlenstoffgehalt ( $C_t$ ) und dem Gehalt an anorganischem Kohlenstoff ( $C_{\text{anorg}}$ ) berechnet. Die Heißwasserextrakte wurden nach der von Körschens et al. (1990) beschriebenen Methode gewonnen, bei der ein 10 g Aliquot einer luftgetrockneten Bodenprobe (oder 5 g für die Streuschicht) in 100 ml entionisiertem Wasser 60 Minuten lang gekocht werden. Nach dem Abkühlen auf Raumtemperatur wurden 2 ml einer 1 M  $\text{MgSO}_4$ -Lösung hinzugefügt, um die Kollokation der kolloidalen Partikel in der Flüssigkeit zu unterstützen. Die Suspension wurde dann 10 Minuten bei 4000 U/min zentrifugiert. Der

Überstand wurde durch Dekantieren vom Boden getrennt. Die Konzentration an organischem Kohlenstoff in den HWC-Extrakten wurde mit einem TOC-Analysator (Shimadzu TOC-Vcph und TOC5000) ermittelt.

#### 4.4.3.4 Datenaufbereitung und Statistik

Die pH-Messwerte und C/N-Verhältnisse wurden mittels einer lokal gewichteten Regressionsfunktion nach dem LOESS (Locally Weighted Scatterplot Smoothing) Algorithmus geglättet. Hieraus kann theoretisch die Trendentwicklung der Untersuchungsparameter je Variante abgeleitet werden. Für den pH-Wert wurde ein statistisch signifikanter ( $p < 0,05$ ) Unterschied zwischen den Versuchsvarianten über den Wilcoxon-Rangsummentest geprüft. Weitere Informationen können Cleveland (1979) entnommen werden.

Die übrigen in Kapitel 4.4.3 dargestellten Datensätze anderer Bodenparameter wurden jeweils mit dem Shapiro-Wilk-Test auf Normalverteilung geprüft. Alle auf diese Weise ausgewerteten Datensätze stellten sich als normalverteilt heraus und wurden daher anschließend mit einem linearen Modell mit Haupt- und Wechselwirkungseffekten angepasst. Basierend auf diesem Modell wurde dann eine mehrfaktorielle Varianzanalyse (ANOVA) durchgeführt. Anschließend wurden adjustierte Mittelwerte geschätzt und mittels Sidaktest unter Berücksichtigung eines 95 % Konfidenzintervalls auf Mittelwertunterschiede geprüft. Das jeweilige Ergebnis ist durch Buchstaben über den Fehlerbalken dargestellt. Unterschiedliche Buchstaben stehen für signifikante Unterschiede zwischen den Untersuchungszeitpunkten innerhalb der jeweiligen Versuchsvarianten.

Die Berechnung des  $N_{\min}$ -Vorrates bzw. des Vorrats an  $\text{NO}_3^-$ -N erfolgte unter Berücksichtigung der  $\text{NO}_3^-$ -N-Gehalte, des Steinanteils, der Trockenrohddichte (TRD) sowie der jeweiligen Bodentiefe entsprechend folgender Formel:

$$\text{NO}_3^- \text{-N-Vorrat} = \text{NO}_3^- \text{-N} [\text{mg kg}^{-1} \text{ Boden}] \times \text{Bodentiefe} [\text{m}] \times \text{TRD} \times (1 - (\text{Steinanteil}[\%]/100)) \times 10 \quad [1]$$

Auf eine Auswertung des Ammoniumstickstoffs wurde im Rahmen der folgenden Ergebnisbeschreibungen zu Boden und Sickerwasser verzichtet, da sich diese Messwerte überwiegend unterhalb der analytischen Nachweisgrenze befanden.

#### 4.4.4 Untersuchungen des Sediments

Während der Bohrvorgänge für den Bau der Grundwassermessstellen MP und GWM (vgl. Abbildung 9), sowie durch nachträgliche Sondierungen für einen Laborversuch (vgl. Kap. 6.2, S. 146ff) wurden aus verschiedenen Schichten Sedimentproben entnommen und zur Analyse an das hausinterne Labor des Grundwasser-Zentrums Dresden gegeben. Die Sedimentproben wurden auf folgende Parameter analysiert: pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Gesamtkohlenstoff ( $C_t$ ), gesamter organischer Kohlenstoff ( $C_{\text{org}}$ ), gesamter Stickstoff ( $N_t$ ), mineralisierter Stickstoff ( $N_{\text{min}}$ ), Nitrat-Stickstoff ( $\text{NO}_3^-$ -N), Ammonium-Stickstoff ( $\text{NH}_4^+$ -N) gesamter gebundener Schwefel, Trockenmasse, Calcium, Magnesium, Eisen, Kalium, Mangan und Natrium. Anhand der Analyseergebnisse der Sedimentproben sollte das natürliche Denitrifikationspotential des Aquifers stichprobenartig quantifiziert werden.

Eine zusätzliche Sondierung bis drei Meter Tiefe fand zwischen den Minipegeln (MP) auf dem Untersuchungsfeld der Sickerwasserbeprobung statt. Diese sollen einen verdichteten Aufschluss über die Bodenschichtung unter den Sickerwasser-Versuchsplots mit den

verschiedenen Komposten geben. Die daraus erstellten geologischen Schichtenverzeichnisse wurden für die Modellierung (vgl. Kapitel 6.3, S. 157ff) genutzt.

Mit sieben ausgewählten Proben der Sondierungen wurde eine Korngrößenanalyse durchgeführt, um die hydraulischen Durchlässigkeiten ( $k_f$ -Werte) zu bestimmen. Die Korngrößenanalyse erfolgte im Siebturm. Die Maschenweiten der einzelnen Siebe reichten von 63  $\mu\text{m}$  bis 2 cm. Die Sedimente mit Partikelgrößen < 63  $\mu\text{m}$  (bindiger Anteil) wurden durch Nasssiebung, unter Vorbehandlung der Proben mit Natrium-Pyro-Phosphat, analysiert. Wiesen die Proben einen Anteil von > 20 % an bindigem Material auf, erfolgte die Nasssiebung von Beginn an.

Die hydraulische Durchlässigkeit wurde für die Proben mit Trockensiebung nach Beyer (1964) bestimmt.

$$k_f = C \cdot d_{10}^2 \quad [\text{m/s}]; \quad \text{Bedingungen: } U < 20; \quad 0,06 < d_{10} < 0,6\text{mm} \quad [2]$$

mit: C ... Proportionalitätsfaktor;  $d_{10}$ ,  $d_{50}$ ,  $d_{60}$  ... Korndurchmesser bei 10, 50, 60 % des Siebdurchgangs; U ... Ungleichförmigkeitsgrad (=  $d_{60}/d_{10}$ ).

Der Proportionalitätsfaktor berechnet sich in Abhängigkeit der Lagerungsdichte wie folgt:

$$C_{\text{lockere Lagerung}} = 0,0148 \cdot U^{-0,1493}$$

$$C_{\text{mittlere Lagerung}} = 0,0119 \cdot U^{-0,2016}$$

$$C_{\text{dichte Lagerung}} = 0,01 \cdot U^{-0,2313}$$

Für die Proben mit Nasssiebung wurde die hydraulische Durchlässigkeit, sofern möglich, nach Shepherd (1989) bestimmt.

$$k_f = 450 \cdot d_{50}^{1,65} \quad [\text{cm/h}] \quad [3]$$

## 4.4.5 Untersuchungen des Sickerwassers

### 4.4.5.1 Einbau der Saugkerzen und Probenahme des Sickerwassers

Zur Beurteilung der chemischen Eigenschaften des Sickerwassers der Düngungsversuchsvarianten auf dem Versuchsstandort „Neu Sacro“ wurden im November 2017 insgesamt 40 Keramiksaugkerzen (UMS SK20) mit einer Porengröße von etwa 0,45  $\mu\text{m}$  installiert. Für jede Variante wurden 8 Saugkerzen, davon jeweils 4 Saugkerzen mit einer Gesamtlänge von 60 und 100 cm, in einem Winkel von etwa 45° so eingebaut, dass sich deren Keramikköpfe in 50 bzw. 100 cm Bodentiefe unter Geländeoberkante befinden. Die Saugkerzen wurden diagonal zur Ackermitte in einem Abstand von etwa 7 m über einen Schlauch mit einer Vakuumpumpe verbunden. Diese Pumpe verfügte über zwei separate Unterdruckkreisläufe, welche die Keramikkerzen in den beiden Tiefenstufen mit einem konstanten Unterdruck von 200 hPa kontinuierlich über drei Jahre hinweg versorgte. Das durch die Keramikköpfe gefilterte Sickerwasser wurde nach Tiefenstufen getrennt im Feld in Auffangflaschen (1 L) zwischengelagert. Die Leerung dieser Speicher erfolgte in einem 14-tägigen Beprobungsturnus, wobei die Proben anschließend ins Labor transportiert und für maximal 48 Stunden in einer Kühlzelle bei etwa 5 °C bis zur Analyse aufbewahrt wurden.

#### 4.4.5.2 Untersuchungsparameter

In Tabelle 7 sind die im Sickerwasser untersuchten Parameter, einschließlich der entsprechenden Vorschriften, die zur Bestimmung des Selbigen angewandt wurden, aufgeführt.

**Tabelle 7:** Untersuchungsparameter und dazugehörige angewandte Vorschriften zur Bestimmung der Selbigen

Untersuchungsparameter	Angewandte Vorschrift zur Bestimmung des Untersuchungsparameters
pH-Wert	DIN EN ISO 10523:2012-04
elektrische Leitfähigkeit	DIN EN 27888:1993-11
Nitratstickstoff	DIN EN ISO 10304-1:2009 DE
Ammoniumstickstoff	DIN EN ISO 11732:2005-05
DOC (gelöster organischer Kohlenstoff)	DIN EN 1484 1997 (H3)
DN (gesamt gebundener löslicher Stickstoff)	DIN EN 12260 - 2003-12
DON (gelöster organischer Stickstoff)	Differenz aus DN und Nitrat-/Nitrit- bzw. Ammoniumstickstoff

#### 4.4.5.3 Nitrat-N-Frachtenberechnung

Der kumulierte Austrag an Nitratstickstoff ( $\text{NO}_3^-$ -N) in der ungesättigten Zone wurde unter Einbeziehung der Nitrat-N-Konzentration im Sickerwasser (SW) sowie der anfallenden Sickerwassermenge für die 14-tägigen Probenahmeintervalle im gesamten Untersuchungszeitraum separat berechnet. Die Sickerwassermenge wurde hierfür mit der Software Hydrus 1D (Kapitel 6.3) für den Untersuchungsstandort „Neu Sacro“ über ein Mehrschicht-Bodenwasserhaushaltsmodell kalkuliert. Diese Modellierung berücksichtigt u.a. bodenphysikalische Messungen zum Wasserretentionsvermögen vom betrachteten Bodensubstrats in den einzelnen Versuchsvarianten, die in Form eines Standardprofils in die Modellierung einging. Die mittlere Nitrat-N-Konzentration wurde anlehnend an LfL (2021) mit der folgenden Formel in die Nitratstickstofffracht umgerechnet:

$$\text{NO}_3^- \text{-N-Fracht (kg ha}^{-1}\text{)} = \text{SW-Menge (L m}^{-2}\text{)} \times \text{NO}_3^- \text{-N-Konzentration im SW (mg L}^{-1}\text{)} / 100 \quad [4]$$

#### 4.4.5.4 Datenaufbereitung und Statistik

Zum Ausgleich systematischer Messfehler wurden die in diesem Kapitel dargestellten Niederschlagswerte mit einem Korrekturfaktor nach Richter (1995) verrechnet.

Für die mehrfachen Gruppenvergleiche zwischen den einzelnen Versuchsvarianten wurde die Datenverteilung aller Untersuchungsparameter mit dem Shapiro-Wilk-Test auf Normalverteilung geprüft. Die überwiegende Anzahl der auf diese Weise ausgewerteten Datensätze stellten sich als nicht-normalverteilt heraus und wurden daher anschließend einer Rangstatistik unterzogen. Hierfür wurde der Wilcoxon-Rangsummentest mit anschließender Bonferroni-Korrektur verwendet. Dieser Rangsummentest wurde auch für die statistische Auswertung des pH-Wertes genutzt, da der ursprüngliche logarithmische Messwert nicht direkt in diese Auswertung miteingeht. Da sich die hohe Variabilität der Extremwerte der teils sehr kleinen Datensätze ( $n = 1$  bis  $4$ ) deutlich auf die Mittelwertbildung auswirkte, wurden für die

Auswertung der  $\text{NO}_3^-$ -N-Frachten Medianwerte inklusive ihrer mittleren absoluten Abweichung von ebendiesen (MAD) berechnet.

#### 4.4.6 Untersuchungen des Grundwassers

##### 4.4.6.1 Probenahme des Grundwassers am Standort „Neu Sacro“

Die Beprobung des Grundwassers in den Grundwassermessstellen (GWM), Grundwasserpegeln (GP) und Mini-Pegeln (MP) zur Analyse der Grundwasserinhaltsstoffe aus dem Untersuchungsgebiet des Standortes „Neu Sacro“ erfolgte im Projektzeitraum von November 2018 bis April 2021 im monatlichen Rhythmus.

Da die drei Grundwassermessstellen-Kategorien (GWM, GP und MP) jeweils einen unterschiedlichen Messstellenausbau aufweisen, erfolgte die Probenahme (PN) auf unterschiedliche Weise (Tabelle 8), jedoch alle nach der hausinternen Arbeitsanweisung (SOP PN01 GW), die u. a. auf der DIN 38402-13 beruht.

**Tabelle 8:** Probenahmekriterien der unterschiedlichen Grundwassermessstellen-Kategorien

Messstellen-kategorie	Ausbau (Teufe, Durchmesser, Filter)	Probenahme (Volumenstrom, Dauer)	Equipment
GWM (Grundwasser-Messstelle)	2 Zoll Messstelle mit einer Teufe von ca. 10 m, Filterlänge 2 m	10 l/min mind. 30 min vor der eigentlichen PN sofern Sofortparameter konstanten Verlauf aufwiesen	Elektr. MP1 mit Durchlaufzelle zur kontinuierlichen Bestimmung der Sofortparameter
GP (Grundwasser-Pegel)	2 Zoll Messstelle mit einer Teufe von ca. 4 m, Filterlänge 1 m	Ca. 6 l/min mind. 15 min vor der eigentlichen PN, mind. 1.5-fache des Filtergesamtvolumens	Batteriebetriebene Campingpumpe, anschl. diskontinuierliche Bestimmung der Sofortparameter
MP (Mini-Pegel)	Messstelle mit 4 cm Durchmesser und einer Teufe von ca. 3 m, Filterlänge 1 m	Diskontinuierliche PN, Austausch des 2-fachen Messstelleninhalts vor der eigentlichen PN	Schöpfer bzw. Fußventilpumpe zur PN, anschl. diskontinuierliche Bestimmung der Sofortparameter

##### 4.4.6.2 Probenahme des Grundwassers am Standort „Peickwitz“

Die neun Grundwasserpegel (drei pro Variante;  $n = 3$ ) in Peickwitz (vgl. Abbildung 16) sind durch eine Endteufe von ca. 330 cm unter der Geländeoberkante, eine Filterstrecke von etwa 1 m und einen Innendurchmesser von 100 mm (KG Rohr DN 100) charakterisiert. Beprobte wurden diese Grundwasserpegel monatlich ab Mai 2019 bis einschließlich Dezember 2020. Die Probenahme wurde mit einer Tauchpumpe (Typ Gigant) durchgeführt. Unmittelbar vor Entnahme der eigentlichen Probe wurden die Pegel ca. 10 min bei einem Volumenstrom von ungefähr  $8 \text{ l min}^{-1}$  abgepumpt. Die 50 ml Probenmenge wurde anschließend gewonnen und sofort ins Labor transportiert. Alle Proben wurden vor der Analyse bei  $-18^\circ\text{C}$  tiefgefroren. Die Bestimmung der Untersuchungsparameter erfolgte analog zu den in Kapitel 4.4.6.3 beschriebenen Vorschriften.

##### 4.4.6.3 Untersuchungsparameter und Analysevorschriften

Zu den Untersuchungsparametern gehören neben den sogenannten Sofortparametern (pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Redoxpotential und Sauerstoffgehalt), Nitrat-N, Nitrit-N, Ammonium-N, Sulfat, Eisen ( $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Fe}_{\text{ges, aq}}$ ), Chlorid, Mangan, Natrium, Kalium, Magnesium,

Kalzium sowie die Summenparameter gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), gesamter anorganischer Kohlenstoff (TIC), gesamter organischer Kohlenstoff (TOC) und gesamter Kjeldahl-Stickstoff (TKN). Die Sofortparameter wurden mit Hilfe von Sonden direkt vor Ort kontinuierlich in der Durchlaufzelle der GWM bzw. in einem mit Probenwasser gefüllten Becherglas bei der Probenahme der GP und MP gemessen. Die anderen Parameter wurden anhand von abgefüllten Probeflaschen im Labor ermittelt. Eine vorherige Filtration mit 0,45 µm war – außer der Summenparameter – bei allen Parametern notwendig (Tabelle 9). Die Probenabfüllung und Filtration erfolgte bereits im Feld, um eine chemische oder biologische Veränderung der Probenzusammensetzung zu vermeiden. Nach der Probenabfüllung wurden die Probenflaschen bis zur Analyse am darauffolgenden Tag gekühlt transportiert und gelagert.

**Tabelle 9:** Analyse-Parameter, Probenvorbereitung und Abfüllungen

Parameter	Abfüllung / Gefäß	Vorlage	Filtration im Feld	Menge / Art der Abfüllung
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , Cl, NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Schliffstopfenflasche, 250 ml	keine	0,45 µm	Gasblasenfrei abfüllen
TOC, TIC, DOC, TKN	Schliffstopfenflasche, 500 ml	keine	Keine	Gasblasenfrei abfüllen
Elemente / ICP	ICP-Glasvial	1 Vol.% konz. HNO <sub>3</sub>	0,45 µm	20ml Probe + 0,2ml HNO <sub>3</sub>
Eisen(II)	Rundküvette (für Fotometrie)	Reagenzien R1, R3	Filtration mit 0,45 µm, je nach Schnelltestkonz. Verdünnung, R4 hinzufügen	5 ml unverdünnte Probe oder 0,5 ml verdünnte Probe + 4,5 ml destilliertes Wasser

Die einzelnen Parameter wurden im hausinternen akkreditierten Labor nach den in Tabelle 10 aufgelisteten Vorschriften analysiert.

**Tabelle 10:** Untersuchungsparameter des Grundwassers und zugehörige Analyseverfahren und Vorschriften

Parameter	Einheit	Analyseverfahren / Messgeräte	Analysevorschrift
pH-Wert	-	WTW - SenTix® Präzisions-pH-Elektroden mit Temperaturfühler	DIN EN ISO 10523:2012-04
Leitfähigkeit	µS cm <sup>-1</sup>	WTW - Universal-Leitfähigkeitsmesszellen TetraCon® 325	DIN EN 27888: 1993-11
Redoxpotential	mV	WTW - SenTix® Redoxelektroden	DIN 38404-6: 1984-05
Sauerstoff, gelöst	mg l <sup>-1</sup>	WTW - Optischer IDS Gelöst-Sauerstoffsensoren FDO® 925	DIN EN ISO 5814: 2013-02
Eisen (II)	mg l <sup>-1</sup>	foto	DIN 38406-E1:1983-05
Ammonium-Stickstoff	mg N l <sup>-1</sup>	foto	DIN 38406-E5-1
TNb	mg l <sup>-1</sup>	Thermische Verf.	DIN EN 12260:2003
TIC, TOC, DOC	mg l <sup>-1</sup>	Thermische Verf.	DIN EN 1484:1997
Chlorid, Sulfat	mg l <sup>-1</sup>	IC	DIN EN ISO 10304:2009-07
Nitrat-Stickstoff	mg N l <sup>-1</sup>	IC	DIN EN ISO 10304:2009-07
Natrium, Kalium, Magnesium, Calcium, Mangan, Eisen, Schwefel	mg l <sup>-1</sup>	ICP-OES	DIN EN ISO 11885:2009-09
Nitrit-Stickstoff	mg N l <sup>-1</sup>	FIA	DIN EN ISO 13395

## 5 Düngungsmanagement und Stoffaustrag in der ungesättigten Zone

### 5.1 Herstellung und Eigenschaften der innovativen Laubkomposte

#### 5.1.1 Einordnung des Standardkomposts

Im November 2017 wurde mit der Herstellung innovativer Laubkomposte begonnen. Hierbei wurde zunächst der Standardkompost bezüglich des Gesamtgehaltes und des pflanzenverfügbaren Gehaltes an Stickstoff untersucht. Dieser Kompost wurde durch die Firma Galle GmbH bereits seit mehreren Jahren produziert, unterliegt dort einer regelmäßigen Qualitätskontrolle in Form einer RAL-Gütesicherung (RAL-GZ 251) und sollte die Basis der in diesem Forschungsprojekt entwickelten innovativen Laubkomposte darstellen. Ausgangsmaterial dieses Komposts ist im Wesentlichen Grünschnitt und Laub der bzw. das größtenteils aus Gartenanlagen und Hausgärten stammt. Für eine Tonne Frischkompost werden ca. 1,8 t Grünschnitt und Laub benötigt.

Gemäß Prüfbericht vom Juli 2016 weist der Standardkompost nach dem Rottungsprozess ein Trockensubstanzgehalt von 60,5 % und einen Gesamt-Stickstoffgehalt von 7,8 kg t<sup>-1</sup> Frischmasse auf. Dieser Gehalt ist für einen Wirtschaftsdünger, zu welchem Kompost nach § 2 Abs. 2 Buchst. b des Düngegesetzes (DüngG 2009) zu zählen ist, als vergleichsweise niedrig einzustufen, zumal die N-Mindestwirksamkeit im Jahr des Ausbringens gemäß Anlage 3 der Düngeverordnung (DüV 2017) bei Grünschnittkompost nur auf 3 %, bei sonstigen Komposten auf 5 % des Gesamt-Stickstoffgehaltes geschätzt wird. Die geringe, unmittelbare Stickstoffverfügbarkeit des Standardkomposts wird auch durch die im Prüfbericht angegebene Menge an löslichem Stickstoff von nicht einmal 0,5 kg t<sup>-1</sup> Frischmasse deutlich.

Nach § 6 Abs. 4 der Düngeverordnung (DüV 2017) darf die mit Kompost „aufgebrachte Menge an Gesamt-Stickstoff im Durchschnitt der landwirtschaftlich genutzten Flächen des Betriebes in einem Zeitraum von drei Jahren 510 kg Gesamtstickstoff je Hektar nicht überschreiten“. Bezogen auf den Standardkompost der Galle GmbH könnten folglich in drei Jahren reichlich 65 t Frischmasse ha<sup>-1</sup> ausgebracht werden, was knapp 22 t Frischmasse ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> bzw. ungefähr 13,2 t Trockenmasse ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> entspricht.

Bei 22 t Frischmasse ha<sup>-1</sup> würden gerade einmal 10 kg ha<sup>-1</sup> löslicher bzw. sofort pflanzenverfügbarer Stickstoff pro Jahr ausgebracht werden. Dies ist deutlich geringer als bei einer konventionellen Düngung mit mineralischen Düngemitteln oder organischen Düngemitteln wie Gülle oder Gärreste. Daher wurde zu Beginn des Projektes davon ausgegangen, dass eine alleinige Düngung mit dem Standardkompost nicht ausreicht, um den N-Bedarf der Ackerkulturen vollständig zu decken. In der Konsequenz wurde versucht, den Standardkompost mit N-haltigen Stoffen anzureichern und so den Anteil an leicht verfügbaren N-Verbindungen zu erhöhen.

#### 5.1.2 Erste Entwicklungsschritte der innovativen Laubkomposte

Die Analyse des Standardkomposts ergab, dass der Gehalt an mineralischem Stickstoff in der analysierten Charge unterhalb der Nachweisgrenze lag. Um die direkte N-Versorgung der Pflanzen nach Kompostausbringung zu verbessern, wurden neben dem Standardkompost in einem ersten Schritt fünf weitere Komposte hergestellt, bei denen das Ausgangsmaterial mit

unterschiedlichen Mengen an Zusätzen gemischt wurde. Als Zusätze wurden feste Gärreste und Diammonphosphat in Verbindung mit Kornkali verwendet. Die genauen Bezeichnungen und dazugehörigen Mischungsanteile der im November 2017 durch die Galle GmbH angesetzten Kompostmieten (Abbildung 18) sind Tabelle 11 zu entnehmen.

**Tabelle 11:** Zusammensetzung der im November 2017 von der Galle GmbH angesetzten Kompostmieten

Codierung	Variante	Zusammensetzung der Mieten (in Frischmasse)
G1	Standardkompost	100 % Ausgangsmaterial (Laub und Grünschnitt)
G2	Standardkompost + Mineraldünger I	9,0 t (90 %) Ausgangsmaterial, 0,3 t (3 %) Diammonphosphat, 0,7 t (7 %) Kornkali 40
G3	Standardkompost + Mineraldünger II	9,5 t (95 %) Ausgangsmaterial, 0,2 t (2 %) Diammonphosphat, 0,3 t (3 %) Kornkali 40
G4	Standardkompost + feste Gärreste I	4,8 t (48 %) Ausgangsmaterial, 4,8 t (48 %) feste Gärreste, 0,4 t (4 %) Kornkali 40
G5	Standardkompost + feste Gärreste II	16,0 t (80 %) Ausgangsmaterial, 4,0 t (20 %) feste Gärreste
G6	Standardkompost + feste Gärreste III	19,0 t (66,7 %) Ausgangsmaterial, 9,0 t (31,6 %) feste Gärreste, 0,5 t (1,7 %) Kornkali 40

Die verwendeten festen Gärreste wiesen einen mittleren Trockensubstanzgehalt von 24 % und einen mineralischen N-Gehalt in der Trockensubstanz von 9.286 mg kg<sup>-1</sup> auf, was in etwa einem Trockenmasseanteil von 0,9 % entspricht. Hierbei nahm NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N mit 99,8 % den weitaus überwiegenden Anteil des mineralischen Stickstoffs ein. Der Gesamt-Stickstoffgehalt (N<sub>t</sub>) der Trockensubstanz betrug 2 %, der Gesamt-Kohlenstoffgehalt (C<sub>t</sub>) 42 %. Das Diammonphosphat hat einen N-Anteil von 18 %. Dieser liegt ebenfalls in Form von Ammonium vor und wird im Boden nach und nach zu Nitrat umgewandelt.

Die Rotte der Kompostmieten erfolgte von November 2017 bis April 2018. Jede Versuchsmiete wurde einmal monatlich umgesetzt, um die Durchlüftung zu gewährleisten bzw. die mikrobiellen Umsetzungsprozesse zu beschleunigen. Alle Mieten wurden im Abstand von 4 bis 6 Wochen beprobt und hinsichtlich verschiedener, aus pflanzenbaulicher Sicht wichtiger N- und C-Parameter analysiert.

Im Zuge des ersten Kompostmietenansatzes zeichnete sich ab, dass bei länger anhaltenden sehr niedrigen Außentemperaturen, wie sie Ende Januar bis Anfang April 2018 bestanden haben, für die Erhaltung der Prozesswärme und der damit einhergehenden verbundenen Fortschritte im essentiellen Verrottungsprozess die Versuchsmieten künftig größer angelegt werden müssen, als mengenmäßig für die Versuchsflächen berechnet wurde. So blieb am Ende der Kompostierung und der anschließenden Absiebung des Feinanteils insbesondere von der Versuchsvariante G3 zu wenig brauchbares Material für die angedachten Feldversuche über.

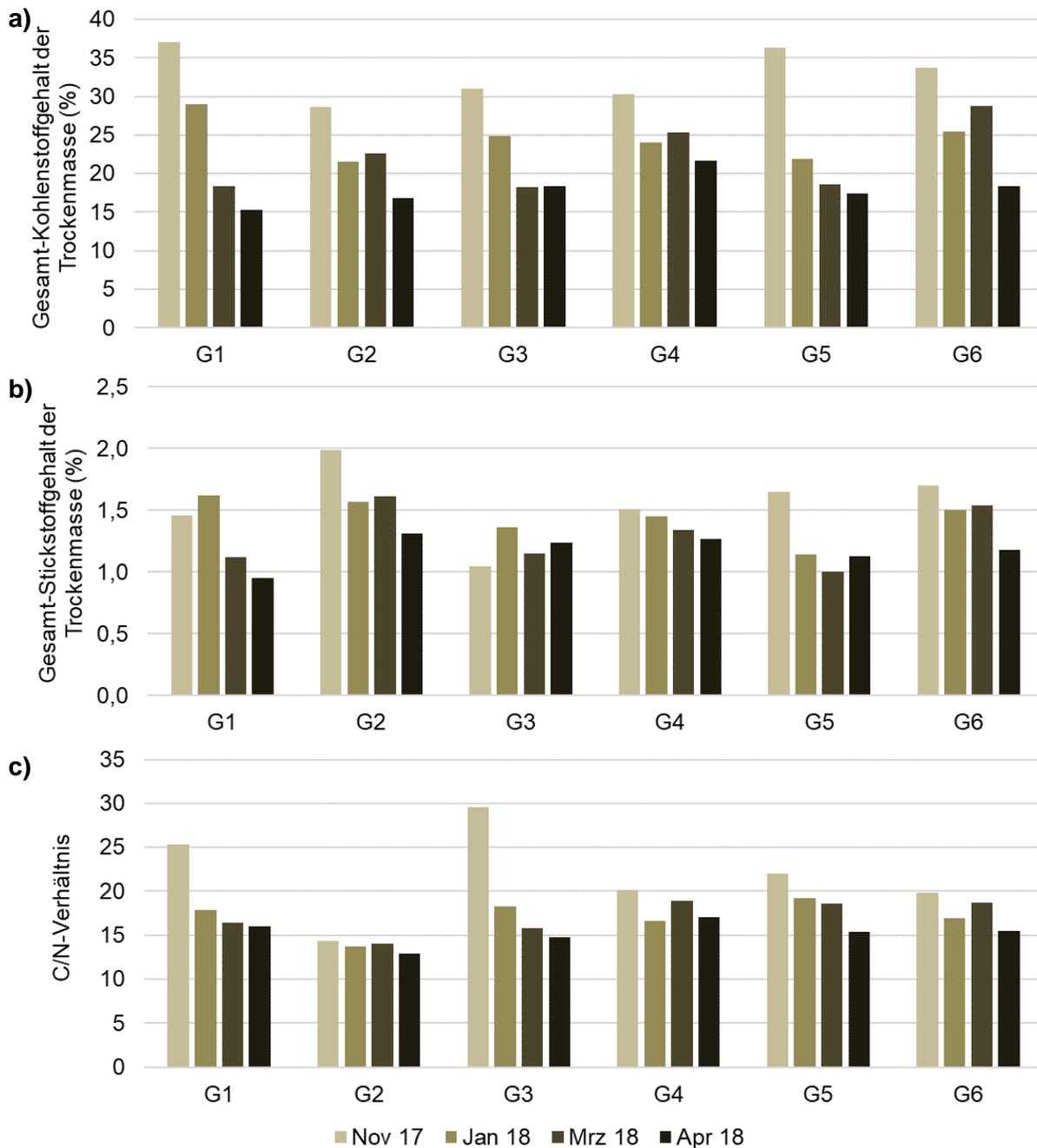


**Abbildung 18:** Teil der für das Forschungsprojekt Inno-KompAgt im November 2017 angesetzten Kompostmieten auf dem Hof der Galle GmbH im März 2018

Die Entwicklung des  $N_t$ - und  $C_t$ -Gehaltes im Verlauf des Rottungsprozesses wurde in Abbildung 19 dargestellt. Bezüglich des TC-Gehaltes konnte bei allen Kompostvarianten ein im Zeitverlauf des Rottungsprozesses abnehmender Trend beobachtet werden. Im Standardkompost (G1) nahm dieser von 37 % auf 15 % ab. Der geringste C-Verlust wurde in Variante G4 festgestellt, wo eine Abnahme von 30 % auf 22 % stattfand (Abbildung 19a). Ursächlich hierfür könnte der hohe Anteil an Gärresten sein. Allerdings ist zu bemerken, dass die Differenzen zumindest teilweise auch auf die Heterogenität des Kompostmaterials zurückzuführen sein können. Der  $C_t$ -Gehalt lag am Ende des Rottungsprozesses variantenübergreifend im Wesentlichen zwischen 15 und 20 %. Der TN-Gehalt variierte im Wesentlichen zwischen 1 und 1,5 %. Lediglich in der mit Mineraldünger angereicherten Variante G2 war dessen Anteil mit anfangs bis zu 2 % etwas höher (Abbildung 19b). Mit Ausnahme der Variante G3 nahm der  $N_t$ -Gehalt im Verlauf des Kompostierungsprozesses ab, was darauf hindeutet, dass der durch Abbauprozesse initiierte N-Verlust während der Rottung insgesamt größer war als eine relative N-Anreicherung infolge des mit der Kompostierung einhergehenden Masseabbaus.

Das C/N-Verhältnis nahm analog zum sinkenden  $C_t$ -Gehalt anfangs zumeist deutlich und im weiteren Verlauf des Rottungsprozesses geringfügig ab. Das engste C/N-Verhältnis wies die Kompostvariante G2 auf, wo es im Zeitverlauf nur geringfügige Änderungen (Abnahme von 14 auf 13) gab. Es ist zu vermuten, dass hier der vergleichsweise hohe Anteil an Mineraldünger begünstigend auf die Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse wirkte, was nicht nur zu einer deutlichen Reduzierung des mineralischen Stickstoffgehaltes führte (vgl. Abbildung 20), sondern – hiermit in Zusammenhang stehend – auch zu einer Verringerung des  $N_t$ -Gehaltes. Am Ende des Rottungsprozesses lagen die C/N-Verhältnisse mit Werten zwischen 13 und 17 variantenübergreifend in einem vergleichbaren Rahmen, wobei bei den Varianten mit

Gärresten tendenziell leicht höhere Werte ermittelt wurden. Dies galt insbesondere für Variante G4, die aufgrund des höheren  $C_T$ -Gehaltes am Ende der Kompostierung das höchste C/N-Verhältnis aufwies (Abbildung 19c).

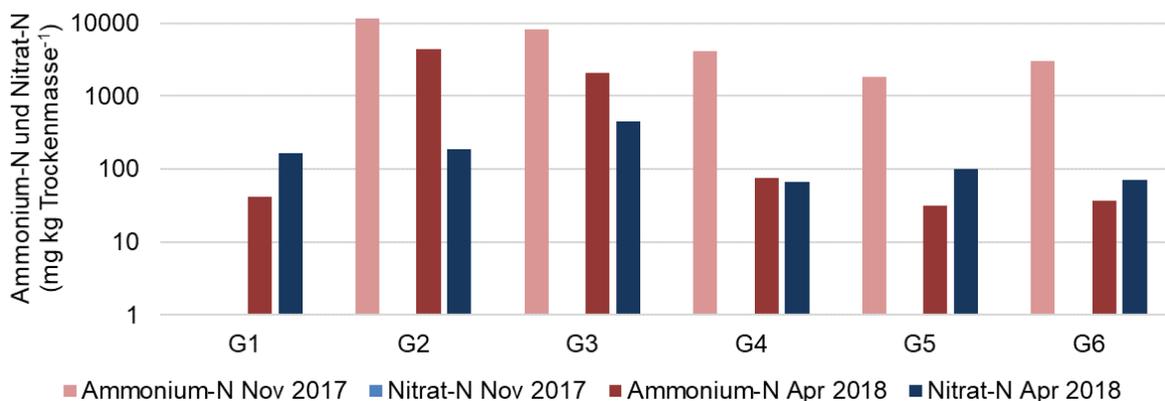


**Abbildung 19:** a) Gesamt-Kohlenstoffgehalt, b) Gesamt-Stickstoffgehalt und c) C/N-Verhältnis verschiedener Kompostvarianten (Bezeichnungen siehe Tabelle 6) im Verlauf des Rottungsprozesses von November 2017 bis April 2018 (n = 1)

Neben den Gesamtgehalten an C und N spielt für das Düngemanagement vor allem auch der mineralische N-Gehalt, der sich aus  $NH_4^+$ -N und  $NO_3^-$ -N (einschließlich  $NO_2^-$ -N) zusammensetzt, eine entscheidende Rolle. Aus der Literatur ist bekannt, dass sich die Gehalte des mineralischen Stickstoffs während des Rottungsprozesses stark verändern können. Einen umfangreichen Überblick hierzu liefert Körner (2009).

So gibt es eine große Bandbreite unterschiedlicher Milieubedingungen, unter denen die Kompostierung ablaufen kann. Wichtige Einflussfaktoren auf die Gehalte einzelner N-Fractionen sind der Ausgangsgehalt an organischen N-Verbindungen, die vorliegenden Gehalte einzelner N-Fractionen, die qualitative Substratzusammensetzung, der Wassergehalt, die Belüftungsrate bzw. der Sauerstoff- und CO<sub>2</sub>-Gehalt, der pH-Wert und die Temperatur. Diese Faktoren – sowie im vorliegenden Fall die Art und Menge der „N-Zusätze“ – beeinflussen den N-Kreislauf innerhalb einer Kompostmiete zeitlich und räumlich mit unterschiedlicher Intensität, so dass N-Transformationsprozesse wie die Ammonifikation organischer N-Verbindungen, die Nitrifikation, die Denitrifikation sowie die NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/NH<sub>3</sub>-Immobilisierung in organische Substanzen zum Teil gleichzeitig ablaufen können. In der vorliegenden Studie konnte die Einflussnahme dieser Faktoren nicht quantifiziert werden, so dass über die stattgefundenen Prozesse nur Vermutungen geäußert werden können.

Der Vergleich der Anfangs- und Endgehalte von NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N und NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N zeigt, dass zu Beginn der Kompostierung bei allen Varianten kein NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N und am Ende überall NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N nachgewiesen werden konnte (Abbildung 20). Dies macht deutlich, dass in allen Kompostvarianten eine Nitrifikation stattfand, der zum Teil eine Ammonifikation von organischen N-Verbindungen vorausging. Darüber hinaus war in den Komposten G2 bis G6 sicher auch der aus den „N-Zusätzen“ stammende NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N Ausgangsstoff für die Nitratbildung. Ein hoher Ausgangsgehalt an organischen N-Verbindungen von > 2 % und eine Temperatur von 25 bis 35 °C begünstigt die Nitratbildung (Körner 2009). Beides war bei den betrachteten Kompostmieten nicht bzw. nicht durchgängig der Fall. Zwar waren die NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N-Werte am Ende des Rottungsprozesses, insbesondere beim Standardkompost G1 und den mit Gärresten angereicherten Komposten G4 bis G6, etwas höher als die NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N-Gehalte, eine nennenswerte NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N-Akkumulation hat jedoch nicht stattgefunden, was die entsprechenden Werte in Abbildung 20 zeigen.

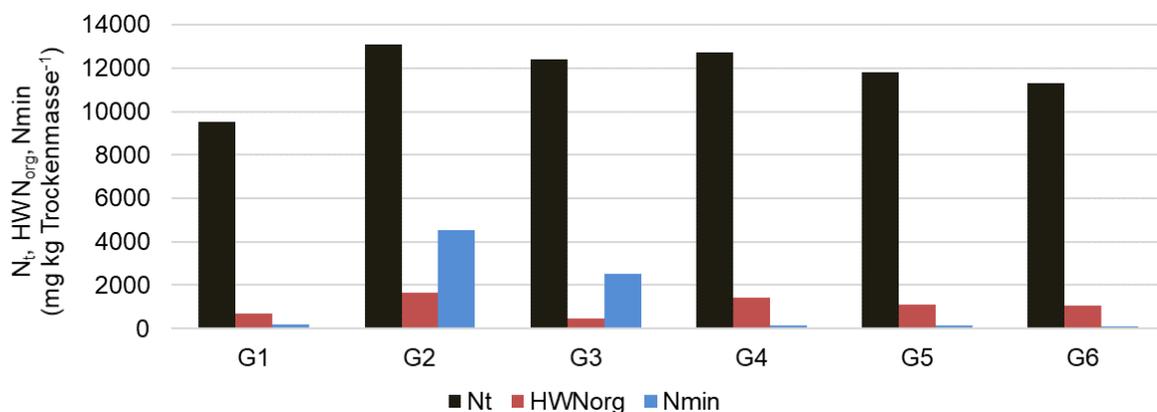


**Abbildung 20:** Ammonium-Stickstoff- und Nitrat-Stickstoffgehalte verschiedener Kompostvarianten (Bezeichnungen siehe Tabelle 6) zu Beginn des Rottungsprozesses im November 2017 und am Ende des Rottungsprozesses im April 2018 (n = 1)

Es ist anzunehmen, dass ein nennenswerter Anteil des gebildeten NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N durch Denitrifikation zu N<sub>2</sub>O und N<sub>2</sub> umgewandelt und ausgetragen wurde. Nach Körner (2009) ist dabei der Anteil von emittiertem N<sub>2</sub>O eher gering und für die N-Bilanzierung nicht relevant. Die Höhe der N<sub>2</sub>O-Emissionen wird vor allem durch die Belüftung bestimmt, wobei bei zunehmender Sauerstoffzufuhr der Austrag reduziert wird. Weitere gasförmige N-Verluste traten höchstwahrscheinlich in Form von Ammoniak auf. Da dessen Bildung insbesondere bei pH-

Werten über 7 stattfindet, ist davon auszugehen, dass Ammoniakausgasungen vor allem in den mit Gärresten angereicherten Komposten auftraten (vgl. Tabelle 12).

Der Standardkompost war die einzige Variante, bei der durch die Kompostierung eine Zunahme des mineralischen N-Gehaltes stattfand, wobei am Ende des Rottungsprozesses mehr  $\text{NO}_3^-$ -N als  $\text{NH}_4^+$ -N vorlag (Abbildung 20). Bei allen anderen Kompostvarianten, die schon zu Beginn der Kompostierung einen hohen mineralischen N-Gehalt aufwiesen, kam es im Verlauf der Rotte zu einer starken Abnahme des  $\text{NH}_4^+$ -N. Bezogen auf die absoluten Werte am deutlichsten war dies in der Variante G2, die zu Beginn die höchsten Gehalte an  $\text{NH}_4^+$ -N aufzeigte. Allerdings wurden hier im April 2018 noch knapp 39 % des Ausgangsgehaltes an mineralischem Stickstoff vorgefunden, während bei den Varianten G4 bis G6, die mit festen Gärresten angereichert wurden, gerade einmal noch zwischen 3 und 7 % der Ausgangsgehalte vorlagen. Dieser massive Verlust deutet auf eine hohe N-Emissionsrate hin. Die Komposte mit Gärresten zeigten bezüglich der Ausnutzung des pflanzenverfügbaren N-Gehaltes folglich eine deutlich höhere Ineffizienz als jene Komposte, denen Mineraldünger zugegeben wurde.



**Abbildung 21:** Gehalte an Gesamt-Stickstoff ( $N_t$ ), heißwasserextrahierbarem Stickstoff ( $\text{HWN}_{\text{org}}$ ) und mineralischem Stickstoff ( $N_{\text{min}}$ ) verschiedener Kompostvarianten (Bezeichnungen siehe Tabelle 6) am Ende des Rottungsprozesses im April 2018

Neben dem direkt pflanzenverfügbaren Stickstoff wurde auch der leicht nachlieferbare Stickstoff betrachtet und zwar in Form des heißwasserextrahierbaren organischen Stickstoffs ( $\text{HWN}_{\text{org}}$ ). Dieser stellt eine N-Fraktion dar, die als Maß für kurzfristig verfügbare organische N-Verbindungen angesehen werden kann (Böhm et al. 2010). Demnach wies der Kompost G2 mit knapp 13 % den höchsten Anteil von  $\text{HWN}_{\text{org}}$  am  $N_t$  und folglich den höchsten Anteil an direkt und kurzfristig pflanzenverfügbarem Stickstoff auf (Abbildung 21). Auch die Kompostvarianten mit festen Gärresten (G4 bis G6) wiesen mit  $\text{HWN}_{\text{org}}$ -Anteilen am  $N_t$  von 9 % bis 11 % ein recht hohes N-Nachlieferungspotential auf, jedoch eine nur sehr geringe Menge an mineralischem, also direkt pflanzenverfügbarem Stickstoff.

Potentiell beeinflusst werden die C- und N-Gehalte des fertigen Komposts auch durch den Aufbereitungsprozess nach der Rotte. So enthält der Kompost generell sowohl grobes als auch feines Material. Vor dem Ausbringen ist daher das Absieben des Feinmaterials notwendig. Dieses kann je nach Maschenweite des Siebes eine unterschiedliche Maximalpartikelgröße aufweisen. In einem kleinen Versuch wurde getestet, inwieweit die Feinheit des abgeseibten Materials Einfluss auf den  $N_t$ -Gehalt des Kompostes hat. Hierfür

wurde der Kompost einmal  $\leq 10$  mm und einmal  $\leq 25$  mm gesiebt. Erwartungsgemäß wies der feinere Kompost ein etwas engeres C/N-Verhältnis (19) auf als die gröbere Variante (23), was an einem geringfügig höheren  $N_t$ -Gehalt (1,17 % bei  $\leq 10$  mm und 1,26 % bei  $\leq 25$  mm) sowie einem leicht niedrigeren  $C_t$ -Gehalt (23,7 % bei  $\leq 10$  mm und 27,0 % bei  $\leq 25$  mm) dieser Charge lag. Für die weiteren Versuche wurde der Kompost auf  $\leq 20$  mm gesiebt, um einerseits den Verlustanteil an Grobmaterial möglichst niedrig zu halten und andererseits einen möglichst hohen  $N_t$ -Gehalt zu gewährleisten. Die Maschenweite von 20 mm entspricht auch den Maßstäben für Feinfraktionen anderer Arbeiten, wie z.B. jener von Roß et al. (2018).

Bei dem im November 2017 angesetzten Kompostmieten wurde ein Teil des Grobmaterials vor dem Sieben geschreddert, da die angesetzten Mengen einiger Varianten – wie weiter oben bereits erläutert – etwas zu klein gewählt wurden.

Die Tabelle 12 zeigt noch einmal wichtige Parameter der verschiedenen Kompostvarianten kurz vor der Ausbringung im April 2018 auf. Standardmäßig sollten zunächst 10 t Trockenmasse  $ha^{-1}$  ausgebracht werden. Hierbei wurde sich an den  $N_t$ -Gehalten orientiert, da davon ausgegangen wurde, dass ein Großteil des im Kompost gebundenen Stickstoffs durch Abbauprozesse den Pflanzen kurz- bis mittelfristig zur Verfügung steht. Je nach Kompostvariante bewegten sich die im Frühjahr 2018 ausgebrachten N-Mengen folglich zwischen 95 (G1) und 131  $kg ha^{-1}$  (G2) (Tabelle 12). Am Standort „Peickwitz“ wurden zusätzlich auch Varianten mit 30 t Trockenmasse  $ha^{-1}$  getestet. Hier beliefen sich die  $N_t$ -Mengen analog somit zwischen 285 und 393  $kg ha^{-1}$ .

**Tabelle 12:** Ausgewählte bodenchemische Parameter verschiedener Kompostvarianten (Bezeichnungen siehe Tabelle 6) am Ende des Rottungsprozesses im April 2018 (kurz vor der Ausbringung im Feld) [TS = Trockensubstanz;  $HWC_{org}$  und  $HWN_{org}$  = heißwasserextrahierbarer organischer Kohlenstoff und Stickstoff]

Codierung	TS [%]	pH-Wert [CaCl <sub>2</sub> ]	C <sub>t</sub> [%]	N <sub>t</sub> [%]	$HWC_{org}$ [mg kg <sup>-1</sup> TS]	$HWN_{org}$ [mg kg <sup>-1</sup> TS]	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N [mg kg <sup>-1</sup> TS]	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N [mg kg <sup>-1</sup> TS]
G1	67,0	6,9	15,26	0,95	5307	682	41	110,40
G2	44,3	6,2	16,88	1,31	6355	1659	4356	82,40
G3	42,9	5,8	18,37	1,24	5375	477	2086	193,60
G4	35,7	7,3	21,66	1,27	8530	1419	75	23,78
G5	40,5	7,3	18,33	1,18	10806	1105	32	40,40
G6	42,1	7,4	17,42	1,13	8598	1049	37	29,86

Aus dem Portfolio der vorgestellten Kompostvarianten wurden für die weiteren Untersuchungen neben dem als Vergleichsvariante dienenden Standardkompost G1 die Komposte G2 und G4 ausgewählt. Als wesentliche Gründe hierfür können folgende Überlegungen angeführt werden:

- Berücksichtigung von unterschiedlichen „N-Zusätzen“ bei nachfolgenden Untersuchungen (G2 und G4),
- hohes Nachlieferungspotential von organischen N-Verbindungen (G2 und G4),
- hoher Anteil an direkt pflanzenverfügbarem Stickstoff (G2),

- hoher Anteil eines leicht verfügbaren und kostengünstigen N-Zusatzes (G4),
- Nutzung von „Extremvarianten“, um mögliche Effekte innerhalb der kurzen Projektdauer „sichtbar“ machen zu können (G2 und G4).

Die Kompostvariante G2 wurde in den folgenden Untersuchungsjahren weiter modifiziert, um ein optimiertes Verhältnis zwischen Standardkompost und mineralischem N-Zusatz zu erreichen. Weitere Ausführungen hierzu enthält Kapitel 5.1.3.

### **5.1.3 Zusammensetzung und Ausbringungsmengen ausgewählter Kompostvarianten in den Jahren 2019 und 2020**

In den Versuchsjahren 2019 und 2020 wurden auf den beiden Versuchsstandorten nur die Komposte G1 und G4 sowie die Variante G2 in etwas abgeänderter Form ausgebracht, wobei die aufgebrachten Mengen zum Teil variierten (Tabelle 14, Tabelle 15). Bei der Variante G2 wurde ab 2019 das Diammonphosphat als stickstoffhaltiger Mineraldüngerzusatz durch Kalkammonsalpeter (KAS) ersetzt, da KAS kostengünstiger ist und mit 27 % Stickstoff einen höheren N-Anteil besitzt. Zudem weist gerade der Boden am Standort „Peickwitz“ bereits recht hohe Phosphorgehalte auf, weshalb weitere, regelmäßige Phosphorgaben über den Mineraldüngerzusatz des Kompostes vermieden werden sollten. Aufgrund der Änderungen in der Zusammensetzung wird die Variante G2 ab 2019 als G2\* bezeichnet.

Neben dem  $N_t$ -Gehalt, der 2018 als vorrangige Zielgröße für die Kalkulation der Menge des Mineraldüngerzusatzes galt, wurde 2019 verstärkt auch der mineralische Stickstoff als Zielwert berücksichtigt. So sollte dem Kompost so viel Mineraldünger zugeführt werden, dass über die Kompostdüngung eine theoretische Menge an mineralischem Stickstoff von  $150 \text{ kg ha}^{-1}$  ausgebracht werden kann. Da der Mineraldünger vor der Rottung zugegeben wurde, war im Vorfeld klar, dass ein wesentlicher Teil des KAS nach dem Rottungsprozess nicht mehr vorliegen würde. Überraschend war dennoch, dass sich der Gehalt an mineralischem Stickstoff zwischen den Kompostvarianten G1 und G2\* nach der Kompostierung nicht wesentlich unterschieden. Auffällig war jedoch auch, dass der  $N_t$ -Gehalt in Variante G2\* deutlich höher war als beim Standardkompost G1, was auf eine erhöhte  $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Immobilisierungsrate hindeutet. So wies die Variante G2\* mit 13,0 ein wesentlich niedrigeres  $\text{C}_t/\text{N}_t$ -Verhältnis als die Variante G1 auf, wo jenes 25,4 betrug (Tabelle 14). Das  $\text{C}_t/\text{N}_t$ -Verhältnis der Kompostvariante G4 lag mit 17,0 dazwischen.

Aufgrund des sehr geringen Gehaltes an mineralischem Stickstoff am Ende des Kompostierungsprozesses wurde die Kompostvariante G2\* mit Blick auf 2020 erneut etwas abgeändert. Anstelle des recht weiten Verhältnisses von 2019 wurde die zugegebene Menge an mineralischem Dünger 2020 erneut (mit Bezug auf 2018) anteilig erhöht (Tabelle 13). Die Berechnung der Verhältnisse bezogen sich bei der Planung der Kompostvarianten dabei auf den Trockenmassegehalt des Ausgangssubstrates, der im Verlauf des Kompostierungsprozesses von ungefähr 40 auf etwa 60 % zunahm (Tabelle 13).

Die Verringerung des Mischungsverhältnisses bei der Kompostvariante G2\* machte sich auch im Gehalt des mineralischen Stickstoffs am Ende der Kompostierung bemerkbar. Dieser war 2020 mit knapp  $70 \text{ kg ha}^{-1}$  deutlich höher als 2019. Gleichzeitig blieb das  $\text{C}_t/\text{N}_t$ -Verhältnis mit 14 auf einem ähnlich niedrigen Niveau wie 2019.

**Tabelle 13:** Zusammensetzung der 2019 und 2020 von der Galle GmbH angesetzten Kompostmieten für die Kompostvariante G2\*

Codierung	Variante	Zusammensetzung der Mieten
G2* 2019	Ausgangsmaterial + Mineraldünger	35,5 t (98 %) gesiebter Feinkompost (72 t Ausgangsmaterial; Trockensubstanzgehalt: 40 %) + 0,825 t (2 %) KAS; entspricht einem Standardkompost : Zusatz-Verhältnis von 17 : 1, bezogen auf den Ausgangstrockensubstanzgehalt
G2* 2020	Ausgangsmaterial + Mineraldünger	48,5 t (96 %) gesiebter Feinkompost (98 t Ausgangsmaterial; Trockensubstanzgehalt: 44 %) + 2 t (4 %) KAS; entspricht einem Standardkompost : Zusatz-Verhältnis von 11 : 1, bezogen auf den Ausgangstrockensubstanzgehalt

2019 wurde am Versuchsstandort „Neu Sacro“ auf einer kleinen Fläche zudem eine weitere Variante, die im Folgenden mit „TP“ abgekürzt wird, ausgebracht. Hierbei handelt es sich um ein Substrat, dessen Herstellung Elemente der Terra Preta-Erzeugung beinhaltet. Auf eine Tonne Ausgangsmaterial (Laub und Grünschnitt) wurden 100 kg Pflanzenkohle gegeben, durchmischt und luftdicht abgedeckt, so dass eine Fermentierung erfolgen konnte.

**Tabelle 14:** Ausgebrachte Kohlenstoff- und Stickstoffmengen verschiedener Kompostvarianten (Bezeichnungen siehe Tabelle 6; TP = Terra Preta ähnliches Substrat) am Standort „Neu Sacro“ in den Jahren 2019 und 2020 [n. b. = Werte nicht bekannt, da nicht erhoben oder Vorlage eines nicht reversiblen analytischen Fehlers]

Datum der Ausbringung	Codierung	Trockenmasse [t ha <sup>-1</sup> ]	C <sub>t</sub> [kg ha <sup>-1</sup> ]	N <sub>t</sub> [kg ha <sup>-1</sup> ]	HWC <sub>org</sub> [kg ha <sup>-1</sup> ]	HWN <sub>org</sub> [kg ha <sup>-1</sup> ]	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N [kg ha <sup>-1</sup> ]	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N [kg ha <sup>-1</sup> ]
21.03.2019	G1	30	6879	270	41	3	0,0	3,2
	G2*	30	6213	477	103	11	0,0	4,1
	G4	30	7962	468	227	34	0,0	0,8
	TP	30	5961	450	133	18	0,0	0,7
11.11.2019	G1	40	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	2,5	0,1
29.04.2020	G1	30	4521	260	98	8	3,0	2,4
	G2*	30	4682	327	88	n.b.	69,9	0,4
	G4	30	4761	276	183	15	13,6	0,6

Die mit den Komposten bzw. Humussubstraten ausgebrachten C- und N-Mengen sind nach Standorten differenziert in Tabelle 14 und Tabelle 15 aufgeführt. Ersichtlich ist hier auch, dass der Standardkompost je nach Zusammensetzung des Ausgangsmaterials und Ausprägung des Kompostierungsmilieus bezüglich der C- und N-Gehalte variieren kann. Bei Zugabe von N-haltigen Zusätzen nimmt dieser Unsicherheitsfaktor weiter zu. Dies erschwert die genaue Abschätzung des N-Ausbringungszieles erheblich und führt dazu, dass im Vorfeld der Herstellung von innovativen Laubkomposten immer nur mit Näherungswerten gearbeitet werden kann. Die exakte Einhaltung einer zu applizierenden N-Menge im Rahmen einer praktischen Anwendung des innovativen Düngemanagements ist letztlich nur über die Menge an ausgebrachtem Material steuerbar.

**Tabelle 15:** Ausgebrachte Kohlenstoff- und Stickstoffmengen verschiedener Kompostvarianten (Bezeichnungen siehe Tabelle 6; TP = Terra Preta ähnliches Substrat) am Standort „Peickwitz“ in den Jahren 2019 und 2020 [n. b. = Werte nicht bekannt, da nicht erhoben oder Vorlage eines nicht reversiblen analytischen Fehlers]

Datum der Ausbringung	Codierung	Trockenmasse [t ha <sup>-1</sup> ]	C <sub>t</sub> [kg ha <sup>-1</sup> ]	N <sub>t</sub> [kg ha <sup>-1</sup> ]	HWC <sub>org</sub> [kg ha <sup>-1</sup> ]	HWN <sub>org</sub> [kg ha <sup>-1</sup> ]	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N [kg ha <sup>-1</sup> ]	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N [kg ha <sup>-1</sup> ]
26.03.2019	G1	10	2293	90	14	1	0	1,1
	G1	30	6879	270	41	3	0	3,2
	G2*	10	2071	159	34	4	0	1,4
	G2*	30	6213	477	103	11	0	4,1
29.04.2020	G1	10	1507	87	33	3	1,0	0,8
	G1	30	4521	260	98	8	3,0	2,4
	G2*	10	1561	109	29	n.b.	23,3	0,1
	G2*	30	4682	327	88	n.b.	69,9	0,4

## 5.2 Ausbringung der Laubkomposte

### 5.2.1 Standort „Neu Sacro“

Die in Tabelle 4 integrierten Kompost-Ausbringungstermine wurden in Tabelle 16 nochmals zusammengefasst und um Informationen zur Ausbringungsmethodik ergänzt.

**Tabelle 16:** Übersicht zu Art, Zeitpunkt und Menge der ausgebrachten Komposte sowie Informationen zur Ausbringungstechnik am Standort „Neu Sacro“ (Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13 sowie Kapitel 5.1.3)

Ackerfrucht	Ausgebrachte Kompostvarianten	Datum der Ausbringung	Menge (t Trockenmasse ha <sup>-1</sup> )	Ausbringungstechnik
Silomais	G1, G2, G4 (gemäß Versuchsplan, vgl. Abbildung 13a)	27.04.2018	10	Verteilung und oberflächliche Einarbeitung manuell mittels Schaufel und Harke
Sommergerste	G1, G2*, G4, TP (gemäß Versuchsplan, vgl. Abbildung 13b)	21.03.2019	30	Grobverteilung mittels Mini-Radlader, Feinverteilung und oberflächliche Einarbeitung manuell mittels Harke
-	G1 (auf allen Kompostparzellen)	11.11.2019	40	Verteilung mittels Miststreuer, keine Einarbeitung
Sonnenblume	G1, G2*, G4 (gemäß Versuchsplan, vgl. Abbildung 13b)	29.04.2020	30 t	Verteilung mittels Streufahrzeug (Unimog) mit Streuteller; Einarbeitung nicht möglich, da Ackerfrucht bereits gedreht war



**Abbildung 22:** Manuelle Verteilung und oberflächliche Einarbeitung der Kompostvarianten auf den Versuchsplots am Standort „Neu Sacro“ im Frühjahr 2018 (Fotos: Michael Kanzler (oben), Christian Böhm (unten))

Im Jahr 2018 wurde der Kompost in parzellenspezifisch abgewogenen Big Packs auf die Fläche transportiert. Die Verteilung und oberflächliche Einarbeitung des Komposts erfolgte aufgrund der geringen Parzellengröße manuell mit Schaufeln und Harken (Abbildung 22). Gleiches galt für die Rindergülle, die in diesem Jahr per Gießkannen zeitgleich mit dem Kompost auf den Kontrollplots verteilt wurde und somit ca. drei Wochen später als auf dem Rest der Agroforstfläche (vgl. Tabelle 4) appliziert wurde.

Im Frühjahr 2019 wurde die dreifache Menge an Kompost ausgebracht. Der Transport auf das Feld erfolgte mittels LKW, die grobe Verteilung auf der jeweiligen Parzelle mittels Mini-Radlader. Fein verteilt und leicht eingearbeitet wurde der Kompost manuell mittels Harke (Abbildung 23).



**Abbildung 23:** Verteilung und oberflächliche Einarbeitung der Kompostvarianten mittels Mini-Radlader und harke auf den Versuchsplots am Standort „Neu Sacro“ im Frühjahr 2019 (Fotos: Michael Kanzler)

Im Herbst des Jahres 2019 wurde auf allen Parzellen der Standardkompost G1 ausgebracht. Diese zusätzliche Gabe diente dazu, mögliche Effekte bezüglich Humusanreicherung und Nitratverlagerung während des kurzen Projektzeitraumes von drei Jahren besser sichtbar zu machen.

Der Transport des Komposts auf die Flächen erfolgte erneut per LKW. Für die Verteilung auf den Versuchsplots wurde ein herkömmlicher Miststreuer der diese Fläche bewirtschaftenden Agrargenossenschaft Forst e.G. verwendet. Beladen wurde dieser mit Hilfe eines Radladers (Abbildung 24).



**Abbildung 24:** Verteilung des Standardkomposts G1 mittels Radlader und Miststreuer am Standort „Neu Sacro“ im Herbst 2019 (Fotos: Michael Kanzler)

Im Frühjahr 2020 wurde der Kompost erst nach erfolgtem Drillen der Sonnenblumen ausgebracht. Hierfür stand ein Streufahrzeug mit Streuteller zur Verfügung, mit dessen Hilfe eine gleichmäßige „Überkopf-Ausbringung“ ohne Schädigung der Ackerfrucht möglich war (Abbildung 25). Aufgrund der bereits gedrillten Sonnenblumen erfolgte keine Einarbeitung des Komposts.



**Abbildung 25:** Verteilung der Kompostvarianten mittels Streufahrzeug (Unimog) und Streuteller auf den Versuchsplots am Standort „Neu Sacro“ im Frühjahr 2020 (Foto: Michael Kanzler)

## 5.2.2 Standort „Peickwitz“

Am Standort „Peickwitz“ wurden auf den unterschiedlichen Versuchsplots gemäß des Versuchsdesigns (vgl. Kapitel 4.3.2) jedes Jahr verschiedene Mengen an Kompost ausgebracht. Menge, Zeitpunkt und Art des Komposts sind in Tabelle 17 zusammengefasst aufgeführt. Bei Silomais, der am Standort „Peickwitz“ in der Regel nach einer Zwischenfrucht angebaut wird, wurde der Kompost mittels Miststreuer „Über-Kopf“ auf die Zwischenfrucht ausgebracht (Abbildung 26) und im Zuge der Einsaat des Silomais zusammen mit der Zwischenfrucht bzw. dem, was nach deren Ernte auf dem Acker verblieben ist, eingearbeitet. Bei Wintergetreide erfolgte die Ausbringung ebenfalls „Über-Kopf“, wobei auf eine Einarbeitung verzichtet wurde.

**Tabelle 17:** Übersicht zu Art, Zeitpunkt und Menge der ausgebrachten Komposte sowie Informationen zur Ausbringungstechnik am Standort „Peickwitz“ (Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13)

Ackerfrucht	Ausgebrachte Kompostvarianten	Datum der Ausbringung	Menge (t Trockenmasse ha <sup>-1</sup> )	Ausbringungstechnik
Silomais	G1, G2, G5, G6 (gemäß Versuchsplan, vgl. Abbildung 15)	26.04.2018	10 oder 30	Verteilung mittels Miststreuer, Einarbeitung erfolgte zusammen mit Zwischenfrucht im Zuge der Maisaussaat
Winterroggen	G1, G2* (gemäß Versuchsplan, vgl. Abbildung 16)	26.03.2019	10 oder 30	Verteilung mittels Miststreuer, Einarbeitung nicht möglich, da Ackerfrucht bereits gedreht war
Silomais	G1, G2* (gemäß Versuchsplan, vgl. Abbildung 16)	29.04.2020	10 oder 30	Verteilung mittels Miststreuer, Einarbeitung erfolgte zusammen mit Zwischenfrucht im Zuge der Maisaussaat



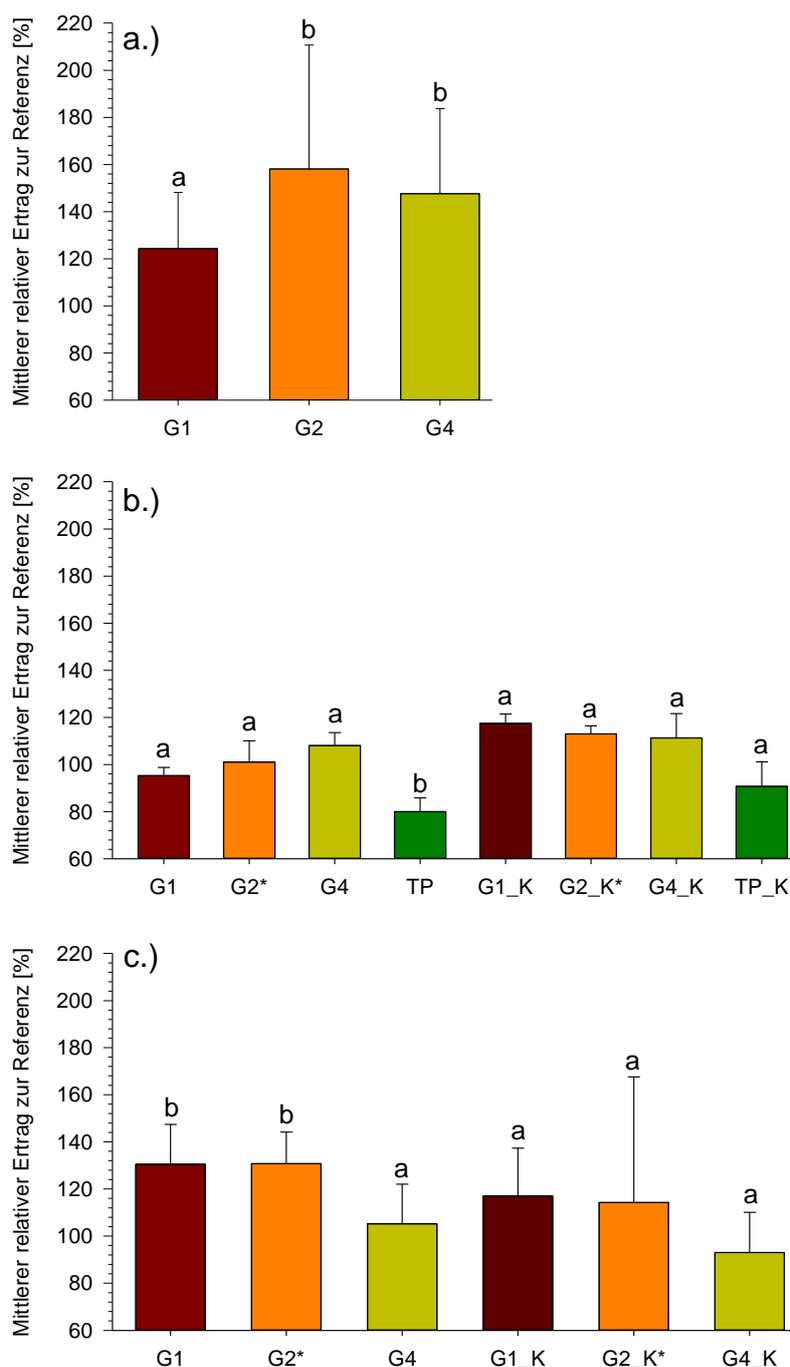
**Abbildung 26:** Verteilung der Kompostvarianten mittels Miststreuer am Standort „Peickwitz“ im Frühjahr 2018 (Foto: Christian Böhm)

## 5.3 Einfluss der Kompostwahl auf den Ertrag der Ackerkulturen und deren Nährstoffversorgung

### 5.3.1 Ackerkultureerträge am Standort „Neu Sacro“

Im Jahr 2018 lagen die Maiserträge in Brandenburg aufgrund anhaltender Trockenphasen mehr als 35 % unterhalb des Mittels vorangegangener Jahre (2001 bis 2017) von 330 dt ha<sup>-1</sup> (proplanta 2021). Auch auf dem Versuchsstandort „Neu Sacro“ wurde mit knapp 120 dt ha<sup>-1</sup> eine äußerst geringe Maisernte eingefahren (vgl. Tabelle 4). Auf den für die Teilernte genutzten Referenzplots wurden im Mittel zwar höhere Erträge ermittelt (243 dt ha<sup>-1</sup>). Doch auch diese waren mit Bezug zu den Vorjahren unterdurchschnittlich und durch eine große räumliche Variabilität geprägt. Die ausgebrachten Komposte hatten unter den trockenen Bedingungen eine ertragsfördernde Wirkung. So wurde bei der Standardkompost-Variante G1 ein Mehrertrag von ca. 24 % festgestellt. Bei den Varianten G4 und G2 waren es sogar 45 % bzw. 55 % mehr Biomasse, wobei die Unterschiede zur Referenz hier statistisch signifikant waren (Abbildung 27a). Als Ursache hierfür kann vor allem die durch die Komposte bewirkte höhere Wasserhaltefähigkeit des Bodens betrachtet werden. Die Tatsache, dass bei den angereicherten Komposten höhere Erträge als beim Standardkompost erzielt wurden, spricht für eine ertragsfördernde Wirkung durch den erhöhten Gehalt an mineralischem und leicht nachlieferbarem Stickstoff (vgl. Tabelle 12).

Im darauffolgenden Jahr 2019 konnte dieser Trend allerdings nur zum Teil bestätigt werden. Obwohl auch dieses Jahr durch geringe Niederschlagsmengen geprägt war, schienen die Komposte bei Sommergerste eine etwas geringere Wirkung als bei Silomais zu entfalten. Der Kornertrag auf den Referenzplots lag im Mittel bei 4,3 t ha<sup>-1</sup> und entsprach damit in etwa dem durchschnittlichen Gesamtflächenertrag von 4,5 t ha<sup>-1</sup> (vgl. Tabelle 4). Die Kornerträge bei den Kompostvarianten überstiegen ebenfalls den Referenzertrag. Allerdings konnten in diesem Jahr die höchsten Kornerträge bei der Standardkompost-Variante (ca. 16 % oberhalb des Referenzertrages) festgestellt werden (Abbildung 27b), während bei den Varianten G2\* und G4 die Mehrerträge beim Korn 12 % bzw. 10 % betragen. Allerdings waren die Ertragsdifferenzen hier nicht statistisch abzusichern. Bei der zusätzlichen Variante TP wurden um 12 % geringere Erträge als auf den Referenzplots ermittelt. Bezogen auf den Ganzpflanzenertrag waren die Defizite bei dieser Variante mit etwa 20 % noch größer und hier auch statistisch signifikant. Diese Substratvariante schien hinsichtlich der kurzfristigen Ertragswirksamkeit folglich weniger geeignet zu sein als die Kompostvarianten G1, G2\* und G4. Allerdings war die ausgebrachte Menge des TP-Substrates auch gering. Zudem sind abschließende Schlussfolgerungen anhand eines Untersuchungsjahres nur unter Vorbehalt möglich. Beim Ganzpflanzenertrag schnitt die Kompostvariante G1 schlechter als die Varianten G2\* und G4 ab. Die Pflanzen im Bereich der Variante G1 hatten folglich ein höheres Korn/Stroh-Verhältnis (Abbildung 27b).



**Abbildung 27:** Erträge von a) Silomais 2018, b) Sommergerste 2019 und c) Sonnenblumen 2020 in Relation zum Referenzflächenertrag am Standort „Neu Sacro“ bei Anwendung verschiedener Kompostvarianten (Bezeichnungen siehe Tabelle 11 und Tabelle 13); die Darstellung der relativen Erträge erfolgte differenziert nach Ganzpflanzenertrag (G1 bis G4) und Kornenertrag (G1\_K bis G4\_K); Säulen = Mittelwert, Fehlerbalken = Standardabweichung (n = 12 bei Silomais und Sonnenblume; n = 16 bei Sommergerste Ganzpflanze; n = 4 bei Sommergerste Korn); Buchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede in Bezug zur Referenzfläche

Auch im dritten Jahr waren die Erträge bei Kompostanwendung größtenteils höher als auf den Referenzplots. Mit Blick auf die einzelnen Kompostvarianten zeigte sich jedoch ein anderes Bild als in den Jahren zuvor. Auf den Referenzplots wurde ein Sonnenblumenkornenertrag von durchschnittlich  $1,6 \text{ t ha}^{-1}$  ermittelt. Bei den Kompostvarianten G1 und G2\* lagen die Kornenerträge um 16 % bis 12 % über diesen Wert, während bei der Variante G4 8 % niedrigere

Werte festgestellt wurden. Bezogen auf die Biomasse der Ganzpflanze war dieser Trend ähnlich, jedoch lagen die Ganzpflanzenerträge bei allen Kompostvarianten über jenem der Referenzplots, wobei die Differenzen bei den Varianten G1 und G2\* statistisch signifikant waren (Abbildung 27c).

Insgesamt kann für den Standort „Neu Sacro“ über den dreijährigen Untersuchungszeitraum subsumiert werden, dass das Düngungsmanagement mit Komposten sich generell positiv auf die Ackerfruchterträge auswirkte. Möglicherweise haben die ausgeprägten Trockenphasen diesen Effekt verstärkt. Generell scheinen die Ackerfrüchte unterschiedlich auf die Kompostgaben zu reagieren und Hackfrüchte besonders davon zu profitieren. Aufgrund des indifferenten Bildes bezüglich der Wirkung der einzelnen Kompostvarianten kann in Hinblick auf die Ertragsleistung keine eindeutige Empfehlung zu Gunsten einer Variante gegeben werden. Im Mittel wies die Variante G2 bzw. G2\* jedoch das größte Potential auf.

### 5.3.2 Ackerkultureerträge am Standort „Peickwitz“

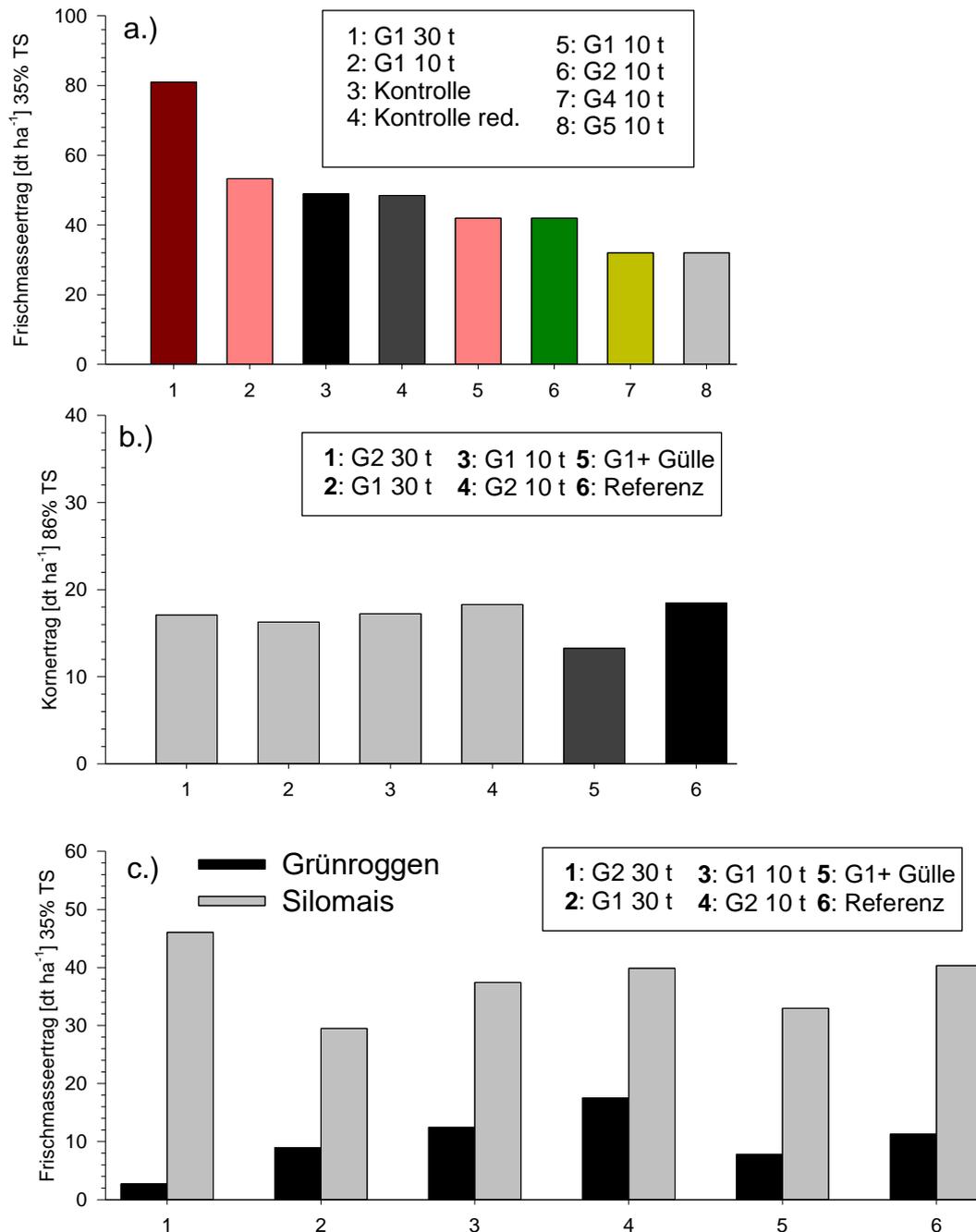
Am Standort „Peickwitz“ zeigte sich ein etwas anderes Bild. Hier waren die Erträge bei Kompostausbringung nicht oder nur unwesentlich höher als auf den Referenzstreifen. Allerdings basieren die Daten hier auch nur auf Einzelwerten, weshalb Aussagen zur kleinräumlichen Variabilität nicht möglich sind. Der Standort „Peickwitz“ weist eine deutlich geringere Bodengüte als der Standort „Neu Sacro“ auf. Die extremen Trockenphasen kamen hier folglich noch stärker zum Tragen. Entsprechend war 2018 der Referenzertrag bei Silomais mit durchschnittlich 48 dt ha<sup>-1</sup> auch noch deutlich niedriger als in „Neu Sacro“ (Abbildung 28a). Interessant hierbei ist, dass es zwischen den beiden Kontrollvarianten (100 und 200 kg N-Düngung) keine wesentlichen Ertragsunterschiede gab. Vermutlich gewann die Wasserverfügbarkeit als ertragsbeeinflussender Faktor so stark an Bedeutung, dass die Menge an N-Dünger keine nennenswerte Rolle mehr spielte.

Auch bei den Komposten schien die N-Verfügbarkeit 2018 eine untergeordnete Rolle zu spielen. So wurden zwischen den Varianten G1 und G2 bei gleicher Ausbringungsmenge keine wesentlichen Unterschiede beobachtet. Einen deutlichen Ertragseinfluss hatte hingegen die Menge an ausgebrachtem Kompost, was anhand der Variante G1 in Abbildung 28a klar ersichtlich ist. Bei einer Kompostmenge von 30 t Trockenmasse ha<sup>-1</sup> belief sich der Silomaisertrag auf reichlich 80 dt ha<sup>-1</sup>, während bei 10 t Trockenmasse ha<sup>-1</sup> im Mittel gerade einmal 45 t ha<sup>-1</sup> geerntet werden konnten. Der Kompost schien folglich in extrem trockenen Jahren eine ertragserhaltende Wirkung zu haben.

Im Jahr 2019 setzte sich dieser Trend allerdings nicht fort. Zwar schienen auch hier die verfügbaren N-Mengen keinen wesentlichen Ertragseinfluss zu haben, allerdings konnten auch durch höhere Kompostgaben keine Ertragssteigerungen beobachtet werden (Abbildung 28b). Die Kornerträge des in diesem Jahr angebauten Winterroggens (TS = 86 %) waren mit 18,5 dt ha<sup>-1</sup> allerdings auch sehr niedrig und lagen deutlich unter dem für 2019 angegebenen brandenburgischen Mittel von 38,7 dt ha<sup>-1</sup> (Amt für Statistik Berlin-Brandenburg 2020). Am niedrigsten waren die Erträge (13,3 dt ha<sup>-1</sup>) bei der kombinierten Variante, bei der sowohl der Standradkompost G1 ausgebracht wurde als auch eine zusätzliche organische N-Düngung erfolgte (Abbildung 28b).

Auch im Jahr 2020 fielen die Erträge von Silomais bei der kombinierten Variante sehr niedrig aus. Geringer waren sie lediglich bei der Variante G1 mit 30 t Trockenmasse ha<sup>-1</sup> (Abbildung

28c). Dies steht im Gegensatz zum Jahr 2018, wo die Menge an ausgebrachtem Kompost einen entscheidenden Einfluss auf die Erträge zu haben schien. Die höchsten Erträge wurden bei der Kompostvariante G2\* festgestellt, wobei hier eine höhere Ausbringungsmenge zu höheren Erträgen führte (46 dt ha<sup>-1</sup> bei 30 t Kompost-Trockenmasse ha<sup>-1</sup> und 37 dt ha<sup>-1</sup> bei 10 t Kompost-Trockenmasse ha<sup>-1</sup>). Insgesamt lagen die Silomaiserträge aber auch im ebenfalls trockenen Jahr 2020 auf einem sehr niedrigen Niveau, weshalb allgemein davon auszugehen ist, dass die potentiell möglichen ertragssteigernden Effekte durch das Kompost-Düngemanagement nur unzureichend zum Tragen kamen.



**Abbildung 28:** Erträge von a) Silomais 2018, b) Winterroggen 2019 und c) Silomais mit Grünroggen (Zwischenfrucht) am Standort „Peickwitz“ bei Anwendung verschiedener Kompostvarianten bzw. Trockenmassekompostmengen (Bezeichnungen siehe Tabelle 11 und Tabelle 13) (n = 1)

Die Erträge des Grünroggens korrelierten nicht mit jenen des zuvor geernteten Silomais. So wurden die mit Abstand höchsten Grünroggenerträge (etwa 17,5 dt ha<sup>-1</sup>) bei der G2\*-Variante mit 10 t Trockenmasse-Kompost ha<sup>-1</sup> festgestellt (Abbildung 28c). Höhere Erträge als bei der Referenz konnten auch bei der G1-Variante mit 10 t Trockenmasse-Kompost festgestellt werden. Hier belief sich der Ertrag auf etwa 12,5 dt ha<sup>-1</sup> gegenüber 11,3 dt ha<sup>-1</sup> bei der Kontrollvariante. Insgesamt lagen auch die Erträge des Grünroggens deutlich unterhalb der Erwartungen, was vermutlich auf die Frühjahrstrockenheit zurückzuführen ist.

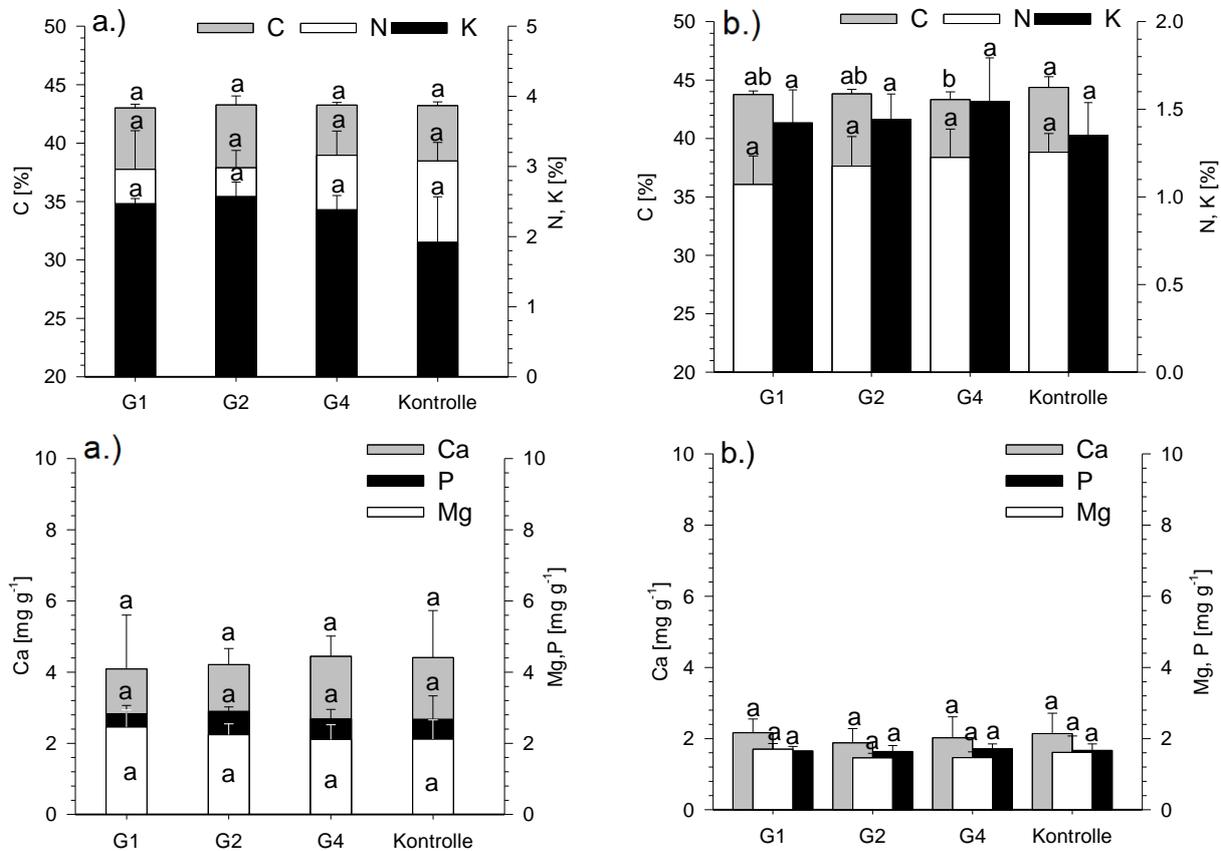
Zusammenfassend ist festzuhalten, dass anhand der Ertragsmessungen am Standort „Peickwitz“ kein eindeutiger Einfluss der Kompostvarianten ermittelt werden konnte. Gerade mit Blick auf Silomais zeichnet sich aber auch an diesem Standort ab, dass die Kompost-Düngung sich insgesamt positiv auf die Erträge auswirkte, wobei Überlagerungseffekte durch extreme Witterungsbedingungen, wie sie während der Untersuchungszeit häufig vorherrschten, einzukalkulieren sind.

### 5.3.3 Nährstoffversorgung der Ackerfrüchte am Standort „Neu Sacro“

Die im Juni beprobten Blätter des im Jahr 2018 angebauten Silomais wiesen über alle Versuchsvarianten hinweg einen Kohlenstoffgehalt von etwa 43 % auf. Bezüglich des Stickstoffgehaltes wurden die höchsten Werte in den Blättern der Kompostvariante G4 festgestellt. Statistisch signifikant waren diese Unterschiede jedoch nicht. Das Gleiche gilt für das Element Kalium, obwohl dessen Werte bei Kompostanwendung tendenziell um 0,5 % höher lagen. Dies zeigt, dass durch den Kompost den Pflanzen mehr Kalium zur Verfügung gestellt werden kann. Dabei schien das 2018 den Kompostvarianten G2 und G4 zugesetzte Kornkali keinen wesentlichen Effekt gehabt zu haben, da im Bereich des nicht angereicherten Standardkompostes (G1) die Werte mit im Mittel 2,5 % ähnlich hoch lagen (Abbildung 29a). Das Weglassen der Kornkalizugabe ab 2019 kann somit durchaus als gerechtfertigt betrachtet werden (vgl. Tabelle 11). Gleiches gilt für das 2018 verwendete Diammonphosphat, was der Variante G2 als N-Zusatz beigegeben wurde. So hatte dies nur einen sehr geringen Effekt auf den Phosphorgehalt in den Maisblättern (Abbildung 29a). Mit Blick auf den Magnesiumgehalt wiesen die Blätter der Standardkompostvariante G1 leicht höhere Werte auf. Statistisch signifikante Differenzen konnten jedoch auch bezüglich der Elemente Kalzium, Magnesium und Phosphor nicht nachgewiesen werden.

Bezogen auf die Ganzpflanze vor der Ernte zeigten die Nährstoffgehalte ein vergleichbares Bild, wobei weder hinsichtlich Stickstoff noch bezüglich Kalzium, Magnesium und Phosphor statistisch signifikante Differenzen vorlagen (Abbildung 29b). Die höchsten Kaliumgehalte lagen in den Pflanzen der Variante G4 vor, die höchsten Stickstoffwerte wurden in der Kontrollvariante sowie beim Kompost G4 ermittelt. Verglichen mit den bei VELA (2014) veröffentlichten Nährstoffgehalten landwirtschaftlicher Kulturen sind die vorliegenden Werte bezüglich Phosphor als deutlich unterdurchschnittlich (Abweichung  $> 25 \leq 50$  %) und hinsichtlich Magnesium als unterdurchschnittlich (Abweichung  $> 10 \leq 25$  %) einzustufen. Auch die Stickstoffwerte waren demnach leicht unterdurchschnittlich (Abweichung  $\leq 10$  %) bzw. unterdurchschnittlich, wobei Letzteres nur für die Varianten G1 und G2 zutrifft. Die Kaliumgehalte waren hingegen als leicht überdurchschnittlich bzw. bei G4 überdurchschnittlich zu werten. Insgesamt unterschieden sich die Nährstoffgehalte in den Pflanzen der Kompostvarianten aber nur gering von jenen der Kontrollvariante, was auf eine allgemein als ausreichend zu wertende Versorgung hinweist. Direkte Bezüge zwischen Nährstoffgehalt und

Ertrag konnten nicht festgestellt werden, wodurch die These, dass die Komposte vor allem die Wasserhaltefähigkeit des Bodens während der ausgeprägten Trockenphasen verbesserte, gestützt wird (vgl. Kapitel 5.3.2).

