

Manon Janssen, Johanna Frings und Bernd Lennartz

Haben Gewässerrandstreifen an einem gedränten Ackerstandort einen Einfluss auf die Nitratkonzentrationen im Grundwasser? – Eine Prozessstudie auf Feldebene in Mecklenburg-Vorpommern

Do vegetated buffer strips at a drained arable site influence nitrate concentrations in the groundwater? A field-scale process study in Mecklenburg-Western Pomerania

Gewässerrandstreifen ermöglichen eine Verringerung der Stoffeinträge aus Ackerflächen in Oberflächengewässer. Unklar ist jedoch, welchen Einfluss Randstreifen auf gedränten Flächen des Tieflandes haben. Ziel dieser Untersuchungen war es daher, die Nitratretention im Gewässerrandstreifen über den Grundwasserpfad zu quantifizieren, die Bedeutung der Breite der Randstreifen zu bestimmen sowie den Anteil des grundwasserbürtigen Nitrats an der Nitratfracht des Grabens abzuschätzen. Der untersuchte Gewässerrandstreifen verläuft entlang eines Entwässerungsgrabens auf einer gedränten Ackerfläche in Mecklenburg-Vorpommern und weist in drei benachbarten Abschnitten eine Breite von 1, 3 und 7 m auf. Über drei Winterhalbjahre wurden Grundwasserstände und tiefenabhängige Nitratkonzentrationen im Grundwasser gemessen. Im oberflächennahen Grundwasser nahm die Nitratkonzentration zwischen Messpunkten in 9,5 und 1,5 m Entfernung zum Entwässerungsgraben deutlich ab. Die Reduktion der Nitratkonzentration betrug 60 bis 97 %, bei Ausgangskonzentrationen von 13 bis 76 mg l⁻¹. Sie war in zwei Jahren vermutlich auf Denitrifizierungsprozesse zurückzuführen, im dritten auf Verdünnung durch Schneeschmelze. Die Breite des Gewässerrandstreifens hatte keinen Einfluss auf die Nitratreduktion. Vielmehr sind vermutlich Standorteigenschaften wie die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit des Untergrundes von Bedeutung. Allerdings wird ein wesentlicher Teil des nitratbelasteten Wassers durch die Rohrdränung unter Umgehung des Randstreifens direkt in den Vorfluter geleitet. Daher ergab ein Vergleich der Nitratfrachten von Grundwasser und Grabenwasser, dass das Grundwasser nur einen geringen Anteil am gesamten Nitratintrag hat.

Schlagwörter: Drainage, Gewässerrandstreifen, Grabenwasser, Grundwasser, Nitrat, Stoffeintrag

It has been proven that vegetated buffer strips reduce nutrient inputs from agricultural land into surface waters. **Their benefits at artificially drained arable sites, however, remain unclear.** The objective of this study was therefore to quantify the nitrate reduction in the groundwater of a buffer strip, to evaluate the width of the buffer strip, and to assess the portion of groundwater-borne nitrate in the total load in the drainage ditch. The investigated **buffer strip is located along a ditch on a drained agricultural site in the lowlands** of Mecklenburg-Western Pomerania. It is divided into three adjacent sections of 1, 3, and 7 m width. Groundwater levels and depth-related nitrate concentrations were measured over three winter half-years. In the shallow groundwater, the nitrate concentration decreased between sampling points in distances of 9.5 and 1.5 m from the ditch by 60 to 97 %, with initial concentrations of 13 to 76 mg l⁻¹. In two of the three study years, the reduction was presumably caused by denitrification processes, while it was caused by dilution after snowmelt in the third year. **The width of the buffer strip did not have any influence on nitrate reduction.** Presumably, site characteristics such as the hydraulic conductivity are of greater importance. An essential part of the nitrate-bearing waters, however, is discharged directly into the ditch by the tile drainage, bypassing the buffer strip. A **comparison between nitrate loads in groundwater and in ditch water consequently showed that the groundwater contributed only a minor portion to the total nitrate export load.**

Keywords: Buffer strips, drainage, ditch water, groundwater, nitrate, nutrient input

1 Einleitung

Ein großer Teil der Oberflächengewässer Deutschlands ist mit Nährstoffen und/oder Pestiziden belastet, die hauptsächlich aus der landwirtschaftlichen Nutzung stammen (Stickstoff: 77 %, UBA 2011). Eine Möglichkeit, solche Stoffeinträge zu reduzieren, stellen Gewässerrandstreifen dar (DOSSKEY 2001, VOUGHT et al. 1995). Dabei wirken Gewässerrandstreifen auf zwei Eintragspfade: Erstens reduzieren sie den Oberflächenabfluss und damit den Transport von darin gelösten sowie von partikulär gebundenen Stoffen wie Pestiziden und Phosphor (z.B. ABU-ZREIG et al. 2003, DORIOZ et al. 2006, REICHENBERGER et al. 2007). Zweitens ermöglicht die größere Distanz zwischen Acker und Gewässer eine vermehrte Stoffumwandlung von mit dem Grundwasser transportierten Stoffen – insbesondere Nitrat – und so eine Verbesserung der Wasserqualität (DAVIS et al. 2007, SABATER et al. 2003).

In Mecklenburg-Vorpommern wird aufgrund hoher Grund- und Stauwasserspiegel bzw. geringer hydraulischer Leitfähigkeit der anstehenden, weichselzeitlichen Bodensubstrate gut die Hälfte der Ackerflächen systematisch entwässert, meist über Rohrdräne (KOCH et al. 2010). Diese Hydromeliorationsmaßnahmen beeinflussen die Wirkung von Gewässerrandstreifen auf Nähr- und Schadstoffeinträge entscheidend. Die Installation eines systematischen Rohrdrännetzes kann bewirken, dass der Bodenkörper des Randstreifens nur von geringen Abflussvolumina durchflossen wird, weil die Dräne das Wasser direkt in die Vorflut ableiten. Weiterhin bewirkt die zum Teil erhebliche Vertiefung der Vorflut, die häufig mit der Installation der Rohrdränung einhergeht, eine Erhöhung des Gradienten in Richtung Graben, so dass sich die Fließzeit des oberflächennahen Grundwassers im Bereich des Gewässerrandstreifens verkürzt. In einer europaweiten Studie belegen SABATER et al. (2003) einen negativen Zusammenhang zwischen hydraulischem Gradient und Nitratreduktion in Gewässerrandstreifen.

Beide Effekte können also die tatsächliche Retentionsleistung des Randstreifens herabsetzen. Liegt die Rohrdräntiefe am Standort deutlich oberhalb der Gewässersohle, so bewirkt die vertiefte Vorflut, dass unterhalb der Dräntiefe befindliches Grundwasser mit darin gelösten Stoffen dem Gerinne zuströmt (s. Abb. 1 in KAHLE et al. 2013). Dieser Grundwasserzustrom wird vor allem in Trockenwetterabflussperioden sichtbar, wenn aus dem Dränsystem kein Abfluss stattfindet. Es ist bisher weitestgehend unbekannt, welche Wirkung Gewässerrandstreifen auf die Stoffeinträge mit dieser Grundwasserkomponente an Dränstandorten haben. Nur für den Oberflächenabfluss zeigten BHATTARAI et al. (2009), dass Nitrat- und Phosphorkonzentrationen auf dem Weg durch den Gewässerrandstreifen sinken. Diese Reduktion war jedoch im Vergleich zu den Einträgen durch die Dränung von geringer Bedeutung.

Der Gewässerrandstreifen umfasst per Definition im Wasserhaushaltsgesetz (WHG § 38) das Ufer und den landseits der Linie des Mittelwasserstandes angrenzenden Bereich. Funktionale Aspekte der an das Gewässer grenzenden Flächen in Bezug auf die Gewässerentwicklung werden dabei nicht berücksichtigt (DWA 2012). Das Wasserhaushaltsgesetz sieht eine Mindestbreite für Gewässerrandstreifen von 5 m vor. Die Breite wird ab der Linie des Mittelwasserstandes, bei Gewässern mit ausgeprägter Böschungsoberkante ab der Böschungsoberkante gemessen. Die Bundesländer können abweichende Regelungen treffen (WHG § 38), in den meisten Bundesländern ist eine Mindestbreite zwischen 5 und 10 m festgelegt (Landeswassergesetze der Länder). Die Anwendung von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln ist nach Maßgabe der Landesregelungen erlaubt. In Mecklenburg-Vorpommern wurde im Dezember 2007 der Mindestabstand zu Gewässern für die Dünge- und Pflanzenschutzmittelausbringung von 7 m auf 3 m, unter bestimmten Voraussetzungen vorübergehend auf 1 m (gemäß Düngeverordnung § 3), reduziert. Welchen Einfluss diese Abstände auf die Retentionsleistung des Gewässerrandstreifens bezogen auf den Grundwasserpfad haben – unter den Voraussetzungen des überwiegend anzutreffenden Geschiebemergels –, ist weitestgehend unbekannt. Vorhandene Literatur bezieht sich überwiegend auf breitere und/oder stark durchlässige Randstreifen (u.a. SABATER et al. 2003, VAN BEEK et al. 2007).

Ziel dieser Untersuchungen war es, die Reduktion von Nitratkonzentrationen im Gewässerrandstreifen einer gedrähten Fläche zu quantifizieren, die dafür verantwortlichen Prozesse zu identifizieren und die Bedeutung der Breite der Randstreifen sowie den Anteil des grundwasserbürtigen Nitrats an der Nitratfracht eines Vorfluters abzuschätzen.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsfläche

Die Untersuchungen wurden auf einer systematisch gedrähten Ackerfläche in Dummerstorf, ca. 20 km südöstlich von Rostock, Mecklenburg-Vorpommern, durchgeführt (54°0'11" N, 12°15'7" O). Die Ackerfläche weist Geländehöhen zwischen 37 und 42 m über NN auf und hat schwach geneigte Hänge (< 3 % Hangneigung). Die Dränabstände betragen 8 bis 22 m, die Dräntiefe 1,0 bis 1,2 m. Der mittlere Jahresniederschlag liegt bei 665 mm, die Jahresmitteltemperatur 8,2 °C.