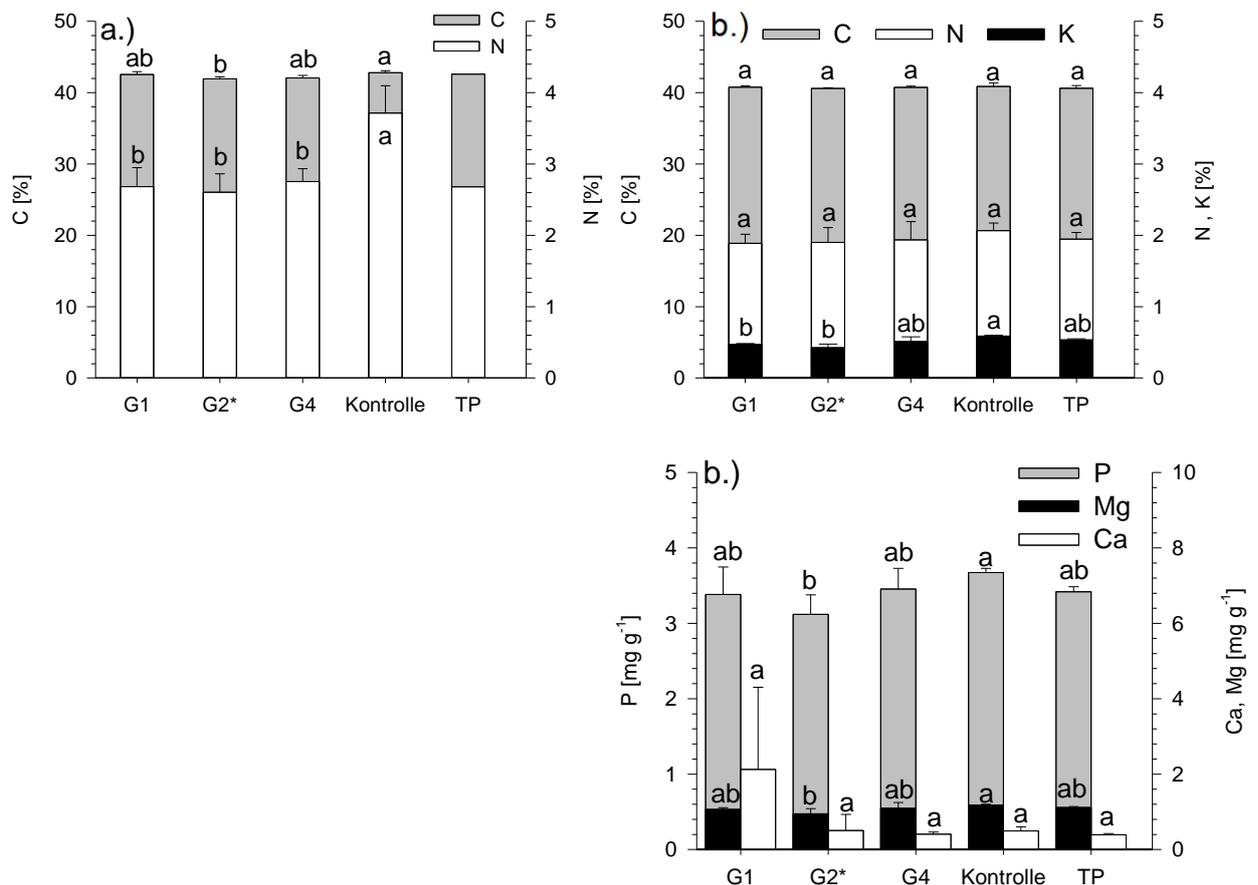


**Abbildung 29:** Kohlenstoff-, Stickstoff-, Kalium-, Magnesium- und Phosphorgehalte von Silomais a) in den Blättern (Juni 2018) und b) in der Ganzpflanze (September 2018) am Standort „Neu Sacro“, differenziert nach Referenzfläche (Kontrolle) und verschiedenen Kompostvarianten (Bezeichnungen siehe Tabelle 11); Säulen = Mittelwert, Fehlerbalken = Standardabweichung (n = 8); Buchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den Versuchsgliedern

Die Blätter der 2019 angebaute Sommergerste wiesen Kohlenstoffgehalte zwischen 42 % und 43 % sowie Stickstoffgehalte zwischen 2,6 % und 2,8 % auf. Eine Ausnahme bildete lediglich die Kontrollvariante, wo der Stickstoffgehalt der Blätter mit 3,7 % erheblich höher war (Abbildung 30a). Zum Teil kann dies sicher auf eine deutlich höhere Versorgung mit mineralischem Stickstoff zurückzuführen sein. So wies insbesondere der 2019 hergestellte Kompost G2\* sehr geringe Gehalte an mineralischem Stickstoff auf (vgl. Tabelle 16). Allerdings konnten mit Bezug auf den Standardkompost (G1) in den anderen Jahren keine derart ausgeprägten Trends beobachtet werden. Da dies nicht vollständig mit dem Düngungsregime oder den Bodenverhältnissen erklärt werden kann, sind diesbezüglich Unzulänglichkeiten bei der Probenahme oder der Probenaufbereitung nicht auszuschließen.

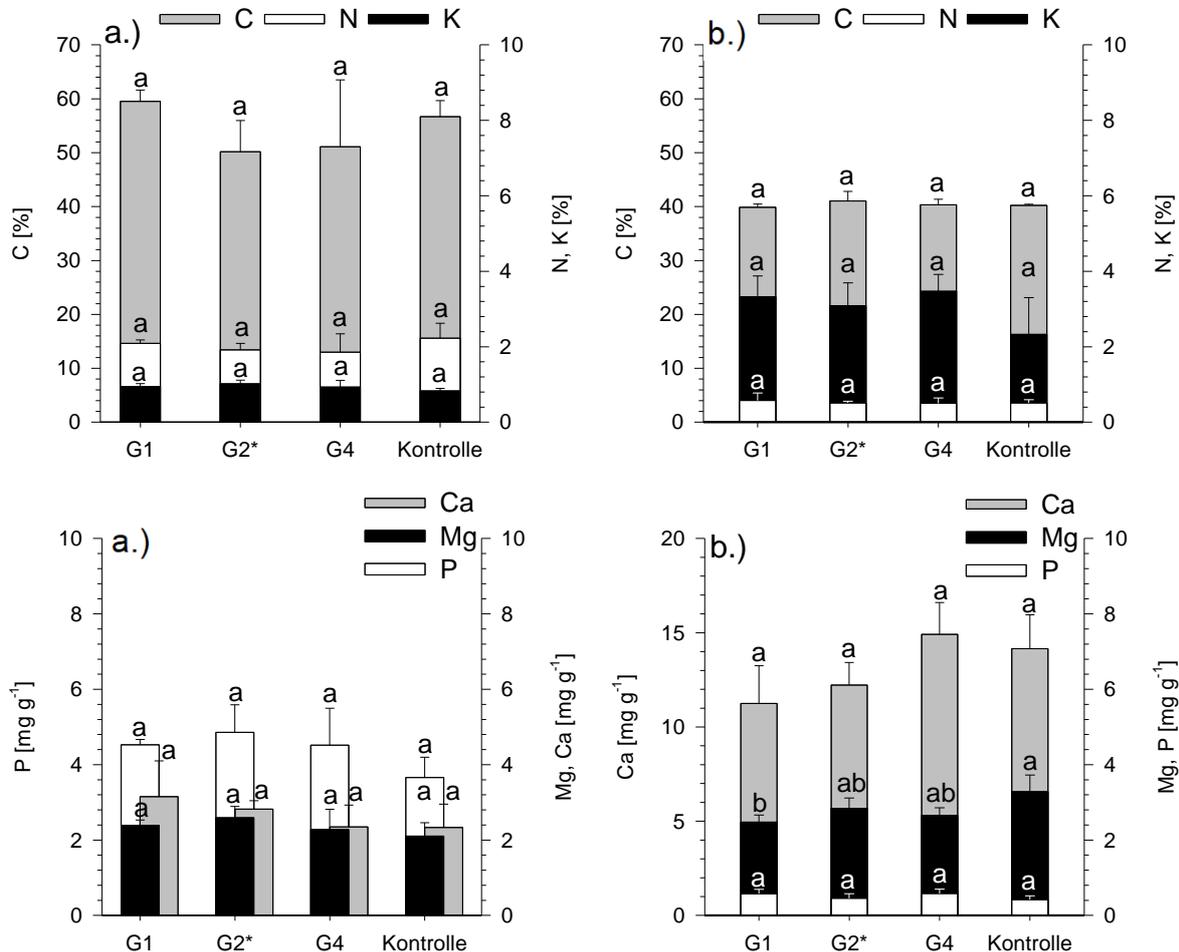
Bezogen auf die Körner waren die Nährstoffgehalte in Gegenüberstellung zu den bei VELA (2014) angeführten Standardgehalten für Wintergerste teils überdurchschnittlich, teils unterdurchschnittlich einzustufen, wobei die Differenzen zwischen den Versuchsgliedern größtenteils statistisch nicht signifikant waren (Abbildung 30b). Der Stickstoffgehalt in den Körnern der Kontrollvariante war mit 2,1 % ebenfalls höher als jener der anderen Varianten

mit durchschnittlich 1,9 %, allerdings waren die Unterschiede erheblich geringer als bei den Blattproben. Dieser Wertebereich entsprach in etwa dem Standardgehalt. Bezüglich Kalium, Phosphor und Magnesium waren die Messwerte fast ausschließlich geringer als die Standardwerte. Im Gegensatz zu Mais 2018 wurden die höchsten Kalium-Gehalte (0,59 %) bei den Körnern der Kontrollvariante vorgefunden. Bei den Kompostvarianten variierten die Kalium-Gehalte zwischen 0,43 (G2\*) und 0,54 % (TP) und waren damit als leicht unterdurchschnittlich bis deutlich unterdurchschnittlich einzuschätzen. Auch bezüglich des Magnesium-Gehaltes wies das Korn der Kompostvariante G2\* die geringsten Werte auf (Abbildung 30b). Zu bewerten waren diese als deutlich unterdurchschnittlich, während bei den anderen Varianten, einschließlich der Kontrolle, mit 0,11 bis 0,12 % nur unterdurchschnittliche Gehalte vorlagen. Die Phosphorgehalte waren durch eine ähnliche variantenbezogene Differenzierung geprägt, wobei die Messwerte aller Versuchsglieder als unterdurchschnittlich einzustufen waren. Die tendenziell niedrigeren Nährstoffgehalte im Korn der Variante G2\* hatten keinen negativen Einfluss auf den Ertrag der Sommergerste (vgl. Kapitel 5.3.2), weshalb dieser – wie aber auch den Kompostvarianten G1 und G4 – eine niedrigere Nährstoffzehrung zugeschrieben werden kann.



**Abbildung 30:** Kohlenstoff-, Stickstoff-, Kalium-, Magnesium- und Phosphorgehalte von Sommergerste a) in den Blättern (Juni 2019) und b) im Korn (Juli 2019) am Standort „Neu Sacro“, differenziert nach Referenzfläche (Kontrolle) und verschiedenen Kompostvarianten (Bezeichnungen siehe Tabelle 11 und Tabelle 13); Säulen = Mittelwert, Fehlerbalken = Standardabweichung (n = 12); Buchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den Versuchsgliedern

Bei den 2020 angebauten Sonnenblumen wiesen die Kerne der Kontrollvariante mit 2,2 % ebenfalls etwas höhere N-Werte als die Kerne der Kompostvarianten auf (Abbildung 31a). Im Stroh lagen die N-Gehalte der einzelnen Versuchsglieder allgemein eng beieinander und waren mit durchschnittlich 0,5 % deutlich niedriger als in den Kernen (Abbildung 31b).



**Abbildung 31:** Kohlenstoff-, Stickstoff-, Kalium-, Magnesium- und Phosphorgehalte von Sonnenblume a) in den Kernen (September 2020) und b) im Stroh (September 2020) am Standort „Neu Sacro“, differenziert nach Referenzfläche (Kontrolle) und verschiedenen Kompostvarianten (Bezeichnungen siehe Tabelle 11 und Tabelle 13); Säulen = Mittelwert, Fehlerbalken = Standardabweichung (n = 4); Buchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den Versuchsgliedern

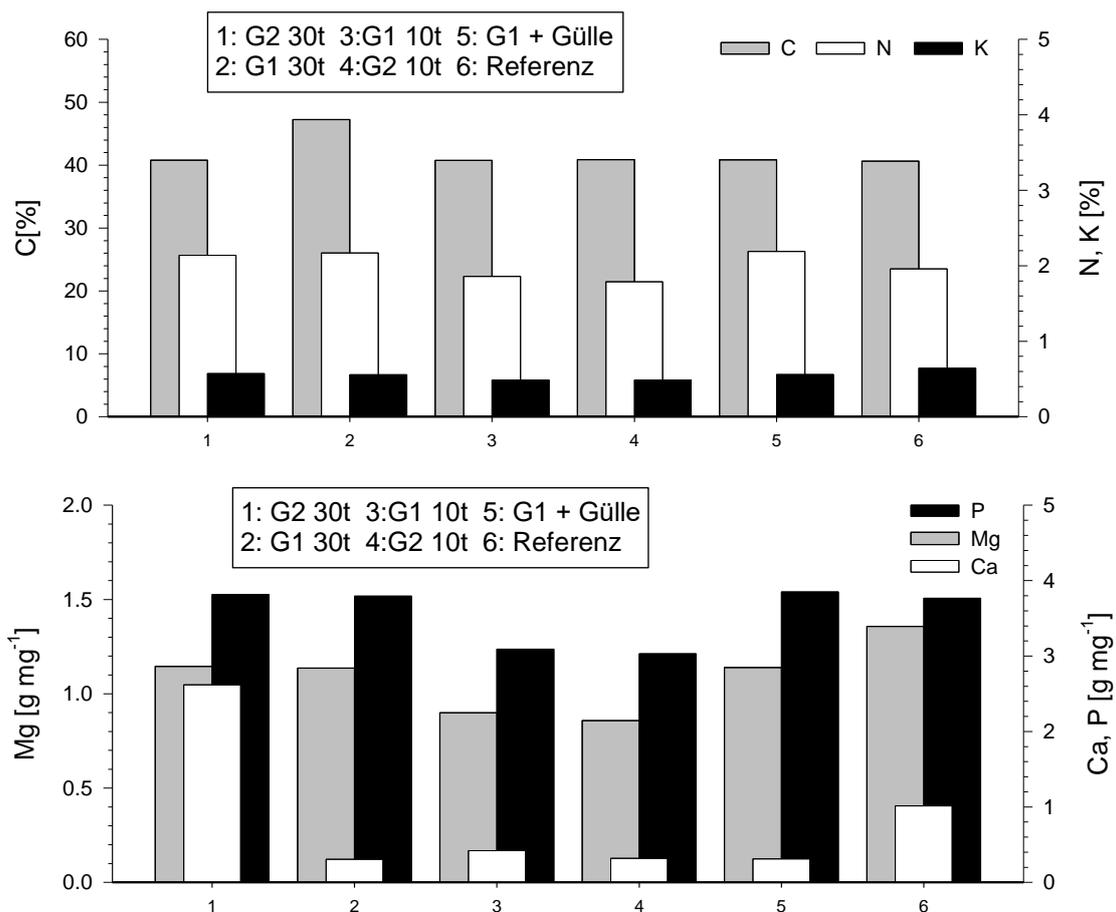
Bei beiden Pflanzenkomponenten waren die N-Werte gemäß den Vergleichsdaten von VELA (2014) allesamt als deutlich bzw. bezüglich des Strohs sogar als extrem unterdurchschnittlich (Abweichung > 50 %) einzuordnen. Letzteres galt auch mit Bezug zum Kaliumgehalt der Kerne, wo – im Gegensatz zum Korn der 2019 angebaute Sommergerste – die geringsten Werte bei der Kontrollvariante auftraten (Abbildung 31a). Besonders ausgeprägt war die Differenz zwischen Kontrolle (2,3 %) und Kompostvarianten (im Mittel 3,3 %) beim Stroh der Sonnenblumen (Abbildung 31b). Auch hier sind die Gehalte an Kalium als deutlich bis extrem unterdurchschnittlich zu werten. Besonders niedrig im Vergleich zu den bei VELA (2014) angegebenen Standardwerten war der Phosphorgehalt im Stroh mit Werten zwischen 0,04 (Kontrolle) und 0,06 % (G1). Dies traf auch auf den Magnesium-Gehalt der Kerne zu, während das Stroh, als einzige Ausnahme in Bezug auf die untersuchten Nährstoffgehalte, bei den Kompostvarianten überdurchschnittliche bis deutlich überdurchschnittliche und bei der

Kontrollvariante mit 0,33 % sogar extrem überdurchschnittliche Magnesium-Werte beinhaltet. Bezüglich der allgemein niedrigen Nährstoffgehalte war nicht erkennbar, dass die Anwendung der Komposte hierauf wesentlich Einfluss nahm. Auch zwischen den Komposten war 2020 keine eindeutige Differenzierung erkennbar.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Nutzung von Komposten im Rahmen des Düngemanagements während der Untersuchungszeit am Standort „Neu Sacro“ keine wesentlichen Änderungen bezüglich des Nährstoffgehaltes in den Pflanzenbestandteilen bewirkte. Auch zwischen den Kompostvarianten war über die Versuchsjahre hinweg keine Differenzierung erkennbar. Dies weist u.a. auch darauf hin, dass die mit den Komposten ausgebrachten geringeren N-Mengen ausreichen, um eine dem herkömmlichen Düngungsmanagement adäquate Versorgung zu gewährleisten. Ob dies auch in weniger trockenen Jahren der Fall ist, konnte während der Untersuchungszeit nicht geklärt werden.

### 5.3.4 Nährstoffversorgung der Ackerfrüchte am Standort „Peickwitz“

Für das Jahr 2018 liegen keine Daten zur Nährstoffversorgung des in diesem Jahr angebauten Silomais vor. Im Jahr 2019 erfolgte der Anbau von Winterroggen, dessen Korn variantenübergreifend ein Kohlenstoffgehalt von knapp 41 % aufwies. Lediglich bei der Kompostvariante G1 (30 t) lag dieser bei über 47 % (Abbildung 32).



**Abbildung 32:** Kohlenstoff-, Stickstoff-, Kalium-, Magnesium- und Phosphorgehalte im Korn von Winterroggen (Juli 2019) am Standort „Peickwitz“, differenziert nach Referenzfläche (Kontrolle) und verschiedenen Kompostvarianten bzw. -mengen (Bezeichnungen siehe Tabelle 11 und Tabelle 13) (n = 1)

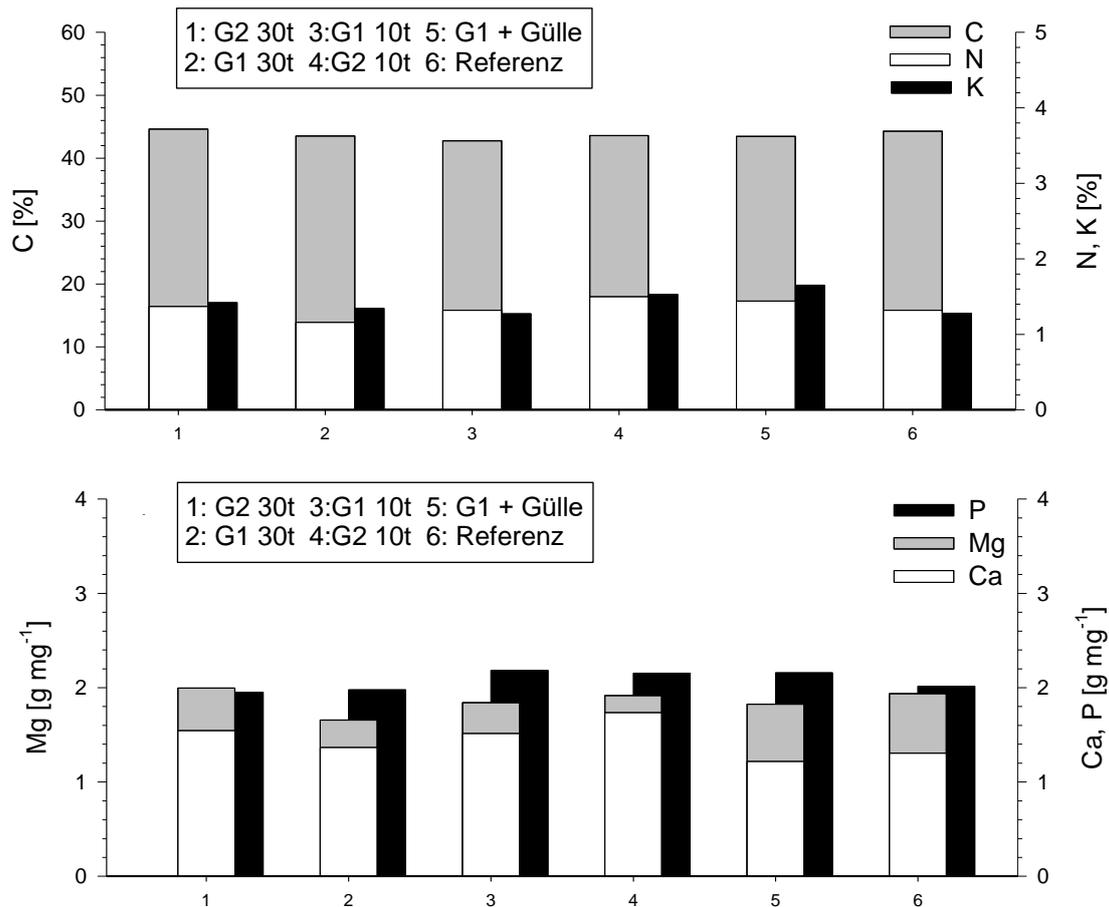
Bezüglich des Stickstoffgehaltes wurde bei Kompostgaben von 30 t ca. 0,35 % mehr Stickstoff festgestellt als bei 10 t, wo Werte von 1,9 (G1) bzw. 1,8 % (G2\*) ermittelt wurden. Im ähnlichen Wertebereich bewegte sich der N-Gehalt auf der Referenzfläche. Sämtliche N-Gehalte lagen oberhalb der von VELA (2014) veröffentlichten Standardwerte für Roggen und können als leicht überdurchschnittlich (G1 10 t, G2\* 10 t) bzw. überdurchschnittlich (alle anderen Varianten) betrachtet werden.

Der Kalium-Gehalt des Korns lag bei den Kompostvarianten mit 30 t sowie bei der Kombinationsvariante G1 + Gülle im Bereich der üblichen Standardwerte, auf der Referenzfläche sogar darüber und bei Anwendung von nur 10 t Kompost etwas darunter. Zwischen den Kompostvarianten G1 und G2\* konnten keine Differenzen aufgezeigt werden (Abbildung 32).

Zwischen den Versuchsgliedern ähnlich ausdifferenziert war der Phosphor-Gehalt. Dieser bewegte sich zwischen 0,30 % (G2\* 10 t) und 0,39 % (G1 + Gülle) und war damit leicht bis deutlich unterdurchschnittlich (Abbildung 32). Interessanterweise konnte auf den potentiell schlechter versorgten Versuchsgliedern tendenziell die höchsten Kornerträge ermittelt werden (vgl. Kapitel 5.3.3). Auch der Magnesium-Gehalt war bei Ausbringungsmengen von 10 t (0,09 %) niedriger als bei 30 t (0,12 %) und im Bereich des Referenzplots mit 0,14 % am höchsten (Abbildung 32). Zwischen den Kompostvarianten gab es keine nennenswerten Unterschiede. Auffällig war die Höhe des Magnesium-Gehaltes, dass als deutlich bis extrem überdurchschnittlich zu bewerten war.

Die Kohlenstoffgehalte des 2020 angebauten Silomais lagen alle bei 43 bis 44 % (Abbildung 33). Die als durchschnittlich bis leicht überdurchschnittlich zu wertenden N-Gehalte variierten zwischen 1,2 (G1 30 t) und 1,5 % (G2\* 10t), wobei weder die Menge an Kompost noch die Art des Düngungsmanagements hierauf Einfluss zu nehmen schien. Die Kaliumwerte waren im Silomais des Referenzplots – im Gegensatz zum Jahr zuvor angebauten Winterroggen) mit 1,3 % niedriger als bei den Flächen mit Kompostdüngung, was insbesondere mit Blick auf die Variante G2\* galt (Abbildung 33). Die höchsten Kalium-Gehalte wies der Silomais auf der Kombinationsvariante auf. Hier betrug dieser 1,7 % und war damit als deutlich überdurchschnittlich einzustufen.

Die Phosphor-Gehalte waren im Silomais bei 10 t-Kompostausbringung sowie bei der Kombinationsvariante mit 0,22 % am höchsten. Allerdings waren die Differenzen zu den Phosphor-Gehalten im Silomais der anderen Versuchsglieder (0,20 %) vergleichsweise gering (Abbildung 33). Alle Werte sind in Bezug zum bei VELA (2014) angegebenen Standardgehalt als unterdurchschnittlich einzuordnen. Anders als am Standort „Neu Sacro“ (vgl. Abbildung 33) war der Magnesium-Gehalt am Standort „Peickwitz“ höher als der Kalzium-Gehalt, was hier vor allem an deutlich geringeren Kalzium-Werten lag. Als Ursachen hierfür können ein mutmaßlich hoher Magnesium-Gehalt im Boden sowie die ausgeprägte Trockenheit, die auf diesem ertragsschwachen Standort noch deutlicher ins Gewicht fiel, angeführt werden. Der Magnesium-Gehalt im Silomais variierte je nach Variante zwischen 0,17 und 0,20 %, was mit dem Standardgehalten nach VELA (2014) vergleichbar ist.



**Abbildung 33:** Kohlenstoff-, Stickstoff-, Kalium-, Magnesium- und Phosphorgehalte im Silomais (September 2020) am Standort „Peickwitz“, differenziert nach Referenzfläche (Kontrolle) und verschiedenen Kompostvarianten bzw. -mengen (Bezeichnungen siehe Tabelle 11 und Tabelle 13) (n = 1)

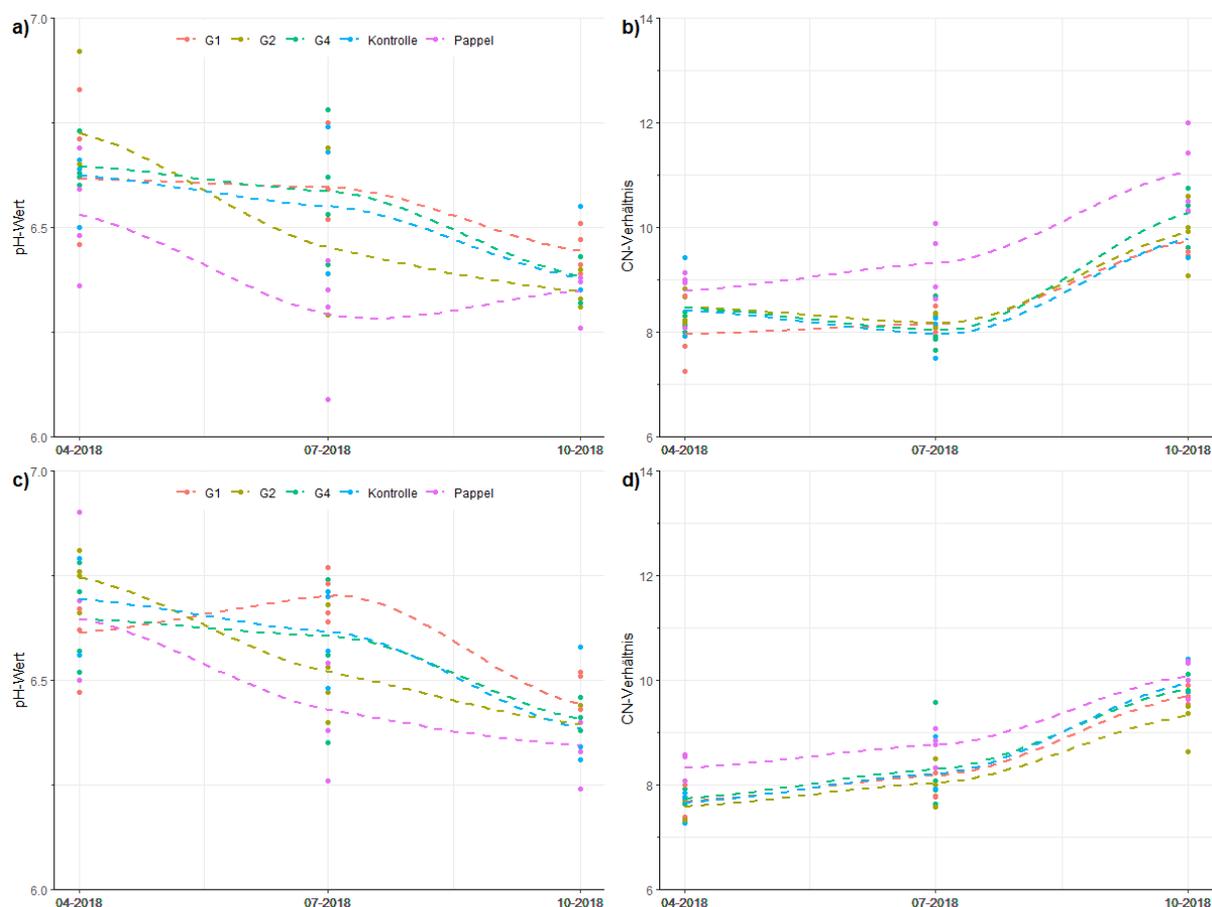
Insgesamt ist am Standort „Peickwitz“ die Nährstoffversorgung der Ackerkulturen als eher unterdurchschnittlich einzustufen. Allerdings hatten sowohl die Kompostvarianten als auch die Kompostmengen keinen gerichteten Einfluss darauf. Sicherlich spielte hierfür die Trockenheit und die hieraus resultierenden geringen Erträge eine wesentliche Rolle. So waren – ähnlich den Erträgen – weniger die Nährstoffgehalte der ausgebrachten Düngemittel relevant als vielmehr der Wassermangel, der am Standort „Peickwitz“ aufgrund des hier vorherrschenden reinen Sandes noch stärker ins Gewicht fiel als am Standort „Neu Sacro“. Ähnlich diesem Standort konnte auch hier auf Basis dieser Studie der Schluss gezogen werden, dass durch ein Düngungsmanagement mit Kompost mittelfristig keine Nachteile bezüglich der Nährstoffversorgung der Ackerkulturen zu erwarten sind.

## 5.4 Einfluss der Kompostwahl auf ausgewählte Bodenparameter

### 5.4.1 Bodenparameter am Standort „Neu Sacro“ im Untersuchungszeitraum 2018

#### 5.4.1.1 pH-Wert und C/N-Verhältnis

Die Bodenazidität in einer Bodentiefe von 0-10 cm lag 2018 am Standort „Neu Sacro“ mit einer pH-Wertespanne zwischen 6,1 (Pappel) und 6,9 (G1) in einem leicht sauren bzw. neutralen Wertebereich (Abbildung 34a). Statistisch signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Versuchsgliedern, über alle drei Untersuchungszeitpunkte hinweg, konnten nicht nachgewiesen werden (Wilcoxon-Rangsummentest, Ergebnisse nicht grafisch dargestellt). Insgesamt waren die gemessenen pH-Werte unter dem Pappelstreifen niedriger als bei den übrigen Düngungsvarianten, was aufgrund der hier fehlenden Kalkung den Erwartungen entsprach. Bei einer Bodentiefe von 10-30 cm lag der pH-Wert in einer Spannweite von 6,2 bis 6,9 und war somit vergleichbar mit den Ergebnissen aus der obersten Tiefenstufe (Abbildung 34c). Zwischen den Varianten konnten analog zu der Bodentiefe 0-10 cm keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden, die niedrigsten pH-Werte wurden hier ebenfalls unter dem Pappelstreifen ermittelt.

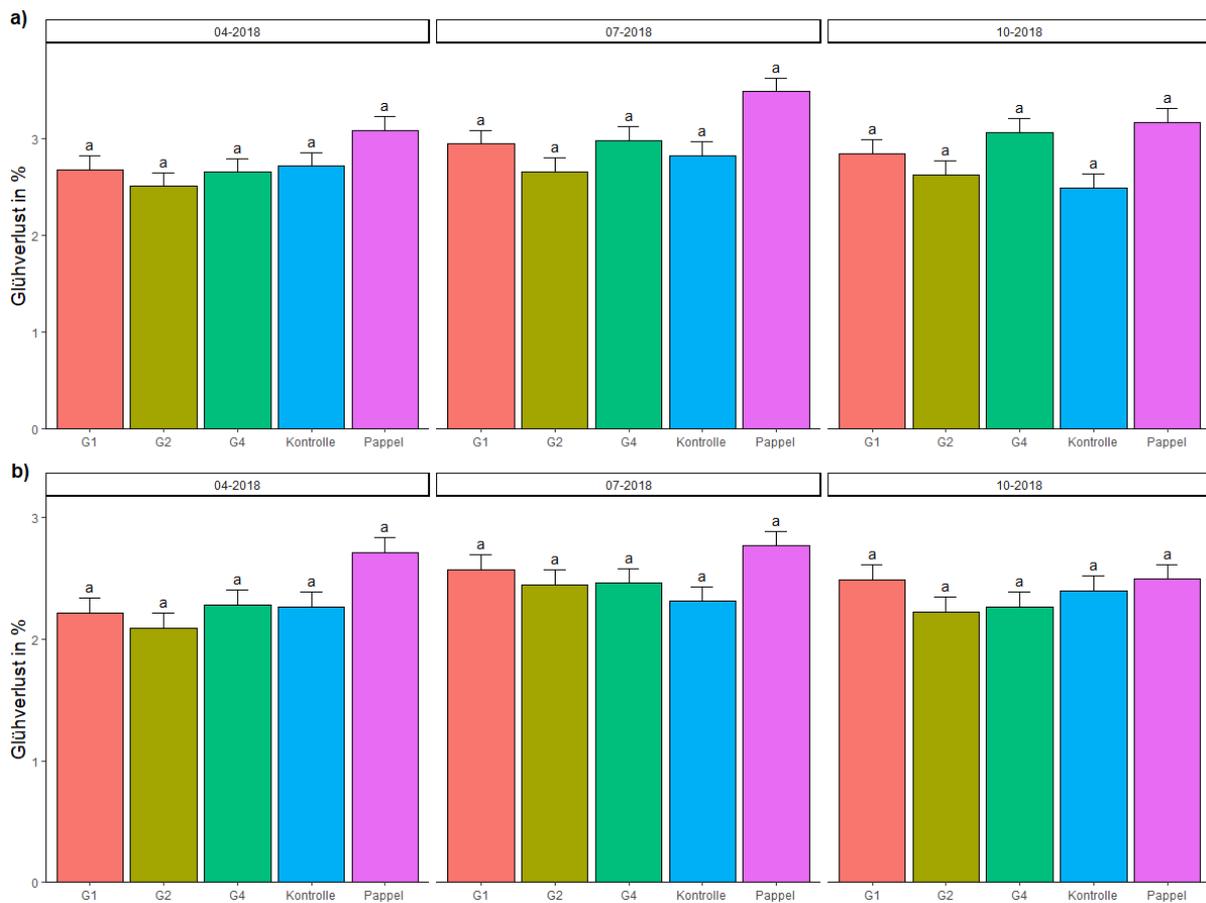


**Abbildung 34:** pH-Werte und C/N-Verhältnisse im Oberboden der Kompostvarianten, unter Pappel sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Neu Sacro“ in 0-10 cm (a und b) sowie 10-30 cm (c und d) Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum April bis Oktober 2018 inkl. LOESS-Glättung (n = 4; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11)

Das C/N-Verhältnis in 0-10 cm Bodentiefe variierte im gesamten Untersuchungszeitraum zwischen 7,5 und 12,0, wobei sich dieses variantenübergreifend und statistisch signifikant (p

≤ 0,05) von Juli bis Oktober 2018 erhöhte (Abbildung 34b). Das mit Abstand weiteste C/N-Verhältnis wurde im Oktober mit einem Mittelwert von 12,1 im Boden unter dem Pappelstreifen festgestellt. Die Düngungsvarianten zeigten mit Mittelwerten von 9,8 (Kontrolle, G1) und 10,3 (G4) hingegen ein deutlich engeres C/N-Verhältnis auf. Das C/N-Verhältnis in 10-30 cm Bodentiefe lag zwischen 7,3 (G1, G2, Kontrolle) und 10,4 (Kontrolle) und war somit über den gesamten Untersuchungszeitraum tendenziell enger und weniger Schwankungen unterlegen als noch in 0-10 cm Bodentiefe (Abbildung 34d). Allerdings stieg das C/N-Verhältnis auch in dieser Tiefenstufe variantenübergreifend von Juli bis Oktober 2018 statistisch signifikant an. Auch in 10-30 cm Tiefe war das C/N-Verhältnis mit einem Mittelwert um 10,1 unter dem Pappelstreifen ebenfalls tendenziell weiter als bei den Kompostvarianten und der Kontrolle.

#### 5.4.1.2 Glühverlust



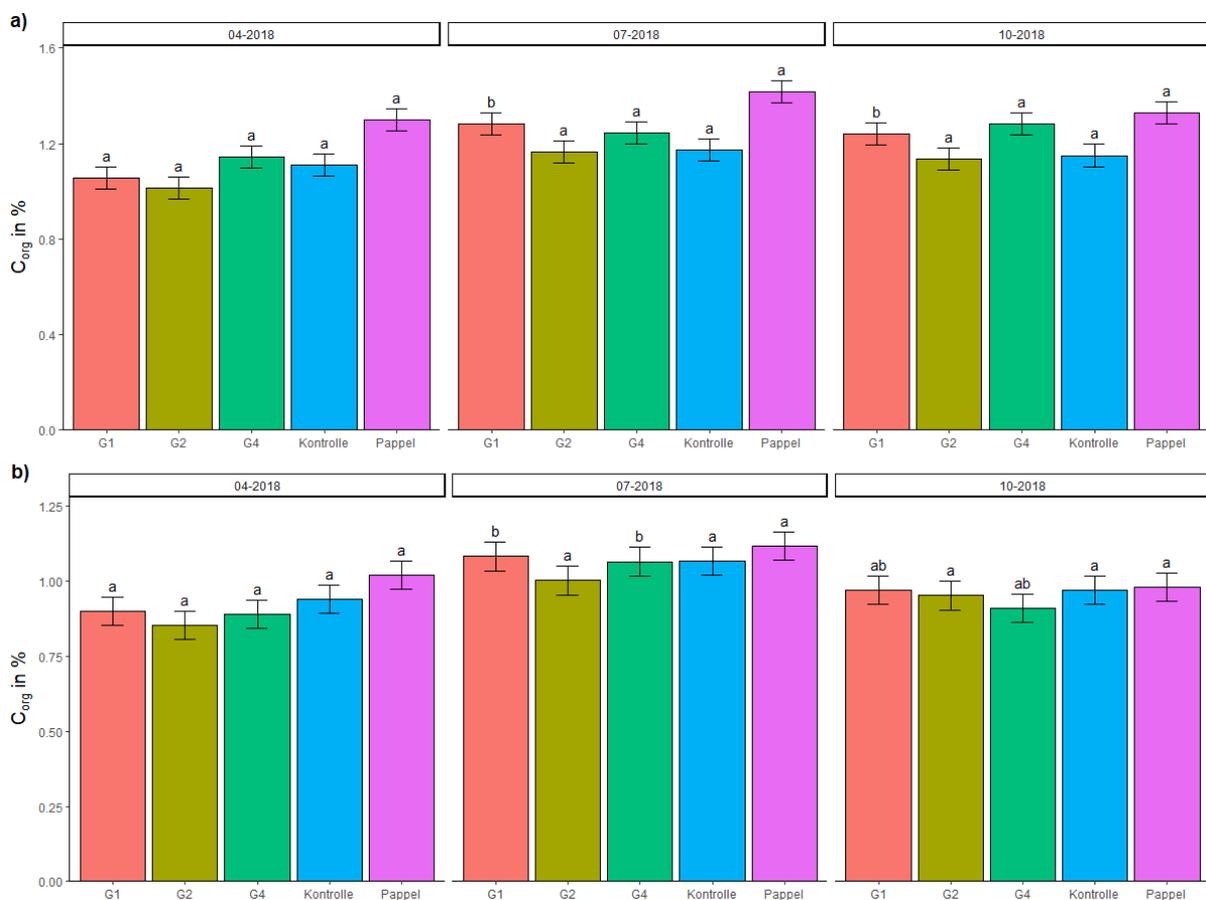
**Abbildung 35:** Glühverlust im Oberboden der Kompostvarianten, unter Pappel sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Neu Sacro“ in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum April bis Oktober 2018 inklusive dem Standardfehler (nach Modellannahmen angepasst); unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , ANOVA mit dem Post-Hoc Sidak-Test) Abweichungen zwischen den Untersuchungszeiträumen der einzelnen Versuchsvarianten ( $n = 4$ ; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11)

Der Glühverlust in der Tiefenstufe 0-10 cm lag am Standort „Neu Sacro“ über den gesamten Untersuchungszeitraum 2018 im Mittel zwischen 2,5 (Kontrolle) und 3,5 % (Pappel), wobei er im Pappelstreifen zu allen drei Untersuchungszeitpunkten höher als im Boden der Düngungsvarianten ausfiel, was mit einer stärkeren Humusanreicherung unter Pappel gleichzusetzen ist (Abbildung 35a). Letzteres traf weitestgehend auch auf die Tiefenstufe 10-30 cm zu. Die Mittelwerte lagen hier zwischen 2,1 (G2) und 2,8 % (Pappel) und waren somit

tendenziell niedriger als in der oberen Tiefenstufe (Abbildung 35b). Die regelmäßigen Einträge von Blatt- und Wurzelstreu dürfte diese Entwicklung unter dem Pappelstreifen begünstigt haben. Statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Untersuchungszeitpunkten der Varianten blieben varianten- und tiefenstufenübergreifend hingegen aus.

#### 5.4.1.3 Gehalt an organischem Kohlenstoff ( $C_{org}$ )

Wie aus Abbildung 36a hervorgeht, lag der organische Bodenkohlenstoffgehalt ( $C_{org}$ ) in einer Tiefe von 0-10 cm im Untersuchungszeitraum 2018 im Mittel zwischen 1,0 (G1) und 1,4 % (Pappel). Insgesamt war der  $C_{org}$  bei den meisten Versuchsvarianten hier nur geringfügigen periodischen Schwankungen unterlegen. Eine Ausnahme hiervon bildet beispielsweise der statistisch signifikante ( $p < 0,05$ ) Anstieg des  $C_{org}$  im Juli und Oktober bei der G1-Variante. Insgesamt ist der Boden der Versuchsfäche in 0-10 cm Tiefe einer schwach bis mittel humosen Gehaltsklasse zuzuordnen (AD-HOC-Arbeitsgruppe Boden 2005).



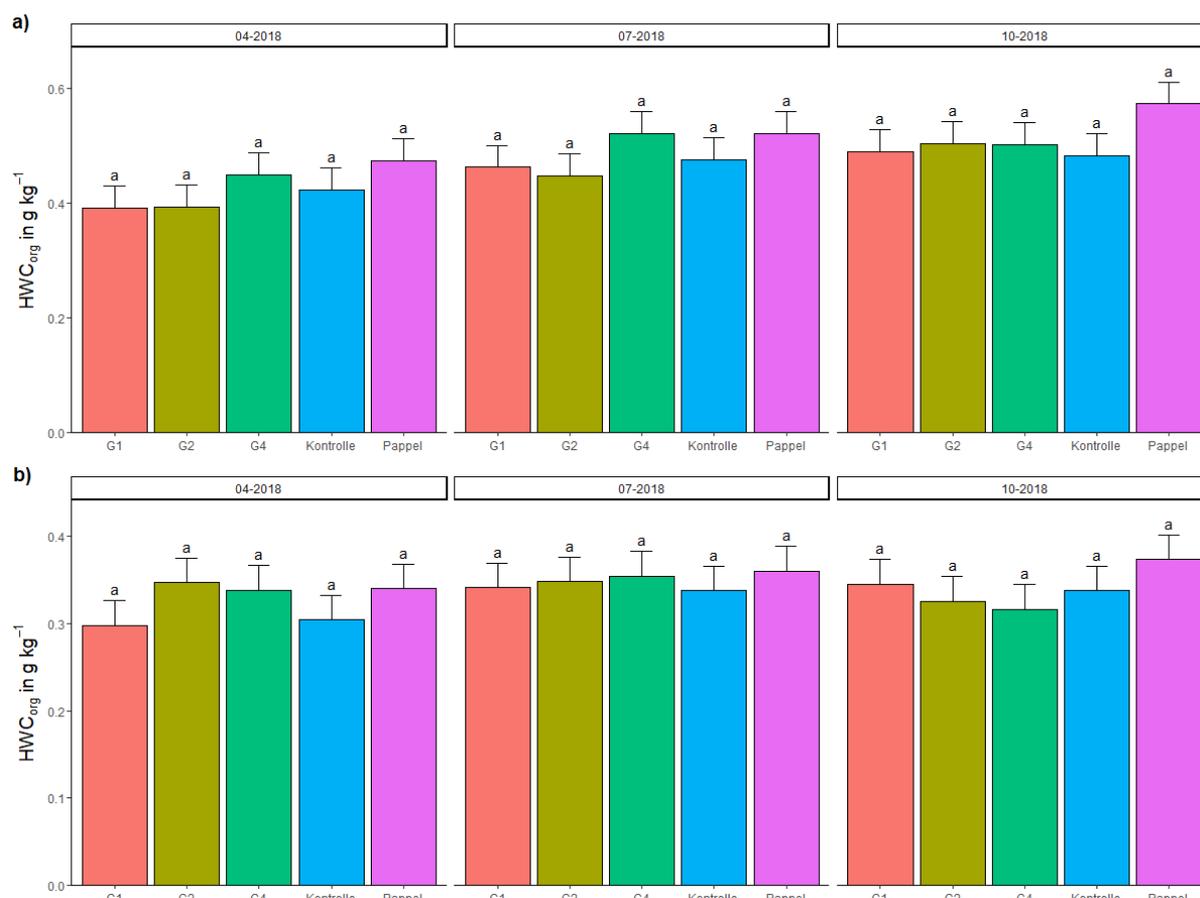
**Abbildung 36:** Gehalte an organischem Kohlenstoff ( $C_{org}$ ) im Oberboden der Kompostvarianten, unter Pappel sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Neu Sacro“ in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum April bis Oktober 2018 inklusive dem Standardfehler (nach Modellannahmen angepasst); unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , ANOVA mit dem Post-Hoc Sidak-Test) Abweichungen zwischen den Untersuchungszeiträumen der einzelnen Versuchsvarianten ( $n = 4$ ; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11)

In der Tiefenstufe 10-30 cm war der  $C_{org}$ -Gehalt mit Mittelwerten zwischen 0,9 (alle außer Pappel) und 1,1 % (Pappel) niedriger als in der Tiefenstufe 0-10 cm (Abbildung 36b). Der Boden kann in dieser Tiefenstufe als schwach humos klassifiziert werden, ein kurzfristiger, statistisch signifikanter Anstieg ( $p < 0,05$ ) im Juli 2018 wurde nur bei der Variante G1 und G4 beobachtet. Ein deutlicher Einfluss der Kompostdüngung auf den  $C_{org}$ -Gehalt des Bodens

konnte während des ersten Jahres somit nur bei der Standardkompostvariante G1 nachgewiesen werden, wobei sich abzeichnete, dass diese Wirkung nicht langfristig anhält. Analog zum Glühverlust wies der Boden unter dem Pappelstreifen weitestgehend und tiefenstufenübergreifend die höchsten  $C_{org}$ -Gehalte auf.

#### 5.4.1.4 Gehalt an heißwasserextrahierbarem organischen Kohlenstoff ( $HWC_{org}$ )

Im gesamten Untersuchungszeitraum 2018 war beim labilen, heißwasserlöslichen Kohlenstoff ( $HWC_{org}$ ) in der Tiefenstufe 0-10 cm mit Mittelwerten zwischen 0,4 (G1, G2, Kontrolle) und 0,6 (Pappel)  $g\ kg^{-1}$  Boden nur eine geringe Variabilität zwischen den Versuchsgliedern festzustellen (Abbildung 37a).



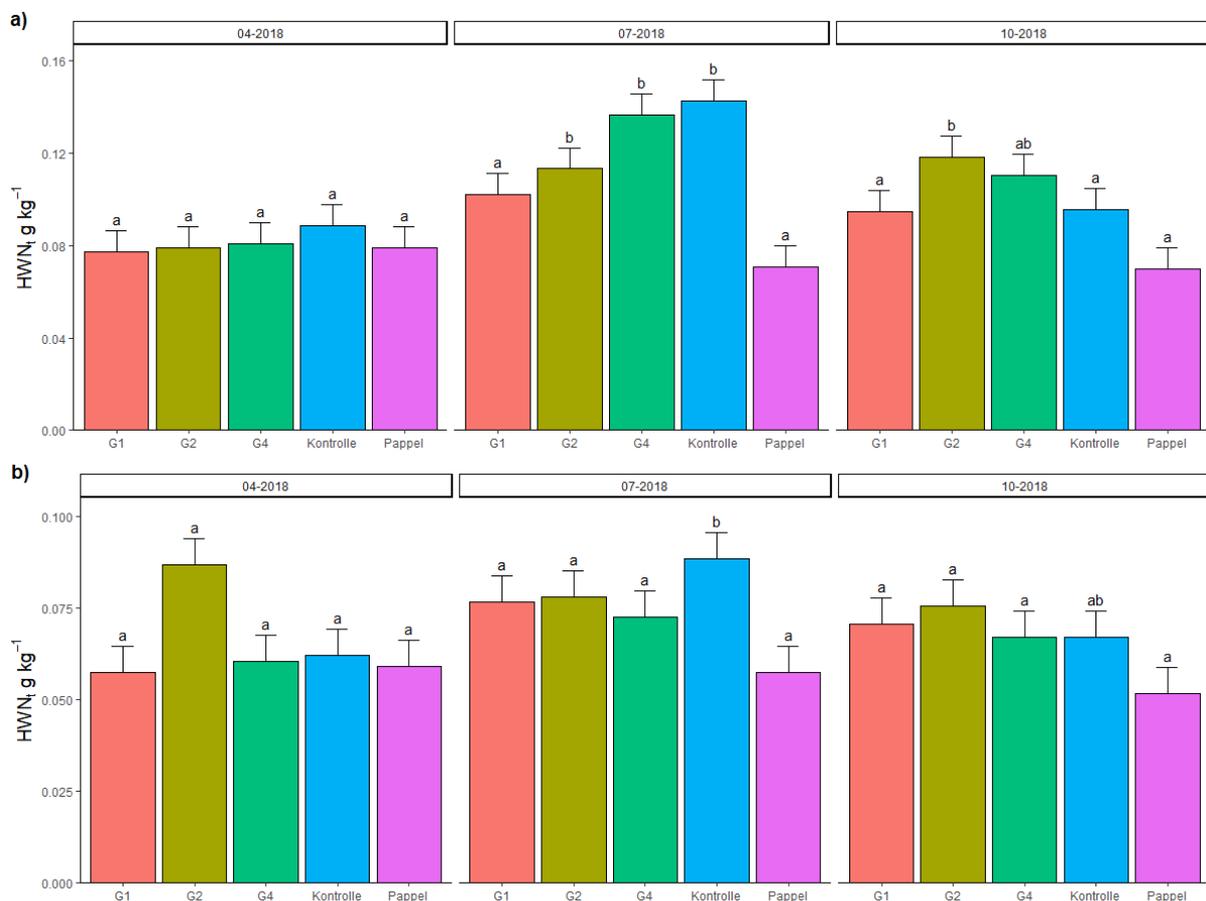
**Abbildung 37:** Gehalte an heißwasserlöslichem organischen Kohlenstoff ( $HWC_{org}$ ) im Oberboden der Kompostvarianten, unter Pappel sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Neu Sacro“ in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum April bis Oktober 2018 inklusive dem Standardfehler (nach Modellannahmen angepasst); unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , ANOVA mit Post-Hoc Sidak-Test) Abweichungen zwischen den Untersuchungszeiträumen der einzelnen Versuchsvarianten ( $n = 4$ ; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11)

Gleiches traf auch auf die Tiefenstufe 10-30 cm zu, wo die mittleren Gehalte sich zwischen 0,3 (G1) und 0,4 (Pappel)  $g\ kg^{-1}$  Boden bewegten und damit nochmal deutlich geringer als in der oberen Tiefenstufe ausfielen (Abbildung 37b). Die Gehaltsklasse beider Tiefenstufen ist nach Körschens & Schulz (1999) als mittel bis hoch einzustufen. Eine bewirtschaftungsbedingte statistisch signifikante Veränderung im  $HWC_{org}$ -Gehalt wurde tiefenstufen- und variantenübergreifend nicht festgestellt.

### 5.4.1.5 Gehalt an heißwasserextrahierbarem Stickstoff ( $HWN_t$ )

Der als Maß für den leicht nachlieferbaren Stickstoff geltende Gehalt an heißwasserextrahierbarem Stickstoff ( $HWN_t$ ) betrug während des Untersuchungszeitraumes 2018 in der Tiefenstufe 0-10 cm im Mittel zwischen 0,07 (Pappel) und 0,14 (G4, Kontrolle)  $g\ kg^{-1}$  Boden und war im Gegensatz zum  $HWC_{org}$  stärkeren periodischen und bewirtschaftungsbedingten Schwankungen unterlegen (Abbildung 38a). So konnte ferner auch ein statistisch signifikanter ( $p < 0,05$ ) Anstieg in der G2- und G4-Variante sowie bei der Kontrolle im Juli 2018 nachgewiesen werden. Diese statistisch signifikante Erhöhung im Vergleich zum Ursprungsgehalt im April wurde jedoch im Oktober lediglich bei der G2-Variante aufrechterhalten.

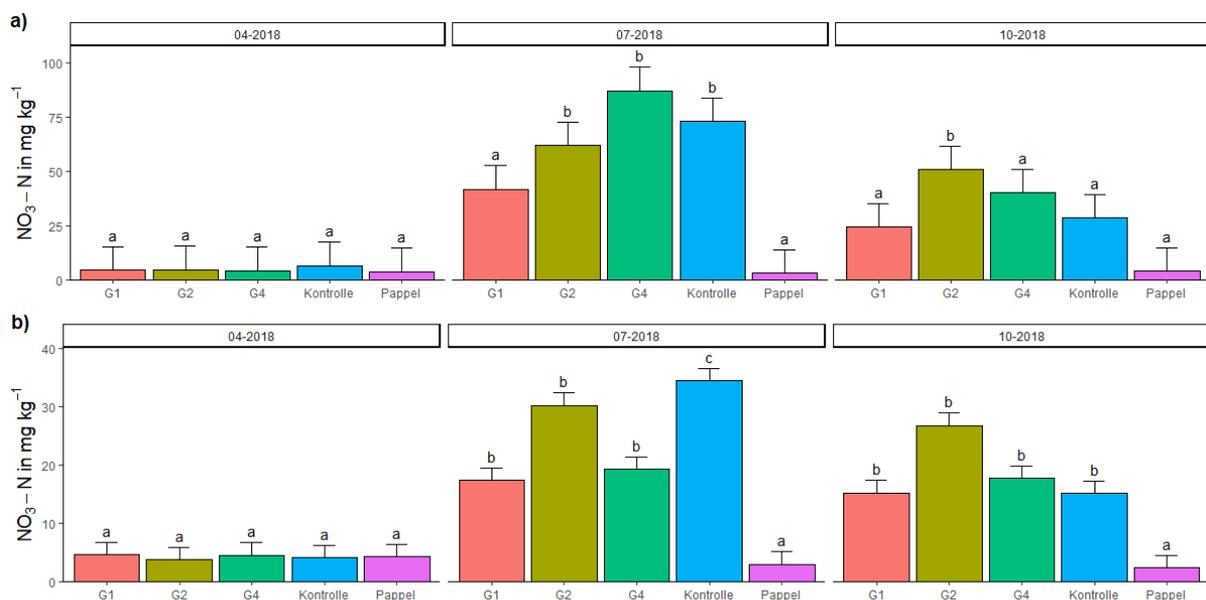
Wie ferner aus Abbildung 38b hervorgeht, nahm der  $HWN_t$  mit zunehmender Tiefe deutlich ab und variierte hier im Mittel zwischen 0,05 (Pappel) und 0,09 (G2, Kontrolle)  $g\ kg^{-1}$ . Ein statistisch signifikanter Anstieg des  $HWN_t$  in dieser Tiefenstufe konnte allerdings nur bei der Kontrolle und hier lediglich nur temporär im Juli ermittelt werden.



**Abbildung 38:** Gehalte an heißwasserlöslichem Stickstoff ( $HWN_t$ ) im Oberboden der Kompostvarianten, unter Pappel sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Neu Sacro“ in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum April bis Oktober 2018 inklusive dem Standardfehler (nach Modellannahmen angepasst); unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , ANOVA mit dem Post-Hoc Sidak-Test) Abweichungen zwischen den Untersuchungszeiträumen der einzelnen Versuchsvarianten ( $n = 4$ ; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11)

#### 5.4.1.6 Gehalt an Nitratstickstoff ( $\text{NO}_3^-$ -N)

Der Gehalt an  $\text{NO}_3^-$ -N in der Tiefenstufe 0-10 cm war bei allen gedüngten Versuchsvarianten durch einen erheblichen Anstieg im Juli und Oktober 2018 geprägt (Abbildung 39a). So bewegte sich dieser im April noch zwischen einer mittleren Wertespanne von 4,5 (G4) und 6,7 (Kontrolle)  $\text{mg kg}^{-1}$  und erhöhte sich im Juli bereits auf 42,0 (G1) bis 87,3 (G4)  $\text{mg NO}_3^-$ -N  $\text{kg}^{-1}$  Boden. Für G2, G4 und die Kontrolle war diese Erhöhung sogar statistisch signifikant ( $p < 0,05$ ). Mit mittleren Werten zwischen 24,5 (G1) und 40,3 (G4)  $\text{mg kg}^{-1}$  wurde dieser Anstieg jedoch im Oktober relativiert und war im Vergleich zu den Ursprungsgehalten im April nur bei der G4 Variante statistisch signifikant. Bei einer mittleren Schwankungsbreite von 3,3 bis 4,2  $\text{mg kg}^{-1}$  änderte sich der Gehalt an  $\text{NO}_3^-$ -N im Boden unter der Pappel im Untersuchungszeitraum praktisch kaum. Der  $\text{NO}_3^-$ -N-Vorrat im Oktober lag bei den gedüngten Varianten zwischen 37 (G1) und 77 (G2)  $\text{kg ha}^{-1}$ .



**Abbildung 39:** Gehalte an Nitratstickstoff ( $\text{NO}_3^-$ -N) im Oberboden der Kompostvarianten, unter Pappel sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Neu Sacro“ in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum April bis Oktober 2018 inklusive dem Standardfehler (nach Modellannahmen angepasst); unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , ANOVA mit dem Post-Hoc Sidak-Test) Abweichungen zwischen den Untersuchungszeiträumen der einzelnen Versuchsvarianten ( $n = 4$ ; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11)

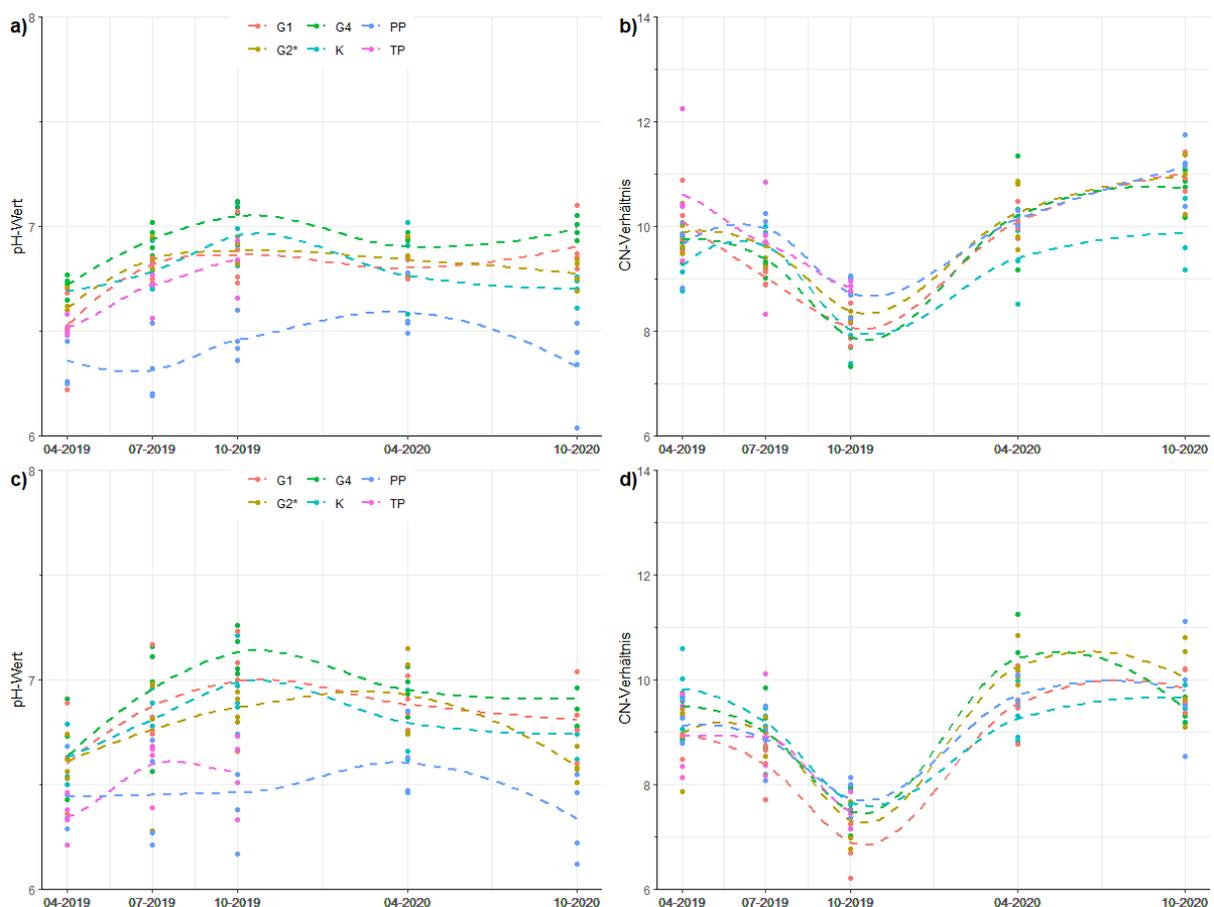
Bei einer Bodentiefe von 10-30 cm wurden insgesamt bedeutend geringere Gehalte an  $\text{NO}_3^-$ -N festgestellt, die zwischen 2,4 (Pappel) und 34,4  $\text{mg kg}^{-1}$  Boden schwankten (Abbildung 39b). Analog zur obersten Tiefenstufe wurde auch hier ein weitestgehend variantenübergreifender und statistisch signifikanter ( $p < 0,05$ ) Anstieg im Juli 2018 beobachtet. Im Unterschied zu 0-10 cm blieb dieser Anstieg auch im Oktober bei allen gedüngten Varianten, in Relation zur Vordüngungssituation im April, bei 10-30 cm signifikant. Die Vorräte der Düngungsvarianten bewegten sich hier im Mittel zwischen 12 (G2) und 15 (G1, G4)  $\text{kg NO}_3^-$ -N  $\text{ha}^{-1}$  und ergeben zusammen mit den Vorräten aus der Tiefenstufe 0-10 cm ein hohes Potential (da vegetationsfrei) an mit dem Sickerwasser auswaschbarem, mineralischem Nitratstickstoff zwischen 49 und 92  $\text{kg ha}^{-1}$ .

## 5.4.2 Bodenparameter am Standort „Neu Sacro“ in den Untersuchungsjahren 2019 und 2020

### 5.4.2.1 pH-Wert und C/N-Verhältnis

Die Schwankungsbreite der Bodenazidität bewegte sich im Untersuchungszeitraum April 2019 bis Oktober 2020 zwischen 6,0 (Pappel) und 7,1 (G1, G4 und Kontrolle). Diese befand sich somit in einem leicht sauren bis neutralen Wertebereich und weitestgehend im Carbonat-Pufferbereich (Abbildung 40a). Generell variierte der pH-Wert innerhalb der fünf Probenahmeterminale bei den jeweiligen Versuchsvarianten für sich genommen äußerst geringfügig. Der Boden unter Pappel zeichnete sich jedoch gegenüber den restlichen Versuchsvarianten durch statistisch signifikant ( $p \leq 0,005$ , Wilcoxon-Rangsummentest, Ergebnisse nicht grafisch dargestellt) geringere pH-Werte aus.

Der pH-Wert in 10-30 cm Bodentiefe variierte zwischen 2019 und 2020 im Wertebereich von 6,1 (Pappel) bis 7,3 (G4) und war damit vergleichbar zu jenem aus 0-10 cm Bodentiefe (Abbildung 40c). Auch hier lag der pH-Wert unter der Pappel durchweg statistisch signifikant ( $p < 0,001$ ) unter der Kontrolle, G1-, G2- und G4-Variante. Im Untersuchungszeitraum 2019 zeigte das TP-Substrat ebenfalls signifikant ( $p \leq 0,005$ ) geringere pH-Werte als die übrigen Kompostvarianten bzw. die Kontrolle.

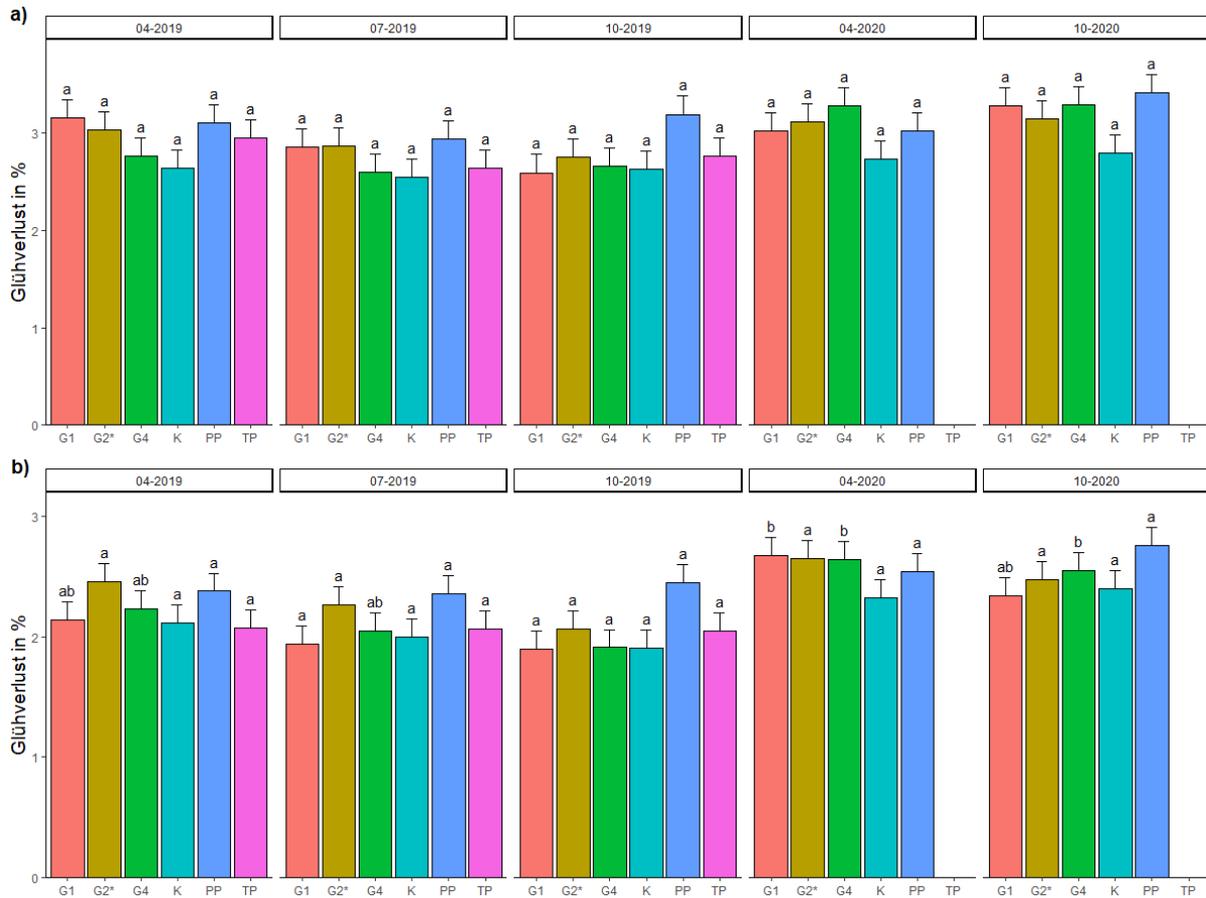


**Abbildung 40:** pH-Werte und C/N-Verhältnisse im Oberboden der Kompostvarianten, unter Pappel sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Neu Sacro“ in 0-10 cm (a und b) sowie 10-30 cm (c und d) Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum April 2019 bis Oktober 2020 inkl. LOESS-Glättung ( $n = 4$ ; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13 bzw. TP = Substrat, anlehnd an Terra preta (vgl. Kapitel 5.1.3))

Der Wertebereich des C/N-Verhältnisses in 0-10 cm Bodentiefe bewegte sich von 2019 bis 2020 zwischen 7,3 (G4) und 12,2 (TP), wobei sich das C/N-Verhältnis bei allen getesteten Versuchsvarianten mit fortschreitender Versuchsdauer statistisch signifikant ( $p < 0,05$ ) weitete (Abbildung 40b). So stieg das mittlere C/N-Verhältnis der G1- und G4-Variante beispielsweise von ursprünglich 8,1 bzw. 7,9 im April 2019 auf 11,0 bzw. 10,7 im Oktober 2020 an. Einen Zusammenhang mit der Kompostausbringung kann jedoch nicht zweifelsfrei hergestellt werden, da das C/N-Verhältnis bei der Kontrolle ebenfalls einer statistisch signifikanten Erhöhung unterlag.

Analog zur oberen Tiefenstufe war das C/N-Verhältnis in 10-30 cm Bodentiefe durch starke periodische Schwankungen gekennzeichnet. Mit einem Minimalwert von 6,2 (G1) und einem Maximalwert von 11,2 (G4) war es tendenziell etwas enger als noch in der obersten Tiefenstufe. Dabei war das C/N-Verhältnis im April 2019 durch sehr enge Mittelwerte im Bereich zwischen 6,9 (G1) und 7,7 (Pappel) geprägt, die dann aber variantenübergreifend und statistisch signifikant ( $p < 0,05$ ) auf 9,8 (Pappel, Kontrolle, G1) bis 10,4 (G4) im Oktober 2020 anstiegen (Abbildung 40d).

#### 5.4.2.2 Glühverlust



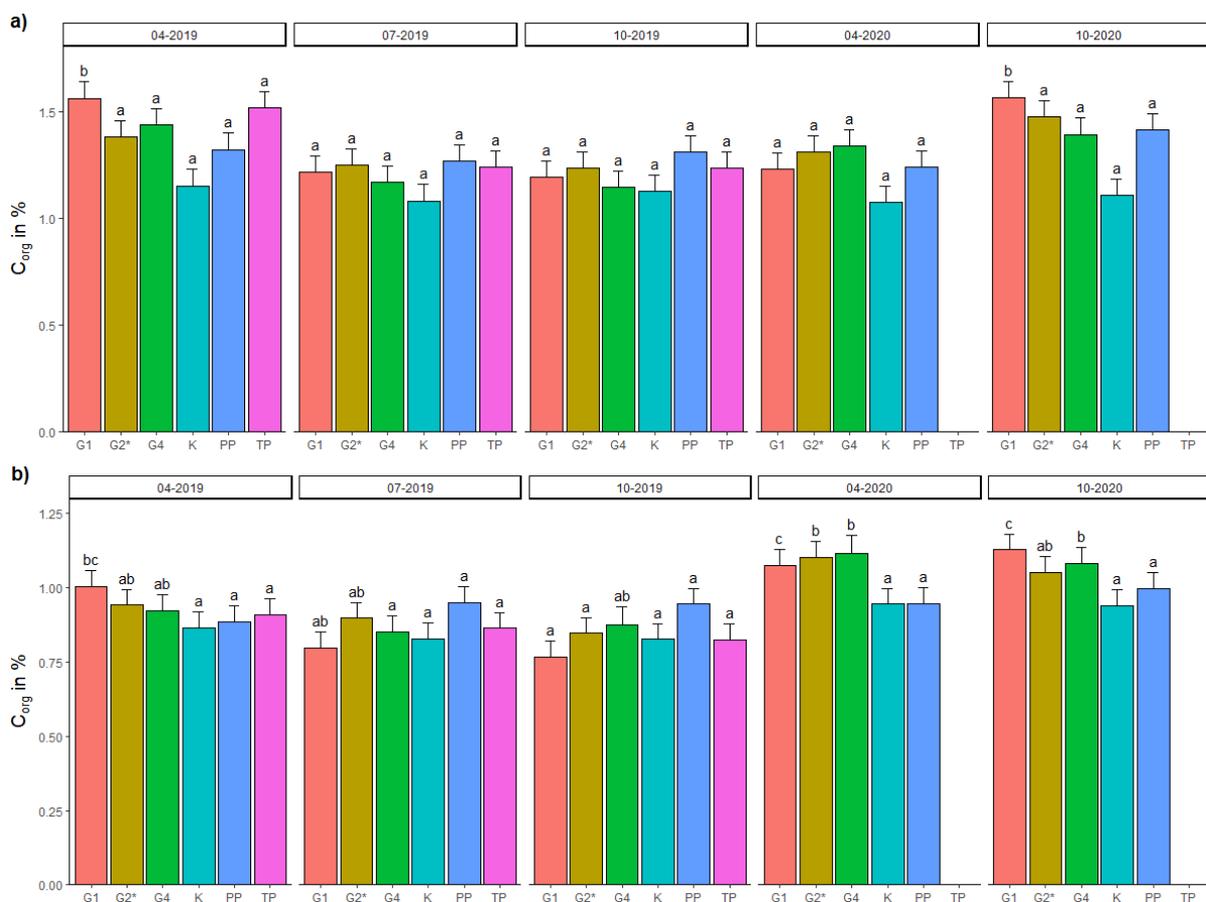
**Abbildung 41:** Glühverlust im Oberboden der Kompostvarianten, unter Pappel sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Neu Sacro“ in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum April 2019 bis Oktober 2020 inklusive dem Standardfehler (nach Modellannahmen angepasst); unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , ANOVA mit dem Post-Hoc Sidak-Test) Abweichungen zwischen den Untersuchungszeiträumen der einzelnen Versuchsvarianten ( $n = 4$ ; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13 bzw. TP = Substrat, anlehnend an Terra preta (vgl. Kapitel 5.1.3))

Der Glühverlust in 0-10 cm Bodentiefe, welcher im gesamten Untersuchungszeitraum zwischen Mittelwerten von 2,6 (G4, Kontrolle, G1) bis 3,4% (Pappel) schwankte, nahm mit fortlaufender Untersuchungsdauer tendenziell zu (Abbildung 41a). Beispielsweise erhöhte sich der Glühverlust bei der G1-Variante von ursprünglich 2,6 % im April 2019 auf 3,3 % im Oktober 2020. Aufgrund der versuchsvariantenübergreifenden hohen Varianz der Datensätze konnte jedoch kein statistisch signifikanter Anstieg in dieser Tiefenstufe nachgewiesen werden.

Konträr zu diesen Ergebnissen wurde in der Tiefenstufe 10-30 cm ein statistisch signifikanter ( $p < 0,05$ ) Anstieg im Glühverlust mit zunehmender Untersuchungsdauer, zumindest bei den Varianten G1 und G4, festgestellt (Abbildung 41b). So erhöhte sich der mittlere Glühverlust im Boden der G1- und G4-Variante von ursprünglich 1,9 % im April 2019 auf etwa 2,7 bzw. 2,6 % im Oktober 2020.

#### 5.4.2.3 Gehalt an organischem Kohlenstoff ( $C_{org}$ )

Wie aus Abbildung 42a hervorgeht, befand sich der organische Bodenkohlenstoffgehalt ( $C_{org}$ ) in 0-10 cm Bodentiefe im April 2019 auf dem Standort bei Neu Sacro im Mittel zwischen 1,2 (Kontrolle) und 1,6 % (G1), was einer schwach bis mittel humosen Humusklasse nach KA5 entspricht (AD-HOC-Arbeitsgruppe Boden, 2005).



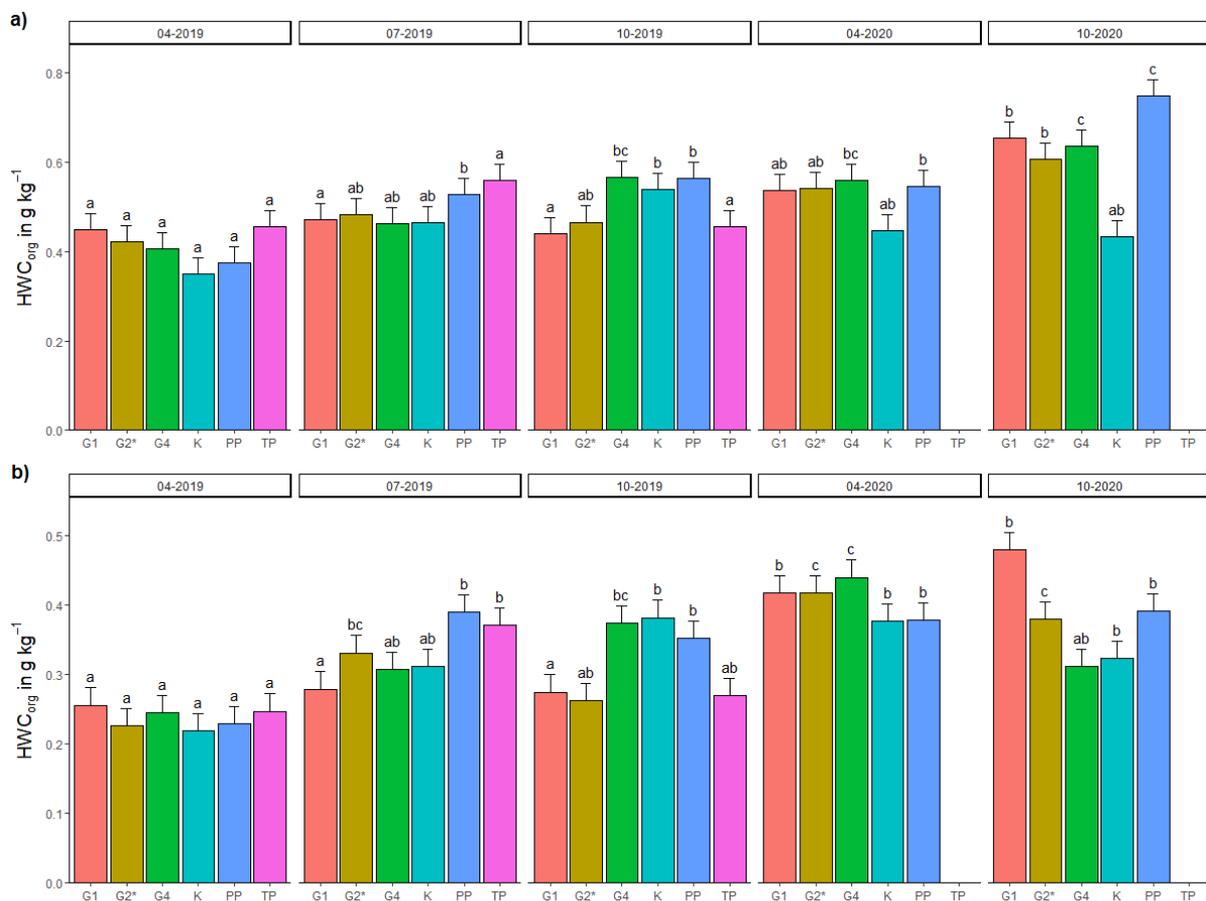
**Abbildung 42:** Gehalte an organischem Kohlenstoff ( $C_{org}$ ) im Oberboden der Kompostvarianten, unter Pappel sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Neu Sacro“ in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum April 2019 bis Oktober 2020 inklusive dem Standardfehler (nach Modellannahmen angepasst); unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , ANOVA mit dem Post-Hoc Sidak-Test) Abweichungen zwischen den Untersuchungszeiträumen der einzelnen Versuchsvarianten ( $n = 4$ ; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13 bzw. TP = Substrat, anlehnend an Terra preta (vgl. Kapitel 5.1.3))

Bis zum Ende der Untersuchungsperiode (Oktober 2020) blieb der  $C_{org}$ -Gehalt mit Mittelwerten zwischen 1,1 (Kontrolle) und 1,6 % (G1) bei den Versuchsvarianten nahezu unverändert. Nur im Boden der G1-Variante wurden während des Zeitraumes Juli 2019 bis April 2020 eine statistisch signifikante, temporäre Verringerung nachgewiesen.

Mit zunehmender Tiefe nahm der  $C_{org}$ -Gehalt variantenübergreifend ab und variierte somit in 10-30 cm zwischen mittleren Gehalten von 0,8 (G1, Kontrolle, TP) und 1,1 % (G4, G2\*, G1, Abbildung 42b). Verglichen mit den Ursprungsgehalten im April konnten bis Oktober 2020 keine statistisch signifikanten Änderungen im  $C_{org}$ -Gehalt und somit kein bewirtschaftungsbedingter Trend abgeleitet werden.

#### 5.4.2.4 Gehalt an heißwasserextrahierbarem organischen Kohlenstoff ( $HWC_{org}$ )

Die labile, heißwasserlösliche Kohlenstofffraktion ( $HWC_{org}$ ) lag im April 2019 bei mittleren Gehalten zwischen 0,4 (G2\*, G4, Kontrolle und P) und 0,5 (G1, TP)  $g\ kg^{-1}$  Boden, was nach Körschens & Schulz (1999) einer hohen bis sehr hohe Versorgung mit umsetzbarer organischer Bodensubstanz entspricht (Abbildung 43a).



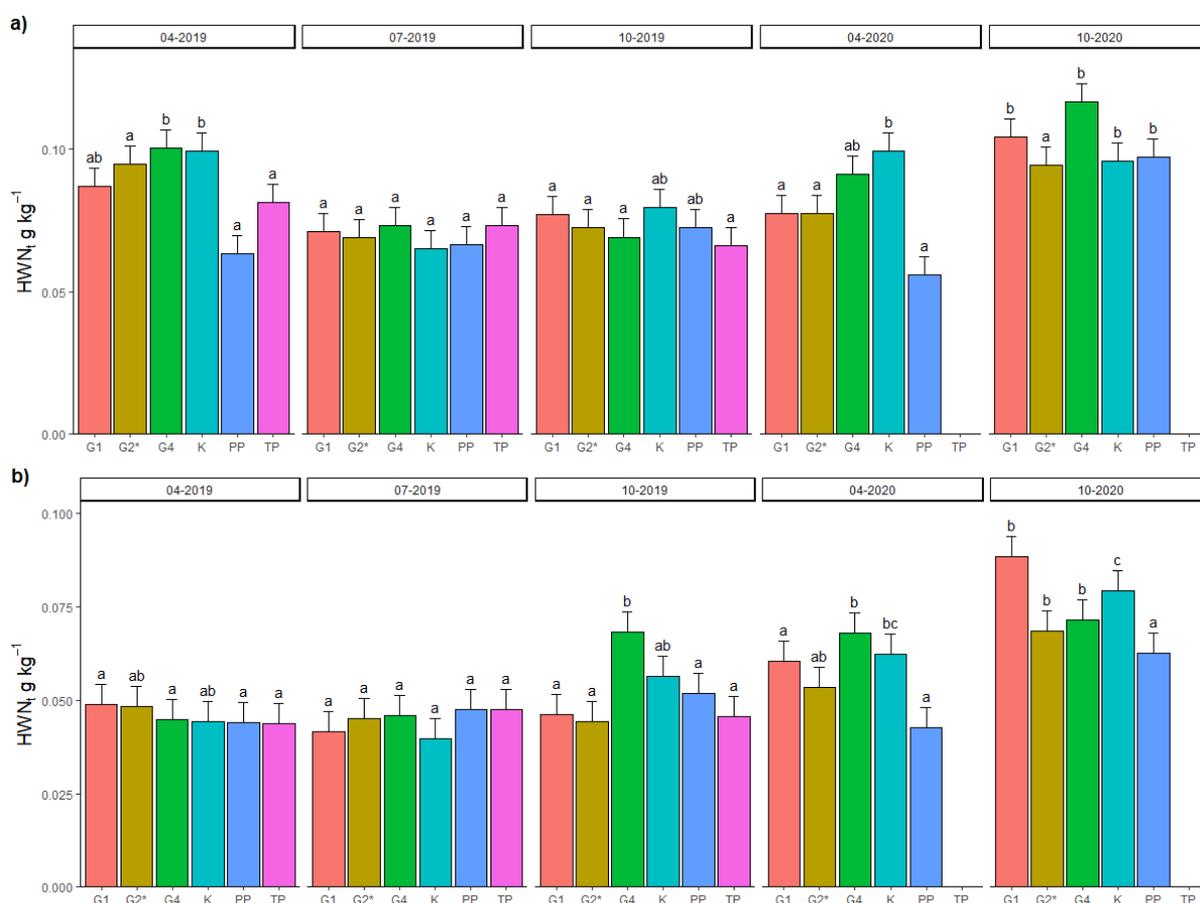
**Abbildung 43:** Gehalte an heißwasserlöslichem organischen Kohlenstoff ( $HWC_{org}$ ) im Oberboden der Kompostvarianten, unter Pappel sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Neu Sacro“ in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum April 2019 bis Oktober 2020 inklusive dem Standardfehler (nach Modellannahmen angepasst); unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , ANOVA mit dem Post-Hoc Sidak-Test) Abweichungen zwischen den Untersuchungszeiträumen der einzelnen Versuchsvarianten ( $n = 4$ ; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13 bzw. TP = Substrat, anlehnend an Terra preta (vgl. Kapitel 5.1.3))

Bis Oktober 2020 stieg der  $HWC_{org}$  bei allen Kompostvarianten sowie im Boden des Pappelstreifens auf mittlere Gehalte zwischen 0,6 (G2\*, G4) und 0,8 (Pappel)  $g\ kg^{-1}$  weiter

statistisch signifikant ( $p < 0,05$ ) an. Da die Kontrolle mit einem mittleren  $HWC_{org}$ -Gehalt von etwa  $0,4 \text{ g kg}^{-1}$  deutlich unterhalb dieser Wertespanne lag, kann ein kompostbedingter Anstieg bei dieser Kohlenstofffraktion angenommen werden.

Analog zum  $C_{org}$ -Gehalt nahm auch der  $HWC_{org}$ -Gehalt mit zunehmender Tiefenstufe deutlich ab (Abbildung 43b). Bei mittleren Gehalten zwischen  $0,2$  ( $G2^*$ ,  $G4$ , Kontrolle, Pappel) und  $0,3 \text{ g HWC}_{org} \text{ kg}^{-1}$  ( $G1$ ,  $TP$ ) ist der Boden bezüglich der leicht umsetzbaren organischen Bodensubstanz in 10-30 cm Bodentiefe jedoch nur als gering bis ausreichend versorgt einzustufen. Bis Oktober 2020 stieg der  $HWC_{org}$ -Gehalt bei der  $G1$ -Variante stärker als bei den übrigen Varianten und statistisch signifikant ( $p < 0,05$ ) auf etwa  $0,5 \text{ g kg}^{-1}$  Boden an. Neben dem Boden unter dem Pappelstreifen und jenem der  $G2^*$ -Variante wurde aber auch bei der Kontrolle ein signifikanter Anstieg auf knapp  $0,4 \text{ g HWC}_{org} \text{ kg}^{-1}$  verzeichnet. Allerdings zeichneten sich die beiden Kompostvarianten  $G1$  und  $G2^*$  durch bedeutend höhere  $HWC_{org}$ -Gehalte aus, weshalb ein kompostbegünstigter Anstieg dieser Kohlenstofffraktion nicht ausgeschlossen werden kann.

#### 5.4.2.5 Gehalt an heißwasserextrahierbarem Stickstoff ( $HWN_t$ )



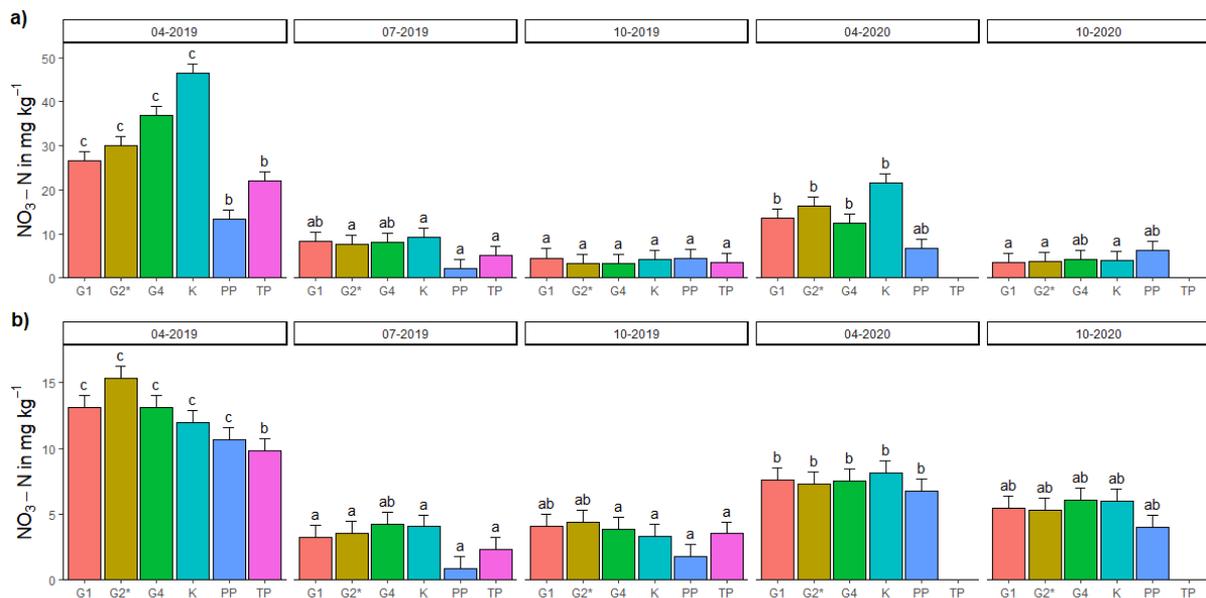
**Abbildung 44:** Gehalte an heißwasserlöslichem Stickstoff ( $HWN_t$ ) im Oberboden der Kompostvarianten, unter Pappel sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Neu Sacro“ in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum April 2019 bis Oktober 2020 inklusive dem Standardfehler (nach Modellannahmen angepasst); unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , ANOVA mit dem Post-Hoc Sidak-Test) Abweichungen zwischen den Untersuchungszeiträumen der einzelnen Versuchsvarianten ( $n = 4$ ; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13 bzw.  $TP =$  Substrat, anlehnend an Terra preta (vgl. Kapitel 5.1.3))

Der Boden am Versuchsstandort „Neu Sacro“ enthielt im Untersuchungszeitraum April 2019 bis Oktober 2020 in 0-10 cm Tiefe durchschnittlich 0,06 (Pappel) bis 0,12 g (G4)  $\text{HWN}_t \text{ kg}^{-1}$  (Abbildung 44a). Damit lagen die  $\text{HWN}_t$ -Gehalte geringfügig unterhalb der Messwerte aus dem Untersuchungsjahr 2018, während statistisch signifikante Änderungen ( $p < 0,05$ ) von April 2019 bis Oktober 2020 nur im Boden unter Pappel beobachtet werden konnten. Besonders die Kontrolle und die G4-Variante zeigten zumindest temporär im Juli und Oktober 2019 signifikant geringere Gehalte auf, die sich bis Oktober 2020 jedoch wieder relativierten.

In der Tiefenstufe 10-30 cm lagen die Messwerte im April und Juni 2019 im Mittel zwischen 0,4 (Kontrolle, G1) und 0,5 (Rest) g  $\text{HWN}_t \text{ kg}^{-1}$  und waren damit erheblich niedriger als in der Tiefenstufe darüber (Abbildung 44b). Mit mittleren Gehalten zwischen 0,06 (Pappel) und 0,09 (G1) g  $\text{HWN}_t \text{ kg}^{-1}$  im Oktober 2020 nahmen die Ausgangsgehalte jedoch zumindest in der G1- und G4-Variante sowie im Boden der Kontrollvariante signifikant ( $p < 0,05$ ) zu. Basierend auf diesen Ergebnissen kann ein eindeutig kompostbedingter Anstieg in der Stickstofffraktion zwar nicht direkt nachgewiesen, aber auch nicht ganz ausgeschlossen werden.

#### 5.4.2.6 Gehalt an Nitratstickstoff ( $\text{NO}_3^-$ -N)

Die höchsten  $\text{NO}_3^-$ -N-Gehalte im Oberboden der Versuchsfläche „Neu Sacro“ wurden tiefenstufen- und variantenübergreifend im April 2019 vorgefunden (Abbildung 45a). So variierten diese in einer Tiefe von 0-10 cm beispielsweise zwischen 13 (Pappel) und 46 (Kontrolle)  $\text{mg NO}_3^-$ -N  $\text{kg}^{-1}$ , nahmen aber ebenfalls variantenübergreifend bis Oktober 2019 auf mittlere Gehalte von teilweise deutlich unterhalb 5  $\text{mg kg}^{-1}$  ab.



**Abbildung 45:** Gehalte an Nitratstickstoff ( $\text{NO}_3^-$ -N) im Oberboden der Kompostvarianten, unter Pappel sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Neu Sacro“ in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum April 2019 bis Oktober 2020 inklusive dem Standardfehler (nach Modellannahmen angepasst); unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , ANOVA mit dem Post-Hoc Sidak-Test) Abweichungen zwischen den Untersuchungszeiträumen der einzelnen Versuchsvarianten ( $n = 4$ ; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13 bzw. TP = Substrat, anlehnend an Terra preta (vgl. Kapitel 5.1.3))

Im April 2020, also unmittelbar vor der Düngung, lag der  $\text{NO}_3^-$ -N-Gehalt mit Mittelwerten zwischen 7 (Pappel) und 22 (Kontrolle)  $\text{mg kg}^{-1}$  nochmal deutlich über den Gehalten der beiden Messtermine zuvor. Der  $\text{NO}_3^-$ -N-Gehalt im Oktober 2020 war mit Mittelwerten zwischen 4 (alle

außer Pappel) und 6 (Pappel)  $\text{mg kg}^{-1}$ , bzw., in Vorräten ausgedrückt, zwischen 5 und 9  $\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ , wieder erheblich geringer.

Auch wenn in der Tiefenstufe 10-30 cm die höchsten Mittelwerte an  $\text{NO}_3\text{-N}$  zwischen 11 (Pappel) und 15 (G2)  $\text{mg kg}^{-1}$  betragen und somit bedeutend niedriger als noch in 0-10 cm ausfielen, zeichnete sich ein zur Tiefenstufe 0-10 cm vergleichbarer Trend in der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Dynamik ab. Bei der letzten Probenahme im Oktober 2020 konnten im Gegensatz zur oberen Tiefenstufe mittlere Messwerte zwischen 4 (Pappel) und 6 (G4, Kontrolle)  $\text{mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$  Boden, die mit jenen aus dem April zuvor vergleichbar waren, nachgewiesen werden (Abbildung 45b). In Vorräten ausgedrückt entsprachen diese Gehalte etwa zwischen 11 und 18  $\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ . Tendenziell lag der  $\text{NO}_3\text{-N}$  Vorrat im gesamten Oberboden (0-30 cm) somit bei einem mittleren Wertebereich zwischen 16 und 27  $\text{kg NO}_3\text{-N kg ha}^{-1}$ , was gemäß LELF (2021) gut mit dem Spektrum der für Sommerungen vorgeschlagenen  $N_{\text{min}}$ -Richtwerte für leichte bis mittlere Böden in Brandenburg korrespondiert.

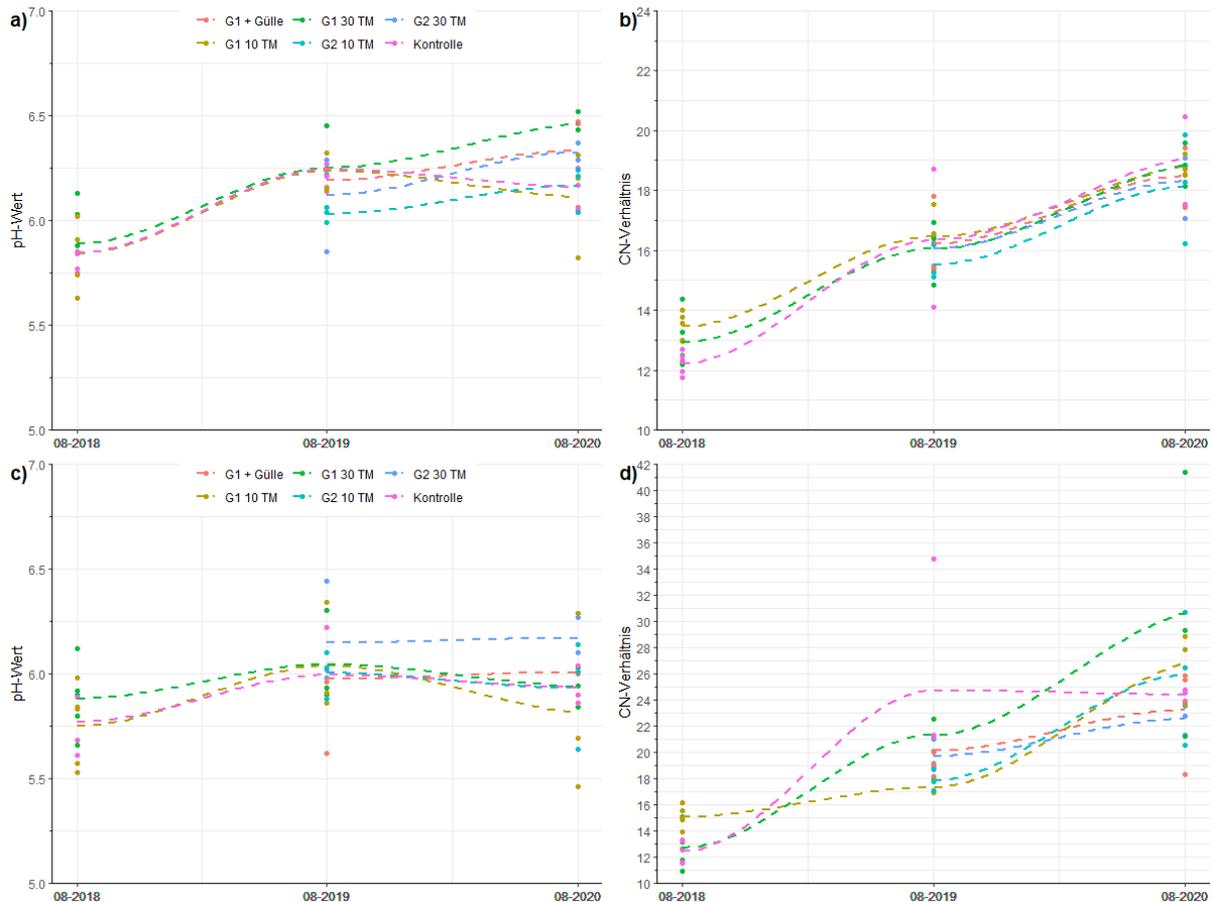
### 5.4.3 Bodenparameter am Standort „Peickwitz“

#### 5.4.3.1 pH-Wert und C/N-Verhältnis

Die Bodenazidität der sechs untersuchten Versuchsvarianten am Standort „Peickwitz“ variierte in der Tiefenstufe 0-10 cm während des gesamten Untersuchungszeitraumes eher geringfügig und bewegte sich insgesamt in einem leicht sauren bis neutralen Wertebereich bzw. weitestgehend im Silikat-Pufferbereich zwischen pH 5,6 und 6,5 (Abbildung 46a). Statistisch signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Versuchsgliedern konnten nicht nachgewiesen werden (Wilcoxon-Rangsummentest, Ergebnisse nicht grafisch dargestellt).

Analog zur ersten Tiefenstufe variierte der pH-Wert aller Versuchsglieder in 10-30 cm Bodentiefe zwischen 5,5 und 6,3 während des Untersuchungszeitraumes nur sehr geringfügig bzw. ohne statistisch belegbare Abweichungen (Abbildung 46c).

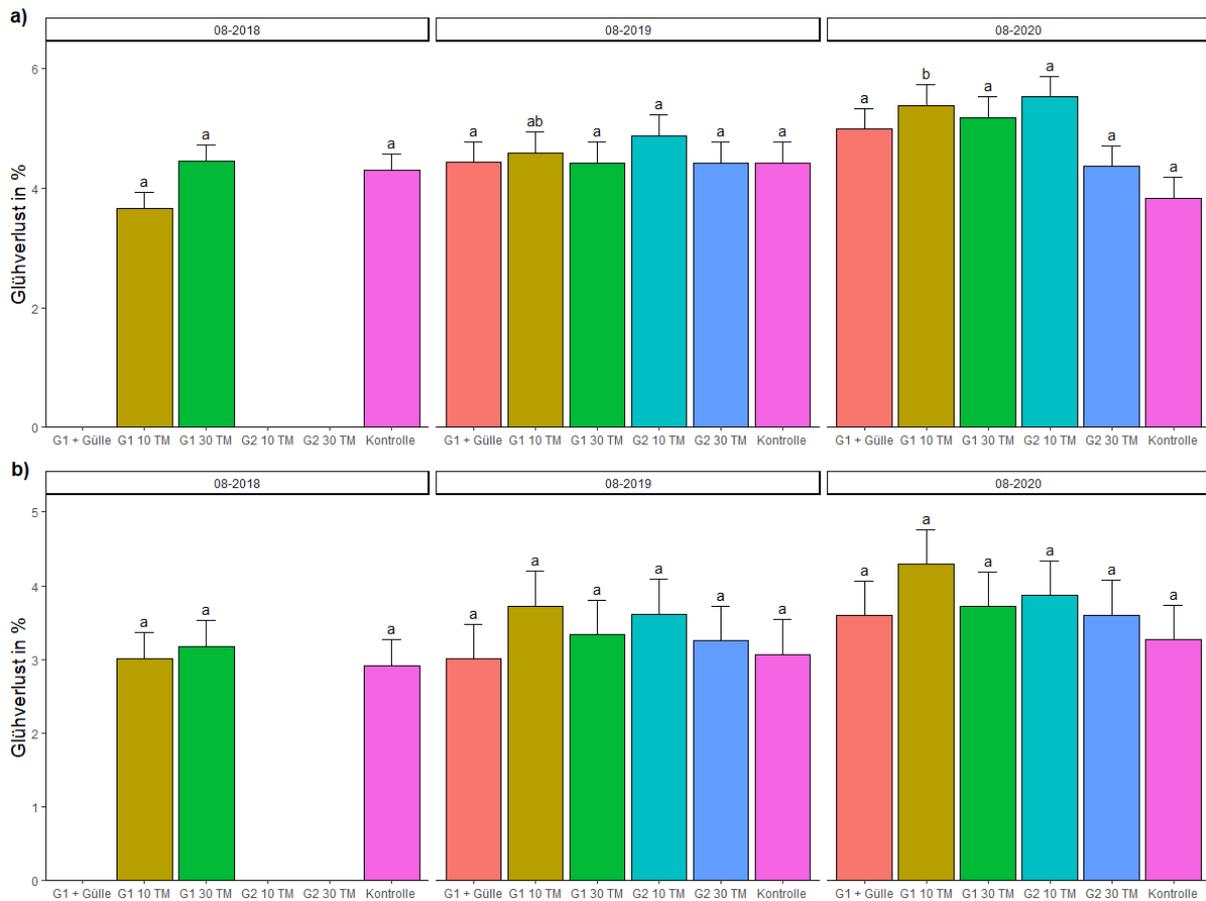
Das C/N-Verhältnis in der obersten Tiefenstufe schwankte im Untersuchungszeitraum in einem Wertebereich von 12,2 bis 20,5 und stieg bei allen Versuchsvarianten mit fortschreitender Untersuchungsdauer statistisch signifikant ( $p \leq 0,05$ ) an (Abbildung 46b). Ein negativer Einfluss der Kompostausbringung auf die Abbaubarkeit der organischen Substanz muss jedoch weitestgehend ausgeschlossen werden, da dieser Anstieg bei der Kontrollvariante besonders ausgeprägt war. So stieg das C/N-Verhältnis hier von ursprünglichen Messwerten um 12,5 im Jahr 2018 auf bis zu 20,5 im Jahr 2020 an. Das C/N-Verhältnis in 10-30 cm Bodentiefe unterlag im Untersuchungszeitraum mit fortschreitender Untersuchungsdauer deutlichen Schwankungen und weitete sich insgesamt deutlich (Abbildung 46d). Besonders offensichtlich war dies bei der Kompostvariante G1 mit 30 t Trockenmasse (G1 30 TM), wo der Boden im August 2020 mit 30,6 ein erheblich höheres C/N-Verhältnis als die übrigen Versuchsvarianten aufwies, deren Werte im Mittel zwischen 24,7 (Kontrolle) und 26,8 (G1 10 t) lagen. Einen statistisch signifikanten ( $p \leq 0,05$ ) Anstieg des C/N-Verhältnisses bis 2020 wurde bei den Kompostvarianten G1 mit 10 t und 30 t, G2 mit 10 t und bei der Kontrolle nachgewiesen.



**Abbildung 46:** pH-Werte und C/N-Verhältnisse im Oberboden der am Standort „Peickwitz“ untersuchten Kompost(mengen)varianten sowie der Kontrollvariante in 0-10 (a und b) sowie 10-30 cm (c und d) Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum August 2018 bis August 2020 inkl. LOESS-Glättung (n = 3; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13; 10 t bzw. 30 t = 10 t bzw. 30 t Trockenmassekompst)

### 5.4.3.2 Glühverlust

Der Glühverlust im Oberboden bei 0-10 cm Tiefe variierte im Untersuchungszeitraum im Mittel zwischen 3,7 (G1 10 t, 2018) und 5,5 % (G2 10 t, 2020), wobei ein statistisch signifikanter ( $p \leq 0,05$ ) Anstieg nur bei der G1-Variante mit 10 t Kompost  $\text{ha}^{-1}$  beobachtet werden konnte (Abbildung 47a). In einer Bodentiefe von 10-30 cm war der Glühverlust mit einer mittleren Schwankungsbreite von 2,9 (Kontrolle) bis 4,3 % (G1 10 t) tendenziell niedriger als noch in 0-10 cm Tiefe (Abbildung 47b). Ein statistisch signifikanter und somit düngungsbedingter Anstieg über die Zeit konnte jedoch bei keiner Versuchsvariante nachgewiesen werden.

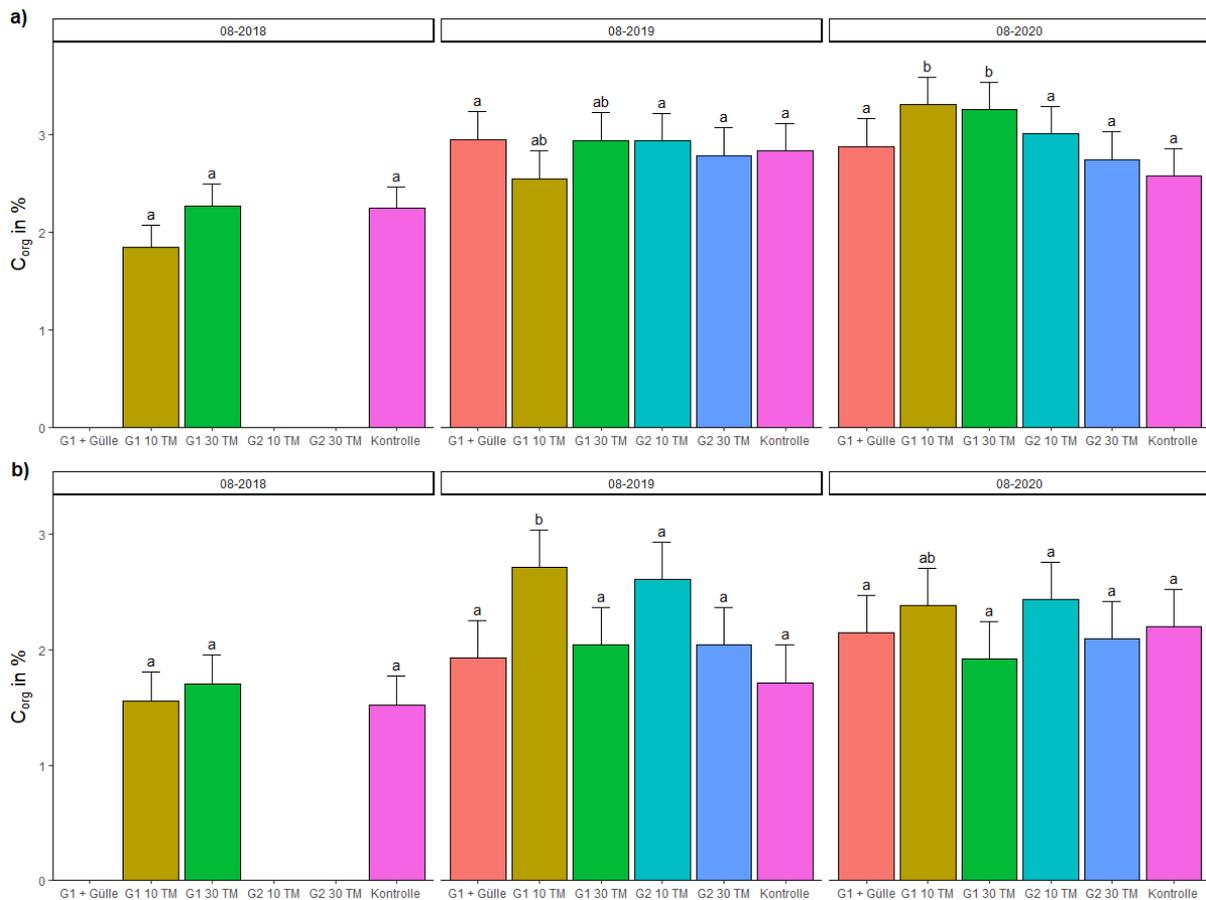


**Abbildung 47:** Glühverlust im Oberboden der Kompostvarianten sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Peickwitz“ in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum August 2018 bis August 2020 inklusive dem Standardfehler (nach Modellannahmen angepasst); unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , ANOVA mit dem Post-Hoc Sidak-Test) Abweichungen zwischen den Untersuchungszeiträumen der einzelnen Versuchsvarianten ( $n = 3$ ; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13; 10 t bzw. 30 t = 10 t bzw. 30 t Trockenmassekompost)

#### 5.4.3.3 Gehalt an organischem Kohlenstoff ( $C_{org}$ )

Der organische Kohlenstoffgehalt im Boden ( $C_{org}$ ) bewegte sich im Jahr 2018 in 0-10 cm Tiefe im Mittel zwischen 1,9 (G1 10 t) und 2,9 % (G2 10 t) (Abbildung 48a) und ist somit nach KA5 (AD-HOC-Arbeitsgruppe Boden 2005) als mittel bis stark humos einzustufen. Tendenziell fielen die Mittelwerte der untersuchten Düngungsvarianten im August 2020 zwischen 2,8 (Kontrolle) und 3,3 % (G1 30 t) höher als noch im Jahr 2018 aus. Einen statistisch signifikanten Anstieg wurde jedoch nur für die beiden G1-Varianten nachgewiesen.

In der Bodentiefe 10-30 cm bewegte sich der  $C_{org}$ -Gehalt im gesamten Untersuchungszeitraum zwischen 1,6 und 2,7 % (beide G1 10 t). Ein statistisch signifikanter Anstieg blieb jedoch nur auf die G1-Variante mit einer Kompostmenge von 10 t  $ha^{-1}$  und hier ausschließlich auf das Jahr 2019 beschränkt (Abbildung 48b).



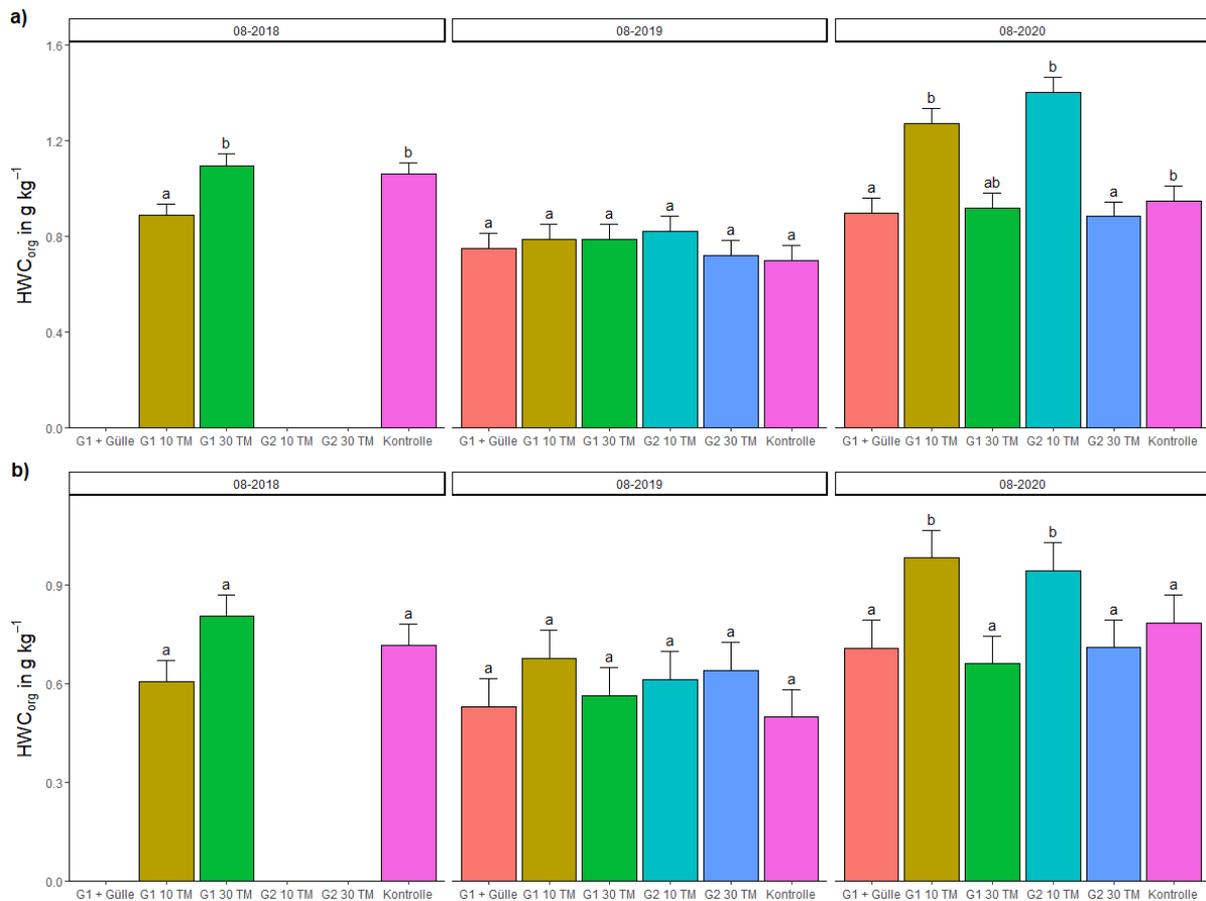
**Abbildung 48:** Gehalte an organischem Kohlenstoff ( $C_{org}$ ) im Oberboden der Kompostvarianten sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Peickwitz“ in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum August 2018 bis August 2020 inklusive dem Standardfehler (nach Modellannahmen angepasst); unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , ANOVA mit dem Post-Hoc Sidak-Test) Abweichungen zwischen den Untersuchungszeiträumen der einzelnen Versuchsvarianten ( $n = 3$ ; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13; 10 t bzw. 30 t = 10 t bzw. 30 t Trockenmassekompost)

#### 5.4.3.4 Gehalt an heißwasserextrahierbarem organischen Kohlenstoff ( $HWC_{org}$ )

Der heißwasserlösliche organische Kohlenstoff im Boden der Versuchsfläche „Peickwitz“ lag im August 2018 in der Tiefenstufe 0-10 cm im Mittel zwischen  $0,9$  (G1 10 t) und  $1,1 \text{ g kg}^{-1}$  (Abbildung 49a), was gemäß der Klassifikation nach Körschens & Schulz (1999) die höchste Gehaltsklasse widerspiegelt. Im Untersuchungsjahr 2019 lag das mittlere Niveau der labilen organischen Kohlenstofffraktion bei allen untersuchten Düngungsvarianten zwischen  $0,7$  und  $0,8 \text{ g kg}^{-1}$  und war somit zumindest bezüglich der Kontrolle sowie der G1-Variante mit 30 t Trockenmassekompost  $\text{ha}^{-1}$  signifikant ( $p < 0,05$ ) niedriger als noch im Jahr zuvor. Im Folgejahr nahm der  $HWC_{org}$ -Gehalt variantenübergreifend zu, im Fall der beiden Kompostvarianten G1 und G2 (jeweils mit  $10 \text{ t ha}^{-1}$ ) mit Mittelwerten von  $1,3$  und  $1,4 \text{ g kg}^{-1}$  sogar statistisch ( $p \leq 0,05$ ) signifikant.

In einer Bodentiefe von 10-30 cm war die festgestellte Spannweite der Mittelwerte mit  $0,5$  (Kontrolle) bis  $1,0 \text{ g HWC}_{org} \text{ kg}^{-1}$  (G1 10 t) zwar insgesamt in einem niedrigeren Wertebereich als noch in 0-10 cm Tiefe, aber auch hier wurde ein düngungsbezogener statistisch

signifikanter ( $p \leq 0,05$ ) Anstieg bei den Varianten G1 und G2 mit 10 t Trockenmassekompost  $\text{ha}^{-1}$  ermittelt (Abbildung 49b).



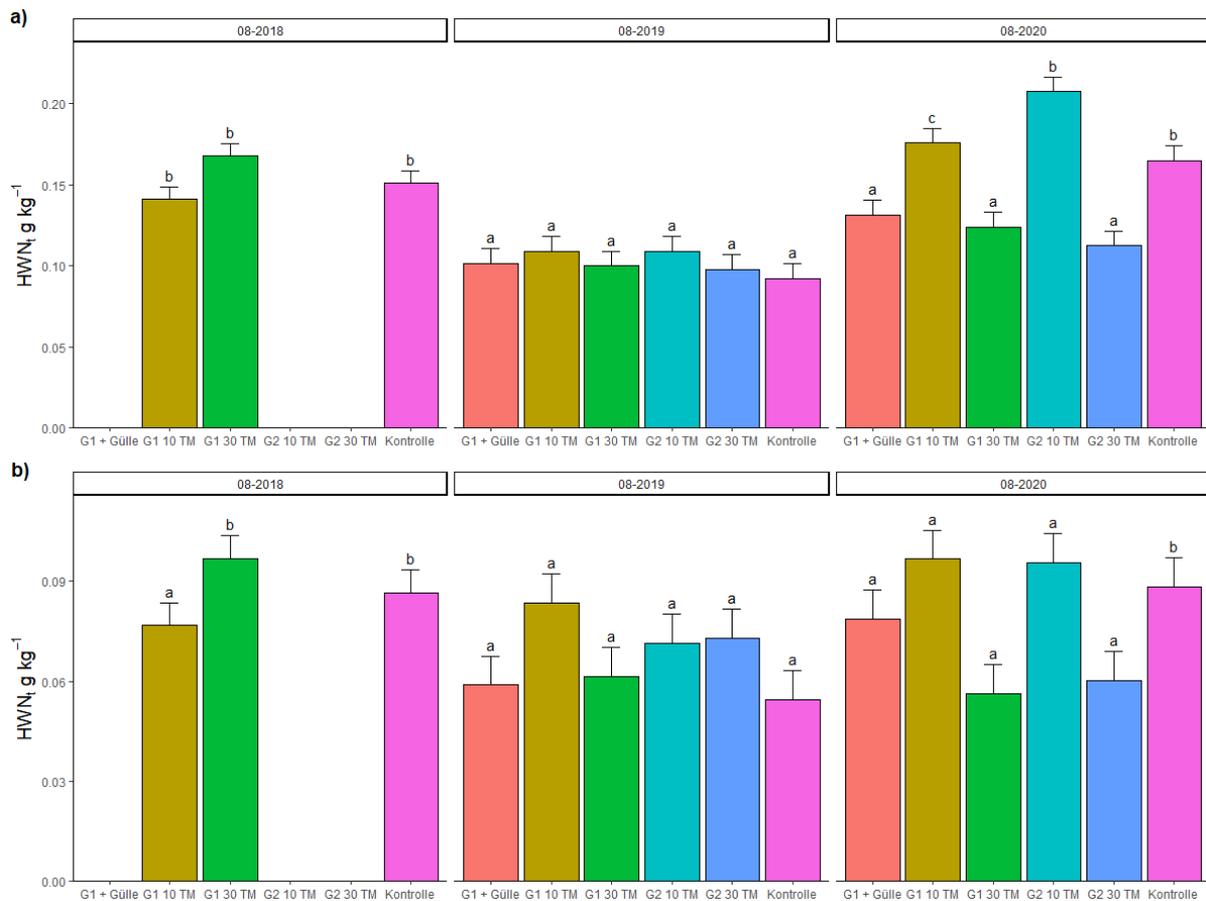
**Abbildung 49:** Gehalte an heiswasserlöslichem organischen Kohlenstoff ( $\text{HWC}_{\text{org}}$ ) im Oberboden der Kompostvarianten sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Peickwitz“ in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum August 2018 bis August 2020 inklusive dem Standardfehler (nach Modellannahmen angepasst); unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , ANOVA mit dem Post-Hoc Sidak-Test) Abweichungen zwischen den Untersuchungszeiträumen der einzelnen Versuchsvarianten ( $n = 3$ ; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13; 10 t bzw. 30 t = 10 t bzw. 30 t Trockenmassekompost)

#### 5.4.3.5 Gehalt an heißwasserextrahierbarem Stickstoff ( $\text{HWN}_t$ )

Die Dynamik der heißwasserlöslichen Stickstofffraktion  $\text{HWN}_t$  in der Tiefenstufe 0-10 cm war analog zum  $\text{HWC}_{\text{org}}$  einer starken, vermutlich witterungsbedingten und variantenübergreifenden Reduktion im Jahr 2019 unterworfen (Abbildung 50a). Insgesamt variierten die  $\text{HWN}_t$ -Messwerte von 2018 bis 2020 im Mittel zwischen 0,1 und 0,2  $\text{g kg}^{-1}$ , wobei ebenfalls analog zum  $\text{HWC}_{\text{org}}$ -Gehalt ein statistisch signifikanter ( $p \leq 0,05$ ) Anstieg bei der Kontrolle und besonders deutlich bei der G1- und G2-Variante mit jeweils 10 t Trockenmassekompost  $\text{ha}^{-1}$  beobachtet werden konnte.

Die  $\text{HWN}_t$ -Gehalte in 10-30 cm Bodentiefe waren mit Mittelwerten zwischen ca. 0,05 und 0,1  $\text{g kg}^{-1}$  überwiegend geringer als noch in 0-10 cm Bodentiefe (Abbildung 50b). Ein klarer bewirtschaftungsbedingter und statistisch signifikanter Anstieg, wie noch in der Tiefenstufe zuvor festgestellt, konnte dagegen nicht beobachtet werden. Konträr zu dieser Entwicklung nahm der  $\text{HWN}_t$ -Gehalt bei der Kompostvariante G1 mit 30 t  $\text{ha}^{-1}$  zwischen dem ersten

Untersuchungsjahr und den folgenden Jahren sogar um fast 50 % und somit statistisch signifikant ( $p \leq 0,05$ ) ab.



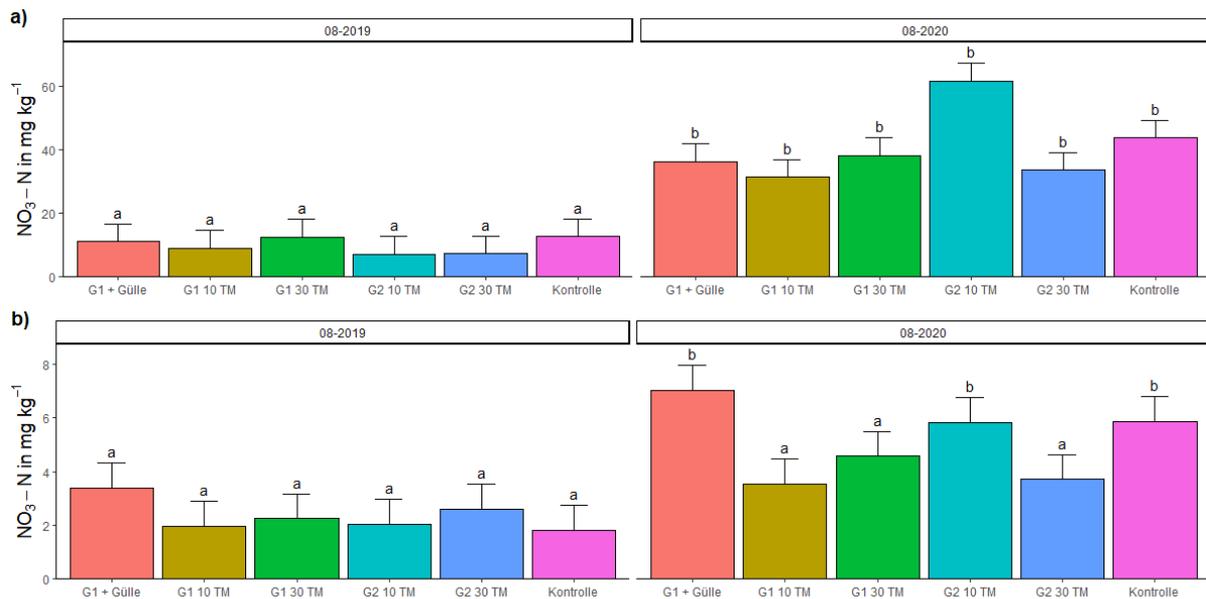
**Abbildung 50:** Gehalte an heiswasserlöslichem Stickstoff (HWC<sub>org</sub>) im Oberboden der Kompostvarianten sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Peickwitz“ in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum August 2018 bis August 2020 inklusive dem Standardfehler (nach Modellannahmen angepasst); unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , ANOVA mit dem Post-Hoc Sidak-Test) Abweichungen zwischen den Untersuchungszeiträumen der einzelnen Versuchsvarianten ( $n = 3$ ; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13; 10 t bzw. 30 t = 10 t bzw. 30 t Trockenmassekompost)

#### 5.4.3.6 Gehalt an Nitratstickstoff (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)

Die Gehalte an Nitratstickstoff wurden am Standort „Peickwitz“ lediglich in den beiden Untersuchungsjahren 2019 und 2020 erfasst. Auffällig ist der tiefenstufenübergreifende, sprunghafte Anstieg dieser Stickstofffraktion bis 2020, die bei der Mehrzahl der untersuchten Versuchsvarianten beobachtet werden konnte. So lag der ursprüngliche NO<sub>3</sub>-N-Gehalt in der Tiefenstufe 0-10 cm im Jahr 2019 noch zwischen 7,1 (G2 10 t) und 12,7 mg kg<sup>-1</sup> (Kontrolle), stieg dann aber bis 2020 bei allen Varianten statistisch signifikant ( $p \leq 0,05$ ) auf bis zu 61,6 (G2 10 t) mg kg<sup>-1</sup> (Abbildung 51a).

Diese hohen Nitratstickstoffgehalte wurden in der Tiefenstufe 10-30 cm nicht annähernd erreicht. Hier lagen die Gehalte lediglich zwischen 1,8 mg (Kontrolle) und 7,0 mg (G1 +Gülle) kg<sup>-1</sup> Boden (Abbildung 51b). Analog zur Tiefenstufe 0-10 cm konnte hier dennoch ein starker bewirtschaftungsbedingter und statistisch signifikanter Anstieg ( $p \leq 0,05$ ) beim NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N-Gehalt im Boden der Kontrolle, der G1-Variante mit Gülle und der G2-Variante mit 10 t

Trockenmassekompost beobachtet werden. Speziell die Kontrolle und die genannte G2-Variante konnten hier ihren Ursprungsgehalt von 2019 fast verdreifachen.

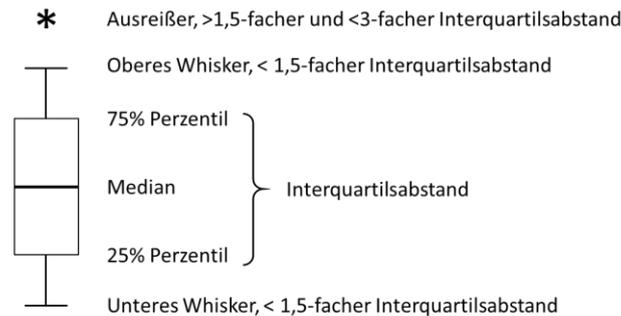


**Abbildung 51:** Gehalte an Nitratstickstoff (NO<sub>3</sub>-N) im Oberboden der Kompostvarianten sowie in der Kontrollvariante am Versuchsstandort „Peickwitz“ in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Bodentiefe; dargestellt sind Mittelwerte im Untersuchungszeitraum August 2018 bis August 2020 inklusive dem Standardfehler (nach Modellannahmen angepasst); unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , ANOVA mit dem Post-Hoc Sidak-Test) Abweichungen zwischen den Untersuchungszeiträumen der einzelnen Versuchsvarianten ( $n = 3$ ; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13; 10 t bzw. 30 t = 10 t bzw. 30 t Trockenmassekompost)

## 5.5 Einfluss der Kompostwahl auf die Verlagerung von Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen mit dem Sickerwasser am Standort „Neu Sacro“

### 5.5.1 Hinweis zur Ergebnisdarstellung

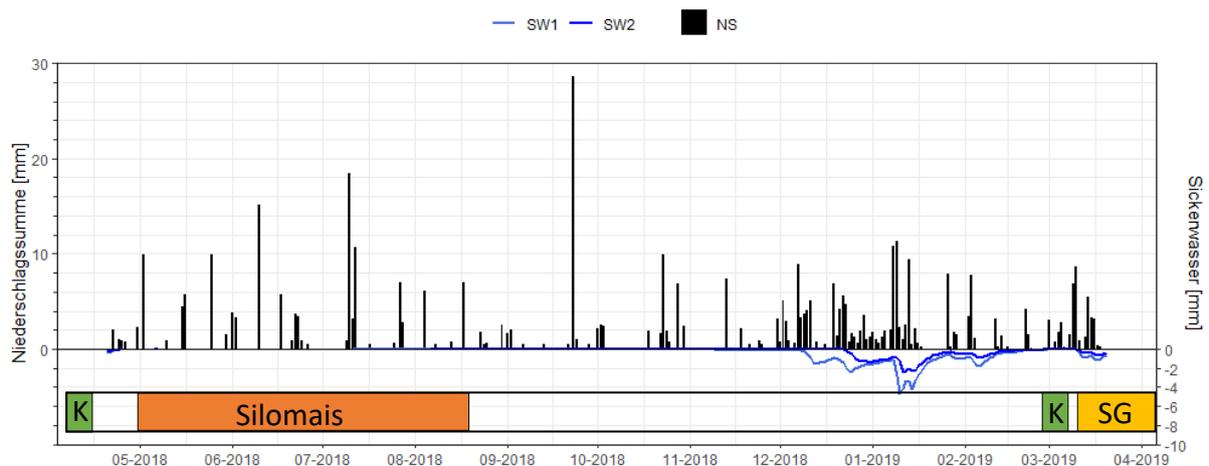
In den folgenden Teilabschnitten des Kapitels 5.5.2 wurden die Ergebnisse in Zeitverläufen, aber auch in Grafiken mit Box-Plots dargestellt. Eine Übersicht zu den in diesen Box-Plots dargestellten statistischen Parametern enthält Abbildung 52.



**Abbildung 52:** Allgemeingültige Legende der in Kapitel 5.5 dargestellten Box-Plots

### 5.5.2 Ergebnisse des Untersuchungszeitraumes 2018 bis Anfang 2019

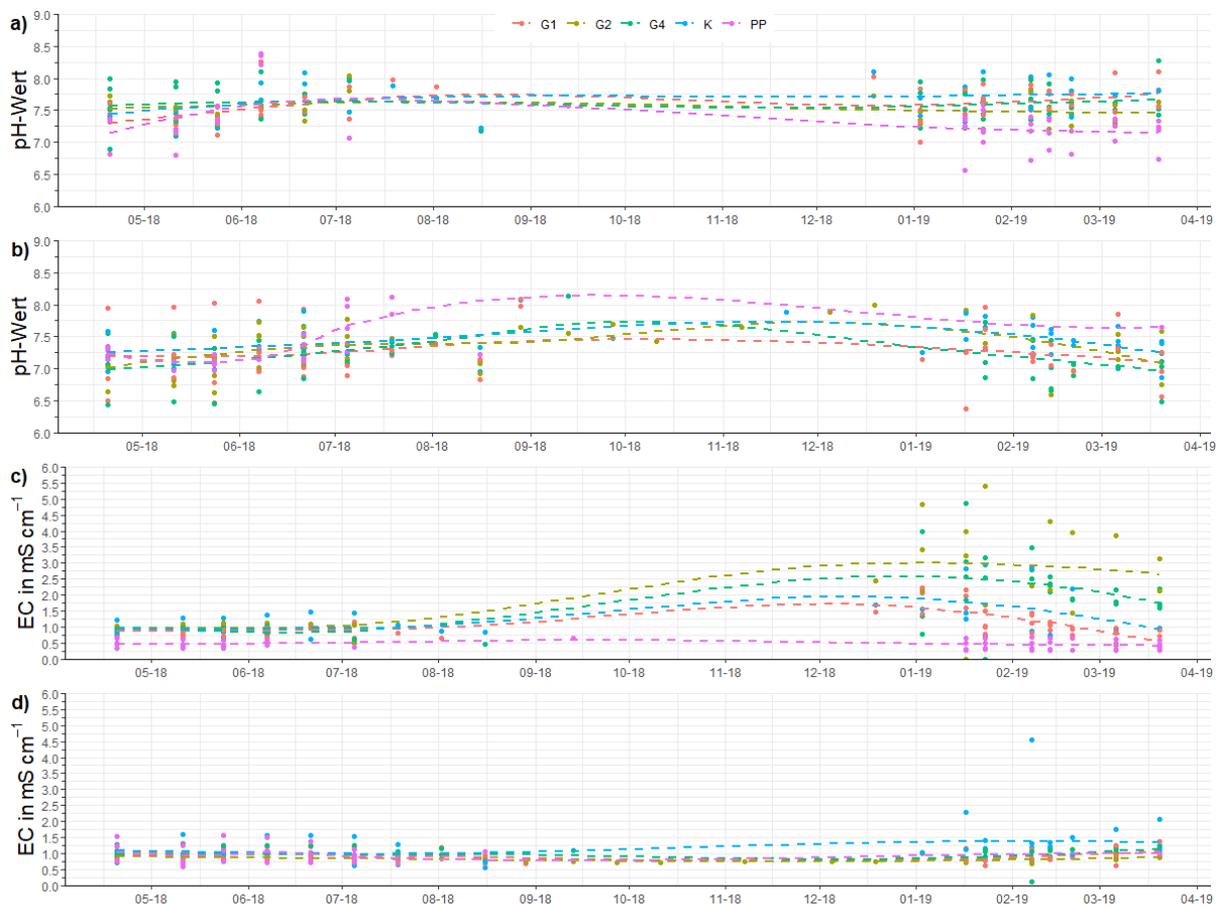
Im ersten Untersuchungszeitraum April 2018 bis März 2019 (vgl. Versuchsdesign Abbildung 13) sind insgesamt knapp 472 mm Niederschlag auf der Versuchsfläche bei Neu Sacro angefallen. Diese Niederschlagsmenge ist vorwiegend auf einzelne Tage mit teils hohen Niederschlagsmengen in den Sommermonaten sowie über mehrere Tage verteilte Niederschlagsereignisse in den Wintermonaten zurückzuführen (Abbildung 53). Signifikante Sickerwassermengen wurden insbesondere während dieser Wintermonate und im März 2019 bei fehlender Vegetationsdecke gebildet. Insgesamt wurden in 50 cm Bodentiefe etwa 140 mm und in 100 cm Bodentiefe etwa 65 mm Sickerwasser pro m<sup>2</sup> errechnet.



**Abbildung 53:** Tägliche Niederschlagsmenge (NS, korrigierte Messwerte nach Richter 1995) im Untersuchungszeitraum März 2018 bis März 2019 auf der Versuchsfläche „Neu Sacro“; auf der rechten Ordinatenachse sind die modellierten Sickerwassermengen in 50 cm (SW1) und 100 cm (SW2) Bodentiefe unter Berücksichtigung der potentiellen Evapotranspiration (ET<sub>0</sub>) bzw. der Wasseraufnahme der angebauten Nutzpflanzen dargestellt (K = Komposteinsatz, SG = Sommergerste)

### 5.5.2.1 pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit

Der pH-Wert im Sickerwasser der Versuchsvarianten in 50 cm Bodentiefe (Abbildung 54a) beschränkte sich im Untersuchungszeitraum April 2018 bis März 2019 vorwiegend auf einen neutralen bis schwach basischen Wertebereich zwischen pH 6.5 und 8.4. Dabei waren die gemessenen pH-Werte unter der Pappel über den gesamten Untersuchungszeitraum signifikant niedriger ( $p < 0,001$ ) als bei den übrigen Varianten. Begründet werden kann dies mit der im April 2018 erfolgten Kalkung (Tabelle 4), die sich ausschließlich auf den Bereich der Ackerkulturen beschränkte. Dieser Effekt beschränkte sich allerdings auf den Oberboden und konnte in der Tiefenstufe 100 cm nicht beobachtet werden (Abbildung 54b). Hier wurde unter Pappel tendenziell sogar die geringste Bodenazidität gemessen. Insgesamt war der pH-Wertebereich in 100 cm Tiefe bezüglich aller Versuchsvarianten mit jenem in 50 cm Bodentiefe vergleichbar. Leichte Abweichungen von diesem Trend fielen nur bei der G4-Variante auf, die mit niedrigeren pH-Werten als die übrigen Versuchsglieder aufwartete. Signifikante Unterschiede ( $p < 0,001$ ) ergaben sich jedoch ausschließlich im Vergleich zur Kontrollvariante.



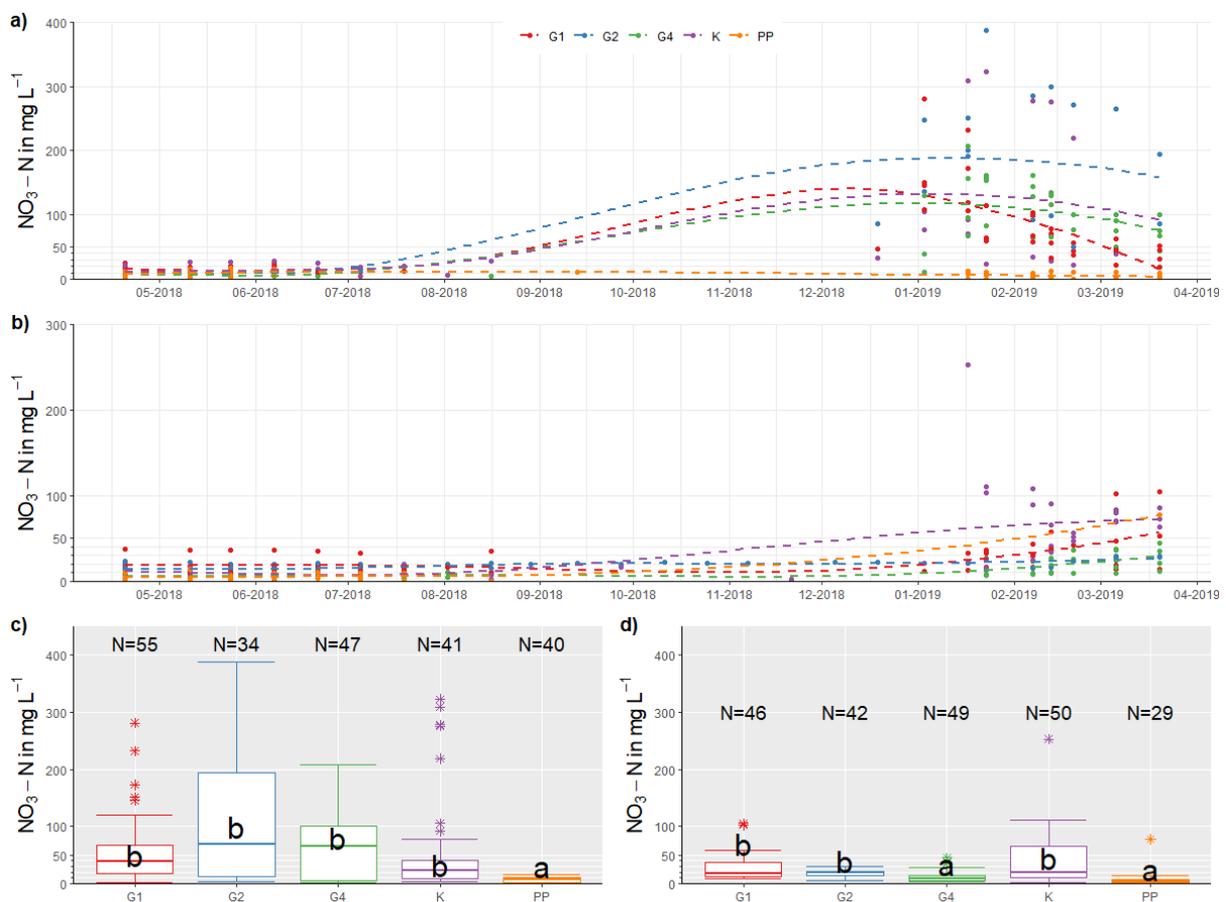
**Abbildung 54:** Gemessene pH-Werte und elektrische Leitfähigkeit (EC) inkl. LOESS-Glättung im Sickerwasser der Versuchsvarianten in 50 cm (a bzw. c) und 100 cm (b bzw. d) Bodentiefe im Untersuchungszeitraum März 2018 bis März 2019 auf der Versuchsfläche „Neu Sacro“ (K = Kontrolle, konventionelle Düngung; PP = Pappelstreifen; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11)

Die elektrische Leitfähigkeit im Sickerwasser der Pappel bei 50 cm Bodentiefe (Abbildung 54c) wies gegenüber den restlichen Versuchsvarianten signifikant ( $p < 0,0001$ ) niedrigere Werte, deutlich unterhalb von  $1 \text{ mS cm}^{-1}$ , auf. Bei den übrigen Düngungsvarianten ergaben sich dagegen sehr hohe Leitfähigkeiten, insbesondere in den sickerwasserreichen Wintermonaten. Vereinzelt wurden hier Werte oberhalb von  $5 \text{ mS cm}^{-1}$  festgestellt, primär im Sickerwasser der

G2- und G4-Variante. Erstere wies tendenziell die höchste elektrische Leitfähigkeit unter den Versuchsvarianten auf, unterschied sich jedoch nicht signifikant von der G4-Variante. Diese Entwicklung kontrastierte stark mit den Ergebnissen aus 100 cm Bodentiefe (Abbildung 54d). Hier wies das Sickerwasser der G2-Variante die geringsten gemessenen elektrischen Leitfähigkeiten unter den Versuchsvarianten auf, wobei die Mehrheit der Messergebnisse deutlich unterhalb von  $1 \text{ mS cm}^{-1}$  lagen. Insgesamt war die elektrische Leitfähigkeit der G2-Variante signifikant niedriger ( $p < 0,0001$ ) im Vergleich zur Kontrolle und den anderen Kompostvarianten G1 und G4. Allerdings lagen alle Messwerte der Kompostvarianten im gesamten Untersuchungszeitraum unterhalb von  $1,5 \text{ mS cm}^{-1}$  und somit deutlich unterhalb vom Trinkwassergrenzwert von  $2 \text{ mS cm}^{-1}$ .

### 5.5.2.2 Nitratstickstoff

An dieser Stelle wird sich mit Blick auf den mineralischen Stickstoff im Sickerwasser ausschließlich dem Nitratstickstoff gewidmet, da dessen Anteil am mineralischen Stickstoff nahezu immer 100 % betrug. Ammoniumstickstoff konnte zumeist nicht nachgewiesen werden.



**Abbildung 55:** Gemessene  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im Sickerwasser; dargestellt sind alle Messwerte inkl. LOESS-Glättung in a) 50 cm und b) 100 cm Bodentiefe der Versuchsvarianten im Untersuchungszeitraum April 2018 bis März 2019 auf der Versuchsfläche „Neu Sacro“; die Boxplotgrafiken c) und d) spiegeln die statistische Verteilung der Messwerte je Versuchsvariante im gesamten Untersuchungszeitraum in 50 und 100 cm Bodentiefe wider. Unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , Wilcoxon-Rangsummentest mit Bonferroni-Korrektur) Abweichungen zwischen den Versuchsvarianten (K = Kontrolle, konventionelle Düngung PP = Pappelstreifen; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11)

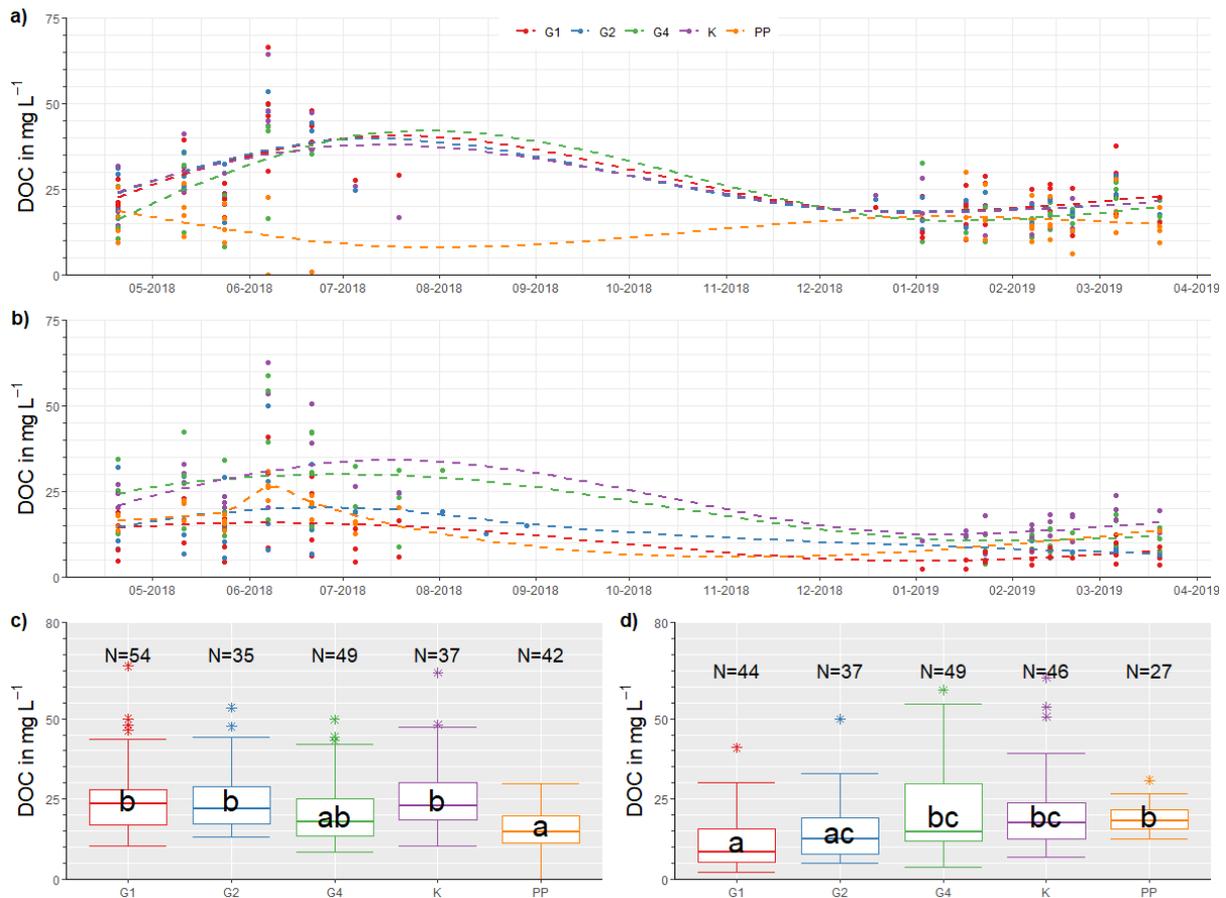
Die gemessenen Nitratstickstoffkonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Bodentiefe (Abbildung 55a) lagen im ersten Untersuchungszeitraum ausschließlich bei der Pappel mit durchschnittlich etwa 6,9 mg l<sup>-1</sup> permanent unterhalb der in der Trinkwasserverordnung festgelegten Grenze von 11,3 mg l<sup>-1</sup>. Analog zu den Messergebnissen der elektrischen Leitfähigkeit konnten hier insbesondere in den sickerwasserreichen Monaten Januar bis März 2019 im Sickerwasser der G2-Variante enorm hohe NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N -Konzentrationen von bis zu 388 mg l<sup>-1</sup> festgestellt werden. In 100 cm Bodentiefe hingegen lag die Konzentration kontinuierlich und deutlich unterhalb von 30 mg l<sup>-1</sup>, während die Kontrollvariante und vereinzelt auch die G1-Variante mit Messwerten oberhalb von 100 mg l<sup>-1</sup> die höchsten Messwerte aufwies (Abbildung 55b). Unter Berücksichtigung aller Messwerte im Untersuchungszeitraum fiel die NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N-Konzentration im Sickerwasser in 50 cm Bodentiefe mit einem Median von 69,2 mg l<sup>-1</sup> und 65,4 mg l<sup>-1</sup> in den Varianten G2 und G4 höher als bei den übrigen Varianten aus (Abbildung 55c). Statistisch signifikante Unterschiede (p < 0,0001) ergaben sich jedoch aufgrund der erheblichen Varianz der Einzelmesswerte hingegen nur zur Pappel. Die G2-Variante wies ferner im Untersuchungszeitraum mit lediglich 34 Proben den geringsten Stichprobenumfang unter den Versuchsgliedern auf. Die NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N-Konzentrationen im Sickerwasser in 100 cm Bodentiefe unter der Pappel und der G4-Variante waren mit einem Medianwert von 3,9 mg l<sup>-1</sup> und 9,1 mg l<sup>-1</sup> hingegen signifikant (p < 0,0001) niedriger als jene bei den übrigen Versuchsgliedern, die sich im Median alle unterhalb von 20 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N l<sup>-1</sup> bewegten (Abbildung 55d).

#### 5.5.2.3 Gelöster organischer Kohlenstoff

Der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) im Sickerwasser der Versuchsglieder fiel in 50 cm Bodentiefe sowohl bei der Kontroll- als auch bei den Kompostvarianten mit Konzentrationen mit bis zu 66 mg l<sup>-1</sup> (G2) trotz marginaler Sickerwassermengen (Abbildung 56) am höchsten in den Monaten unmittelbar nach der Düngung aus (Abbildung 56a). In den sickerwasserreichen Monaten lag die Konzentration über alle Varianten hinweg zwischen 10 und etwa 35 mg DOC l<sup>-1</sup> und fiel somit deutlich geringer aus. Sehr hohe Konzentrationen an gelöstem organischen Kohlenstoff infolge der Düngung wurden auch für die G4-Variante und die Kontrolle in 100 cm Bodentiefe festgestellt, während sich im Zeitraum von Januar bis März 2019 die Konzentration aller Varianten 25 mg l<sup>-1</sup> nicht überstieg (Abbildung 56b).

Zusammenfassend wurden in 50 cm Bodentiefe mit einem Medianwert von 14,6 mg l<sup>-1</sup> unter der Pappel signifikant geringere (p < 0,0001) Konzentrationen an DOC als bei den Varianten G1 und G2 sowie der Kontrolle nachgewiesen. Der Median dieser drei Varianten (G1, G2 und Kontrolle) bewegte sich zwischen 21,9 und 23,4 mg l<sup>-1</sup>. Das Sickerwasser der Kompostvariante G4 lag mit einem Median von 17,7 mg l<sup>-1</sup> zwar deutlich unterhalb dieser Werte, unterschied sich aufgrund der hohen Varianz innerhalb der Datensätze jedoch nicht signifikant von diesen (Abbildung 56c).

In 100 cm Bodentiefe wiesen die Messwerte der G1-Variante mit einem Median von 8,4 mg DOC l<sup>-1</sup> eine im Vergleich zur G4-Variante, Pappel und Kontrollvariante signifikant (p < 0,0001) geringere Konzentration auf. Bemerkenswert hoch fiel der DOC unter dem Pappelstreifen aus, der mit einem Median von 18,2 mg l<sup>-1</sup> höher als bei den anderen Versuchsglieder ausfiel, wenn auch nicht statistisch signifikant (Abbildung 56d).



**Abbildung 56:** Gemessene DOC-Konzentration im Sickerwasser; dargestellt sind alle Messwerte inkl. LOESS-Glättung in a) 50 cm und b) 100 cm Bodentiefe der Versuchsvarianten im Untersuchungszeitraum April 2018 bis März 2019 auf der Versuchsfläche „Neu Sacro“; die Boxplotgrafiken c) und d) spiegeln die statistische Verteilung der Messwerte je Versuchsvariante im gesamten Untersuchungszeitraum in 50 und 100 cm Bodentiefe wider. Unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , Wilcoxon-Rangsummentest mit Bonferroni-Korrektur) Abweichungen zwischen den Versuchsvarianten (K = Kontrolle, konventionelle Düngung; PP = Pappelstreifen; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11)

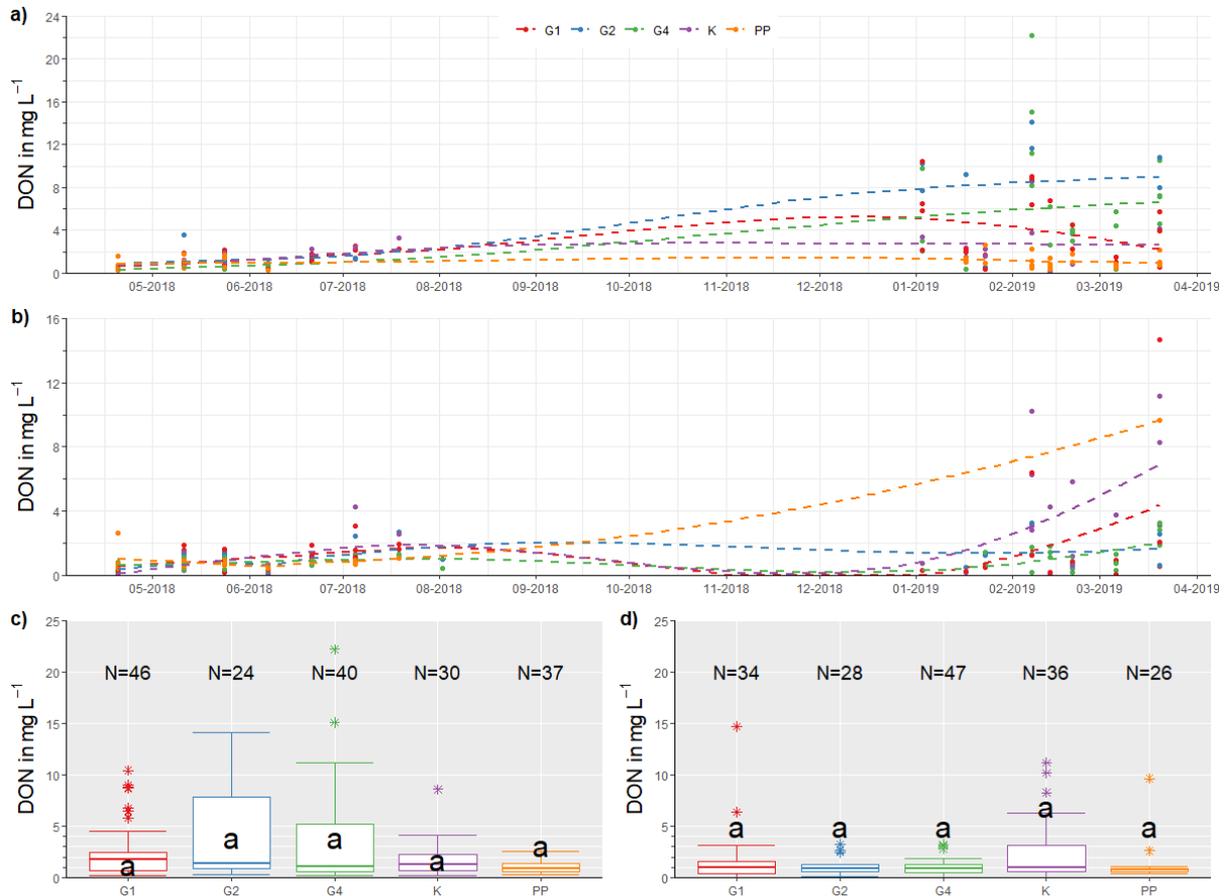
#### 5.5.2.4 Gelöster organischer Stickstoff

Der gelöste organische Stickstoff (DON) lag konträr zu den DOC-Ergebnissen in den Monaten nach der Düngung bei den gedüngten Versuchsgliedern zumeist unterhalb von  $2 \text{ mg l}^{-1}$ , während Spitzenwerte von bis zu  $22 \text{ mg l}^{-1}$  (G4) in den sickerwasserreichen Monaten festgestellt wurden (Abbildung 57a).

Dieser Trend setzte sich auch in 100 cm Bodentiefe weiter fort, wobei hier neben der G1-Variante vor allem bei der Kontrolle Höchstwerte um  $11 \text{ mg DON l}^{-1}$  beobachtet wurden (Abbildung 57b).

Die steil ansteigende Trendlinie bei der Pappel zum Ende der Untersuchungsperiode ist auf einen Ausreißer im März 2019 mit einem Messwert von  $9,6 \text{ mg l}^{-1}$  zurückzuführen. Über den gesamten Untersuchungszeitraum 2018 gesehen wiesen die Versuchsglieder in 50 cm Bodentiefe mit Medianwerten zwischen  $0,9$  (Pappel) und  $1,7$  (G1)  $\text{mg l}^{-1}$  jedoch eine vergleichsweise moderate und untereinander vergleichbare DON-Konzentration im Sickerwasser auf (Abbildung 57c). Dabei zeichnete sich die G2-Variante primär durch eine vergleichsweise geringe Stichprobenanzahl und eine hohe Variabilität der Einzelmessungen aus.

In 100 cm Bodentiefe lagen die Medianwerte der DON-Konzentration zwischen 0,9 (übrige Versuchsglieder) und 0,7 mg l<sup>-1</sup> (Pappel) unter jenen der in 50 cm Bodentiefe gemessenen, wobei hauptsächlich die Kontrollvariante eine hohe Anzahl an Ausreißern und eine tendenziell höhere DOC-Konzentration aufwies (Abbildung 57d). Eine vergleichsweise geringe Variabilität und einen niedrigeren Stichprobenumfang wiesen hingegen die G2-Variante sowie das Versuchsglied Pappel auf.



**Abbildung 57:** Gemessene DON-Konzentration im Sickerwasser; dargestellt sind alle Messwerte inkl. LOESS-Glättung in a) 50 cm und b) 100 cm Bodentiefe der Versuchsvarianten im Untersuchungszeitraum April 2018 bis März 2019 auf der Versuchsfläche „Neu Sacro“; die Boxplotgrafiken c) und d) spiegeln die statistische Verteilung der Messwerte je Versuchsvariante im gesamten Untersuchungszeitraum in 50 und 100 cm Bodentiefe wider. Unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , Wilcoxon-Rangsummentest mit Bonferroni-Korrektur) Abweichungen zwischen den Versuchsvarianten (K = Kontrolle, konventionelle Düngung; PP = Pappelstreifen; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11)

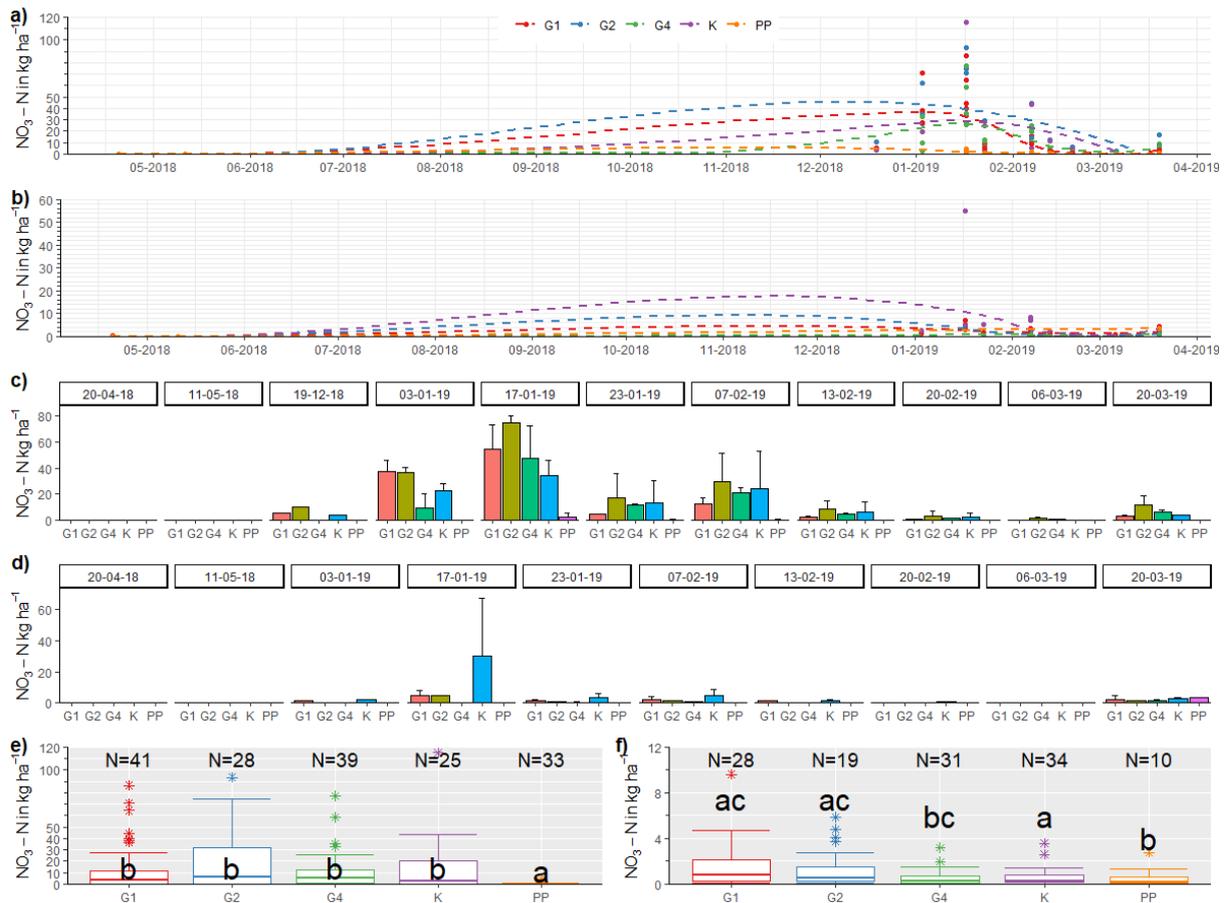
### 5.5.2.5 Potentieller $\text{NO}_3^-$ -N-Austrag mit dem Sickerwasser

Der über die Sickerwassermodellierung (vgl. Kap. 6.3) berechnete Austrag an Nitratstickstoff bewegte sich bei den ersten beiden Probenahmeterminen unmittelbar nach Düngung (April bzw. Mai 2018) bei allen Versuchsvarianten in 50 cm Bodentiefe z.T. deutlich unterhalb von 0,5 kg ha<sup>-1</sup> (Abbildung 58a).

Sehr hohe Mengen an potentiell-mobilisiertem  $\text{NO}_3^-$ -N von bis zu 115 kg ha<sup>-1</sup> (Kontrolle) bzw. bis zu 86 kg ha<sup>-1</sup> (G1) bei den Kompostvarianten wurden erst ab Januar 2019 festgestellt. In der Tiefenstufe 100 cm wurde allerdings mit Frachten deutlich unterhalb von 10 kg ha<sup>-1</sup> nur ein Bruchteil dieser ursprünglich hohen Austräge ermittelt. Einzige Ausnahme hiervon bildet die

Kontrolle, für welche im Februar 2019 eine extrem hohe Nitratstickstofffracht von 55,2 kg NO<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> kalkuliert wurde (Abbildung 58b).

Insgesamt bewegte sich der Medianwert der Nitratstickstofffrachten in 50 cm Bodentiefe bei den gedüngten Varianten zwischen 2,8 (Kontrolle) und 5,8 (G2) kg ha<sup>-1</sup>. Aufgrund der hohen Varianz der Datensätze konnten zwischen den gedüngten Versuchsgliedern jedoch keine signifikante Unterschiede festgestellt werden (Abbildung 58e). Signifikant geringere Austräge (p < 0,001) mit einem Medianwert von etwa 0,1 kg NO<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> wurden lediglich im Sickerwasser unterhalb des Pappelstreifens festgestellt.



**Abbildung 58:** Berechneter flächenbezogener NO<sub>3</sub>-N-Austrag mit dem Sickerwasser; dargestellt sind alle Messwerte inkl. LOESS-Glättung in a) 50 cm und b) 100 cm Bodentiefe der Versuchsvarianten im Untersuchungszeitraum April 2018 bis März 2021 am Versuchsstandort „Neu Sacro“. Die Grafiken c) und d) spiegeln die Mittelwerte inkl. Standardfehler der NO<sub>3</sub>-N-Frachten je Versuchsvariante in 50 bzw. 100 cm Bodentiefe wider. Die Boxplotgrafiken zeigen die statistische Verteilung der Messwerte je Versuchsvariante im Untersuchungszeitraum in 50 (e) und 100 cm (f) Bodentiefe. Auf eine statistische Auswertung der Mittelwertunterschiede wurde aufgrund der unterschiedlichen Anzahl an Stichproben (bedingt durch texturbedingter Unterschiede bei der Sickerwassergewinnung in den einzelnen Versuchsplots) verzichtet. Unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante (p ≤ 0,05, Wilcoxon-Rangsummentest mit Bonferroni-Korrektur) Abweichungen zwischen den Versuchsvarianten (K = Kontrolle, konventionelle Düngung; PP = Pappelstreifen; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11)

Die Medianwerte der Nitratstickstofffrachten in 100 cm Bodentiefe der gedüngten Versuchsglieder bewegten sich zwischen 0,2 (G2) und 0,9 (Kontrolle) kg ha<sup>-1</sup>. Statistisch signifikante Unterschiede (p < 0,05) konnten jedoch nur zwischen den Kompostvarianten und der Kontrolle bzw. dem Pappelstreifen festgestellt werden (Abbildung 58f). Die aufsummierten Nitratstickstofffrachten der Versuchsglieder für die erste Tiefenstufe ergaben unter der G2-

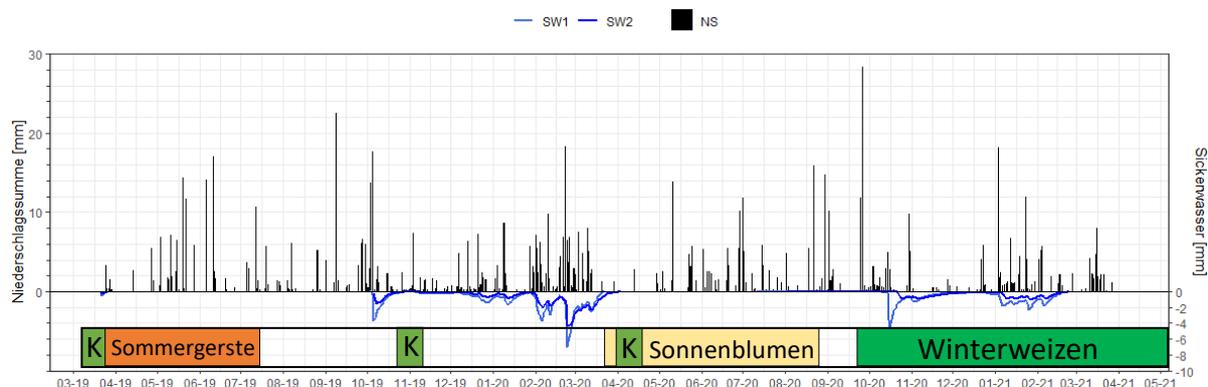
Variante und G1-Variante etwa 194 und 123 kg ha<sup>-1</sup> und somit einen höheren Austrag als bei der Kontrolle (112 kg), während in der G4-Variante etwa 104 kg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N ha<sup>-1</sup> mobilisiert wurden. Vergleichsweise marginal mit etwa 4 kg ha<sup>-1</sup> fiel dagegen der Austrag unter dem Pappelstreifen aus (Abbildung 58c). Der Austrag in der Tiefenstufe 100 cm betrug mit etwa 9 kg bei der G2-Variante weniger als 5 % der Ursprungsfracht aus der ersten Tiefenstufe. Bei der Kontrollvariante wurde mit mehr als 46 kg ha<sup>-1</sup> in dieser Tiefe hingegen die höchste Menge an NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N mit dem Sickerwasser mobilisiert (Abbildung 58d). Allerdings stammt das Gros dieser Fracht lediglich von einem Messtermin im Januar 2019. Die geringsten Stickstoffausträge mit jeweils etwa 3 kg ha<sup>-1</sup> wurden unter dem Pappelstreifen und im Bereich der G4-Variante festgestellt.

Allgemein gut sichtbar ist, dass der Zeitraum, in dem hohe Mengen an NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N potentiell ausgetragen werden häufig sehr kurz ist, weswegen Beprobungsintervalle von 14 Tagen nicht wesentlich überschritten werden sollten. Eine stichprobenartige Messung der NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N-Konzentrationen ist für eine Bewertung des N-Austragspotentials von Düngemitteln unzureichend. Für die Untersuchungsperiode 2018/2019 ist zusammenfassend festzustellen, dass die potentielle NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N-Verlagerung in das Grundwasser (Meßwerte in 100 cm Tiefe) durch die Anwendung der innovativen Komposte verringert werden kann. Dieser Effekt ist jedoch nicht sehr deutlich ausgeprägt, weswegen eine flächenspezifische Abwägung zwischen möglichen Mehrkosten (vgl. Kapitel 7.2) und tatsächlichem Nutzen für die Grundwasserqualität notwendig erscheint.

### 5.5.3 Ergebnisse des Untersuchungszeitraumes 2019 bis Anfang 2021

Für den zweijährigen Untersuchungszeitraum 2019 bis 2021 (vgl. Versuchsdesign Abbildung 13b) wurde für den Ackerstandort bei Neu Sacro eine Niederschlagssumme von etwa 934 mm ermittelt. Hiervon entfielen ca. 212 mm und 291 mm auf die beiden Vegetationsperioden (März bis September) im Jahr 2019 bzw. 2020 (

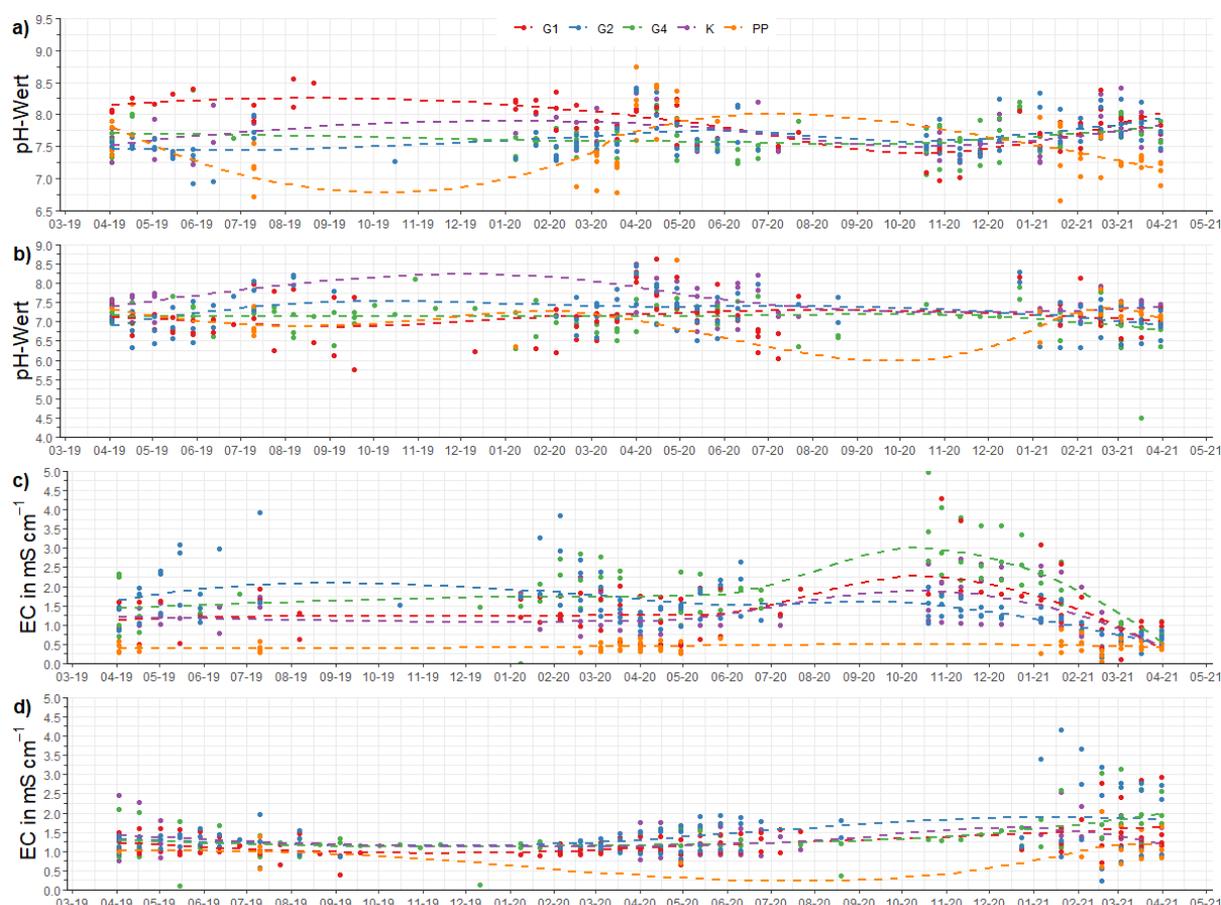
Abbildung 59). Zu einer nennenswerten Sickerwasserbildung kam es laut der vorliegenden Modelkalkulation in beiden Untersuchungsjahren allerdings erst im Zeitraum von Oktober bis März, in dem die Untersuchungsfläche entweder vegetationsfrei war oder sind in der Aufwuchsphase des Winterweizens befand. Zusammenfassend wurden für die Tiefenstufe 50 cm insgesamt etwa 286 mm und für 100 cm ca. 188 mm Sickerwasser m<sup>2</sup> berechnet.



**Abbildung 59:** Aufsummierte Messwerte der täglichen Niederschläge (NS, korrigierte Messwerte nach Richter 1995) im Untersuchungszeitraum März 2019 bis März 2021 auf der Versuchsfläche „Neu Sacro“; auf der rechten Ordinatenachse sind die anfallenden Sickerwassermengen in 50 cm (SW1) und 100 cm (SW2) Bodentiefe unter Berücksichtigung der Wasseraufnahme bzw. potentiellen Evapotranspiration (ET<sub>0</sub>) der angebauten Nutzpflanzen dargestellt (K = Komposteinsatz)

### 5.5.3.1 pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit

Der pH-Wert im Sickerwasser der Versuchsvarianten in 50 cm Bodentiefe (Abbildung 60a) lag im Untersuchungszeitraum 2019 bis 2021 vorwiegend in einem neutralen bis schwach basischen Wertebereich zwischen pH 6,8 und 8,8. Das Sickerwasser unter der G2-Variante zeigte hierbei einen signifikant höheren pH-Wert ( $p < 0,0001$ ) im Vergleich zu den Kompostvarianten G1 und G4, zum Pappelstreifen sowie zur Kontrolle ( $p < 0,001$ ) auf. Die pH-Werte im Sickerwasser des Pappelstreifens fielen hingegen signifikant niedriger ( $p < 0,01$ ) als unter der G2-Variante und der Kontrolle aus (Abbildung 60a). Die pH-Werte in 100 cm Bodentiefe lagen bis auf einen Ausreißer bei der G4-Variante im März 2021 in einem schwach sauren bis schwach basischen Wertebereich zwischen pH 5,8 bis 8,6 (Abbildung 60b). Die Kontrolle zeichnete sich hierbei durch signifikant höhere pH-Werte im Vergleich zu den Varianten G1, G4 ( $p < 0,0001$ ) sowie zu G2 und zum Pappelstreifen ( $p < 0,05$ ) aus.



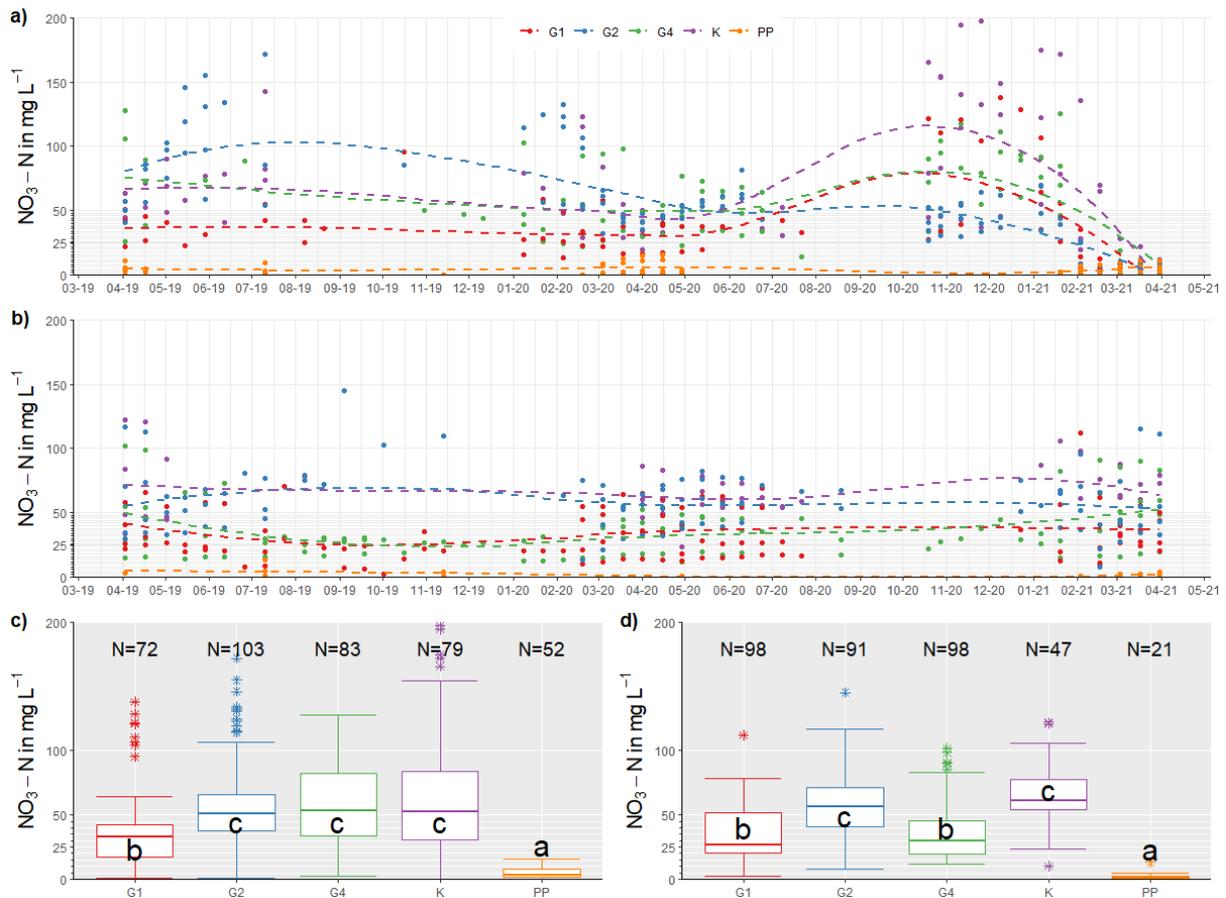
**Abbildung 60:** Gemessene pH-Werte und elektrische Leitfähigkeit (EC) inkl. LOESS-Glättung im Sickerwasser der Versuchsvarianten in 50 cm (a bzw. c) und 100 cm (b bzw. d) Bodentiefe im Untersuchungszeitraum März 2019 bis März 2021 auf der Versuchsfläche „Neu Sacro“ (K = Kontrolle, konventionelle Düngung; PP = Pappelstreifen; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13)

Die elektrische Leitfähigkeit im Sickerwasser bei 50 cm Bodentiefe lag analog zur ersten Versuchsperiode unter dem Pappelstreifen mit Werten deutlich unterhalb von 1 mS cm<sup>-1</sup> signifikant niedriger ( $p < 0,0001$ ) als bei den gedüngten Versuchsgliedern (Abbildung 60c). Die Düngungsvarianten zeichneten sich hingegen stellenweise durch eine sehr hohe Leitfähigkeit, insbesondere in den sickerwasserreichen Wintermonaten, aus. Primär im Sickerwasser der G4-Variante wurden Höchstwerte von bis zu 5 mS cm<sup>-1</sup> festgestellt. Insgesamt lag die elektrische Leitfähigkeit dieser Kompost-Düngungsvariante somit signifikant höher ( $p \leq 0,001$ )

als bei den übrigen Düngungsvarianten. In 100 cm Bodentiefe lag die Wertespanne der gemessenen elektrischen Leitfähigkeit zwischen 0,1 und 4,2 mS cm<sup>-1</sup> und war somit tendenziell geringer als noch in 50 cm Bodentiefe (Abbildung 60d). Die Leitfähigkeit im Sickerwasser der G1-Variante war signifikant niedriger ( $p < 0,05$ ) als bei der G2- und G4-Variante. Bei letzterer fiel diese signifikant höher ( $p < 0,05$ ) als unter dem Pappelstreifen aus.