Die Untersuchungsfläche liegt an einem Entwässerungsgraben und weist eine gleichmäßige, geringe Oberflächenneigung auf. Sie befindet sich in einem Bereich, der seit über 15 Jahren als

Gewässerrandstreifen genutzt wird. Um gleiche hintere Randbedingungen (d.h. Grundwasserstände) für die gesamte Untersuchungsfläche zu schaffen, wurde parallel zur Böschungsoberkante in 12 m Entfernung zum Graben und 90 cm Tiefe ein Sauger (Fangdrän) verlegt. Anschließend wurden drei Teilflächen mit 7, 3 und 1 m breitem Gewässerrandstreifen angelegt (Abb. 1). Der bisherige Gewässerrandstreifen wurde dafür in seiner Breite reduziert und teilweise in Ackerland umgewandelt.

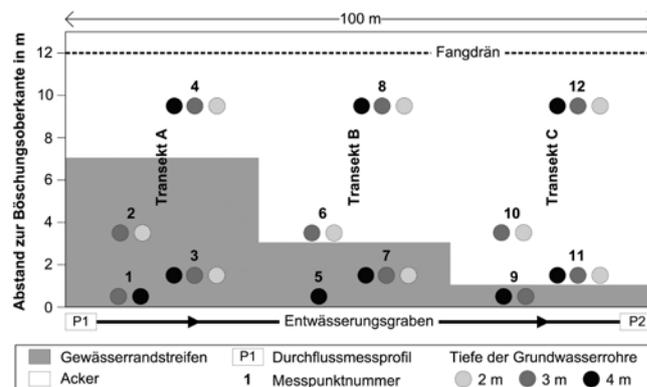


Abbildung 1
Skizze der Untersuchungsfläche
Sketch of the study site

Auf dem Acker standen in den Winterhalbjahren 2008/2009, 2009/2010 bzw. 2010/2011 Winterweizen, Ackergras bzw. Wintergerste. Die Düngung der Ackerfläche sowie des Ackeranteils der Untersuchungsfläche erfolgte mit Mineraldüngern oder Gärresten aus der Biogasanlage Dummerstorf. Auf der Untersuchungsfläche wurde dieselbe Gabe wie auf der Ackerfläche verteilt; Dünger wurde per Hand gestreut und Gärrest per Gießkanne verteilt. Pflanzenschutzmittel wurden mit einer Handspritze aufgebracht. Auf dem Randstreifen stand ganzjährig Ackergras, welches nicht gedüngt wurde.

Im Dezember 2008 und Januar 2009 wurden insgesamt 29 Grundwasserrohre (2 Zoll Durchmesser) auf der Untersuchungsfläche installiert, mit Tiefen von 2 m (n = 9), 3 m (n = 11) und 4 m (n = 9). Der unterste Meter war jeweils verfiltert. Die Grundwasserrohre wurden in sogenannten Nestern angeordnet, d.h. in unterschiedlichen Tiefen verfilterte Rohre standen so dicht beieinander (≤ 1 m), dass ein gemeinsamer Messpunkt angenommen werden konnte. Die Grundwassermessstellen in den Gewässerrandstreifen mit 7, 3 bzw. 1 m Breite werden im Folgenden Transekt A, B bzw. C genannt. Lage und Höhe der Messpunkte wurden tachymetrisch eingemessen.

2.2 Bodeneigenschaften

Bei der Installation der Grundwasserrohre wurden an jedem Messpunkt Bodenproben zur Analyse von Körnung und Karbonatgehalt entnommen. Die Ergebnisse zeigen, dass die Untersuchungsfläche oberflächlich durch einen stark sandigen, karbonatfreien Lehm gekennzeichnet ist, der 0,5 bis 1,5 m mächtig ist. Darunter befindet sich eine etwa 0,2 m mächtige Schicht aus schluffig-tonigem Lehm. Diese wiederum wird von karbonatreichem (mittlerer CaCO_3 -Gehalt: 13,1 %), mittel bis stark sandigem Lehm unterlagert. Hierbei handelt es sich um dichtgelagerten, unverwitterten Geschiebemergel, der bis zur Basis der Sondierungen reichte. Als Bodentyp wurde ein Gley-Kolluvisol angesprochen.

Die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit K wurde mit der Bohrlochmethode nach Hooghoudt und Ernst (TWITTY & RICE 2001) bestimmt. Untersucht wurden alle Grundwasserrohre, in denen ausreichend Wasser zur Verfügung stand (Juni 2010), was bei den 3 m- und 4 m-Rohren der Fall war. Zusätzlich wurden westlich der Versuchsfläche drei Bohrlöcher ohne Rohrwandung mit einer Tiefe von 3 m untersucht.

Insgesamt ergaben sich nach Einstufung der AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN (2005) in 2–3 m Tiefe (bestimmt durch den verfilterten Bereich der Rohre) geringe Durchlässigkeiten, und in 3–4 m Tiefe sehr geringe Durchlässigkeiten (Tab. 1). Die Leitfähigkeit nimmt also mit der Tiefe ab. Die niedrigen Werte sind auf den dicht gelagerten Geschiebemergel zurückzuführen, dessen Dichte vermutlich mit der Tiefe ansteigt.

Tabelle 1
Hydraulische Leitfähigkeit in 2–3 und 3–4 m Tiefe, bestimmt mit der Bohrlochmethode nach Hooghoudt und Ernst.
Hydraulic conductivity in 2–3 and 3–4 m depth, determined with the Hooghoudt-Ernst method.

Tiefe (m)	Anzahl	Hydraulische Leitfähigkeit (cm d ⁻¹)		
		Min.	Max.	Geometr. Mittel
2–3	11	0,4	35,0	6,0
3–4	9	0,1	9,7	1,0

Räumlich betrachtet nimmt die Leitfähigkeit in West-Ost-Richtung ab. Im Transekt A, das den Randstreifen mit einer Breite von 7 m einschließt, wurde in beiden Untersuchungstiefen der höchste Wert ermittelt. Messungen in den zusätzlich außerhalb der Untersuchungsfläche angelegten Rohren bestätigten diese Werte. Die geringsten Leitfähigkeiten traten im östlichen Teil des Transekts C auf. Das geometrische Mittel in 2–3 m Tiefe betrug in den Transekten A, B und C 30,6, 4,0 und 1,8 cm d⁻¹, in 3–4 m Tiefe 3,2, 0,5 und 0,4 cm d⁻¹.

2.3 Datenerhebung

Die Beobachtungszeiträume umfassten die Monate 1/2009–4/2009, 11/2009–4/2010 und 12/2010–4/2011. Die Messungen beschränkten sich auf die Winterhalbjahre, weil vorhergehende Untersuchungen zeigten, dass die Sommermonate nur einen geringen Anteil an jährlichem Abfluss und jährlicher Nitratfracht im Graben haben (TIEMEYER et al. 2006). In allen Jahren war in Frost- und Schneeperioden der Entwässerungsgraben zugefroren und teilweise kein Zugang zu den Grundwasserrohren möglich.

Der Grundwasserflurabstand wurde wöchentlich mit einem Lichtlot aufgenommen. Der Grabenwasserstand in den Messprofilen P1 und P2 (Abb. 1) wurde ebenfalls wöchentlich bestimmt, zudem erfolgte an einer ca. 100 m grabenabwärts gelegenen Messstation eine kontinuierliche Aufzeichnung. Dort wurde auch wöchentlich mit einem Induktionsmessgerät (Flow Mate, Marsh-McBirney, Inc.) die Fließgeschwindigkeit gemessen, aus der unter Zuhilfenahme der Wassertiefen im Grabenquerschnitt der Durchfluss ermittelt wurde. Zusätzliche wöchentliche Messungen der Fließgeschwindigkeit an den Messprofilen P1 und P2 über ein Winterhalbjahr hatten keine signifikanten Unterschiede des Durchflusses ergeben. Niederschlag und Temperatur wurden in 15-minütiger Auflösung ebenfalls an der Messstation registriert.

Das Grundwasser wurde wöchentlich mit einem Wasserschöpfer (Eijkkelkamp) beprobt. Im Winterhalbjahr 2010/11 wurden nur die

2 m tiefen Grundwasserrohre beprobt. Zusätzlich wurden in allen Messperioden an den Stellen P1 und P2 Handproben aus dem Graben entnommen; an der Messstation erfolgte eine tägliche Mischprobenahme mit einem automatischen Probenehmer. Der installierte Fangdrän lieferte kaum Wasser und konnte nur an sechs Terminen beprobt werden. Alle Wasserproben wurden bis zur Analyse bei –20 °C tiefgefroren, nach dem Auftauen filtriert und Nitrat- und Chlorid-Konzentrationen mithilfe der Ionenchromatographie (Metrohm Professional IC 850) bestimmt.

2.4 Berechnung hydraulischer Kenngrößen

Die Grundwassergradienten i wurden unter Verwendung der Grundwasserrohre in 0,5 m Entfernung zur Böschungsoberkante und der zugehörigen Grabenwasserstände (interpoliert zwischen den Messpunkten P1 und P2) berechnet. Die Position des Grabenrandes wurde für jeden Termin für jedes Transekt anhand der eingemessenen Grabenprofile und der jeweiligen Grabenwasserstände berechnet.

$$i = \frac{\Delta h}{\Delta x} \tag{1}$$

- Δh Höhendifferenz zwischen Grundwasserstand und Grabenwasserstand in m
- Δx Distanz zwischen Grundwasserrohr und Rand des Grabenwasserspiegels in m

Der Grundwasserzustrom Q (in m³ d⁻¹) wurde vereinfacht mit dem Gesetz von Darcy für jedes Transekt abgeschätzt:

$$Q = K \cdot i \cdot A \tag{2}$$

- K hydraulische Leitfähigkeit in m d⁻¹
- A durchströmter Fließquerschnitt in m²; $A = L \cdot W_G$
- L Länge des betrachteten Grabenabschnitts in m
- W_G Wasserstand über Grabensohle in m

Für die grundwasserbürtige Abflussspende q_{GW} (in mm d⁻¹) wurde der Grundwasserzustrom Q auf den Anteil des Dräneinzugsgebiets bezogen, der hinter der Untersuchungsfläche lag; diese Fläche betrug etwa 1.700 m². Analog wurde zur Berechnung der Grabenabflussspende (in mm d⁻¹) der Durchfluss durch die Fläche des Einzugsgebietes von 179 ha dividiert.