### 5.5.3.2 Nitratstickstoff

Ähnlich der Untersuchungsperiode 2018/2019 wurde nur vereinzelt Ammoniumstickstoff im Sickerwasser nachgewiesen, weswegen sich hier in gleicher Weise lediglich auf den Nitratstickstoff beschränkt wird.

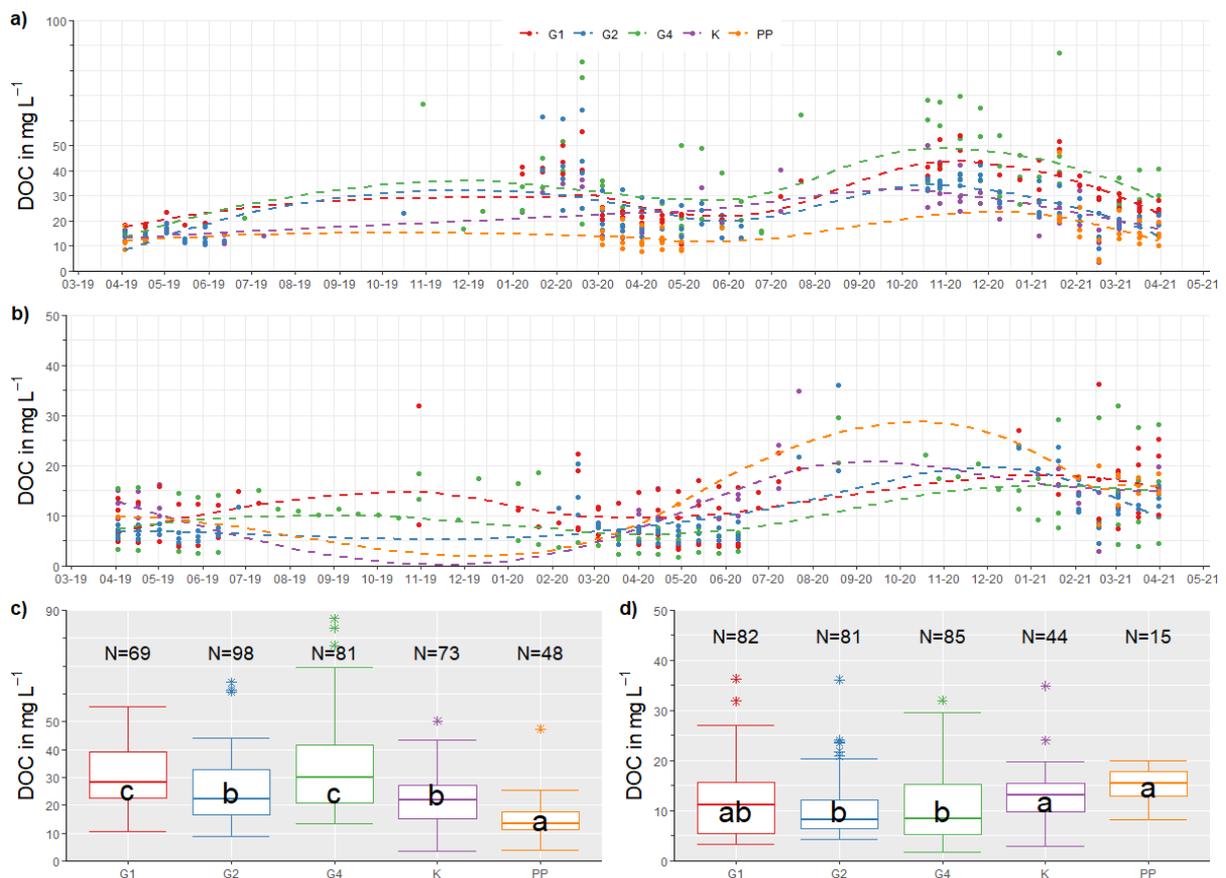


**Abbildung 61:** Gemessene  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im Sickerwasser; dargestellt sind alle Messwerte inkl. LOESS-Glättung in a) 50 cm und b) 100 cm Bodentiefe der Versuchsvarianten im Untersuchungszeitraum März 2019 bis März 2021 auf der Versuchsfläche „Neu Sacro“; die Boxplotgrafiken c) und d) spiegeln die statistische Verteilung der Messwerte je Versuchsvariante im gesamten Untersuchungszeitraum in 50 und 100 cm Bodentiefe wider. Unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , Wilcoxon-Rangsummentest mit Bonferroni-Korrektur) Abweichungen zwischen den Versuchsvarianten (K = Kontrolle, konventionelle Düngung PP = Pappelstreifen; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13)

Ebenfalls analog zur vorherigen Untersuchungsperiode lagen die gemessenen Nitratstickstoffkonzentrationen im in 50 cm Bodentiefe aufgefangenen Sickerwasser ausschließlich bei der Pappel mit durchschnittlich etwa 4,7  $\text{mg l}^{-1}$  permanent unterhalb dem zulässigen Trinkwassergrenzwert (Abbildung 61a). Alle übrigen Versuchsglieder, aber insbesondere die Kontrollvariante, die mit Höchstwerten von bis zu 194  $\text{mg l}^{-1}$  aufwartete, überschritten diesen Grenzwert während der sickerwasserführenden Monate um ein Vielfaches. In 100 cm Bodentiefe wurde eine extrem hohe Nitratstickstoffkonzentration von

über 100 mg l<sup>-1</sup> nur sehr selten und primär in der Kontrollvariante sowie der G1-Variante erreicht (Abbildung 61b). Die N-Zusätze der Kompostvarianten G2 und G4 schienen hier keinen wesentlichen Einfluss auf den N-Austrag zu nehmen. Zwar konnte der zulässige Grenzwert bei keiner Düngungsvariante dauerhaft eingehalten werden, doch lagen die Werte insbesondere bei der G4- und der G1-Variante während des Untersuchungszeitraumes größtenteils deutlich unterhalb von 50 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N l<sup>-1</sup>. Mit einem Medianwert von 2,8 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N l<sup>-1</sup> im Sickerwasser 50 cm unter dem Pappelstreifen fiel die Konzentration im betrachteten Untersuchungszeitraum signifikant ( $p < 0,0001$ ) geringer aus als bei den übrigen Versuchsgliedern (Abbildung 61c). Unter Letzteren lag wiederum die Nitratstickstoffkonzentration der G1-Variante mit einem Median von etwa 32,7 mg l<sup>-1</sup> signifikant niedriger als bei den übrigen Düngungsvarianten. Diese bewegten sich zwischen Medianwerten von 51,4 (G2) und 53,0 (G4) mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N l<sup>-1</sup>. Im Sickerwasser bei 100 cm Bodentiefe lag die Nitratstickstoffkonzentration bei der G2-Variante und der Kontrolle im Median bei 56,4 und 61,4 mg l<sup>-1</sup> und somit sogar geringfügig höher als in 50 cm Bodentiefe (Abbildung 61d). Signifikant niedriger ( $p < 0,0001$ ) fiel hingegen die Nitratstickstoffkonzentration der beiden Kompostvarianten G1 und G4 aus, wo der Median 26,9 bzw. 29,5 mg l<sup>-1</sup> betrug.

### 5.5.3.3 Gelöster organischer Kohlenstoff



**Abbildung 62:** Gemessene DOC-Konzentration im Sickerwasser; dargestellt sind alle Messwerte inkl. LOESS-Glättung in a) 50 cm und b) 100 cm Bodentiefe der Versuchsvarianten im Untersuchungszeitraum März 2019 bis März 2021 auf der Versuchsfläche „Neu Sacro“; die Boxplotgrafiken c) und d) spiegeln die statistische Verteilung der Messwerte je Versuchsvariante im gesamten Untersuchungszeitraum in 50 und 100 cm Bodentiefe wider. Unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , Wilcoxon-Rangsummentest mit Bonferroni-Korrektur) Abweichungen zwischen den Versuchsvarianten (K = Kontrolle, konventionelle Düngung; PP = Pappelstreifen; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13)

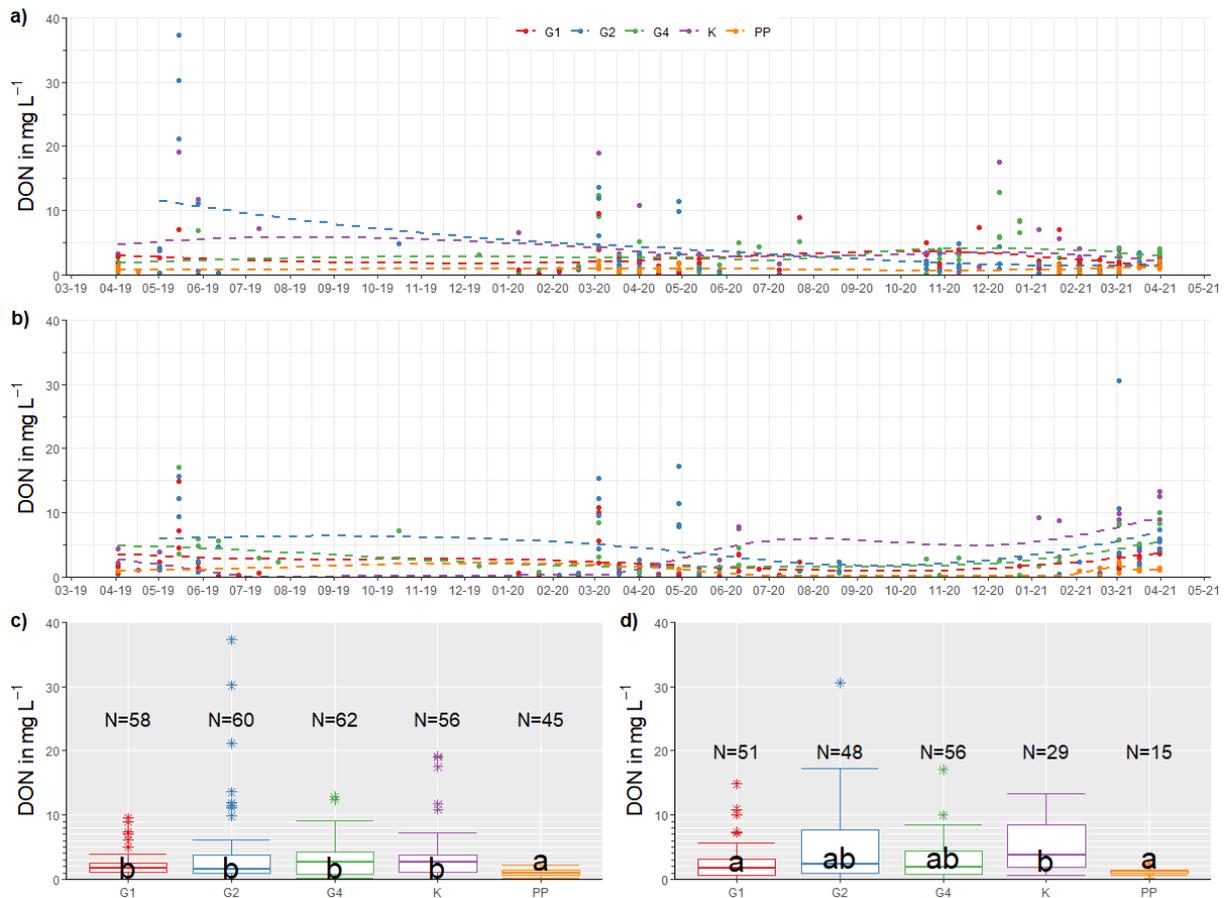
Der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) im Sickerwasser der Versuchsglieder bewegte sich in 50 cm Bodentiefe im Wertebereich zwischen 3,4 und 87,0 mg l<sup>-1</sup> (Abbildung 62a). Sehr hohe Messwerte von über 50 mg l<sup>-1</sup> wurden dabei primär im Bereich der G4-Kompostvariante während der Winter- und Herbstmonate 2020 registriert. In der Bodentiefe 100 cm lag die DOC-Konzentration der Düngungsvarianten mit Werten zwischen 1,7 und 36,4 mg l<sup>-1</sup> insgesamt deutlich niedriger als in 50 cm Bodentiefe (Abbildung 62b). In den ersten Monaten (Mai bis Juni) nach der Kompostdüngung im Frühjahr 2019 und 2020 wurde eine DOC-Konzentration von 15 mg DOC l<sup>-1</sup> variantenübergreifend nur äußerst selten und wenn, dann nur marginal überschritten. Zusammenfassend wurden in 50 cm Bodentiefe mit einem Medianwert von 13,3 mg l<sup>-1</sup> unter dem Pappelstreifen über den betrachteten Untersuchungszeitraum signifikant geringere ( $p < 0,0001$ ) Messwerte an DOC im Vergleich zu den Düngungsvarianten nachgewiesen (Abbildung 62c). Die DOC-Konzentrationen im Bereich der G2-Variante und der Kontrolle lagen mit einem Median von 22,1 bzw. 21,7 mg l<sup>-1</sup> etwa gleich auf und waren insgesamt signifikant niedriger als bei den Kompostvarianten G4 (30,0 mg l<sup>-1</sup>) und G1 (28,3 mg l<sup>-1</sup>).

In 100 cm Bodentiefe lag der Median der DOC-Konzentration im gesamten Untersuchungszeitraum bei der G2-Variante mit 8,2 mg l<sup>-1</sup> signifikant ( $p < 0,01$ ) unter jenem der Kontrolle (13,1 mg l<sup>-1</sup>) und der Pappel (15,5 mg l<sup>-1</sup>). Konträr zu den Ergebnissen der Tiefenstufe 50 cm betrug der Medianwert der DOC-Konzentration bei der G4-Variante etwa 8,5 mg l<sup>-1</sup> und war damit ebenfalls signifikant ( $p < 0,05$ ) niedriger als bei der Kontrolle und der Pappel (Abbildung 62d). Die G1-Variante lag mit einem Median von 11,2 mg DOC l<sup>-1</sup> im Mittelfeld der genannten Versuchsglieder. Die DOC-Konzentration im Pappelstreifen fiel im Untersuchungszeitraum zwar tendenziell höher als bei den übrigen Versuchsvarianten aus, darf jedoch aufgrund eines vergleichsweise geringen Stichprobenumfangs ( $n = 15$ ) nicht überbewertet werden.

#### 5.5.3.4 Gelöster organischer Stickstoff

Der gelöste organische Stickstoff (DON) lag im Untersuchungszeitraum bei 50 cm Bodentiefe innerhalb einer Wertespanne von 0,01 bis 37,2 mg l<sup>-1</sup>. Messwerte über 15 mg l<sup>-1</sup> wurden lediglich vereinzelt bzw. nur im Bereich der Kontrolle und der G2-Variante überschritten (Abbildung 63a). Diese stark erhöhten Konzentrationen beschränkten sich auf die weitestgehend sickerwasserfreien Frühjahrsmonate der Jahre 2019 und 2020.

Ebenfalls beobachtet werden konnte dieser Trend in der Tiefenstufe 100 cm. Allerdings wurde hier lediglich ein einzelner Messwert (G2) jenseits von 30 mg DON l<sup>-1</sup> erfasst (Abbildung 63b). Zusammenfassend lässt sich für die Tiefenstufe 50 cm im betrachteten Untersuchungszeitraum festhalten, dass im Sickerwasser unter der Pappel mit einem Medianwert von 1,0 mg l<sup>-1</sup> eine signifikant geringere ( $p < 0,0001$ ) DON-Konzentration als in den gedüngten Versuchsvarianten vorlag (Abbildung 63c). Letztere bewegten sich bei Medianwerten zwischen 1,8 (G1) und 2,7 mg l<sup>-1</sup> (Kontrolle), unterschieden sich aufgrund der teils hohen Varianz in den Datensätzen jedoch nicht statistisch belegbar voneinander. In 100 cm Bodentiefe lag die DON-Konzentration im Sickerwasser unter der Pappel und bei der G1-Variante mit einem Medianwert von 1,2 bzw. 1,7 mg l<sup>-1</sup> statistisch signifikant ( $p < 0,0001$  bzw.  $p < 0,001$ ) unter jener der Kontrollvariante (3,8 mg l<sup>-1</sup>). Letztere wies tendenziell höhere Werte als die Kompostvarianten G2 und G4 auf, deren DON-Konzentrationen sich mit Medianwerten von 2,4 und 2,0 mg l<sup>-1</sup> jedoch nicht signifikant von der Kontrolle unterschieden (Abbildung 63d).



**Abbildung 63:** Gemessene DON-Konzentration im Sickerwasser; dargestellt sind alle Messwerte inkl. LOESS-Glättung in a) 50 cm und b) 100 cm Bodentiefe der Versuchsvarianten im Untersuchungszeitraum März 2019 bis März 2021 auf der Versuchsfläche „Neu Sacro“; die Boxplotgrafiken c) und d) spiegeln die statistische Verteilung der Messwerte je Versuchsvariante im gesamten Untersuchungszeitraum in 50 und 100 cm Bodentiefe wider. Unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , Wilcoxon-Rangsummentest mit Bonferroni-Korrektur) Abweichungen zwischen den Versuchsvarianten (K = Kontrolle, konventionelle Düngung; PP = Pappelstreifen; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13)

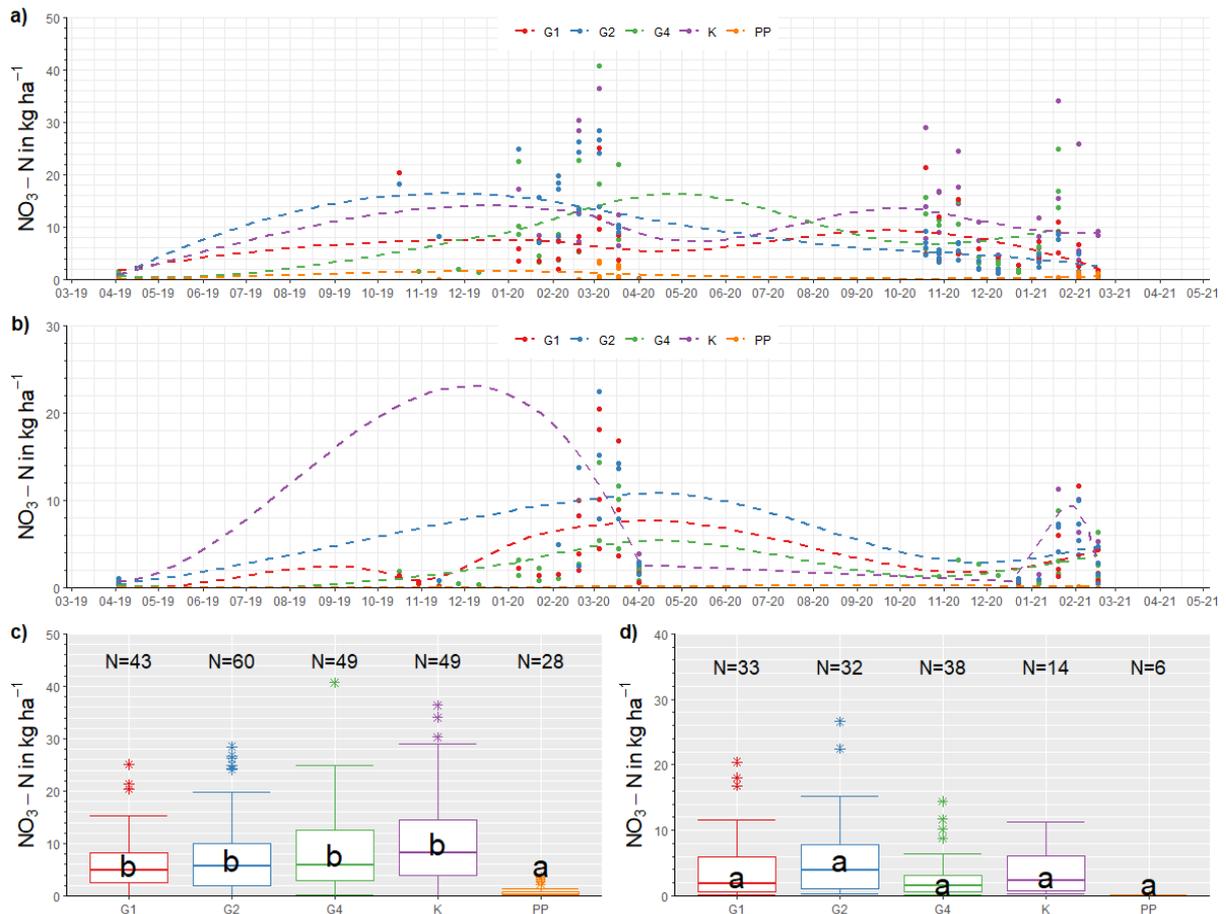
### 5.5.3.5 Potentieller $\text{NO}_3^-$ -N-Austrag mit dem Sickerwasser

Der potentielle Austrag an Nitratstickstoff mit dem Sickerwasser in 50 cm Bodentiefe bewegte sich im Untersuchungszeitraum März 2019 bis März 2021 in einer Wertespanne von 0,1 (Pappel) bis 40,7 kg ha<sup>-1</sup> (G4). Die aus den Sickerwassermodellierungen (vgl. Kap. 6.3) errechneten Frachten von über 25 kg  $\text{NO}_3^-$ -N ha<sup>-1</sup> blieben dabei hauptsächlich auf die Kompostvarianten G2 und G4 und die Kontrolle sowie auf die Zeitscheiben Januar bis März 2020, November 2020 und Januar 2021 begrenzt (Abbildung 64a).

Deutlich geringere Nitratstickstofffrachten mit Maximalwerten von ca. 27 kg ha<sup>-1</sup> (G2) wurden hingegen für die Tiefenstufe 100 cm berechnet. Während der überwiegende Anteil dieser Frachten sich hier deutlich unterhalb von 12 kg  $\text{NO}_3^-$ -N ha<sup>-1</sup> bewegte, handelte es sich bei den Höchstwerten von über 20 kg  $\text{NO}_3^-$ -N ha<sup>-1</sup> jeweils nur um ein Einzelereignis für die G1- bzw. G2-Variante (Abbildung 64b).

Über den gesamten Untersuchungszeitraum gesehen fielen die berechneten Nitratstickstofffrachten im Sickerwasser unter dem Pappelstreifen in 50 cm Bodentiefe mit einem Medianwert von 0,2 kg ha<sup>-1</sup> signifikant ( $p < 0,0001$ ) niedriger als bei den übrigen Versuchsgliedern aus (Abbildung 64c). Letztere bewegten sich in einem Medianbereich von

4,8 (G1) bis 8,2 (Kontrolle) kg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N ha<sup>-1</sup>, jedoch mit ganz erheblichen Abweichungen vom Medianwert. In 100 cm Bodentiefe lagen die Medianwerte der gedüngten Versuchsvarianten zwischen 1,9 (G1) und 4,0 (Kontrolle) und somit bei knapp 50 % jener Medianwerte, die in der Bodentiefe von 50 cm gemessen wurden. Die Pappel lag mit einem Medianwert von etwa 0,02 kg ha<sup>-1</sup> zwar deutlich unterhalb der für die Kompostvarianten berechneten Nitratstickstofffrachten, unterschied sich aber vermutlich aufgrund des sehr geringen Stichprobenumfangs nicht statistisch signifikant von ebendiesen (Abbildung 64d).

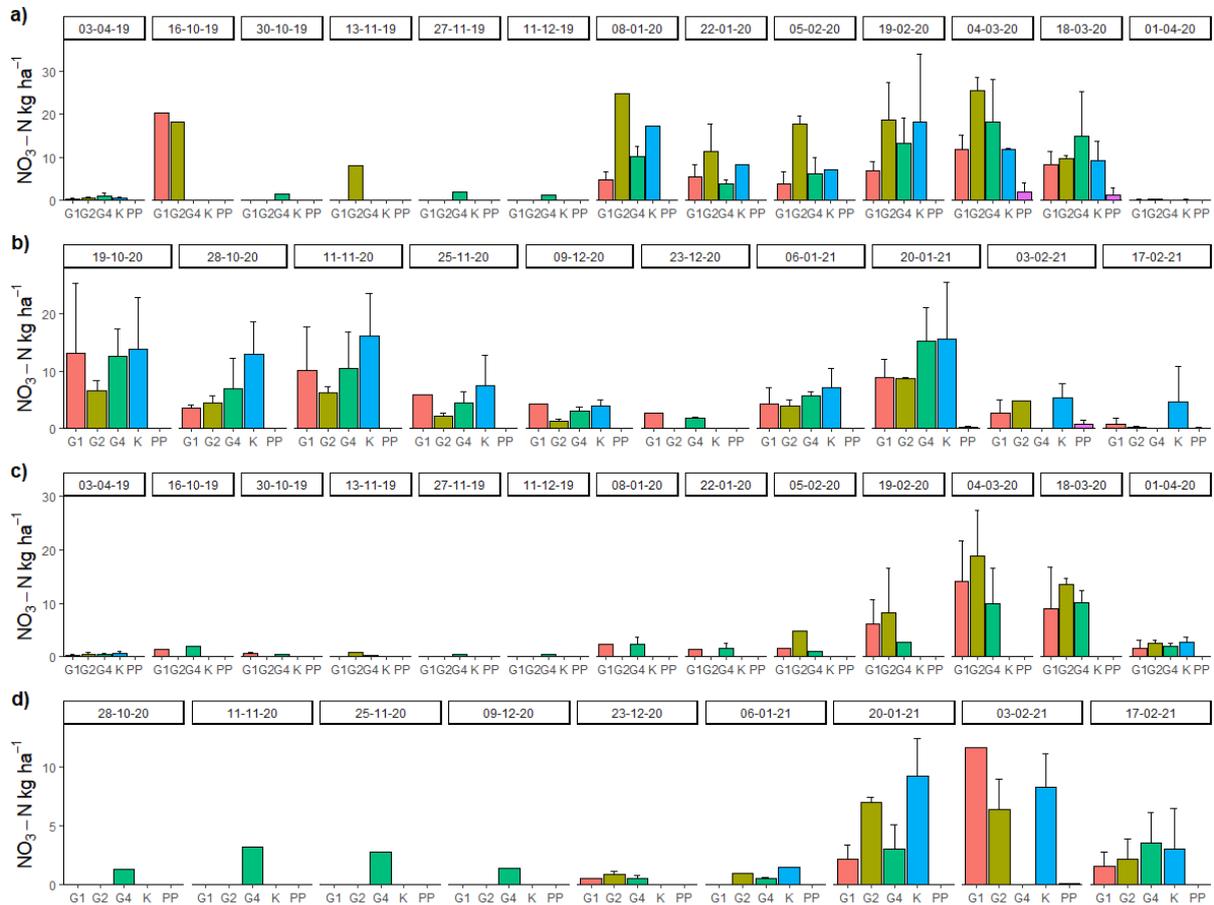


**Abbildung 64:** Berechneter flächenbezogener NO<sub>3</sub>-N Austrag; dargestellt sind alle Messwerte inkl. LOESS-Glättung in a) 50 cm und b) 100 cm Bodentiefe der Versuchsvarianten im Untersuchungszeitraum März 2019 bis März 2021 am Versuchsstandort „Neu Sacro“; die Boxplotgrafiken c) und d) spiegeln die statistische Verteilung der Messwerte je Versuchsvariante im gesamten Untersuchungszeitraum in 50 und 100 cm Bodentiefe wider; unterschiedliche Buchstaben stehen hierbei für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , Wilcoxon-Rangsummentest mit Bonferroni-Korrektur) Abweichungen zwischen den Versuchsvarianten (K = Kontrolle, konventionelle Düngung PP = Pappelstreifen; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13)

In Abbildung 65 sind die berechneten Nitratstickstofffrachten im Sickerwasser getrennt nach Tiefenstufen und den beiden Untersuchungsabschnitten April 2019 bis April 2020 und Oktober 2020 bis März 2021 dargestellt. Während der Monate Mai 2020 bis September 2020 fiel aufgrund der Trockenheit kein Sickerwasser an, weshalb diese Periode in Abbildung 65 nicht dargestellt wurde.

Wie aus Abbildung 65a hervorgeht, wurden erhebliche Mengen an NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N bei den gedüngten Varianten in der Tiefenstufe 50 cm im Herbst 2019 bzw. Winter 2020/21 mobilisiert. Summiert man die Medianwerte der einzelnen Messtermine im betrachteten Untersuchungszeitraum auf, so wurde im Zeitraum April 2019 bis April 2020 bei der G2-Variante mit ca. 135,5 kg ha<sup>-1</sup> die

höchste Nitratstickstoffmenge im Sickerwasser in 50 cm Bodentiefe mobilisiert. Bei den übrigen Düngungsvarianten wurden in dieser Tiefenstufe nur Summen zwischen 62,0 (G1) und 73,1 kg NO<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> (Kontrolle) berechnet. Die mit Abstand geringste Fracht im betrachteten Untersuchungszeitraum mit knapp 3,5 kg NO<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> wurde für den Pappelstreifen kalkuliert.



**Abbildung 65:** Berechneter flächenbezogener NO<sub>3</sub>-N-Austrag; dargestellt als Medianwerte (inkl. der mittleren absoluten Abweichung vom Median) im Sickerwasser der Versuchsvarianten in 50 cm (a und b) sowie in 100 cm Bodentiefe (c und d); auf eine statistische Auswertung wurde aufgrund der unterschiedlichen Anzahl an Stichproben (bedingt durch texturbedingter Unterschiede bei der Sickerwassergewinnung in den einzelnen Versuchsplots) verzichtet (K = Kontrolle, konventionelle Düngung; PP = Pappelstreifen; Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13)

Laut den Sickerwasserdaten der Hydrusmodellierung (vgl. Kapitel 6.3, S. 157ff) wurden bei der G2-Variante mit etwa 49,2 kg ha<sup>-1</sup> in 100 cm Bodentiefe (Abbildung 65c) noch etwa 36 % der für die 50 cm Bodentiefe berechneten Nitratstickstofffracht nachgewiesen. Mit 38,4 und 33,4 kg ha<sup>-1</sup> bzw. 63 und 46 % der Ursprungsfracht wiesen die G1- und G4-Variante geringfügig niedrigere Nitratstickstofffrachten, aber höhere Anteile der in 50 cm festgestellten Frachten auf. Bei der Kontrollvariante waren es mit etwa 3,3 kg ha<sup>-1</sup> hingegen weniger als 5 % der Ursprungsfracht und somit – bezogen auf den Zeitabschnitt April 2019 bis April 2020 – die potentiell geringsten Austräge unter den gedüngten Varianten. Der Austrag unter dem Pappelstreifen lag in 100 cm Bodentiefe deutlich unterhalb von 0,1 kg NO<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup>.

Ausschlaggebend für die hohen Winterfrachten bei den Kompostvarianten war sicherlich auch die intensive Kompostgabe im November 2019 (Tabelle 4). Dies zeigt, dass auch Komposte mit geringen Gehalten an mineralischem Stickstoff, wie dem Standardkompost G1, bei hohen

Ausbringungsmengen und geringen N-Entzug durch die Pflanzen zu hohen N-Frachten führen können.

Im zweiten Untersuchungsabschnitt (Oktober 2020 bis März 2021) lag der aufsummierte Nitratstickstoffaustrag bei der Kontrolle in 50 cm Bodentiefe mit ca. 86,9 kg ha<sup>-1</sup> erheblich über den Kompostvarianten, deren Summen zwischen 38,6 (G2) und 60,4 (G4) kg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N ha<sup>-1</sup> schwankten (Abbildung 65b). Hohe Austräge von über 10 kg ha<sup>-1</sup> konnten primär für die Monate Oktober und November 2020 sowie für Januar 2021 errechnet werden. Diese Monate waren durch vergleichsweise hohe Niederschlagssummen bzw. Sickerwassermengen charakterisiert.

In 100 cm Bodentiefe war die Nitratstickstofffracht während des Untersuchungsabschnittes Oktober 2020 bis März 2021 unter der Kontrolle mit 22,0 kg ha<sup>-1</sup> bzw. etwa 25 % der Ursprungsfracht höher als bei den Kompostvarianten, für welche eine Fracht zwischen 15,9 (G1) und 17,37 (G2) kg ha<sup>-1</sup> errechnet wurde (Abbildung 65d). Der Austrag unter dem Pappelstreifen lag mit etwa 0,1 kg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N ha<sup>-1</sup> hingegen deutlich unterhalb der gedüngten Versuchsvarianten.

Ausgehend von den vorliegenden Ergebnissen wurde während der gesamten Versuchslaufzeit (April 2018 bis März 2021) in 100 cm Bodentiefe mit knapp **75,5 kg unter der G2-Variante** die höchste Nitratstickstoffmenge mobilisiert. Allerdings wurde für die **Kontrolle mit etwa 71,7 kg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N ha<sup>-1</sup>** eine nur unwesentlich geringere Fracht kalkuliert. Während die **G1 Variante mit 69,3 kg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N ha<sup>-1</sup>** ebenfalls nur knapp unter den beiden erstgenannten Varianten lag, wurde mit etwa **53,2 kg ha<sup>-1</sup> unter der G4-Variante** die geringste Nitratstickstoffmenge unter den gedüngten Versuchsgliedern mobilisiert. Die Nitratstickstoffmenge unter dem **Pappelstreifen lag bei etwa 4,6 kg ha<sup>-1</sup>**.

Die Ergebnisse sind vor dem Hintergrund der vergleichsweise sehr hohen Kompostgaben während dieses Versuches zu werten. Bei geringeren Gaben von beispielsweise 10 t Trockenmassekompost ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> ist durchaus davon auszugehen, dass die Frachten der Kontrollvariante insgesamt höher als jene unter Kompostdüngung ausfallen.

## 5.6 Zusammenfassende Diskussion

Im Folgenden werden die vorgestellten Ergebnisse anhand der in Kapitel 3.2 aufgestellten Hypothesen zu Düngungsmanagement und Stoffaustrag in der ungesättigten Zone zusammenfassend diskutiert.

### 5.6.1 Humusanreicherung

**Hypothese 1-1:** Die Anwendung von innovativen Komposten als Alternative zum herkömmlichen Düngemanagement führt bereits kurzfristig zu einer Erhöhung des Humusgehaltes in den oberen 10 cm des Bodens

Die Veränderung des Humusgehaltes im Boden ist generell ein langfristig ablaufender Prozess, der im Rahmen eines nur dreijährigen Projektzeitraumes nicht vollständig abbildbar sein kann. Als zusätzlich ungünstig ist in diesem Zusammenhang die Umstellung des Versuchsdesigns am Standort „Neu Sacro“ zu werten, die für einzelne Teilplots faktisch nach einem Jahr eine Unterbrechung der kompostbezogenen Humusbildung bewirkte. Dennoch weisen die in Kapitel 5.4 dargestellten Ergebnisse zum Glühverlust sowie zum organischen

Bodenkohlenstoff, welche als Hauptindikatoren für die standörtliche Humusquantität gelten (Blume et al. 2016), darauf hin, dass die Anwendung von Komposten tendenziell einen humusanreichernden Effekt hat. Insbesondere ab dem dritten Versuchsjahr konnten in den Böden der Kompostvarianten am Standort „Neu Sacro“ höhere Glühverluste und  $C_{org}$ -Gehalte als bei herkömmlichem Düngungsmanagement ermittelt werden. Allerdings war dieser Anstieg nur zum Teil statistisch abzusichern. Keinen eindeutig gerichteten Einfluss hatten die Art des ausgebrachten Komposts und damit die N-Zusätze. Tendenzuell scheint die Variante G4 jedoch eher zur Humusanreicherung als die Variante G2\* beizutragen.

Am Versuchsstandort „Peickwitz“ war der humussteigernde Effekt noch deutlicher erkennbar. Statistisch belegbar war hier die Humusakkumulation vornehmlich bei den G1-Varianten mit 10 bzw. 30 t Trockenmassekompost  $ha^{-1}$ . Interessanterweise schien die jährliche Ausbringungsmenge (10 oder 30 t) keinen wesentlichen Einfluss auf die Humusanreicherung zu haben. Vielmehr waren die Akkumulationsraten bei 10 t häufig höher. Insgesamt liefern die Ergebnisse ein hypothesenbestätigendes Bild, was die regelmäßige Kompostanwendung zum Zwecke der Humusanreicherung im Boden als eine geeignete und gegenüber der Kontrolle überlegene Düngungsalternative erscheinen lässt. Einschränkend ist jedoch zu bedenken, dass im Zuge dieses Projektvorhabens sehr große Mengen an Kompost ausgebracht wurden. In der Praxis dürfte die Humusakkumulation in einem geringeren Tempo verlaufen. Anzunehmen ist ferner, dass für die Stabilisierung eines hohen Humusgehaltes eine regelmäßige Kompostzufuhr erforderlich ist.

## 5.6.2 Nährstoffversorgung der Ackerkulturen

**Hypothese 1-2:** Durch die den Komposten beigemischten Stickstoff-Zusätze konnte der Pflanzenbedarf an Stickstoff gedeckt werden.

Im Vorfeld des Projektes wurde angenommen, dass die N-Versorgung der Ackerkulturen bei reiner Kompostdüngung durch entsprechende N-Zusätze verbessert werden kann. Diese Annahme konnte weder eindeutig verifiziert noch falsifiziert werden, auch, da die Nährstoffversorgung aufgrund der in allen drei Untersuchungsjahren sehr stark ausgeprägten Trockenheit für das Pflanzenwachstum eine nur untergeordnete Rolle spielte. Für die Ertragsdifferenzen viel entscheidender waren vermutlich die Wasserverfügbarkeit bzw. die Wasserspeicherefähigkeit des Bodens.

Die Stickstoffgehalte des untersuchten Korns bzw. der untersuchten Biomasse waren am Versuchsstandort „Neu Sacro“ aus pflanzenbaulicher Sicht variantenübergreifend als durchschnittlich bis leicht unterdurchschnittlich zu bewerten, während am Versuchsstandort „Peickwitz“ bei allen Varianten sogar eine etwas überdurchschnittliche N-Versorgung festgestellt wurde. Auch bezüglich der anderen untersuchten Nährelemente kann die Kompostdüngung anhand der vorliegenden Ergebnisse als ausreichend bzw. zum Teil (vor allem bezüglich Kalium) sogar als vorteilhafter gegenüber dem herkömmlichen Düngungsmanagement gewertet werden.

Anhand der vorliegenden Daten (Kapitel 5.3.3 und Kapitel 5.3.4) ließen sich folglich keine Nährstoffdefizite bei dreijähriger, reiner Kompostdüngung ableiten, auch wenn die N-Gehalte bei der Kontrollvariante häufig tendenziell etwas höher ausfielen. Allgemein lagen die N-Werte aber sowohl zwischen den Kompostvarianten und der Kontrollvariante als auch zwischen den Kompostvarianten untereinander größtenteils auf einem vergleichbaren Niveau. Dies heißt,

dass die vergleichsweise geringen N-Mengen, die mit den Komposten ausgebracht wurden, durchaus eine standortskonforme bzw. der konventionellen Düngungsvariante entsprechende Stickstoffversorgung der Pflanzen gewährleisten konnten. Ferner bedeutet dies jedoch auch, dass die innovativen Komposte mit N-Zusätzen (G2\* und G4) in Bezug zur N-Versorgung der Pflanzen keinen Vorteil gegenüber der Standardkompostvariante (G1) hatten, was deren Anwendung vor diesem Hintergrund in Frage stellt.

### 5.6.3 Ackerfruchterträge

**Hypothese 1-3:** Die Ackerfruchterträge nehmen bei Kompostanwendung im Vergleich zum herkömmlichen Düngungsmanagement nicht wesentlich ab.

Für die landwirtschaftliche Praxis dürfte die Frage des Ertragseinflusses eine der wesentlichsten Kriterien zur Beurteilung des Düngungsmanagements mit innovativen Komposten sein. Dementsprechend aussichtsvoll ist es, dass die Hypothese 1-3 –basierend auf den in den Kapiteln 5.3.1 bzw. 5.3.2 dargestellten Ergebnissen – für beide Versuchsstandorte bestätigt werden kann. So wirkte sich die Kompostanwendung während des Untersuchungszeitraums insgesamt sogar positiv auf die Erträge aller untersuchten Ackerfrüchte aus, was vor allem auf der Versuchsfläche „Neu Sacro“ sichtbar wurde. Hier konnte beispielsweise bei Silomais der Ertrag gegenüber der konventionellen Düngung statistisch signifikant um bis zu 55 % gesteigert werden. Die ertragsfördernde Wirkung der verwendeten Komposte ist dabei vermutlich weniger auf eine verbesserte Pflanzenverfügbarkeit der Nährstoffe als vielmehr auf eine gesteigerte Bodenwasserverfügbarkeit in einem insgesamt sehr trockenen Untersuchungszeitraum zurückzuführen. Es wird daher empfohlen, damit verbundene Überlagerungseffekte bei der Ertragsentwicklung zum Schwerpunkt von Folgeuntersuchungen zu machen.

### 5.6.4 Stickstofffreisetzung

**Hypothese 1-4:** Durch die Anwendung der innovativen Komposte kann die Freisetzung von mineralischem Stickstoff verlangsamt werden, was zu einer Reduzierung düngungsbedingter N-Überschüsse führt.

Der mineralische Stickstoff variiert allgemein sehr stark in Abhängigkeit von Bewirtschaftung und Jahreszeit. So war auch der Oberboden (0-30 cm) der in diesem Projekt untersuchten Versuchsstandorte durch einen stark schwankenden Nitratstickstoffgehalt gekennzeichnet, und zwar variantenunabhängig. Am Standort „Neu Sacro“ wurden 2019 und 2020 besonders hohe Werte in den Frühjahrsbeprobungen festgestellt. Grund hierfür ist sicher eine saisonal bedingte Stimulation des Bodenlebens bzw. Begünstigung der Stickstoffmineralisation. Da die Düngung der Kontrollvariante in diesen Jahren bewirtschaftungsbedingt allerdings vor der Bodenprobenahme erfolgte (vgl. Kapitel 4.4.3.1), war ein Vergleich zwischen Kompostvarianten und Kontrolle für diesen Zeitpunkt nicht zielführend. Allgemein waren die Differenzen der Nitrat-Gehalte zwischen der Kontrolle und den Kompostvarianten jedoch nicht erheblich bzw. ließen sie keinen düngungsspezifischen Trend erkennen. Während am Standort „Neu Sacro“ der Boden der Kontrollvariante im Jahr 2018 zum Teil etwas niedrigere Nitrat-Gehalte als bei Kompostdüngung (insbesondere G4) und ab 2019 tendenziell etwas höhere Werte aufwies, waren am Standort „Peickwitz“ die Böden der Kompostvarianten (insbesondere G2\* 10 t) teilweise durch deutlich höhere Nitrat-Gehalte als jene der Kontrolle gekennzeichnet.

Ein etwas klareres Bild in Hinblick auf die Hypothese 1-4 entsteht, wenn die Nitratstickstofffrachten, die am Standort „Neu Sacro“ unter Einbeziehung der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser ermittelt wurden, betrachtet werden. So wurden in sickerwasserführenden Phasen variantenübergreifend mehrere 100 kg Nitratstickstoff ha<sup>-1</sup> vom Oberboden in den Unterboden verlagert. Über den gesamten Untersuchungszeitraum gesehen fielen diese Nitratstickstofffrachten in einer Bodentiefe von 50 cm bei den Kompostvarianten G1 und G4 etwa 11 bzw. 13 % geringer als bei der Kontrollvariante aus. Ein um ca. 35 % höherer Austrag im Vergleich zur Kontrolle wurde hingegen für die Kompostvariante G2\* errechnet. Auf der Basis dieser Daten kann dementsprechend zumindest für die Kompostvarianten G1 und G4 eine insgesamt geringere Nitratfreisetzung unterstellt werden. Jedoch sind die Differenzen zur konventionellen Düngung (Kontrolle) nur mäßig ausgeprägt, was sicher auch an der vergleichsweise geringen Düngungsintensität liegt, die durch die Novellierung der Düngeverordnung, aber auch durch den Anstieg der Mineraldüngerpreise begünstigt wurde.

### 5.6.5 NitratAuswaschung aus dem Oberboden

**Hypothese 1-5:** Die Auswaschung von Nitrat in Bereiche des ungesättigten Unterbodens wird durch die Verwendung von innovativen Komposten als Dünger verringert.

Die mobilisierte und mit dem Sickerwasser in den Unterboden gelangende Nitratstickstoffmenge nahm am Standort „Neu Sacro“ bei allen Versuchsvarianten mit zunehmender Bodentiefe ab. Am stärksten wurde dies bei der Kompostvariante G2 beobachtet, wo in 100 cm Tiefe noch etwa 21 % der Fracht aus 50 cm Bodentiefe auftraten. Bei den anderen Bewirtschaftungsvarianten variierte dieser Wert zwischen 26 (Kontrolle) und 30 % (G4). Die Unterschiede zwischen der Kontrolle und den Kompostvarianten, aber auch zwischen den jeweiligen Kompostanwendungen variierten somit lediglich geringfügig, weshalb in Bezug auf die Verringerung der Nitratkonzentration mit zunehmender Bodentiefe kein klarer bewirtschaftungsbedingter Trend abgeleitet werden kann.

Differenzierter waren die Ergebnisse jedoch mit Blick auf die absoluten Werte des im Sickerwasser in 100 cm Bodentiefe bestimmten Nitratstickstoffs. Diese waren im Mittel sowohl bei der Anwendung des Standardkomposts G1 als auch bei der Kompostvariante G4 um etwa 3 bzw. 26 % niedriger als bei der konventionellen Düngung, während die G2-Variante trotz der erheblichen Reduktion der Ursprungsfracht noch einen 5 % höheren Austrag aufwies. Diese Ergebnisse deuten zwar darauf hin, dass die Auswaschung von Nitratstickstoff durch die Kompostdüngung reduziert werden kann, zeigen jedoch auch, dass die Zusammensetzung des Komposts bzw. die Art des N-Zusatzes hierauf einen Einfluss zu haben scheint.

Bezüglich der Interpretation der Ergebnisse ist jedoch zu erwähnen, dass für die Untersuchungen sehr hohe Ausbringungsmengen der Komposte gewählt wurden, um innerhalb des kurzen Projektzeitraumes mögliche Verlagerungseffekte sichtbar zu machen. Andererseits war die Düngungsintensität bei der Kontrollvariante mit Bezug auf die vergangenen Jahre als niedrig einzuschätzen. Dies ist aber durchaus praxisnah und spiegelt die aktuelle Entwicklung des durch rechtliche Vorgaben (Düngeverordnung) und steigende Mineraldüngerpreise abnehmenden Düngemittleinsatzes wider. Ferner spielte sicherlich die ausgeprägte Trockenheit des Untersuchungszeitraumes eine Rolle, in deren Folge nur geringe Sickerwassermengen auftraten, durch die das im Boden mobilisierte Nitrat verlagert werden

konnte. Bei niederschlagsreicheren Bedingungen und geringerer Kompostanwendung ist eine stärkere Ausdifferenzierung zwischen konventionellem Düngeregime und Kompostdüngung wahrscheinlich. In Folgeuntersuchungen sollte geklärt werden, inwieweit das sich in diesen Untersuchungen abzeichnende Auswaschungsminderungspotential der Komposte durch eine Optimierung der Kompost-Zusammensetzung und insbesondere der Ausbringungsmenge validiert werden kann.

### **5.6.6 Unterschiede der Nitratverlagerung in einem Agroforstsystem**

**Hypothese 1-6:** Unter den Gehölzstreifen des Agroforstsystems sind die Nitratverlagerungen mit dem Sickerwasser in den Unterboden generell deutlich geringer als im Bereich der Ackerfrüchte.

Durch den typischen Wechsel von konventionell bewirtschafteten Ackerkulturbereichen und Gehölzstrukturen, die in der Regel nicht gedüngt werden, sind auch bezüglich der Nitratverlagerung in das Grundwasser kleinräumige Differenzen zu erwarten. Erste Untersuchungen hierzu wurden u.a. von Kanzler und Böhm (2015) durchgeführt, die im Sicker- und Grundwasser unterhalb von Agroforstgehölzstreifen deutlich niedrigere Nitratkonzentrationen als unter den Ackerfrüchten feststellten. Dies – und damit die Hypothese 1-6 – konnte mit den Ergebnissen dieser Arbeit (vgl. Kapitel 5.5) bestätigt werden. So lag unter dem Gehölzstreifen die Nitratstickstoffkonzentration des Sickerwassers in 50 und 100 cm Bodentiefe während des gesamten Untersuchungszeitraumes deutlich unterhalb von  $10 \text{ mg l}^{-1}$ . Damit wird in diesen Bereichen der Agroforstfläche einerseits der in der Trinkwasserverordnung festgelegte Grenzwert für Nitratstickstoff permanent eingehalten, andererseits waren die Messwerte unter der Pappel somit fast ausnahmslos statistisch signifikant niedriger als bei den untersuchten Düngungsvarianten der Ackerfruchtbereiche. Auch unter Pappel nahm der potentielle Austrag an Nitratstickstoff mit dem Sickerwasser mit zunehmender Tiefe ab, wodurch der tatsächliche Eintrag in das oberflächennahe Grundwasser im Bereich der Gehölze als sehr gering einzuschätzen ist, zumal ein Teil des Nitrats durch die tief reichenden Wurzeln aufgenommen und so der gesättigten Bodenzone entzogen werden kann.

Für konventionell bewirtschaftete Agroforstflächen lässt sich schlussfolgern, dass die gesamtflächenbezogene Nitratauswaschung mit zunehmendem Gehölzflächenanteil abnimmt, kleinräumig aber bewirtschaftungsbedingt große Differenzen bezüglich des Nitrataustrages auftreten können.

## 6 Grundwasserbeschaffenheit und Stoffumsetzung in der gesättigten Zone

Im Rahmen dieses Kapitels werden die Mechanismen von Nitratverlagerungs- und Denitrifikationsprozessen hauptsächlich in der gesättigten Zone unter der landwirtschaftlich genutzten Versuchsfläche am Standort „Neu Sacro“ (vgl. Kapitel 4) durch a) Monitoring des Grundwassers in verschiedenen Tiefen (vgl. Kapitel 6.1), b) Laborversuchen zum Denitrifikationspotential (vgl. Kapitel 6.2), sowie c) Modellierung zur Berechnung der Nitratfrachten im Sickerwasser (vgl. Kapitel 6.3), erläutert.

### 6.1 Felduntersuchungen/Monitoring in der gesättigten Zone

#### 6.1.1 Untersuchungsansatz und -methodik

##### 6.1.1.1 Theoretische Grundlagen

Nitrat unterliegt während der Boden- und Grundwasserpassage vielfältigen biochemischen Umwandlungsprozessen. Rein chemische Reaktionen spielen dabei kaum eine Rolle (Rödelsperger & Rohmann 1992). Für die Nitratreduktion werden verschiedene Prozesse unterschieden (Rohman & Sontheimer, 1985). Diese werden im Folgenden kurz erläutert (zit. nach Sommer 2001).

##### a) **Denitrifikation**

Bei der Denitrifikation wird Nitrat oder Nitrit mit Hilfe von Bakterien (Denitrifikanten) zu gasförmigen Stickstoffverbindungen abgebaut ( $N_2O$  oder  $N_2$ ). Bei Mangel an freiem Sauerstoff verwenden diese Bakterien den im Nitrat gebundenen Sauerstoff als Elektronenakzeptoren. Organischer Kohlenstoff oder Pyrite wirken dabei als Elektronendonatoren. Bei der Denitrifikation werden entsprechend der beteiligten Elektronendonatoren zwei Reaktionstypen unterschieden.

- *heterotrophe Denitrifikation*

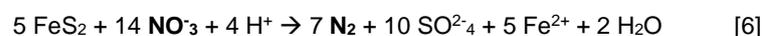
Hierbei handelt es sich um den wohl am häufigsten vorkommenden Prozess der Nitratreduktion. Als Kohlenstoff-, Wasserstoff- und Elektronenquelle dienen organische Substanzen, die in vielfältiger Weise in Sedimenten vorkommen. Die allgemeine Reaktionsgleichung des Abbauprozesses lautet:



Entsprechend der abgebauten Nitratmenge erhöht sich hierbei die Konzentration an Hydrogenkarbonat.

- *autotrophe Denitrifikation*

Als Kohlenstoffquelle dient Kohlendioxid ( $CO_2$ ); als Elektronendonator dienen reduzierte anorganische Stoffe (z. B.  $FeS_2$ ). Diese Form der Denitrifikation erfordert spezielle Mikroorganismen und das ausreichende Vorhandensein von verfügbaren Sulfiden. Für die autotrophe Denitrifikation kann folgende Reaktionsgleichung angegeben werden:



Bei diesem Reaktionstyp kommt es zu einer Zunahme an Sulfat und einer Erhöhung der Konzentration von  $\text{Fe}^{2+}$ .

Das Endprodukt der Denitrifikation ist gasförmiger Stickstoff ( $\text{N}_2$ ).

Voraussetzung für das Ablaufen einer Denitrifikation ist ein reduzierendes Milieu im Grundwasser mit einem Redoxpotential unter 200 mV und Sauerstoffgehalte  $< 2 \text{ mg l}^{-1}$ .

### **b) Nitrat-Ammonifizierung**

Unter streng anaeroben Bedingungen und unter Anwesenheit bestimmter Enzyme kann die Reduktion des Nitrats bis zur Stufe des Ammoniums führen. Die Reaktionsgleichung für die Nitratammonifizierung lautet:



Da für die Ammonifizierung eine strenge Anaerobie und ein sehr niedriges Redoxpotential Voraussetzung sind, wird davon ausgegangen, dass dieser Prozess erst einsetzt, wenn keine Denitrifikation mehr möglich ist.

### **c) Sulfatreduktion**

Auch die Sulfatreduktion ist ein biochemischer Prozess, bei dem Bakterien in der Lage sind, unter anaeroben Bedingungen das Sulfat als Oxidationsmittel (Elektronenakzeptor) zu nutzen. Dabei wird Sulfat zu Sulfid reduziert.

Die allgemeine Reaktionsgleichung lautet:



Die wichtigsten Milieubedingungen sind mittlere pH-Werte, niedriges Redoxpotential, Anwesenheit von organischen Stoffen.

### **d) Ammonifizierung**

Ein nicht zu vernachlässigender Prozess, der vor allem aus Niedermoorgebieten bekannt ist, ist die Ammonifizierung von organischer Substanz. Hierbei werden unter anaeroben Bedingungen die Proteine geogener Biomasse durch Mineralisierung in Ammonium umgesetzt. Dieses Phänomen muss vor allem in Gebieten mit einem hohen Anteil an Torfen und Mudden auch in Auensedimenten in Betracht gezogen werden. Die Ammonium-Lasten in Gewässern sind dann nicht primär auf anthropogene Einträge zurückzuführen.

Konzentrationsschwankungen der einzelnen analysierten Grundwasserinhaltsstoffe geben Auskunft über die ablaufenden Teilprozesse, welche aus den Reaktionsgleichungen abgeleitet werden können (Tabelle 18).

**Tabelle 18:** Parameter mit Nachweis über die einzelnen Teilprozesse

Parameter	Ablaufende Prozesse / Aussage über
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	Ausgangskonzentration für Denitrifikation, Oxidationsmittel, große Auswaschungsgefahr
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N	Zwischenprodukt bei Denitrifikation
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	Reduktionsmittel, Nitrifikation (Nitrat ↗), Säurebildner unter oxidierenden Bedingungen
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Freisetzung bei autotrophe Denitrifikation, Oxidationsmittel (bei Abbau von 1 mg l <sup>-1</sup> Nitrat entsteht ca. 1,1 mg l <sup>-1</sup> Sulfat), Anstieg gleichermaßen wie Cl auch bei Düngemittelauswaschungen, Verbrauch bei Sulfatreduktion
Fe <sup>2+</sup>	Freisetzung bei autotrophe Denitrifikation
Fe <sub>ges</sub>	Milieuwechsel, Bilanzierung
S <sup>2-</sup>	Freisetzung bei Sulfatreduktion
Mn <sup>2+</sup>	Manganoxidation
Cl <sup>-</sup>	Erhöhte Konz. Anzeichen auf anthropogen beeinflusstes Grundwasser
DOC	Begünstigt heterotrophe Denitrifikation
TIC	Freisetzung bei heterotrophe Denitrifikation
TOC	Begünstigt heterotrophe Denitrifikation, sofern reaktiv
TN	Kontrolle Stickstoffbilanz
O <sub>2</sub>	Aerobes oder anaerobes Milieu
pH-Wert	Milieu
Elektr. LF	Anthropogene Aufmineralisation des Bodens bei Werten > 620 μS cm <sup>-1</sup>
E <sub>H</sub> -Wert	Lage des Gleichgewichts und Speziesverteilung, Milieu

### Abbaukinetik

Die Abbaukinetik eines Stoffes kann in Abhängigkeit von der Verfügbarkeit mikrobiell aktiver Organismen nach mehreren Formen ablaufen. Nach Hamaker (1972, zit. in Rößner, 1996) gibt es einen generellen empirischen Modellansatz zur Beschreibung des mikrobiellen Stoffabbaus, der sich wie folgt beschreiben lässt:

$$-ds/dt = r = k \cdot s^m \quad [9]$$

s ... Stoffkonzentration  
 t ... Zeit  
 r ... Stoffabbaurate  
 k ... Stoffabbaukonstante  
 m ... Reaktionsordnung

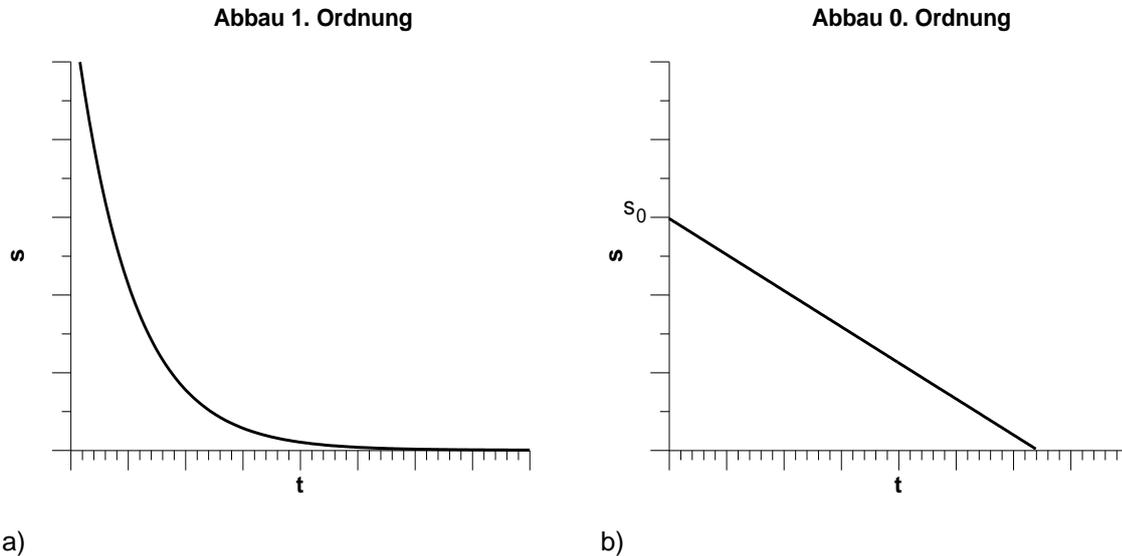
Danach wird nach Reaktionen 1. Ordnung (m = 1) und Reaktionen 0. Ordnung (m = 0) unterschieden. Für den mikrobiellen Stoffabbau im Untergrund herrscht oft eine Kinetik 1. Ordnung mit einer Stoffabbaukonstante (k) vor, bei der die Abbaugeschwindigkeit von der Stoffkonzentration (s) abhängig ist (Abbildung 66a). Der Stoffabbau in einem thermodynamisch geschlossenen System (z.B. Batch) erfolgt dann nach folgender Gleichung:

$$s = s_0 \cdot e^{-kt} \quad [10]$$

s ... Stoffkonzentration (mg l<sup>-1</sup>)  
 t ... Zeit (d)  
 s<sub>0</sub> ... Anfangskonzentration (mg l<sup>-1</sup>)  
 k ... Stoffabbaukonstante (1<sup>-d</sup>)

Bei Reaktionen 0. Ordnung mit einer Stoffabbaurate ( $k$ ) ist der Abbau dagegen unabhängig von der Stoffkonzentration ( $s$ ) (Abbildung 66b). Die Kinetik lässt sich im thermodynamisch geschlossenen System nach der folgenden Gleichung beschreiben:

$$s = s_0 - k \cdot t \quad [11]$$



**Abbildung 66:** Abbaukinetiken im thermodynamisch geschlossenen System

In beiden Funktionen sind die Anfangskonzentration  $s_0$  und die Stoffabbaukonstante bzw. -rate  $k$  die unbekannt Parameter. Sie können durch Regressionsverfahren der gemessenen Abbaukurven ermittelt werden.

#### 6.1.1.2 Untersuchung der Grundwasserdynamik

##### a) Messungen

In Abhängigkeit der Grundwasserprobenahmezyklen wurden die Grundwasserstände in allen Messstellen (vgl. Abbildung 67) mittels eines Lichtlots gemessen.

Alle fünf GWM und drei MP (MP-Gruppe II) wurden jeweils mit einem Datenlogger (Typ DIVER, Fa. Eijkelkamp) zur kontinuierlichen Erfassung (stündliche Werte) des Grundwasserstandes ausgestattet. Die Erfassung von kontinuierlichen Grundwasserständen gibt zum einen Auskunft über Grundwasserstandsschwankungen, zum anderen können somit Grundwasserisohypsenpläne zur Bestimmung der vorherrschenden Grundwasserfließrichtung erstellt werden.

Über die Formel von Henry Darcy (Darcy 1856) kann die generelle Grundwasserfließgeschwindigkeit ermittelt werden. Die vorherrschende hydraulische Leitfähigkeit ist dabei ein wichtiger Parameter, welcher die Grundwasserfließgeschwindigkeit maßgeblich bestimmt. Daher wurde an GWM-3 ein hydraulischer Pumpversuch durchgeführt, um eine Vorstellung von der vorherrschenden hydraulischen Leitfähigkeit im Untersuchungsgebiet zu erhalten. Bei maximaler Pumprate von 20 l/min konnte eine Grundwasserabsenkung in der Messstelle von 4,5 cm erreicht werden.



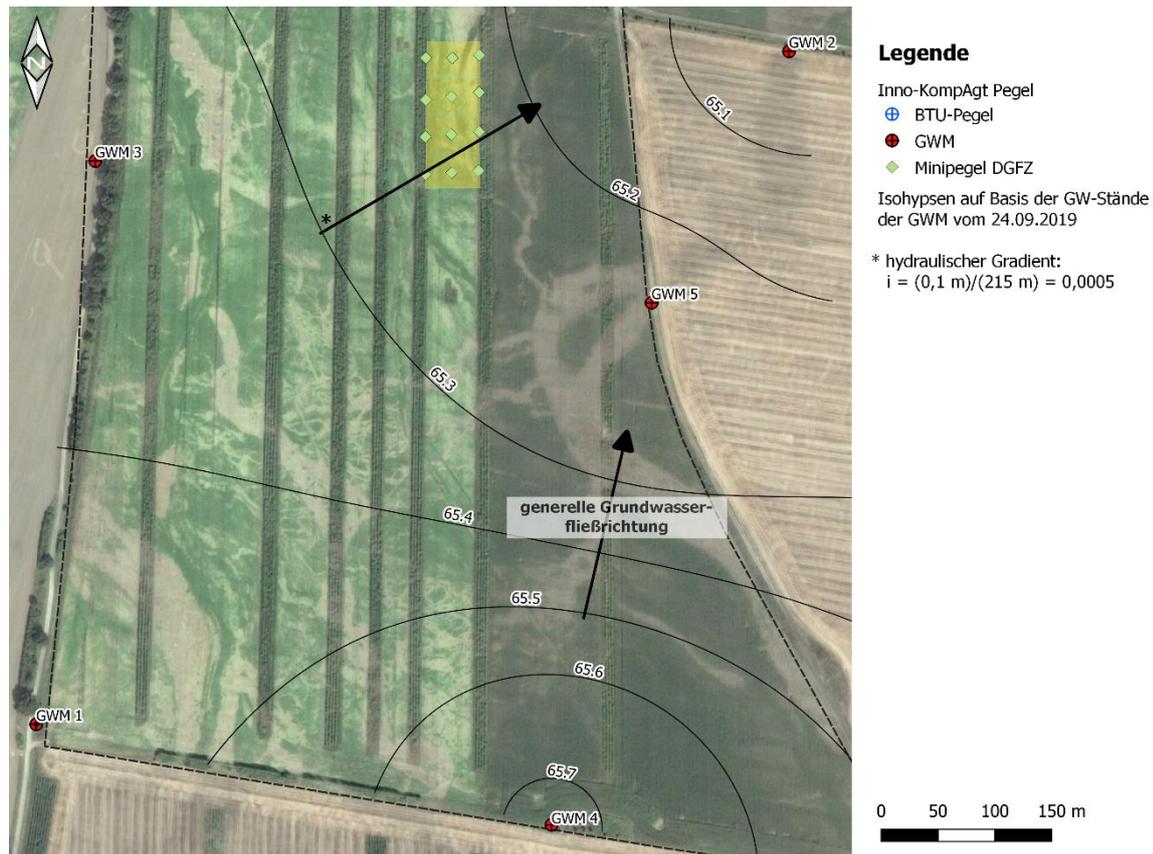
**Abbildung 67.** Übersicht über die Grundwassermessstellen (GWM, GP, MP) auf der Versuchsfläche „Neu Sacro“

Auf der Grundlage einer grafischen Auswertung des hydraulischen Tests nach Balke et al. (2000) wurde eine hydraulische Leitfähigkeit von  $1,85 \times 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$  ermittelt, was im Bereich von Sand liegt und in diesem Gebiet anhand der Sedimentproben bestätigt werden kann. Die Korngrößenanalyse einiger Proben während des Messstellenbaus ergab ähnliche Leitfähigkeiten.

Auf Basis eines Hydroisohypsenplans (Abbildung 68) auf der Grundlage einer Stichtagmessung der Grundwasserstände konnte die Abstandsgeschwindigkeit  $v_a$  im Grundwasserleiter mit dem ermittelten Durchlässigkeitsbeiwert  $k_f$  von  $1,85 \times 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$  und einer geschätzten nutzbaren Porosität  $n_e$  von 20 % (Busch et al. 1993) berechnet werden. Der hydraulische Gradient\*  $i$  berechnet sich aus dem Quotient des Gefälles zweier Isolinien und der Strecke zwischen diesen beiden zu 0,0005.

$$v_a = \frac{k_f \cdot i}{n_e} \approx 4 \text{ cm/d} \quad [12]$$

Die berechnete Abstandsgeschwindigkeit von rund  $4 \text{ cm d}^{-1}$  beschreibt die Transportgeschwindigkeit von Wasserteilchen durch den Aquifer. Diese ist aufgrund des Gefälles so gering, dass keine eindeutige Grundwasserströmungsrichtung zwischen den Kompostplot des Versuchsfelds definiert werden kann. Die großräumige Grundwasserfließrichtung ist nach Nord-Nordost gerichtet (vgl. Abbildung 69).



**Abbildung 68:** Isohyphenplan auf Basis der Grundwasserstände am 24.09.2019 zur Ermittlung des hydraulischen Gradienten  $i$  (Luftbildquelle: Google Earth)

### b) Tracer-Versuch

Im Verlauf des Projektes und durch historische Luftbildaufnahmen sind inhomogene Strukturen im Untergrund des Versuchsfeldes (fluviatile Rinnen) aufgefallen, die somit präferierte Grundwasserfließwege innerhalb des großräumig erfassten, Nord-Nordost ausgerichteten Strömungsfeldes vermuten lassen und einen deutlichen Grundwasserqualitätsunterschied aufweisen. Eine Verifikation einer lokalen GW-Fließrichtung innerhalb dieser Strukturen sollte mittels eines Tracer-Versuchs in den Grundwasserpegeln GP08, GP09 und GP10 (Abbildung 69) erzielt werden.

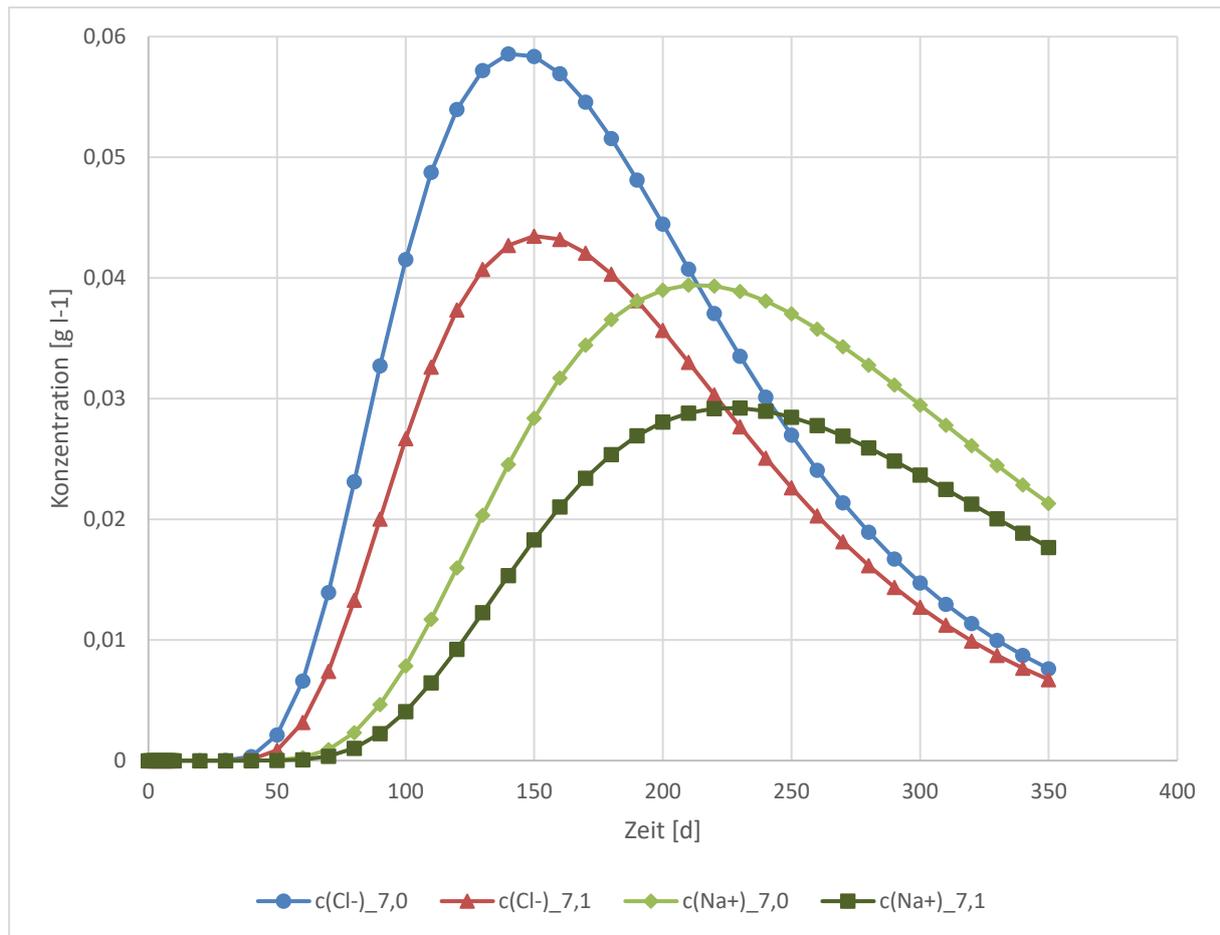
Der Tracerversuch wurde in Anlehnung an die Theorie Dirac Stoß (Käss 2004) initiiert. Die Eingabe des Tracers konnte jedoch auf Grund der Rohrgeometrie der Messstelle nicht zu einem Zeitpunkt komplett auf einmal injiziert werden, daher stimmt die Beschreibung als Dirac-Impuls nicht genau. Als Tracermaterial diente Natriumchlorid, welches mit einer Konzentration von  $2 \text{ g l}^{-1}$  in einen Kubikmeter Leitungswasser zuvor gelöst wurde. Die Tracerlösung wurde über das Freigefälle in die Messstelle GP10 eingeleitet (s. Abbildung 69). Über Leitfähigkeitssonden (Typ DIVER CT) wurde die Verteilung und Ausbreitung des Tracers zunächst innerhalb der Einleitungsmessstelle GP10 kontinuierlich erfasst. Bei der Planung des Tracerversuchs wurde ermittelt, wie lange der Tracer bis zur Erreichung der nächsten Messstelle, GP09, in 7 Metern Entfernung unter idealen Bedingungen benötigen würde. Unter idealen Bedingungen wird eine kontinuierlich horizontal gleichbleibende Grundwasserfließrichtung und -strömung angesehen.



**Abbildung 69:** Versuchsaufbau der Tracer-Eingabe in Messstelle GP10 am 29.03.2021 bei „Neu Sacro“ (Foto: Astrid Seemann)

Dem Umstand, dass aufgrund von Dichteunterschieden der Tracer absinken kann und somit die nächst gelegene Messstelle nicht erreichen wird, wurde entgegengewirkt, indem die Tracerkonzentration so gering wie nötig angemischt wurde. Jedoch steht einer zu geringen Konzentration die Nachweisbarkeit aufgrund von Mischungsprozessen in der Fließstrecke entgegen.

In der vermuteten Fließrichtung sollte die Tracer-Wolke in 140 Tagen die Messstelle GP09 mit einer maximalen Chlorid-Konzentration erreichen. Da die genauen Strömungsbahnen des Grundwassers unbekannt sind, wurde damit gerechnet, dass die maximale Tracerkonzentration nicht direkt in der Messstelle GP09 ankommt, sondern eine deutlich geringere Konzentration. Durch Dispersion und Retardation werden die Ionen Chlorid und Natrium in der Theorie unterschiedlich schnell transportiert. Daher wurde ein Retardationskoeffizient von 1.48 für Natrium angenommen (Käss 2004). In Abbildung 70 wird verdeutlicht, wie unterschiedlich die berechneten Konzentrationsfronten von Chlorid und Natrium in 7 Metern Entfernung von der Einleitungsmessstelle ausfallen, wenn die Konzentrationsfront direkt auf die Zielmessstelle GP09 (d.h. mit 0 Metern Abweichung in y-Richtung) auftreffen würde und mit einem Meter Versatz zu ihr. Die Differenz von einem Meter bewirkt bei Chlorid bereits eine Minderung des Konzentrationspeaks von 15 mg. Durch den Retardationskoeffizienten fallen die Konzentrationspeaks von Natrium deutlich flacher und dafür breiter aus.



**Abbildung 70:** Berechneter Konzentrationsverlauf von Chlorid und Natrium in 7 Metern Entfernung von der Einleitungsmessstelle GP10 für Chlorid und Natrium mit jeweils 0m und 1m Abweichung in y-Richtung

Die Berechnung der Maximal-Konzentrationen ( $c_{max,t}$ ) von Natrium und Chlorid in einer zweidimensionalen Tracer-Wolke basiert auf folgender Formel (Käss 2004):

$$c_{max,t} = \frac{M}{m \cdot 4 \cdot \pi \cdot n_e \cdot t \cdot \sqrt{D_l \cdot D_t}} \quad [13]$$

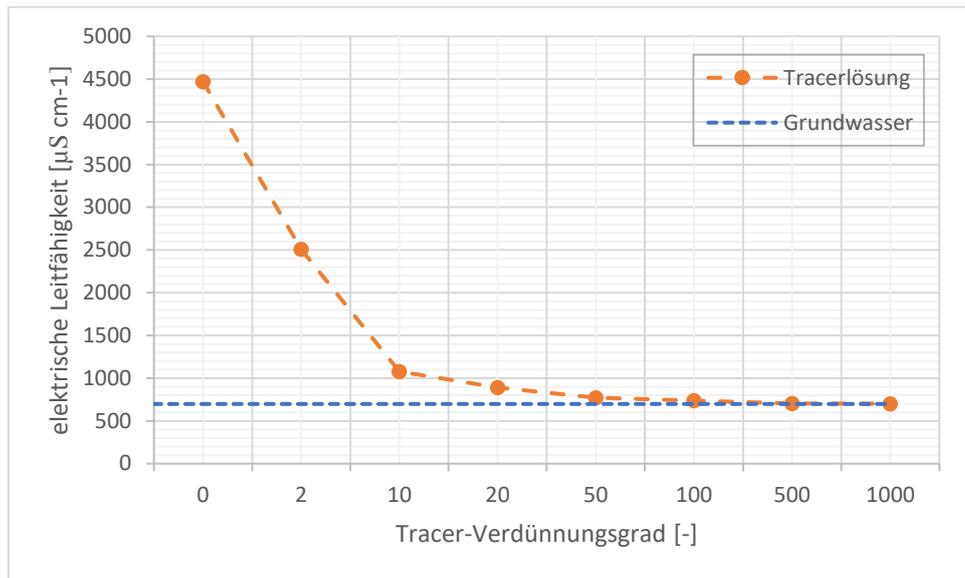
Die Tracereingabe erfolgt am Ort  $x = 0$  und  $y = 0$ . Die Konzentration ( $c_{x,y,t}$ ) an einem beliebigen Ort im zweidimensionalen Strömungsfeld zur Zeit  $t$ , wie es in Abbildung 70 exemplarisch für die Koordinaten  $x = 7$  m und  $y = 0$  bzw. 1 m dargestellt ist, berechnet sich durch die Multiplikation der Maximal-Konzentration mit einer Exponentialfunktion wie folgt (Käss 2004):

$$c_{x,y,t} = c_{max,t} \cdot \exp \left[ -\frac{(x - v_a \cdot t)^2}{4 \cdot D_l \cdot t} - \frac{y^2}{4 \cdot D_t \cdot t} \right] \quad [14]$$

Mit:  $M$  ... Tracer-Menge,  $m$  ... Mächtigkeit des durchströmten Grundwasserleiters,  $n_e$  ... effektive Porosität,  $D_l$ ,  $D_t$  ... Dispersionskoeffizienten in longitudinale bzw. transversale Richtung,  $v_a$  ... Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers.

Der genaue Konzentrationsverlauf von NaCl konnte jedoch im Feld nicht direkt ermittelt werden. Die Tracerkonzentration wurde über eine temporär installierte Leitfähigkeitssonde (Typ DIVER CT) in der Messstelle GP09 indirekt erfasst. Dazu wurde eine Verdünnungsreihe des Tracers mit Grundwasser im Labor durchgeführt. Die Tracerlösung wurde mit den

Verdünnungsfaktoren 0, 2, 10, 20, 50, 100, 500 und 1000 mit dem Grundwasser der Einleitungsmessstelle GP10 verdünnt.



**Abbildung 71:** Verdünnungsreihe des Tracers mit gemessenen elektrischen Leitfähigkeiten in Abhängigkeit des Verdünnungsgrads

Die gemessenen elektrischen Leitfähigkeiten in Abhängigkeit des Verdünnungsgrads sind in Abbildung 71 dargestellt. Ab einem Verdünnungsgrad des Tracers von über 20 ist angesichts von Schwankungen der vorherrschenden elektrischen Leitfähigkeit im Aquifer der Nachweis des Tracers nicht mehr mit ausreichender Sicherheit gegeben.

#### 6.1.1.3 Datenanalyse der Grundwasserinhaltsstoffe

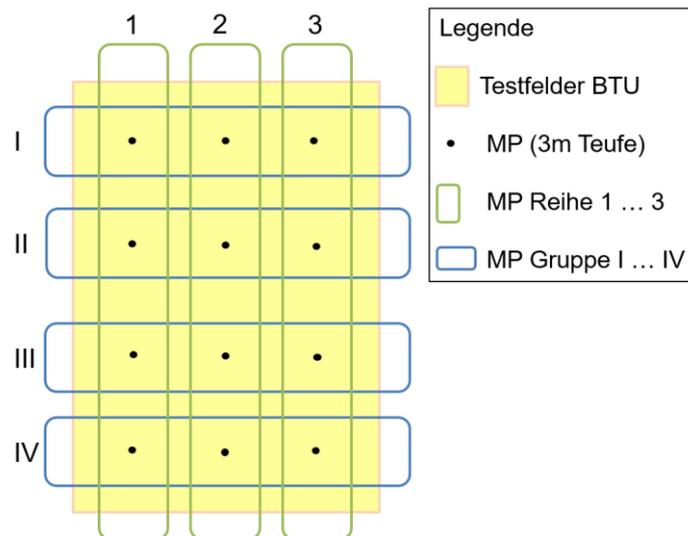
Die Datenaufbereitung sowie die Datenanalyse erfolgte mittels der Software R (R Core Team 2020). Im Folgenden wird ausschließlich auf die Analyse der Wasserinhaltsstoffe eingegangen.

Die Analyse der Konzentrationen der einzelnen Parameter im Grundwasser diene der Beantwortung der aufgestellten Hypothesen (vgl. Kapitel 3.2) des Bearbeitungsfelds 2 (Quantifizierung der Nitrat-N Auswaschung und Umsetzung bzw. Nachweis der ablaufenden Denitrifikation im Grundwasser).

Die Auswertung der Grundwasserinhaltsstoffe wurde je Messstellenkategorie (GWM, MP und GP, vgl. Tabelle 8, S. 49) jeweils getrennt durchgeführt, da unterschiedliche Fragestellungen zugrunde liegen. An ausgewählten Messstellen aller Kategorien wurde das natürliche Denitrifikationspotential ermittelt und dargestellt.

Die Untersuchung des Grundwassers der zehn Meter tiefen **Grundwassermessstellen** (GWM) dient zur Erfassung der Nitrat-Hintergrundbelastung des Versuchsfeldes. Hierbei wird die horizontale Grundwasserfließrichtung zum einen für die Zuströmung von Stoffkonzentrationen zum Versuchsfeld (GWM 1, 3, 4) als auch für die stoffliche Belastung im Abstrom des Versuchsfeldes (GWM 2 und 5) z. B. in nahegelegene Vorfluter (Neiße) betrachtet. Die horizontale Grundwasserbewegung spielt jedoch eine untergeordnete Rolle in Bezug auf Nitratreinträge ins Grundwasser unter dem landwirtschaftlich genutzten Versuchsfeld.

Über die **Minipegel** (MP) auf dem Versuchsfeld zwischen den Kompostplots sollten die vertikalen Einflüsse der Düngungsvarianten erfasst werden. Dazu wurde eine Gruppierung der MP je Kompost-Plot (MP Gruppe I ... IV) und je Standort in Bezug auf die Gehölzstreifen (MP Reihe 1 ... 3) vorgenommen (vgl. Abbildung 72).



**Abbildung 72:** Gruppierung der MP für die Auswertung (vgl. Abbildung 67, S. 119)

Die verwendeten Komposte wurden wie folgt je Messstellengruppe auf dem Versuchsfeld der Sickerwasserplots aufgebracht (vgl. Abbildung 13b; Kapitel 5.1):

- Gruppe I: konventionelle organische Düngung mit Gülle, Gärresten (Kontrollvariante),
- Gruppe II: Kompost G4 (N-Zusatz: feste Gärreste),
- Gruppe III: Kompost G1 (Standardkompost),
- Gruppe IV: Kompost G2 (N-Zusatz: Mineraldünger).

Die chemische Zusammensetzung der Kompostvarianten ist in Kapitel 5.1 in Tabelle 11 zu finden.

Die Messstellen in Reihe 1 liegen unmittelbar östlich des westlich begrenzenden Gehölzstreifens, Reihe 2 befindet sich in der Mitte zwischen den westlich und östlich gelegenen Gehölzstreifen des Versuchsfeldes und die Messstellen in Reihe 3 sind unmittelbar westlich des östlich begrenzenden Gehölzstreifens platziert. Reihe 1 und 3 unterliegen jeweils dem Einfluss der jeweiligen Kompostvariante und zudem, falls quantifizierbar, der Wirkung der Gehölzstreifen.

Der Einfluss der eingesetzten Komposte auf die Nitratverlagerung ins Grundwasser, sowie die Sickerwasser-Grundwasser-Interaktion, also auch die Quantifizierung des Nitratabbauvermögens werden anhand der Analysen an den Minipegeln ausgewertet.

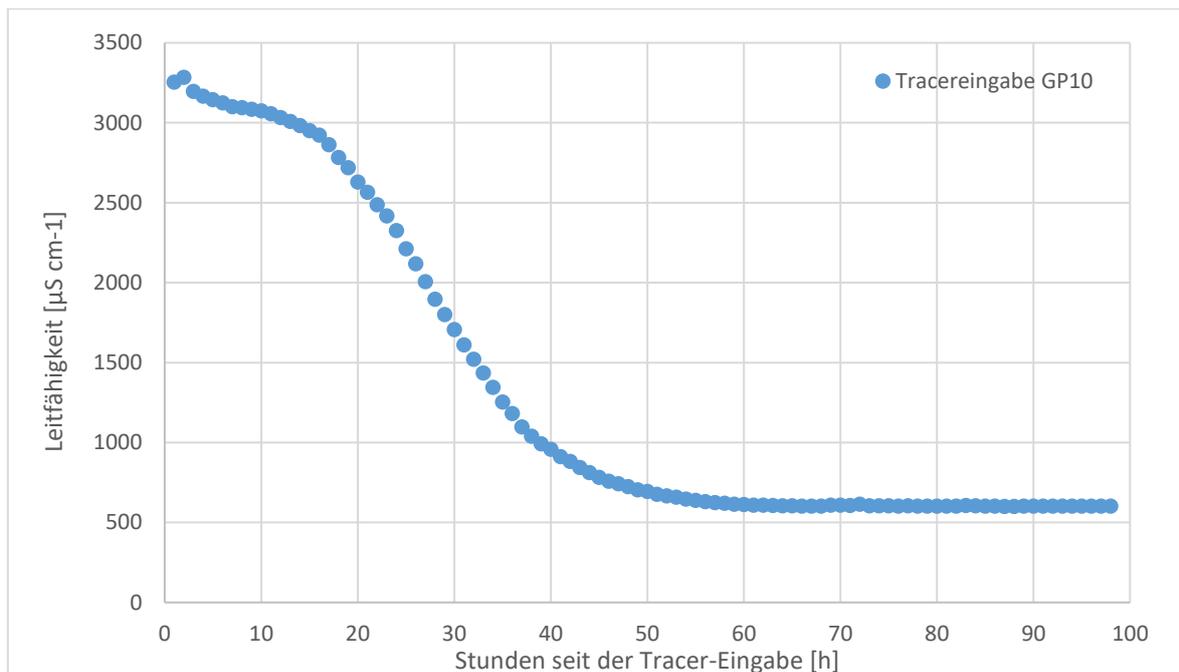
Die Auswertung der Grundwasserinhaltsstoffe der **Grundwasserpegel (GP)** südlich der Kompostplots dient zur Quantifizierung der „Filterwirkung“ der Wurzelzone der Gehölzstreifen auf den Nitratgehalt im Grundwasser. Hierfür ist die vorherrschende Grundwasserfließrichtung entscheidend, aber auch lokale Strukturen spielen eine wichtige Rolle zur Beantwortung der Fragestellung. Daher wurde an dem Messstellentransekt (GP08 – GP10) ein Tracerversuch durchgeführt (vgl. Kapitel 6.1.1.2).

## 6.1.2 Ergebnisse der Felduntersuchungen am Standort „Neu Sacro“

### 6.1.2.1 Ergebnisse des Tracer-Versuchs zur Grundwasserfließrichtung

Die Ergebnisse der Leitfähigkeitsmessungen in den Messstellen GP09 und GP08 (vgl. Abbildung 67, S. 119) reichten nicht aus, um einen eindeutigen Nachweis des Tracers zu erhalten. Es kam zu leichten Leitfähigkeitsanstiegen, jedoch konnte auf Grund der Grundwasserdynamik (vgl. Kap. 6.1.1.2) eine Durchgangskurve des Tracers nicht eindeutig definiert bzw. ausgewertet werden.

Die Leitfähigkeitsentwicklung nach der Tracereingabe in der Messstelle GP10 konnte hingegen gut nachverfolgt werden (Abbildung 73).



**Abbildung 73:** Entwicklung der elektrischen Leitfähigkeit [ $\mu\text{S cm}^{-1}$ ] in der Eingabemesstelle GP10 nach Eingabe

Kurz nach der Eingabe bzw. noch während der Eingabe kommt es zu einem Höchstwert der elektrischen Leitfähigkeit von  $3283 \mu\text{S cm}^{-1}$ . (Der kleine „Ausreißer“ nach oben kann damit zusammenhängen, dass das Natriumchlorid nicht ganz gleichmäßig in der Lösung verteilt gewesen ist.) Die maximale elektrische Leitfähigkeit aus der Verdünnungsreihe im Labor (vgl. Kapitel 6.1.1.2, Abbildung 71) wurde zu keinem Zeitpunkt gemessen. Die Tracereingabe war nach rund 3 Stunden beendet. Nach 13 Stunden fällt die Leitfähigkeit unter  $3000 \mu\text{S cm}^{-1}$ . Ab ca. 40 Stunden flacht die Kurve erneut ab. Bis zum Erreichen der natürlichen elektrischen Leitfähigkeit im Grundwasser von rund  $600 \mu\text{S cm}^{-1}$  sind 84 Stunden (3,5 Tage) vergangen.

Aus der Entwicklung der elektrischen Leitfähigkeit in der Eingabemesstelle GP10 ließ sich nicht eindeutig ableiten, in welche Richtung sich der Tracer bewegt hat. Im ungünstigsten Falle ist dieser, wie oben bereits erwähnt, nach unten in den Grundwasserleiter gesunken, sodass kein Auffinden des Tracers möglich war. Ist der Tracer jedoch in Richtung GP09 gezogen, ist davon auszugehen, dass die Messstelle mit dem Leitfähigkeitssensor außerhalb oder randlich der Tracer-Wolke lag, sodass die nur geringe Veränderung der elektrischen Leitfähigkeit detektiert werden konnte.