Zur Abschätzung der grundwasserbürtigen Abflussspende wurden zwei Varianten gerechnet („Mittel“ und „Max“). Für die hydraulische Leitfähigkeit wurden der mittlere (10 cm d⁻¹) bzw. der maximale (26 cm d⁻¹) Wert in 0,5–1,5 m Abstand zum Graben in 2–3 m Tiefe angenommen. Für die Gradienten wurden für jeden Zeitpunkt jeweils der mittlere bzw. der maximale Wert verwendet.

Aus den berechneten grundwasserbürtigen Abflussspenden q_{GW} und den Nitratkonzentrationen c_{NO_3} (in mg l⁻¹) im Grundwasser (Mittelwerte der Messpunkte mit bis zu 3,5 m Abstand zur Böschungsoberkante, 1–2 m Tiefe) wurde die Fracht F (in kg ha⁻¹ d⁻¹) berechnet. Üblicherweise werden Frachten auf das gesamte Winterhalbjahr bezogen. Da bei unseren Untersuchungen nicht alle Winterhalbjahre vollständig erfasst wurden, wurde stattdessen der Mittelwert gebildet.

$$F = q_{GW} \cdot c_{NO_3} \cdot 0,01 \tag{3}$$

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Witterung und Grundwasserstände

Die Niederschlagssumme betrug in den Winterhalbjahren 2008/09, 2009/10 und 2010/11 jeweils 227, 302 und 329 mm. Das

erste Jahr war unterdurchschnittlich, die beiden folgenden überdurchschnittlich feucht, verglichen mit dem 10-jährigen Mittel von 283 mm. Das Grundwasser stieg zu Beginn des Winterhalbjahres zunächst an allen Messpunkten kontinuierlich an (Winterhalbjahr 2009/10 in Abb. 2) und blieb dann auf einem mehr

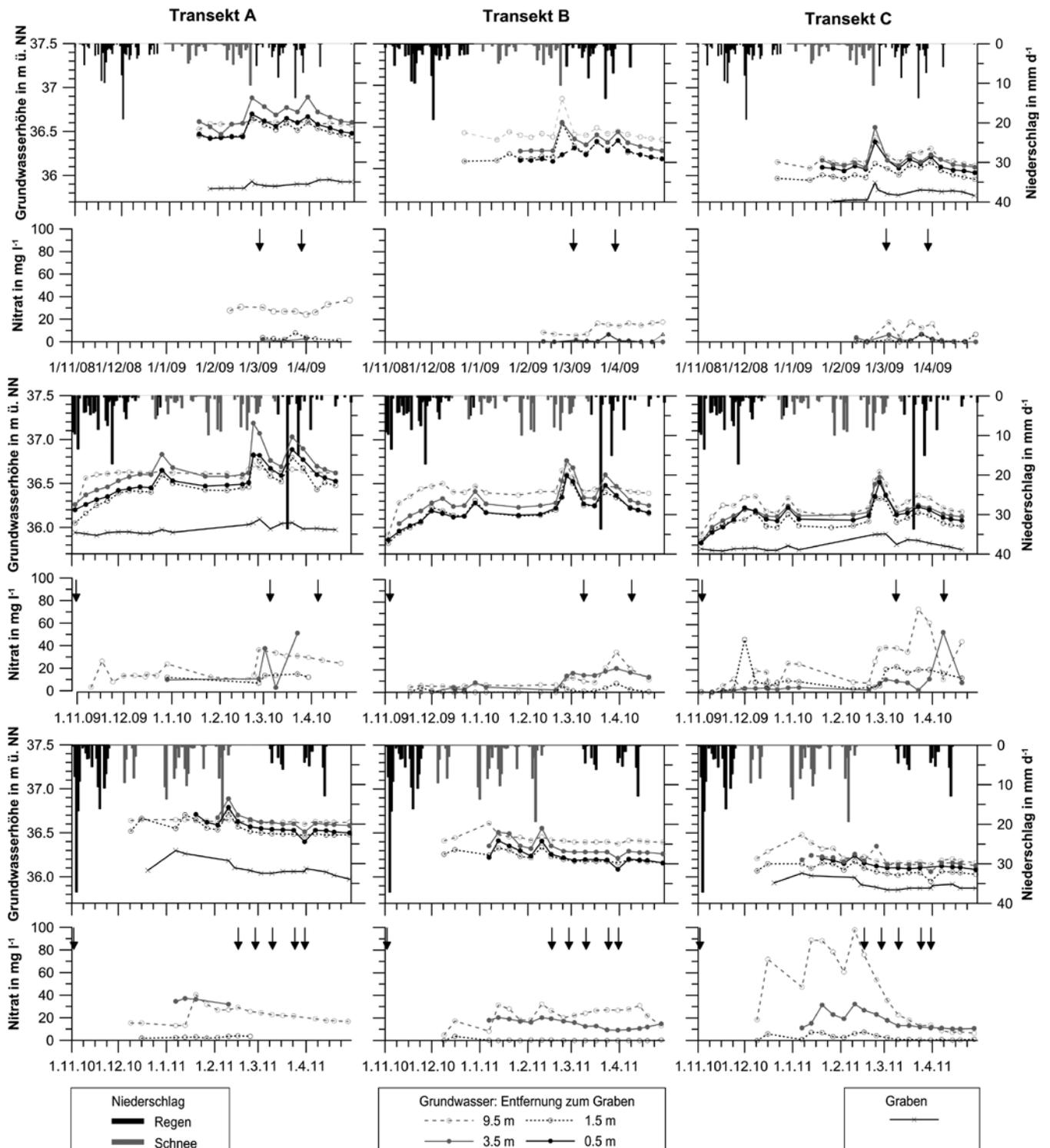


Abbildung 2 Niederschlag, Grabenwasserhöhe (Transekt A: Messpunkt P1, Transekt C: Messpunkt P2), Grundwasserhöhen und Nitratkonzentrationen (in 1–2 m Tiefe) in den Winterhalbjahren 2008/09, 2009/10 und 2010/11. Pfeile markieren Düngung.
 Precipitation, ditch water level (Transect A: measuring point P1, Transect C: Measuring point P2), groundwater levels, and nitrate concentrations (in 1–2 m depth) in the winter half years 2008/09, 2009/10, and 2010/11. Arrows mark fertilization.

oder weniger gleichbleibenden Niveau, mit einzelnen Peaks nach Niederschlags- oder Schneeschmelzereignissen (Abb. 2). Im Winterhalbjahr 2008/09 hatte ein Niederschlagsereignis im Februar in Verbindung mit der Schneeschmelze einen starken Anstieg der Grundwasserstände zur Folge, ebenso zwei Niederschlagsereignisse im März. Im folgenden Jahr wurden die maximalen Grundwasserstände Ende Februar durch die Schneeschmelze verursacht, das größte Niederschlagsereignis Ende März führte aber ebenfalls zu einem starken Anstieg. Im Winterhalbjahr 2010/11 wurden die höchsten Grundwasserstände – in den Monaten Dezember bis Februar – ausschließlich durch Schneeschmelzen verursacht.

Die Grundwasserspiegelhöhe nahm sowohl mit der Entfernung vom Graben als auch von Transekt C nach Transekt A zu. Die Mediane in den Transekten A, B und C betragen im Winterhalbjahr 2008/09 36,58, 36,28 und 36,13 m, im Winterhalbjahr 2009/10 36,57, 36,30 und 36,17 m und im Winterhalbjahr 2010/11 36,60, 36,31 und 36,18 m ü. NN. Die etwas höheren Werte im letzten Jahr sind auf höhere Niederschläge zurückzuführen. Die Mediane der Grabenwasserstände betragen an den Messstellen P1 und P2 35,90, 35,97 und 36,06 bzw. 35,80, 35,77 und 35,88 m ü. NN (Winterhalbjahre 2008/09, 2009/10 und 2010/11). Die Grundwas-

serflurabstände betragen zwischen 0,8 und 2,5 m, mittlere Werte lagen bei 1,82, 1,59 und 1,44 m in den Transekten A, B und C. Die Verteilung war in allen untersuchten Winterhalbjahren ähnlich. Die Flurabstände waren im Transekt A also trotz der geodätisch höheren Grundwasserstände immer größer als in den anderen Transekten, was die topographischen Verhältnisse widerspiegelt.

Die Gradienten in Grabennähe nahmen analog zu den Grundwasserhöhen von Transekt A nach Transekt C ab, mit Mittelwerten von 0,11 (Transekt A), 0,07 (Transekt B) und 0,05 (Transekt C). Die Variabilität war im Transekt A am größten, die Unterschiede zwischen den Jahren gering. Fast immer wurden positive Gradienten beobachtet. Positive Gradienten sind zum Graben hin gerichtet und zeigen, dass Zustrom zum Graben stattfindet. Maximale Gradienten traten nach Schneeschmelzen auf, mit Werten von bis zu 0,15. Eine für solche Termine typische Verteilung von Grundwasserhöhen und dazugehörigen Gradienten ist in Abbildung 3 (oben) zu sehen: Die Grundwassergleichen verlaufen annähernd parallel zum Entwässerungsgraben, und die Gradienten sind senkrecht zum Graben gerichtet. Der Betrag der Gradienten nimmt zum Graben hin zu. Minimale Gradienten ergaben sich zu Beginn der Winterhalbjahre. In den Transekten B und C waren diese Anfang

November 2009 negativ, Grabenwasser infiltrierte also streckenweise in die Fläche (Abb. 3 Mitte). Dieser Zustand stellte eine zeitlich begrenzte Extremsituation dar, als der Graben schneller auf Niederschlag reagierte als das Grundwasser. Durch die höheren Grundwasserstände in Transekt A waren die Gradienten häufig auch von Transekt A in Richtung Transekt B gerichtet (Abb. 3 unten). Dies belegt eine mangelnde Entwässerungswirkung des Grabens im Geschiebemergel. Die Strömungsumkehr im Norden von Transekt A in Abbildung 3 unten ist auf den Fangdrän zurückzuführen.

3.2 Nitratkonzentrationen

Die Nitratkonzentrationen in 2–3 m Tiefe lassen deutlich eine zeitliche Dynamik erkennen (Abb. 2). Hohe Nitratkonzentrationen wurden in der Regel unmittelbar nach Düngung und Schneeschmelze- oder Niederschlagsereignissen beobachtet. Dieser zeitliche Verlauf kann also zum einen auf anthropogene Maßnahmen, zum anderen auf den Einfluss von Niederschlagsereignissen zurückgeführt werden, da der Transport von Nitrat ins Grundwasser stark von der Grundwasserneubildungsrate abhängt (ROZEMEIJER et al. 2009). Dabei verliefen die Nitratkonzentrationen in den einzelnen Grund-

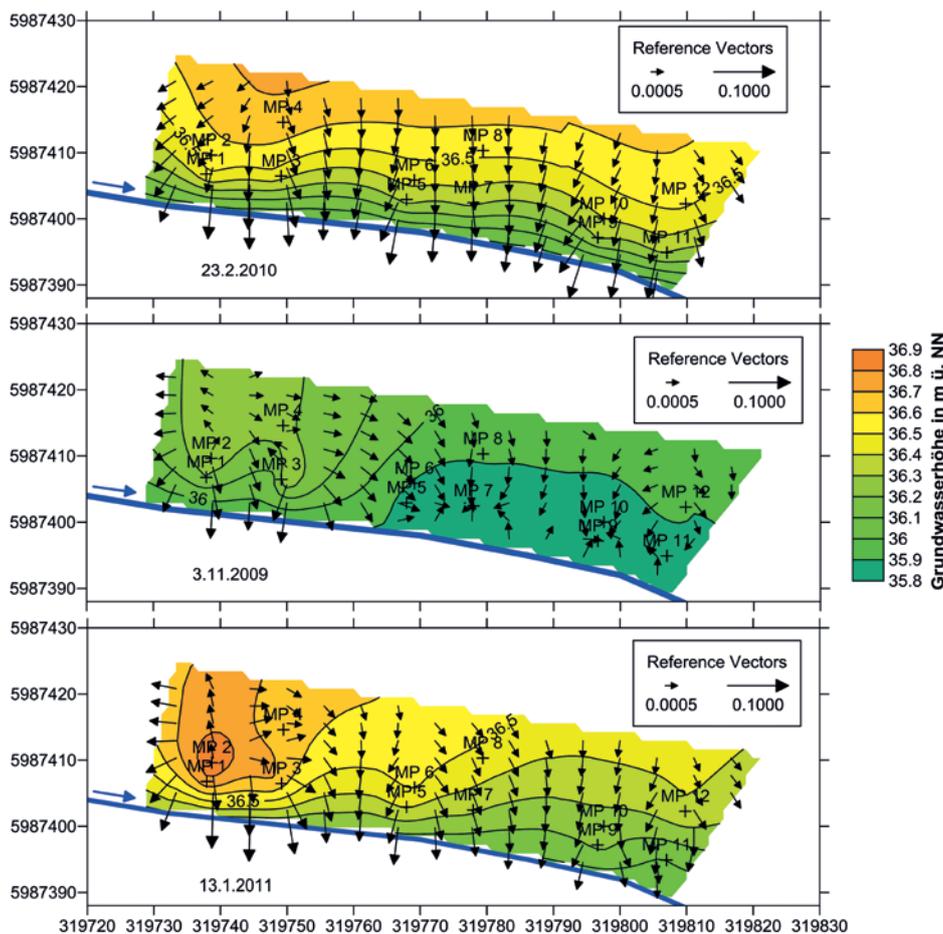


Abbildung 3 Aus Wasserstandsmessungen mit Kriging interpolierte Karten der Grundwassergleichen am 23.2.2010 (oben), 3.11.2009 (Mitte) und 13.1.2011 (unten). Vektoren stellen Fließrichtung und Höhe des Gradienten dar. Water table contour lines on 23/02/2010 (top), 03/11/2009 (centre), and 13/01/2011 (bottom). Vectors depict flow direction and magnitude of gradients.

wasserrohren nicht parallel, sondern sehr unterschiedlich. Eine mögliche Erklärung dafür wäre eine unregelmäßige Düngerverteilung oder eine Abweichung zwischen der landwirtschaftlichen Praxis auf dem Acker und deren manueller Nachbildung auf der Untersuchungsfläche. Dies wird jedoch ausgeschlossen. Daher deutet die hohe Variabilität innerhalb der recht kleinen Fläche an, dass heterogene Bodeneigenschaften die Nitratkonzentration im Grundwasser steuern. Eine Rolle könnte hierbei präferentieller Fluss in Makroporen spielen, der sowohl auf der Ackerfläche (KÖHNE et al. 2011) als auch auf dem Randstreifen (Ergebnisse nicht gezeigt) mithilfe von Farbtracern nachgewiesen wurde. Insgesamt ist eine große zeitliche und räumliche Variabilität von Nitratgehalten jedoch typisch für das Grundwasser von Ackerflächen (BAILY et al. 2011, BONTON et al. 2010, KOURAKOS et al. 2012). In 3 und 4 m Tiefe wurde keine ausgeprägte zeitliche Dynamik der Nitratkonzentration beobachtet.

In allen Transekten nahm in allen drei untersuchten Winterhalbjahren die Nitratkonzentration deutlich mit der Tiefe ab (Abb. 4). Dies ist darauf zurückzuführen, dass Nitrat überwiegend anthropogen oder aus der Biosphäre in das Grundwasser gelangt, und wurde auch in anderen Untersuchungen beobachtet (LESON & WISOTZKY 2012). Die Grundwasserqualitätsnorm von 50 mg l⁻¹ (Tochterrichtlinie Grundwasser 2006) wurde – mit einer Ausnahme – nur im oberflächennahen Grundwasser des Transekts C überschritten und zwar im Abstand von 9,5 m zum Graben, also im bewirtschafteten Teil der Untersuchungsfläche. Die Mediane

der Nitratkonzentration in 1–2 m Tiefe betragen in Transekt A 13,6–25,1 mg l⁻¹, in Transekt B 1,1–12,8 mg l⁻¹ und in Transekt C 1,0–11,2 mg l⁻¹. In 2–3 m Tiefe lag der Median in Transekt A noch bei 3,5–4,5 mg l⁻¹, in den anderen Transekten sowie in 3–4 m Tiefe bei 0,0–1,0 mg l⁻¹. Die höheren Werte in Transekt A können zum einen darauf beruhen, dass dort aufgrund des größeren Grundwasserflurabstandes flacheres Grundwasser beprobt wurde. Zum anderen ermöglicht die größere hydraulische Leitfähigkeit eine schnellere Bewegung des nitratreichen Wassers in tiefere Bereiche. Als Hintergrundwert für norddeutsche pleistozäne Sedimente geben KUNKEL et al. (2004) 0,9 mg l⁻¹ an.

Im Graben stieg die Nitratkonzentration in der Regel mit zunehmendem Durchfluss an und war dabei erheblich größer als im Grundwasser; im Winter wurde der Grenzwert von 50 mg l⁻¹ häufig überschritten. Dies ist auf sehr hohe Nitratkonzentrationen im Dränwasser zurückzuführen (TIEMEYER et al. 2008). Der Maximalwert lag in den drei Jahren zwischen 83,7 und 87,0 mg l⁻¹, der Median zwischen 37,2 und 52,1 mg l⁻¹ (wöchentliche Beprobung).

3.3 Nitratreduktion im Gewässerrandstreifen

Vergleich der Nitratkonzentrationen vor und im Gewässerrandstreifen

Einen Vergleich der Nitratkonzentrationen, die im flachen Grundwasser (1–2 m Tiefe) im Abstand von 9,5 und 1,5 m zur Böschungsoberkante gemessen wurden, ermöglicht Abbildung 5. Die Messpunkte im Abstand von 9,5 m lagen alle außerhalb

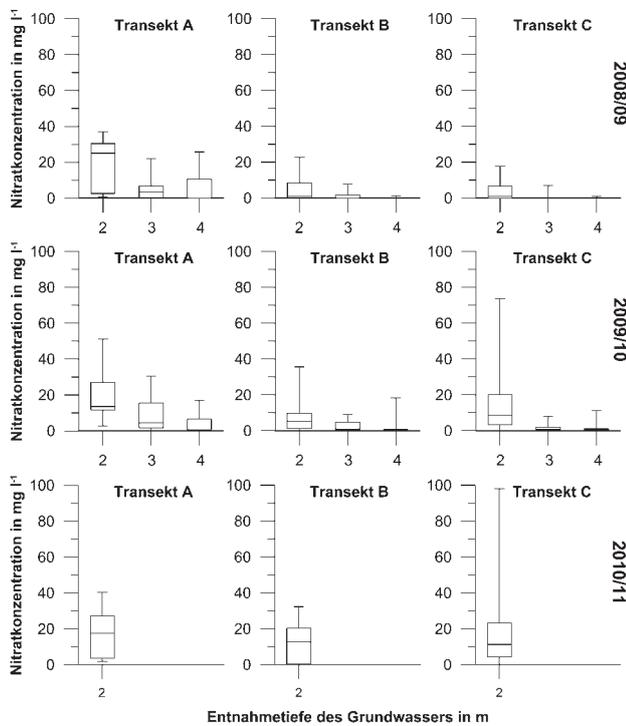


Abbildung 4
Nitratkonzentrationen im Grundwasser in den Transekten A, B und C jeweils in Entnahmetiefen von 2, 3 und 4 m, Winterhalbjahre 2008/09 (oben), 2009/10 (Mitte) und 2010/11 (unten).
Groundwater nitrate concentrations in 2, 3, and 4 m depth in Transects A, B and C, winter half years 2008/09 (top), 2009/10 (centre), and 2010/11 (bottom).