Somit konnte die Vermutungen lokaler, präferierter Strömungswege in den Rinnenstrukturen auf dem Versuchsfeld nicht eindeutig verifiziert werden.

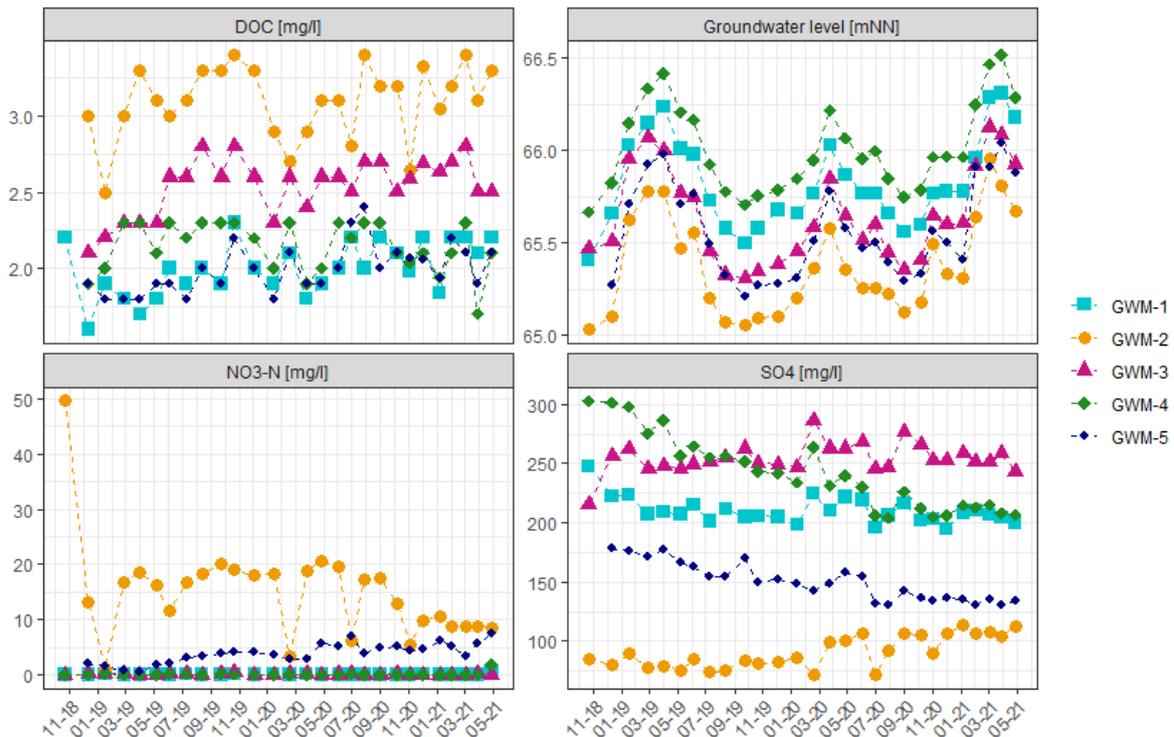
#### 6.1.2.2 Analyse der Hintergrundbelastung des Versuchsstandorts

Zur Analyse der Hintergrundbelastung des Versuchsstandorts in „Neu Sacro“ wurden die zehn Meter tiefen GWM errichtet, die sowohl im Anstrom- als auch im Abstrombereich des Versuchsfeldes positioniert wurden.

In Abbildung 74 sind die Konzentrationsverläufe von DOC, Nitrat-N und Sulfat sowie der Grundwasserstand der GWM 1, 2, 3, 4 und 5 dargestellt. Anhand der Konzentrationsverläufe wird deutlich, dass sich die Messstellen GWM 2 und GWM 5 besonders bei der Nitrat-N-, als auch bei der Sulfat-Konzentration von den anderen GWM abheben. Der Nitrat-N Gehalt der GWM 2 liegt bei Projektbeginn bei  $50 \text{ mg l}^{-1}$ , was den Maximalwert darstellt. Zwischen Anfang 2019 und Ende 2020 schwankt die Konzentration um die  $20 \text{ mg l}^{-1}$ . In 2021 liegt die Konzentration um die  $10 \text{ mg l}^{-1}$ . Die Nitrat-N Konzentration der GWM 5 steigt während des Projektzeitraums kontinuierlich an. Bis zu einer Konzentration nahe  $10 \text{ mg l}^{-1}$ .

Zur Interpretation der Ergebnisse sind deren Positionen zum Versuchsfeld zu beachten. Da diese beiden Messstellen im Abstrom des Versuchsfeldes liegen, haben sie keinen Einfluss auf die Hintergrundkonzentrationen im Grundwasser im Anstrom der Versuchsfläche. Auch ein direkter Zusammenhang mit den Nitratkonzentrationen im Abstrom der Versuchsfläche ist weitestgehend auszuschließen. Wie in dem Luftbild zu erkennen ist (vgl. Abbildung 5b, S. 31), befinden sich verschiedene Rinnenstrukturen auf dem Feld. Eine dieser Strukturen ist deutlich unterhalb der GWM 2 zu erkennen. Die Strukturen sind auf ein altes Flussbett der Neiße und damit auf fluviatile Bildungsprozesse der Sedimentablagerungen in der Aue zurückzuführen. Inhomogenen Schichtabfolge sowie Mäanderstrukturen sind in der Neißeniederung anzutreffen. Die Rinnenstruktur unterhalb der GWM 2 ist demnach ein Altarm der Neiße und weist deutlich grobkörnigeres Material auf, als unter den anderen Messstellen. Die GWM 5 liegt laut Luftbild ebenfalls in einer solchen Rinnenstruktur, welche jedoch kleiner ausgebildet ist. Die Bodenansprachen beim Bau dieser Messstelle zeigt ebenfalls deutlich gröberes Material als bei den Messstellen GWM 1, 3 und 4, was darauf schließen lässt, dass die lokale Grundwasserdynamik in den Rinnen nicht dem großräumigen Strömungsbild entspricht, das sich durch die GWM-Messstellen auf dem Versuchsfeld abzeichnet (vgl. Abbildung 68, S. 120), sondern sich präferenzielle Strombahnen entlang der Rinnenstrukturen ausbilden.

Die Analyse der Effekte dieser Rinnenstrukturen spielt jedoch eine untergeordnete Rolle, sodass vor allem die Messwerte der Messstellen im Zustrom des Untersuchungsfeldes (GWM 1, 3 und 4) im Folgenden betrachtet werden.



**Abbildung 74:** Konzentrationsverläufe von DOC, Nitrat-N und Sulfat [ $\text{mg l}^{-1}$ ] sowie der Grundwasserstand [mNN] der GWM 1 bis 5

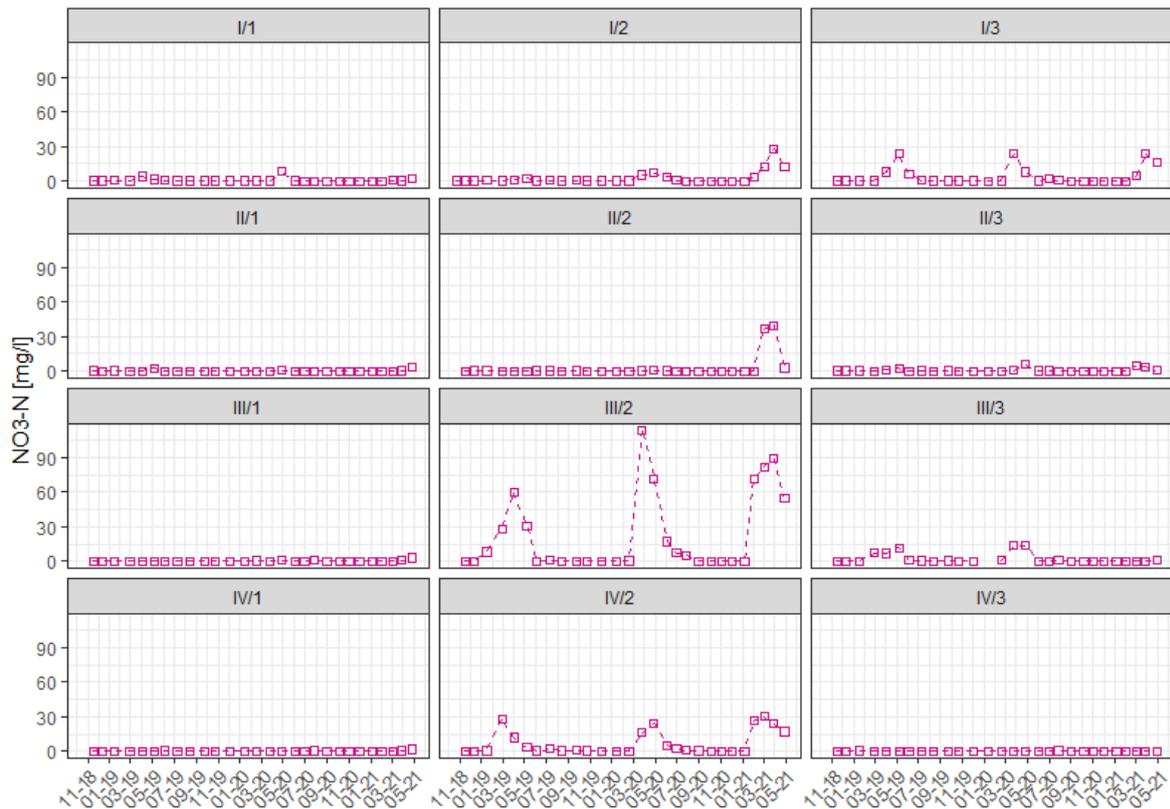
Die Nitrat-N-Konzentrationen der GWM 1, 3 und 4 befinden sich innerhalb des gesamten Projektzeitraums im einstelligen Bereich ohne erkennbaren Trend. Die Sulfat-Konzentration bewegt sich zwischen  $< 200$  und  $300 \text{ mg l}^{-1}$ , wobei im Verlauf der Sulfat-Konzentration der GWM 4 einen deutlich negativen Trend erkennen lässt. Die DOC-Konzentration schwankt um die  $2 \text{ mg l}^{-1}$ . Die Grundwasserstandsschwankungen belaufen sich auf max. 75 cm in allen GWM (Abbildung 74).

Aufgrund der nahezu gleichbleibend niedrigen Nitrat Konzentrationen im Anstrombereich des Versuchsfelds ist eine Beeinflussung der gemessenen Nitratkonzentrationen unter den Kompostplots in den MP und in den GP in den Gehölzstreifen unter Vorbehalt auszuschließen.

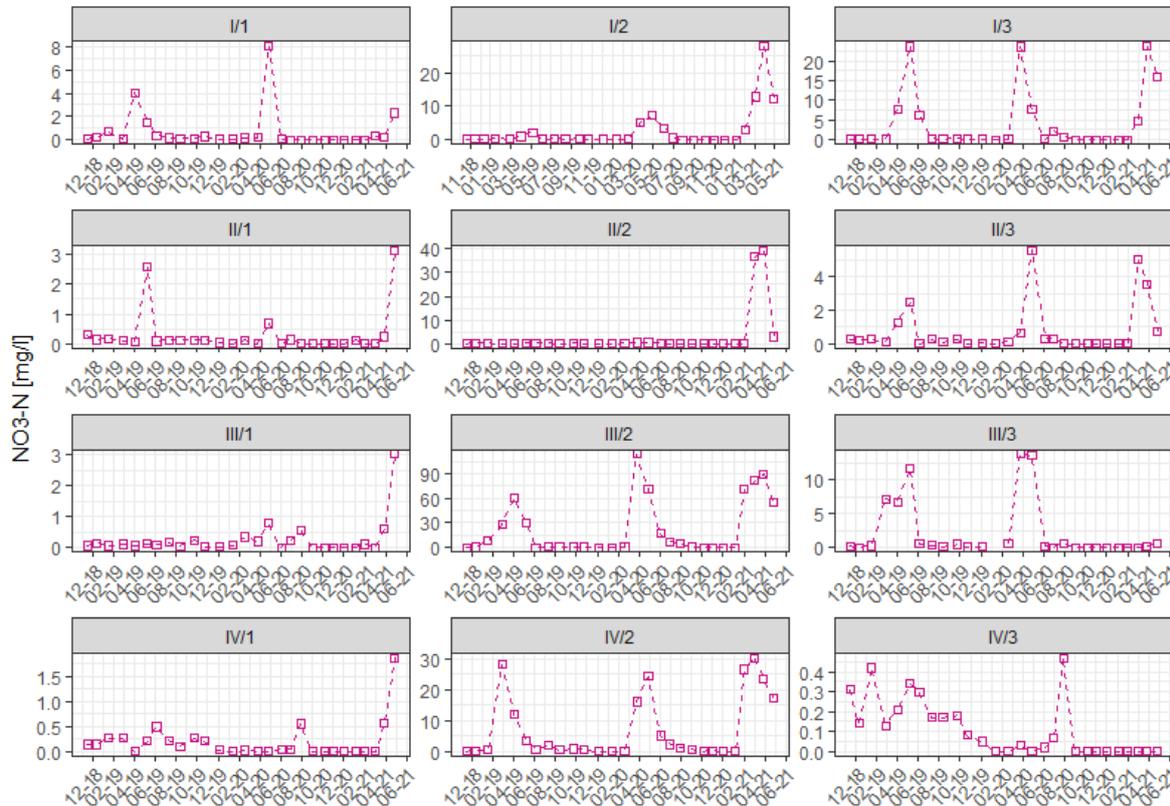
### 6.1.2.3 Einfluss der Kompostwahl auf den Nitratgehalt im Grundwasser

Der Einfluss der Kompostwahl auf den Nitratgehalt im Grundwasser wird zunächst anhand der Nitrat-N-Konzentrationsverläufe in allen MP betrachtet.

In Abbildung 75 sind die Konzentrationen von Nitrat-N der MP Messstellen in systematischer Anordnung wie auf dem Versuchsfeld in „Neu Sacro“ dargestellt. Um einen direkten Vergleich der Konzentrationen erkennen zu können, wurde die Skalierung der y-Achse bei allen Plots gleich gelassen. Dadurch kommen die sehr hohen Konzentrationspeaks der Messstelle III/2 sehr gut zur Geltung, jedoch verlieren so auch kleinere Konzentrationsschwankungen in anderen Messstellen an Bedeutung, obwohl diese relevante Nitrat-N-Konzentrationen aufweisen. Daher wird die gleiche Abbildung noch mal mit variabler y-Achseneinteilung in Abbildung 76 dargestellt. So wird deutlich, dass die Zeitpunkte der Nitrat-N-Konzentrationspeaks etwa in allen Messstellen gleichzeitig auftreten, jedoch in deutlich unterschiedlichen Konzentrationen.



**Abbildung 75:** Konzentrationsverlauf von Nitrat-N [ $\text{mg l}^{-1}$ ] der MP Messstellen in systematischer Anordnung wie auf dem Versuchsfeld mit einheitlicher y-Achse



**Abbildung 76:** Konzentrationsverlauf von Nitrat-N [ $\text{mg l}^{-1}$ ] der MP Messstellen in systematischer Anordnung wie auf dem Versuchsfeld mit variabler y-Achse

Es wird deutlich, dass die Nitrat-N-Konzentrationen jeweils an den Gehölzstreifen, d.h. in Reihe 1 und Reihe 3 fast überwiegend im einstelligen Bereich lagen. Eine Ausnahme bildete hier der Minipegel I/3, welcher Nitrat-N-Konzentrationspeaks von bis zu  $23,8 \text{ mg l}^{-1}$  in allen drei Frühjahren von 2019 bis 2021 aufwies. Der MP IV/3 wies über den gesamten Messzeitraum geringere Nitrat-N-Konzentrationen als  $1 \text{ mg l}^{-1}$  auf. Diese Messstelle ist während der Probenahmen auch durch ihre schlechte Ergiebigkeit aufgefallen. Laut Schichtenprofil lag der untere Bereich des Filters innerhalb einer schluffigen Bodenschicht, was einerseits die schlechte Ergiebigkeit erklärt, andererseits bereits eine Erklärung für die niedrigen Nitrat-Konzentrationen geben kann.

Die Messstellen in Reihe 2 sind mitten auf dem Feld platziert gewesen. Daher spiegeln diese Minipegel in besonderem Maße die Düngemittelausbringung wider. MP III/2 und IV/2 wiesen jeweils drei deutliche Nitrat-N-Konzentrationspeaks jeweils in den Frühjahren der drei Messjahre 2019 bis 2021 auf. Die maximalen Nitrat-N-Konzentrationen im MP IV/2 lagen bis zu  $30 \text{ mg l}^{-1}$ , hingegen lag die maximale Nitrat-N-Konzentration im MP III/2 bei  $114 \text{ mg l}^{-1}$ .

Die Messstellen MP II/1, MP III/1, MP IV/1 sowie MP I/2 und II/2 wiesen einen deutlichen Nitrat-N-Konzentrationspeak im Frühjahr 2021 auf, welcher höchstwahrscheinlich durch die Düngung mit Gülle verursacht wurde. Die maximalen Nitrat-N-Konzentrationen lagen hier jeweils bei rund  $28 \text{ mg l}^{-1}$  und  $40 \text{ mg l}^{-1}$ . Allerdings lässt sich anhand der Kontrollvariante der MP Gruppe I kein einheitliches Bild erkennen, sodass die Nitrat-N-Konzentrationsanstiege im Frühjahr 2021 nicht mit eindeutiger Sicherheit auf die Düngemittelausbringung mittels Gülle zurückzuführen sind.

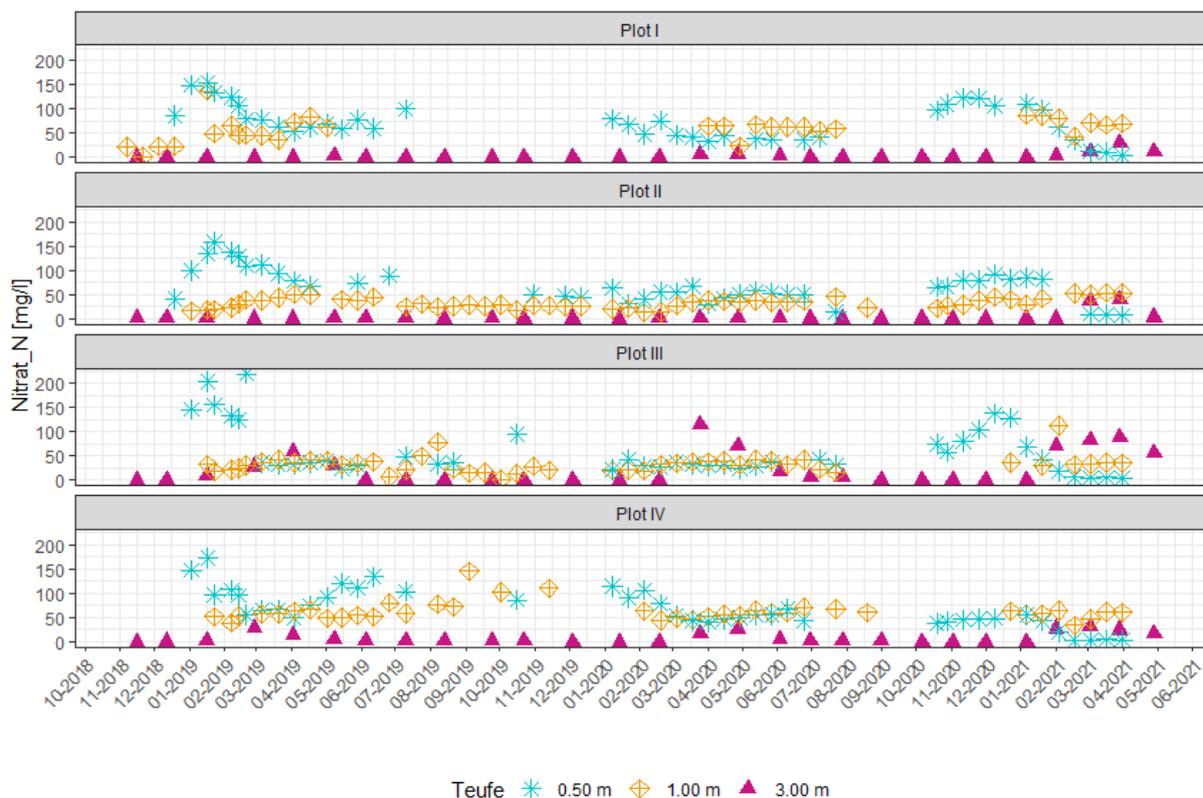
Festzuhalten ist, dass sich deutlichere Nitrat-N-Konzentrationsunterschiede im Grundwasser aufgrund der Positionierung der MP ergaben und nicht anhand der eingesetzten Kompostvarianten: Die MP, die an den Baumreihen der Agroforstgehölzstreifen positioniert sind, wiesen signifikant geringere Nitrat-N-Konzentrationen auf, als die, die unmittelbar auf dem Agrarfeld angeordnet waren. Unter Berücksichtigung der großräumigen Grundwasserfließrichtung (vgl. Abbildung 68), zeigt sich in den allen MP Gruppen (I ... IV), dass die Nitrat-N-Konzentration im Abstrom der Gehölzstreifen, d.h. in MP Reihe 1, überwiegend niedriger lag als im Anstrom der Gehölzstreifen (MP Reihe 3). Dieser Zusammenhang wird in Kapitel 6.1.2.6 explizit ausgewertet. Bei der Kompostmittelausbringung wurde auch darauf geachtet, dass um die MP an den Gehölzstreifen genauso viel Kompostmaterial ausgebracht wurde, wie in der Feldmitte, sodass die Nitrat-N-Konzentrationsunterschiede nicht auf eine ungleichmäßige Düngung zurück zu führen sind.

#### 6.1.2.4 Sickerwasser-Grundwasser-Interaktion

Da die berechnete horizontale Geschwindigkeit des Grundwasserregimes in diesem Gebiet sehr gering ist (etwa  $4 \text{ cm d}^{-1}$ , vgl. Kapitel 6.1.1.2), liegt der Schwerpunkt auf vertikalen Strömungsuntersuchungen. Darüber hinaus ist die vorherrschende Fließrichtung in der vadosen Zone auf Grund der Schichtenprofile vertikal orientiert, laterale Flüsse können vernachlässigt werden.

Der zeitliche Versatz von Stoffkonzentrationspeaks in den Sickerwasser- und Grundwasserdaten aus den nahegelegenen MP, geben Auskunft über die grobe Sickerwasserzeit. Die Saugkerzen wurden etwa im  $45^\circ$ ,  $135^\circ$ ,  $225^\circ$  sowie  $315^\circ$  Winkel jeweils ca. 7 m von den Minipegeln in Reihe 2 entfernt platziert (vgl. Lageplan Saugkerzen der BTU

Abbildung 11), sodass die lokale Zuordnung von Sickerwassermesswerten und Grundwasserdaten der MP vertikal leicht versetzt stattfinden musste. Die im flachen Grundwasser entnommenen Proben in den MP werden jeweils an einem bestimmten Tag entnommen. Hingegen sind die Saugkerzenproben meist zwei wöchige Mischproben, was eine genaue Datierung eines Stoffkonzentrationspeaks unmöglich macht. Dennoch kann die Auswertung der zeitlich versetzten Konzentrationspeaks in den Saugkerzen und MP Auskunft über die ungefähren Sickerzeiten geben. Als Stoffkonzentration wurde Nitrat-N gewählt, da Nitrat-N der kritische Stoffparameter ist. Ein möglicher Nitrat-Abbau (vgl. Kapitel 6.1.1.1, S. 115ff) kann dabei zu einer Verringerung der Konzentrationen führen. In diesem Kapitel liegt der Schwerpunkt jedoch zunächst in der Ermittlung von Sickerzeiten, sodass die gemessenen Konzentrationen in den einzelnen Tiefenstufen nicht explizit ausgewertet werden.



**Abbildung 77:** Zeitreihen von gemittelten Nitrat-N Konzentrationen an den Sickerwasserplots I bis IV (Mittelwerte der Messwerte der Saugkerzen A, B, C und D je Tiefenstufe in 50 cm (blaue Sterne) und 100 cm (gelbe Rauten)) und den gemessenen Nitrat-N Konzentrationen an den Minipegeln in Reihe 2 in 3 m Tiefe (rote Dreiecke)

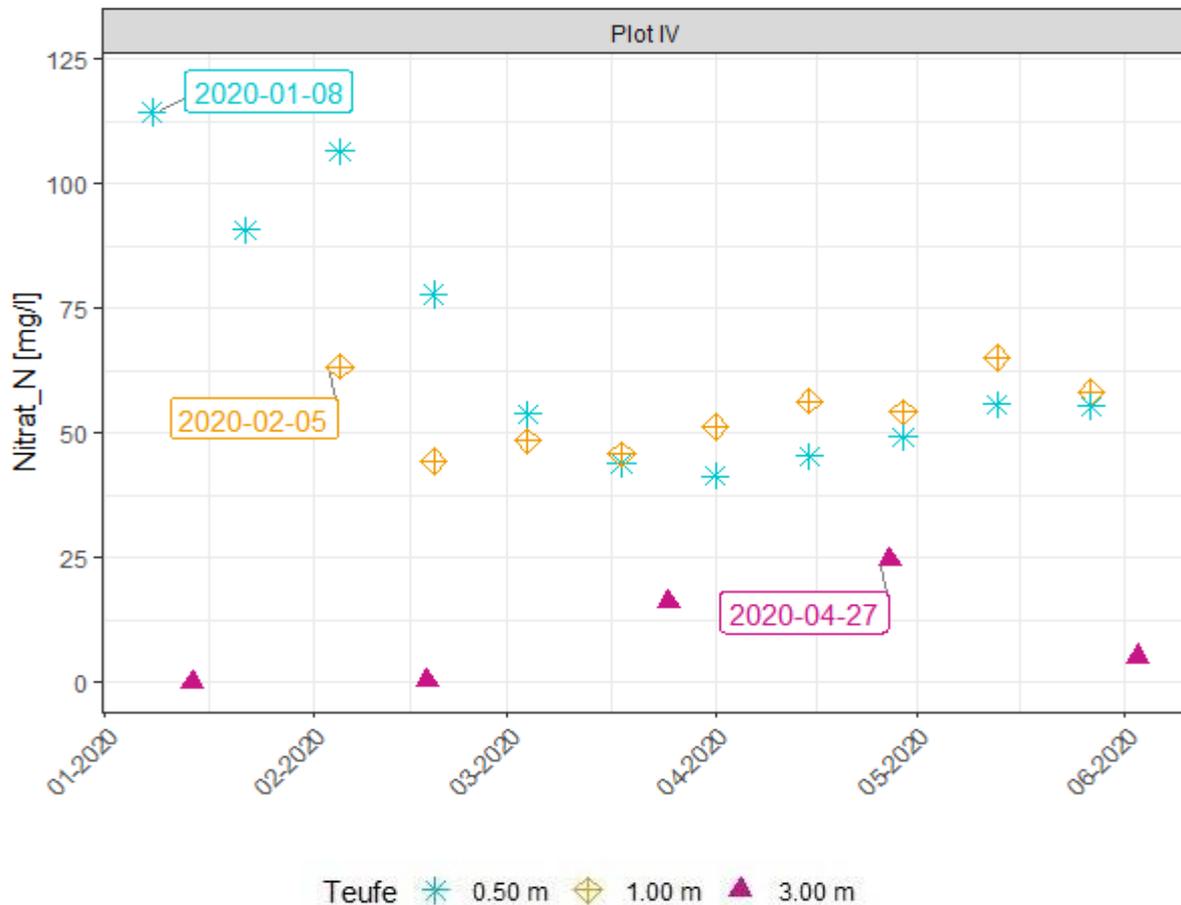
Abbildung 77 zeigt die Zeitreihen von gemittelten Nitrat-N Konzentrationen an den Sickerwasserplots I bis IV in 50 und 100 cm Tiefe sowie die gemessenen Nitrat-N Konzentrationen an den Grundwasser-Minipegeln MP in Reihe 2 (Teufe 300 cm) über den gesamten Probenahmezeitraum von November 2018 bis Ende April 2021. Die Messwerte der Nitrat-N-Konzentrationen an den Saugkerzen A, B, C und D wurden jeweils für die Tiefenstufen 50 und 100 cm gemittelt, da die Konzentrationen je Saugkerzenstation sehr unterschiedlich ausgefallen sind und somit ein übersichtlicheres Bild entsteht. Jeweils im Spätsommer/Herbst 2018, 2019 und 2020 sind Lücken in den Messreihen des Sickerwassers aufgrund der geringen Niederschläge erkennbar. In den Frühjahren von 2019, 2020 und 2021 sind Nitrat-N-Konzentrationspeaks im Sickerwasser und Grundwasser, wenn auch weniger ausgeprägt,

aufgetreten. Im Frühjahr 2019 lagen die Nitrat-N-Konzentrationen in allen Versuchsplots in 50 cm deutlich über den Nitrat-N-Konzentrationen in 100 cm, welche wiederum deutlich über den Nitrat-N-Konzentrationen in 300 cm lagen. Im Frühjahr 2020 waren die Konzentrationsunterschiede im Sickerwasser nicht ganz so ausgeprägt, jedoch waren die Konzentrationen in allen Plots höher als im Grundwasser, außer im Plot III. Dort lagen die Nitrat-N-Konzentrationen in 50 und 100 cm Tiefe unterhalb der gemessenen Nitrat-N-Konzentrationen im Grundwasser. Die Messstelle MP III/2 wies Ende März 2020 deutliche Schwankungen bis zu einem Wert von  $114 \text{ mg Nitrat-N l}^{-1}$  auf. Zudem lagen die gemittelten Nitrat-N-Konzentrationen im Plot I in 100 cm über den Nitrat-N-Konzentrationen in 50 cm. Dies könnte aufgrund in präferentiellen Fließwegen und einer im Winter 2019/2020 geringeren und im Frühjahr 2020 plötzlichen Auswaschung der Nitrat-N-Mengen begründet sein, welche aufgrund der geringen Wassergehalte im Winter 2019/2020 nicht durch den Boden transportiert werden konnte.

Im Winter 2020 fiel ausschließlich im Plot II Sickerwasser in 100 cm Tiefe an. Die Nitrat-N-Konzentrationen in 50 cm waren deutlich höher als im Grundwasser, jedoch ab März sanken die Nitrat-N-Konzentrationen in 50 cm deutlich unter die Nitrat-N-Konzentrationen im Grundwasser in 300 cm Tiefe. Im Grundwasser kam es ab Februar 2021 bei allen Plots zu einem deutlichen Anstieg der Nitrat-N-Konzentrationen. Anzumerken ist, dass im Frühjahr 2021 keine Kompostausbringung mehr stattgefunden hat. Die Agrargenossenschaft hat die Düngung mit mineralischem Dünger auf dem gesamte Feld (inkl. der Versuchsplots) übernommen (vgl. Tabelle 4).

Um einen Richtwert der Sickerzeit zu berechnen wird in Abbildung 78 Plot IV von Januar 2020 bis Anfang Juni 2020 im Detail betrachtet. Die Konzentrationspeaks sind mit dem jeweiligen Entnahmedatum gekennzeichnet. Zwischen den Nitrat-N-Konzentrationspeaks in 50 und 100 cm Tiefe vergingen 29 Tage, sodass hier eine Sickerzeit von  $1.72 \text{ cm d}^{-1}$  angenommen werden kann. Zwischen 100 cm und dem Nitrat-N-Konzentrationspeak in der 3 m tiefen Messstelle MP IV/2 verstrichen 83 Tage laut Entnahmedatum. Der Grundwasserstand am 27.04.2020 betrug 1.61 m u. GOK in der MP IV/2, sodass sich hieraus eine Sickerzeit von  $1,94 \text{ cm d}^{-1}$  berechnen lässt.

Wie bereits erwähnt, bieten die berechneten Sickerzeiten aufgrund der zweiwöchigen Sickerwassermischproben, Mittelwertbildung der Nitrat-N-Konzentrationen sowie des vertikalen Versatzes der Saugkerzen und MP nur eine Größenordnung. Jedoch lässt sich durch die verzögerten Konzentrationspeaks deutlich erkennen, dass der Anstieg der Nitrat-Konzentrationen im Grundwasser durch den vertikalen Transport des Nitrats und nicht durch den Anstieg der Hintergrundkonzentration im Grundwasser verursacht wird. Zudem ist eine Zunahme der Sickergeschwindigkeit zur gesättigten Zone hin, bedingt durch Kapillaraufstiege plausibel. Je geringer der Wassergehalt in den Bodenschichten ist, desto länger benötigt das Sickerwasser, sich durch die Bodenzone zu bewegen. Demnach wäre eine Auswertung von Konzentrationspeaks im Herbst sinnvoll, wo andere Ausgangsbedingungen herrschen als im Frühling, jedoch war dies aufgrund der geringen Sickerwassermengen und der fehlenden Nitrat-N-Konzentrationsanstiege im Grundwasser nicht möglich.



**Abbildung 78:** Gemittelte Nitrat-N-Konzentrationen in den Sickerwassermessstellen in 50 und 100 cm des Plots IV sowie in dem Minipegel MP IV/2 im ersten Halbjahr von 2020, Konzentrationspeaks sind jeweils mit einem Datum gekennzeichnet

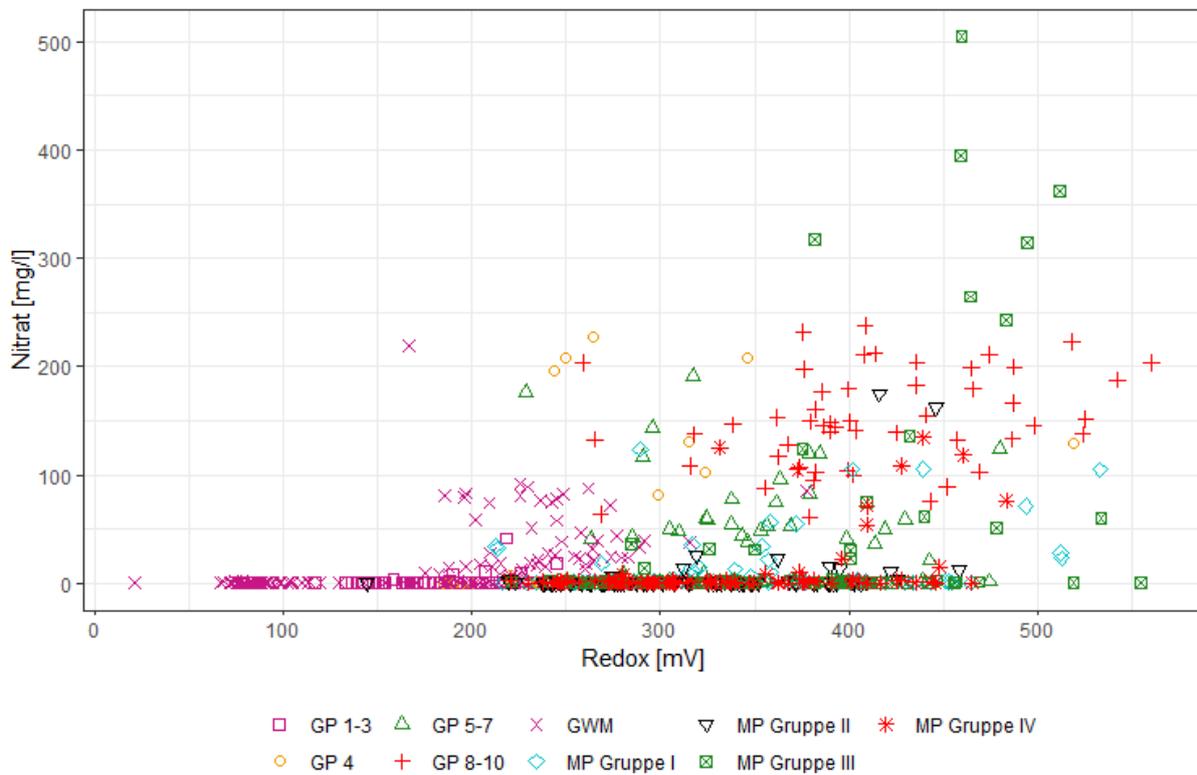
#### 6.1.2.5 Analyse des Nitratabbauvermögens

Zur Abschätzung des Nitratabbaus können Stickstoff-Bilanzen genutzt werden. Über die auf das Untersuchungsfeld eingetragene Stickstofffrachten und den gemessenen Nitrat-N-Konzentrationen im Sicker- sowie Grundwasser kann das Abbaupotential überschlägig ermittelt werden, wie es in Kapitel 6.1.1.1 beschrieben wurde. Dies wird an dieser Stelle nicht wiederholt.

Wie in den theoretischen Grundlagen zur Nitratreduktion beschrieben (vgl. Kapitel 6.1.1.1), sind ein reduzierendes Milieu im Grundwasser, d.h. Redoxpotentiale  $< 200$  mV und ein Sauerstoffgehalt von  $< 2 \text{ mg l}^{-1}$  Voraussetzung für eine Denitrifikation. Um diesen Zusammenhang zu überprüfen, wird im Folgenden eine Gegenüberstellung der gemessenen Nitrat-Konzentrationen mit den Redoxpotentialen bzw. Sauerstoff-Konzentrationen vorgenommen. Anschließend werden verschiedene hydrochemische Zeitreihen von einzelnen Messstellen zur Abschätzung des Nitratabbaupotentials betrachtet.

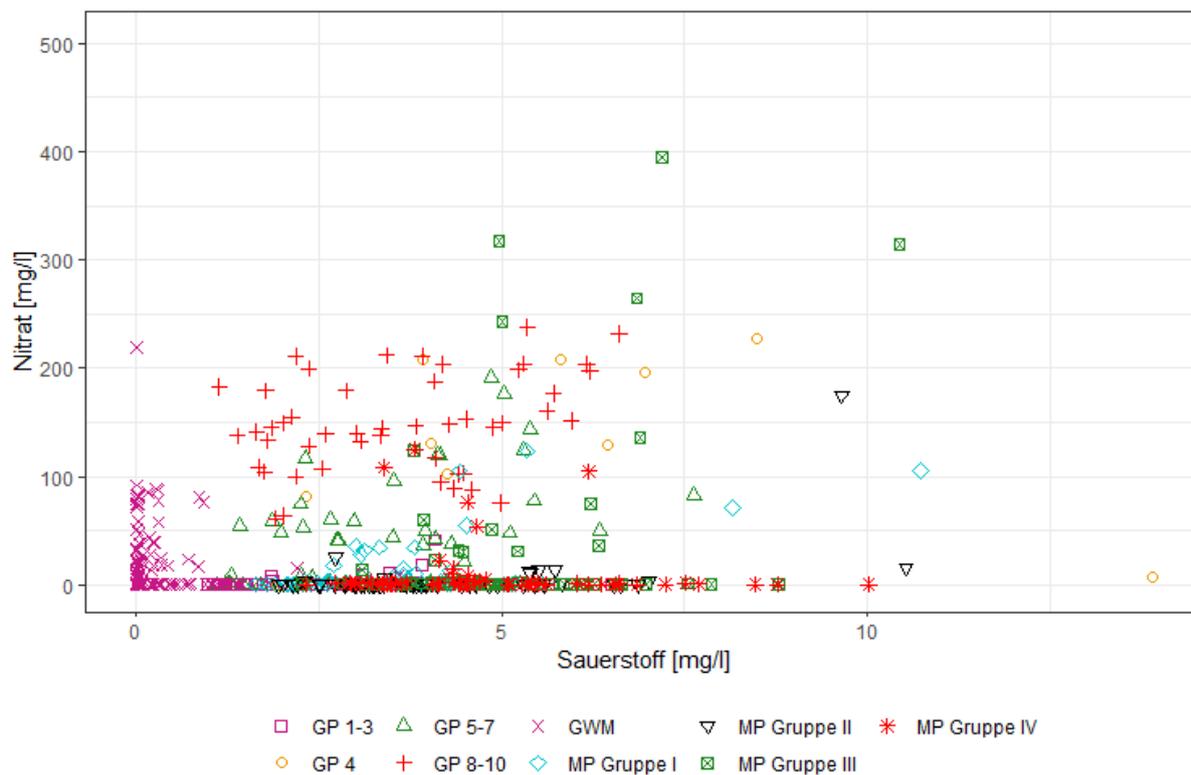
In Abbildung 79 sind die Nitrat-Konzentrationen gegen die Redoxpotentiale aufgetragen. Ab etwa einem Redoxpotential von 200 mV steigen die Nitrat-Gehalte in den Messstellen deutlich an. Vor allem in den zehn Meter tiefen Grundwassermessstellen (GWM) lagen die Redoxpotentiale deutlich unter 200 mV, sodass hier ein hohes Nitrat-Abbaupotential prognostiziert werden kann. Dies spiegelt sich auch in den niedrigen Nitrat-Konzentrationen

(im einstelligen Bereich) wider. In den Messstellen-Gruppen der MP Gruppe III sowie in den Messstellen GP 8-10 sind deutlich höhere Redoxpotentiale sowie Nitrat-Konzentrationen aufgetreten. Das Nitrat-Abbaupotential ist demnach als gering einzustufen. Es gibt jedoch auch Messstellen in denen ein hohes Redoxpotential gemessen wurde und keine Nitrat-Konzentrationen vorlagen. Dies kann auf einen fehlenden Nitrat-Eintrag oder andere Prozesse zurückzuführen sein.

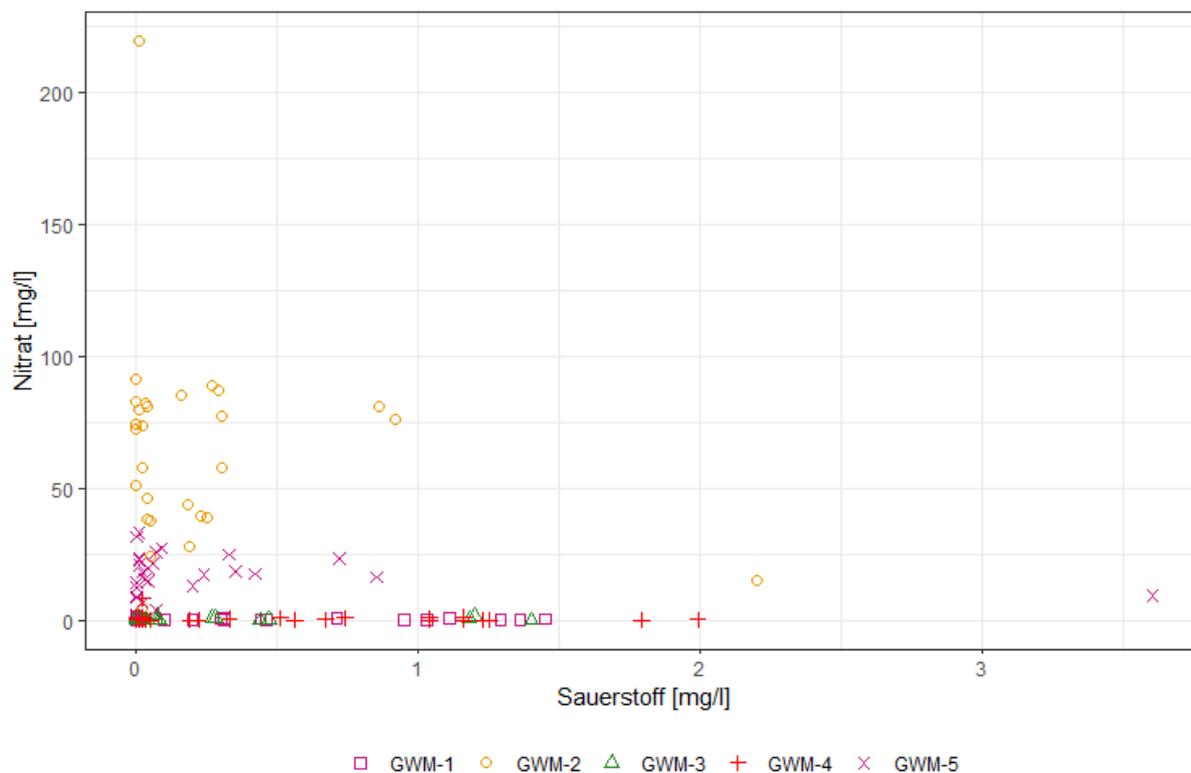


**Abbildung 79:** Gegenüberstellung der gemessenen Nitrat-Konzentrationen und Redoxpotentiale aller Messstellen gruppiert nach Messstellen-Gruppen

Der Zusammenhang zwischen Nitrat- und Sauerstoff-Konzentrationen ist weniger deutlich (vgl. Abbildung 80). Sowohl Messstellen mit geringem Sauerstoffgehalt im Grundwasser als auch Messstellen mit Sauerstoffgehalten über  $5 \text{ mg l}^{-1}$  weisen niedrige als auch hohe Nitrat-Konzentrationen auf. Bei der Betrachtung der GWM im Detail (vgl. Abbildung 81) wird deutlich, dass die Nitrat-Gehalte der Messstellen GWM-2 und GWM-5 trotz niedriger Sauerstoffgehalt im Grundwasser sehr hoch waren, was jedoch auf die gesonderte geologische Position (Rinnenstruktur) der Messstellen zurückgeführt werden muss. GWM-1, GWM-3 und GWM-4 wiesen alle Sauerstoffgehalte unter  $2 \text{ mg l}^{-1}$ , sowie Nitratgehalte nahe Null auf.

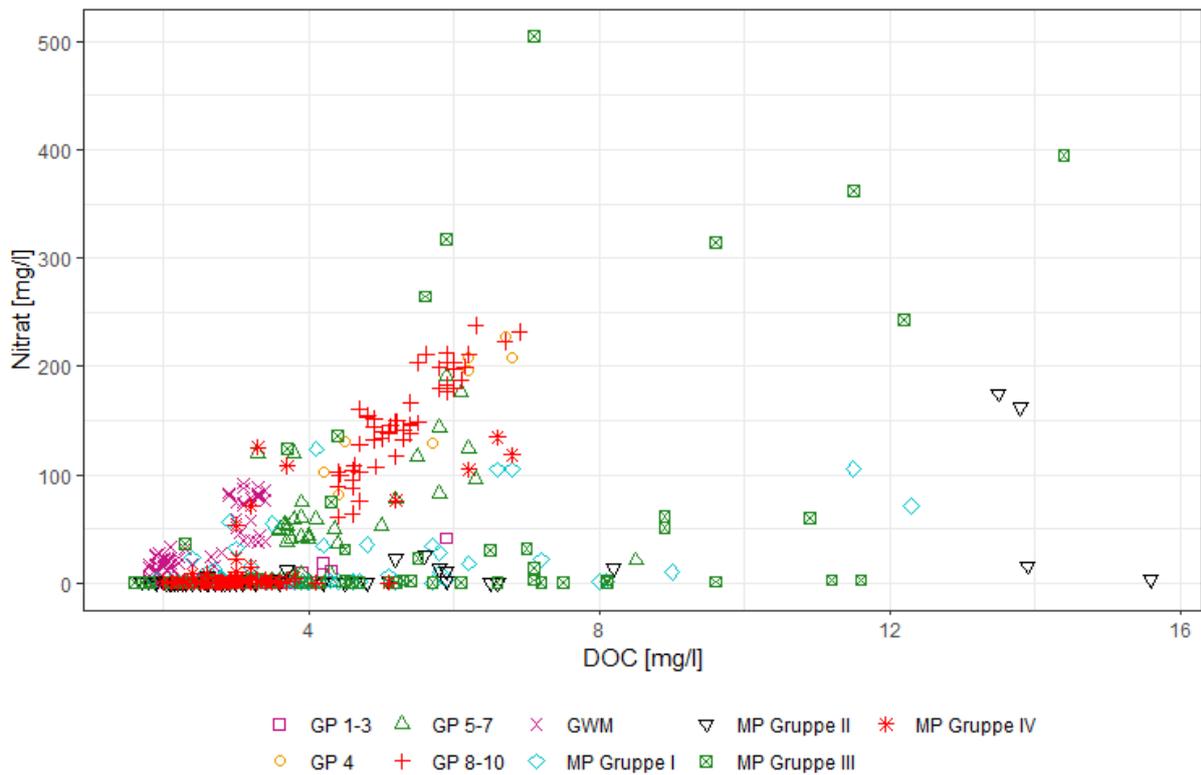


**Abbildung 80:** Gegenüberstellung der gemessenen Nitrat- und Sauerstoff- Konzentrationen aller Messstellen gruppiert nach Messstellen-Gruppen



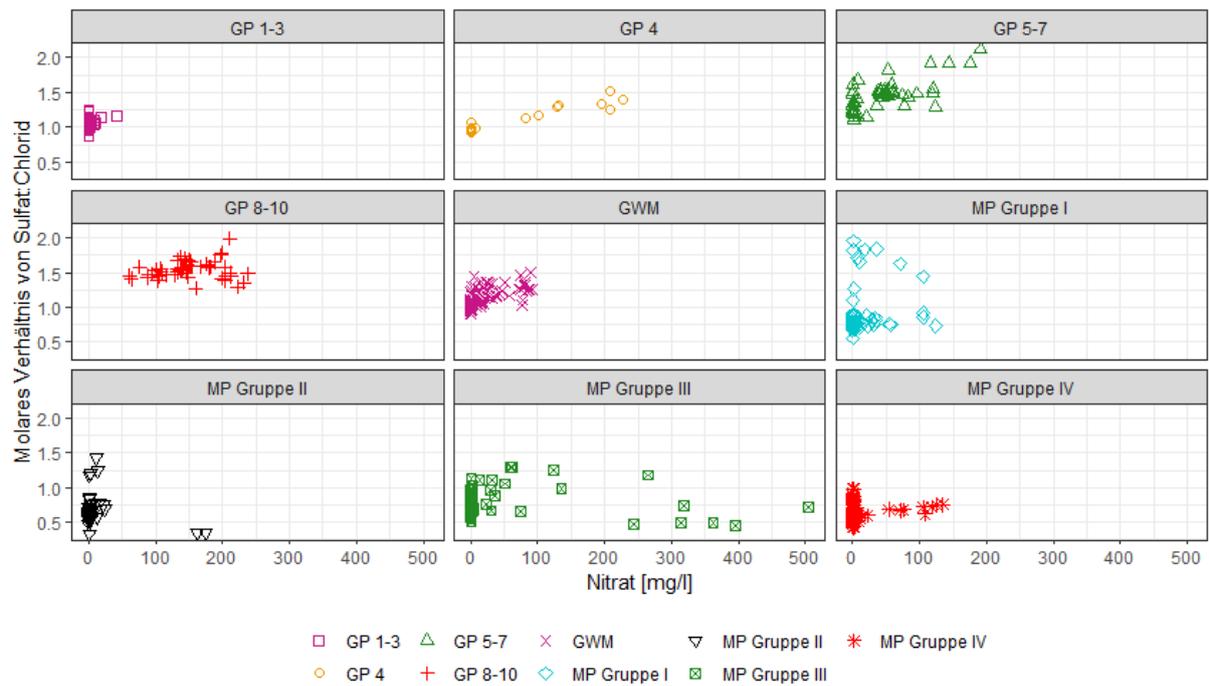
**Abbildung 81:** Gegenüberstellung der gemessenen Nitrat- und Sauerstoff- Konzentrationen der GWM

DOC kann bei ausreichender Verfügbarkeit für die heterotrophe Denitrifikation im Grundwasser genutzt werden. Die Gegenüberstellung der Nitrat- und DOC-Konzentrationen (vgl. Abbildung 82) lassen jedoch erkennen, dass keine höheren DOC-Konzentration ( $> 10 \text{ mg l}^{-1}$ ) im Grundwasser auftreten. Die DOC-Konzentrationen liegen hauptsächlich im einstelligen Bereich, welches für eine Denitrifikation nicht ausreichend ist (Sommer 2001). Untypisch ist zwar, dass teilweise steigende Nitrat-Konzentrationen mit steigenden DOC-Konzentrationen korrelieren, die DOC-Gehalte im Grundwasser sind jedoch auf so niedrigem Niveau, dass sich kein Abbaupotential ableiten lässt.



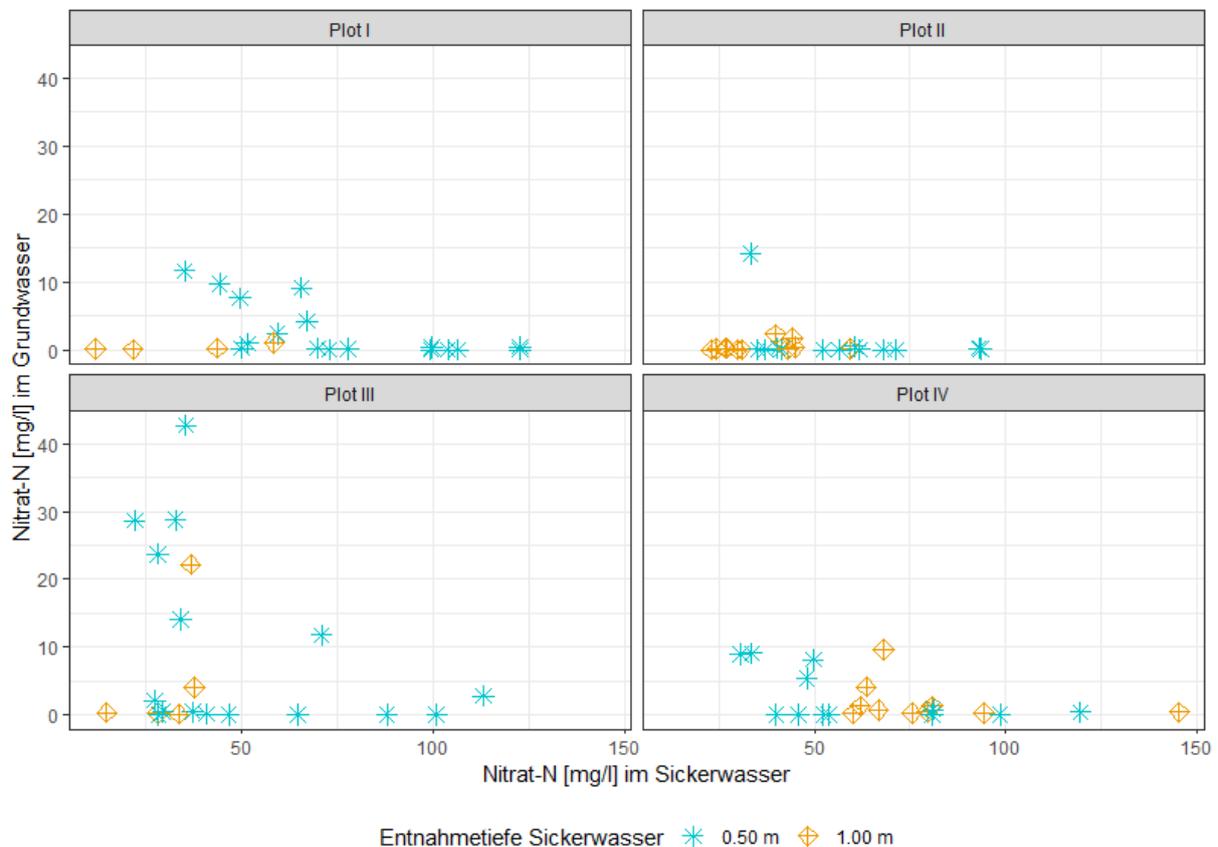
**Abbildung 82:** Gegenüberstellung der gemessenen Nitrat- und DOC-Konzentrationen aller Messstellen gruppiert nach Messstellen-Gruppen

In Abbildung 83 sind die Molaren Verhältnisse von Sulfat und Chlorid gegen die Nitrat-Konzentration aufgetragen. Nach Cremer (2015) gilt ein deutlicher Anstieg des Verhältnisses als sicheres Indiz auf eine autotrophe Denitrifikation, da der Eintrag von Nitrat, Chlorid und Sulfat über das Düngemittel auf landwirtschaftlichen Nutzflächen meist in konstanten Konzentrationsverhältnissen aufgebracht wird. Bei der Betrachtung der Messstellen-Gruppen fällt auf, dass die Sulfat-Chlorid-Verhältnisse der GP hauptsächlich bei  $> 1$  liegen. Die MP weisen hauptsächlich Verhältnisse  $< 1$  auf und die Sulfat-Chlorid-Verhältnisse der GWM liegen zwischen 1 und 1,5. Insgesamt bilden sich jedoch eher Punktwolken mit nur einzelnen Abweichungen. In den Messstellen GP04 sowie GP05-07 stieg das Sulfat-Chlorid-Verhältnis, aber auch die Nitrat-Konzentrationen an. MP Gruppe III weist – bei sehr hohen Nitrat-Konzentrationen – sehr niedrige Sulfat-Chlorid-Verhältnisse auf. Aus der Gegenüberstellung der Sulfat-Chlorid-Verhältnisse und Nitrat-Konzentrationen ergibt sich kein eindeutiger Hinweis auf eine autotrophe Denitrifikation für diese Messstellen.



**Abbildung 83:** Gegenüberstellung der molaren Verhältnisse von Sulfat und Chlorid mit den gemessenen Nitrat-Konzentrationen aller Messstellen gruppiert nach Messstellen-Gruppen

Die Vergleiche der gemessenen Nitrat-N-Konzentrationen im Sickerwasser und Grundwasser können auch einen ersten Hinweis über das Nitratabbaupotential geben (Abbildung 84).



**Abbildung 84:** Gegenüberstellung der Nitrat-N-Konzentrationen [ $\text{mg l}^{-1}$ ] im Sickerwasser und flachen Grundwasser

Für die Gegenüberstellung der Nitrat-N-Konzentrationen im Sicker- und Grundwasser wurden die gemessenen Nitrat-N-Konzentrationen innerhalb eines Monats je Versuchsplot und Messstellengruppe bzw. je Versuchsplot und Sickerwasserentnahmetiefe gemittelt, um eine einheitliche Basis für die Gegenüberstellung zu schaffen. Auch wenn durch die monatliche Mittelwertbildung Extremwerte und der zeitliche Versatz von Nitrat-N-Konzentrationspeaks im Sicker- und Grundwasser nicht berücksichtigt werden und es im Grundwasser zu einer Verdünnung von Nitrat-N-Einträgen kommt, zeigt die Abbildung 84, dass hohe Nitrat-N-Konzentrationen im Sickerwasser nur vereinzelt im Grundwasser wiederzufinden sind. Dies weist auf einen überwiegend in der ungesättigten Zone vorhandenes Nitratabbaupotential hin. Nitratdurchbrüche traten nur vereinzelt und überwiegend im Versuchsplot III auf. Zu unterscheiden ist auch, ob die Nitrat-N-Konzentrationspeaks im Sickerwasser in 50 oder 100 cm u. GOK gemessen wurden. Hohe Nitrat-N-Konzentrationen in 100 cm u. GOK können durch die kürzere Sickerstrecke bis zum Grundwasserspiegel mit einer größeren Wahrscheinlichkeit zu einem Nitratdurchbruch führen, als in 50 cm u. GOK. Bei Betrachtung der Nitrat-N-Konzentrationen in 100 cm u. GOK zeigt nur ein gemittelter Messwert in Plot III einen Nitrat-N-Durchbruch über 20 mg l<sup>-1</sup> an.

Über eine Analyse von **hydrochemischen Zeitreihen** je Messstelle kann bewertet werden, ob ein Nitratabbaupotential vorhanden ist und um welche Art der Denitrifikation es sich handelt. Bei fehlendem Nitratabbaupotential unter landwirtschaftlichen Flächen steigen neben den Nitratgehalten auch meist die Chlorid- und Sulfatgehalte im gleichen Verhältnis an, sofern diese über Düngemittel eingetragen wurden. Je nach Art der Denitrifikation deutet ein Anstieg von Hydrogencarbonat (heterotrophe Denitrifikation) oder Sulfat (autotrophe Denitrifikation) auf den Ablauf einer Denitrifikation hin (vgl. Kapitel 6.1.1.1, S. 115ff). Das Nitratabbaupotential ist erschöpft, wenn die Nitrat-Konzentrationen weiter ansteigen und die Abbau- bzw. Zwischenprodukte der Denitrifikation wie Sulfat und TIC sinken. Dabei bleiben die Chlorid-Konzentrationen unverändert und es kommt zu einem Wechsel von reduzierenden zu oxidierenden Verhältnissen, was sich an abnehmenden Eisen(II)-Konzentrationen erkennen lässt. Da Hydrogencarbonat im Feld nicht ermittelt werden konnte, wird im Folgenden die TIC-Konzentration betrachtet, welche ebenfalls ansteigt, wenn auch Hydrogencarbonat im Grundwasser ansteigt.

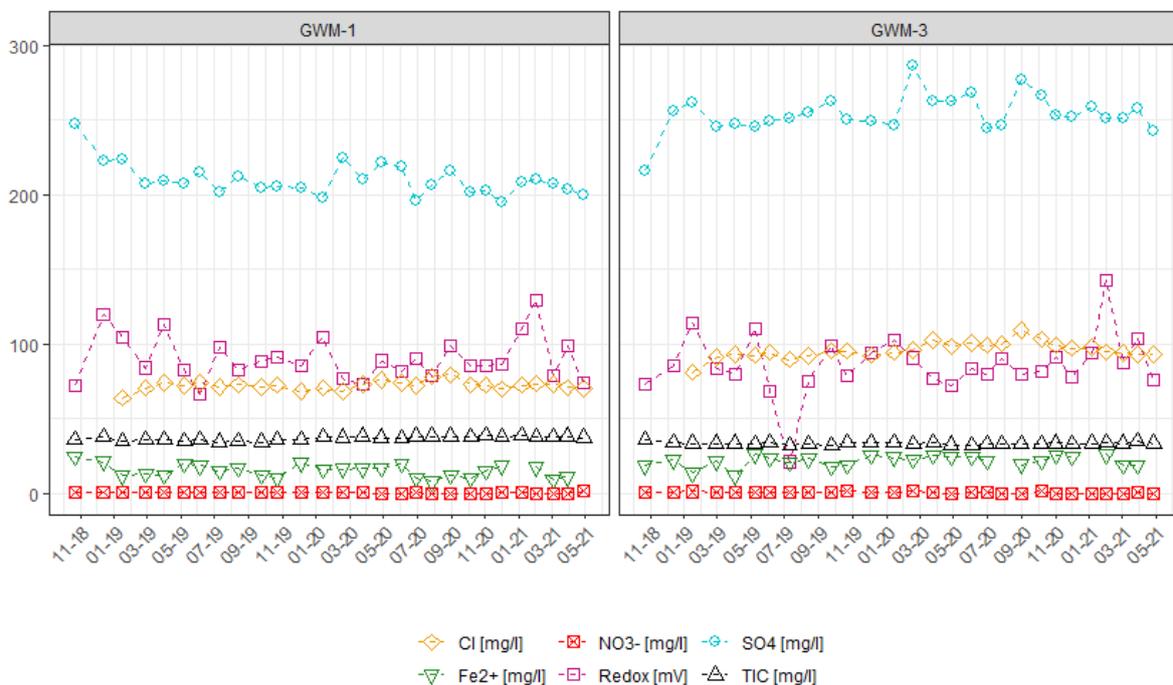
Die Betrachtung der hydrochemischen Daten in Form von Zeitreihen wird in Abbildung 85 bis Abbildung 88 vorgenommen. Hierbei werden einzelne Messstellen hinsichtlich ihres Abbaupotentials beschrieben. Es wurden folgende Kategorien definiert und Messstellen zugeordnet:

- 1) Kein Nitrat-Eintrag
- 2) Fehlendes Abbaupotential
- 3) Nitrat-Durchbruch durch Erschöpfung des Abbaupotentials
- 4) Denitrifikationsnachweis für
  - a. Autotrophe Denitrifikation
  - b. Heterotrophe Denitrifikation

Einzelne Messstellen können keiner Kategorie eindeutig zugewiesen werden, da entweder eine Überlagerung von den oben aufgeführten Prozessen eine eindeutige Zuordnung unmöglich macht oder andere Prozesse ablaufen.

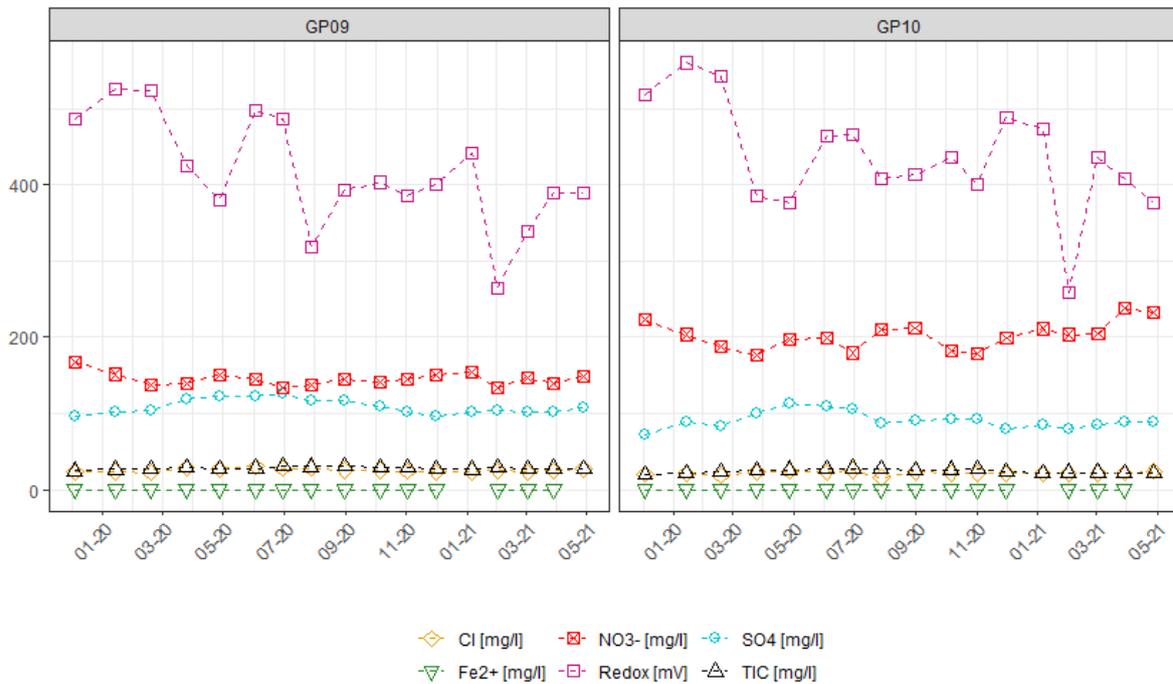
Die hydrochemischen Zeitreihen der zehn Meter tiefen Grundwassermessstellen (GWM) zeigen im Vergleich zu den flachen Minipegeln (MP) und Grundwasserpegeln (GP) deutlich geringere Konzentrationsschwankungen auf. Daher ist eine Zuordnung dieser Messstellen einer der oben definierten Kategorien einfacher bzw. eindeutiger.

In Abbildung 85 sind die Konzentrationsverläufe von Chlorid, Nitrat, Sulfat, Eisen(II), TIC und das Redoxpotential für die Grundwassermessstellen GWM-1 und GWM-3 als Beispiel für einen fehlenden Nitrat-Eintrag abgebildet. Der Sauerstoffgehalt von  $< 1,5 \text{ mg l}^{-1}$  (hier nicht dargestellt) und das Redoxpotential von ca. 100 mV deuten auf reduzierende Bedingungen hin, was eine gute Voraussetzung für eine Denitrifikation wäre. Nitrat-Konzentrationen lagen konstant unter  $2 \text{ mg l}^{-1}$ . Die Chlorid-, Sulfat-, Eisen(II)- und TIC-Konzentrationen weisen kaum Schwankungen auf. Daher wird davon ausgegangen, dass das Grundwasser der GWM-1 und GWM-3 keinen Nitrat-Einträgen ausgesetzt ist und die geringen Nitratkonzentrationen in den GWM-1 und GWM-3 den regionalen Hintergrund des Versuchsfeldes repräsentieren.



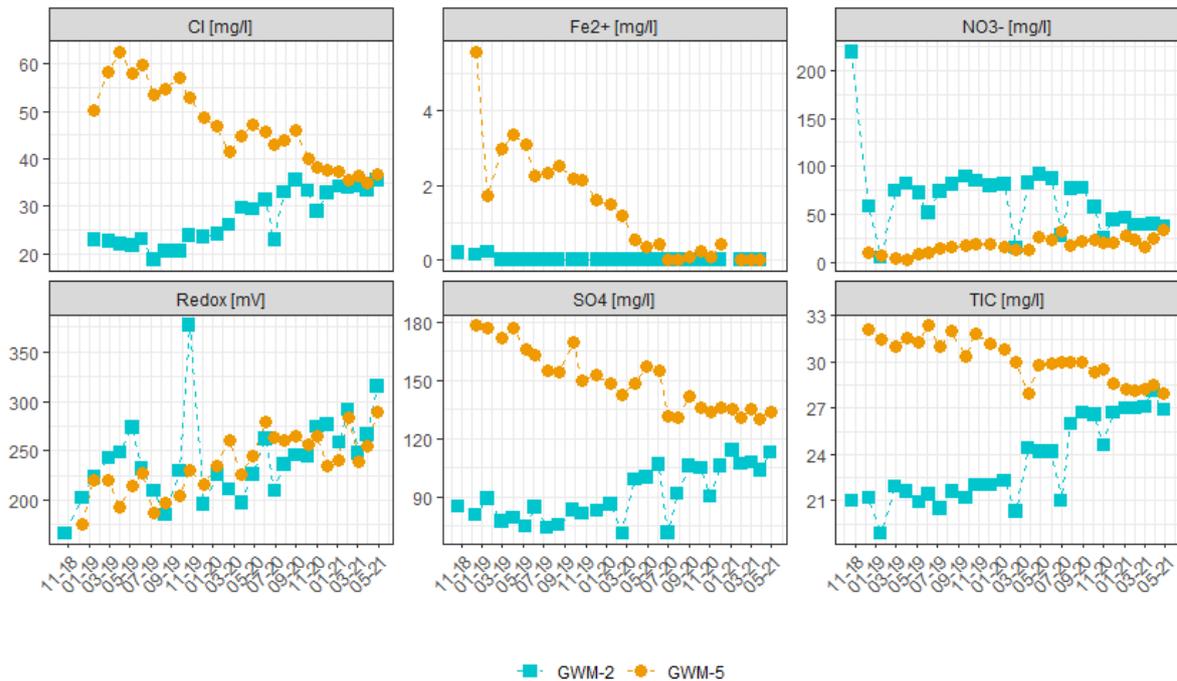
**Abbildung 85:** Kein Nitrat-Eintrag erkennbar: GWM-1 und GWM-3

In Abbildung 86 sind die Messstellen GP09 und GP10 als Beispiel für ein fehlendes Nitrat-Abbaupotential dargestellt. Das Redoxpotential ist zwar über den Analysezeitraum von ca. 500 mV auf etwa 400 mV mit deutlichen Schwankungen gesunken, jedoch bleiben die Konzentrationen der anderen dargestellten Parameter nahezu konstant. Die Nitrat-Gehalte in der Messstelle GP10 liegen bei  $> 200 \text{ mg l}^{-1}$ , was ein alarmierender Wert ist. Der Sauerstoffgehalt im Grundwasser schwankte bei beiden Messstellen zwischen 2 und  $6 \text{ mg l}^{-1}$ , was keine guten Bedingungen für eine Denitrifikation sind.



**Abbildung 86:** Kein Nitrat-Abbaupotential erkennbar: GP09 und GP10

Die in der fluviatilen Rinne liegenden GWM-2 und GWM-5 zeigen eine konträre Entwicklung der Chlorid-, Nitrat-, Sulfat- und TIC-Konzentrationen (Abbildung 87). Das Redoxpotential in beiden Messstellen ist über den Probenahmezeitraum von etwa 170 mV auf bis 300 mV angestiegen. Abgesehen von dieser ähnlichen Entwicklung sind in der Messstelle GWM-5 sinkende Chlorid-, Sulfat- und TIC-Konzentrationen zu verzeichnen, hingegen stiegen diese Konzentrationen in GWM-2 an. Die Eisen(II)-Konzentration sank in der GWM-5 von 5,5 mg l<sup>-1</sup> auf 0 mg l<sup>-1</sup>, während die Eisen(II)-Konzentrationen in der GWM-2, außer bei den ersten 3 Probenahmeterminen, 0 mg l<sup>-1</sup> betragen. Die Nitrat-Konzentration in der GWM-5 stieg kontinuierlich während des Projektzeitraums von etwa 9 mg l<sup>-1</sup> auf 33 mg l<sup>-1</sup>. In der GWM-2 fiel die Nitrat-Konzentration nach der ersten Probenahme von 219 mg l<sup>-1</sup> auf knapp unter 5 mg l<sup>-1</sup>. In 2019 und 2020 pegelte sich die Konzentration bei etwa 80 mg l<sup>-1</sup> ein, jedoch mit weiteren Tiefwerten im Jahr 2020. Ab November 2020 bis zum Projektende fiel die Nitrat-Konzentration auf knapp unter 40 mg l<sup>-1</sup>. Die extremen Nitrat-Konzentrationsschwankungen in der GWM-2 korrelieren mit keinem anderen untersuchten Parameter, sodass hier keine eindeutige Zuordnung in eine der oben definierten Kategorien stattfinden konnte. Durch die Abnahme der Nitrat-Konzentrationen in Anbetracht des gesamten Probenahmezeitraums könnte ein Abbau eingesetzt haben, jedoch spricht das nahezu gleichbleibende Sulfat-Chlorid-Verhältnis dagegen, was einen kontinuierlichen Düngemiteleintrag vermuten lässt. In der GWM-5 ist ein Nitrat-Durchbruch durch steigende Nitrat-Konzentrationen bei sinkenden Sulfat-, Eisen(II)- und TIC-Konzentrationen zu erkennen. Hier paust sich offenbar auch der Düngemiteleintrag durch.

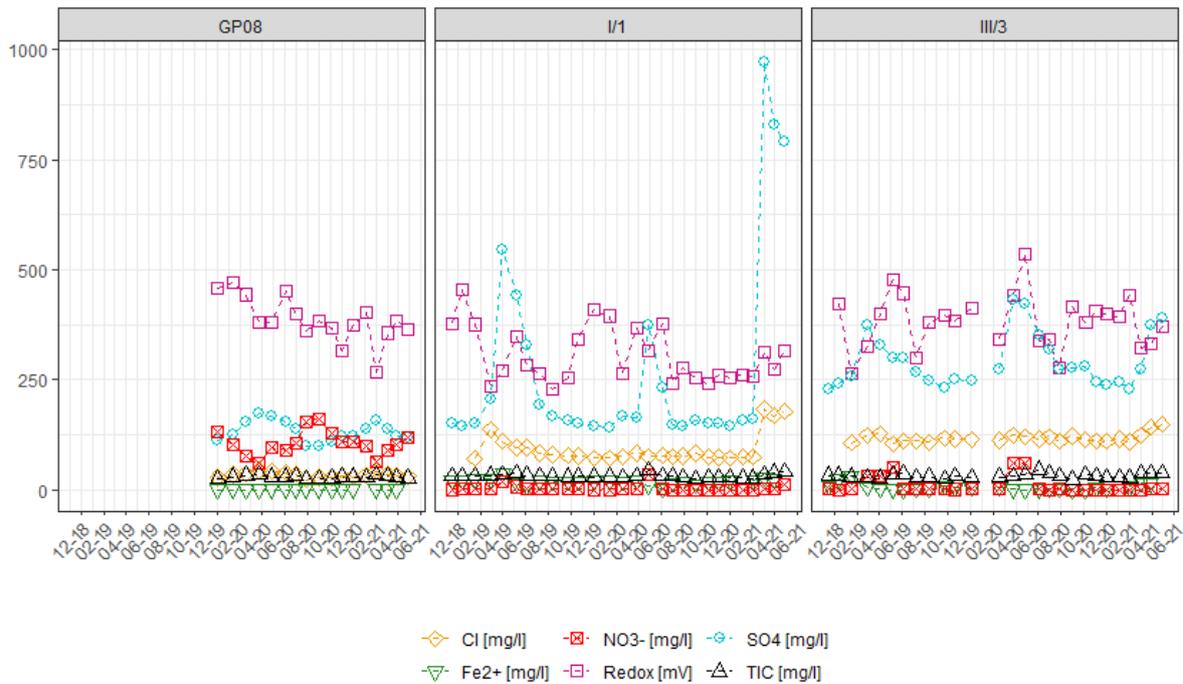


**Abbildung 87:** GWM-2 und GWM-5 als Beispiel für einen konträren Verlauf der Chlorid-, Nitrat-, Sulfat- und TIC-Konzentrationen

Hinweise auf Denitrifikationsprozesse geben Beobachtungen an den Messstellen GP08, MP I/1 und III/3 (Abbildung 88). Die steigenden Sulfat-Chlorid-Verhältnisse bei sinkenden Nitrat-Konzentrationen können einerseits auf eine autotrophe Denitrifikation hinweisen, wenngleich hohe Redoxpotentiale bei allen drei Messstellen (> 200 mV) sowie die geringe Eisen(II)-Konzentration gegen die autotrophe Denitrifikation sprechen. Die zunehmenden TIC-Konzentrationen können Hinweis auf eine heterotrophe Denitrifikation sein. Angesichts der hohen Redoxpotentiale ist allerdings der Nachweis für das Ablaufen der Denitrifikation nicht eindeutig gegeben.

In den Messstellen MP I/1 und III/3 ist zudem zu erkennen, dass es im Frühjahr 2021 zu einer Zunahme des Düngemiteleintrags über die steigenden Sulfat- und Chlorid-Konzentrationen gekommen ist. Den Anstieg der Nitrat-Konzentration wurde durch den Projektabschluss nicht mehr erfasst, jedoch ist dieser zu erwarten.

Abschließend ist festzuhalten, dass vor allem die vorherrschenden Redoxpotentiale und Sauerstoffgehalte in den Messstellen keine gute Voraussetzung für eine Denitrifikation bieten. Dies spiegelt sich auch in der Interpretation der hydrochemischen Zeitreihen wider. Schwankungen der Sulfat-Konzentrationen bei gleichbleibenden Chlorid-Konzentrationen können zwar eine autotrophe Denitrifikation anzeigen, jedoch deuten die Eisen(II)-Konzentrationen nicht eindeutig auf diesen Prozess hin. Außerdem geben die untersuchten Bodenmaterialien keinen Hinweis auf ein ausreichendes Angebot von Pyrit im Untersuchungsfeld bei „Neu Sacro“. Demgegenüber kann auf Grund des Nachweises von TIC in nahezu allen Messstellen der oberen Grundwasserzone (MP und GP) auf eine mehr oder weniger stark ablaufende heterotrophe Denitrifikation geschlossen werden, die allerdings auf Grund der insgesamt geringen Nitratkonzentrationen nur schwach detektierbar war.



**Abbildung 88:** Beispiele für eine mögliche Denitrifikation: GP08, MP I/1 und III/3

#### 6.1.2.6 Einfluss der Gehölzstreifen auf den Nitratgehalt im Grundwasser

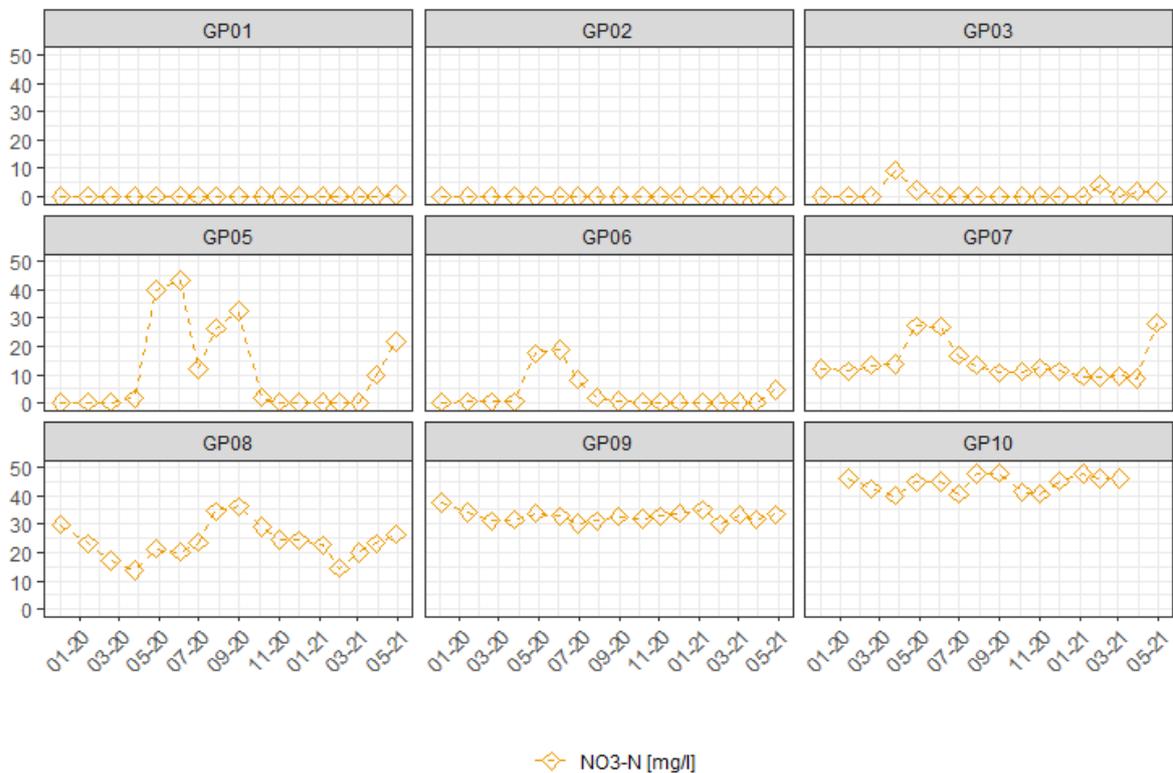
Wichtig für die Analyse des Einflusses der Gehölzstreifen auf den Nitrat-N-Gehalt im Grundwasser ist die Positionierung der Messstellen GP auf dem Versuchsfeld bei „Neu Sacro“ (vgl. Abbildung 89) sowie die vorherrschende Grundwasserfließrichtung. Diese verläuft in etwa von GP01 zu GP07 (Nord-Nordost). Wie bereits diskutiert, ist zu erkennen, dass die Messstellen GP08-10 in einer Rinnenstruktur auf dem Feld positioniert wurden. Wie in Kapitel 6.1.2.1 dokumentiert, konnte jedoch die Grundwasserfließrichtung zwischen den Pegeln GP08-10 nicht eindeutig ermittelt werden, obwohl anhand der Nitrat-Konzentrationen eine Fließrichtung innerhalb der Rinnenstruktur an dem Messstellentransekt von GP10 nach GP08 anzunehmen (Richtung NW) war. In der GP10 lagen die Nitrat-N-Konzentrationen ohne größere Schwankungen zwischen 40 und 50 mg l<sup>-1</sup>.

Die Nitrat-N-Konzentrationen in der GP09 (vgl. Abbildung 90, S. 142) lagen über den gesamten Probenahmezeitraum zwischen 30 und 38 mg l<sup>-1</sup>. Die GP08 weist zwei größere Schwankungen jeweils mit Tiefwerten im Frühjahr 2020 und 2021 von rund 14 mg l<sup>-1</sup> auf. Die maximale gemessene Konzentration lag bei 36 mg l<sup>-1</sup> am 31.08.2020. Geht man von einer lokalen Grundwasserfließrichtung in Richtung NW aus, wie sie für die Rinne anzunehmen ist, kann den Wurzeln der Gehölzstreifen eine „Filterfunktion“ zugesprochen werden.



**Abbildung 89:** Positionierung der GP in den Agroforststreifen auf dem Versuchsfeld bei „Neu Sacro“

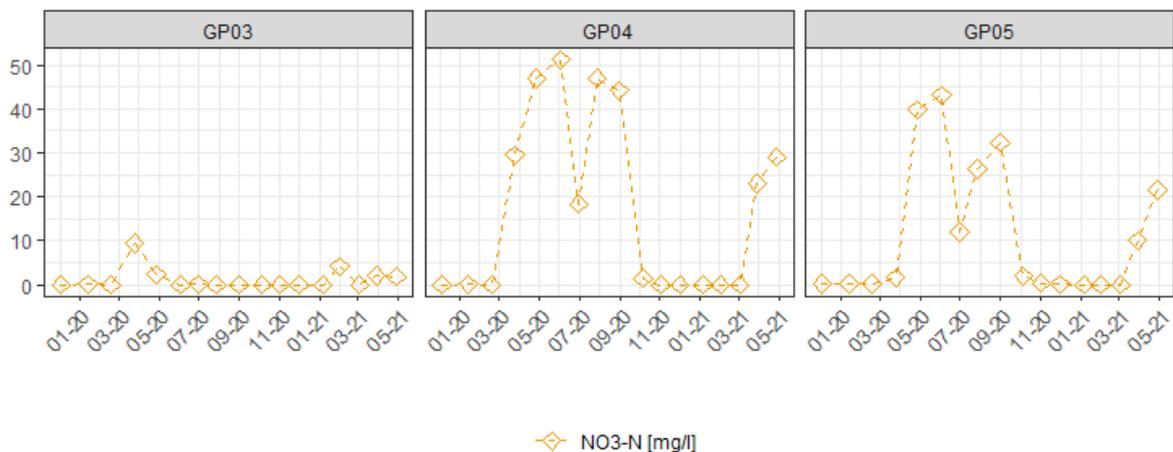
In den Messstellen GP05 bis GP07 sind die deutlichsten Nitrat-N-Konzentrationsunterschiede gemessen worden. Am deutlichsten ist der Konzentrations-Doppelpeak in der Messstelle GP05 im Sommer 2020 zu verzeichnen. Im Juni erreichten hier die Nitrat-N-Konzentrationen  $43,2 \text{ mg l}^{-1}$  und im September  $32,4 \text{ mg l}^{-1}$ . Im Frühjahr 2021 kam es erneut zu einem Nitrat-N-Anstieg bis zu  $21,6 \text{ mg l}^{-1}$ , jedoch ist hier ein weiterer Anstieg der Konzentration über den Probehahmenzeitraum zu vermuten. GP06 weist innerhalb der Gehölzstreifen den geringsten Nitrat-N-Anstieg im Juni 2020 von bis zu  $18,7 \text{ mg l}^{-1}$  auf. Abgesehen von einem erneuten geringen Anstieg im Frühjahr 2021 knapp unter  $5 \text{ mg l}^{-1}$  lagen die Nitrat-N-Konzentrationen nahe null. GP07 wies zu keinem Zeitpunkt Nitrat-N-Konzentrationen unter  $8 \text{ mg l}^{-1}$  auf. Der Konzentrationspeak im Juni 2020 ist ebenfalls mit einer gemessenen Nitrat-N-Konzentration von  $27 \text{ mg l}^{-1}$  und im Frühjahr 2021 mit  $28 \text{ mg l}^{-1}$  aufgetreten. Die Messstelle im Gehölzstreifen (GP06) weist von dem beschriebenen Transekt die niedrigsten Nitrat-N-Konzentrationen auf.



**Abbildung 90:** Nitrat-N-Konzentrationen in den Grundwasserpegel GP (außer GP04)

In dem Messstellentranssekt GP01 bis GP03 sind ausschließlich in GP03 zwei Nitrat-N-Konzentrationspeaks von knapp unter 10 bzw. 5 mg l<sup>-1</sup> jeweils im Frühjahr 2020 und 2021 zu verzeichnen. Abgesehen davon lagen die Nitrat-N-Konzentrationen in den Messstellen GP01-03 unter 1 bzw. bei 0 mg l<sup>-1</sup>.

Die GP04 bildet eine Ausnahme hinsichtlich ihrer Positionierung mitten auf dem Agrarstreifen. Daher wird diese Messstelle gesondert betrachtet. Zum Vergleich wurden jedoch die nächstgelegenen Messstellen GP03 und GP05 in Abbildung 91 mit abgebildet.



**Abbildung 91:** Nitrat-N-Konzentrationen in den Grundwasserpegel GP03, GP04 und GP05

Der Verlauf der Nitrat-N-Konzentration in der Messstelle GP04 ähnelt dem der Messstelle GP05, jedoch lagen die Nitrat-N-Konzentrationsmaxima deutlich über diesen. Im Juni 2020 und im Oktober 2020 wurden Maximalwerte von 51,2 bzw. 47,3 mg l<sup>-1</sup> gemessen. Im Frühjahr 2021 wurde eine maximale Nitrat-N-Konzentration von 29 mg l<sup>-1</sup> gemessen. Zwischen den Konzentrationspeaks lagen die Nitrat-N-Werte unter 0,2 bzw. bei 0 mg l<sup>-1</sup>.

In Anbetracht der Lage der Messstellen und vorherrschenden Fließrichtung sind die deutlich höheren Nitrat-N-Konzentrationen für die Messstelle GP04 plausibel. Im Anstrom des nächsten Gehölzstreifens liegt die Messstelle GP05, welche ebenfalls deutlich höhere Nitrat-N-Konzentrationen als die Messstelle GP03 aufweist, welche im Abstrom des westlich gelegenen Gehölzstreifens platziert wurde.

Insgesamt haben die Untersuchungen an den Gehölzstreifen deren bereits bekannte „Filterwirkung“ hinsichtlich des Nitrats im Grundwasser bestätigt.

### 6.1.3 Ergebnisse der Felduntersuchungen am Standort „Peickwitz“

#### 6.1.3.1 Hintergrund der Untersuchungen

Auf der Versuchsfläche in Peickwitz erfolgte ab Mai 2019 die Inbetriebnahme von insgesamt neun Grundwassermessstellen mit einer Endteufe von jeweils etwa 320 cm unter Geländeoberkante (GOK). Diese Grundwassermessstellen wurden durch die BTU Cottbus-Senftenberg mit der Zielsetzung beprobt, mögliche düngungsregimebedingte Änderungen in der chemischen Grundwasserbeschaffenheit und hier primär hinsichtlich wichtiger organischer und mineralischer Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen (z.B. Nitrat-N und DOC) zwischen der konventionellen Düngung (Kontrolle), einer kompostbasierten Düngung (G1 30 t ha<sup>-1</sup>) sowie einer Kombination aus beiden Varianten zu untersuchen. Das Kapitel 4.3.2 enthält eine Skizze zum Versuchsaufbau, während die Beschreibung der Probenahme sowie die

eingehaltenen Vorschriften zur Bestimmung der dargestellten Untersuchungsparameter dem Kapitel 4.4.6.2 entnommen werden können. Die statistische Auswertung der vorliegenden Daten erfolgte analog zum Sickerwasser und ist detailliert in Kapitel 4.4.5.4 beschrieben.