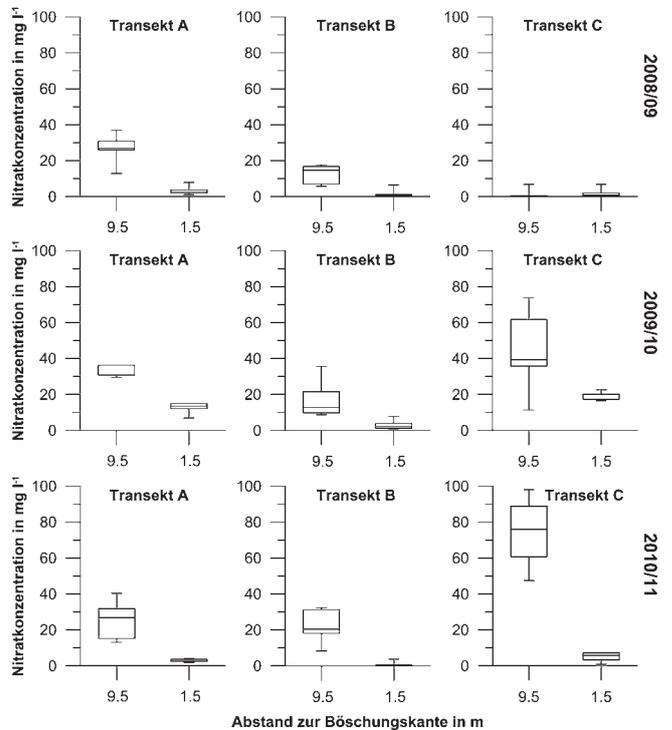


Abbildung 5
Nitratkonzentrationen im flachen Grundwasser (2 m Tiefe) der Messpunkte im Abstand von 9,5 und 1,5 m zur Böschungsoberkante in den Winterhalbjahren 2008/09 (oben), 2009/10 (Mitte) und 2010/11 (unten).
Nitrate concentrations in shallow groundwater (2 m depth) at 9.5 and 1.5 m distance from ditch slope top in the winter half years 2008/09 (top), 2009/10 (centre), and 2010/11 (bottom).

der eingerichteten Gewässerrandstreifen (Abb. 1). An den Messpunkten 4 (Transekt A) und 8 (Transekt B) war die Verteilung der Konzentrationen in allen Jahren ähnlich, mit Medianen von 27–31 mg l⁻¹ und 13–20 mg l⁻¹. Am Messpunkt 12 (Transekt C) hingegen änderten sich die Werte zwischen den Jahren stark: Im Winterhalbjahr 2008/09 war die Nitratkonzentration mit einem Median von 0,3 mg l⁻¹ äußerst gering, in den beiden anderen hingegen wurden mit 39 bzw. 76 mg l⁻¹ die höchsten Mediane ermittelt. Das Grundwasser an den Messpunkten setzt sich jeweils aus einem lateral zuströmenden Anteil und einem aus Sickerwasser gebildeten Anteil zusammen. Die höheren Konzentrationen am Messpunkt 12 können auf größeren Einfluss des vertikalen Zustroms von nitratbelastetem Sickerwasser – möglicherweise bedingt durch den geringeren Grundwasserflurabstand – zurückzuführen sein, was auch die höhere Variabilität erklären würde.

Die Messpunkte mit 1,5 m Abstand zum Graben liegen in den Transekten A und B im Gewässerrandstreifen, im Transekt C im Acker. Die Nitratkonzentrationen waren deutlich geringer als in 9,5 m Entfernung mit Medianen zwischen 0,4 und 20 mg l⁻¹. In allen Transekten war also eine deutliche Konzentrationsabnahme zwischen beiden Messpunkten zu beobachten, auch im Transekt C, wo beide Messpunkte in der Ackerfläche liegen. Die Nitratkonzentration nahm also durchweg in Richtung zum Graben ab. Die mittlere Konzentrationsabnahme in den Winterhalbjahren 2008/09, 2009/10 und 2010/11 betrug im Transekt A 86, 60 und 87 % und im Transekt B 84, 86 und 97 %. Im Transekt C konnte 2008/09 aufgrund der geringen Anfangskonzentration keine Reduktion festgestellt werden, in den beiden Folgejahren betrug sie 63 und 93 %. Die Breite der Gewässerrandstreifen hatte dabei keinen Einfluss auf die Höhe der Nitratreduktion. Allerdings muss angemerkt werden, dass die unterschiedlichen hydraulischen

Leitfähigkeiten eine Vergleichbarkeit der Transekte erschweren. In gewisser Weise findet eine Kompensation statt: Sowohl die Randstreifenbreite als auch der K-Wert nehmen von Transekt A nach Transekt C ab. Eine kürzere Fließstrecke geht also mit längeren Verweilzeiten aufgrund geringerer Geschwindigkeit einher. Da jedoch eine Nitratreduktion auch im Transekt C beobachtet wurde, wo beide Messpunkte im Acker liegen, gehen wir davon aus, dass tatsächlich die Breite des Gewässerrandstreifens irrelevant ist und keine Wirkung des Gewässerrandstreifens auf den Nitratfluss vorliegt. Möglich ist außerdem, dass Transekt B teilweise von Transekt A beeinflusst wird (s. Grundwassergleichen in Abb. 3 unten).

Nitratreduktionen in ähnlicher Größenordnung im Grundwasser nicht-gedrähter Standorte wurden in verschiedenen Studien gefunden: BORIN & BIGON (2002) und BALESTRINI et al. (2011) beobachteten in 5 m bzw. 5–8 m breiten Gewässerrandstreifen in Norditalien eine Reduktion um 69 bis 100 %. In den Niederlanden fanden VAN BEEK et al. (2007) eine starke Nitratreduktion in 3,5 m breiten Gewässerrandstreifen, bei 25 m breiten Streifen um 95 % (HEFTING & KLEIN 1998). Die Nitratreduktion hängt dabei stark von der Anfangskonzentration (HAYCOCK & PINEY 1993) sowie vom hydraulischen Gradienten (SABATER et al. 2003) und damit der Aufenthaltsdauer des Wassers im Boden ab.

Nitrat/Chlorid-Verhältnisse

Für die beschriebene Abnahme der Nitratkonzentration zwischen 9,5 und 1,5 m vom Graben entfernten Messpunkten kann es im Wesentlichen zwei Ursachen geben. Zum einen kann das Nitrat durch Denitrifizierungsprozesse abgebaut werden, zum anderen kann durch Verdünnung mit unbelastetem (Grund-)Wasser die Konzentration herabgesetzt werden. Eine Möglichkeit, zwischen beiden Prozessen zu unterscheiden, bietet das Nitrat/Chlorid-

Verhältnis (DUKES et al. 2003). Eine Abnahme des Nitrat/Chlorid-Verhältnisses zwischen zwei Punkten bei gleichbleibender Chloridkonzentration spricht dafür, dass das Nitrat durch Denitrifizierung abgebaut wurde. Verringern sich sowohl Nitrat/Chlorid-Verhältnis als auch Chloridkonzentration, wurde das Ausgangswasser vermutlich verdünnt.

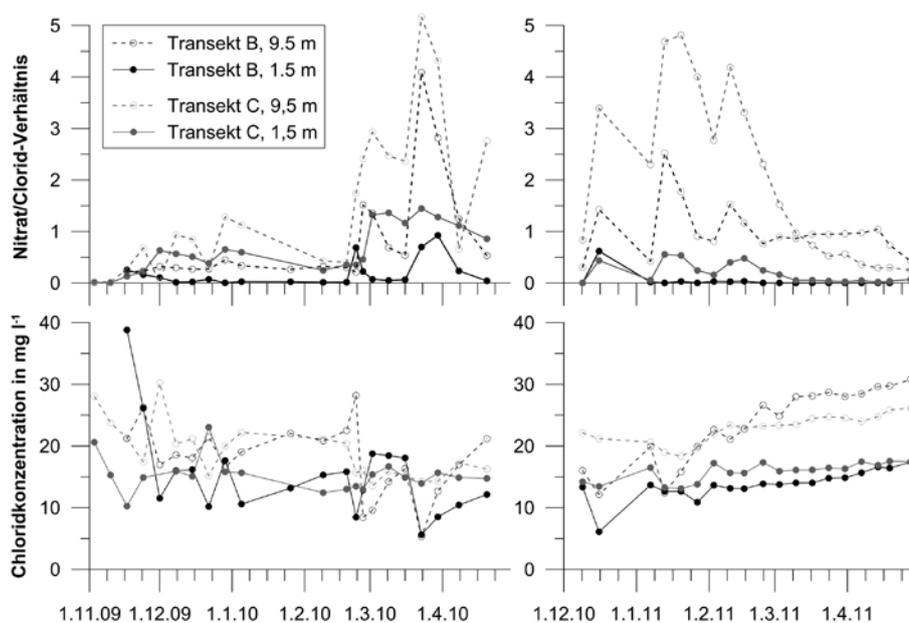


Abbildung 6
Nitrat/Chlorid-Verhältnis (oben) und Chloridkonzentration (unten) in Transekt B und C, jeweils in 9,5 und 1,5 m Abstand vom Graben, Winterhalbjahre 2009/10 und 2010/11.
Nitrate/chloride ratio (top) and chloride concentration (bottom) in Transects B and C, at distances of 9.5 and 1.5 m from the ditch, winter half years 2009/10 and 2010/11.

Abbildung 6 (oben) zeigt beispielhaft das Nitrat/Chlorid-Verhältnis im flachen Grundwasser für zwei Transekte im Winterhalbjahr 2009/10. Das Verhältnis steigt in allen Messpunkten zunächst im November und Dezember geringfügig an, Ende Februar und Ende März dann deutlich. Diese Anstiege gehen einher mit erhöhten Nitratkonzentrationen (Abb. 2). Auffällig ist dabei, dass das Nitrat/Chlorid-Verhältnis in beiden Transekten in 9,5 m Entfernung zum Graben auf viel größere Werte ansteigt als in 1,5 m Entfernung. Die Chloridkonzentrationen (Abb. 6 unten)

hingegen zeigen nur geringfügige Schwankungen im Verlauf des Winterhalbjahres. Geringere Werte sind in der Regel mit Niederschlagsereignissen verbunden und damit auf Verdünnungseffekte zurückzuführen. Insgesamt unterschied sich die Chloridkonzentration in beiden Transekten nicht zwischen 9,5 und 1,5 m Entfernung zum Graben.

Aus den unterschiedlichen Nitrat/Chlorid-Verhältnissen, aber gleichbleibenden Chloridkonzentrationen lässt sich nun schließen, dass in beiden dargestellten Beispielen die Nitratreduktion vorwiegend durch Denitrifizierung erfolgte. Ähnliche Muster wie hier dargestellt fanden sich für alle drei Transekte im Winterhalbjahr 2008/09. Es wird daher vermutet, dass in diesen Jahren Denitrifizierungsprozesse für die abnehmende Nitratkonzentration in Richtung Graben verantwortlich waren, auch wenn dies nicht abschließend geklärt werden konnte. Hervorzuheben ist, dass die Nitratreduktion auch im Winter bei tiefen Temperaturen stattfand, die in der Regel die Denitrifikationsrate herabsetzen (BURNS et al. 2009). Auch in anderen Studien wurde Denitrifizierung als Ursache für die Nitratreduktion in Gewässerrandstreifen herausgestellt (BALESTRINI et al. 2011, VAN BEEK et al. 2007). In Transekt A stieg das Nitrat/Chlorid-Verhältnis im Winterhalbjahr 2009/10 nicht über einen Wert von 1,2. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass Ende Februar am hinteren Messpunkt (4) gleichzeitig mit der Nitratkonzentration auch die Chloridkonzentration abrupt anstieg. Die Ursache dafür konnte nicht geklärt werden.

Im Winterhalbjahr 2010/11 hingegen ergab sich ein anderes Bild: Ebenso wie die Nitrat/Chlorid-Verhältnisse waren auch die Chloridkonzentrationen jeweils im grabennahen Messpunkt deutlich geringer als in 9,5 m Entfernung (Abb. 6). In Transekt A war der Unterschied im Nitrat/Chlorid-Verhältnis geringer, in der Chloridkonzentration höher als in den dargestellten Transekten. In diesem Jahr war die abnehmende Nitratkonzentration also auf Verdünnung des Grundwassers zurückzuführen. Ursache hierfür war eine lang anhaltende Schneeschmelze in den Monaten Dezember bis Februar, hervorgerufen durch starke Schneefälle und mehrere Temperaturanstiege über 0 °C. Unterstützt werden diese Aussagen durch im Fangdrän gemessene Nitratkonzentrationen. Bei beiden Beprobungsterminen im Februar/März 2010 entsprach die Konzentration dort mit 32 bzw. 26 mg l⁻¹ der mittleren Nitratkonzentration an den drei hinteren, dem Fangdrän am nächsten gelegenen Grundwasserrohren in 1–2 m Tiefe (29 bzw. 27 mg l⁻¹). An den drei Beprobungsterminen im Januar/Februar 2011 hingegen war die Nitratkonzentration im Fangdrän um 41 bis 85 % niedriger als in den hinteren Grundwasserrohren. Das belegt den Zustrom von oberflächennahem, aus (nitratarmem) Schmelzwasser gespeistem Grundwasser in diesem Jahr.

Im 2–3 m tiefen Grundwasser zeigten sich im Transekt A in den Winterhalbjahren 2009/10 und 2010/11, ähnlich wie im flachen Grundwasser, an den grabenfernen Messpunkten deutlich höhere Nitrat/Chlorid-Verhältnisse (0,7–4,5) als an den grabennahen (0–0,5), bei nur leicht höheren Chloridkonzentrationen. An allen anderen Messpunkten und Jahren war das Verhältnis < 0,3, mit Ausnahme eines Termins. In 3–4 m Tiefe stieg das Verhältnis im Transekt A bis auf 1,0, während es an allen anderen Messpunkten meist < 0,1 war. Dies spiegelt die geringe Beeinflussung des tiefen Grundwassers durch Nitrat wider. Die höheren Nitrat/Chlorid-Verhältnisse in Transekt A lassen sich mit den dort höheren Nitratgehalten erklären.

Hydraulische Leitfähigkeit

Auf einen möglichen Zusammenhang zwischen hydraulischer Leitfähigkeit des Untergrundes und Nitratkonzentration im Grundwasser weisen schließlich auch FENTON et al. (2009) hin. Bei geringerer Leitfähigkeit steht aufgrund der längeren Verweilzeit mehr Zeit für Denitrifizierungsprozesse zur Verfügung, die Nitratkonzentration sinkt also. GROFFMAN et al. (1996) und TREVORS et al. (1985) fanden in Untersuchungen zum Denitrifikationspotenzial von verschiedenen Substraten vollständig ablaufende Denitrifikationsprozesse auch bei niedrigem Denitrifikationspotenzial, wenn die Verweilzeit entsprechend verlängert wurde. Ein Vergleich der mittleren Nitratkonzentration in 3–4 m Tiefe mit der hydraulischen Leitfähigkeit zeigte entsprechend eine stark positive, signifikante Korrelation (Tab. 2) und bestätigt damit die Bedeutung der hydraulischen Leitfähigkeit im tieferen, nicht vom Sickerwasser beeinflussten Grundwasser.

Tabelle 2

Korrelationskoeffizienten zwischen Nitratkonzentration (gemittelt über das Winterhalbjahr) und hydraulischer Leitfähigkeit.
Correlation coefficients between nitrate concentration (averaged over winter half years) and hydraulic conductivity.

Tiefe (m)	2008/09	2009/10	2010/11
1–2	0,39 ¹	0,45 ¹	0,18 ¹ (0,61 ^{1,2})
2–3	0,46	0,47	n.a.
3–4	0,81 ^{***}	0,79 ^{**}	n.a.

¹ berechnet mit K-Wert aus 2–3 m Tiefe

² nur schneefreie Termine

^{**} signifikant auf dem Wahrscheinlichkeitsniveau von 0,02

^{***} signifikant auf dem Wahrscheinlichkeitsniveau von 0,01

In 1–2 m sowie 2–3 m Tiefe ergab sich für 2008/09 und 2009/10 dagegen nur eine schwach positive Korrelation. Hierbei muss berücksichtigt werden, dass die Nitratkonzentration im oberflächennahen Grundwasser stark von Eigenschaften der darüberliegenden Bodensäule und von Bewirtschaftungsfaktoren abhängt. So fanden ENWRIGHT & HUDAK (2009) in einem Aquifer in Texas hohe Nitratgehalte insbesondere unter permeablen Böden. Im letzten Jahr – in dem die Nitratkonzentration stark durch Verdünnung mit Schmelzwasser beeinflusst wurde – ist dagegen ein positiver Zusammenhang nur in den schneefreien Monaten zu erkennen. Diese Ergebnisse legen nahe, dass die hydraulische Leitfähigkeit die Verteilung der Nitratkonzentrationen auch im oberflächennahen Grundwasser beeinflusst.

3.4 Grundwasserabfluss und Nitratfracht

Über einen Vergleich der Nitratfrachten von Grundwasser und Graben lässt sich die Bedeutung des Grundwasserpflades für den Eintrag ins Fließgewässer ermitteln. Dazu wird zunächst der Grundwasserabfluss zum Graben benötigt. Die zu dessen Berechnung verwendete Darcy-Methode (Gl. 2) ist für die vorliegende Skala geeignet (KALBUS et al. 2006) und ermöglicht eine grobe Abschätzung. Angenommen werden dabei senkrecht auf den Graben stehende Gradienten, was für den vorderen Teil der Untersuchungsfläche, der für die Berechnung verwendet wurde, gerechtfertigt ist. Der Ansatz „Max“ bildet Transekt A ab, da dort sowohl die jeweils größten Gradienten als auch die größte Leitfähigkeit gemessen wurden. Abbildung 7 zeigt die berechneten Abflussspenden für das Winterhalbjahr 2009/10 im Vergleich zur Grabenabflussspende. Unter der Annahme eines homogenen Einzugsgebietes ist zu erwarten, dass in niederschlagsfreien Zeiten, in denen die Dräne kein Wasser liefern, die grundwasserbürti-

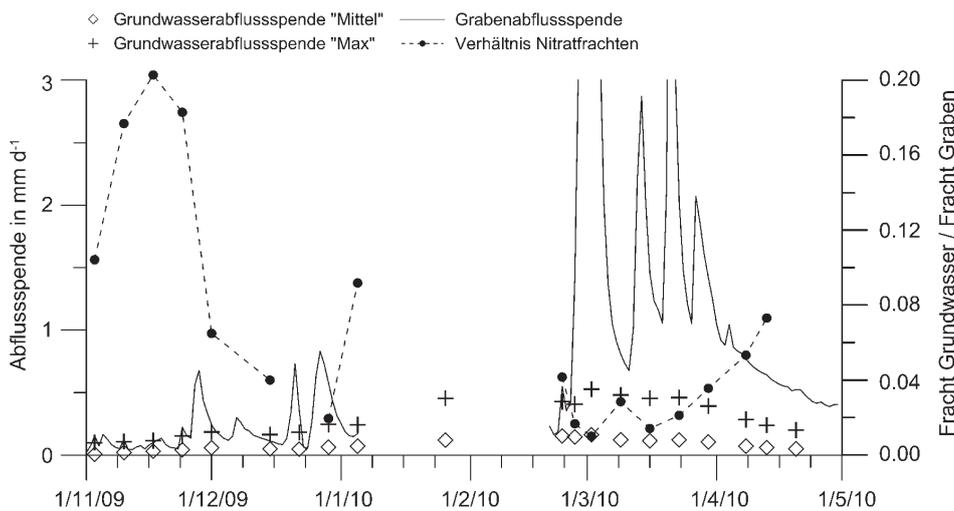


Abbildung 7

Grabenabflussspende, Grundwasserabflussspende und das Verhältnis der Nitratfrachten in Grundwasser und Graben im Winterhalbjahr 2009/10.

Ditch discharge rate, groundwater discharge rate, and ratio of nitrate loads in groundwater and in the ditch in the winter half year 2009/10.

ge Abflussspende etwa der Grabenabflussspende entspricht. Die Annahme eines homogenen Einzugsgebietes stellt eine starke Vereinfachung der Realität dar, da die Ergebnisse zeigen, dass bereits die Untersuchungsfläche sehr heterogen ist. Tatsächlich stimmen die Größenordnungen überein. Allerdings liegt die mit dem Ansatz „Mittel“ berechnete Abflussspende in allen Jahren etwas unter der Trockenwetter-Grabenabflussspende, die mit dem Ansatz „Max“ berechnete mehr oder weniger darüber. Während Abflussereignissen und damit höheren Grabenabflüssen (Spenden von 2–11 mm d⁻¹) ist der Beitrag des Grundwassers zum Grabenabfluss hingegen gering. Während dieser Zeit wird dem Graben der Großteil des Wassers über die Dräne zugeführt (TIEMEYER et al. 2008). Hier scheint der Ansatz „Max“ die realistischeren Abflüsse zu liefern. Über das Winterhalbjahr gemittelt macht das Grundwasser einen Anteil von 15 bis 42 % an der Grabenabflussspende (0,9, 1,1 und 1,2 mm d⁻¹ in den Jahren 2008/09, 2009/10 und 2010/11) aus, beim Ansatz „Max“ sind es 55 bis 122 %.