#### 6.1.3.2 Ergebnisse der Grundwasseruntersuchungen

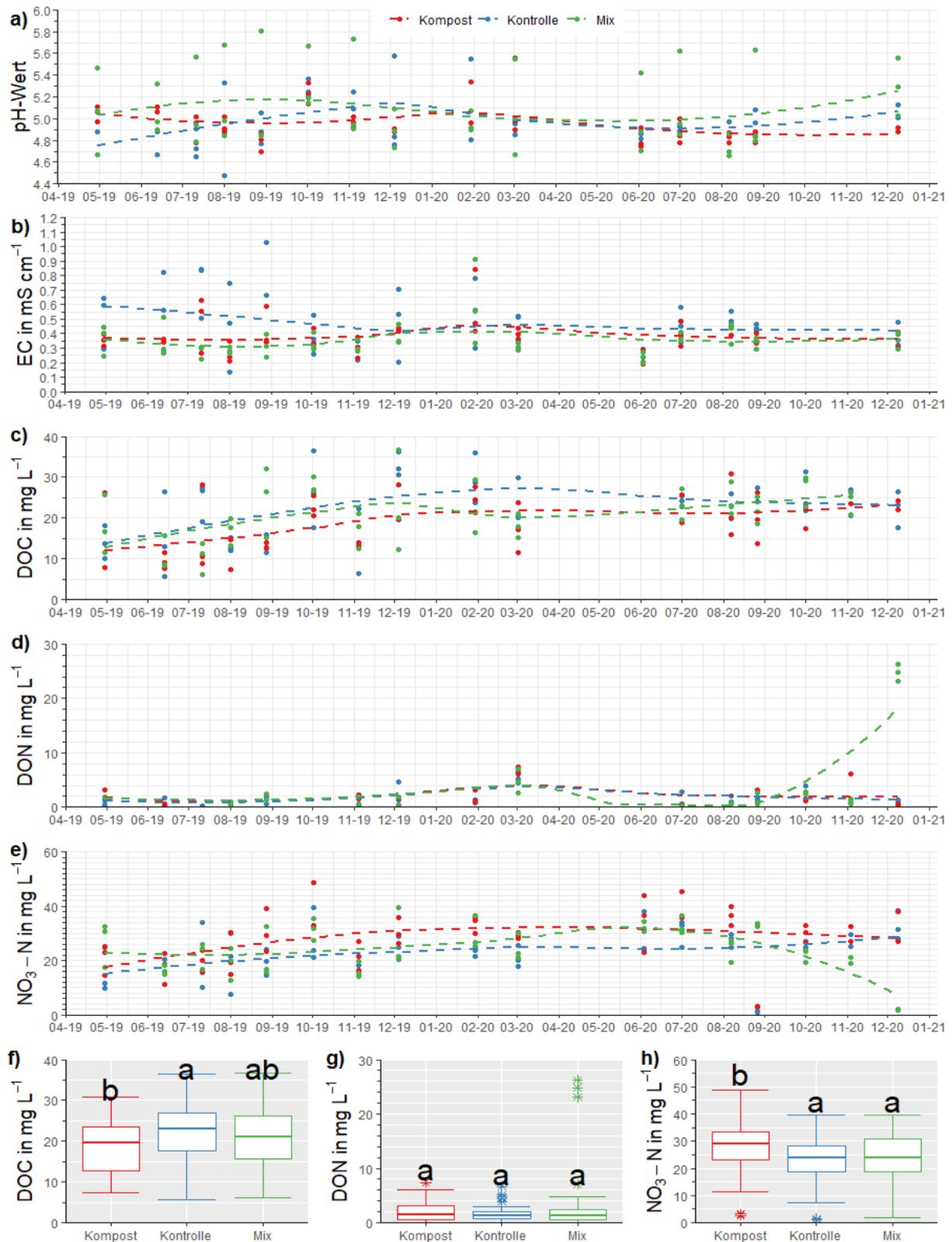
Der pH-Wert im Grundwasser der drei untersuchten Düngungsvarianten war im gesamten Versuchszeitraum durch einen leicht sauren Wertebereich zwischen 4,5 und 5,8 gekennzeichnet (Abbildung 92a). Obgleich insbesondere bei der Kombinationsvariante tendenziell höhere pH-Werte als bei den übrigen Varianten vorgefunden wurden, konnte keine statistisch signifikante Abweichung zwischen den Versuchsgliedern nachgewiesen werden.

Die Messwerte der elektrischen Leitfähigkeit im Grundwasser variierten im Untersuchungszeitraum zwischen 0,1 bis 1,0 mS cm<sup>-1</sup> und fielen, im Gegensatz zum pH-Wert, bei der Kontrollvariante signifikant ( $p < 0,005$ ) höher als bei den beiden kompostbasierten Düngungsvarianten aus (Abbildung 92b). So wurde hier beispielsweise eine sehr hohe elektrische Leitfähigkeit unmittelbar nach der Ernte des Winterroggens im Juli 2019 vorgefunden. Ein bewirtschaftungsbedingter Einfluss auf die elektrische Leitfähigkeit der beiden kompostbasierten Düngungsvarianten konnte hingegen nicht beobachtet werden.

Wie aus der Abbildung 92c ersichtlich wird, nahm die Konzentration an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) im Grundwasser der Kontrollvariante mit fortschreitender Untersuchungsdauer deutlich zu und lag zumeist über jener der beiden kompostbasierten Düngungsvarianten. Insgesamt schwankte die DOC-Konzentration im Grundwasser der Versuchsfläche in Peickwitz im gesamten Untersuchungszeitraum zwischen 5,5 (Kontrolle) und 36,8 (Kombinationsvariante) mg l<sup>-1</sup>, wobei unter der reinen Kompostdüngungsvariante eine signifikant ( $p < 0,05$ ) geringere Konzentration festgestellt wurde (Abbildung 92f).

Die Messwerte des löslichen organischen Stickstoffs (DON) im Grundwasser variierten zwischen ca. 0,1 (Kontrolle) und 26,3 (Kombinationsvariante) mg l<sup>-1</sup>, lagen aber zumeist deutlich unterhalb von 10 mg l<sup>-1</sup> (Abbildung 92d). Eine Ausnahme bildete hierbei die Kombinationsvariante, deren oberflächennahes Grundwasser im Dezember 2020 im Mittel 24,8 mg l<sup>-1</sup> DON aufwies. Dieser Wert lag deutlich über der DON-Konzentration der Kompostvariante (0,5 mg l<sup>-1</sup>) sowie der Kontrolle (1,1 mg l<sup>-1</sup>). Da sich diese Beobachtung jedoch lediglich auf den einen Messtermin beschränkte, ergaben sich über den gesamten Untersuchungszeitraum betrachtet zwischen den Varianten keine statistisch signifikanten Unterschiede (Abbildung 92g).

In Abbildung 92e ist die Konzentration an NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N im Grundwasser dargestellt. Mit einer Schwankungsbreite zwischen 2,7 und 48,8 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N l<sup>-1</sup> war diese bei der reinen Kompostvariante tendenziell höher als bei der Kontrolle (0,9 bis 39,5 mg l<sup>-1</sup>) und der Kombinationsvariante (1,8 bis 39,6 mg l<sup>-1</sup>). Konzentrationen von über 25 mg l<sup>-1</sup> wurden dabei zumeist in einer vegetationsfreien, bodenbearbeitungsintensiven Phase, wie z.B. im Herbst 2019 sowie in der Wachstumsphase vom Silomais im Zeitraum von Juni bis August 2020 ermittelt. Über den gesamten Untersuchungszeitraum gesehen, lag die Konzentration an NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N im oberflächennahen Grundwasser der reinen Kompostvariante statistisch signifikant ( $p < 0,05$ ) höher als jene, die bei der Kontrolle bzw. der Kombinationsvariante festgestellt wurden.



**Abbildung 92:** Charakterisierung des Grundwassers unter Kompost-, konventioneller und Kombinations-Düngung am Versuchsstandort „Peickwitz“ im Zeitraum von Mai 2019 bis Dezember 2020; dargestellt sind a) pH-Wert, b) elektrische Leitfähigkeit, die Konzentrationsverläufe des c) gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC), des d) gelösten organischen Stickstoffs (DON) sowie des e) Nitratstickstoffs ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ); die Boxplotgrafiken f) bis g) spiegeln die statistische Verteilung der Messwerte der genannten Parameter im gesamten Untersuchungszeitraum wider; unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante ( $p \leq 0,05$ , ANOVA mit Post-Hoc Sidak-Test, außer DON, hier ist das Wilcoxon-Rangsummentestergebnis dargestellt) Abweichungen zwischen den Untersuchungszeiträumen der einzelnen Versuchsvarianten ( $n = 3$ )

## 6.2 Batchversuche zum Denitrifikationspotential

### 6.2.1 Material und Methoden

Zur Identifikation und Quantifizierung der Stoffumsetzungsprozesse von Nitrat in verschiedenen Böden des Versuchsfeldes wurde eine Batchversuchsreihe aus 16 Einzelbatches durchgeführt. Einzelne Bodenproben wurden mit den drei verwendeten Kompostvarianten von Inno-KompAgt versetzt. Es wurden jeweils 500 g einer Bodenprobe mit 1.500 ml Grundwasser (Verhältnis 1 : 3, übersättigtes System) in Glasflaschen mit einem Volumen von zwei Litern gefüllt. Insgesamt wurden neben dem A-Horizont eines Ackerbodens vier verschiedene Bodenarten (Grobsand, Mittelsand, Feinsand, Schluff) untersucht, die in der ungesättigten Bodenzone bis zum Grundwasserspiegel typisch für das Untersuchungsfeld sind. Drei Batchgefäße wurden mit 800 ml Grundwasser und den jeweiligen Komposten G1, G2\* und G4 (vgl. Tabelle 11 und Tabelle 13) befüllt, die auf den Kompostplots ausgebracht wurden. Eine Nullprobe diente zur Untersuchung möglicher Prozesse, die ohne Sediment, d.h. ausschließlich im Grundwasser ablaufen.

Alle Batches mit Sedimenten (Tabelle 19, Ansatz Nr. 1-6) wurden in Parallelversuchen angesetzt, die sich hinsichtlich der Kohlenstoffzugabe (mit externer Kohlenstoffzugabe und ohne externer Kohlenstoffquelle) unterschieden. Als externe Kohlenstoffquelle diente zum einen direkt verfügbares Natriumacetat und zum anderen der im Feld verwendete Kompost G1. Der Kompost diente in den Ansätzen 1\_1\_a, 2\_1\_a und 3\_1\_a gleichzeitig als Nitratquelle. Zur Untersuchung des Denitrifikationsvermögens der unterschiedlichen Substrate wurde in allen Batches entweder von Versuchsbeginn an oder erst im weiteren Verlauf zusätzlich Natriumnitrat hinzudosiert. Eine Übersicht der präparierten Batches ist in Tabelle 19 sowie in Abbildung 93 zu finden. Die Gasphase oberhalb der Lösung wurde mit Argon befüllt und regelmäßig gespült, um ein sauerstofffreies Milieu zu gewährleisten, denn nur in einem sauerstofffreien bzw. sauerstoffarmen Milieu kann die Denitrifikation ablaufen. Ab einem Sauerstoffgehalt zwischen 1 und 5 mg l<sup>-1</sup> wird die Denitrifikation gehemmt (Wendland & Kunkel 1999). Der Versuch wurde im Technikum des DGFZ aufgebaut, wo eine konstante Raumtemperatur von ca. < 15 °C herrscht und es überwiegend dunkel ist.

Untersucht wurde der Konzentrationsverlauf über die Zeit von Nitrat, Nitrit, Ammonium, Sulfat, DOC. Der pH-Wert sowie das Redoxpotential wurden ebenfalls erfasst. Auf Basis der Messwerte wurde die Abbaurate für Nitrat (Kinetik) hinsichtlich verfügbarer und zusätzlicher organischer Kohlenstoffquellen ermittelt.

Die Probenahme erfolgte dynamisch, d.h. zu Versuchsbeginn ca. alle 2 - 4 Tage und zum Versuchsende wöchentlich. Die Versuchsdauer wurde in Abhängigkeit der Nitratkonzentration gewählt bzw. bis keine signifikante Änderungen der Nitratkonzentration mehr stattfand. Das durch die Probenahme entnommene Wasservolumen (ca. 50 mg/PN) wurde mit Grundwasser wieder aufgefüllt, um konstante Bedingungen bezüglich Sediment-Wasser-Verhältnis zu behalten. Die dadurch entstandene Konzentrationsänderung wurde als vernachlässigbar angesehen, sodass keine Korrektur der Konzentrationen durchgeführt wurde.

**Tabelle 19:** Übersicht Zusammensetzung der Batchversuche

Versuch	Ansatz Nr.	Substrat	Nitratdosierung	Kohlenstoffquelle
0	0_1	-	455 mg NaNO <sub>3</sub>	412 mg Na-Acetat
1	1_0	500 g Ackerboden	1.5 g NaNO <sub>3</sub>	
	1_1_a	500 g Ackerboden	*	50 g Kompost G1
	1_1_b	1_1_a	+ 455 mg NaNO <sub>3</sub>	
2	2_0	500 g Schluff	1.5 g NaNO <sub>3</sub>	
	2_1_a	500 g Schluff	*	50 g Kompost G1
	2_1_b	2_1_a	+ 455 mg NaNO <sub>3</sub>	
3	3_0	500 g Feinsand	1.5 g NaNO <sub>3</sub>	
	3_1_a	500 g Feinsand	*	50 g Kompost G1
	3_1_b	3_1_a	+ 455 mg NaNO <sub>3</sub>	
4	4_0	500 g Mittelsand	455 mg NaNO <sub>3</sub>	
	4_1	500 g Mittelsand	455 mg NaNO <sub>3</sub>	412 mg Na-Acetat
5	5_0	500 g Mittel - Grobsand	455 mg NaNO <sub>3</sub>	
	5_1	500 g Mittel - Grobsand	455 mg NaNO <sub>3</sub>	412 mg Na-Acetat
6	6_0	500 g Mittelsand	455 mg NaNO <sub>3</sub>	
	6_1	500 g Mittelsand	455 mg NaNO <sub>3</sub>	412 mg Na-Acetat
7	G_1_a	100 g Kompost G1	*	*
	G_1_b	G_1_a	+ 455 mg NaNO <sub>3</sub>	
	G_1_c	G_1_b	+ 455 mg NaNO <sub>3</sub>	
	G_2_a	100 g Kompost G2	*	*
	G_2_b	G_2_a	+ 455 mg NaNO <sub>3</sub>	
	G_2_c	G_2_b	+ 455 mg NaNO <sub>3</sub>	
	G_4_a	100 g Kompost G4	*	*
	G_4_b	G_4_a	+ 455 mg NaNO <sub>3</sub>	
G_4_c	G_4_b	+ 455 mg NaNO <sub>3</sub>		

\*Nitratdosierung bzw. Kohlenstoffquelle ist Bestandteil des zugegebenen Komposts

Die hohe Dosierung der Nitrat-N Konzentration in den Batchansätzen 1\_0, 2\_0 und 3\_0 erfolgte auf Grund der prognostizierten Nitrat-N-Konzentration in den Komposten. So sollten vergleichbare Bedingungen in den jeweiligen Batches geschaffen werden. Jedoch hat sich wider Erwarten nicht annähernd so viel Nitrat-N aus den Komposten in den Ansätzen 1\_1, 2\_1 und 3\_1 gelöst.



Abbildung 93: Batchversuchsaufbau

## 6.2.2 Ergebnisse und Diskussion

### 6.2.2.1 Konzentrationsverläufe

Die Abbildung 94 und Abbildung 95 zeigen den Konzentrationsverlauf ausgewählter Parameter der Batchversuche mit Sediment (vgl. Tabelle 19 Versuche 1 - 6), Abbildung 96 zeigt die Batchversuche ausschließlich mit den drei Kompostvarianten (vgl. Tabelle 19, Versuch 7).

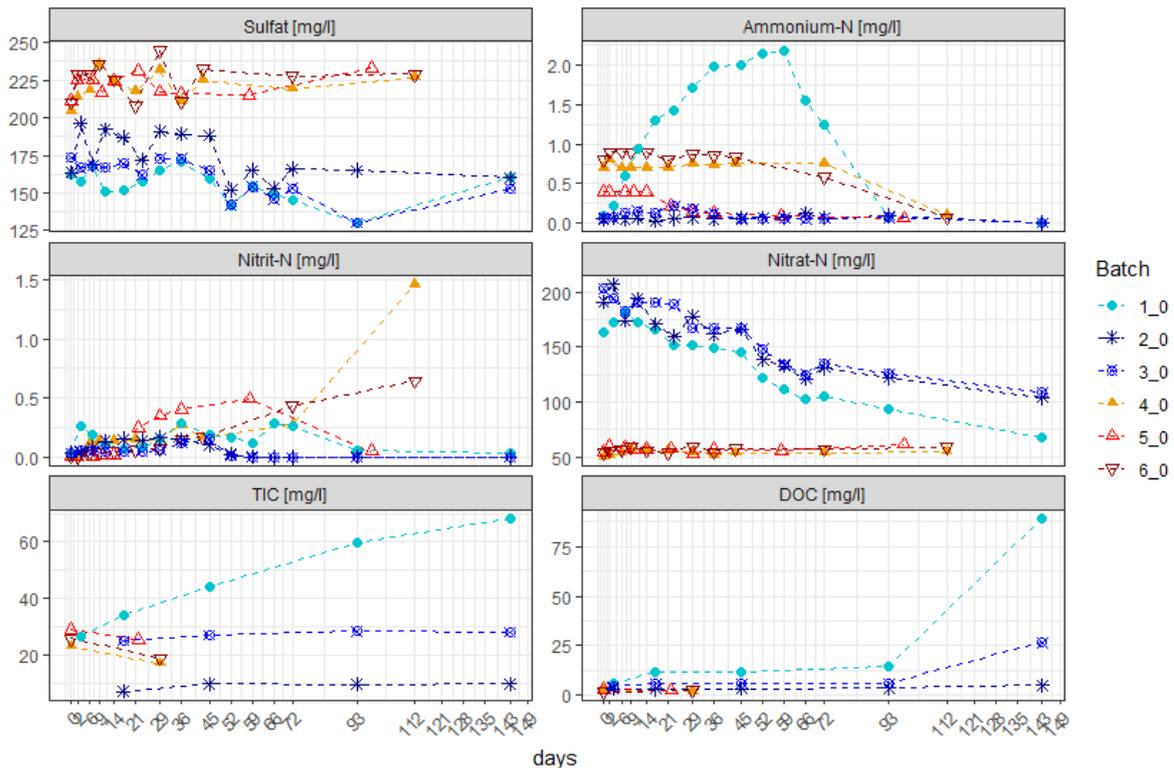
Vorweg ist darauf hinzuweisen, dass die Probenahme diskontinuierlich stattgefunden hat, sodass eventuelle Konzentrations-Peaks als auch Tiefwerte aufgrund des Probenahmeintervalls nicht erfasst wurden.

#### a) *Batchansätze X\_0 ohne Kohlenstoffquelle (vgl. Abbildung 94)*

In den Batchversuchen der Ansätze X\_0 (das „X“ ist ersetzbar mit den Batchversuchs-Nr. 1 bis 6), d.h. das Substrat wurde mit Natrium-Nitrat versetzt ohne eine zusätzliche Kohlenstoffquelle, fand ausschließlich ein Nitrat-N-Abbau mit den Versuchsgliedern Ackerboden, Schluff und Feinsand statt. Die Nitrat-N-Konzentration sank in den Ansätzen 2\_0 und 3\_0 von rund 200 mg l<sup>-1</sup> auf rund 100 mg l<sup>-1</sup> in 143 Tagen. Der Ansatz 1\_0 verzeichnete von Versuchsbeginn eine geringere Nitrat-N-Konzentration von ca. 160 mg l<sup>-1</sup> auf. Die Nitrat-N-Konzentration sank zum Versuchsende auf rund 70 mg l<sup>-1</sup>. Der für den Ablauf einer heterotrophen Denitrifikation benötigte Kohlenstoff wurde demnach aus den Sedimenten geliefert. Zudem scheint, dass die Lösungsraten von Kohlenstoff der Ansätze 1\_0, 2\_0 und 3\_0 nahezu im Gleichgewicht mit den Verbrauchsraten bis zum Tag 93 lagen, danach fand eine höhere Lösung der partikulär gebundenen Kohlenstoffe statt.

In den Ansätzen mit Mittel- und Grobsand konnte kein Nitrat-Abbau quantifiziert werden. Die Nitrat-N-Konzentration betrug zum Versuchsbeginn und -ende rund 50 mg l<sup>-1</sup>. Leichte Konzentrationsschwankungen sind auf die Probenahme und den damit verbundenen Verdünnungseffekt durch das Rückspritzen von Grundwasser zurückzuführen.

Vor allem in dem Batchversuch der Variante 1\_0 (Substrat Ackerboden) kam es im Laufe des Versuchs zu einem leichten Nitrit-N- und Ammonium-N-Anstieg von jeweils 0,25 mg l<sup>-1</sup> und 2,40 mg l<sup>-1</sup>. Der Konzentrationsanstieg von Nitrit-N zeigt, dass Nitrit als Zwischenprodukt entstehen konnte, bevor es im weiteren Versuchsverlauf zu N<sub>2</sub> abgebaut wurde. Zudem wurde durch die Düngung des Oberbodens Ammonium-N im Ackerboden angereichert, welches im Versuchsverlauf in Lösung gegangen ist und anschließend abgebaut wurde. Den deutlichsten Nitrit-N-Anstieg verzeichnete der Batchversuch 4\_0 (Substrat Grobsand); bis zu 1,5 mg l<sup>-1</sup> wurden am Versuchstag 112 gemessen, anschließend war kein Nitrit-N mehr nachzuweisen.



**Abbildung 94:** Konzentrationsverlauf von Sulfat, Ammonium-N, Nitrit-N, Nitrat-N, TIC und DOC in [mg l<sup>-1</sup>] der Batchversuche der Ansätze X<sub>0</sub> (ohne zusätzliche organische Kohlenstoffquelle), Substrate X: 1-Ackerboden, 2-Schluff, 3-Feinsand, 4-Grobsand, 5-Mittelsand, 6-Grobsand

Die Sulfat-Konzentration der Versuche 1, 2 und 3 schwankten um 125 bis 175 mg l<sup>-1</sup>, hingegen die Sulfat-Konzentrationen der Versuche 4, 5 und 6 im Vergleich deutlich weniger Schwankungen aufwiesen und um die 225 mg l<sup>-1</sup> lagen. Ein eindeutiger Anstieg der Sulfat-Konzentration war vom Tag 93 bis 143 in den Batchansätzen 1\_0 und 3\_0 von 130 auf 160 mg l<sup>-1</sup> bzw. von 130 auf 153 mg l<sup>-1</sup> zu verzeichnen, was ein Hinweis für den Ablauf einer autotrophen Denitrifikation sein könnte. Jedoch gibt es hierfür keinen eindeutigen Nachweis.

Die TIC-Konzentration stiegen in der Batchvariante 1\_0 kontinuierlich von 26 auf 68 mg l<sup>-1</sup> an, was ein deutliches Anzeichen auf die Entstehung von Hydrogencarbonat als Reaktionsprodukt der heterotrophen Denitrifikation darstellt. In den Batchansätzen 2\_0 und 3\_0 war nur ein geringer anfänglicher TIC Anstieg von 7 auf rund 10 mg l<sup>-1</sup> bzw. von 25 auf 28 mg l<sup>-1</sup> zu verzeichnen. Die DOC-Konzentration stieg im Batchansatz 1\_0 ebenfalls am deutlichsten an. Bis zum Versuchstag 93 stieg die DOC-Konzentration von 6 auf 14,5 mg l<sup>-1</sup>, dann kam es zu einem erheblichen Anstieg bis rund 90 mg l<sup>-1</sup>. Aufgrund des verwendeten Substrats im Batchansatz 1\_0 wurde eine hohe Lösungsrate von organischem Material aus dem

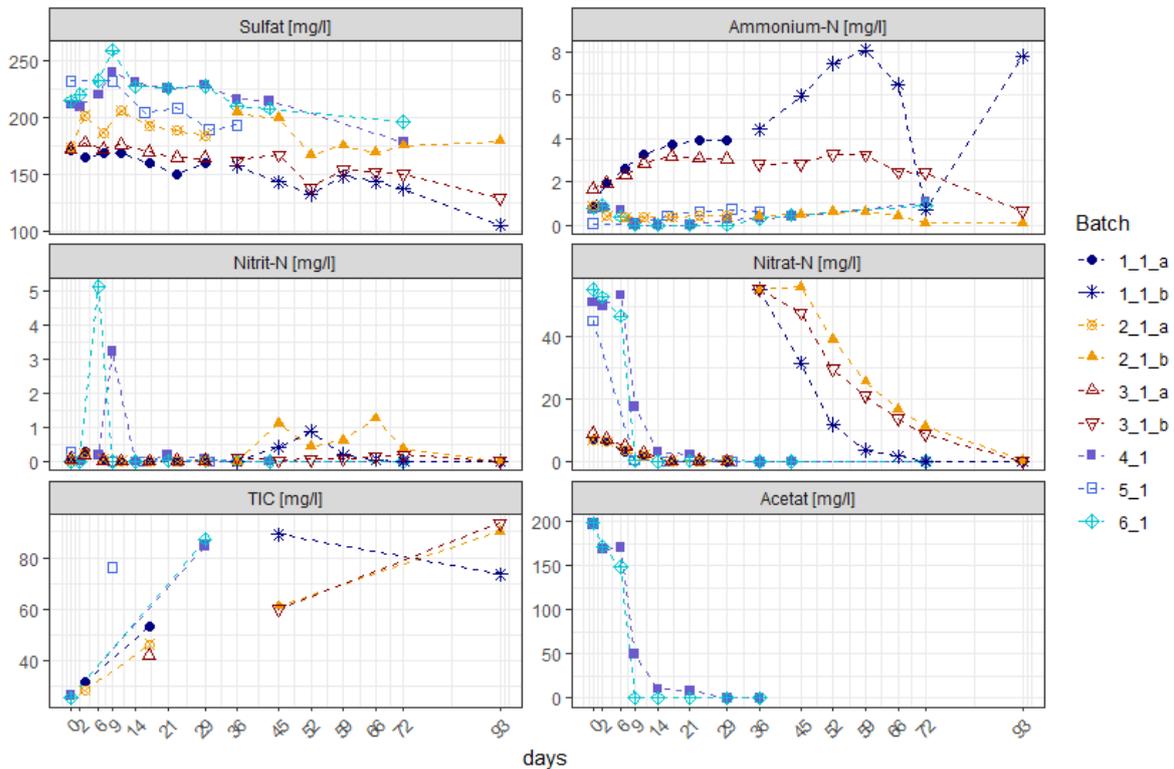
Ackerboden und dessen Verbrauch bei der heterotrophen Denitrifikation erwartet. Der Batchansatz 3\_0 zeigte ebenfalls bis zum Versuchstag 93 nur eine geringe DOC-Konzentration im einstelligen Bereich. Bei der letzten PN lag dafür die Konzentration bei 26,6 mg l<sup>-1</sup>. Der plötzliche Anstieg der DOC-Konzentration kann bedeuten, dass die Lösungsrate von Kohlenstoff aus dem partikulären Kohlenstoff nicht mehr im Gleichgewicht mit dessen Verbrauch liegt. Eine Vermutung hinsichtlich der vorherrschenden Denitrifikationsvariante ist, dass es in den Batchansätzen 1\_0 und 3\_0 am Versuchstag 93 zu einem Wechsel von heterotrophen zur autotrophen Denitrifikation gekommen ist. Hierfür spricht der deutliche Anstieg von Sulfat als auch DOC (DOC wird ab Tag 93 nicht weiter verbraucht) und eine Abflachung des Konzentrationsanstiegs von TIC. Die Batchvariante 2\_0 lässt keine eindeutigen Rückschlüsse auf die vorherrschende Denitrifikationsart zu. Am deutlichsten schwankte in den ersten 72 Tagen die Sulfat-Konzentration, was für eine autotrophe Denitrifikation sprechen kann.

Die Batchvarianten 4\_0, 5\_0 und 6\_0 zeigten monotone DOC-Konzentrationen im einstelligen Bereich, was darauf zurückzuführen ist, dass kaum partikulärer Kohlenstoff in den Sedimenten vorhanden ist und somit auch keine Lösung bzw. Verbrauch stattfinden konnte. Die TIC-Konzentration in den Batchansätzen 4\_0, 5\_0 und 6\_0 wurden nur an den ersten beiden Probenahmetagen gemessen. Bei allen drei Varianten wurde ein Abfall im einstelligen Bereich gemessen.

#### **b) Batchansätze X\_1 mit Kohlenstoffquelle (vgl. Abbildung 95)**

Die Batchvarianten X\_1 (das „X“ ist ersetzbar mit den Batchversuchs-Nr. 1 bis 6) mit einer zusätzlichen Kohlenstoffquelle (Kompost G1: Ansatz 1, 2 und 3, Na-Acetat: Versuch 4, 5 und 6) zeigten alle einen Abbau von Nitrat-N. Da die anfänglichen Nitrat-N-Konzentrationen der Versuche 1, 2 und 3 (gekennzeichnet mit „\_a“) sehr niedrig ausgefallen waren und der Abbau dementsprechend schnell (d.h. nach bereits 14 Tagen) abgeschlossen war, wurde am Versuchstag 36 erneut 50 mg l<sup>-1</sup> Natrium-Nitrat hinzudosiert. Der Nitrat-N-Abbau war bei diesen Versuchen (gekennzeichnet mit „\_b“) am Versuchstag 93 abgeschlossen. Besonders bei den Versuchen 1\_1\_b und 2\_1\_b kam es während des Nitrat-Abbaus zu einer Nitrit-N Bildung, mit einer maximalen Konzentration von rund 0,9 bzw. 1,2 mg l<sup>-1</sup>. Ammonium-N bildete sich zudem bis zu einer Konzentration von 8 mg l<sup>-1</sup> beim Versuchsansatz 1\_1\_b, wobei initial bereits 4,4 mg l<sup>-1</sup> Ammonium-N vorhanden waren, die dann auf 8 mg l<sup>-1</sup> anstiegen, daraufhin bis knapp unter 1 mg l<sup>-1</sup> abfielen und dann wieder auf 7,8 mg l<sup>-1</sup> anstiegen. Beim Versuchsansatz 3\_1\_b betrug die initiale Konzentration von Ammonium-N rund 3 mg l<sup>-1</sup> und sank im Versuchsverlauf auf rund 0,5 mg l<sup>-1</sup>. Bei den Versuchsansätzen 1\_1\_a und 3\_1\_a kam es zu einem deutlichen Ammonium-N Anstieg bis zu einer Konzentration von rund 4 mg l<sup>-1</sup> bzw. 3 mg l<sup>-1</sup>. Nitrit-N bildete sich nur sehr wenig, mögliche Peaks wurden eventuell aber auch nicht erfasst.

Die Batchansätze 4\_1, 5\_1 und 6\_1 wurden mit Na-Acetat versetzt, wodurch ein sofortiger Abbau der anfänglichen 50 mg l<sup>-1</sup> Nitrat-N stattfand. Bereits nach 14 (Ansatz 6\_1) bzw. 36 Tagen (Ansatz 4\_1) war kein Nitrat-N und auch kein Acetat mehr in den Batchansätzen messbar. Auch bei den Ansätzen 4\_1 und 6\_1 kam es zu einer deutlichen Nitrit-N Bildung von 3,2 bzw. 5,1 mg l<sup>-1</sup>. Die Acetat-Konzentration sowie die TIC-Konzentration wurde im Ansatz 5\_1 versuchsbedingt nur einmal erfasst. Bei den anderen Ansätzen wurde die TIC-Konzentration jeweils zweimal gemessen.



**Abbildung 95:** Konzentrationsverlauf von Sulfat, Ammonium-N, Nitrit-N, Nitrat-N, TIC und Acetat [mg l<sup>-1</sup>] der Batchversuche der Ansätze X\_1 (mit organischer Kohlenstoffquelle), Substrate X: 1-Ackerboden, 2-Schluff, 3-Feinsand, 4-Grobsand, 5-Mittelsand, 6-Grobsand

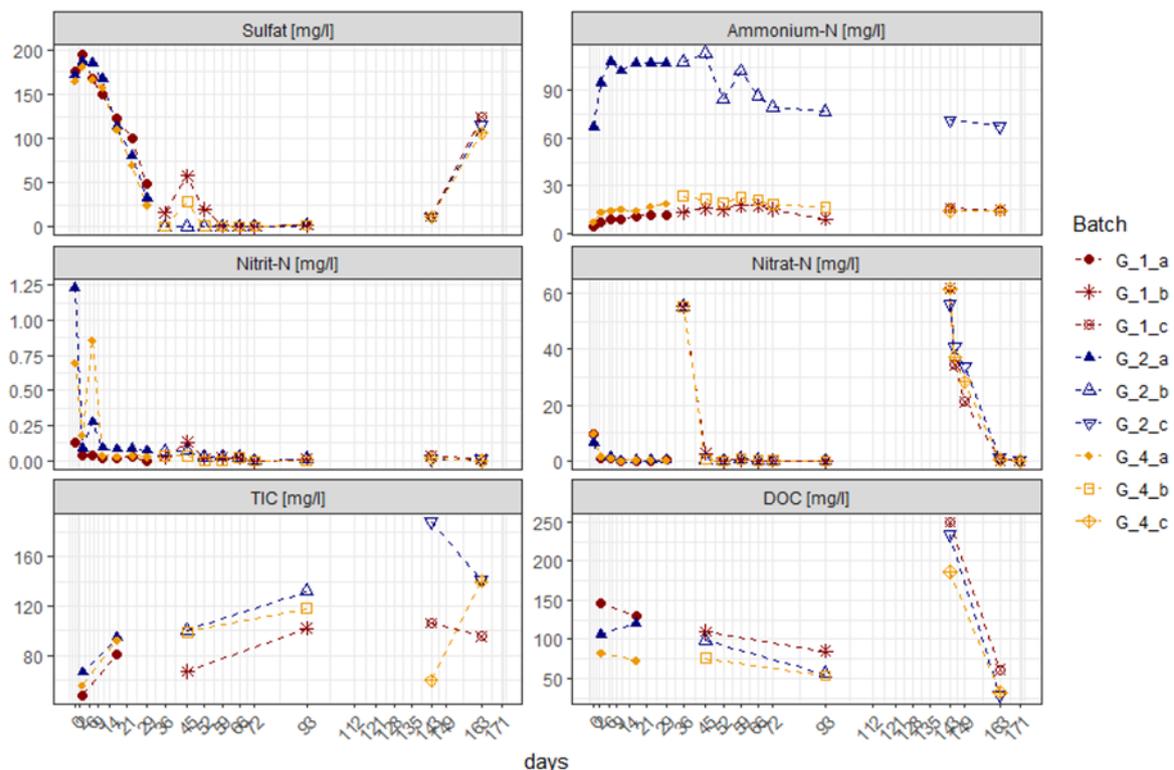
In allen Ansätzen kam es zu einem Anstieg der TIC-Konzentration; außer im Batchansatz 1\_1\_b lag die anfängliche Konzentration unterhalb der Konzentration der letzten Messung. Je mehr Nitrat-N abgebaut wurde, desto mehr TIC konnte gemessen werden (Ansatz 2\_1\_a und 2\_1\_b). Der Konzentrationsanstieg von TIC deutete auf eine heterotrophe Denitrifikation hin. Insbesondere der simultane Acetatverbrauch ist ein deutlicher Hinweis auf die heterotrophe Denitrifikation in den Batchansätzen 4\_1, 5\_1 und 6\_1. Ungeklärt bleibt, um welche Art Nitrat-abbau es sich bei der Batchvariante 1\_1\_b handelt, denn dort konnte kein Anstieg der TIC- noch der Sulfat-Konzentration analysiert werden. Der Verlauf der Ammonium-N-Konzentration unterschied sich ebenfalls deutlich von den anderen Ansätzen, was wahrscheinlich auf das initial im Ackerboden vorliegende Ammonium-N zurückzuführen ist. Eine dissimilatorische Nitratreduktion (DNRA), bei der Nitrat zu Ammonium reduziert wird, ist jedoch auch nicht auszuschließen.

### c) Batchansätze G\_X der Kompostvarianten (vgl. Abbildung 96)

Abbildung 96 zeigt die Konzentrationsverläufe ausgewählter Parameter für die Batchansätze der Kompostvarianten G\_X (das „X“ ist ersetzbar mit den Kompostvarianten 1, 2 und 4) ohne zusätzliches Substrat. Da die initiale Nitrat-N-Konzentration bei allen drei Kompostvarianten (G\_X\_a) sehr niedrig war und somit bereits nach 12 Tagen abgebaut war, wurde in allen Varianten erneut Nitrat-N mit einer Konzentration von ca. 55 mg l<sup>-1</sup> hinzugegeben (G\_X\_b). Der Nitrat-N-Abbau war spätestens bei allen drei Kompost-Varianten nach 17 Tagen erneut abgeschlossen, sodass eine erneute Dosierung von Nitrat-N mit einer Konzentration von ca. 56 bis 61 mg l<sup>-1</sup> am Versuchstag 143 vorgenommen wurde (G\_X\_c). Der Abbau war ebenfalls nach 29 Tagen abgeschlossen. Die TIC-Konzentration ist bei den ersten beiden Abbau-

Vorgängen (G\_X\_a und G\_X\_b) in allen drei Kompost-Varianten jeweils um rund 30 bis 35 mg l<sup>-1</sup> gestiegen. Nitrit-N entstand im geringen Maße (max. 1,25 mg l<sup>-1</sup>) beim ersten Nitrat-N-Abbau als Zwischenprodukt, jedoch reagierte es bei allen Varianten weiter zu N<sub>2</sub>. Die Sulfat-Konzentration stieg bei den ersten beiden Abbauvorgängen zunächst leicht an und sank dann deutlich gen null. Der Konzentrationsverlauf von Ammonium-N zeigte für die Kompostvarianten G\_1 und G\_4 nur einen geringen Anstieg und fiel wieder zur ursprünglichen Konzentration ab. In der Kompost-Variante G2 stieg die Ammonium-Konzentration hingegen deutlich von 67 auf 108 mg l<sup>-1</sup> an und fiel nach der zweiten Dosierung von Nitrat-N wieder bis nahe der Ausgangskonzentration auf 76 mg l<sup>-1</sup> ab. Dies ist auf die im Kompost angereicherte Ammonium-Konzentration zurückzuführen, welche im Versuchsverlauf in Lösung geht und abgebaut wird. Hinsichtlich der Denitrifikation war kein Zusammenhang erkennbar.

Deutliche Unterschiede waren bei dem Konzentrationsverlauf von Sulfat und TIC beim dritten Abbau des zu dosierten Nitrat-N zu verzeichnen. Die Sulfat-Konzentration stieg bei allen drei Varianten (G\_X\_c) von rund 12 mg l<sup>-1</sup> auf 124 mg l<sup>-1</sup> (G\_1\_c), 115 mg l<sup>-1</sup> (G\_2\_c) und 106 mg l<sup>-1</sup> (G\_4\_c) an. Dies spricht eindeutig für eine autotrophe Denitrifikation, im Gegensatz zu den beiden vorher beschriebenen Nitrat-N-Abbauvorgängen. Die TIC Konzentration gibt Aufschluss über die ablaufende heterotrophe Denitrifikation in den beiden ersten Abbauvorgängen. Hingegen unterstreicht die sinkende TIC-Konzentration der Kompostvarianten G\_1 und G\_2 im dritten Abbauvorgang die autotrophe Denitrifikation, wobei jedoch die TIC-Konzentration der Kompostvariante G\_4\_c entgegen der Erwartungen stieg.



**Abbildung 96:** Konzentrationsverlauf von Sulfat, Ammonium-N, Nitrit-N, Nitrat-N, TIC und DOC [mg l<sup>-1</sup>] der Batchversuche der Kompost-Ansätze G\_1, G\_2 und G\_4 mit jeweils drei Varianten a, b, c.

Insgesamt zeigte sich, dass im Versuchsablauf der Kompostvarianten ein Wechsel der vorherrschenden Denitrifikationsprozesse stattgefunden haben könnte. Dies ist wohlmöglich auf das begrenzt zur Verfügung stehende organische Material in den Kompostvarianten

zurückzuführen, welches bei dem dritten Nitrat-N-Abbauvorgang weitestgehend aufgebraucht war und somit ein Wechsel von einer heterotrophen zu autotrophe Denitrifikation stattgefunden hatte.

Die DOC-Konzentrationen sank bei allen Ansätzen außer bei der Variante G\_2\_a, wo ein Anstieg von 106 auf 120 mg l<sup>-1</sup> gemessen wurde. Dies kann ein Anzeichen für eine höhere Lösungsrate von organischem Material als dessen Verbrauch sein. Die deutlich höheren Ausgangskonzentrationen vor dem dritten Abbau-Versuch (G\_X\_c) von jeweils 205, 234 und 186 mg l<sup>-1</sup> deuteten auf eine sehr hohe Lösung des organischen Materials aus den Komposten im Grundwasser. Die dritte Nitrat-N-Zugabe fand 50 Tage nach der letzten Probenahme der G\_X\_b-Varianten statt, sodass in dieser Zeit viel Kohlenstoff aus dem partikulär vorliegenden Kohlenstoff in Lösung gehen konnte, welches während des Nitrat-N-Abbaus verbraucht wurde und auf jeweils 61,0, 28,7 und 32,1 mg l<sup>-1</sup> gesunken ist. Dies spricht für eine heterotrophe Denitrifikation. Ein simultaner Ablauf von auto- und heterotropher Denitrifikation ist nicht auszuschließen, jedoch ist die Reaktivität der organischen Substanz dafür ausschlaggebend, in welcher Weise denitrifiziert wird.

Bei allen Batchversuchen lag die Konzentration an Sauerstoff in der Gasphase während der Versuchszeit im Mittel unter einem Wert von 3,8 Vol%, somit herrschten optimale Bedingungen für den Ablauf einer Denitrifikation. Die Gasentwicklung von Stickstoff, Methan, Kohlendioxid und Distickstoffoxid wurde ebenfalls untersucht. Die Auswertung stellte sich jedoch als schwierig und uneindeutig heraus, sodass diese Ergebnisse nicht dargestellt werden können.

Der pH-Wert lag während der Batchversuche im Mittel bei 7,4. Maximal wurde ein Wert von 8,8 gemessen und minimal lag der pH-Wert bei 6,0.

#### 6.2.2.2 *Abbauraten und Kinetik der Denitrifikation*

Für die Batchversuche, bei denen ein Abbau stattgefunden hat, wurden die Nitrat-Abbauraten aus der maximalen Konzentrationsdifferenz und der benötigten Abbauphase gemäß Gleichung 10 bestimmt (vgl. Tabelle 20).

##### **a) *Batchansätze X\_0 ohne Kohlenstoffquelle***

Wie bereits beschrieben, fand in den Batchansätzen 4\_0, 5\_0 und 6\_0 kein Abbau statt. Lediglich in den Ansätzen 1\_0, 2\_0 und 3\_0 fand ein unvollständiger Abbau mit maximal 62 % statt.

##### **b) *Batchansätze X\_1 mit Kohlenstoffquelle***

In den Ansätzen mit externer Kohlenstoffquelle (Natrium-Acetat, Kompost) fand ein nahezu vollständiger Abbau mit mindestens 97 % statt, wobei in den Ansätzen 1\_1\_a, 2\_1\_a und 3\_1\_a versuchsbedingt keine finale Probe genommen wurde, die den vollständigen Abbau mit großer Wahrscheinlichkeit belegt hätte. Da nicht täglich eine Probe genommen wurde, sind die ermittelten Abbauraten nicht genau, sie zeigen aber deutliche Tendenzen auf. Insgesamt lag die Spannweite der Nitrat-N-Abbauraten zwischen 0,3 und 3,94 mg l<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> bzw. 0,02 und 0,28 mmol l<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. In den Batches 4\_1, 5\_1 und 6\_1 wurde Acetat als Kohlenstoffquelle hinzugegeben. Dort lagen die Abbauraten deutlich höher als in den Batchansätzen 1\_1\_o, 2\_1\_o und 3\_1\_o (o = a und b), wo als Kohlenstoffquelle der Kompost G1 zur Verfügung stand. Dies ist ein plausibles Ergebnis, da Acetat für die Denitrifikation eine hohe Reaktivität aufweist.

**Tabelle 20:** Gemittelte Abbauraten je Batchversuchsansatz für Nitrat-N

Ansatz Nr.	Abbauzeit [d]	NO <sub>3</sub> -N Abbau [%]	NO <sub>3</sub> -N Abbaurate [mg l <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> ]	NO <sub>3</sub> -N Abbaurate [mmol l <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> ]
1_0	136	62	0,84	0,060
1_1_a	17	97	0,40	0,028
1_1_b	36	100	1,54	0,110
2_0	140	49	0,74	0,053
2_1_a	23	97	0,30	0,021
2_1_b	48	99	1,16	0,083
3_0	143	46	0,66	0,047
3_1_a	17	98	0,52	0,037
3_1_b	57	99	0,97	0,069
4_0	0	0	0,00	0,000
4_1	37	100	1,44	0,103
5_0	0	0	0,00	0,000
5_1	16	100	2,83	0,202
6_0	0	0	0,00	0,000
6_1	14	100	3,94	0,282
G_1_a	11	100	0,87	0,062
G_1_b	16	100	3,46	0,247
G_1_c	28	100	2,21	0,158
G_2_a	11	100	0,57	0,041
G_2_b	16	100	3,46	0,247
G_2_c	28	100	2,00	0,143
G_4_a	11	100	0,89	0,064
G_4_b	16	100	3,46	0,247
G_4_c	28	100	2,20	0,157

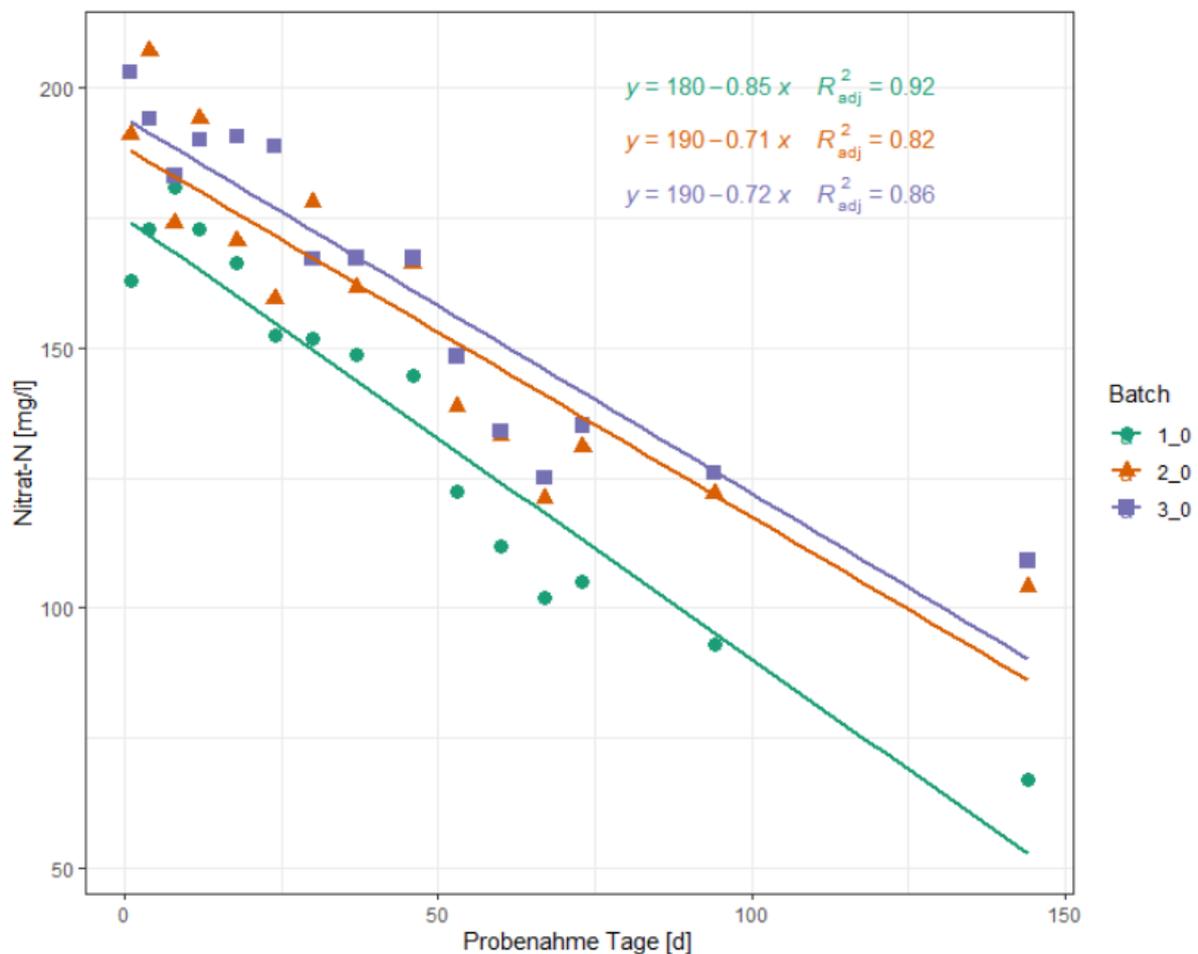
Im Vergleich zwischen den Varianten „X\_1\_a“ und „X\_1\_b“ der Versuche 1, 2 und 3 zeigte sich, dass das Nitrat-N, welches als Natrium-Nitrat vorlag (X\_1\_b), deutlich schneller abgebaut wurde, als das, welches ausschließlich im Kompost gebunden zur Verfügung stand (X\_1\_a). Der Faktor betrug zwischen 1,9 und 3,9. Bei diesen Versuchen war die Kohlenstoffquelle ausschließlich der Kompost G1, sodass sich schlussfolgern lässt, dass dieser einen erheblichen Beitrag zur Denitrifikation beitrug. Der untersuchte Boden trug bei den Versuchen 1 und 2 jeweils einen Anteil von knapp über die Hälfte zur Denitrifikation bei (1\_0 und 2\_0). Mit Zugabe des Komposts verdoppelte sich fast die Abbaurate des künstlich hinzudosierten Nitrats. Der im Batchversuch 3 untersuchte Feinsand lieferte deutlich weniger Kohlenstoff für die Denitrifikation. Eine deutliche Steigerung der Abbaurate war jedoch bei Zugabe des Kompostes ausgeblieben (Faktor 1,5). Insgesamt stellten sich die Abbauraten im Verhältnis zum untersuchten Substrat plausibel da (Ackerboden < Schluff < Feinsand).

Die Versuche 4, 5 und 6 zeigten deutlich, dass die untersuchten Substrate (Mittel-, Grobsand) alleine keinen Betrag zur Denitrifikation leisten können und demnach im Feld kein Nitrat in diesen Bodenschichten abgebaut werden kann.

### c) **Batchansätze G\_X der Kompostvarianten**

Die untersuchten Kompostvarianten (Versuche G\_X) zeigten alle einen vollständigen Abbau. Lediglich die Abbauraten der Ansätze G\_2\_a und G\_2\_c lagen niedriger als die jeweiligen Ansätze G\_X\_a und G\_X\_c mit den beiden anderen Kompostvarianten G1 und G4. Das vollständige Denitrifikationspotential wurde bei den untersuchten Batches nicht ausgeschöpft. Obwohl je Batch zwei mal 50 mg l<sup>-1</sup> Nitrat-N nachdosiert wurde, fand jeweils ein vollständiger Abbau statt. Die Abbauraten der G\_X\_b Ansätze lagen deutlich höher als die der G\_X\_c Ansätze. Dies kann zum einen damit zusammenhängen, dass der aus dem Kompost stammende Kohlenstoff nicht mehr so leicht verfügbar und damit weniger reaktiv geworden ist und daraufhin ein Wechsel von heterotropher zu autotropher Denitrifikation stattgefunden hat. Der sinkende DOC-Gehalt deutet jedoch an, dass die heterotrophe Denitrifikation noch nicht ganz zum Erliegen gekommen war.

Die kinetischen Parameter der Denitrifikation wurden ebenfalls ermittelt. Hierfür wurden die Modellfunktionen 0. und 1. Ordnung betrachtet (vgl. Kapitel 6.1.1.1, S. 115ff).



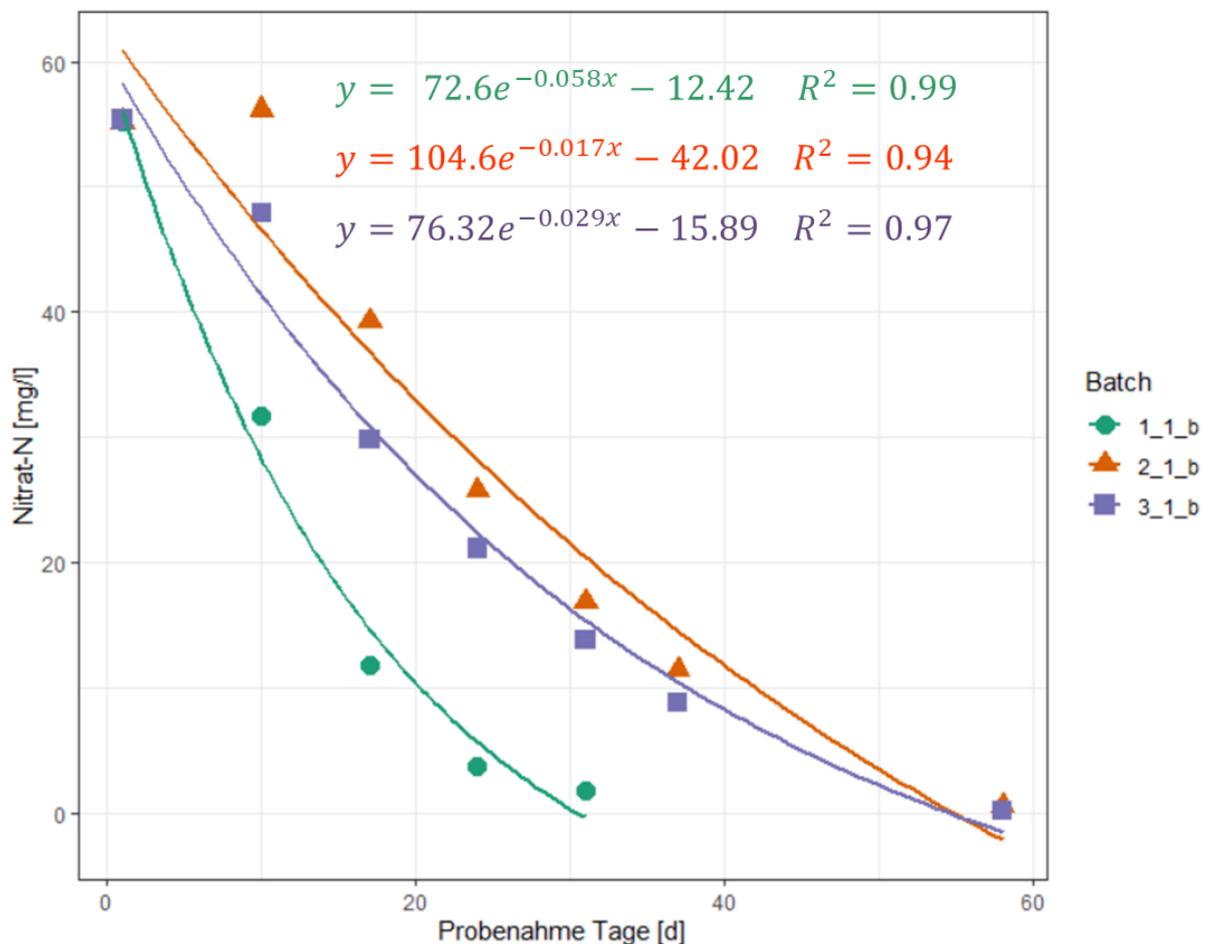
**Abbildung 97:** Kinetik 0. Ordnung der Batchsätze 1\_0, 2\_0 und 3\_0 ohne externe Kohlenstoffquelle mit den Substraten 1-Ackerboden, 2-Schluff, 3-Feinsand

Die Kinetik der Denitrifikation und der damit verbundene Abbau der zur Verfügung stehenden organischen Substanz in den Batchversuchen wird hier exemplarisch für die Versuche 1, 2 und 3 beschrieben. Die Abbauvorgänge in den Batchversuchen 1\_0, 2\_0 und 3\_0 folgten einem nahezu linearen Verlauf, wodurch sich eine Reaktion 0. Ordnung ergab. Die ermittelten

Stoffabbaukonstanten  $k$  lagen zwischen  $0,71$  und  $0,85 \text{ mg l}^{-1} \text{ d}^{-1}$  mit einem Regressionskoeffizienten von  $r^2 = 0.82$  bis  $0.92$ , was einer guten Anpassung entspricht (vgl. Abbildung 97).

Die Abbauvorgänge in den Batchversuchen 1\_1\_b, 2\_1\_b und 3\_1\_b folgten einem exponentiellen Verlauf. Der Abbau hing nicht ausschließlich von der Reaktionskonstante, sondern auch von der Konzentration des organischen Materials ab, wodurch sich eine Reaktion 1. Ordnung ergab. Die ermittelten Stoffabbaukonstanten  $k$  lagen zwischen  $0,017$  und  $0,058 \text{ d}^{-1}$  mit einem Regressionskoeffizienten von  $r^2 = 0.94$  bis  $0.99$ , was einer sehr guten Anpassung entsprach (vgl. Abbildung 98).

Generell können zu groß gewählte Probenahmeintervalle die Aussagegenauigkeit der ermittelten Ergebnisse mindern.



**Abbildung 98:** Kinetik 1. Ordnung der Batchsätze 1\_1\_b, 2\_1\_b und 3\_1\_b mit externer Kohlenstoffquelle in Form von Na-Acetat mit den Substraten 1-Ackerboden, 2-Schluff, 3-Feinsand

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Kompostvarianten ein großes Denitrifikationspotential aufweisen. Im Falle einer heterotrophen Denitrifikation waren Schwankungen der Abbauraten mit großer Wahrscheinlichkeit hauptsächlich auf die Verfügbarkeit und Reaktivität des organischen Kohlenstoffs zurückzuführen und nicht maßgeblich von der vorliegenden Konzentration bestimmt. Nach Appelo (1999) kontrolliert die Reaktivität der Kohlenstoffquelle das Ausmaß der heterotrophen Denitrifikation.

Unterschiedliche chemische Zusammensetzungen der organischen Substanz als Nährsubstrat bedingen verschiedene Reaktionsgeschwindigkeiten (Smith & Duff 1988).

#### 6.2.2.3 Übertragbarkeit der Ergebnisse auf Feldskala

Die ermittelten Nitrat-Abbauraten wurden unter Laborbedingungen durchgeführt, sodass eine direkte Übertragung auf reale Bedingungen im Feld nur bedingt möglich ist. Die Abbauraten stellen die oberen möglichen Grenzen dar und bieten einen Ausgangswert für eine mögliche Simulation des Nitratabbaus, welcher im Laufe der Simulation angepasst werden müsste.

Im Feld ist vor allem die in der ungesättigten Zone vorhandene Sauerstoffkonzentration der limitierende Faktor für das Ablaufen einer Denitrifikation. Daher wird davon ausgegangen, dass erst eine Verlagerung des organischen Materials aus den Komposten stattfinden muss, sodass in tieferen, sauerstoffärmeren Bodenschichten eine heterotrophe Denitrifikation stattfinden kann. Für die Löslichkeit des organischen Materials als Voraussetzung des vertikalen Transports gibt es durch die Batch-Versuche jedoch Hinweise, so dass ein Transport des reaktiven organischen Materials aus der ungesättigten in die gesättigte Zone möglich ist, und so im sauerstoffarmen Milieu die Denitrifikation stimulieren kann. Nach Starr & Gillham (1989, 1993) ist in so einem Fall der Vorrat an Nährsubstrat für die Denitrifikation nicht begrenzt, solange Kohlenstoffquellen an der Oberfläche nachgeliefert werden.

### 6.3 1D Modellierung zur Bestimmung der Sickerwassermengen

#### 6.3.1 Zielstellung der Modellierung

Anhand der gemessenen klimatischen Bedingungen auf dem Versuchsfeld in „Neu Sacro“ sollten die Sickerwasserraten in 50 und 100 cm Tiefe eines repräsentativen Bodenprofils des Untersuchungsgebietes modelltechnisch berechnet werden. Die gemessenen Stoffkonzentrationen im Sickerwasser in 50 und 100 cm sollten in eine Frachtenberechnung übergehen (vgl. Kapitel 4.4.5.3). Hierfür ist die Simulation der Sickerwassermengen notwendig, da diese mittels des Messkonzeptes des Sickerwassers nicht erfasst werden konnten.

#### 6.3.2 Softwareauswahl

Die Umsetzung der Modellierung konnte mit der frei verfügbaren Software Hydrus-1D (Šimůnek et al. 2013) umgesetzt werden. HYDRUS-1D ist ein weit verbreitetes hydrologisches Finite-Elemente-Modell zur Simulation der Bewegung von Wasser, Wärme und verschiedenen gelösten Stoffen in heterogen (un)gesättigten porösen Medien. Die Richards-Gleichung wird numerisch für die gesättigt-ungesättigte Wasserströmung gelöst, und die Fickian-basierten Advektions-Dispersionsgleichungen werden für den Wärme- und Stofftransport verwendet. Das Programm kann mit dem biogeochemischen Code PHREEQC (Parkhurst & Appelo 1999) gekoppelt werden (HP1-Module), um unter anderem den Transport mehrerer Komponenten und gemischte Gleichgewichts-/kinetische biogeochemische Reaktionen zu simulieren. Die Koppelung von ungesättigter und gesättigter Bodenzone kann über das „HYDRUS package for MDFLOW“ zur Simulation der Nitratverlagerung ins oberflächennahe Grundwasser umgesetzt werden. Wang et al. (2010) nutzte Hydrus-1D beispielsweise, um die Nitrate-Auswaschung von akkumulierten Stickstoff in einem Bodenprofil mit Starkregenereignissen und Bewässerungsszenarien zu untersuchen.

### 6.3.3 Modellkonzept

#### 6.3.3.1 Räumliche und zeitliche Diskretisierung

Simuliert wurde der Wassertransport durch ein repräsentatives Bodenprofil von Geländeoberkante (GOK) bis Grundwasserspiegelhöhe (GWSP) mit repräsentativen Bodenhorizonten des Versuchsfelds sowie die Wasseraufnahme durch Pflanzenwurzeln während der Anbauperioden. Das repräsentative Bodenprofil wurde anhand der Rammkernsondierungen und den daraus resultierenden Schichtenverzeichnissen erstellt. Es soll möglichst alle für das Untersuchungsgebiet charakteristischen Bodenschichten aufweisen. Das 1D-Modell basiert auf der Grundlage der im Zeitraum 2018 bis 2021 gesammelten Messdaten in Form von Tageswerten. Das Modellkonzept ist in Abbildung 99 skizziert.

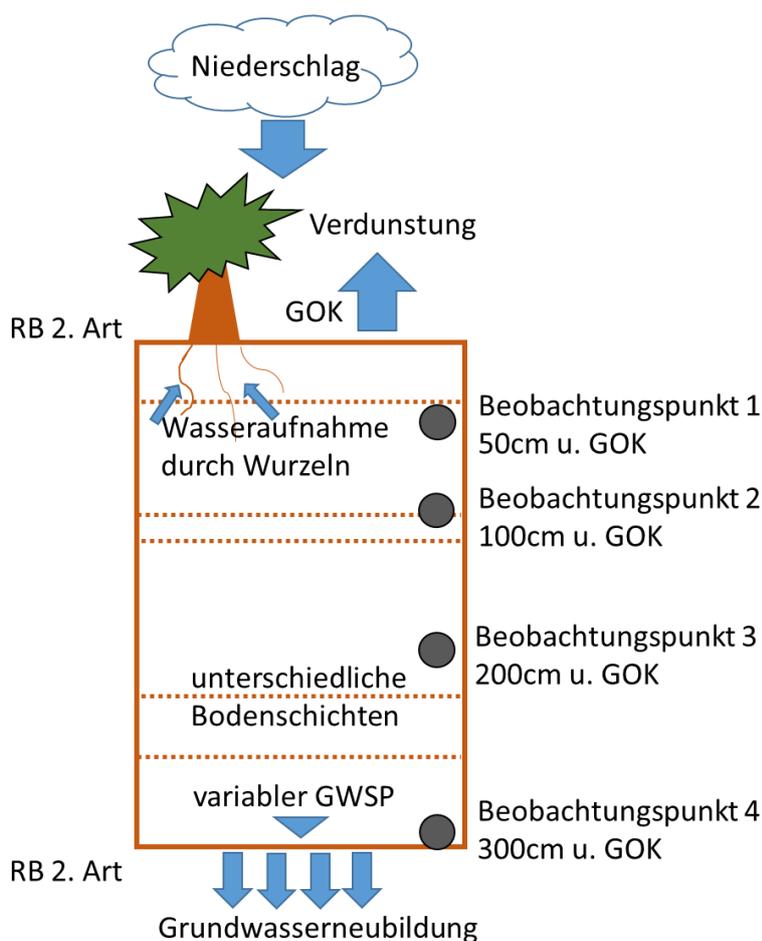
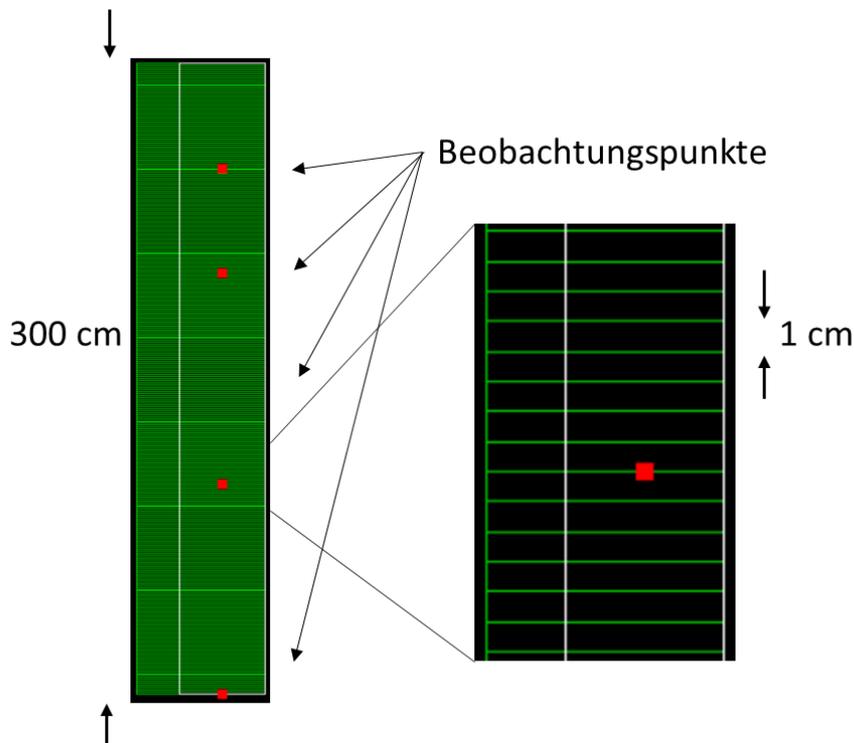


Abbildung 99: Modellkonzept

Die Studie von Šimůnek & Weihermüller (2018) hat gezeigt, dass die räumliche Diskretisierung eine wichtige Rolle bei der Bestimmung des Zeitpunkts spielt, an dem Pfützenbildung auftritt und wann der Oberflächenabfluss beginnt. Mit einer feineren räumlichen Diskretisierung werden präzise Ergebnisse erzielt, während die Ergebnisse, die mit einer gröberen räumlichen Diskretisierung erzielt wurden, deutlich ungenauer sind. Die Verwendung einer feineren Diskretisierung führt im Allgemeinen zu einem früheren Auftreten von Oberflächenpfützen und einem früheren Beginn des Oberflächenabflusses, was in Hinblick auf die Simulation von Regenereignissen zu berücksichtigen ist. Daher wurde eine räumliche Diskretisierung für die

vorliegende Modellierung von 1 cm angesetzt (Abbildung 100). Da das Untersuchungsgebiet kaum Gefälle aufweist, wurde von einer Pfützenbildung von bis zu 10 cm ausgegangen.



**Abbildung 100:** Diskretisierung der Bodensäule inkl. Beobachtungspunkte

### 6.3.3.2 Parameter und Randbedingungen

Die Ausgangsbedingungen für 2018 wurden über eine einjährige Strömungsmodellierung ohne variablen Randbedingungen generiert, um einen quasi-stationären Zustand zu erlangen, bevor die Wasseraufnahme durch Pflanzen berücksichtigt wurde. Die initialen Bedingungen wurden für den vorliegenden Wasserdruck (pressure head) von -100 bis +50 gesetzt, sodass der initiale Grundwasserstand bei etwa 2 m u. GOK lag. Zur bodenkundlichen Charakterisierung des Profils wurden im Oktober 2019 insgesamt 7 Bodenprofile bis in 1 m Tiefe angelegt und horizontbezogene, ungestörte Bodenproben in Form von Stechzylindern entnommen. Die Stechzylinderproben wurden im Labor an der Unterseite mit Gaze bedeckt und für 2 bis 3 Tage in einem Wasserbad aufgesättigt. Anschließend wurden die Proben bei Matrixpotentialen von 30, 60, 150 und 315 hPa entwässert. Der Wassergehalt beim permanenten Welkepunkt (PWP,  $pF = 4,2$ ) wurde bei einem Matrixpotential von -15.000 hPa bestimmt. Mithilfe der Software RETC (Version 6.02, van Genuchten 1991), einem Softwarepaket für Pedotransferfunktionen, wurde die bodenphysikalischen Kennwerte  $\theta_r$ ,  $\theta_s$ ,  $\alpha$  und  $n$  der van-Genuchten-Beziehung (van Genuchten 1980) angepasst. Die Ergebnisse des RETC-Programms sind in Tabelle 21 aufgelistet.

Für die Parametrisierung der Bodenschichten unterhalb des ersten Meters wurde auf die Messungen der 7 Bodenprofile zurückgegriffen, da keine Messungen unterhalb des ersten Meters durchgeführt wurden. Die Textur der Bodenschichten unterhalb des ersten Meters unterschieden sich im Wesentlichen nicht von den Bodenschichten innerhalb des ersten Meters.

**Tabelle 21:** Bodenphysikalische Kennwerte  $\theta_r$ ,  $\theta_s$ ,  $\alpha$  und  $n$  der van-Genuchten-Beziehung für das repräsentative Bodenprofil für die Modellierung

Nr.	Bodentyp	Profil-tiefe (cm)	$\theta_r$ (cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> )	$\theta_s$ (cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> )	$\alpha$ (1 cm <sup>-1</sup> )	$n$	$K_s$ (cm d <sup>-1</sup> )	$I$ (-)
1	Su3	0 - 35	0,0576	0,3469	0,0343	1,3882	23,9	0,5
2	Sl2	35-60	0,0551	0,3472	0,0397	1,3976	52,5	0,5
3	sS	60-120	0,0107	0,3445	0,0170	1,9919	742,8	0,5
4	Su3	120-140	0,0748	0,3986	0,0210	1,3950	28,2	0,5
5	gS	140-270	0,0467	0,3989	0,0875	2,5541	864,0	0,5
6	Su2	270-300	0,0231	0,3795	0,0259	1,7368	59,4	0,5

Die obere hydraulische Randbedingung umfasst die Wasseraufnahme durch Pflanzenwurzeln und tägliche Niederschlags- und Evapotranspirationsflüsse, die anhand von meteorologischen Daten von der Wetterstation auf dem Versuchsfeld generiert wurden. Im Jahr 2018 wurden noch keine klimatischen Parameter auf dem Feld erfasst, sodass in diesem Jahr auf die Wetterdaten der nächstgelegenen DWD-Station in Cottbus (Nr. 880) zurückgegriffen wurde. Demnach unterliegt dieses Jahr aus klimatischer Sicht den größten Unsicherheiten. Für alle Simulationen wurde der pflanzenspezifische potentielle Evapotranspirationsfluss anhand des in Hydrus implementierten Pflanzenmodells nach Feddes et al. (1978) intern generiert. Die Parametrisierung je Anbaufrucht, sowie alle Bewuchs- und landwirtschaftlich relevanten Parameter sind in Tabelle 22 dargestellt. Die pflanzenspezifischen Parameter unterliegen großen Unsicherheiten, da diese auf Literaturwerten basieren. Kontinuierliche Messungen der Durchwurzelungstiefe, der Pflanzenhöhe, des Leaf Area Index (LAI) oder der Transpiration auf dem Untersuchungsfeld waren innerhalb des Projekts nicht möglich.

**Tabelle 22:** Landwirtschaftlich relevante Eckdaten für die Modellierung

Parameter	2018	2019	2020	2020/2021
Ackerfrucht	Silomais	Sommergerste	Sonnenblumen	Winterweizen
Wurzeltiefe	1,50 m	1,00 m	1,50 m	1,00 m
Einsaat	04.05.2018	27.03.2019	08.04.2020	13.10.2020
Ernte	03.09.2018	24.07.2019	13.09.2020	15.08.2021 (nicht im Modellzeitraum)
Kritische Wasser-spannungen [cm] für das Modell der Wasseraufnahme durch Pflanzenwurzeln nach Feddes et al. (1978)	h1 = -15, h2 = -30, h3max = -325, h3min = -600, h4 = -8000 (Wesseling 1991)	h1 = 0, h2 = -1, h3max = -500, h3min = -900, h4 = -16000 (Wesseling 1991)	h1 = -0,1, h2 = -5, h3max = -400, h3min = -500, h4 = -10000 (Ren et al. 2016)	h1 = 0, h2 = -1, h3max = -500, h3min = -900, h4 = -16000 (Wesseling 1991)

Die untere hydraulische Randbedingung wird vom Grundwasserspiegel gebildet, welcher durch eine variable Druckhöhe definiert wurde, die auf den täglich gemessenen Grundwasserspiegelhöhen basiert.

Insgesamt wurden vier **Beobachtungspunkte** eingefügt: in 50 cm u. GOK (Beobachtungspunkt 1) und 100 cm u. GOK (Beobachtungspunkt 2), sowie in 200 cm Tiefe u. GOK (Beobachtungspunkt 3) und an der unteren Randbedingung in 300 cm u. GOK (Beobachtungspunkt 4). An den Beobachtungspunkten 1 und 2 wurden die kumulierten Nitrat-N-Frachten für die 14-tägigen Sickerwasserprobenahmeintervalle im Untersuchungszeitraum anhand der simulierten Sickerwassermengen und den gemessenen Nitrat-N-Konzentrationen berechnet (vgl. Kapitel 4.4.5.3).

Kurz unterhalb des Beobachtungspunktes 3 findet der Übergang von ungesättigter zur gesättigten Zone und somit die Nitratverlagerung ins Grundwasser statt. Beobachtungspunkt 4 dient als Kontrolle, da dieser Punkt zeitweise je nach Grundwasserstand im gesättigten Bereich liegt. In Tabelle 23 befindet sich eine Übersicht der genannten Modelleingangsparameter.

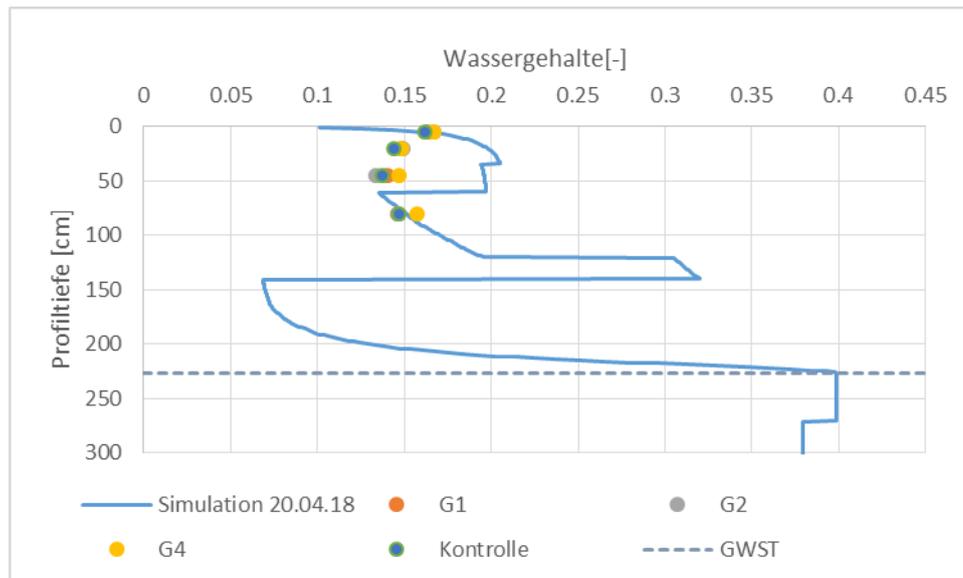
**Tabelle 23:** Modelleingangsdaten

Eingangsdaten Strömungsmodell:	Datenquelle
Meteorologische Daten (Niederschlag, Temperatur, Windgeschwindigkeit, Globalstrahlung, Luftfeuchtigkeit, Sonnenscheinstunden) in Tageswerten	Messstation auf dem Versuchsfeld bzw. DWD-Station Cottbus (Nr 880)
Schichtenabfolge (vertikaler Profilaufbau eines repräsentativen Profils für die Versuchsfläche in „Neu Sacro“)	Profilwahl anhand Rammkernsondierungen
van-Genuchten Parametern der Bodenschichten (vgl. Tabelle 21)	Messung der Wasserretentionskurven und Anpassung der Parameter mittels RETC
Grundwasserstände	Messung mittels installierten Divern

### 6.3.4 Modellkalibrierung

Die Modellkalibrierung konnte nur bedingt anhand von Stichproben der Wassergehalte in Bodentiefen von 0-10, 10-30, 30-60 und 60-100 cm jeweils zwei Mal pro Jahr durchgeführt werden. Kontinuierliche Bodenfeuchtemessungen bis in eine Tiefe von drei Metern u. GOK wären für eine Validierung der Modellergebnisse von Vorteil.

In Abbildung 101 sind die simulierten Wassergehalte des Bodenprofils für den 20.04.18 sowie die gemittelten Stichprobenmessungen der Wassergehalte bis in eine Tiefe von einem Meter exemplarisch dargestellt. Zusätzlich ist der Grundwasserstand (GWST) für den Simulationstag eingezeichnet. Die Messungen der Wassergehalte ergeben sich aus dem Mittelwert von jeweils 4 Messungen je Kompostvariante. Zudem wurden die Tiefen gemittelt: d.h. für 0-10 cm wurde die mittlere Tiefe von 5 cm angesetzt usw., damit diese im Diagramm einfacher darzustellen sind.



**Abbildung 101:** Simulierte Wassergehalte [-] und Messungen für den 20.04.18

Es ist zu erkennen, dass die Wassergehalte zwischen 30 und 60 cm nicht korrekt abgebildet werden. Die Abweichung beträgt rund 0,05. Dies kann zum einen aufgrund der Mittelungen der Stichproben zustande kommen und zum anderen kann der Probenahmezeitpunkt nicht genau mit der extrahierten Simulationszeit zusammenpassen.

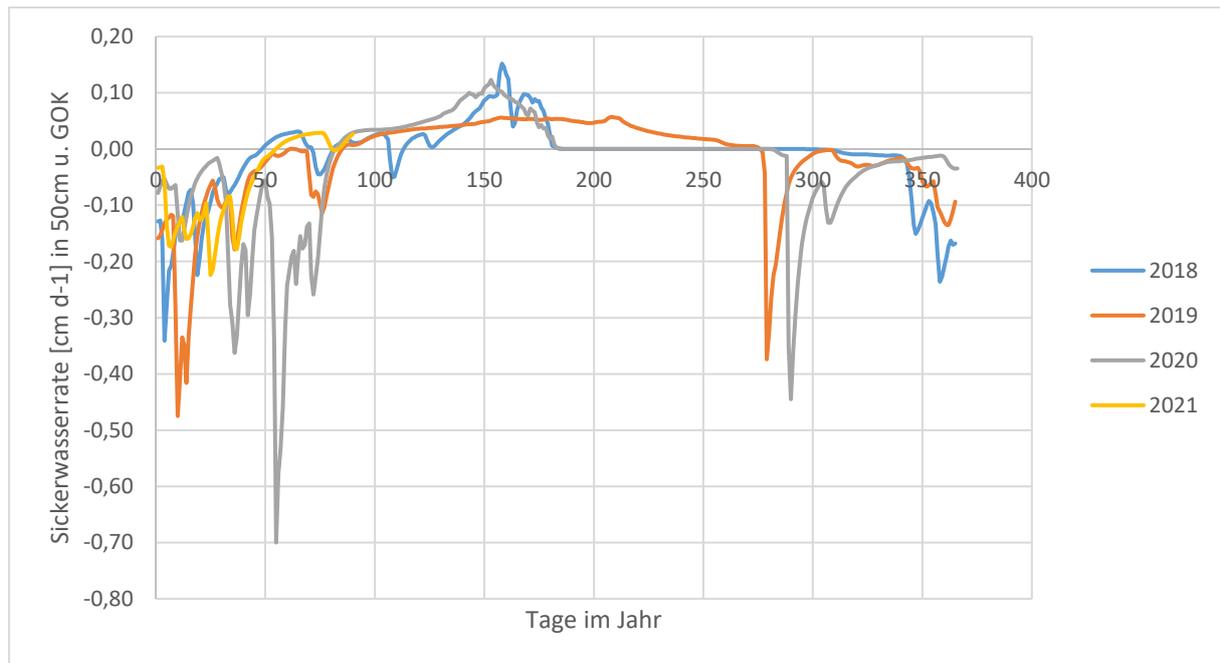
Die Wassergehalte zwischen 0-10 cm und 60-100 cm zeigten jedoch eine gute Übereinstimmung. Ob die simulierten Wassergehalte der tieferen Bodenschichten plausibel sind, kann nur in der Tiefe des Grundwasserstandes verifiziert werden. Ab ca. 150 cm u. GOK stieg der Wassergehalt stetig bis zu einem maximalen Wert von 40 % an. Dort befindet sich der Grundwasserspiegel. Da das Maximum des Wassergehalts genau mit dem Grundwasserstand von 227 cm u. GOK übereinstimmte, ist der Verlauf plausibel und wird daher nicht weiter kalibriert.

### 6.3.5 Modellergebnisse

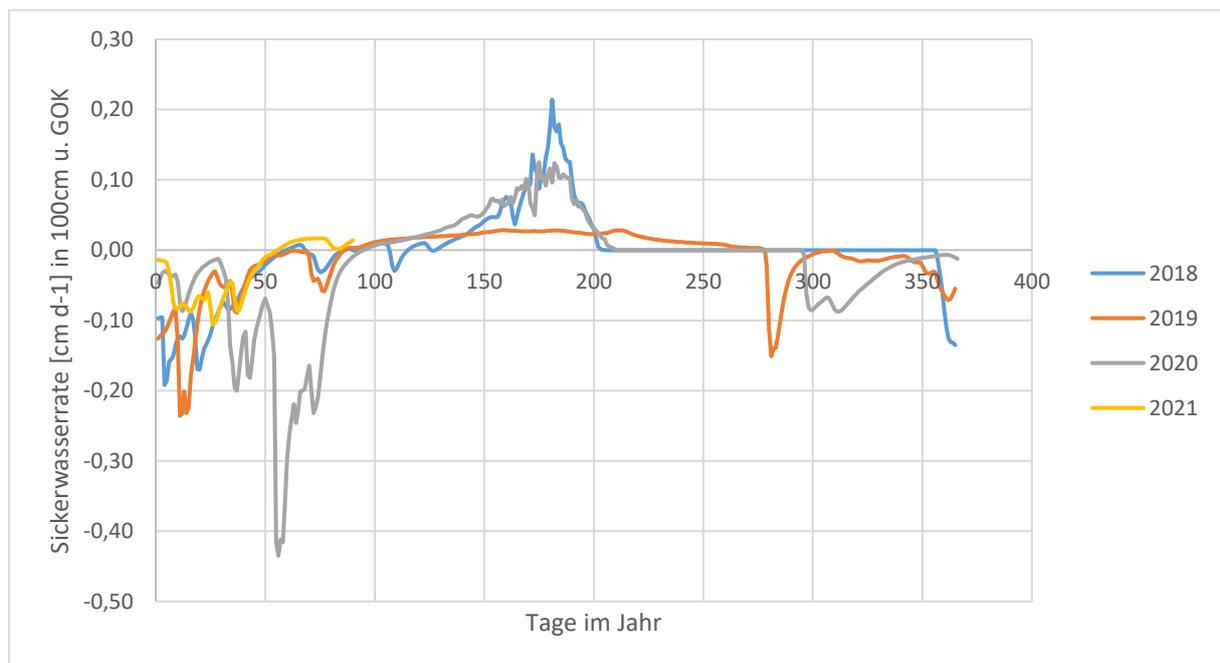
Die Modellergebnisse werden für die Sickerwasserraten in 50 und 100 cm für die Modelljahre dargestellt, da diese auch für die Nitrat-Frachtenberechnung in Kapitel 4.4.5.3 genutzt werden.

Abbildung 102 und Abbildung 103 zeigen die simulierten Sickerwasserraten [ $\text{cm d}^{-1}$ ] in 50 und 100 cm u. GOK. Da es sich genau genommen um die Darcy-Geschwindigkeiten handelt, kann es auch zu positiven Werten kommen, was eine Aufwärtsbewegung des Wassertransportes durch Evapotranspiration darstellt. Positive Werte traten vor allem während der Vegetationsperiode ca. zwischen Tag 70 und 270 auf. Negative Werte, d.h. abwärts gerichtete Wasserflüsse, traten hingegen besonders in den ersten drei Monaten der Modelljahre auf, aber auch im Herbst nach der Ernte der Feldfrüchte kam es laut der Modellberechnungen zur Sickerwasserbildung.

Deutlich positive Werte mit einem Peak lassen sich in den Modelljahren 2018 und 2020 erkennen. Dies kann vor allem mit den im Vergleich tiefer wurzelnden Ackerfrüchten wie Mais (2018) und Sonnenblumen (2020) zusammenhängen. Die Wasseraufnahme durch diese Pflanzen spiegelte sich zudem in der hohen Transpirationsrate (hier nicht dargestellt) wider.



**Abbildung 102:** Sickerwasserrate [cm d<sup>-1</sup>] in 50 cm u.GOK für die Modelljahre 2018 bis 31.März 2021



**Abbildung 103:** Sickerwasserrate [cm d<sup>-1</sup>] in 100 cm u.GOK für die Modelljahre 2018 bis 31.März 2021

In Tabelle 24 sind die Summen der abwärts gerichteten (negativen) Wasserflüsse definiert als die Sickerwasserraten je Jahr [mm a<sup>-1</sup>], sowie die Niederschlagssummen, die in dem Zeitraum gefallen sind, dargestellt. Es ist deutlich zu sehen, dass in 50 cm Tiefe in allen Modelljahren deutlich mehr Sickerwasser anfiel als in 100 cm Tiefe. Dies spiegelt auch die Beobachtungen bei den Sickerwasserprobenahmen wider.

Im Jahr 2018 sind die geringsten Mengen Sickerwasser in Höhe vom 88,4 mm in 50 cm Tiefe und 61,1 mm in 100 cm Tiefe angefallen, obwohl der Jahresniederschlag in der Summe etwas

höher lag als jener von 2019. Das Jahr 2020 weist mit insgesamt 177,5 mm Sickerwasser in 50 cm Tiefe die größte Sickerwassermenge auf. Die Daten des Jahres 2021 können nur bedingt mit denen der anderen Jahre verglichen werden, da hier nur die ersten 90 Tage im Simulationszeitraum lagen. Jedoch sind in Abbildung 102 und Abbildung 103 geringere negative Peaks im Verlauf der Sickerwasserraten als in den anderen Jahren zu verzeichnen, was vor allem mit den sehr niedrigen Temperaturen und der zeitweiligen Schneedecke im Februar zu tun haben könnte.

**Tabelle 24:** Summen der Sickerwasserraten für die Modelljahre 2018 bis 31. März 2021

Modelljahr	Niederschlagssumme [mm a <sup>-1</sup> ]	Sickerwasserrate in 50 cm [mm a <sup>-1</sup> ]	Sickerwasserrate in 100 cm [mm a <sup>-1</sup> ]
2018 (365 Tage)	477,2	88,4	61,1
2019 (365 Tage)	433,7	131,6	73,1
2020 (366 Tage)	507	177,5	132,3
2021 (90 Tage)	117,3	57,4	29,7

Eine Verifikation der Sickerwasserraten mit Messdaten aus dem Feld war aufgrund des Messkonzeptes nicht möglich, sodass die simulierten Sickerwassermengen von verschiedenen Unsicherheiten behaftet sind. Die größte potentielle Unsicherheit stellt die Berücksichtigung der Vegetation dar. Hier konnte nur auf Literaturwerte zurückgegriffen werden. Messreihen der Bewuchsentwicklung hinsichtlich Wuchshöhe, Durchwurzelungstiefe, LAI und Transpiration würden die Unsicherheiten deutlich verringern. Aber auch die im Modell angepassten van-Genuchten-Parameter sind von Unsicherheiten behaftet. Zwar basieren diese auf Messungen, jedoch sind dies nur Stichproben bis in eine Tiefe von einem Meter und das Profil wurde anhand von repräsentativen Bodenschichten zusammengestellt. Die Sickerwasserraten an den verschiedenen Saugkerzen konnten zwar nicht genau quantifiziert werden, jedoch ergaben sich doch deutliche Unterschiede in den Probenvolumen je Probenahme, was die Heterogenität des Versuchsstandortes widerspiegelt. Eine lokal-spezifische Abbildung wurde auch aus diesem Grunde nicht gewählt. Es wurde versucht, ein repräsentatives Bodenprofil zu erstellen, was typische Bodenschichten des Versuchsstandortes abbildet. Dies führt natürlich auch zu einer Verallgemeinerung und erschwert den Vergleich mit lokal-spezifischen Parametern.

### 6.3.6 Ausblick Modellierung

Die Ergebnisse aus vorherigen Studien (Gärdenäs et al. 2005; Hanson et al. 2006) zeigen deutlich, dass die Auswirkungen des Bodentyps viel wichtiger sind als die Düngungsstrategie oder der Typ des Bewässerungssystems. Insgesamt ist das Auswaschungspotential bei den gröber strukturierten Böden viel größer. Da auf dem Versuchsfeld keine Düngungsstrategien in Kombination mit Bewässerungssystemen untersucht wurden, sind der Zeitpunkt der Düngung und die Zusammensetzung des Düngemittels die einzigen Stellschrauben für minimale Nitratauswaschungseffekte. Die Düngungszeitpunkte je nach Wetterlage zu planen, stellt die Landwirte vor besondere, fast unlösbare Herausforderungen. Die Wahl des Düngemittels in Bezug auf die schnell bis mittelfristig pflanzenverfügbaren Nährstoffe in Düngemitteln stellt hier die ausschlaggebende Stellschraube da.

Um den Stofftransport und den Effekt einer möglichen Humusakkumulation durch das Einbringen von Laubkomposten zu berücksichtigen, wäre eine Erweiterung des bestehenden Modells um den Nitrat- und Kohlenstofftransport mittels des HPx- Moduls in Hydrus notwendig.

Die ermittelten Abbauraten aus den Batchversuchen könnten als Eingangsparameter für die Stofftransportmodellierung genutzt werden. Die Kalibrierung des Stofftransports wäre über die Stichproben der  $N_{\min}$ - und Kohlenstoffgehalte in den oberen Bodenschichten möglich. Dies würde jedoch, wie bei der Kalibrierung des Strömungsmodells mittels der Wassergehalte, nur lokal auf die oberen Bodenschichten begrenzt und anhand von Stickproben möglich sein.

## 6.4 Zusammenfassende Diskussion

Im Folgenden werden die Ergebnisse zu den Untersuchungen zur Grundwasserbeschaffenheit und Stoffumsetzung in der gesättigten Zone mit Bezug auf die Hypothesen des Bearbeitungsfeldes 2 (Kapitel 3.2) zusammenfassend diskutiert.

### 6.4.1 Grundwasserfließgeschwindigkeiten

**Hypothese 2-1:** Geringe Grundwasserfließgeschwindigkeiten begünstigen das Nitratabbau-potential auf dem Versuchsfeld bei „Neu Sacro“.

Aufgrund der sehr flachen Topographie sind die horizontalen Fließgeschwindigkeiten mit ca. 4 cm/d trotz hoher hydraulischer Leitfähigkeiten äußerst gering. Somit ist auch der horizontale Stofftransport durch die geringe Grundwasserfließgeschwindigkeit sehr langsam. Das bedingt eine hohe Aufenthaltszeit des Grundwassers und kann Prozesse der Nitratreduktion begünstigen. Die vertikalen Fließgeschwindigkeiten sind im ungesättigten Bereich vom Wassergehalt abhängig. Im gesättigten Bereich konnten ebenfalls sehr geringe vertikale Fließgeschwindigkeiten festgestellt werden. Auch das wirkt sich begünstigend auf Denitrifikationsprozesse aus, soweit das Angebot an organischem Material für die Nitratreduktion ausreichend ist. In lokalen Inhomogenitäten im Untergrund, wie sie am Standort „Neu Sacro“ durch die fluviatilen „Rinnen“ anzutreffen sind, kann es zu höheren Fließgeschwindigkeiten und somit zu einer Konzentration des Stofftransports kommen, wie es in den Messstellen GWM-2 und GWM-5 anzutreffen war. Eine gezielte Berücksichtigung derartiger Strukturen im Zuge der Bewirtschaftung erscheint schwierig, jedoch sollte die Wirkung derartiger Strukturen im Hinblick auf den Stoffaustrag nicht unberücksichtigt bleiben.

### 6.4.2 Natürliches Angebot an organischem Kohlenstoff

**Hypothese 2-2:** Das natürliche Angebot an organischem Material (DOC) im Aquifer ist für eine wirksame Nitratreduktion nicht ausreichend.

Insbesondere im tieferen Grundwasserbereich als auch in den flachen Grundwasserbereichen waren die Gehalte an organischem Material für eine vollkommene Denitrifikation unzureichend. Die Zugabe von Laufkomposten kann dazu führen, dass gelöstes organisches Material über die Sickerwasserpassage dem Grundwasser zugeführt wird, wie es in Kapitel 6.4 bereits diskutiert wurde. Allerdings konnte mit den Mengen, die im Versuchszeitraum ausgebracht wurden, keine messbare Erhöhung des DOC im tieferen Grundwasser nachgewiesen werden. In den flachen Grundwasserbereichen führte die Zugabe von den Komposten zu einer Stimulierung der Denitrifikation, die hier allerdings durch höhere Redoxpotentiale limitiert wurde.

### 6.4.3 Einfluss der innovativen Komposte

**Hypothese 2-3:** Durch die Anwendung der innovativen Komposte wird weniger Nitrat in das oberflächennahe Grundwasser verlagert als durch die Nutzung der konventionellen Düngung mit Gülle.

Die Nitratzufuhr konnte in den flachen Grundwasserbereichen durch entsprechende Konzentrationsverläufe mit deutlichen Nitrat-Konzentrationspeaks beobachtet werden. Insofern kommt der Nitratzufuhr über die Laubkompostgabe eine entscheidende Bedeutung zu. Die Kombination der Nitratgaben mit den Laubkomposten hat durch die gleichzeitige Zugabe von organischem Material eine im Hinblick auf die Nitratreduktion in Humus- bzw.  $C_{org}$ -armen Böden eine positive Wirkung. Die durch das organische Material stimulierte Nitratreduktion kann bereits zu einer Minderung der Nitrat-Konzentrationen im flachen Grundwasser führen.

Inwieweit die Anwendung der innovativen Komposte einen direkten Einfluss auf eine Verringerung der Nitratgehalte im Grundwasser hat, konnte jedoch nicht eindeutig quantifiziert werden, da im Vergleich zur Kontroll-Variante (MP Gruppe I) keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich der Nitrat-Konzentrationspeaks unter den Kompost-Plots (MP Gruppen II bis IV) festgestellt werden konnte. Die Komposte wurden zudem in größeren Mengen aufgebracht als für die Bewirtschaftung notwendig gewesen wäre, um die Effekte besser nachweisen zu können, was ebenfalls die Aussagekraft hinsichtlich des Nitrataustrags in der landwirtschaftlichen Praxis verzerrt.

### 6.4.4 Wirkung der Gehölzstreifen

**Hypothese 2-4:** Das ins Grundwasser gelangte Nitrat wird durch die bis in die gesättigte Zone reichenden Wurzeln der Gehölze auf den Agroforststreifen aufgenommen und somit wieder zurück in den Kreislauf geführt.

Diese These konnte durch die Messungen der Grundwassermessstellen GP weitgehend bestätigt werden. Allein durch die schwach ausgeprägte Grundwasserdynamik ließ sich der direkte Zusammenhang zwischen Düngungsflächen und Gehölzstreifen nicht eindeutig nachweisen (vgl. Kapitel 6.1.2.1). Die Nitrat-Konzentrationen im Grundwasser entlang der Gehölzstreifen und vor allem innerhalb der Gehölzstreifen haben aber deren Wirkung auf die Grundwasserbeschaffenheit belegt. Inwieweit diese Effekte auch auf die geringere bzw. fehlende Düngung der Gehölzstreifen zurückzuführen ist, konnte zwar durch die Untersuchungen des Grundwassers allein nicht quantifiziert werden, hat sich aber durch die Ergebnisse der Sickerwasseruntersuchungen (vgl. Kap. 5.5) gezeigt.

## 7 Wirtschaftliche Bewertung und Umsetzungsvoraussetzungen

### 7.1 Kompostherstellung und -ausbringung

Als Ausgangsmaterial für die Komposte wird Laub und Grünschnitt genutzt. Dieses Material stammt hauptsächlich von Kleingartenanlagen und Hausgärten und gilt daher als potentiell gering belastet. In diesem Projekt wurden die Komposte durch die Galle GmbH hergestellt, die diesbezüglich auf langjährige Erfahrungen zurückblicken kann.

Die Laubkomposte der Firma Galle GmbH sind RAL-zertifiziert. Vor diesem Hintergrund werden sie regelmäßig (im Schnitt einmal pro Monat) von unabhängiger Seite beprobt und u.a. hinsichtlich Salzgehalt, diverser Nährstoff- und Schadstoffparameter sowie der Keimfähigkeit von Samen und des Aufwachsens aus sonstigen Pflanzenbestandteilen analysiert. Außerdem muss seitens des Kompostherstellers eine fachgerechte Hygienisierung im Verlaufe des Rotteprozesses mittels eines Temperaturprotokolls nachgewiesen werden.

Bei der Herstellung des Standardkompostes sowie aller weiteren in diesem Projekt verwendeten Komposte (vgl. Kapitel 5.1) kommt es im Zuge der Kompostierung zu einem Masseverlust des Ausgangsmaterials von durchschnittlich 45 %. Das heißt, aus einer Tonne Laub und Grünschnitt können ca. 0,55 t ausbringungsfertiger Feinkompost erzeugt werden, wobei sich bei abnehmender Maschenweite des Siebes der Anteil an fertigem Kompost entsprechend verringert. Als Entsorger der Laub- und Grünschnittabfälle erhält die Galle GmbH durchschnittlich 29,40 € t Ausgangsmaterial<sup>-1</sup> (netto). Bei Annahme eines durchschnittlichen Transportweges von 50 km zur Kompostierungsanlage können Transportkosten von ca. 8 € t Ausgangsmaterial<sup>-1</sup> veranschlagt werden. Da für die Produktion von einer Tonne Standardkompost ca. 1,8 t Ausgangsmaterial benötigt werden, kann der Kompostierer folglich pro Tonne Feinkompost 52,92 € Entsorgungskosten geltend machen. Nach Abzug der pauschalierten Transportkosten wären es noch 38,52 €.

Für den fertigen Standardkompost zahlen Landwirtschaftsbetriebe in der Untersuchungsregion 4,50 € t Frischmasse<sup>-1</sup> (netto). Hier enthalten sind bereits die mittleren Transportkosten zum jeweiligen Betrieb, die der Betriebsinhaber in diesem Praxisbeispiel nicht gesondert zahlen muss. In der Konsequenz müssen die Herstellungskosten für den Kompost (ohne Transport des Ausgangsmaterials) somit unter 43,02 € t Frischmasse<sup>-1</sup> liegen, damit kein Verlust entsteht.

In der Tabelle 25 sind alle Kostenpositionen, die bei der Kompostherstellung und dem Vertrieb zu beachten sind, aufgeführt. Hierbei wurde sich auf die Varianten G1, G2\* und G4 (vgl. Kapitel 5.1) beschränkt.

Die Aufwendungen für die Kompostherstellung sind bei den einzelnen Varianten gleich. Unterschiede bestehen lediglich hinsichtlich der Kosten für die N-Zusätze sowie deren Anteil. Während die Kosten für die Kompostvariante G2\* aufgrund des preisintensiven Mineraldüngers mit zunehmendem Anteil vergleichsweise schnell in die Höhe gehen, wirkt sich bei der Variante G4 vor allem das Mischungsverhältnis von Ausgangsmaterial und festen Gärresten auf die Herstellungskosten aus. Je höher der Anteil an festen Gärresten ist, desto

weniger Ausgangsmaterial, für dessen Entsorgung der Kompostierer Geld erhält, wird benötigt.

**Tabelle 25:** Kostenpositionen für die Herstellung und den Transport der Kompostvarianten G1, G2\* und G4 (vgl. Tabelle 11 und Tabelle 13) sowie dazugehörige Einnahmen bzw. Erlöse; KAS = Kalkammonsalpeter

Kostenpositionen	Kompost G1 (€ t Frischmasse <sup>-1</sup> )	Kompost G2* (€ t Frischmasse <sup>-1</sup> )	Kompost G4 (€ t Frischmasse <sup>-1</sup> )
<b>Verwaltungskosten</b> [Datenverwaltung, Wiegen, Zertifikate, Analysen u.a.]	4,00	4,00	4,00
<b>Materialkosten für N-haltige Zusätze</b>	0,00	10,64*	6,90
davon Zusatzkosten für KAS (27 % N) im Jahr 2019 (0,825 t KAS auf 35,5 t Feinkompost [vgl. Tabelle 13]; KAS = 330 € t <sup>-1</sup> [Stand 2019])		7,67	
davon Zusatzkosten für KAS (27 % N) im Jahr 2020 (2 t KAS auf 48,5 t Feinkompost [vgl. Tabelle 13]; KAS = 330 € t <sup>-1</sup> [Stand 2019])		13,61	
davon Zusatzkosten für feste Gärreste (0,9 % N) [bezogen auf 1 t Feinkompost]			6,90
<b>Herstellungskosten</b>	22,70	22,70	16,34
davon Zerkleinern / Schreddern	6,00	6,00	6,00
davon Aufsetzen (mit Radlader)	1,50	1,50	1,50
davon Umsetzen 1. Durchgang	0,60	0,60	0,60
davon Umsetzen 2. Durchgang	0,60	0,60	0,60
davon Absieben	2,00	2,00	2,00
davon Entsorgung des abgesiebten Materials	12,00	12,00	5,64
<b>Transportkosten</b> [bei jeweils ca. 50 km Entfernung]	22,40	22,40	22,40
davon Transport des Ausgangsmaterials zur Kompostieranlage	14,40	14,40	14,40
davon Transport des fertigen Komposts zur Ackerfläche	8,00	8,00	8,00
<b>Summe Kosten</b>	<b>49,10</b>	<b>59,74</b>	<b>49,64</b>
<b>Einnahmen / Erlöse</b>			
<b>Entsorgung von Laub / Grünschnitt</b> [bezogen auf 1 t Feinkompost bei 45 % Materialverlust u. Berücksichtigung der Gewichtsanteile der N-Zusätze: bei G2* im Mittel 1,5 %, bei G4 50 %]	52,92	52,13	26,46
<b>Erlöse durch Verkauf</b> [ohne Berücksichtigung eines Mehrwertes durch N-Zusätze]	4,50	4,50	4,50
<b>Summe Einnahmen / Erlöse</b>	<b>57,42</b>	<b>56,63</b>	<b>30,96</b>
<b>Differenz</b> [Einnahmen / Erlöse – Kosten]	<b>8,32</b>	<b>-3,11</b>	<b>-18,68</b>

\* Mittelwert aus beiden Untersuchungs Jahren

Gemäß der in Tabelle 25 aufgeführten Kosten- und Erlöspositionen würde sich lediglich mit der Variante G1 ein Gewinn erzielen lassen. Bei einem Verkaufspreis von 4,50 € würde die Gewinnspanne je Tonne Frischmasse 8,32 € betragen. Bei den Varianten G2\* und G4 müsste der Verkaufspreis auf mindestens 7,61 € t<sup>-1</sup> bzw. 23,18 € t<sup>-1</sup> ansteigen, um eine Kostendeckung

zu gewährleisten. Insbesondere die Variante G4 weist aufgrund des hohen Anteils an festen Gärresten somit eine nur geringe Wirtschaftlichkeit auf.

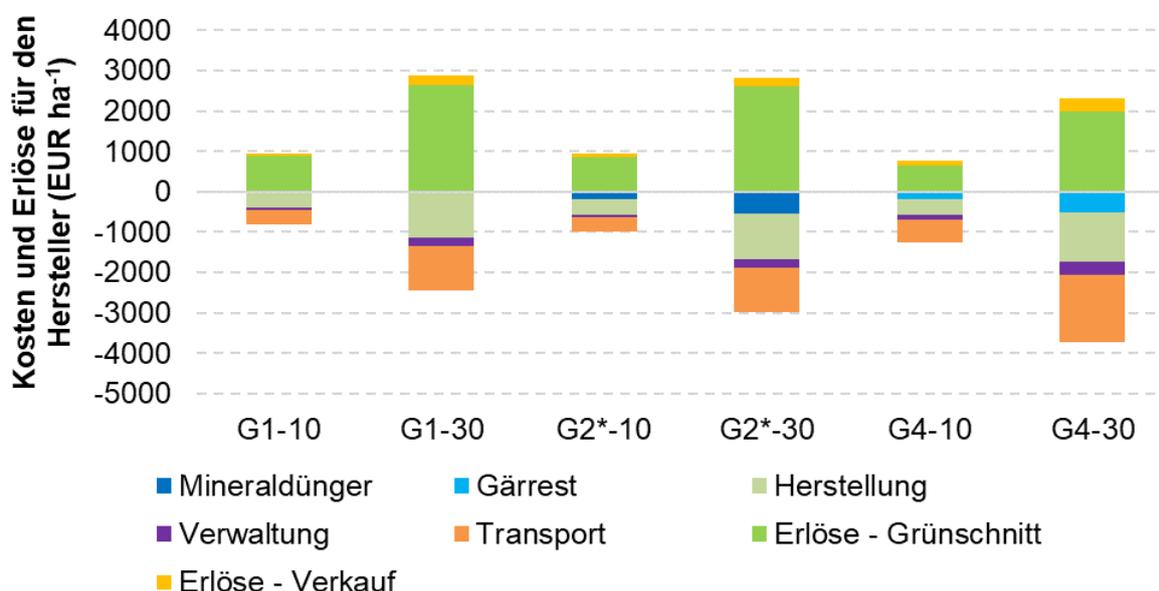
Wird unterstellt, dass die Ertragswirkung bei einer reinen Minereraldüngergabe (KAS) von 100 kg N ha<sup>-1</sup> gleich jener von 10 t G2\*-Trockenmassekompost ha<sup>-1</sup> ist, müssten bei einem Trockensubstanzgehalt von ca. 60 % jährlich 16,7 t G2\*-Frischmassekompost ausgebracht werden. Hierfür würde der Verkaufspreis, der zur Deckung der Herstellungs- und Transportkosten notwendig ist, 127,09 € ha<sup>-1</sup> betragen. Dies sind knapp 5 € mehr als für eine reine Nutzung von KAS aufgewendet werden müsste. Für eine Gewinnerzielung wären noch höhere Verkaufspreise anzusetzen und somit durch die Landwirtschaftsbetriebe noch höhere Düngerkosten in Kauf zu nehmen. Bezüglich der Kompostvariante G4 sind die Differenzen aufgrund der höheren Herstellungskosten und des geringeren Trockensubstanzgehaltes (ca. 40 %) noch größer bzw. der Kompost wirtschaftlich noch weniger attraktiv. Für 10 t G4-Trockenmassekompost ha<sup>-1</sup> wären 25 t G4-Frischmassekompost ha<sup>-1</sup> erforderlich, die mit einem Mindestpreis von 467 € vermarktet werden müssten. Dies wäre nahezu das Vierfache des zum Zeitpunkt der Projektdurchführung veranschlagten Düngerpreises für KAS und damit faktisch nicht praxisrelevant.

Der Preis für Mineraldünger unterlag in den letzten Jahren jedoch starken Schwankungen. Am Ende dieses Projektes (November 2021) lag der Preis für KAS bei 594 € t<sup>-1</sup> (Agrarheute 2021). Dieser übersteigt deutlich den während der Kompostherstellung zu Grunde gelegten Preis von 330 € t<sup>-1</sup>. Würde der höhere Preis unterstellt, so stiegen die mittleren Kosten für den N-Zusatz bei Variante G2\* von 10,64 € t<sup>-1</sup> auf 19,15 € t<sup>-1</sup>, was einem Preisanstieg von fast 80 % entspricht. Damit müsste auch der Mindestverkaufspreis des G2\*-Komposts zum Zwecke der Kostendeckung von 7,61 € t Frischmasse<sup>-1</sup> auf 16,12 € t Frischmasse<sup>-1</sup> angehoben werden. Der Gesamtpreis würde sich für 10 t G2\*-Trockenmassekompost somit auf 269 € belaufen und läge 22 % über den Kosten für KAS.

Eine preislich konkurrenzfähige und dennoch gewinnbringende Vermarktung wäre bei geringeren jährlichen Ausbringungsmengen möglich. So könnte der Verkaufspreis des G2\*-Kompostes bei einer jährlichen Ausbringungsmenge von beispielsweise 10 t Frischmasse ha<sup>-1</sup> bis zu 12,22 € t<sup>-1</sup> betragen, um auf dem gleichen Preisniveau wie bei einer reinen N-Mineraldüngerapplikation von 100 kg N ha<sup>-1</sup> zu bleiben (Annahme für KAS: 330 € t<sup>-1</sup>). Dies würde immerhin einer Gewinnspanne von 4,61 € t G2\*-Frischmassekompost<sup>-1</sup> entsprechen. Bei niedrigeren jährlichen Ausbringungsmengen wäre auch die Kompostvariante G4 – gleiche Preise für die festen Gärreste vorausgesetzt – günstiger, aber trotzdem immer noch erheblich kostenintensiver als eine reine N-Mineraldüngung. Aus wirtschaftlicher Perspektive schneidet von den Komposten mit N-Zusätzen die Variante G2\* deutlich besser als die Variante G4 ab.

Es ist zu vermuten, dass auch durch die regelmäßige Ausbringung von geringeren Kompostmengen wie jährlich 10 t Frischmassekompost ha<sup>-1</sup> mittel- bis langfristig eine Erhöhung des Humusgehaltes im Boden und damit auch dessen Wasserhaltefähigkeit stattfindet. Anzunehmen ist ferner, dass die N-Versorgung bei langjähriger Kompostbehandlung gesichert ist bzw. dass ggf. nur hin und wieder eine zusätzliche N-Gabe notwendig sein wird. Vor dem Hintergrund dieser Annahme würde die Düngung mit jährlich 10 t Frischmassekompost ha<sup>-1</sup> der Kompostvariante G2\* (und bei sehr hohen N-Düngerpreisen auch G4) eine ökonomisch vergleichbare Alternative zur herkömmlichen N-Mineraldüngung darstellen.

Eine weitere Option, Komposte preislich konkurrenzfähiger anbieten zu können ist in der Reduzierung von Herstellungs- und Transportkosten zu sehen. Die Abbildung 104 zeigt Kosten und Erlöse für Herstellung, Transport und Verkauf von 10 t oder 30 t Trockenmassekompost der Varianten G1, G2\* und G4 auf der Basis der in Tabelle 25 angegebenen Daten. Wie in der Grafik ersichtlich ist, stellen die Herstellungs- und Transportkosten die größten Kostenpositionen dar. Während Ersterer kaum bzw. nur geringfügig gesenkt werden können, bieten die Transportkosten mit einem Anteil zwischen 38 und 46 % an den Gesamtkosten ein hohes Einsparungspotential, insbesondere mit Bezug zur Variante G4. So könnte der Bereitstellungspreis für alle Kompostvarianten bei betriebseigener Kompostierung deutlich reduziert werden, zumal anzunehmen ist, dass die Kraftstoffpreise und damit auch die Transportkosten künftig weiter deutlich ansteigen werden. Dies wäre insbesondere für große Betriebe interessant, die hierfür in der Regel auch die räumliche Infrastruktur aufweisen. Eingespart werden könnten bei betriebsnaher Herstellung die Transportkosten zu den Betrieben, die 36 % der Gesamttransportkosten ausmachen.



**Abbildung 104:** Kostenpositionen für Herstellung und Transport sowie dazugehörige Einnahmen bzw. Erlöse für sechs Szenarien der Kompostvarianten G1, G2\* und G4 (vgl. Tabelle 11 und Tabelle 13) (...-10 = Bezug auf 10 t Trockenmasse; ...-30 = Bezug auf 30 t Trockenmasse; Annahme Trockensubstanzgehalt bei G1 und G2\* = 60 %, bei G4 = 40 %)

## 7.2 Vergleichende Kosten-Betrachtung zwischen konventionellem Düngungsmanagement und der Nutzung innovativer Laubkomposte

Für die vergleichende ökonomische Betrachtung des Düngungsmanagements wurde sich für die Referenzvarianten an den Kulturen und Bewirtschaftungspraktiken orientiert, die während des Untersuchungszeitraumes am Standort „Neu Sacro“ angebaut wurden (vgl. Tabelle 4, s. S. 35). Demgemäß wurde die Fruchtfolge Silomais – Sommergerste – Sonnenblume unterstellt.

In Brandenburg wird Sommergerste aufgrund der natürlichen Standortbedingungen fast ausschließlich als Futtergerste angebaut (Barthelmes & Ebel 2021). Die durchschnittlichen

Erträge in Brandenburg für die Fruchtarten Silomais, Sommergerste und Sonnenblume betragen jeweils 96, 30 und 20 dt ha<sup>-1</sup> (Hanff & Lau 2021).

Maßgebend für die Entscheidung des Landwirtes bezüglich der Auswahl der Düngervariante sind einerseits die Ertragswirkung und andererseits vor allem die Kosten. Hinsichtlich ersterem Aspekt herrschen bei alternativen Düngern, zu denen auch die innovativen Komposte zu zählen sind, häufig Unsicherheit und Erfahrungsdefizite vor, so dass im Zuge der Wahl des Düngers der Preis überproportional stark gewichtet wird.

Für einen überblickartigen Vergleich der Düngerkosten wurden zwei Referenzszenarien mit sechs Kompostszenarien verglichen. Bei den zwei Referenzszenarien handelt es sich einmal um ein reines Mineraldüngerszenario (MD) und ferner um ein Szenario, bei dem vorwiegend organischer Dünger Anwendung findet (OD). Die Düngerkosten des Mineraldüngerszenarios wurden auf der Basis abgeleiteter Reinnährstoffpreise und der Nährstoffentzüge durch das jeweilige Wirtschaftsgut und die Koppelprodukte nach Angaben der Datensammlung für die Betriebswirtschaftliche Bewertung im Land Brandenburg ermittelt (Hanff & Lau 2021). In der Regel werden in der Praxis geringere Nährstoffmengen verabreicht, da das auf dem Feld verbleibende Stroh sowie der verfügbare Bodenvorrat an Nährstoffen angerechnet werden müssen.

Während des Projektzeitraumes lagen die Preise für mineralische N-Düngemittel jedoch deutlich über den bei Hanff & Lau (2021) angegebenen Werten. Beim für die Herstellung der Kompostvariante G2\* verwendeten KAS (330 € t<sup>-1</sup>) betrug die Preisdifferenz 56 %. Um einen Bezug zu den Mineraldüngerpreisen innerhalb des Projektzeitraumes zu gewährleisten, wurden für die Szenarioberechnungen die Preise für alle verwendeten N-Mineraldünger – analog zum KAS – um diesen Prozentsatz erhöht.

Das OD-Szenario spiegelt das Düngeregime eines südbrandenburgischen Landwirtschaftsbetriebes wider, der hier als Praxisbeispiel fungiert. Beide Szenarien wurden für die o.g. Fruchtfolge erstellt und repräsentieren somit ein reales Beispiel für die Fruchtfolge aus einem Agrarbetrieb in Brandenburg.

Die Kompostszenarien schließen die Varianten G1, G2\* und G4 (vgl. Tabelle 11 und Tabelle 13) ein, wobei – analog zu den in diesem Projekt durchgeführten Untersuchungen – für jede dieser Varianten 10 und 30 t Trockenmassekompost ha<sup>-1</sup> ausgebracht wurden (jeweils Szenarien G\_-10 und G\_-30).

In Tabelle 26 sind die Mengen der für die einzelnen Szenarien unterstellten Dünger im Detail aufgeführt.

Als Referenz für die Ausbringungskosten wurde ein 20 ha Schlag, mit einer Hof-Feld Entfernung von 4 km unterstellt (vgl. Datensammlung im Land Brandenburg von Hanff & Lau 2021). Bezüglich der Ausbringungstechnik erfolgten folgende Annahmen: Für die Ausbringung des Mineraldüngers fand ein Schleuderdüngerstreuer mit einer Breite von 24 m Anwendung. Die Ausbringung von Gülle und Gärresten erfolgte mit einem Pumptankwagen mit einer Breite von 12 m. Der Laubkompost wird, in Anlehnung an das Verfahren mit Festmist, mit einem Stallungstreuer ausgebracht, der eine Breite von 12 m aufweist. Geladen wird der Kompost mit einem Frontlader mit Dungzange.

Vor dem Hintergrund der betrachteten Szenarien betragen die Gesamtkosten für das Mineräldüngerszenario 330 € ha<sup>-1</sup> und jene für das OD-Szenario 142 € ha<sup>-1</sup> (Abbildung 105). Während beim MD-Szenario die Kosten für den Zukauf des mineralischen Düngers 96 % der Gesamtkosten betragen, machen diese beim OD-Szenario lediglich 48 % aus. Dagegen sind die Ausbringungskosten bei Letzterem mit einem Anteil von 52 % an den Gesamtkosten deutlich höher. Sowohl Gülle als auch Gärreste sind in dem OD-Szenario – wie vielerorts üblich – für den Agrarbetrieb kostenfrei verfügbar. So entstehen im Praxisbeispiel lediglich für deren Ausbringung Kosten. Aufgrund dessen sind die Kosten im OD-Szenario niedriger als beim MD-Szenario.

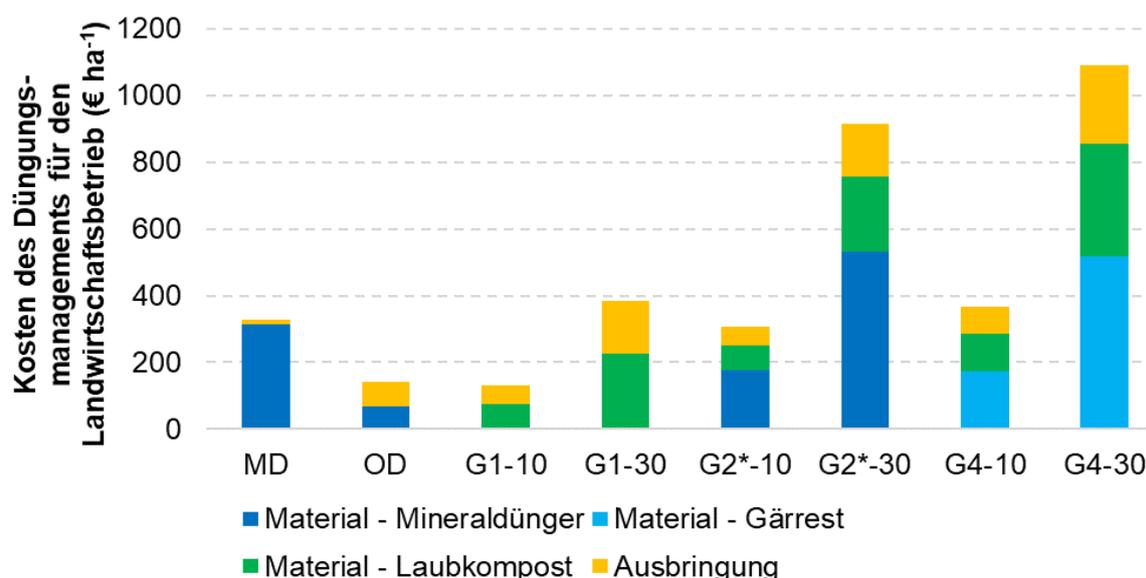
**Tabelle 26:** Düngermengen differenziert nach verschiedenen Szenarien

Szenario	Dünger	Fruchtart		
		Silomais	Sommergerste	Sonnenblume
MD (mineralischer Dünger)	Kalkammonsalpeter, dt ha <sup>-1</sup>	48	22	34
	Triple-Superphosphat, dt ha <sup>-1</sup>	12	6,7	14
	Kornkali, dt ha <sup>-1</sup>	38	14,6	58
	Kalk, dt ha <sup>-1</sup> (ca. 1 x in 3 a)	21		
OD (vorwiegend organischer Dünger)	Kalk, dt ha <sup>-1</sup> (ca. 1 x in 3 a)	20		
	Gülle, m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	20	20	
	Gärrest, m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>			20
	Kalkammonsalpeter, dt ha <sup>-1</sup>			3,9
	Kornkali, dt ha <sup>-1</sup>			1,5
G1-10	Laubkompost (unterstellter Trockensubstanzgehalt: 60 %), t Trockenmasse ha <sup>-1</sup>	10	10	10
G1-30		30	30	30
G2-10	Laubkompost mit Mineräldünger (unterstellter Trockensubstanzgehalt: 60 %), t Trockenmasse ha <sup>-1</sup>	10	10	10
G2-30		30	30	30
G4-10	Laubkompost mit Gärreste (unterstellter Trockensubstanzgehalt: 40%), t TM ha <sup>-1</sup>	10	10	10
G4-30		30	30	30

Die Landwirtschaftsbetriebe können den Standardkompost G1 nach Aussage des Herstellers für 4,50 € t Frischmassekompst<sup>-1</sup> erwerben. Bei den Szenarien der Kompostvarianten G2\* und G4 wurden zu diesem Preis die Kosten für die N-Zusätze (KAS oder feste Gärreste) hinzugerechnet, da davon auszugehen ist, dass diese Kosten bei den innovativen Komposten seitens des Herstellers auf den Laubkompostpreis draufgeschlagen werden, um einen Verlust zu vermeiden. In Abbildung 105 sind die Kosten der Komposte G2\* und G4 für den Landwirtschaftsbetrieb der Information halber nach Standardkompost und N-Zusätzen getrennt aufgeführt. Neben den Materialkosten entstehen auch Ausbringungskosten, die sich mit zunehmender Menge an auszubringendem Material erhöhen und daher insbesondere bei den 30 t-Szenarien und hier vor allem bei der Kompostvariante G4 einen bedeutenden Anteil ausmachen.

Die Kosten für das Düngungsmanagement variieren zwischen den Szenarien von 131 € ha<sup>-1</sup> für das Szenario G1-10 und 1.092 € ha<sup>-1</sup> für das Szenario G-30. Beim Szenario G2\*-30 betragen die Kosten 915 € ha<sup>-1</sup>, wobei die Aufwendungen für den mineralischen Dünger einen Anteil von ca. 60 % ausmachen. Die Kosten des Standardkomposts G1 sind auch bei 30 t Trockenmasse ha<sup>-1</sup> mit den Kosten der Referenzszenarien vergleichbar. Allerdings ist das

Ausbringen von 30 t Trockenmassekompst ha<sup>-1</sup> unter Berücksichtigung der Düngeverordnung (DüV 2017) in der Praxis nur ca. alle drei Jahre realistisch. Bei einer Ausbringungsmenge von 10 t Trockenmassekompst ha<sup>-1</sup> ist eine jährliche Anwendung möglich. Verglichen mit dem Referenzszenario MD sind dann auch die innovativen Laubkomposte konkurrenzfähig. So ist das Szenario G2\*-10 mit 308 € ha<sup>-1</sup> sogar günstiger und auch das Szenario G4-10 ist mit 368 € ha<sup>-1</sup> nicht wesentlich kostenintensiver (Abbildung 105).



**Abbildung 105:** Kosten des Düngungsmanagements für den Landwirtschaftsbetrieb, differenziert nach zwei Referenzszenarien (MD = Mineraldünger und OD = vorwiegend organischer Dünger) und sechs Kompostszenarien (G1-10 und G1-30 = Laubkompost; G2\*-10 und G2\*-30 = Laubkompost mit Mineraldünger; G4-10 und G4-30 = Laubkompost mit Gärresten; vgl. Tabelle 11 und Tabelle 13)

Für den Landwirt können – je nach Gewinnspanne des Herstellers – die innovativen Laubkomposte folglich durchaus wirtschaftlich interessant sein, besonders dann, wenn hiermit Ertragssteigerungseffekte durch eine mittel- bis langfristig stattfindende Humusanreicherung verbunden sind. Zudem könnten mögliche ökologische Vorteilswirkungen, wie eine Verringerung der Nährstoffauswaschung, durch entsprechende Förderprogramme honoriert und das Düngungsmanagement mit Komposten so wirtschaftlich noch attraktiver gestaltet werden.

### 7.3 Bewertung der Voraussetzungen für einen verstärkten Einsatz von innovativen Laubkomposten in der praktischen Landwirtschaft

Das Für und Wider der Kompostanwendung hängt in der landwirtschaftlichen Praxis von verschiedenen Faktoren ab, auf die im Folgenden kurzgefasst eingegangen wird.

#### 7.3.1 Rechtliche Aspekte

Die Anwendung von Komposten als Düngemittel ist prinzipiell zulässig. Die Menge richtet sich gemäß Düngeverordnung (DüV 2021) nach dem Gesamtstickstoffgehalt des Kompostes. Nach § 6 Abs. 4 DüV darf die Menge an Stickstoff innerhalb von drei Jahren 510 kg ha<sup>-1</sup> nicht überschreiten. Bezogen auf die in Tabelle 12 dargestellten Gesamtstickstoffgehalte würde die

jährliche Maximalmenge beim Standardkompost G1 ( $N_t = 9,5 \text{ kg t Trockenmasse}^{-1}$ ) knapp 18 t Trockenmasse  $\text{ha}^{-1}$  betragen. Bei den N-angereicherten Komposten G2 ( $N_t = 13,1 \text{ kg t Trockenmasse}^{-1}$ ) und G4 ( $N_t = 12,7 \text{ kg t Trockenmasse}^{-1}$ ) wären es mit ungefähr 13 t Trockenmasse  $\text{ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  entsprechend weniger. Bei der Ausbringungszeit sind Sperrfristen während der Wintermonate zu beachten.

Mit Blick auf die Umstellung des Düngungsmanagements können die rechtlich möglichen Ausbringungsmengen – insbesondere bei Unterstellung einer langzeitigen Anwendung – als ausreichend betrachtet werden. Inwieweit für N-angereicherte Komposte die allgemeinen gesetzlichen Regelungen der Kompostanwendung uneingeschränkt gelten, wäre vor deren großflächigen Ausbringung zu prüfen. Anhand der gegenwärtigen Düngeverordnung lassen sich prinzipielle Einschränkungen nicht ableiten.

### 7.3.2 Wirtschaftliche Aspekte

Die Wirtschaftlichkeit der Kompostanwendung hängt sehr stark von den herkömmlichen Alternativen ab. Je günstiger Komposte bereitgestellt werden können, desto attraktiver sind sie für die Landwirtschaftsbetriebe. Für diese kann es wirtschaftlich sinnvoll sein, Komposte selbst zu erzeugen und somit den Bereitstellungspreis möglichst gering zu halten (vgl. Kapitel 7.1).

Unabhängig davon gewinnt der Kompost aufgrund des in den letzten Jahren stattgefundenen immensen Preisanstieges für mineralische N-Düngemittel wirtschaftlich an Bedeutung. Hier kann insbesondere auch die Kombination aus Kompost und N-Mineraldünger, wie sie in der Kompostvariante G2 getestet wurde, eine interessante Alternative darstellen, da auf diese Weise der Preis für N-Mineraldünger je Hektar verringert und gleichzeitig die kurzfristige N-Verfügbarkeit des Kompostes erhöht werden kann. Sollte der Preisanstieg von N-Mineraldüngern weiter zunehmen, so ist davon auszugehen, dass in der Landwirtschaft das Interesse an der Anwendung von Komposten zunimmt. Allerdings steigt so auch die Nachfrage nach herkömmlichen organischen N-Düngemitteln wie Gülle und Gärreste, die insbesondere in Regionen mit hohem Tierbesatz und / oder hoher Dichte an Biogasanlagen den Landwirtschaftsbetrieben oftmals sehr kostengünstig oder sogar kostenfrei zur Verfügung stehen.

Auch in diesem Projekt wurde seitens der beteiligten Landwirtschaftsbetriebe vornehmlich mit organischen N-Düngern gearbeitet. Rein wirtschaftlich betrachtet ist die Konkurrenzfähigkeit der Komposte (insbesondere auch der N-angereicherten innovativen Komposte) zu herkömmlichen organischen N-Düngern somit als gering einzuschätzen. Dies könnte sich ändern, indem entweder die ökologischen Vorteile der Komposte finanziell honoriert oder das Ausbringen von Gülle und Gärresten stärker beschränkt würden.

### 7.3.3 Pflanzenbauliche Aspekte

Ein großer Vorteil des Düngungsmanagements mit Kompost ist in der mittel- bis langfristig zu erwartenden Humusanreicherung im Boden zu sehen. Hierdurch kann die Wasserspeicherefähigkeit des Bodens deutlich erhöht werden, was gerade mit Blick auf eine prognostizierte Zunahme von Trockenperioden von großer Bedeutung ist. Die Kompostanwendung kann somit einen Beitrag zu mehr Klimaresilienz von Ackerflächen leisten, die sich auch positiv auf die Ertragsstabilität der Ackerfrüchte auswirkt. Die positive

Einflussnahme auf die Ackerfruchterträge – gerade während Trockenphasen – konnte auch in diesem Projekt beobachtet werden (Kapitel 5.3.1).

Darüber hinaus trägt auch die mit der regelmäßigen Kompostausbringung einhergehende Verbesserung der Bodenstruktur sowie die Förderung des Bodenlebens zum Erhalt oder sogar zur Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit bei (Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen 2021).

Vor dem Hintergrund dieser Vorteilswirkungen ist in der landwirtschaftlichen Praxis mit fortschreitendem Klimawandel von einer gesteigerten Nachfrage auszugehen. Dies wird in erster Linie Komposte ohne N-Zusätze betreffen. Sollten weitere Studien die sich andeutende höhere Ertragswirksamkeit Letzterer bestätigen, so ist auch bezüglich der N-angereicherten Komposte (vor allem G2) eine Steigerung der Nachfrage zu erwarten.

### 7.3.4 Ökologische Aspekte

Die ökologischen Aspekte der Kompostdüngung beziehen sich vor allem auf den auch im Landwirtschaftssektor immer wichtiger werdenden Klimaschutz. So können Komposte durch ihr Humusanreicherungspotential zu einer langfristigen Bindung von CO<sub>2</sub> im Boden beitragen. Sollte dieser Effekt in Zukunft als Klimaschutzmaßnahme honoriert werden, so ist in Zukunft eine deutliche Erhöhung des Kompostbedarfs wahrscheinlich. Die Politik besitzt hier ein wichtiges und wirksames Werkzeug zur Steuerung des Düngungsmanagements und könnte die Anwendung von Komposten gezielt fördern. Gleiches gilt für Initiativen aus Wirtschaft und Gesellschaft, die auf eine Kompensation des CO<sub>2</sub>-Ausstosses durch eine längerfristige Festlegung des Kohlenstoffs im Boden abzielen.

Neben Klimaschutzaspekten stellt jedoch auch die Wirkung von Komposten auf den Austrag von N-Verbindungen in das Grundwasser ein wichtiger ökologischer Faktor dar. Auch wenn in dieser Studie – insbesondere auch wegen der ausgeprägten Trockenphasen, welche die Untersuchungszeit stark prägten – diesbezüglich keine eindeutigen Aussagen getroffen werden können, ist der Kompostdüngung ein gewisses Grundwasserschutzpotential beizumessen. Hierbei ist erwähnenswert, dass dieses Potential durch die N-Anreicherung der Komposte (insbesondere bezüglich Variante G4) nicht wesentlich reduziert zu werden scheint (vgl. Kapitel 5.5.3). Für eine exakte Quantifizierung dieses Potentials sind weitere und vor allem länger andauernde Studien erforderlich, die auf den Ergebnissen dieses Projektes aufbauen können.

Ein weiterer wichtiger Aspekt stellt das Potential der Kompostanwendung dar, regionale oder sogar flächenbezogene Nährstoffkreisläufe weiter zu schließen. Letzteres erfordert allerdings eine flächenspezifische Nutzung von Grünschnitt und Laub, was gerade für größere Betriebe nicht als praktikabel einzuschätzen ist. Bezüglich der Nutzung von Laub besitzen gerade Agroforstflächen mit hohem Gehölzflächenanteil ein gewisses Rohstoffbereitstellungspotential, wobei die Gewinnung des Laubes als vergleichsweise aufwändig und somit kostenintensiv zu bewerten ist.

Vorteile der Kompostausbringung gibt es auch mit Blick auf das Bodenleben, das insbesondere im direkten Düngemittelkontaktbereich des Bodens weniger stark als bei Gülle und Gärresteanwendung beeinträchtigt und mittel- bis langfristig durch die Humusanreicherung sogar gefördert werden dürfte.

### 7.3.5 Zusammenfassende Bewertung

Es ist davon auszugehen, dass die Kompostdüngung – insbesondere mit Blick auf deren pflanzenbaulichen und ökologischen Vorteile – in Zukunft an Bedeutung gewinnen wird. Hierbei wird für die landwirtschaftliche Praxis eher das Humusaufbaupotential und die damit verbundene Verbesserung der Klimaresilienz als der Grundwasserschutz ausschlaggebend sein. Für Letzteren wären konkrete Anreize erforderlich, wie z.B. höhere Maximalgrenzen für die Gesamtstickstoffausbringungsmenge bei Kompost als bei der Anwendung von mineralischen N-Düngemitteln oder Gülle bzw. Gärresten. Allerdings sind die Vorteile für den Grundwasserschutz nach bisherigen Erkenntnissen nicht so gravierend, dass diesbezüglich zeitnah eine entsprechende Anpassung der politischen Rahmenbedingungen zu Gunsten der Kompostdüngung zu erwarten ist.

Die N-angereicherten Komposte könnten künftig aufgrund der höheren N-Verfügbarkeit eine vielversprechende Alternative zu herkömmlichen Grünschnitt- oder Laubkomposten darstellen, da sie eine Optimierung der Kombination aus Nährstoffzufuhr und Humusanreicherung ermöglichen. Die Voraussetzungen für deren Anwendung sind prinzipiell gegeben, wobei mittelfristig sicherlich Anpassungen in der Düngeverordnung als erforderlich angesehen werden, z.B. in Bezug zu Abschlägen bei der Düngebedarfsermittlung oder zur Mindestwirksamkeit des Gesamtstickstoffgehaltes.

Letztlich hängt es auch wesentlich vom Preis ab, ob die innovativen Komposte in der Praxis nachgefragt werden oder nicht. Hier könnte eine weitere Preiserhöhung der mineralischen N-Düngemittel kompostfördernd wirken. Wichtig ist jedoch auch eine gleichbleibende Qualität der angebotenen Komposte, insbesondere auch mit Blick auf den Gehalt an Gesamtstickstoff und mineralischem Stickstoff. Verbesserungsbedarf besteht auch in Hinblick auf den Anteil an Plastikabfällen. Hierfür sollten seitens der Komposthersteller Verfahren entwickelt oder genutzt werden die im Zuge des Kompostherstellungsprozesses zu einer größtmöglichen Eliminierung von Fremdbestandteilen (z.B. Plastik) führen. Sollte dies gelingen, ist mit einer deutlichen Akzeptanzsteigerung seitens der Landwirtschaftsbetriebe zu rechnen.

## 7.4 Bewertung der Umsetzungsvoraussetzungen für Agroforstsysteme auf landwirtschaftlicher Betriebsebene

Die absehbaren Umsetzungsvoraussetzungen für Agroforstflächen haben sich seit Beginn des Projektes wesentlich verbessert. Im Rahmen des 2021 zu Ende gehenden Reformprozesses der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) der Europäischen Union (EU) spielten Agroforstsysteme als wichtige Größe einer ökologisch nachhaltigen, klimaangepassten und zugleich produktiven Form der Landwirtschaft eine wichtige Rolle (EU 2020a, 2020b). Dies hatte auch Auswirkungen auf Deutschland, wo zahlreiche Akteure, wie der Deutsche Fachverband für Agroforstwirtschaft (DeFAF) e.V., seit längerer Zeit rechtliche Rahmenbedingungen forderten, die eine verstärkte Umsetzung solcher Systeme in der landwirtschaftlichen Praxis deutlich erleichtern bzw. befördern. Im Zuge dieser Agrarreform, die ab 2023 in der Praxis Anwendung findet, wurde die Agroforstwirtschaft erstmalig in die deutsche Agrargesetzgebung aufgenommen. Agroforstgehölzflächen sind demgemäß Teil der beihilfefähigen landwirtschaftlichen Nutzfläche, können genutzt und bei Bedarf verändert oder wieder beseitigt werden. Zudem wurde die Beibehaltung der agroforstlichen Bewirtschaftung auf Acker- und Dauergrünland als Maßnahme der sogenannten Öko-Regelungen aufgenommen und soll

künftig als solche gefördert werden. Auch wenn die Rahmenbedingungen dieser Förderung aus Sicht von Agroforst-Experten nicht optimal sind (z.B. geringe Höhe des Förderbetrages, unnötige Mindestabstandsregelungen von Gehölzstreifen zum Flächenrand usw.), so stellen diese Entwicklungen mit Blick auf die Umsetzung von Agroforstsystemen sehr große Fortschritte dar.

Neben der Förderung auf Bundesebene planen auch einige Bundesländer, Agroforstsysteme in ihre Länderförderprogramme aufzunehmen. Hierbei ist sowohl eine Investitionsförderung als auch eine Förderung als sogenannte Agrarumwelt- und Klimamaßnahme möglich. Beide Optionen fokussieren sich auf die Unterstützung der Landwirtschaftsbetriebe bei der Flächenanlage, während die bundesweite Förderung als Öko-Regelung lediglich eine finanzielle Unterstützung für die Beibehaltung der Agroforstwirtschaft vorsieht. Als optimal wäre das Ineinandergreifen beider Förderebenen zu betrachten. Da jedoch nicht davon auszugehen ist, dass alle Bundesländer eine Länderförderung für Agroforstsysteme anbieten, wird dies – zumindest flächendeckend – nicht der Fall sein.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Entwicklung auf politischer Ebene die Umsetzungsbedingungen für Landwirtschaftsbetriebe deutlich verbessert haben. Mit Bezug auf den Gewässerschutz heißt dies auch, dass Agroforstgehölzstreifen künftig rechtskonform an Gewässerrändern angelegt werden können. Auch eine gezielte Querung von Grundwasserhauptfließwegen und damit verbundene Filterung des oberflächennahen Grundwassers auf entsprechenden Standorten ist möglich. Dennoch existieren auch zahlreiche weitere Hemmnisse. Hierzu gehören z.B. Erfahrungsdefizite und unzureichende Beratungsangebote. Diesen Hemmnissen sollte künftig ganz gezielt mit aktorsgruppenspezifischen Weiterbildungsangeboten und einem Ausbau von Beratungsstellen entgegengewirkt werden. Darüber hinaus ist auch die Etablierung von Absatzwegen für Agroforstprodukte als umsetzungsfördernd zu betrachten. Hierzu bedarf es Wertschöpfungspfade, deren Aufbau durch eine entsprechende Sensibilisierung der Verbraucher forciert werden kann.

## **7.5 Praktische Bedeutung von Agroforstgehölzstreifen als Gewässerrandstreifen für die Arbeit der Boden- und Wasserverbände**

Im Zuge des Forschungsprojektes wurde der Gewässerverband Spree-Neiße beauftragt, die praktische Bedeutung von Agroforstgehölzen unter Einbeziehung des Untersuchungsstandortes „Neu Sacro“ für die Arbeit der Boden- und Wasserverbände zu bewerten. Die folgenden Ausführungen wurden von Manuel Kunze und Silvio Alich (beide Gewässerverband Spree-Neiße) verfasst und stellen eine Zusammenfassung ihrer Ergebnisse dar.

### **7.5.1 Hintergrund**

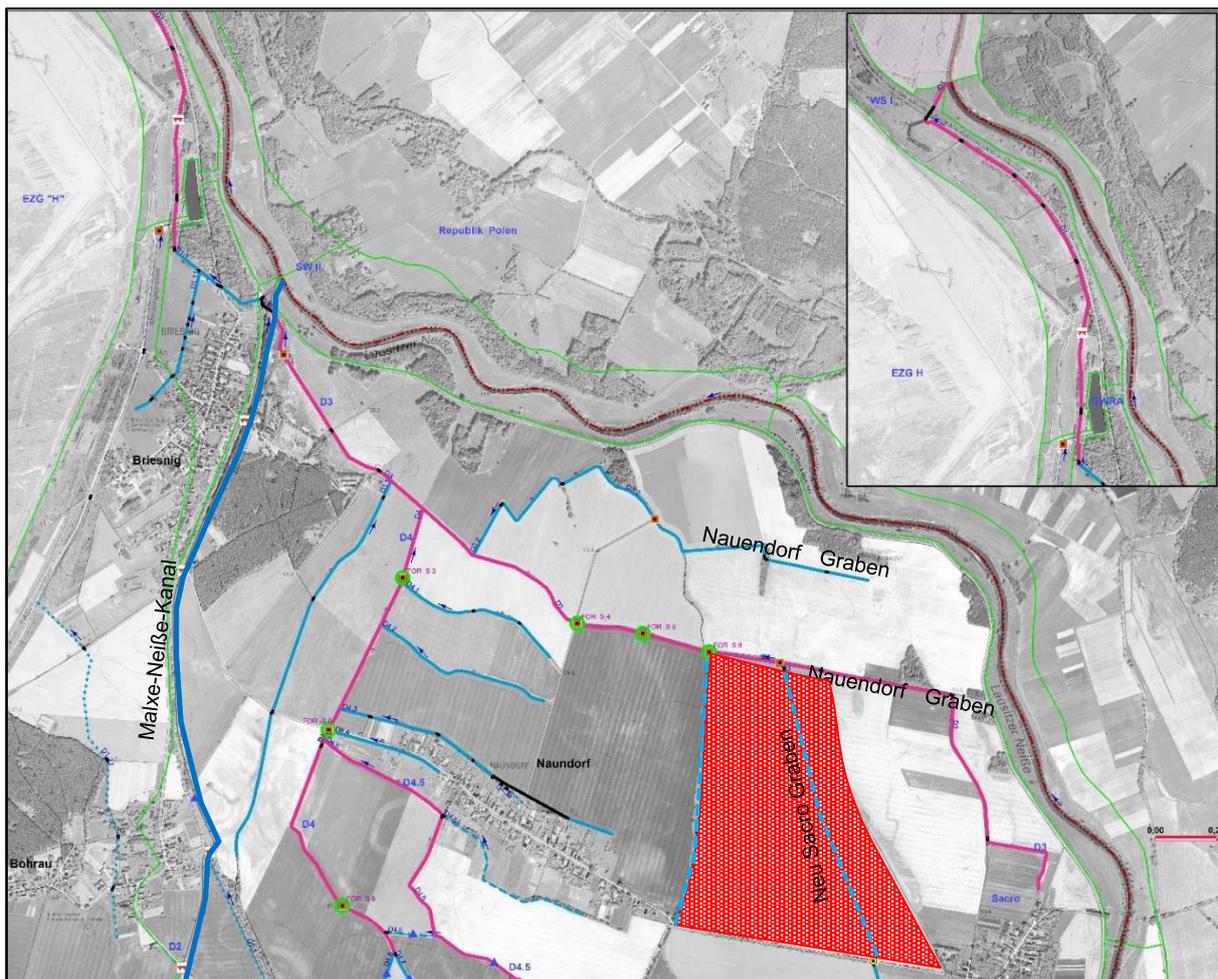
Der Gewässerverband Spree-Neiße wurde im Rahmen des Forschungsprojektes Inno-KompAgt als Projektpartner einbezogen, um als zuständiger Unterhaltungsverband den Einfluss auf die angrenzenden Fließgewässer und deren Unterhaltung sowie Entwicklung zu beurteilen.

Ziel des Projektes ist die Verbesserung der Grundwasserqualität agrarisch genutzter Standorte durch eine deutliche Begrenzung des N-Austrags.

Als Bewertungsfläche diente die landwirtschaftliche Agroforst-Versuchsfläche am Standort „Neu Sacro“ (vgl. Kapitel 4.1).

### 7.5.2 Betrachtungsgebiet

Das Betrachtungsgebiet befindet sich im Südosten Brandenburgs, nördlich der Stadt Forst (Lausitz) in gleichnamiger Gemarkung, Flur 2, nahe der Ortslage Sacro. Aus wasserwirtschaftlicher Sicht liegt das Gebiet im Einzugsgebiet des Malxe-Neiße-Kanals, welcher im Bereich Briesnig in die Lausitzer Neiße entwässert. Dieser ursprüngliche Auenbereich der Neiße wird von einer Vielzahl künstlich angelegter Entwässerungsgräben durchzogen. Diese dienen in Verbindung mit zahlreichen Staubauwerken der Stützung bzw. Regulierung der Wasser-/ GW- Stände, um eine landwirtschaftliche Nutzung zu ermöglichen.



**Abbildung 106:** Versuchsfläche „Neu Sacro“ (rot gekennzeichnet) mit Fließgewässer Nauendorfer Niederung (Auszug Kataster GV SPN)

Die Versuchsfläche des Projektes grenzt im Norden an den Nauendorfer Graben 81, sowie westlich an den Nauendorfer Graben 80d (Abbildung 106). Letztgenannter wird rechtsseitig auf einem Teilabschnitt durch einen Gewässerrandstreifen bestehend aus Kurzumtriebsgehölzen gesäumt. Ein weiteres Fließgewässer, der „Neu Sacroer“ Graben 83

verläuft von Süd nach Nord als verrohrtes Profil durch die Projektflächen und mündet in den Nauendorfer Graben 81.

Alle benannten Gewässer obliegen hinsichtlich der Gewässerunterhaltung der Zuständigkeit des Gewässerverbands Spree- Neiße.

### 7.5.3 Gewässerunterhaltung

Die Fließgewässer entlang der Inno-KompAgt-Flächen stellen im Sinne des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) Gewässer II. Ordnung dar. Diese werden durch den Gesetzgeber nicht weiter unterteilt, jedoch erfolgt durch den Gewässerunterhaltungsverband, entsprechend der Lage und Bedeutung im Gewässernetz, eine interne Unterteilung der Gewässer, um eine angepasste Unterhaltung zu ermöglichen. Unterteilt wird dabei in Regionalvorfluter (Hauptvorfluter), A-Gewässer sowie B-Gewässer. An dieser Abstufung orientiert sich die Planung der jährlichen Unterhaltungsaufwendungen wie Tabelle 27 dargestellt.

**Tabelle 27:** Gewässerunterhaltung gemäß Unterhaltungsplan GV SPN

Unsere Nr.		Benennung	Regelunterhaltung
	Regionalvorfluten		
D3		Graben 81	Böschungsmahd weitgehend beidseitig, bei Gräben > 4 m Breite nur einseitig zur Vorbereitung der SK Sohlkrautung (SK)
D4		Graben 80	
	A-Gewässer		
D3.2		Graben 84	Böschungsmahd beidseitig abschnittsweise Sohlkrautung
D3.4		Graben 83	
	B-Gewässer		
D4.1		Graben 80a	Böschungsmahd und Sohlkrautung halbseitig bzw. wie A-Gräben aber in versetztem Rhythmus gerade/ ungerade Jahre
D4.2		Graben 80b	
D3.3		Graben 80d	



**Abbildung 107:** a) Unterhaltung Graben 81 (Hauptvorflut), b) Unterhaltung Graben 80d (B-Gewässer)

Gemäß dem Unterhaltungsplan stellt dabei der Graben 81 eine Regionalvorflut dar und wird jeweils 1x jährlich beidseitig in der Böschung gemäht und die Sohle gekrautet (Abbildung 107).

Der Nauendorfer Graben 80d wird als B-Gewässer geführt und ist von untergeordneter Bedeutung im Einzugsgebiet. Die Unterhaltung beschränkt sich daher auf eine maximal halbseitige Böschungsmahd und Sohlkrautung alle zwei Jahre (Abbildung 107).

Der im Betrachtungsraum verrohrte Graben 83 wird nach dem Unterhaltungsplan als A-Gewässer eingestuft, jedoch erfolgt auf Grund der Verrohrung keine planmäßige Gewässerunterhaltung.

In besonders trockenen Jahren, wie in 2018, 2019 und auch 2020, wurden die Unterhaltungsaufwendungen deutlich vermindert, um den Gebietsabfluss zu verringern.



Abbildung 108: a) Stützschwelle im Graben 81a, b) Stau FOR S07 im Graben 81

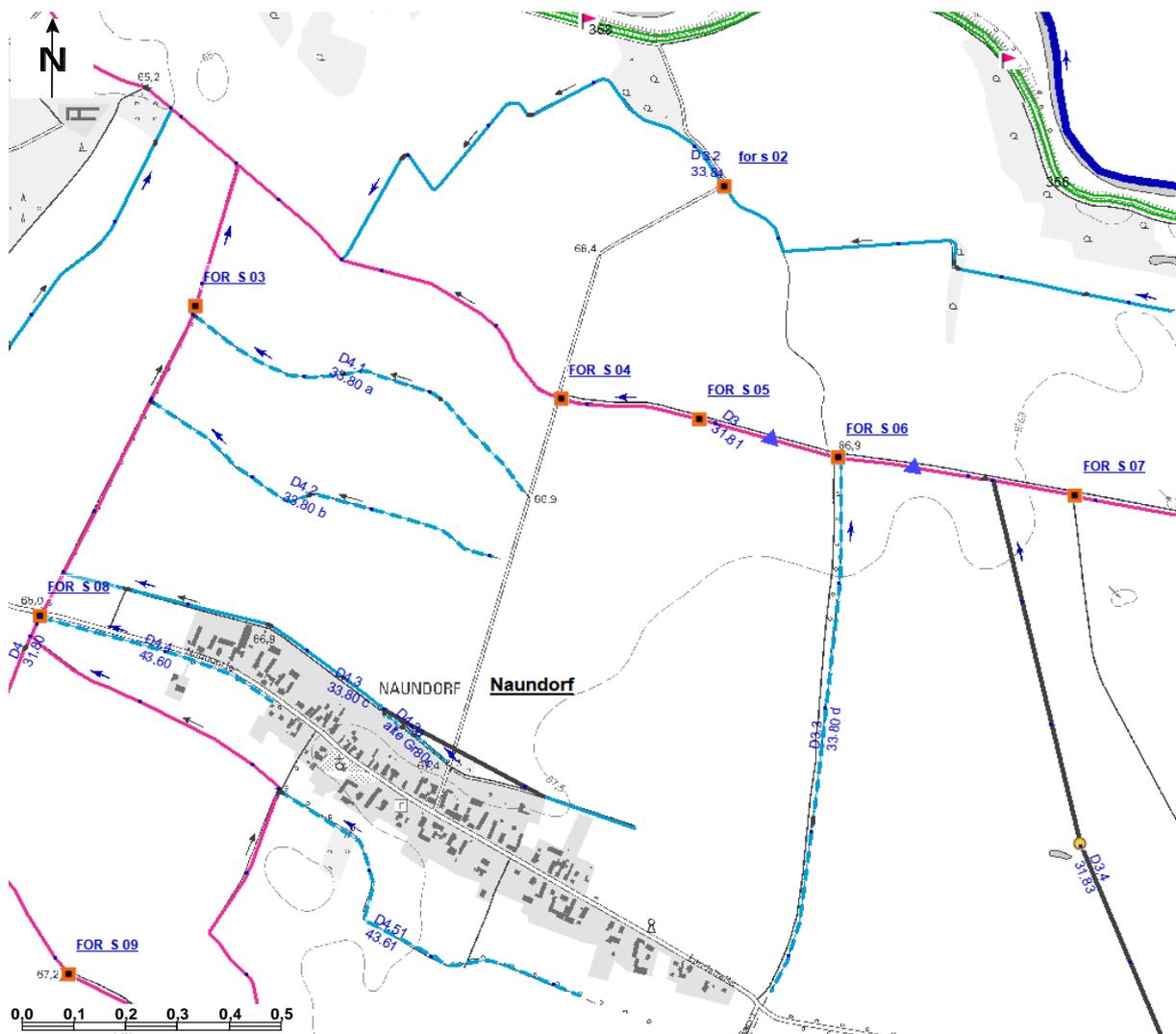


Abbildung 109: Gewässernetz mit Darstellung vorhandener Staubauwerke (GV SPN)

Die im Zuge der DDR-Melioration angepassten Gewässer sind stark begradigt und vertieft. Um einer übermäßigen Entwässerung entgegenzuwirken, wurden zahlreiche Kulturstau eingebaut (Abbildung 109). Diese sind im Rahmen zurückliegender Förderprojekte (LWH-Maßnahmen) erneuert und durch Stützwälle ergänzt worden (Abbildung 108). Für die neu errichteten Bauwerke besitzt der GV SPN die Staurechte (wasserrechtliche Erlaubnis) und übt diese im Rahmen der Unterhaltung aus. Ziel der Regulierung ist der Wasserrückhalt, um möglichst natürliche, flurnahe Grundwasserstände zu halten.

#### 7.5.4 Gewässerrandstreifen

Das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) bildet in Deutschland den übergeordneten gesetzlichen Rahmen für eine nachhaltige Gewässerbewirtschaftung im Sinne der Zielerreichung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Diese fordert die Zielerreichung eines guten ökologischen Zustands, bzw. das gute ökologische Potential für Fließgewässer bis zum Jahr 2027. Eine wesentliche Einflussgröße auf den ökologischen Zustand bilden Gewässerrandstreifen vor dem Hintergrund der Bewertung der Gewässerstrukturen.

Gemäß § 38 WHG umfasst ein Gewässerrandstreifen das landseitige Ufer ab dem Bereich der Mittelwasserlinie bzw. ab der Böschungsoberkante in einer Breite von fünf Meter. Er dient der Erhaltung und Verbesserung der ökologischen Funktionen oberirdischer Gewässer, der Wasserspeicherung, der Sicherung des Wasserabflusses sowie der Verminderung von Stoffeinträgen (WHG 2009). Die Umsetzung dieser Vorgaben in Landesrecht, erfolgt in Brandenburg in Form des § 77a Brandenburgisches Wassergesetz (BbgWG 2012). Danach kann vor dem Hintergrund der Zielerreichung der WRRL ein Gewässerrandstreifen zusätzlich per Rechtsverordnung festgesetzt werden (BbgWG 2012). Das heißt die Form und Ausprägung von Gewässerrandstreifen, kann durch separate Rechtsverordnungen näher festgelegt werden, was aktuell bisher jedoch nicht erfolgt ist.

Gewässerrandstreifen erfüllen eine Vielzahl ökologischer Aufgaben. Neben der Habitatfunktion für Tiere und Pflanzen, stellen sie einen wichtigen Ausgangspunkt für die Vernetzung unterschiedlicher Lebensräume dar. Hierbei werden vor allem aquatische, amphibische und terrestrische Lebensräume miteinander vernetzt (WBW & LUBW 2015). Positiv wirkt die Ufervegetation auch auf das lokale Klima. Durch Beschattung der Wasseroberfläche reduziert sich die Erwärmung des Wassers und beeinflusst somit das Pflanzenwachstum und den Sauerstoffhaushalt im Gewässer. Gewässerrandstreifen verringern zudem den Eintrag von Feinsedimenten durch Abschwemmung oder Wind. Eingetragene Sedimente setzen den Porenraum der Gewässersohle zu, (sog. Kolmation) und beeinträchtigen die Sohle als Lebensraum.

Die Reduzierung von Stoffeinträgen durch Gewässerrandstreifen stellt somit eine wesentliche Funktion dar. Neben der Reduzierung von Feinsedimenten (Feststoffen) halten sie aber auch Nährstoffe und Pflanzenschutzmittel wirksam zurück.

Zusammenfassend bieten Gewässerrandstreifen u.a. folgende Funktionen:

##### Ökologische Funktionen

- Habitat für Tiere und Pflanzen
- Vernetzung von Lebensräumen

##### Sonstige Funktionen

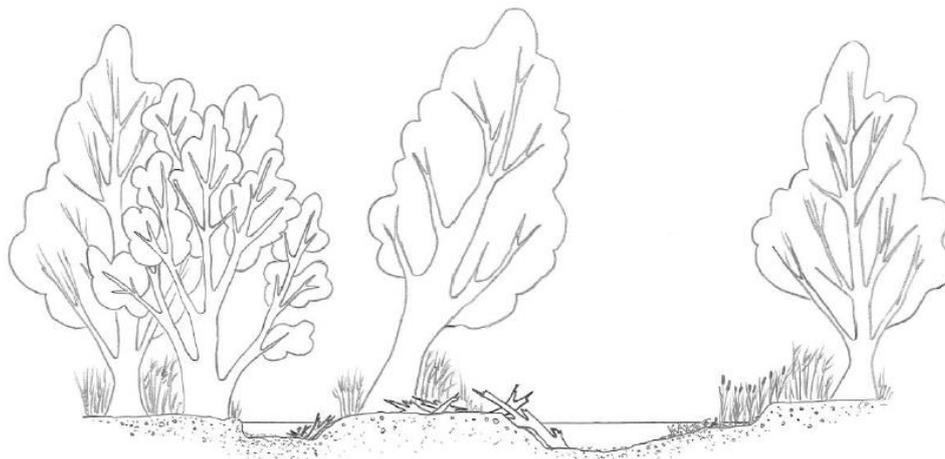
- Reduzierung Stoffeinträge
- Retention Hochwasserabflüsse

- Verbesserung Mikroklima
- Reduzierung Kolmation der Gewässersohle
- Aufwertung Landschaftsbild

Die Gewässerrandstreifen im Betrachtungsgebiet in der Neißeau bei Forst Sacro sähen im natürlichen Zustand, dem sogenannten Referenzzustand, dem Fließgewässertyp 19 „Kleine Niederungsfießgewässer in Fluss- und Stromtälern“ ähnlich. Eine Besonderheit dieses Typs besteht darin, dass der Wasserhaushalt im Wesentlichen von dem talbildenden Hauptgewässer, in vorliegendem Fall der Lausitzer Neiße, geprägt wird.

Aufgrund des natürlichen, geringen Sohlgefälles verlief das Gewässer ursprünglich in einem geschwungenen bis mäandrierenden Verlauf mit Vorkommen von Altarmen und Nebengerinnen (vgl. Abbildung 5).

Charakteristisch hierfür ist ein Wechsel von Fließ- und Stillgewässersituationen sowie von Beschattung und Lichtstellung mit ausgeprägtem Makrophyten- und Röhrichtbeständen (Abbildung 110). Die Ufer sind von einem durchgehenden Gewässerrandstreifen mit lebensraumtypischen Gehölzen wie Erle, Esche, Weide begleitet. Durch natürlicherweise regelmäßig auftretende Hochwässer im Hauptgewässer wird die gesamte Aue meist lang andauernd überflutet (Pottgiesser & Schönhäuser 2008). Ausgehend von diesem Referenzzustand besteht ein natürlicher Gewässerrandstreifen eines Niederungsfießgewässers aus einem Gehölzstreifen mit standorttypischen Gehölzen und Röhrichtbeständen. Wie angeführt trifft das Gesetz in Brandenburg allerdings keine näheren Vorgaben zu Form und Ausprägung von Gewässerrandstreifen. Wenn in diesem Zusammenhang die Rede von einem Gewässerrandstreifen die Rede ist, dann bezieht sich dies lediglich auf einen 5m breiten Korridor an der Böschungsoberkante beidseitig des Fließgewässers.



**Abbildung 110:** Querprofil eines Fließgewässers Typ 19 im sehr guten ökologischen Zustand (Referenzzustand)

Eine weitere Möglichkeit der Ausbildung von Gewässerrandstreifen ist die Anlage von sogenannten Blüh- oder Wildkrautstreifen. Dabei werden am Rande von Ackerflächen lineare Blühstreifen oder Wildkrautstreifen mit standortangepassten Saatgutmischungen angelegt, (mindestens 10 m breit und 100 m lang), welche über eine festgelegte Dauer extensiv bewirtschaftet werden (MLUL 2017). In diesen Streifen ist u.a. die Anwendung von

Pflanzenschutzmitteln und stickstoffhaltigen Düngemitteln unzulässig, sowie die Intensität der Nutzung festgelegt. Ziel ist es, ökologische Nischen zu schaffen, welche Wildtieren, vor allem Insekten, als Schutz- und Rückzugsbereich dienen. Zudem können hierdurch die Bodenfunktion sowie der Bodenwasserhaushalt durch die Reduzierung der Bodennutzung aufgewertet werden. Sie bilden wichtige Puffer zwischen landwirtschaftlicher Nutzfläche und Fließgewässer und können Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer reduzieren (MLUK 2021).

Der Istzustand der Fließgewässer im Niederungsgebiet um Sacro weicht im Allgemeinen erheblich vom vorangehend beschriebenen Referenzzustand ab. Maßgeblich verantwortlich dafür ist die Begradigung, Eintiefung und Regulierung der Gewässer durch eine Vielzahl an Staubauwerken. Eine regelmäßige Überflutung der Aue durch Hochwasser des Hauptgewässers findet aufgrund der Eindeichung der Neiße nicht mehr statt.

Die Ufer der Fließgewässer in der Nauendorfer Niederung sind Größtenteils frei von Gehölzen oder Röhrichtbeständen. Allenfalls ist eine lockere einseitige Gehölzbepflanzung, begleitet von Hochstaudenfluren, wie z.B. am Graben 81 oder Graben 80d, anzutreffen. Eine Besonderheit stellt ein Agroforstgehölzstreifen in Form eines Gewässerrandstreifens dar, der sich auf einer Länge von ca. 350 m (Breite ca. 21 m) entlang des Grabens 80d erstreckt (Abbildung 111). Die dort angepflanzten Pappeln werden in einer Kurzumtriebsbewirtschaftung zur Energieholzgewinnung genutzt.

Der Graben 83 ist im Betrachtungsgebiet vollständig verrohrt und wird landwirtschaftlich überarbeitet. Ein Gewässerrandstreifen im Sinne des § 38 WHG ist nicht vorhanden.



Abbildung 111: Lage Gehölzstreifen im Betrachtungsraum (eigene Darstellung)

### 7.5.5 Einfluss von Gewässerrandstreifen auf die Gewässerunterhaltung

Aufgabe der Gewässerunterhaltung ist die Pflege und Entwicklung der Oberflächengewässer, insbesondere die Erhaltung der Ufer, „...durch Erhaltung und Neuanpflanzungen einer standortgerechten Ufervegetation, sowie Freihaltung der Ufer für den Wasserabfluss,...die Erhaltung und Förderung der ökologischen Funktionsfähigkeit des Gewässers, insbesondere als Lebensraum von wild lebenden Tieren und Pflanzen,...die Erhaltung des Gewässers in einem Zustand, der hinsichtlich der Abführung oder Rückhaltung von Wasser, Geschiebe, Schwebstoffen und Eis den wasserwirtschaftlichen Bedürfnissen entspricht...“ (MLUL 2019).

Die Fließgewässer sind demnach durch den Unterhaltungspflichtigen derart zu pflegen und zu entwickeln, dass die ökologische Funktionsfähigkeit verbessert wird und das Gewässer den jeweiligen wasserwirtschaftlichen Anforderungen genügt. Gewässerrandstreifen sind dabei von hoher Bedeutung. In Abhängigkeit ihrer Ausprägung beeinflussen sie den Umfang der Gewässerunterhaltung und sind gleichermaßen Gegenstand der Pflege und Entwicklung durch den Unterhaltungspflichtigen bzw. Eigentümer und Nutzungsberechtigten.

Auf die Funktionen von Gewässerrandstreifen wurde bereits in Kapitel 7.5.4 eingegangen. Von zentraler Position aus Sicht der Gewässerunterhaltung sind dabei der Rückhalt von Nährstoffeinträgen, da diese das Wachstum von Wasserpflanzen (Makrophyten) stark beeinflussen, die beschattende Funktion (da Licht ebenfalls als limitierender Faktor für das Pflanzenwachstum wirken kann) sowie der Rückhalt von Feinsedimenten. Letztgenannte Sedimente können zum „Verschluss“ der Gewässersohle führen (Kolmation), wodurch neben Einschränkungen der Habitatfunktion auch der Austausch zum Grundwasser gestört werden kann.

Der Einfluss auf die Gewässerunterhaltung von typischen Gewässerrandstreifen, wie sie der Fließgewässertyp 19 etwa beschreibt, ist darüber hinaus sehr vielfältig. Aus Sicht der ökologischen Funktionsfähigkeit tragen Gewässerrandstreifen zu einer Erhöhung des Totholzanteils im Gewässer bei, welcher für viele aquatische Organismen als Nahrungsquelle und Lebensraum dient. Ebenso erhöht das eingetragene Holz die Strukturgüte im Gewässer. Holz kann aber auch zu einer Reduzierung des Abflussvermögens beitragen. Besonders wenn sich dieses als Abflusshindernis vor Staubauwerken ansammeln oder in Form von umgestürzten Bäumen den Fließquerschnitt einengt. In diesen Fällen ist die Entnahme durch den Unterhaltungspflichtigen erforderlich, was oftmals mit einem erhöhten Technikeinsatz verbunden ist.

In Bezug auf den Einsatz von Technik im Rahmen der Gewässerunterhaltung können Gewässerrandstreifen unter Umständen ein sogenanntes Erschwernis darstellen. Zur Unterhaltung sind Gewässerrandstreifen idealerweise einseitig, und am südlichen Ufer gelegen. Hierdurch besteht die Möglichkeit Unterhaltungsmaßnahmen vom freien Ufer auszuführen, beispielsweise Mäh- und Krautungsarbeiten. Zudem würde die Beschattung einen größtmöglichen Effekt auf das Aufkommen von Wasserpflanzen ausüben und entsprechend reduzieren. Jedoch kann die Unterhaltung bzw. der Einsatz von Technik (z.B. Bagger, Schlepper) durch Gewässerrandstreifen beeinträchtigt oder behindert werden, wenn die Befahrbarkeit der Ufer nicht mehr uneingeschränkt möglich ist. In diesem Fall stellen Gewässerrandstreifen ein Erschwernis dar, da oftmals der Einsatz von Spezialtechnik oder Handarbeit erforderlich wird. Auch wechselseitige Gewässerrandstreifen sind ökologisch

positiv zu bewerten, führen aber zu einer Erschwerung der Unterhaltung, da die Unterhaltung gleichermaßen wechselseitig erfolgen muss, was bedeutet, dass beide Ufer befahren werden müssen und der zeitliche Aufwand steigt.

Standortangepasste Gehölze bilden mit ihrem verzweigten Wurzelsystem eine Sicherung des Bodens gegen Erosion. In diesem Kontext werden Gehölzanpflanzungen gezielt an erosionsgefährdeten Standorten vorgenommen, um einen Abtrag zu vermeiden. Diese Maßnahme wird als ingenieurbioökologische Bauweise bezeichnet. Gleichermaßen bergen Wurzelsysteme in bestimmten Fällen auch Risiken. Verläuft ein Gewässer in einer Dammlage, d.h. mit Hilfe eines beidseitigen Damms über Gelände, dann sind große Wurzelsysteme in diesen Ufern (Dämme) nachteilig, da sich an ihnen Kapillare ausbilden können, welche die Standsicherheit des Damms gefährden. Auch bei Windwurf großer Bäume kommt es oft dazu, dass diese einschließlich Wurzelteller umstürzen und einen Damm im Sinne einer Hochwasserschutzanlage schwer schädigen können. Daher sind zum Zweck des Hochwasserschutzes, Hochwasserdämme von Bäumen frei zu halten und gehölzbestandene Gewässerrandstreifen in diesen Bereichen nachteilig.

Die Pflege und Entwicklung von Gewässerrandstreifen setzt einen hohen Kenntnisstand der Ausführenden voraus, um eine standortgerechte Ufervegetation gezielt zu entwickeln. Im Rahmen dieser sind gebietsfremde Arten zu entnehmen bzw. Neuanpflanzungen von nicht standortgerechten Bäumen und Sträuchern im Gewässerrandstreifen verboten (WHG 2009). Die Unterhaltung selbst obliegt dabei den Eigentümern und Nutzungsberechtigten, da sich die Gewässerunterhaltung lediglich auf das Gewässerbett, bestehend aus der Sohle und den Ufern (d.h. im Sinne § 24 WHG bis einschließlich Böschungsoberkante) beschränkt (MLUL 2019). Ein Bestandteil der Gewässerunterhaltung, der zunehmend Aufmerksamkeit bindet, sind Tätigkeiten im Zusammenhang mit der Rückkehr des Bibers in die Fließgewässer Brandenburgs. Schwerpunkte der Arbeiten sind die Beseitigung von gefälltten Bäumen im Abflussprofil, die Regulierung von Biberdämmen oder die Beseitigung von Wühlschäden in wasserwirtschaftlich sensiblen Bereichen. Durch die Verbesserung der Gewässerstrukturen, auch durch die Entwicklung von Gewässerrandstreifen werden die Habitatverhältnisse für den Biber zunehmend verbessert. In Bereichen, in denen mit dem Vorkommen von Bibern zu rechnen ist, sind daher geeignete Schutzmaßnahmen (Verbiss Schutz) an Neuanpflanzungen von Gewässerrandstreifen (Gehölzstreifen) vorzunehmen. Das heißt, dass in Gebieten mit Bibern der Aufwand bei der Entwicklung von Gewässerrandstreifen höher ist. Die Initiierung von Gewässerrandstreifen ist oftmals auch vor dem Hintergrund der Flächenverfügbarkeit problematisch. Vielfach steht lediglich ein schmaler Streifen für die einseitige Befahrung der Böschung zur Verfügung. Ein beidseitiger Streifen, wie es das WHG vorsieht, ist oftmals durch angrenzende Nutzungen nicht gegeben.

### **7.5.6 Kostenabschätzung**

Durch die Reduzierung von Nährstoffeinträgen sowie der Beschattung von Gewässern, können Gewässerrandstreifen je nach Art und Ausprägung, einen positiven Einfluss auf den Umfang der Gewässerunterhaltung ausüben. Unter Annahme stark idealisierter Randbedingungen des Unterhaltungsaufwandes soll am Beispiel des Grabens 81 Aufschluss zu möglichen Einsparpotentialen von Fließgewässern mit Gewässerrandstreifen gegeben werden. Die Belastbarkeit der Ergebnisse ist jedoch nur bedingt aussagefähig, da der Unterhaltungsumfang standortbezogen erheblich variieren kann und nicht zuletzt z. B. durch

die Witterung maßgeblich beeinflusst wird. So haben beispielsweise die Trockenjahre 2018 bis 2020 zu einer deutlichen Minderung der Abflüsse im Grabensystem in der Niederung Naundorf-Sacro geführt. Als Folge wurde abweichend zum Unterhaltungsplan der Unterhaltungsumfang auf eine einmalige Böschungsmahd beschränkt und auf eine Sohlkrautung verzichtet. Dies wurde jedoch in dem Kostenüberschlag in Anhang 3 – Kostenüberschlag für die Grabenpflege mit und ohne uferbegleitenden Gehölzstreifen – (Zusammenfassung siehe Tabelle 28) vernachlässigt.

**Tabelle 28:** Zusammenfassung des Kostenüberschlages gemäß Anhang 3 (GV SPN; Annahme Gewässerrandstreifen: einseitig gehölzbestandener Gewässerrandstreifen mit einer Breite von mindestens 5m, welcher eine Beschattung des Gewässers gewährleistet)

Pos.	Menge	ME	Leistungsbeschreibung	Gesamtpreis
1	1,00	km	Gewässerunterhaltung ohne Gewässerrandstreifen	937,24 €
2	1,00	km	Gewässerunterhaltung mit Gewässerrandstreifen	450,99 €
<b><u>theoretische Kostenersparnis</u></b>				<b><u>ca. 50 %</u></b>

### 7.5.7 Fazit der Bewertung durch den Gewässerverband Spree-Neiße

Gewässerrandstreifen, die auch durch Agroforstgehölze bewachsen sein können, sind aus Sicht der Unterhaltung ein wichtiges Element zur Erhaltung und Förderung der ökologischen Funktionsfähigkeit eines Gewässers. Sie können bei entsprechender Anordnung durch Beschattung und Reduzierung von Stoffeinträgen zu einer Verringerung des Unterhaltungsaufwandes führen. Erforderlich ist, dass eines der Ufer für Unterhaltungstechnik befahrbar bleibt, oder eine wasserseitige Unterhaltung (z.B. Mähboot) im Gewässer möglich ist.

Idealerweise ist nach Ansicht des GV SPN daher ein 5 m breiter Gewässerrandstreifen am südlichen Ufer mit standorttypischen Gehölzen und Hochstauden bestanden. Um einen Wechsel von Beschattung und Belichtung im Gewässer zu erzielen, sollte dieser durch Grünland (z.B. Hochstaudenfluren, Blüh- oder Krautstreifen) wiederholt unterbrochen werden. Das nördliche Ufer bzw. deren 5 m breite Gewässerrandstreifen dienen der Befahrbarkeit zum Zwecke der Gewässerunterhaltung. Gehölze innerhalb dieses Bereiches würden zu einer Erschwerung führen und wären nachteilig.

Grundsätzlich gehören Gewässerrandstreifen zum natürlichen Erscheinungsbild unserer Niederungsfießgewässer, und Ihre Pflege und Entwicklung ist vor dem Hintergrund der Zielerreichung der EU-WRRL daran auszurichten. Unter Berücksichtigung verschiedener Randbedingungen können Gewässerrandstreifen zu einer Reduzierung des Unterhaltungsaufwandes und somit zu einer Verringerung der Unterhaltungskosten beitragen.

In welcher Ausprägung Gewässerrandstreifen letztlich in der Praxis umgesetzt werden können, ist stark standortabhängig und bedarf immer einer Einzelfallbetrachtung unter Berücksichtigung der jeweiligen Restriktionen und örtlichen Möglichkeiten. Oftmals stehen jedoch eine fehlende Flächenverfügbarkeit sowie hohe Nutzungsansprüche dem gegenüber.

## 7.6 Zusammenfassende Diskussion

Die Ergebnisse des Kapitels 7 sind anlehnend an den in Kapitel 3.2 aufgestellten Hypothesen wie folgt zusammenzufassen.

**Hypothese 3-1:** Für die Landwirtschaftsbetriebe erhöhen sich die Düngemittelkosten durch den Einsatz der innovativen Laubkomposte nicht wesentlich.

Die Nutzung der innovativen Komposte als Düngemittel kann allgemein nicht als „Niedrigpreisalternative“ zu geläufigeren N-Düngemitteln angesehen werden. Je nach Ausbringungsmenge und Art des Vergleichsszenarios bewegen sich die Kosten für eine kompostbasierte Düngung in der Größenordnung konventioneller Düngeregimes. Hierbei sollte jedoch eine jährliche Ausbringungsmenge von 10 t Trockenmassekompost ha<sup>-1</sup> nicht deutlich überschritten werden. Dies gilt insbesondere für die innovativen Komposte G2\* und G4, da die N-Zusätze bei diesen Kompostvarianten wesentliche Kostenfaktoren darstellen, die nur durch eine deutlich positivere Ertragswirkung als bei der Nutzung nicht N-angereicherter Komposte zu rechtfertigen sind.

Die Anwendung des Standardkomposts G1 kann bei den aktuell unterstellten Herstellungs-, und Transportkosten bzw. den vom Komposthersteller mitgeteilten Erzeugerpreisen als eine mit Bezug auf die N-Mineraldüngung kostengünstige und mit Blick auf die Verwendung von Gärresten und Gülle als eine vergleichbare Alternative betrachtet werden. Mit zunehmendem Mineraldüngemittelpreis gewinnt die Düngung mit nicht N-angereicherten Komposten an Attraktivität. Auf die Kompostvariante G2\* wirken sich die steigenden N-Düngerpreise allerdings auch nachteilig aus, weswegen die Nachfrage nach dieser Variante aus betriebswirtschaftlicher Sicht künftig eher gering sein dürfte. Ferner ist anzumerken, dass viele Landwirtschaftsbetriebe Gülle oder Gärreste sehr kostengünstig oder sogar kostenfrei nutzen können. Hierdurch wird die preisliche Konkurrenzfähigkeit der Kompostdüngung (insbesondere jener mit N-angereicherten Komposten) stark herabgesetzt. Einschränkungen bei der Nutzung dieser organischen Düngemittel oder auch eine Förderung von Komposten könnte dem entgegenwirken. Zu bedenken ist außerdem, dass sich die in diesem Vorhaben abzeichnenden positiven Ertragseffekte mit Blick auf eine Zunahme von Extremwetterereignissen, wie ausgeprägte Trockenphasen, bei regelmäßiger Kompostanwendung verstetigen könnten. Hierdurch wäre eine (Teil-)Kompensation möglicher höherer Kosten für die Kompostdüngung durch höhere Flächenerträge denkbar.

**Hypothese 3-2:** Die Herstellung und Vermarktung innovativer Laubkomposte stellt für Komposthersteller eine lukrative Wertschöpfungsoption dar.

Die Frage, inwieweit innovative Komposte für Komposthersteller ein neues, wirtschaftlich attraktives Standbein darstellen können, hängt sehr von den Rahmenbedingungen ab, die bereits bezüglich Hypothese 3-1 angerissen wurden. Von wesentlicher Bedeutung ist hierbei die Nachfrage seitens der Landwirtschaftsbetriebe. Diese wird nicht nur, aber zu einem großen Anteil durch die Kosten bestimmt. Ein ausschließlicher Blick auf die Kosten ist jedoch zu einseitig und lässt die pflanzenbaulichen und ökologischen Vorteile der Kompostdüngung (vgl. Kapitel 7.3.3 und 7.3.4) zu wenig ins Zentrum der Betrachtung rücken. Vor allem das mit der Kompostdüngung einhergehende Potential, den Humusgehalt des Bodens mittel- bis langfristig zu erhöhen und hierdurch eine bessere Adaptationsfähigkeit gegenüber zunehmenden Trockenphasen zu erreichen, könnte in Zukunft die Nachfrage nach Komposten

erhöhen. Inwieweit diesbezüglich auch N-angereicherte Kompostvarianten verstärkt nachgefragt werden, ist aktuell schwer zu sagen. Die Aufnahme der innovativen Komposte in das Produktportfolio der Hersteller kann – verbunden mit Aufklärungs- und Informationskampagnen – aber durchaus lohnenswert sein. Angesprochen werden sollten dabei vor allem Landwirtschaftsbetriebe, die im Zuge der Düngung nicht nur auf ein hohes N-Angebot setzen, sondern gleichzeitig auch auf einen humusmehrenden Effekt abzielen.

**Hypothese 3-3:** Die Anlage von Agroforstgehölzstreifen wirkt sich vorteilhaft für die Arbeit der Boden- und Wasserverbände aus.

Gehölzstreifen an Gewässerrändern können – wie in Kapitel 7.5 dargestellt – die Arbeit von Boden- und Wasserverbänden positiv beeinflussen und sogar zu einer deutlichen Kostenersparnis beitragen. Hierfür ist es allerdings erforderlich, bei der Anlage und Bewirtschaftung von Agroforstgehölzstreifen bestimmte Regeln, die für die praktische Arbeit der Boden- und Wasserverbände wesentlich sind, zu beachten. Ein diesbezüglich sehr wichtiges Kriterium ist beispielsweise die nur einseitige Bepflanzung von Fließgewässern, die dazu beiträgt, dass die Verbände die Gräben nach wie vor gut erreichen und pflegen können. Werden diese Belange berücksichtigt, könnten auf Landschaftsebene die Stoffeinträge in Oberflächengewässer durch die Anlage von Agroforstgehölzstreifen an Gewässerrändern deutlich gemindert werden. Gleichzeitig ist die Produktivität der Gehölze in Gewässernähe aufgrund des höheren Wasserangebotes vergleichsweise hoch, weshalb von einer gewässernahen Bepflanzung auch die Landwirtschaftsbetriebe profitieren können.