Die mit dem Ansatz „Mittel“ berechneten täglichen Nitratfrachten lagen in den Winterhalbjahren 2008/09, 2009/10 und 2010/11 im Mittel bei 1,0, 5,6 und 10,7 g ha⁻¹ d⁻¹. Sie waren damit deutlich niedriger als der von VAN BEEK et al. (2007) für ein niederländisches Tieflandseinzugsgebiet bestimmte, auf das gesamte Jahr bezogene Wert von 23,3 g ha⁻¹ d⁻¹. Die berechneten Werte sind allerdings mit einer hohen Unsicherheit behaftet, da neben der Abflussspende die verwendete Nitratkonzentration über die Höhe der Nitratfracht entscheidet. Messdaten hatten eine sehr hohe Variabilität der Konzentrationen innerhalb der Untersuchungsfläche gezeigt, d.h. hohe Werte in einem Grundwasserrohr waren meist nicht repräsentativ für die Fläche. Daher wurde hier mit Mittelwerten aller vorderen Rohre gerechnet, was zwar räumlich beschränkte, maximale Nitratfrachten nicht erfasst, für den Austrag aus der gesamten Fläche aber aussagekräftiger ist.

Der Graben wies um ein Vielfaches höhere Frachten zwischen 309 und 848 g ha⁻¹ d⁻¹ auf (Tab. 3). Bezogen auf das gesamte

Winterhalbjahr gelangten daher nur 0 bis 4 % des Nitrats über den Grundwasserpfad in den Graben. Auch wenn man einzelne Tages-Termine betrachtet, betrug der Anteil der grundwassergebundenen Nitratfracht höchstens 49 %. Dass auch bei niedrigen Abflüssen die Nitratkonzentrationen im Grabenwasser höher waren als im Grundwasser, ist unerwartet und eventuell auf Punktquellen im Oberlauf zurückzuführen. Legt man den Maximalansatz zugrunde, der durchaus realistische Grundwasserabflüsse lieferte (s.o.), beträgt der Anteil der Nitratfracht auf das Winterhalbjahr bezogen höchstens 13 %, an einzelnen Terminen aber über 100 %. Die an der Messstation bestimmten Abflüsse und Nitratfrachten für das Einzugsgebiet von 179 ha Fläche stimmen zu den Beprobungsterminen

sehr gut mit den im Bereich der Untersuchungsfläche manuell bestimmten überein. Bezogen auf das gesamte Winterhalbjahr wurden dort 2008/09, 2009/10 und 2010/11 Frachten von 35,3, 86,2 und 142,6 kg ha⁻¹ (entsprechend einem täglichen Mittel von 195,0, 476,2 und 787,8 g ha⁻¹ d⁻¹) bestimmt. Die Unterschiede zu den in Tabelle 3 aufgeführten Werten lassen sich zum einen auf die höher aufgelöste Beprobung und kontinuierliche Durchflussmessung zurückführen und belegen damit die große Unsicherheit, die mit einer nur wöchentlich stattfindenden Beprobung einhergeht. Im ersten Jahr spielt zudem die erst Anfang Januar gestartete Beprobung eine Rolle.

Eine Erklärung für den geringen Anteil des Grundwassers an der ausgetragenen Nitratfracht liefert neben den insgesamt niedrigeren Werten von Abflussspende und Nitratkonzentration im Grundwasser Abbildung 7. Sie zeigt, dass die Bedeutung der Grundwasserfracht steigt, wenn der Grabenabfluss gering ist. Zu diesen Zeiten sind aber die Nitratkonzentrationen im Grundwasser relativ niedrig, wie die Untersuchungen gezeigt haben. Erst nach Niederschlags- oder Schneeschmelzereignissen steigen die Konzentrationen im Grundwasser an. Dann jedoch erhält der Graben den Großteil seines Zuflusses aus der Dränung (TIEMEYER et al. 2008), die noch deutlich höhere Nitratkonzentrationen aufweist. Letzteres wurde auch in KAHLE et al. (2013) bestätigt. Zurückzuführen ist das auf eine Anreicherung des Nitrats in der ungesättigten Bodenzone oberhalb der Dräntiefe (BHATTARAI et al. 2009, TIEMEYER et al. 2008). Es bestätigt sich also die in der Einleitung aufgestellte Hypothese, dass ein großer Teil des nitratreichen Wassers durch die Rohrdränung direkt in die Vorflut geleitet wird. Gewässerrandstreifen könnten hier gar keine Wirkung zeigen. Die starke Vertiefung der Vorflut bringt dagegen trotz der höheren Gradienten keinen erheblichen Beitrag des Grundwassers zum Nitratintrag mit sich. Dies liegt zum einen an der geringen hydraulischen Leitfähigkeit, zum anderen an den vergleichsweise niedrigen Nitratkonzentrationen im Grundwasser.

Tabelle 3

Mit zwei Ansätzen berechnete Nitratfrachten im Grundwasser (Mittelwert, Minimum und Maximum).
Nitrate loads in the groundwater calculated with two approaches (mean, minimum and maximum).

	Abstand vom Graben*	Nitratfracht (g ha ⁻¹ d ⁻¹)		
		2008/09	2009/10	2010/11
Ansatz „Mittel“	1,5–3,5 m	1,0 (0,1–4,0)	5,6 (0,1–14,9)	10,7 (5,4–31,4)
Ansatz „Max“	1,5–3,5 m	3,6 (0,5–14,7)	20,7 (2,4–55,6)	40,3 (18,6–114,4)
Ansatz „Mittel“	9,5 m	12,3 (3,1–24,4)	18,6 (0,0–51,5)	34,2 (12,2–104,3)
Ansatz „Max“	9,5 m	44,9 (16,0–80,2)	62,0 (0,9–193,4)	127,8 (46,3–380,1)
Graben	n.a.	847,7 (32,0–4560,2)	832,0 (19,4–4425,1)	309,3 (14,2–1342,3)

* der zur Berechnung verwendeten Nitratkonzentrationen

Es ist außerdem noch interessant zu betrachten, wie groß die grundwasserbürtige Nitratfracht ohne die in Kapitel 3.3 dargestellte Reduktionsleistung wäre. Die berechneten Frachten für den mittleren Ansatz zeigen, dass auch ohne die beobachtete Nitratreduktion das Grundwasser nur einen geringen Beitrag zur Nitratfracht leisten würde (Tab. 3). Allerdings ist unter ungünstigen Voraussetzungen (Ansatz „Max“) durchaus ein erheblicher Beitrag des Grundwassers zum Nitratreintrag in die Vorflut auch aus gedränten Flächen möglich (41 % im Winterhalbjahr 2010/11).

Unsere Ergebnisse zeigen, dass unter den hydrogeologischen Verhältnissen der tiefgründig von Geschiebemergel unterlagerten, mineralischen Standorte in der Jungmoränenlandschaft Mecklenburg-Vorpommerns der grundwasserbürtige Nitratreintrag in die Fließgewässer gegenüber der Wirkung der Rohrdrainage nur eine untergeordnete Bedeutung hat. Darauf nehmen Gewässerrandstreifen keinen nachweisbaren Einfluss.

4 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Über drei Winterhalbjahre wurden in einem Gewässerrandstreifen auf einer gedränten Ackerfläche in Mecklenburg-Vorpommern Grundwasserstände und tiefenabhängige Nitratkonzentrationen gemessen. Der Randstreifen hatte in drei Transekten eine Breite von 1, 3 bzw. 7 m. Die Nitratkonzentrationen im Grundwasser waren – insbesondere im oberflächennahen – räumlich und zeitlich äußerst variabel. Erhöhte Nitratkonzentrationen traten nach Düngung und Niederschlagsereignissen bzw. Schneeschmelze auf. Konzentrationen über der Grundwasserqualitätsnorm von 50 mg l⁻¹ wurden kurzfristig im Ackerbereich der Untersuchungsfläche beobachtet. In fast allen Grundwasserrohren und Jahren war eine deutliche Abnahme der Nitratkonzentration mit der Tiefe zu erkennen.

Im oberflächennahen Grundwasser sanken die Nitratkonzentrationen zwischen Messpunkten in 9,5 und 1,5 m Entfernung zum Entwässerungsgraben deutlich ab. Dieser Effekt war in fast allen Transekten und Messzeiträumen zu beobachten, obwohl die Eingangskonzentrationen in 9,5 m Entfernung mit Medianen zwischen 13 und 76 mg l⁻¹ eine hohe Variabilität aufwiesen. Die Reduktion der Nitratkonzentration betrug 60 bis 97 %. Die Breite der Gewässerrandstreifen hatte dabei keinen Einfluss. Die Nitrat/Chlorid-Verhältnisse legen nahe, dass in zwei Jahren Denitrifikationsprozesse für die Reduktion der Nitratkonzentration verantwortlich waren. Nitratkonzentrationen zeigten einen positiven Zusammenhang mit der hydraulischen Leitfähigkeit. Ursache ist die hohe Verweilzeit des Grundwassers bei kleinem hydraulischem Gradienten und Fehlen eines eigentlichen Grund-

wasserleiters mit Anschluss an den Entwässerungsgraben. Im dritten Jahr verursachte Schneeschmelze eine Verdünnung des Grundwassers.

Der Anteil der grundwasserbürtigen Nitratfracht an der Gesamtfracht des Grabens war damit gering, der weitaus größte Teil des Nitrats wurde über die Rohrdräne direkt in den Graben transportiert. An einem gedränten Standort auf Geschiebemergel ist daher trotz stark vertiefter Vorflut das Grundwasser nicht als relevante Quelle für Nitratreinträge einzuschätzen. Gewässerrandstreifen sind dann für die Nitratretention von geringer Bedeutung. Nur bei sehr hohen Grundwasserständen und gleichzeitig hohen Nitratkonzentrationen sind vorübergehend höhere Nitratreinträge zu erwarten.

Summary and conclusions

Groundwater levels and depth-related nitrate concentrations were measured over three consecutive winter half-years in a vegetated buffer strip at an artificially drained arable site in Mecklenburg-Western Pomerania. The buffer strip was 1, 3, and 7 m wide. Nitrate concentrations – especially in the shallow groundwater – were highly variable in space and time. Elevated nitrate concentrations occurred after fertilization and after rainfall or snowmelt. Concentrations above the drinking-water threshold (50 mg l⁻¹) were sporadically observed in the arable part of the study area. The nitrate concentration decreased distinctly with depth at nearly all groundwater-observation tubes and study years.