## 8 Öffentlichkeitsarbeit im Projekt Inno-KompAgt

### 8.1 Veranstaltungen

Den offiziellen Start des Forschungsprojektes Inno-KompAgt markierte die am 15. März 2018 auf dem Betriebshof der Galle GmbH stattfindende Auftaktveranstaltung. Hier versammelten sich Interessierte aus Verwaltungen der Landkreise und des Landes Brandenburg, Vertreter der regionalen Wirtschaft, Vertreter aus Verbänden und Wissenschaftler, um Näheres über das Projektvorhaben zu erfahren und miteinander in den Austausch zu treten. Im Zuge dieser Veranstaltung konnten die Teilnehmer auch die ersten Kompostmieten betrachten, die einen Monat später auf die Felder der beiden Versuchsflächen verteilt wurden (Abbildung 112).



**Abbildung 112:** Diskussion im Rahmen der Inno-KompAgt-Auftaktveranstaltung am 15. März 2018

Der Auftaktveranstaltung folgten weitere Treffen und Exkursionen, in deren Rahmen die Versuche, insbesondere im Bereich des Standortes „Neu Sacro“ vorgestellt wurden. Zu nennen ist beispielsweise eine Exkursion im Rahmen einer Veranstaltung des Deutschen Fachverbandes für Agroforstwirtschaft (DeFAF) e.V. im November 2018 oder einem vom Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung organisierten Treffen mit renommierten Bodenkundlern im Sommer 2018.

Weitere Feldtage waren insbesondere für den zweiten Teil des Projektzeitraumes geplant, um bereits erste Erkenntnisse präsentieren zu können. Diese Veranstaltungen konnten jedoch – genau wie auch eine Abschlussveranstaltung – wegen pandemiebedingten Einschränkungen, die bis zum Ende des Projektes Bestand hatten, nicht durchgeführt werden.

## 8.2 Tagungen

Das Inno-KompAgt-Projekt wurde auf verschiedenen nationalen Tagungen vorgestellt. Zu nennen sind in diesem Zusammenhang insbesondere das am 9. und 10. Oktober 2018 in Göttingen stattgefundene 6. Forum Agroforstsysteme sowie das am 10. und 11. Oktober 2019 in Freising durchgeführte 7. Forum Agroforstsysteme. Das „Forum Agroforstsysteme“ ist das in Deutschland größte Veranstaltungsformat zum Themenbereich der Agroforstwirtschaft. Entsprechend groß ist die Außenwirkung bei Projektvorstellungen, zumal neben Vertretern aus der Forschung zahlreiche Akteure aus der Praxis anwesend waren.

Eine erste Projektvorstellung gab es mit einem Posterbeitrag auf den Dresdner Grundwassertagen 2017 (Sommer & Böhm 2017). Einzelne Projektergebnisse zu den Grund- und Sickerwasseruntersuchungen wurden im Rahmen der Dresdner Grundwassertage am 3. und 4. Juni 2019, die unter dem Motto „Innovative Verfahren und Maßnahmen der Grundwasserbewirtschaftung und -sanierung“ veranstaltet wurden, mit einem Posterbeitrag vorgestellt (Seemann et al. 2019). Mit diesem Posterbeitrag wurden die Ergebnisse zu den Grund- und Sickerwasserergebnissen auch auf der internationalen Tagung DASIM „Tracing Denitrification“ in Gießen vom 12. bis 14. März 2019 präsentiert.

## 8.3 Printmedien

Der Start des Projektvorhabens wurde von der Öffentlichkeit mit großer Resonanz wahrgenommen. So berichtete beispielsweise die größte Regionalzeitung der Lausitz, die Lausitzer Rundschau, Anfang 2018 über das Projekt Inno-KompAgt (LR 2018).

**VERWERTUNG REST- UND ABFALLSTOFFE**

### Mit Laubkompost Gewässer vor Nitrat schützen

**Das Forschungsprojekt InnoKompAgt**

Pflanzen brauchen zum Wachstum Stickstoff als Nährstoff. In der Landwirtschaft erhalten sie diesen über Düngemittel. Doch was für das Pflanzenwachstum unabdingbar ist, kann zur Belastung für die Natur werden. Insbesondere auf den in Brandenburg vorherrschenden Sandböden werden Nitrate leicht ausgewaschen – und belasten angrenzende Ökosysteme, Oberflächengewässer, Grundwasser und damit auch das Trinkwasser.

Ein wichtiger Faktor, um Nährstoffe im Boden zu halten, ist eine hohe Speicherkapazität des Oberbodens. Derzeit wird in Agroforstsystemen erforscht, inwieweit dieser Speichereffekt gezielt mit einem Eintrag von Humus in den Boden erhöht werden kann.

**Innovative Kompostdüngung im Agroforst**

Das Forschungsprojekt „Innovative Komposte in Agroforstsystemen als kombinierte Landnutzungsmaßnahme zur Vermeidung von Stickstoffausträgen“ (InnoKompAgt) untersucht, ob durch eine Düngung mit Laubkompost in Agroforstsystemen Nährstoffe vermehrt im Oberboden gespeichert werden. Der Kompost wird hierfür mit Stickstoff angereichert und es wird untersucht, wie er sich im Boden verhält. Da Nitrat im Kompost – anders als bei Mineraldüngern – überwiegend organisch gebunden vorliegt, mindert eine starke Humusschicht Nitrat-Austragungen, die etwa bei Starkregen auftreten, so die Erwartung.

**Erwartete Wirkungen**

- **Nährstoffe bleiben im Oberboden**
- **Weniger Nitrat gelangt ins Grundwasser**
- **Weniger Düngerbedarf**

Das Projekt will dazu beitragen, dass innovative Komposte als Stickstoffversorger in Agroforstsystemen wirtschaftlich und ökologisch tragfähig und für Landwirte der Region attraktiv werden.

**Agroforstsystem** **Kompostausbringung** **Sickerwasser-Beprobung**

**Kompost nutzen, Böden verbessern, Grundwasser schützen**

POTENZIALE	HERAUSFORDERUNGEN	WEITERE INFOS
<b>UMWELT</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Weniger Nitratreintrag ins Grundwasser</li> <li>• Humusaufbau und Kohlenstoffspeicherung</li> <li>• Erosions- und Biodiversitätsschutz</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Projektausswertung durch Extremwetterlagen wie Dürren gefährdet</li> </ul>	Das Projekt wird über die Deutsche Bundesstiftung Umwelt gefördert  Weitere Informationen über Agroforst: <a href="http://www.agroforst.info">www.agroforst.info</a>  Deutscher Fachverband für Agroforstwirtschaft (DeFAF) <a href="mailto:info@defaf.de">info@defaf.de</a>
<b>WIRTSCHAFT</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Weniger Düngerbedarf</li> <li>• Verbesserte Bodenqualität und höhere Erträge</li> <li>• Neue Vermarktungsmöglichkeiten für Kompost im landwirtschaftlichen Kontext</li> <li>• Gehölze als zusätzliche Einnahmequelle</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Anfangsinvestitionen in Agroforstflächen nötig</li> <li>• Bei starker Nachfrage schwierig, genug Kompost bereitzustellen</li> <li>• Mangelndes Vertrauen in alternative Bewirtschaftungsformen</li> <li>• Nachfrage nach Agroforstgehölzen nicht stabil</li> </ul>	<b>KONTAKT</b> Dr. Christian Böhm Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg Lehrstuhl Bodenschutz und Rekultivierung Konrad-Wachsmann-Allee 6 03046 Cottbus +49 (0) 355 694145 <a href="mailto:boehm@b-tu.de">boehm@b-tu.de</a>
<b>POLITIK &amp; GESELLSCHAFT</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Verbesserung des Landschaftsbildes</li> <li>• Trinkwasserschutz</li> <li>• Nutzung von lokalen Grünchnittabfällen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Neue Anreize zum Gewässer- und Bodenschutz in Agrarsystemen notwendig</li> </ul>	

**Kaskadennutzung Pfeleiderer Baruth zur Herstellung von Faserplatten aus Rohholzreststoffen**

```

    graph LR
      A[Etablierung Agroforst] --> B[Filterfunktion der Gehölzstreifen]
      C[Kompostausbringung] --> D[Humusaufbau]
      B --> E[Nährstoffgehalt im Oberboden]
      D --> E
      E --> F[Vermeidung von Grundwasserbelastung]
    
```

VERWERTUNG REST- UND ABFALLSTOFFE | 31

**Abbildung 113:** Vorstellung des Projektes Inno-KompAgt in der vom MLUK herausgegebenen Broschüre „Nachhaltige Bioökonomie in Brandenburg – Biobasierte Wertschöpfung – regional und innovativ“

Eine große Außenwirkung erfuhr das Projekt durch die Berücksichtigung in der vom Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz des Landes Brandenburg herausgegebenen Broschüre „Nachhaltige Bioökonomie in Brandenburg – Biobasierte Wertschöpfung – regional und innovativ“ (MLUK 2020). In dieser Broschüre wurde das Projekt Inno-KompAgt in der Rubrik „Verwertung Rest- und Abfallstoffe“ als innovative Form des Düngungsmanagements vorgestellt (Abbildung 113).

## 9 Fazit und Ausblick

In diesem Kapitel werden die Versuchsergebnisse mit Blick auf die Wirkung der Laubkomposte auf den Ackerfruchtertrag sowie hinsichtlich beobachteter Stoffausträge und Stoffumwandlungen abschließend bewertet. Außerdem wird die Wirkung der Agroforstgehölzstreifen auf die Beschaffenheit des Grundwassers beschrieben. In Tabelle 30 wurden die Ergebnisse tabellarisch zusammengefasst.

Hierbei ist generell zu berücksichtigen, dass die Ergebnisse dieses Forschungsprojektes nur einen kurzen Zeitabschnitt von drei Jahren widerspiegeln, was für generalisierende Schlussfolgerungen, gerade mit Blick auf Humusanreicherung etc., häufig nicht ausreichend ist. Zudem waren die Untersuchungsjahre ausgesprochen niederschlagsarm, wodurch die Repräsentativität der Forschungsergebnisse eingeschränkt war.

### 9.1 Wirkung der Laubkomposte auf den Ertrag

Es konnte im Verlauf der Untersuchungen gezeigt werden, dass sich die **Kompostanwendungen** insgesamt positiv auf die Erträge der untersuchten Ackerfrüchte auswirkten, zumindest aber während des Versuchszeitraums keine wesentlichen Ertragsreduzierungen im Vergleich zur konventionellen Düngung auftraten. Die Wirkung der N-Anreicherung der Komposte war allerdings indifferent. So waren die Erträge bei der Anwendung des Standardkomposts je nach Kultur teilweise sogar etwas höher als bei den N-angereicherten Komposten. Somit konnte keine eindeutige, auf den Zusatz von N-Mineraldüngern und festen Gärresten zurückzuführende Ertragssteigerung beobachtet werden.

Festzustellen ist aber, dass die vergleichsweise geringen N-Mengen, die mit den Komposten ausgebracht wurden, durchaus eine standortskonforme bzw. der konventionellen Düngungsvariante entsprechende Stickstoffversorgung der Pflanzen gewährleisten können, was sich auch in der Nährstoffversorgung der Ackerkulturen widerspiegelte. Inwieweit dies auch bei längeren Betrachtungszeiträumen der Fall ist, muss in entsprechenden Langzeitstudien geklärt werden.

Nach derzeitigem Kenntnisstand ist anzunehmen, dass sich die ertragsfördernde Wirkung der verwendeten Komposte bei regelmäßiger Anwendung (z.B. 10 t Trockenmassekompost ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) und Berücksichtigung einer ausreichenden Nährstoffzufuhr verstetigt. Hierbei ist eine Zunahme der positiven Ertragseffekte bei einer Häufung ausgeprägter Trockenphasen wahrscheinlich, weswegen die Kompostdüngung als ein geeignetes Instrument für eine verbesserte Klimaresilienz landwirtschaftlich genutzter Standorte betrachtet werden kann.

Die Untersuchungen des **Grundwassers** gestatten im Hinblick auf die Wirkung der Laubkomposte auf den Ertrag keine Aussage. Die Grundwasserflurabstände sind durch meliorative Maßnahmen (vgl. Kapitel 7.5.3) an den Untersuchungsstandorten mit 2,5 bis 3 m zu hoch, als dass am Standort „Neu Sacro“ von einem direkten Einfluss des Grundwassers mit seinen Inhaltsstoffen auf den Ertrag ausgegangen werden kann.

## 9.2 Stofffreisetzungen und -umwandlungen

Hinsichtlich der **Humusbildung** im Boden, die generell ein langanhaltender Prozess ist und nur bedingt in einer vierjährigen Beobachtung nachgewiesen werden kann, weisen die Untersuchungsergebnisse dennoch darauf hin, dass es durch die Anwendung von Komposten tendenziell zu einer Humusanreicherung im Boden gekommen ist. Die Humusbildung führt gleichzeitig zu einem erhöhten Angebot an organischem Kohlenstoff und bietet somit eine erste Voraussetzung für den Nitratabbau. Außerdem konnte die Bildung von gelöstem organischem Kohlenstoff aus den Komposten in den Batchversuchen nachgewiesen werden. Insgesamt wird somit das für den Nitratabbau notwendige Angebot an organischem Kohlenstoff im Boden erhöht.

Bezüglich der **Stickstoffverlagerung** wurde in sickerwasserführenden Phasen variantenübergreifend eine Verlagerung vom Oberboden in den Unterboden beobachtet. Insgesamt fielen diese Stickstoff- bzw. Nitratstickstofffrachten in einer Bodentiefe von 100 cm bei den eingesetzten Kompostvarianten aber geringer als bei der Kontrollvariante aus. Lediglich bei der Kompostvariante mit zusätzlichem Mineraldünger wurde ein etwas höherer Austrag im Vergleich zur Kontrolle ermittelt. Auch, wenn die Ergebnisse dieser Studie keine sehr starke Reduzierung des Stickstoffaustrages durch die Kompostanwendung aufzeigen, kann der Kompostdüngung allgemein ein positiver Effekt bei der Reduzierung von Nitratausträgen in das Grundwasser zugesprochen werden. Denn im Versuchszeitraum waren die Ausbringungsmengen bewusst sehr hoch gewählt worden; dennoch lag die Nitratstickstofffracht bei keiner Kompostvariante erheblich über jener der Kontrollvariante. Bei einer regelmäßig durchgeführten Kompostdüngung mit geringeren Ausbringungsmengen (was der landwirtschaftlichen Praxis entspricht) ist eine Verstärkung des positiven Effekts zu vermuten, weshalb die Nutzung von Komposten als Alternative zur Verringerung der Stickstoffverlagerung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen durchaus empfohlen werden kann. Für eine exaktere Quantifizierung und daraus ableitbaren konkreten Hinweisen zu Standortvoraussetzungen sowie Art und Menge der Kompostanwendungen sind jedoch weiterführende Untersuchungen notwendig. Hierauf verweisen z.B. auch die Grundwasseruntersuchungen am Standort „Peickwitz“.

Im **Grundwasser** wurde allgemein ein vertikaler Stofftransport vor allem durch die Stickstoffparameter (Nitrat-N) sichtbar. Am Standort „Peickwitz“ muss durch die erhöhte Konzentration an Nitrat-N im Grundwasser (vgl. Kap. 6.1.3) von einer etwas höheren Stickstoffauswaschung aus den Laubkomposten als bei konventioneller Düngung ausgegangen werden. Allerdings wurden auch hier sehr hohe Mengen an Kompost (30 t Trockenmassekompost ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) ausgebracht, was den Austrag etwas relativiert. Zudem ist der Sandanteil und damit die Durchlässigkeit des Bodens am Standort „Peickwitz“ noch höher als am Standort „Neu Sacro“. Inwieweit eine Empfehlung der Kompostausbringung mit Blick auf den Nitratstickstoffaustrag auf Sandstandorten einzuschränken ist, sollte ggf. ebenfalls in künftigen Studien beleuchtet werden. Die vorliegenden Ergebnisse deuten jedoch auch auf solchen Standorten nicht prinzipiell auf diesbezügliche Nachteilwirkungen der Kompostdüngung hin.

Am Standort „Neu Sacro“ wurde festgestellt, dass es durch die Boden- und Sedimenteigenschaften über präferenzielle Fließwege, unabhängig von den Kompostgaben, zu N-Auswaschungen kommen kann. Allerdings zeigten sich auch hier mit einem gewissen

Zeitverzug nach der Laubkompost-Ausbringung erhöhte  $\text{NO}_3^-$ -N-Konzentrationen im Grundwasser, die zum Teil deutlich über dem in der Trinkwasserverordnung festgelegten Grenzwert von  $11,3 \text{ mg l}^{-1}$  lagen (vgl. Kap 6.1.2). Diese signalisieren, dass nicht der gesamte Stickstoff, der durch die Laubkomposte aufgegeben wurde, tatsächlich von den Pflanzen aufgenommen wurde. Am stärksten war der Effekt unter den Laubkomposten der Variante G1 zu erkennen (MP-Plot III), obwohl dieser den niedrigsten Stickstoffgehalt der am Standort „Neu Sacro“ ausgebrachten Laubkomposte aufwies. Diese Kompostvariante hatte allerdings auch den niedrigsten  $\text{C}_{\text{org}}$ -Gehalt (vgl. Tabelle 12). Dies kann ein Hinweis darauf sein, dass es bei ungenügendem Denitrifikationspotential des Bodens und zu geringem löslichen Kohlenstoff in den Laubkomposten zu einer Auswaschung von Stickstoff in das Grundwasser kommen kann.

Der Versuchsstandort „Neu Sacro“ befindet sich in der Niederterrasse der Flussaue der Neiße. Aufgrund der fluviatilen Bildungsprozesse der Sedimentablagerungen dominieren heterogene Schichtenabfolgen, wodurch lokal sehr unterschiedliche hydrochemische Bedingungen vorherrschen. Dies erschwert eine verallgemeinernde Aussage hinsichtlich der Wirkungen der Laubkomposte auf das **Nitratabbaupotential**.

Bei der Bewertung der Einflüsse von Kompostzugaben auf das Grundwasser muss hinsichtlich des Nitratabbaupotentials von verschiedenen Zonen des Grundwassers (flaches Grundwasser in den Messstellen MP vs. tieferes Grundwasser in den Messstellen GWM) ausgegangen werden.

Insbesondere die Ergebnisse der Sickerwasseruntersuchungen und der Untersuchungen des Grundwassers aus 300 cm Tiefe (MP-Messstellen) zeigen im Vergleich zu dem tieferen Grundwasser (GWM) eine deutliche vertikale Zonierung.

Durch die Sickerwasseruntersuchungen konnte zunächst nachgewiesen werden, dass die Kompostausbringung (insbesondere der Variante G4) das Angebot an organischem Kohlenstoff im Sickerwasser erhöht (vgl. Kapitel 5.5.2.4 und 5.5.3.3). Auch die Batchversuche zeigten an, dass es zur Lösung von organischem Material aus den Komposten kommen kann (Kapitel 6.2.2.1).

Die Gabe der Laubkomposte wirkte sich im Hinblick auf das Denitrifikationspotential somit positiv auf die oberen Grundwasserbereiche aus, die am Versuchsstandort „Neu Sacro“ primär ein geringes DOC-Angebot besitzen (vgl. Kapitel 6.1.2.2 und 6.1.2.5). Auch am Standort „Peickwitz“ konnte die im Hinblick auf das DOC-Angebot positive Wirkung der Laubkomposte nachgewiesen werden (vgl. Kapitel 6.1.3).

Damit kann durch die Laubkompostgaben das Potential der heterotrophen Denitrifikation in den oberen Grundwasserbereichen erhöht werden. Dieses ist auf den überwiegend sandigen Standorten mit einem geringen Angebot an natürlichem organischem Kohlenstoff ( $\text{C}_{\text{org}}$ ) und relativ hohen Redoxpotentialen in den oberen Grundwasserbereichen primär nicht hoch.

In den tieferen Grundwasserbereichen, die durch die Grundwassermessstellen GWM 1, 3 und 4 repräsentiert wurden, sind durch geringere Redoxpotentiale die Voraussetzungen für eine Denitrifikation günstiger. Die im tieferen Grundwasser angetroffenen geringen Nitratgehalte (vgl. Kapitel 6.1.2.2) sind dafür ein Indiz. Gleichwohl sind die DOC-Konzentrationen in dem tieferen Grundwasser ebenfalls niedrig, so dass hier das geringe Angebot an organischem Kohlenstoff eine Limitierung der Denitrifikation bewirken kann. Jede Zufuhr von gelöstem

organischen Kohlenstoff über die Sickerwasserpassage kann sich unter Standortbedingungen, wie sie am Standort „Neu Sacro“ angetroffen wurden, somit auch positiv auf das tiefere Grundwasser auswirken.

Es kann unter den Bedingungen der Laubkompostzugabe somit von folgender, in Tabelle 29 dargestellter, vertikaler Zonierung ausgegangen werden.

**Tabelle 29:** Vertikale Zonierung des Denitrifikationspotentials

<b>Sickerwasserzone</b>	Hohes Angebot an natürlichem organischen Kohlenstoff ( $C_{org}$ ) / hoher Sauerstoffgehalt im Sickerwasser / hohes Redoxpotential → keine Denitrifikation / Stickstoffentzug durch Pflanzen
<b>Übergangsbereiche Sickerwasser / Grundwasser:</b>	Hohes Angebot an $C_{org}$ durch gelösten Kohlenstoff im Sickerwasser / abnehmender Sauerstoffgehalt / geringeres Redoxpotential → Denitrifikationspotential durch Angebot an $C_{org}$ , aber limitiert durch Sauerstoff / Stickstoffentzug durch Pflanzen (je nach Wurzeltiefe)
<b>Flaches Grundwasser</b>	Erhöhtes Angebot an $C_{org}$ durch gelösten Kohlenstoff im Sickerwasser / abnehmendes Redoxpotential → höheres Denitrifikationspotential, limitiert durch $C_{org}$ -Angebot
<b>Tieferes Grundwasser</b>	Angebot an $C_{org}$ abhängig vom Angebot aus dem Sickerwasser / niedriges Redoxpotential → günstige Bedingungen für Denitrifikation, limitiert durch $C_{org}$ -Angebot

Zusammenfassend konnte damit nachgewiesen werden, dass die Zugabe von Laubkomposten mit ihrem Anteil an lösbarem organischen Kohlenstoff zu einer Begünstigung des Nitratabbaus in den Bodenzonen des Übergangs vom Sickerwasser in das Grundwasser führte, in denen unter natürlichen Bedingungen (geringes Angebot an  $C_{org}$  und hohe Redoxpotentiale) das Denitrifikationspotential gering ist.

Die Begünstigung der Denitrifikation in dem Übergangsbereich Sickerwasser / Grundwasser schützt somit die tieferen Grundwasserbereiche vor einem weiteren Nitrateintrag, gleich wenn der durch die Laubkomposte eingetragene organische Kohlenstoff (z.B. durch Sorptionsprozesse) nicht garantiert bis in die tiefen Grundwasserbereiche transportiert wird.

### 9.3 Wirkung der Agroforststreifen

Die Nitratstickstoffkonzentrationen im **Sickerwasser** unter den Gehölzstreifen lagen im gesamten Untersuchungszeitraum deutlich unterhalb von  $10 \text{ mg l}^{-1}$ . Somit bestätigte sich, dass unter den Gehölzstreifen des Agroforstsystems die Nitratverlagerungen mit dem Sickerwasser in den Unterboden generell deutlich geringer ist als im Bereich der Ackerfrüchte.

Die Messungen an den Grundwassermessstellen GP zeigten, dass sich die Agroforstgehölzstreifen somit auch positiv auf die **Grundwasserbeschaffenheit** im Hinblick auf die Nitratkonzentrationen auswirken. So wurden jeweils im Zentrum der Gehölzstreifen geringere Nitratkonzentrationen im Grundwasser gemessen als an deren Rändern, was ein Hinweis darauf ist, dass es durch die Gehölze zu einer signifikanten Stickstoffaufnahme aus dem oberflächennahen Grundwasser kommt.

Durch die schwach ausgeprägte Grundwasserdynamik ließ sich allerdings der direkte Zusammenhang zwischen den gedüngten Ackerkulturflächen und den Gehölzstreifen nicht eindeutig nachweisen (vgl. Kapitel 6.1.2.1).

Auch konnte nicht exakt quantifiziert werden, inwieweit die innerhalb der Gehölzstreifen beschriebenen Effekte auch auf die geringere Düngung der Gehölzstreifen zurückzuführen sind.

In Tabelle 30 sind die Ergebnisse nochmals zusammengefasst dargestellt.

**Tabelle 30:** Zusammenfassende Bewertung der Versuchsvarianten (Bezeichnungen der Kompostvarianten siehe Tabelle 11 und Tabelle 13)

Versuchs-variante	Boden		Sickerwasser		Grundwasser		Ertrag	Kosten
	Humusan-reicherung	Nährstoff-angebot	50 cm	100 cm	3 m	10 m		
G 1	Generelle Humusanreicherung erkennbar	Keine Nährstoffdefizite erkennbar	Geringerer Nitrataustrag	Geringerer Nitrataustrag	Gelöster org. Kohlenstoff wird zugeführt; Erhöhung des Denitrifikationspotenzials, jedoch kein vollständiger Nitratabbau; Stickstoffauswaschung noch nachweisbar	Generell geringe Nitratgehalte im Grundwasser; Zufuhr von gelöstem org. Kohlenstoff und Stickstoffauswaschung nicht erkennbar; Denitrifikation möglich aber nicht erkennbar	Keine Ertragseinbußen; durch Humusanreicherung vermutlich verbesserte Bodenwasserspeicherung, insbesondere in Trockenphasen; insgesamt höhere Erträge möglich.	Eher Kostenvorteil gegenüber mineralischem Dünger; Eher geringer bis kein Kostenvorteil gegenüber konventionellem organischen Dünger
G 2 / G2*			Etwas höherer Nitrataustrag					
G 4			Geringerer Nitrataustrag	Geringerer Nitrataustrag				
Gehölz-streifen im Agroforst-system	-*	-*	Signifikant geringerer Nitrataustrag	Signifikant geringerer Nitrataustrag	Geringerer Nitrataustrag	-*	-*	-*

\* war nicht Gegenstand der Untersuchungen

Abschließend kann anhand der in diesem Forschungsprojekt generierten Ergebnisse festgehalten werden, dass die Kompostdüngung in Bezug auf Ertragsstabilität, Klimaresilienz, Stickstoffverlagerung und Grundwasserschutz eine vielversprechende Alternative gegenüber der konventionellen Düngung darstellt. Hierbei scheint der ausschließliche Einsatz von Komposten mit N-Zusätzen für das Erzielen der positiven Effekte nicht notwendig. Die Anwendung (ggf. auch als Ergänzung der Kompostdüngung) von N-angereicherten Komposten in längeren Düngungsintervallen kann aber zur langfristigen Aufrechterhaltung eines ausreichenden Stickstoffangebotes dennoch sinnvoll sein.

Ferner ist festzustellen, dass Agroforstsysteme geeignet sind, den Nitrataustrag in das Grundwasser je Flächeneinheit zu reduzieren und gleichzeitig den Stickstoffentzug aus dem Grund- und Bodenwasser zu erhöhen. Eine Anlage der Gehölzstreifen quer zur Hauptfließrichtung des Grundwassers kann diesen Effekt verstärken. Die Kombination von Laubkompostdüngung und agroforstlicher Nutzung kann daher empfohlen werden, um pflanzenbauliche (z.B. Ertrag, Humusanreicherung, Klimaresilienz) und ökologische (z.B. Grundwasser- und Bodenschutz, Bodenleben) Ziele besser miteinander vereinen zu können.

## Danksagung

Die Autoren danken der Deutschen Bundestiftung Umwelt (DBU) für die finanzielle Unterstützung des Forschungsprojektes „Inno-KompAgt“ (Aktenzeichen der DBU: 33421/01 und 33421/02). Besonderer Dank gilt Herrn Dr. Holger Wurl für die unkomplizierte und sachorientierte Betreuung des Projektes. Ferner wird dem Landwirtschaftsbetrieb Domin sowie der Agrargenossenschaft Forst e.G. für die gute Zusammenarbeit bei der Einrichtung und Bewirtschaftung der Versuchsflächen gedankt. Ein weiterer Dank geht an den Gewässerverband Spree-Neiße für die gute Zusammenarbeit.

## Literaturverzeichnis

- Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten (Hrsg.), E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Hannover, 5. Auflage, 438 S.
- agrarheute (2021): Erzeugerpreise für Düngemittel. <https://markt.agrarheute.com/duengemittel/>, abgerufen am 6. Dezember 2021
- Amt für Statistik Berlin-Brandenburg (2020): Besondere Ernte- und Qualitätsermittlung im Land Brandenburg 2019. Statistischer Bericht C II 7 – j / 19
- Appelo C.A.J. (1999): Geochemistry, Groundwater and Pollution. A.A. Balkema Publishers, Rotterdam
- Balke K.-D., Beims U., Heers F.W., Hölting B., Homrighausen R., Matthes G., Kirsch R. (2000): Grundwassererschließung – Grundlagen, Brunnenbau, Grundwasserschutz, Wasserrecht. Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart, 740 S.
- Bannick C., Engelmann B., Fendler R., Frauenstein J., Ginzky H., Hornemann C., Ilvonen O., Kirschbaum B., Penn-Bressel G., Rechenberg J., Richter S., Roy L., Wolter R. (2008): Grundwasser in Deutschland. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (Hrsg.), Reihe Umweltpolitik
- Barthelmes G., Ebel G. (2021): Sortenratgeber 2021. Sommergetreide, Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz, Potsdam und Landesamt für Ländliche Entwicklung, Landwirtschaft und Flurneuordnung, Frankfurt (Oder)
- BbgWG (2012): Brandenburgisches Wassergesetz (BbgWG) [1] In der Fassung der Bekanntmachung vom 2. März 2012 (GVBl.I/12, [Nr. 20]) zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 4. Dezember 2017 (GVBl.I/17, [Nr. 28])
- Beyer W. (1964): Zur Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit von Kiesen und Sanden aus der Kornverteilungskurve. Wasserwirtschaft Wassertechnik 14, 165-168
- Bisutti I., Hilke I., Schumacher J., Raessler M. (2007): A novel single-run dual temperature combustion (SRDTC) method for the determination of organic, in-organic and total carbon in soil samples. Talanta 71, 521-528

- BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) (2019): Nitratrichtlinie: Deutschland erhält Mahnschreiben. Pressemitteilung des BMEL Nr. 161 / 2019, 25. Juli 2019, <https://www.bmel.de/SharedDocs/Pressemitteilungen/DE/2019/161-nitratrichtlinie.html>, abgerufen am 5. Oktober 2021
- BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) (2020): Düngung, <https://www.bmel.de/DE/themen/landwirtschaft/pflanzenbau/ackerbau/duengung.html>, abgerufen am 22. Dezember 2021
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit), BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) (Hrsg.) (2020): Nitratbericht 2020 – Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit sowie für Ernährung und Landwirtschaft, 167 S.
- Blume H.-P., Brümmer G.W., Horn R., Kandeler E., Kögel-Knabner I., Kretzschmar R., Stahr K., Wilke B.-M. (2016) Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde, 16. Auflage, (Nachdruck). Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg
- Böhm C., Landgraf D., Makeschin F. (2010): Changes in total and labile carbon and nitrogen contents in a sandy soil after the conversion of a succession fallow to cultivated land. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 173, 46-54
- Böhm C., Hübner R. (Hrsg.) (2020): Bäume als Bereicherung für landwirtschaftliche Flächen: Ein Innovationskonzept für die verstärkte Umsetzung der Agroforstwirtschaft in Deutschland. Cottbus, IG AUFWERTEN, 145 S.
- Böhm C., Domin T., Kanzler M. (2020): Gewässerschutz durch Agroforstwirtschaft – Auswirkungen eines mit Agrarholz bestockten Gewässerrandes auf den Stickstoffaustrag in Oberflächengewässer. Innovationsgruppe AUFWERTEN, Loseblattsammlung, Loseblatt # 5
- Busch K.-F., Luckner L., Tiemer K. (1993): Lehrbuch der Hydrogeologie Bd. 3 / Geohydraulik Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart, 3. Auflage, 497 S.
- Cleveland W.S. (1979): Robust Locally Weighted Regression and Smoothing Scatterplots. *Journal of the American Statistical Association* 74, 829-836
- Cremer N. (2015): Nitrat im Grundwasser – Eintrag, Verhalten und Entwicklungstrends. *Energie / WasserPraxis* 5/2015, 32-39, DVGW (Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V.) (Hrsg.)
- Darcy H. (1856): Les fontaines publiques de la ville de Dijon: exposition et application des principes à suivre et des formules à employer dans les questions de distribution d'eau : Ouvrage terminé par un appendice relatif aux fournitures d'eau de plusieurs villes, au filtrage des eaux et à la fabrication des tuyaux de fonte, de plomb, de tôle et de bitume. Victor Dalmont, 647 S.
- DeFAF (Deutscher Fachverband für Agroforstwirtschaft e.V.) (2021): Was ist Agroforstwirtschaft? <https://agroforst-info.de/agroforstwirtschaft/>, abgerufen am 5. Oktober 2021

- DüngeG (2009): Düngegesetz. Düngegesetz vom 9. Januar 2009 (BGBl. I S. 54, 136), das zuletzt durch Artikel 96 des Gesetzes vom 10. August 2021 (BGBl. I S. 3436) geändert worden ist
- DüV (2017): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen<sup>2</sup> (Düngeverordnung - DüV). Düngeverordnung 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
- DVGW (Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V.), BDEW (Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft), VKU (Verband kommunaler Unternehmen e.V.) (2016): Bericht von DVGW, BDEW und VKU zur Nitratbelastung der Trinkwasserressourcen in Deutschland (Beprobungsjahr 2016), 6 S.
- DWD (Deutscher Wetterdienst) (2021a): Niederschlag: vieljährige Mittelwerte 1981 – 2010. [https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimadatendeutschland/mittelwerte/nieder\\_8110\\_fest\\_html.html?view=naPublication&nn=16102](https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimadatendeutschland/mittelwerte/nieder_8110_fest_html.html?view=naPublication&nn=16102), abgerufen am 28. Oktober 2021
- DWD (Deutscher Wetterdienst) (2021b): Temperatur: vieljährige Mittelwerte 1981 – 2010. [https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimadatendeutschland/mittelwerte/temp\\_8110\\_fest\\_html.html%3Fview%3DnaPublication](https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimadatendeutschland/mittelwerte/temp_8110_fest_html.html%3Fview%3DnaPublication), abgerufen am 28. Oktober 2021
- EU (European Union) (2020a): Farm to Fork Strategy – For a fair, healthy and environmentally-friendly food system. [https://ec.europa.eu/food/system/files/2020-05/f2f\\_action-plan\\_2020\\_strategy-info\\_en.pdf](https://ec.europa.eu/food/system/files/2020-05/f2f_action-plan_2020_strategy-info_en.pdf)
- EU (European Union) (2020b): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. EU-Biodiversitätsstrategie für 2030 – Mehr Raum für die Natur in unserem Leben. [https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:a3c806a6-9ab3-11ea-9d2d-01aa75ed71a1.0002.02/DOC\\_1&format=PDF](https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:a3c806a6-9ab3-11ea-9d2d-01aa75ed71a1.0002.02/DOC_1&format=PDF)
- Feddes R.A., Kowalik P.J., Zaradny H. (1978): Simulation of field water use and crop yield. Simulation monographs, Centre for agricultural publishing and documentation, Wageningen, 189 S.
- Gärdenäs A.I., Hopmans J.W., Hanson B.R., Šimůnek J. (2005): Two-Dimensional Modeling of Nitrate Leaching for Various Fertigation Scenarios under Micro-Irrigation. *Agricultural Water Management* 74, 219-242
- Hamaker J.W. (1972): Decomposition: Quantitative aspects. In: Goring C.A.I., Hamaker J.W. (Hrsg.): *Organic chemicals in soil environment*. Marcel Dekker, New York
- Hanff H., Lau H. (2021): Datensammlung für die betriebswirtschaftliche Bewertung landwirtschaftlicher Produktionsverfahren im Land Brandenburg. Ausgabe 2021, 8. überarbeitete Auflage, Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz, Potsdam und Landesamt für Ländliche Entwicklung, Landwirtschaft und Flurneuordnung, Frankfurt (Oder)

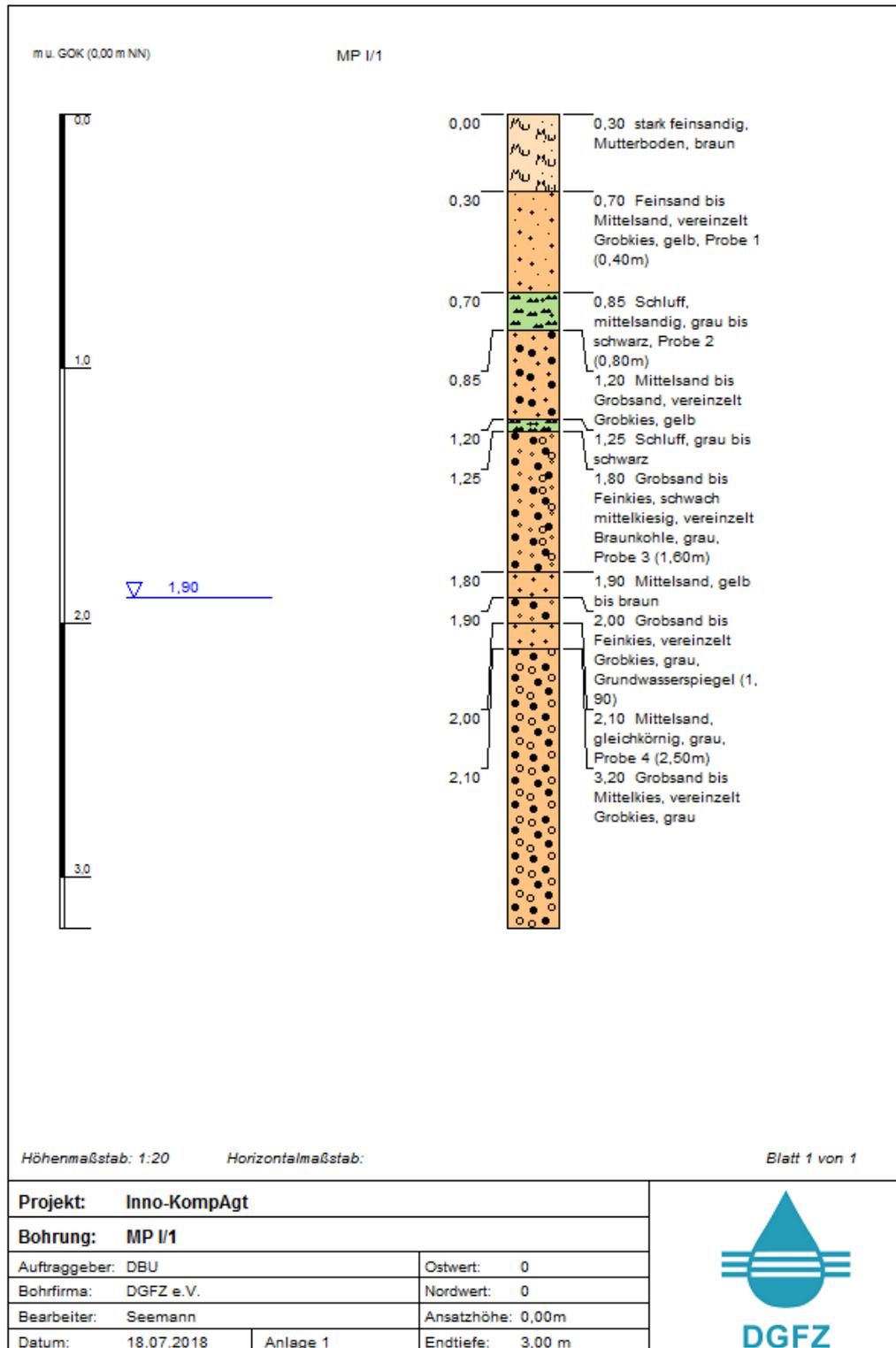
- Hanson B.R., Šimůnek J., Hopmans J.W. (2006): Evaluation of Urea–Ammonium–Nitrate Fertigation with Drip Irrigation Using Numerical Modeling. *Agricultural Water Management* 86, 102-113
- Heißenhuber A., Haber W., Krämer C. (2015): 30 Jahre SRU-Sondergutachten Umweltprobleme der Landwirtschaft – eine Bilanz. *UBA-Texte* 28/2015, 340 S.
- Kanzler M., Böhm C. (2015): Nachhaltige Erzeugung von Energieholz in Agroforstsystemen (AgroForstEnergie); Teilvorhaben 2: Bodenschutz und Bodenfruchtbarkeit, Wasserhaushalt und Mikroklima (Förderkennzeichen des Projektträgers Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe: 22000312). Abschlussbericht des Teilvorhabens 2, 156 S.
- Käss W. (2004): Lehrbuch der Hydrogeologie. Band 9: Geohydrologische Markierungstechnik. *Baufachinformation*, <https://www.baufachinformation.de/mobil/buch/lehrbuch-der-hydrogeologie/219886>, abgerufen am 2. Dezember 2021
- Körner I. (2009): Stickstoffhaushalt bei der Kompostierung – Bilanzen, Gehalte, Umsetzungs- und Austragsprozesse. *Hamburger Berichte*, Band 33, Abfallwirtschaft Technische Universität Hamburg-Harburg, Verlag Abfall aktuell
- Körschens M., Schulz E. (1999): Die organische Bodensubstanz. *UFZ-Bericht* 13/1999, 46 S.
- Körschens M., Schulz E., Behm R. (1990): Heißwasserlöslicher C und N im Boden als Kriterium für das N-Nachlieferungsvermögen. *Zentralblatt für Mikrobiologie* 145, 305-311
- KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.) (2021): KTBL-Feldarbeitsrechner. <https://daten.ktbl.de/feldarbeit/entry.html#anleitung>, abgerufen am 23. November 2021
- Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (2021): Der Einsatz von Kompost lohnt sich. <https://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/ackerbau/boden/kompost.htm>, abgerufen am 8. Dezember 2021
- LBG (Landesvermessung und Geobasisinformation Brandenburg) (2021): Bodenarten und Substrate, <https://geoportal.brandenburg.de/de/cms/portal/start/geosearch/586159d2-97c6-444f-aa7f-6e12f9fc56c9>, abgerufen am 28. Oktober 2021
- LELF (Landesamt für Ländliche Entwicklung, Landwirtschaft und Flurneuordnung) (2021): Gehalte an mineralischem Stickstoff in den Ackerböden des Landes Brandenburg für Sommerungen, die nach dem 29.03.2021 gedüngt werden. Ergänzung zur Empfehlung 2021 entsprechend Düngeverordnung § 4 (4), <https://lelf.brandenburg.de/sixcms/media.php/9/Nmin-Empfehlung-Sommerungen-2021.pdf>, abgerufen am 18. November 2021
- LfL (Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft) (2021): Nitrat- und Phosphorbelastung des Sickerwassers bei Acker- und Grünlandnutzung. <https://www.lfl.bayern.de/iab/duengung/032132/index.php>, abgerufen am 12. November 2021
- LR (Lausitzer Rundschau) (2018): Neue Forschung auf Forster Feld. <https://www.lr-online.de/lausitz/forst/forst-neue-forschung-auf-forster-feld-37960644.html>, abgerufen am 16. November 2021

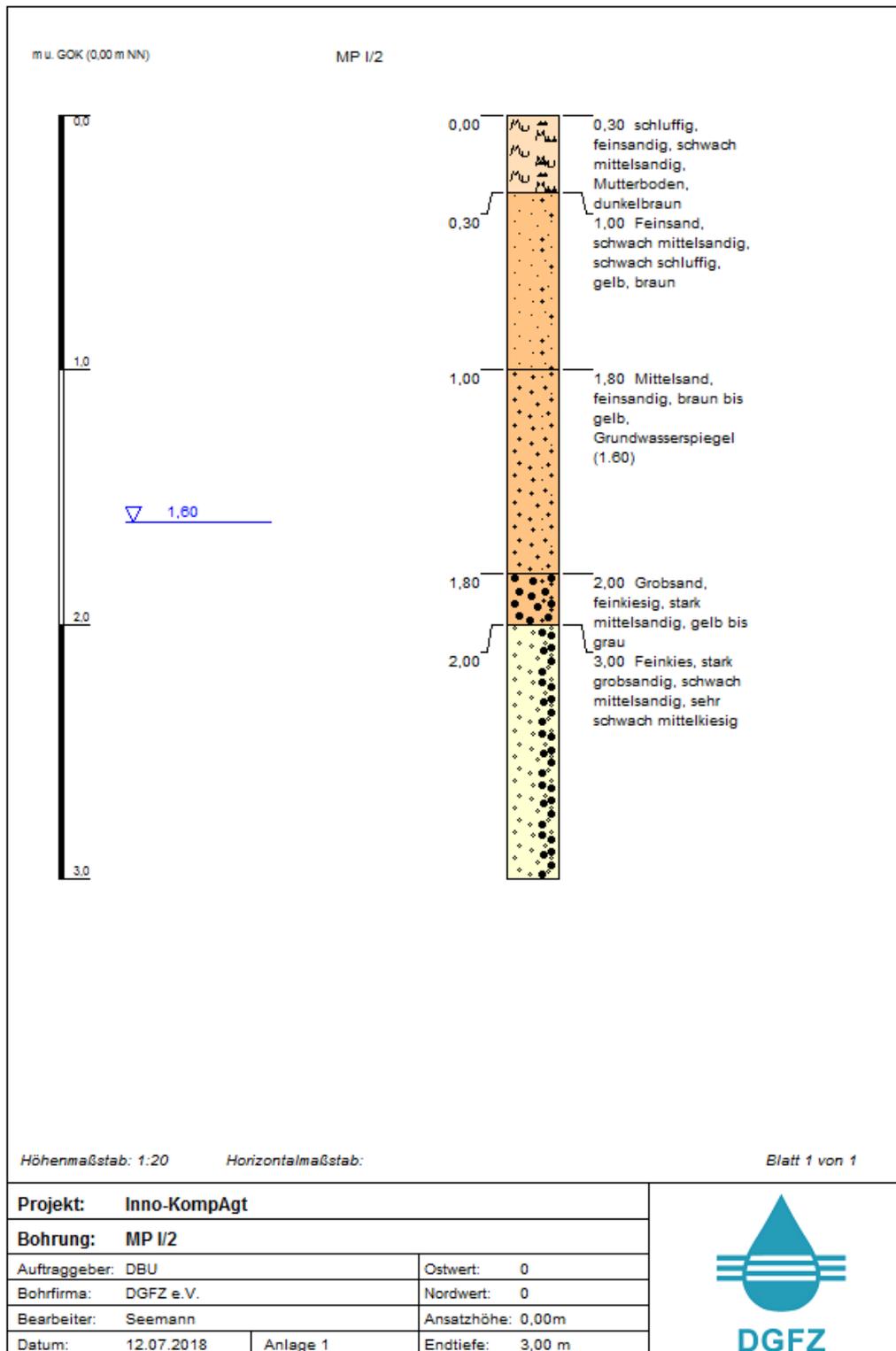
- MLUK (Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz des Landes Brandenburg) (Hrsg.) (2021): Nachhaltige Bioökonomie in Brandenburg, Biobasierte Wertschöpfung – regional und innovativ. Potsdam, 79 S., <https://mluk.brandenburg.de/sixcms/media.php/9/nachhaltige-biooekonomie.pdf>
- MLUK (Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz des Landes Brandenburg) (2021): Richtlinie zur Förderung naturbetonter Strukturelemente im Ackerbau vom 9. März 2021: <https://mluk.brandenburg.de/mluk/de/service/foerderung/landwirtschaft/foerderung-naturbetonter-strukturelemente-im-ackerbau/> abgerufen am 10. Juni 2021
- MLUL (Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg) (Hrsg.) (2017): Arbeitshilfe Betriebsintegrierte Kompensation. Potsdam, 53 S., <https://mluk.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de/Arbeitshilfe-Betriebsintegrierte-Kompensation.pdf>
- MLUL (Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg) (Hrsg.) (2019): Richtlinie für die Unterhaltung von Fließgewässern im Land Brandenburg. Potsdam, 109 S. <https://mluk.brandenburg.de/sixcms/media.php/9/Gewaesserunterhaltungsrichtlinie.pdf>
- Parkhurst D.L., Appelo, C.A.J. (1999): User's Guide to PHREEQC (Version 2) – A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. Water Resources Investigations Report 99-4259, Denver, CO, USA, 312 S.
- Pottgiesser T., Sommerhäuser M. (2008): Erste Überarbeitung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen, Typ 19: Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern. [https://gewaesser-bewertung.de/files/steckbriefe\\_fliessgewaessertypen\\_april2008.pdf](https://gewaesser-bewertung.de/files/steckbriefe_fliessgewaessertypen_april2008.pdf)
- proplanta (2021): Silomais Statistik Brandenburg – Mais Anbaustatistik. [https://www.proplanta.de/Maps/Silomais+Statistik+Brandenburg\\_poi1311330218.html](https://www.proplanta.de/Maps/Silomais+Statistik+Brandenburg_poi1311330218.html), abgerufen am 29.10.2021
- R Core Team (2020): R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. <http://www.r-project.org/index.html>
- Ren D., Xu X., Hao Y., Huang G. (2016): Modeling and Assessing Field Irrigation Water Use in a Canal System of Hetao, Upper Yellow River Basin: Application to Maize, Sunflower and Watermelon. *Journal of Hydrology* 532, 122-139
- Richter D. (1995): Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Meßfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. Nr. 194, Selbstverlag des Deutschen Wetterdienstes, Offenbach am Main
- Rödelsperger M., Rohmann U. (1992): Untersuchungen zur natürlichen Denitrifikation im Grundwasserleiter und deren Einfluß auf die Grundwasserzusammensetzung. In: Deutsche Forschungsgemeinschaft (Hrsg.): Schadstoffe im Grundwasser. Wärme- und Stofftransport im Grundwasser, Band 1, Weinheim (VCH), 231-276
- Rohmann U., Sontheimer H. (1985): Nitrat im Grundwasser, Ursachen – Bedeutung – Lösungswege. Karlsruhe, 468 S.

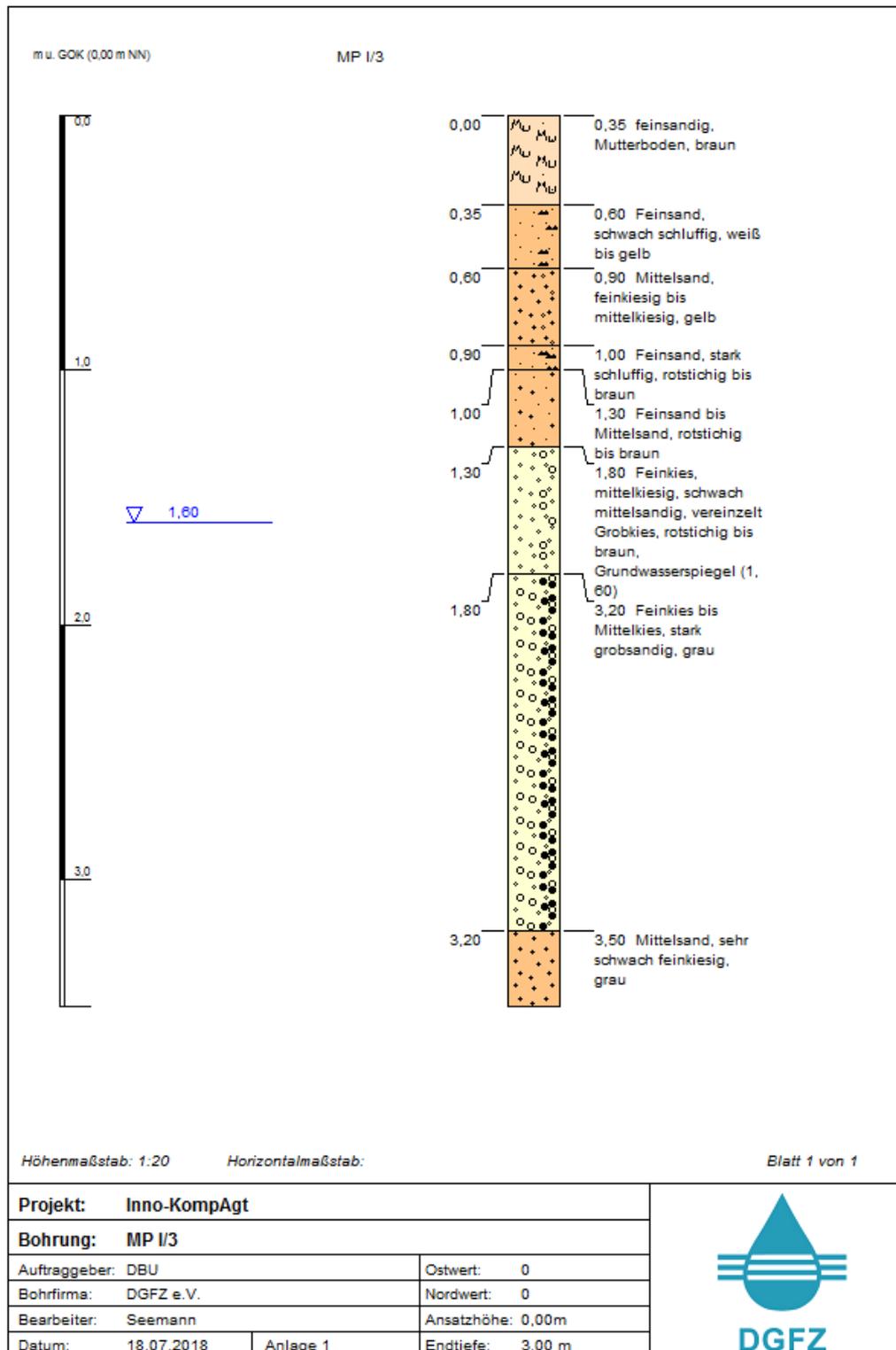
- Roß C.-L., Sensel-Gunke K., Wilken V., Muskelus A., Krause G., Tschuikowa S., Hübner A., Fiebrich V., Ellmer F. (2018): Kompostierte Gärreste aus Bioabfällen als Düngestoffe: Bodenchemische und pflanzenbauliche Wirkungen in einem dreijährigen Feldversuch. *Journal für Kulturpflanzen* 70, 196-210
- Rößner U. (1996): Kinetik mikrobieller Stoffwandlungsprozesse im Grundwasserleiter mit Hilfe von Labormodellen. *Proceedings des DGFZ*, Jg. 1996, H. 10, 122 S.
- Salomon M., Kuhn T. (2015): Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft – ein unüberwindbares Hindernis bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie? *Wasser und Abfall* 6/2015, 39-44
- Schröder O., Schmedding H.: (2016): Nitrat-Herausforderung muss schnell gelöst werden. *Wasserwirtschaft Wassertechnik* 1-2/2016, 29-31
- Seemann A., Sommer T., Kanzler M., Böhm C. (2019): Inno-KompAgt – Reduction of nitrate in groundwater by combining innovative fertilizer management and the filter effects of agroforestry. Posterbeitrag. *Dresdner Grundwassertage 2019*, 3.-4.6.2019.
- Shepherd R.G. (1989): Correlations of permeability and grain size. *Ground Water* 27, 633-638
- Šimůnek, J., Šejna M., Saito H., Sakai M., van Genuchten M.T. (2013): The Hydrus-1D Software Package for Simulating the Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably Saturated Media, Version 4.17, HYDRUS Software Series 3, Department of Environmental Sciences, University of California Riverside, Riverside, California, USA, 342 S.
- Šimůnek J., Weihermüller L (2018): Using HYDRUS-1D to Simulate Infiltration. [https://www.pc-progress.com/Downloads/Public\\_Lib\\_H1D/Using\\_HYDRUS-1D\\_to\\_Simulate\\_Infiltration.pdf](https://www.pc-progress.com/Downloads/Public_Lib_H1D/Using_HYDRUS-1D_to_Simulate_Infiltration.pdf), abgerufen am 12. November 2021
- Smith R.L., Duff J.H. (1988): „Denitrification in a Sand and Gravel Aquifer“. *Applied and Environmental Microbiology* 54, 1071-78
- Sommer T. (2001): Grundwasserdynamik und Grundwasserbeschaffenheit in der anthropogen überprägten Flussaue der Unstrut. *Proceedings des DGFZ e.V.*, Heft 20, Dresden, 2001, 163 S.
- Sommer T., Böhm C. (2017): Verminderung von Nitratbelastungen im Grundwasser durch Einbringen von Laubkomposten auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. In: *Gestaltung des Wasserhaushalts in Bergbaufolgenlandschaften der neuen deutschen Bundesländer* Heft 52, 245-250. *Proceedings des DGFZ e.V. Dresden*
- Starr R.C., Gillham R.W. (1989): Controls on denitrification in shallow unconfined aquifers. In: Kobus H., Kinzelbach W. (Hrsg.): *Contaminant Transport in Groundwater*. A.A. Balkema Publishers, Rotterdam, 51-56
- Starr R.C., Gillham R.W. (1993): Denitrification and organic carbon availability in two aquifers. *Ground Water* 31, 934-947
- Statistisches Bundesamt (2020): Produzierendes Gewerbe – Düngemittelversorgung – Wirtschaftsjahr 2019/2020. Statistisches Bundesamt (Destatis), wissen.nutzen, Fachserie 4, Reihe 8.2

- van Genuchten M.T (1980): A Closed-Form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils. Soil Science Society of America Journal 44, 892-898
- van Genuchten, M.T., Leij F.J., Yates S.R. (1991): The RETC Code for Quantifying the Hydraulic Functions of Unsaturated Soils, Version 1.0. EPA Report 600/2-91/065, U.S. Salinity Laboratory, USDA, ARS, Riverside, California.
- VELA (Verband der bayerischen Lehr- und Beratungskräfte – Ernährung, Ländlicher Raum, Agrarwirtschaft e.V.) (2014): Landwirtschaftlicher Pflanzenbau. BLV Buchverlag GmbH & Co. KG, München, 13. Auflage
- Wang H., Ju X., Wie Y., Li B., Zhao L., Hu K. (2010): Simulation of Bromide and Nitrate Leaching under Heavy Rainfall and High-Intensity Irrigation Rates in North China Plain. Agricultural Water Management 97, 1646-1654
- WBW (WBW Fortbildungsgesellschaft für Gewässerentwicklung mbH), LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg) (Hrsg.) (2015): Gewässerrandstreifen in Baden- Württemberg – Anforderungen und praktische Umsetzung. [file:///C:/Users/User/AppData/Local/Temp/85718-Anforderungen\\_und\\_praktische\\_Umsetzung.pdf](file:///C:/Users/User/AppData/Local/Temp/85718-Anforderungen_und_praktische_Umsetzung.pdf)
- Wendland F., Kunkel R. (1999): Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeeinzugsgebietes. Forschungszentrum Jülich (Hrsg.), 166 S.
- Wesseling J.G., Elbers J.A., Kabat P., van den Broek B.J. (1991): SWATRE: instructions for input, Internal Note, Winand Staring Centre, Wageningen, the Netherlands
- WHG (2009): Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das zuletzt durch Artikel 2 des Gesetzes vom 18. August 2021 (BGBl. I S. 3901) geändert worden ist

## Anhang 1 – Schichtenverzeichnisse der Mini-Pegel (MP)







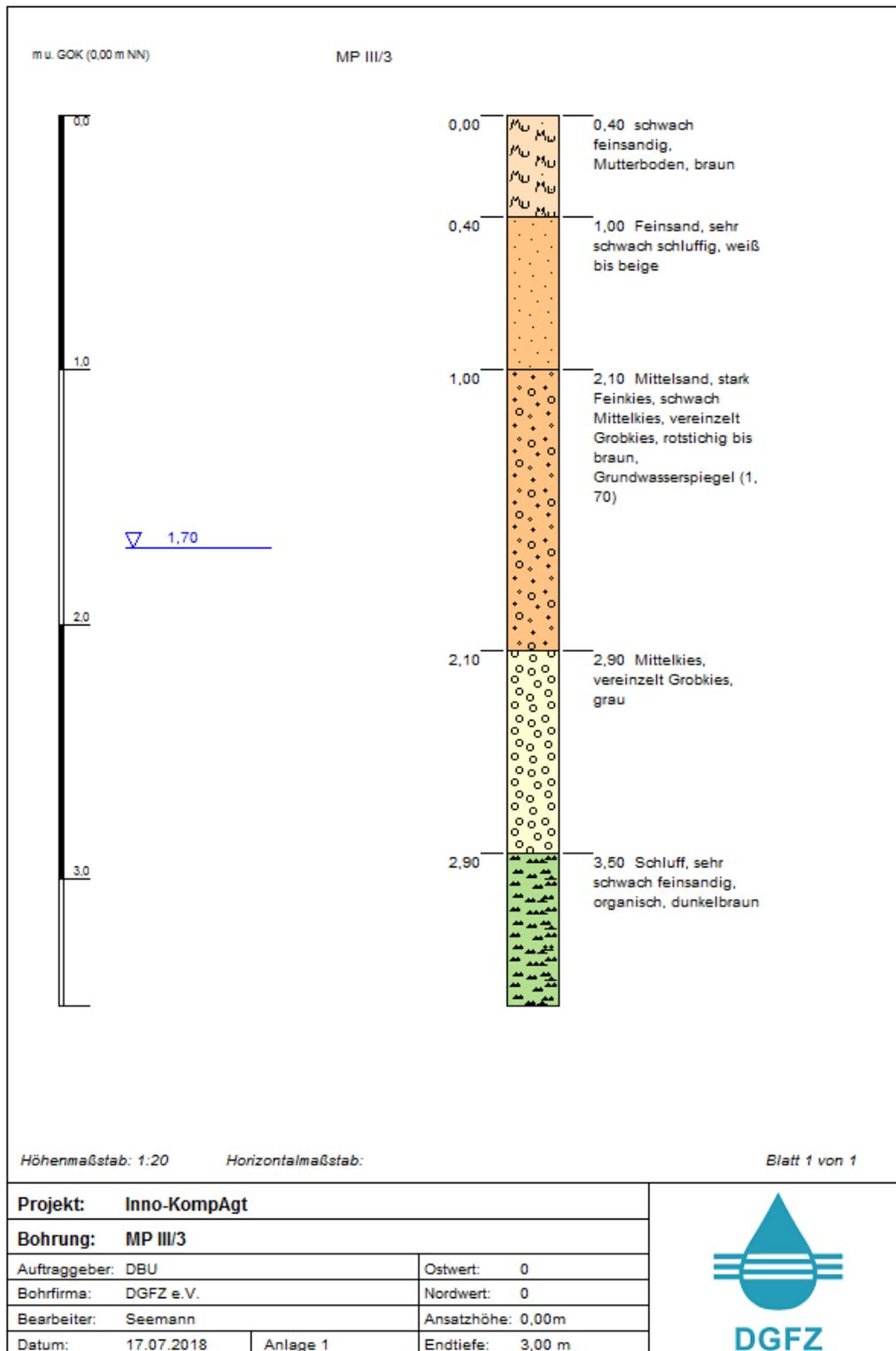


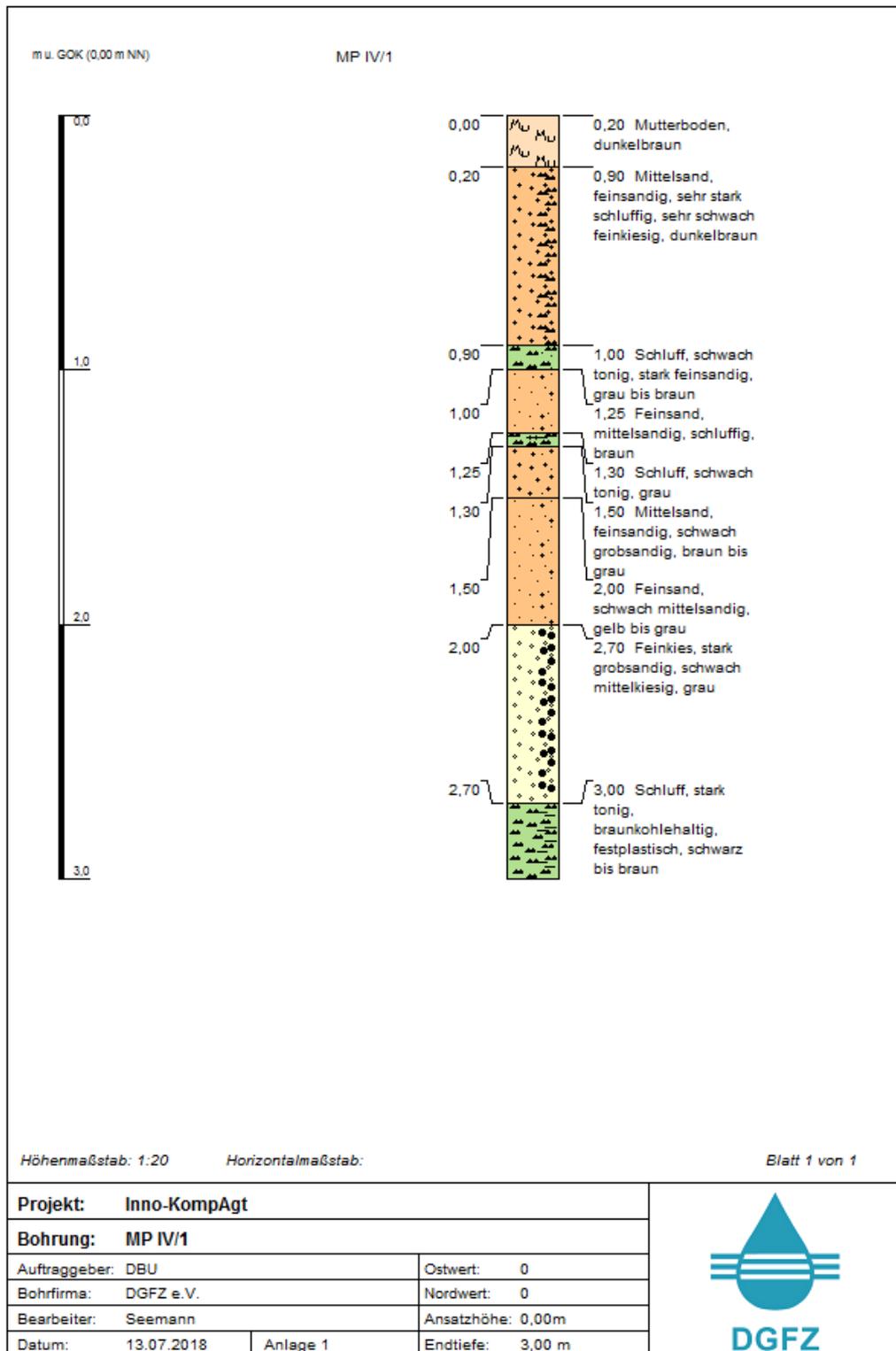




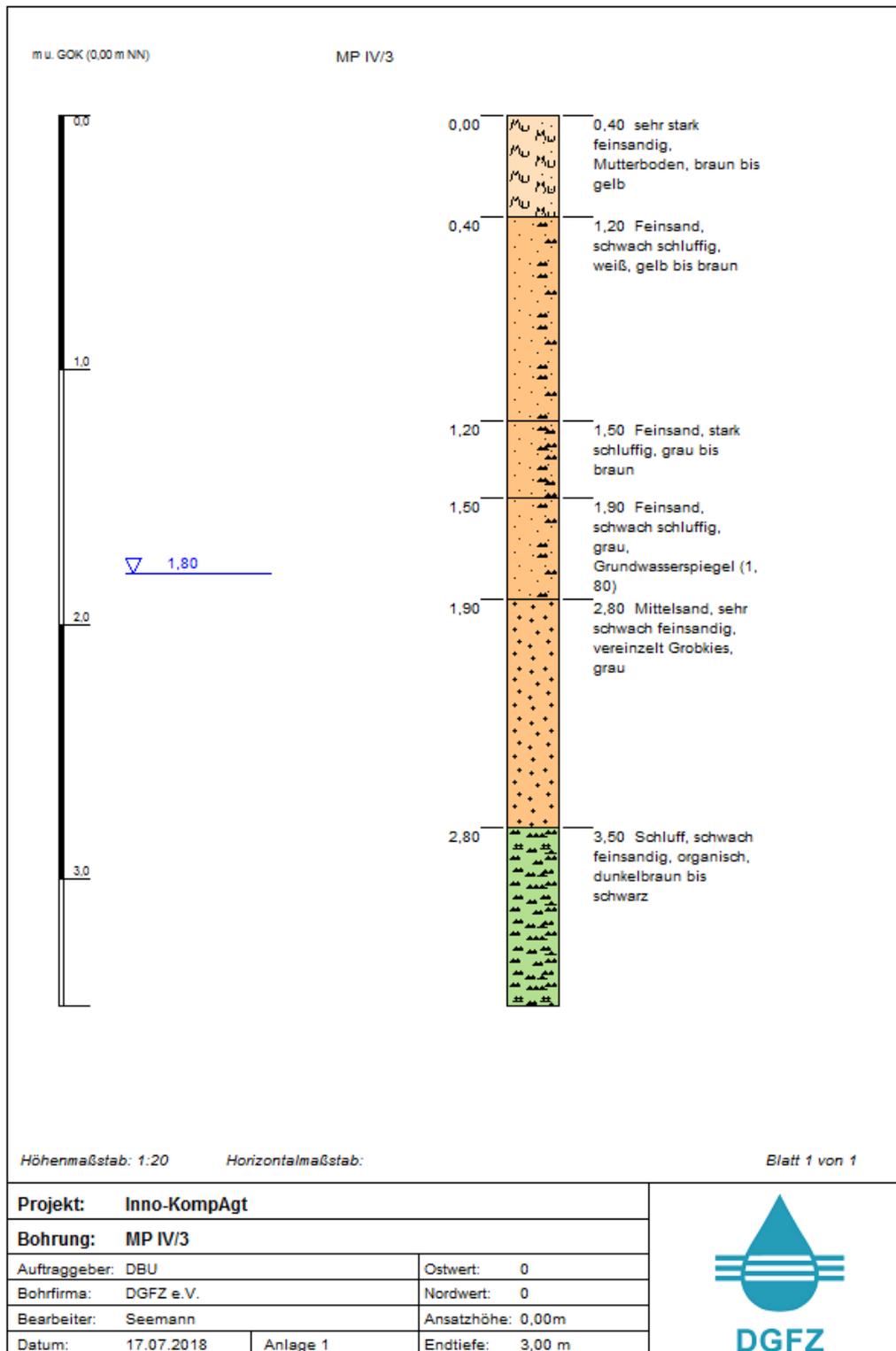




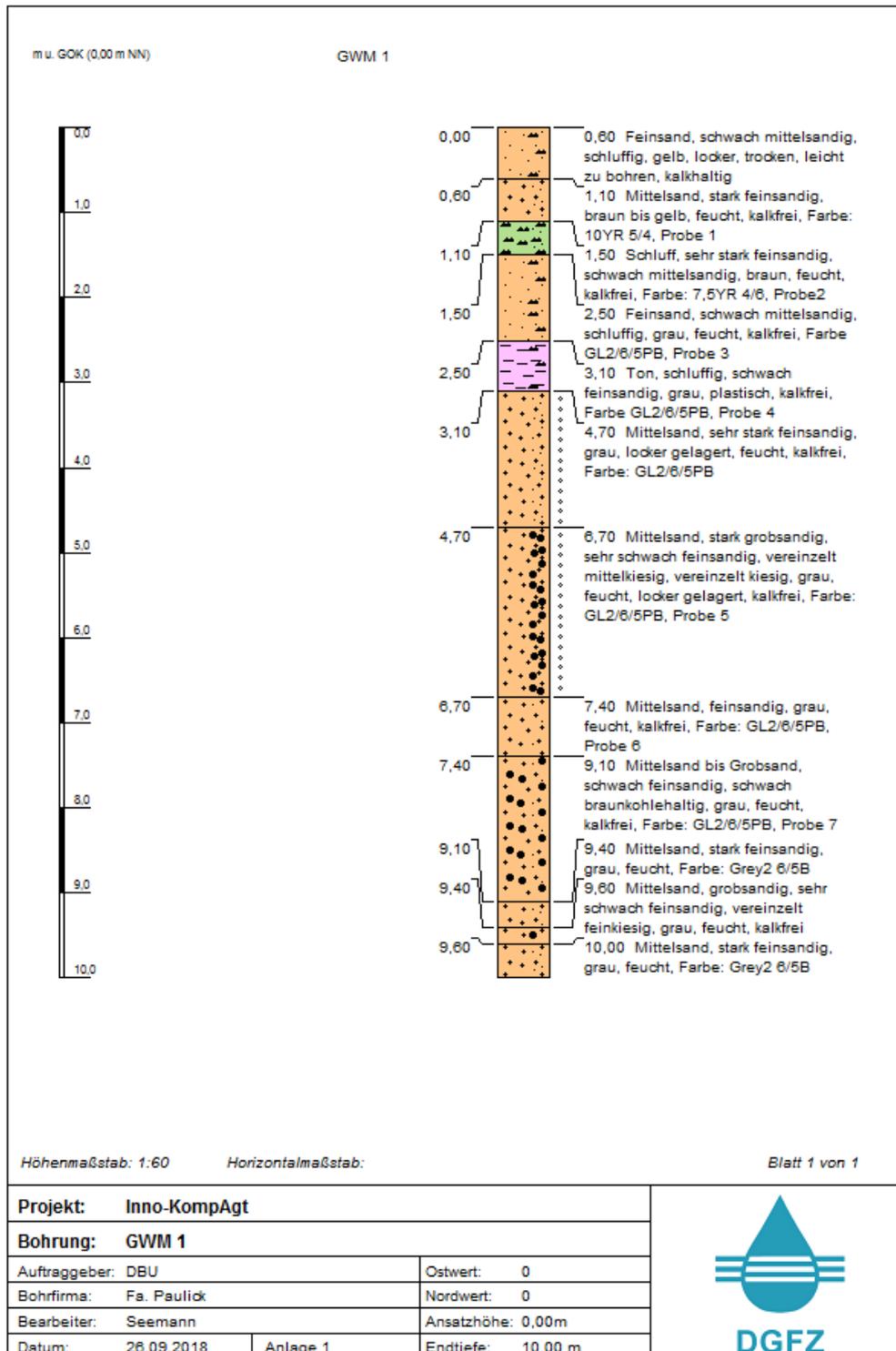


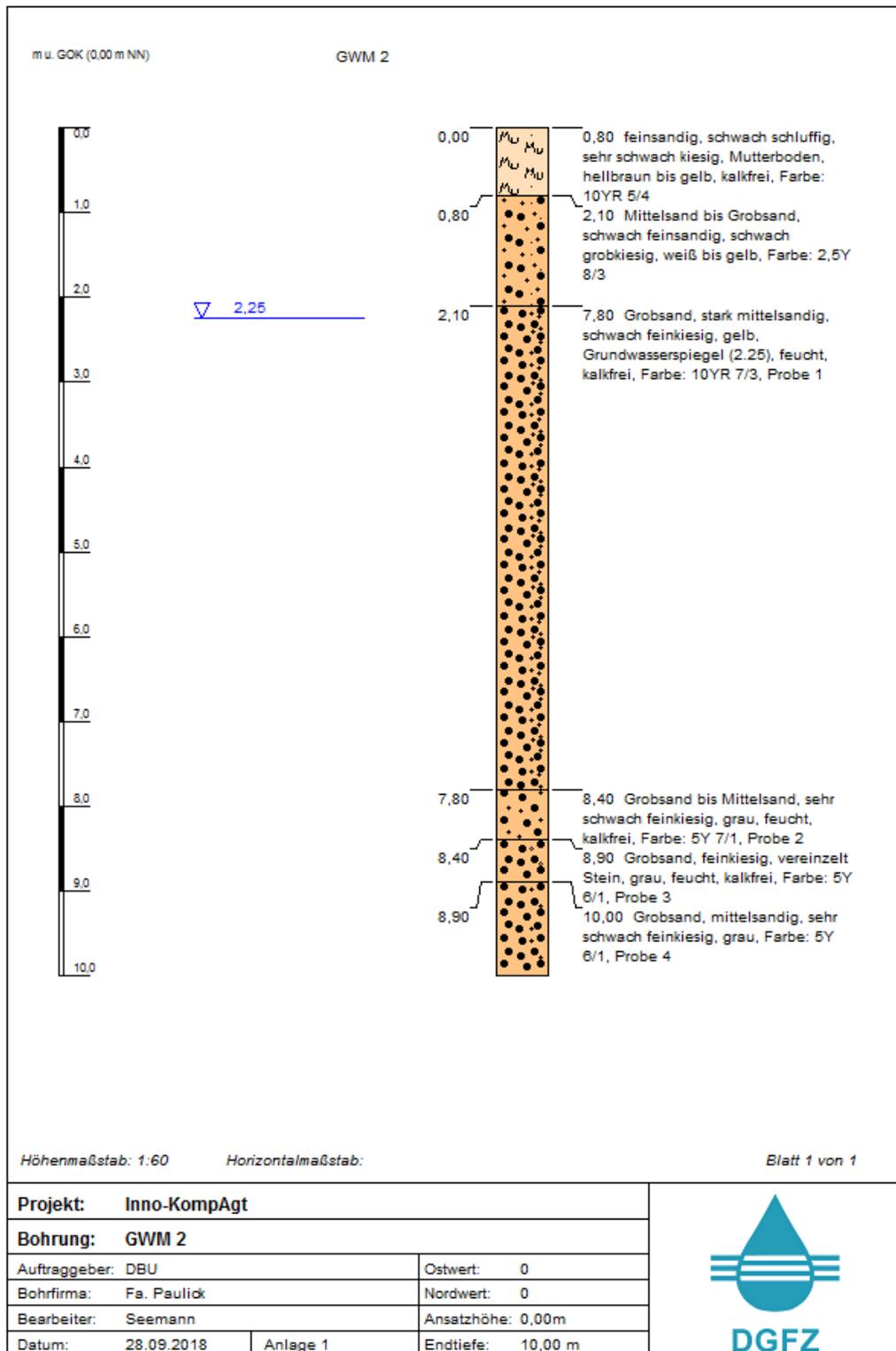




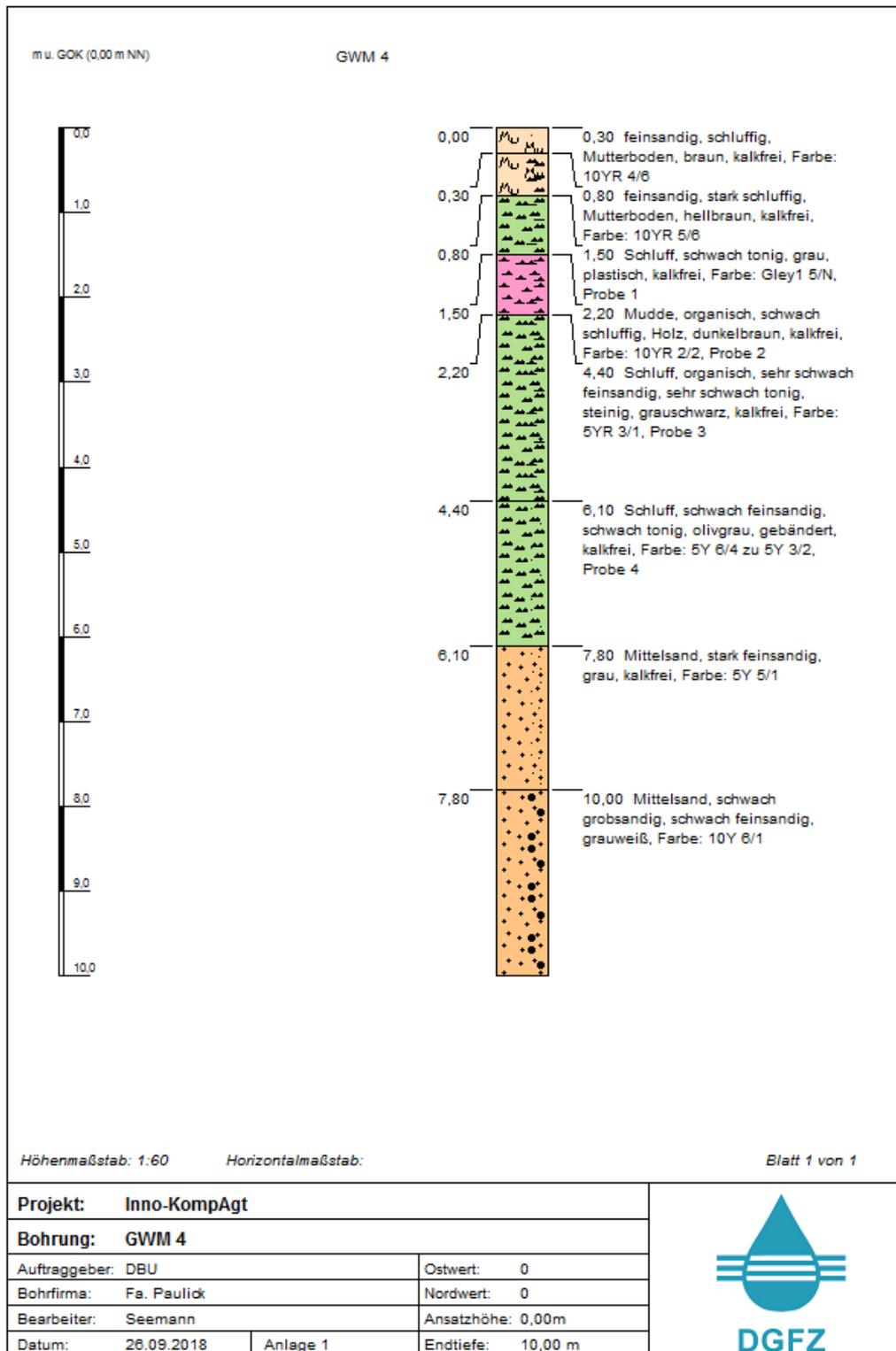


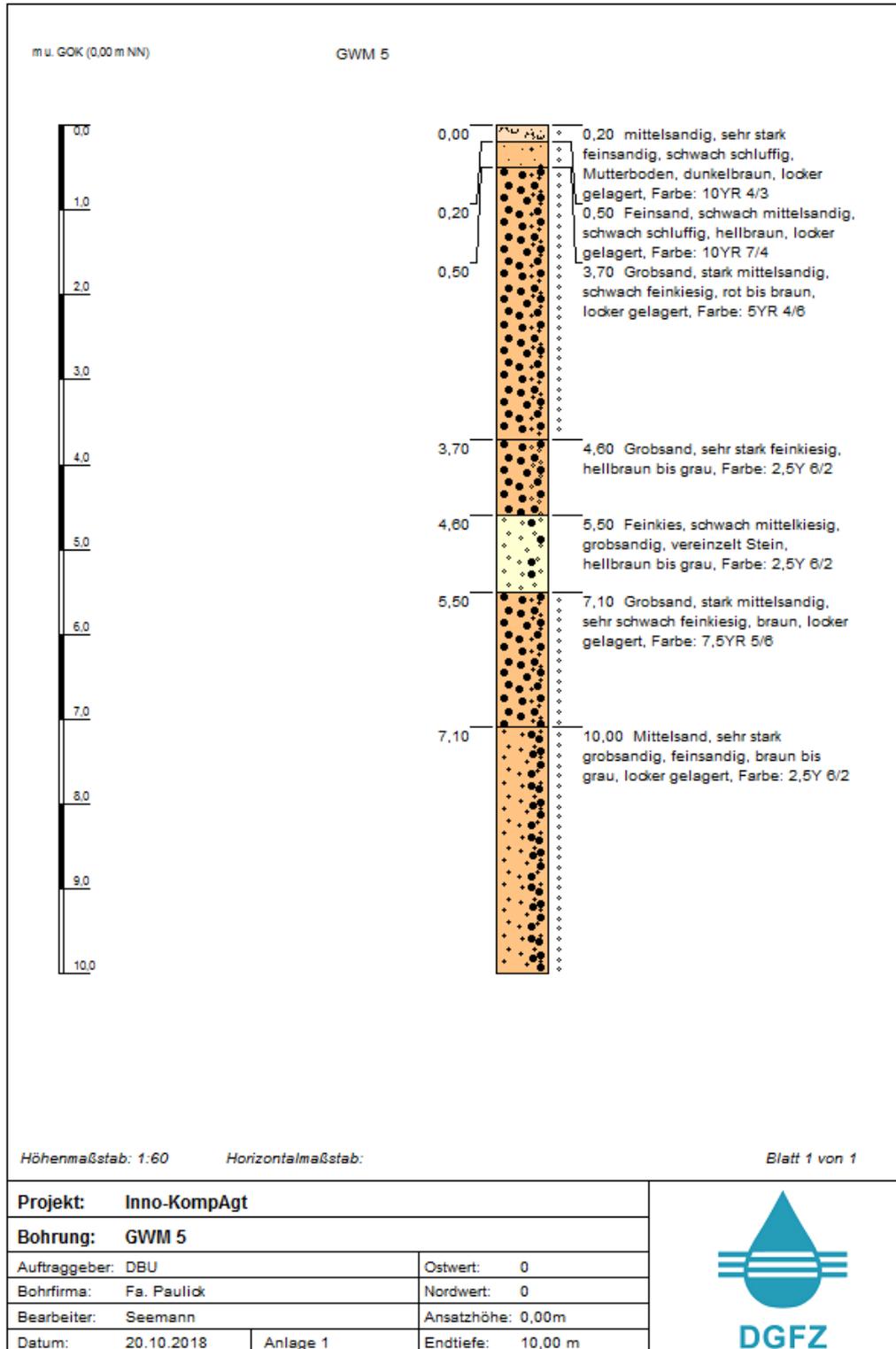
## Anhang 2 – Schichtenverzeichnisse der 10 m tiefen Grundwassermessstellen (GWM)











## Anhang 3 – Kostenüberschlag für die Grabenpflege mit und ohne uferbegleitenden Gehölzstreifen

Gewässerverband  
Spree Neiße

Ang 020-2021 Gu mit und ohne Beschattung.xlsx  
Kostenüberschlag; Seite 1 von 2

### Gewässerverband Spree-Neiße

Am Großen Spreewehr 8, 03044 Cottbus

### Kostenüberschlag Nr. 020-2021

Verursacher: Allgemein  
Gewässer: ein Hauptgewässer  
Arbeiten: Böschungsmahd, Sohlkrautung und Gehölzpflege

Pos.	Menge	ME	Leistungsbeschreibung	EP. (€)	GP. (€)	
<p>Vorbemerkung Nachfolgend werden die Aufwendungen für Böschungsmahd, Sohlkrautung und Gehölzpflege (inkl. Windbruch) für einen fiktives Hauptgraben mit bzw. ohne einseitige Beschattung für je 1 km Gewässerlänge veranschlagt.</p>						
<b>1</b>	<b>1,00</b>	<b>km</b>	<b>Gewässerunterhaltung ohne Beschattung</b>			
1.0	1,00	km	<b>Böschungsmahd</b>	beidseitig, ggf. jährlich versetzt		
	Menge	ME	Geräte/ Personal	Anmerkung	SKS €/ME	Kosten
	0,70	h	Trakt+ Auslag+Heckmäherwerk	rechte Seite	94,57	66,20 €
	0,80	h	dto	linke Seite	94,57	75,66 €
	1,50	h	Bestandspersonal	Traktorist	40,41	60,62 €
				Summe =		202,48 €
1.1	1,00	km	<b>Sohlkrautung</b>	nahezu durchgängig		
	4,75	h	Bagger inkl Mähkorb	von 1-seitig	73,07	347,08 €
	0,75	h	anteilig PickUp + Tank	An/ Abfahrt	30,83	23,12 €
	5,50	h	Bestandspersonal	Maschinist	40,41	222,26 €
				Summe =		592,46 €
1.2	1,00	km	<b>Mahd Gu-Streifen</b>	Mahd ist zugleich Mulchen aus SK		
	0,55	h	Trakt+ Heckmulcher	nur 1-seitig, jährlich versetzt	78,11	42,96 €
	0,40	h	dto	2te Durchgang	78,11	31,24 €
	0,95	h	Bestandspersonal	Traktorist	54,11	51,40 €
				Summe =		125,60 €
1.3	1,00	km	<b>Gehölzpflege/ Abflusshindernisse</b>			
	0,20	h	MKS/ Hochentaster	nur punktueller Baumbestand	8,59	1,72 €
	0,10	h	Traktor+ Hecksler	nur 1-seitig, jährlich versetzt	105,26	10,53 €
	0,20	h	PickUp/ Doka	An/ Abfahr/ Gerätetransp	30,83	6,17 €
	0,30	h	Bestandspersonal	Traktorist	0,00	- €
				Summe =		16,70 €
1.4	1,00	km	<b>veranschlagte Selbstkosten ohne Beschattung</b>		937,24 €	

Gewässerverband  
Spree Neiße

Ang 020-2021 Gu mit und ohne Beschattung.xlsx  
Kostenüberschlag; Seite 2 von 2

Pos.	Menge	ME	Leistungsbeschreibung		EP. (€)	GP. (€)
<b>2</b>	<b>1,00</b>	<b>km</b>	<b>Gewässerunterhaltung mit Beschattung</b>			
2.0	1,00	km	<b>Böschungsmahd</b>	nur 1/2 seitig.		
	Menge	ME	Geräte/ Personal	Anmerkung	SKS €/ME	Kosten
	0,80	h	Trakt+ Auslag+Heckmäherwerk	rechte Seite	94,57	75,66 €
	0,10	h	dto	linke Seite	94,57	9,46 €
	0,90	h	Bestandspersonal	Traktorist	40,41	36,37 €
					Summe =	121,49 €
2.1	1,00	km	<b>Sohlkrautung</b>	nur punktuell		
	2,00	h	Bagger inkl Mähkorb	von 1-seitig	73,07	146,14 €
	0,20	h	anteilig PickUp + Tank	An/ Abfahrt	30,83	6,17 €
	2,20	h	Bestandspersonal	Maschinist	40,41	88,90 €
					Summe =	241,21 €
2.2	1,00	km	<b>Mahd Gu-Streifen</b>	Mahd ist zugleich Mulchen aus SK		
	0,66	h	Trakt+ Heckmulcher	nur 1-seitig, jährlich versetzt	78,11	51,55 €
	0,00	h	dto	2te Durchgang	78,11	- €
	0,66	h	Bestandspersonal	Traktorist	0,00	- €
					Summe =	51,55 €
2.3	1,00	km	<b>Gehölzpflege/ Abflusshindernisse</b>			
	2,00	h	MKS/ Hochentaster	einseitiger Gehölzbestand	8,59	17,18 €
	0,25	h	Traktor+ Hecksler	nur 1-seitig, jährlich versetzt	105,26	26,32 €
	0,20	h	PickUp/ Doka	An/ Abfahr/ Gerätetransp	30,83	6,17 €
	0,45	h	Bestandspersonal	Traktorist	9,45	4,25 €
					Summe =	36,74 €
2.4			<b>veranschlagte Selbstkosten mit Beschattung</b>			450,99 €

Cottbus, 25.06.2021