In the shallow groundwater, nitrate concentrations decreased considerably between measuring points at distances of 9.5 and 1.5 m from the ditch. This effect was observed in nearly all transects and measuring periods, although the input concentrations at 9.5 m distance were highly variable with medians ranging between 13 and 76 mg l⁻¹. Nitrate was reduced by 60 to 97 %. The width of the buffer strip did not have any influence. Nitrate/chloride ratios indicated that denitrification processes were responsible for the nitrate reduction in two of the three study years. The nitrate concentrations were positively correlated with hydraulic conductivity. The cause for this is the prolonged residence time of the groundwater due to the low hydraulic gradient and the lack of an actual aquifer with a connection to the drainage ditch. In the third year of the study, snowmelt strongly diluted the groundwater.

The portion of groundwater nitrate in the total load of the ditch, however, was small. By far the greatest part of the nitrate was discharged directly into the ditch via the tile drains. That is why

at this artificially drained arable site on marly till, groundwater is not rated as a significant source of nitrate input, despite the deepened level of the receiving waters. Under such conditions vegetated buffer strips have little significance for nitrate retention. Only at very high groundwater levels and simultaneous high nitrate concentrations can higher nitrate input rates be expected temporarily.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden vom Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern unter dem Aktenzeichen VI 720/5210.022 gefördert. Dr. P. Kahle und A. Bauwe stellten die Daten der Messstation bereit. Außerdem danken wir zwei anonymen Gutachtern für ihre hilfreichen Anmerkungen zum Manuskript.

Anschrift der Verfasser:

Dr. M. Janssen*

J. Frings

Prof. Dr. B. Lennartz

Universität Rostock

Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät,

Ressourcenschutz und Bodenphysik

Justus-von-Liebig-Weg 6, 18059 Rostock

manon.janssen@uni-rostock.de

*verantwortlicher Autor

Literaturverzeichnis

ABU-ZREIG, M., R.P. RUDRA, H.R. WHITELEY, M.N. LALONDE & N.K.

KAUSHIK (2003): Phosphorus removal in vegetated filter strips. – *Journal of Environmental Quality* 32, 613–619

AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN (2005): *Bodenkundliche Kartieranleitung*. – Hrsg. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten, 5. Aufl., Hannover

BAILY, A., L. RICK, C.J. WATSON & O. FENTON (2011): Spatial and temporal variations in groundwater nitrate at an intensive dairy farm in south-east Ireland: Insights from stable isotope data. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 144, 308–318

BALESTRINI, R., C. ARESE, C.A. DELCONTE, A. LOTTI & F. SALERNO (2011): Nitrogen removal in subsurface water by narrow buffer strips in the intensive farming landscape of the Po River watershed, Italy. – *Ecological Engineering* 37, 148–157

BHATTARAI, R., P.K. KALITA & M.K. PATEL (2009): Nutrient transport through a Vegetative Filter Strip with subsurface drainage. – *Journal of Environmental Management* 90, 1868–1876

BORIN, M. & E. BIGON (2002): Abatement of NO₃-N concentration in agricultural waters by narrow buffer strips. – *Environmental Pollution* 117, 165–168

BONTON, A., A. ROULEAU, C. BOUCHARD & M.J. RODRIGUEZ (2010): Assessment of groundwater quality and its variation in the capture zone of a pumping well in an agricultural area. – *Agricultural Water Management* 97, 824–834

BURNS, D.A., E.W. BOYER, E.M. ELLIOTT & C. KENDALL (2009): Sources and transformations of nitrate from streams draining varying land uses: Evidence from dual isotope analysis. – *Journal of Environmental Quality* 38, 1149–1159

DAVIS, J.H., S.M. GRIFFITH, W.R. HORWARTH, J.J. STEINER & D.D. MYROLD (2007): Mitigation of shallow groundwater nitrate in a poorly drained riparian area and adjacent cropland. – *Journal of Environmental Quality* 26, 628–637

DORIOZ, J.M., D. WANG, J. POULENARD & D. TREVISAN (2006): The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics – A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. – *Agriculture, Ecosystems & Environment* 117, 4–21

DOSSKEY, M.G. (2001): Toward quantifying water pollution abatement in response to installing buffers on crop land. – *Environmental Management* 28, 577–598

DUKES, M.D., R.O. EVANS, J.W. GILLIAM & S.H. KUNICKIS (2003): Interactive effects of controlled drainage and riparian buffers on shallow groundwater quality. – *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 129, 82–92

DWA (2012): *Gewässerrandstreifen – Teil 1: Grundlagen und Funktionen, Hinweise zur Gestaltung*. – DWA Regelwerk Merkblatt DWA-M 612-1, Hennef

ENWRIGHT, N. & P.F. HUDAK (2009): Spatial distribution of nitrate and related factors in the High Plains Aquifer, Texas. – *Environmental Geology* 58, 1541–1548

FENTON, O., K.G. RICHARDS, L. KIRWAN, M.I. KHALIL & M.G. HEALY (2009): Factors affecting nitrate distribution in shallow groundwater under a beef farm in South Eastern Ireland. – *Journal of Environmental Management* 90, 3135–3146

GROFFMAN, P.M., G. HOWARD, A.J. GOLD & W.M. NELSON (1996): Microbial nitrate processing in shallow groundwater under a riparian forest. – *Journal of Environmental Quality* 22, 273–278

HAYCOCK, N.E. & G. PINAY (1993): Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during the winter. – *Journal of Environmental Quality* 22, 273–278

HEFTING, M.M. & J.J.M. DE KLEIN (1998): Nitrogen removal in buffer strips along a lowland stream in the Netherlands: a pilot study. – *Environmental Pollution* 102, 521–526

KAHLE, P., S. SCHÖNEMANN & B. LENNARTZ (2013): Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen auf Nitratreinträge in Oberflächengewässer gedränter Tieflandinzugsgebiete. – *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 57 (1), 60–68

KALBUS, E., F. REINSTORF & M. SCHIRMER (2006): Measuring methods for groundwater – surface water interactions: a review. – *Hydrology and Earth System Sciences* 10, 873–887

KOCH, F., A. KÜCHLER, D. MEHL & T.G. HOFFMANN (2010): Ermittlung von Art und Intensität künstlicher Entwässerung von landwirtschaftlichen Nutzflächen in Mecklenburg-Vorpommern. – In: KAISER, K. et al.: *Aktuelle Probleme im Wasserhaushalt von Norddeutschland: Trends, Ursachen, Lösungen*. – Scientific Technical Report, Bd. 10/10, 110–115, Deutsches GeoForschungszentrum, Potsdam

KÖHNE, J.M., J.A. JUNIOR, S. KÖHNE, B. TIEMEYER & B. LENNARTZ (2011): Double-ring and tension infiltrometer measurements of hydraulic conductivity and mobile soil regions. – *Pesquisa Agropecuaria Tropical* 41, 336–347

- KOURAKOS, G., F. KLEIN, A. CORTIS & T. HARTER (2012): A ground-water nonpoint source pollution modeling framework to evaluate long-term dynamics of pollutant exceedance probabilities in wells and other discharge locations. – *Water Resources Research* 48, W00L13
- KUNKEL, R., H.-J. VOIGT, F. WENDLAND & S. HANNAPPEL (2004): Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland. – *Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt*, Bd. 47
- LEE, K.H., T.M. ISENHART & R.C. SCHULTZ (2003): Sediment and nutrient removal in an established multi-species riparian buffer. – *Journal of Soil and Water Conservation* 58, 1–8
- LESON, M. & F. WISOTZKY (2012): Hydrogeochemische Untersuchungen von Nitratreinträgen in das Grundwasser und möglichen Denitrifikationsprozessen. – *Grundwasser* 17 (3), 137–145, DOI 10.1007/S00767-012-0196-Y
- REICHENBERGER, S., M. BACH, A. SKITSCHAK & H.-G. FREDE (2007): Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness; a review. – *Science of the Total Environment* 384, 1–35
- ROZEMEIJER, J.C., H.P. BROERS, F.C. VAN GEER & M.F.P. BIERKENS (2009): Weather-induced temporal variations in nitrate concentrations in shallow groundwater. – *Journal of Hydrology* 378, 119–127
- SABATER, S., A. BUTTURINI, J.C. CLEMENT, T. BURT, D. DOWRICK, M. HEFTING, V. MAITRE, G. PINAY, C. POSTOLACHE, M. RZEPECKI & F. SABATER (2003): Nitrogen removal by riparian buffers along a European climatic gradient: Patterns and factors of variation. – *Ecosystems* 6, 20–30
- TIEMEYER, B., P. KAHLE & B. LENNARTZ (2006): Nutrient losses from artificially drained catchments in North-Eastern Germany at different scales. – *Agricultural Water Management* 85, 47–57
- TIEMEYER, B., B. LENNARTZ & P. KAHLE (2008): Analysing nitrate losses from an artificially drained lowland catchment (North-Eastern Germany) with a mixing model. – *Agriculture, Ecosystems & Environment* 123, 125–136
- TREVORS, J.T. (1985): The influence of oxygen concentrations on denitrification in soil. – *Applied Microbiological Biotechnology* 23, 152–155
- TWITTY, K. & J. RICE (2001): Water Table Control. – In: USDA, NRCS (Ed.): *National Engineering Handbook*. Part 624, 10-1–10-94
- UBA (2011): *Daten zur Umwelt*. – Umweltbundesamt, Dessau, 98 S.
- VAN BEEK, C.L., M. HEINEN & O.A. CLEVERING (2007): Reduced nitrate concentrations in shallow ground water under a non-fertilised grass buffer strip. – *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 79, 81–91
- VOUGHT, L.B.M., G. PINAY, A. FUGLSANG & C. RUFFINONI (1995): Structure and function of buffer strips from a water quality perspective in agricultural landscapes. – *Landscape and Urban Planning* 31, 332–331
- WIGINGTON, JR. P.J., S.M. GRIFFITH, J.A. FIELD, J.E. BAHAM, W.R. HORWARTH, J. OWEN, J.H. DAVIS, S.C. RAIN & J.J. STEINER (2003): Nitrate removal effectiveness of a riparian buffer along a small agricultural stream in western Oregon. – *Journal of Environmental Quality* 32, 162–170