

Untersuchung neuer Maßnahmen zur Nitratretention von Fließgewässern in Norddeutschland

Wencke Stabenow

Fachbereich Bauwesen, Bauingenieurwesen

Technische Hochschule Lübeck

Mönkhofer Weg 239, 23562 Lübeck

Dezember 2019

Betreut durch:

Prof. Dr. rer. nat. C. Külls
Hydrologie und internationale
Wasserwirtschaft

Prof. Dr.-Ing. habil. M. Oertel
Wasserbau

Vorwort

Die folgende Bachelorarbeit wurde im Zuge des Studiums Bauingenieurwesen an der Technischen Hochschule Lübeck mit der Vertiefungsrichtung Tiefbau und Umwelttechnik angefertigt. Die Arbeit entwickelte sich in dem Fachbereich Hydrologie und internationale Wasserwirtschaft im Gespräch über die Nitratproblematik im Gewässer und Grundwasser. Mit dieser Arbeit wurde der angestrebte Abschluss zum Bachelor of Engineering erreicht.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	VI
Tabellenverzeichnis	VIII
Abstract	IX
1 Einleitung	1
1.1 Problemstellung und Zielsetzung	2
2 Nährstoffretention im Fließsystem	3
2.1 Interaktion zwischen Grundwasser und Oberflächenwasser	3
2.2 Bedeutung des hyporheischen Interstitials	4
3 Stand der Forschung	6
3.1 Natürliche Retention	6
3.2 Technische Retention	7
4 Methodik	12
4.1 Beschreibung des Untersuchungsgebiets	12
4.1.1 Lage und räumliche Abgrenzung	12
4.1.2 Geologie	13
4.1.3 Klimatische Verhältnisse	14
4.1.4 Hydrologie	15
4.1.5 Landnutzung	15
4.2 Auswahl der Messstellen	16
4.3 Messdurchführung	17
4.3.1 Messvorbereitungen	17
4.3.2 In-situ Messdurchführung	18
5 Ergebnisse und Analyse	20
5.1 Ergebnisanalyse der wasserchemischen Messungen	20
5.2 Ergebnisanalyse der Abflussmessungen	31
5.3 Ergebnisanalyse der Grundwassermessungen	38
5.3.1 Messstelle A20	44
5.3.2 Messstelle Gut Mönkhof	46
6 Diskussion und Fazit	47
Literaturverzeichnis	49
Variablenverzeichnis	52
A - Anhang	54

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2.1	Effluente Verhältnisse (links) und influente Verhältnisse (rechts). Nach (Winter, Harvey, Franke, & Alley, 1998).....	3
Abbildung 2.2	Getrennter Fluss vom Grundwasser (links) und Speicherung in den Auen im Hochwasserfall (rechts). Nach (Winter, Harvey, Franke, & Alley, 1998).....	4
Abbildung 2.3	Das hyporheische Interstitial. Nach (Winter, Harvey, Franke, & Alley, 1998)....	4
Abbildung 3.1	Lage eines Denitrifikationswalls vor einem Fließgewässer. Nach (Holsten, Ochsner, Schäfer, & Trepel, 2012)	7
Abbildung 3.2	Darstellung eines Dränteiches am Uferrandstreifen. Nach (Holsten, Ochsner, Schäfer, & Trepel, 2012).....	10
Abbildung 3.3	Dränteiche ausgeführt als Senkenaktivierung (links), Niederung mit Verwallung (mitte) und Grabenaufweitung (rechts). Nach (Augustin, Ehlert, Kalettka, Saltzmann, Steidl, & Zander, 2011).....	10
Abbildung 4.1:	Das Untersuchungsgebiet des Niemarkter Landgrabens (© GeoBasis-DE/LVermGeo SH [www.LvermGeoSH.schleswig-holstein.de] ; © OpenStreetMap Mitwirkende).....	12
Abbildung 4.2	Bodenübersichtskarte im Einzugsgebiet des Niemarkter Landgrabens (© GeoBasis-DE/LVermGeo SH [www.LvermGeoSH.schleswig-holstein.de] ; © OpenStreetMap Mitwirkende ; © Darstellungsdienst (WMS) für Daten der 'Abteilung 6 - Geologie und Boden' des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holsteins (Geologischer Dienst))	14
Abbildung 4.3:	Landnutzung des Einzugsgebiets; Quelle: CorineLandcover (© GeoBasis-DE/LVermGeo SH [www.LvermGeoSH.schleswig-holstein.de] ; © OpenStreetMap Mitwirkende).....	16
Abbildung 4.4	Stark verkrautete Messstelle am Mönkhof.....	17
Abbildung 4.5	Detail des Piezometers, Öffnungen zum Einströmen des Grundwassers	18
Abbildung 4.6	Grundwassermessungen mit dem Piezometer.....	19
Abbildung 5.1	Übersichtskarte der Entnahmestellen für die Wasserproben. (© GeoBasis-DE/LVermGeo SH [www.LvermGeoSH.schleswig-holstein.de] ; © OpenStreetMap Mitwirkende).....	20
Abbildung 5.2	Gemessene Leitfähigkeiten des Niemarkter Landgrabens	22
Abbildung 5.3	Gemessene Sauerstoffgehalte des Niemarkter Landgrabens	23
Abbildung 5.4	Sauerstoffsättigungen des Niemarkter Landgrabens.....	24
Abbildung 5.5	Messergebnisse der Chloridkonzentrationen	26
Abbildung 5.6	Messergebnisse der Nitratkonzentrationen	27
Abbildung 5.7	Messergebnisse der Sulfatkonzentration.....	28

Abbildung 5.8	Messungen der Lotrechten und Geschwindigkeiten mithilfe des OTT Messflügels 31
Abbildung 5.9	Verhältnis der Teileinzugsgebietsflächen zum Abfluss.....35
Abbildung 5.10	Verhältnis der Teileinzugsgebietsflächen zur Abflussspende.....36
Abbildung 5.11	Übersicht der sich einstellenden Wasserdrücke während der Piezometermessungen.....40
Abbildung 5.12	Veranschaulichung der Berechnung des Leakagekoeffizienten im freien Grundwasser. Nach (Hölting & Coldewey, 2013).....43
Abbildung 5.13	Sauerstoffgehalt im Grundwasser an der A2045
Abbildung 5.14	Sauerstoffgehalt im Grundwasser am Mönkhof46
Abbildung A.0.1	Teileinzugsgebiete des Niemarker Landgrabens ausgehend von den Abflussmessstellen.....55

Tabellenverzeichnis

Tabelle 5.1	Ergebnisse der wasserchemischen Untersuchungen am Niemarker Landgraben.....	21
Tabelle 5.2	Ergebnisse Wasserproben des Oberflächenwassers im Niemarker Landgraben	25
Tabelle 5.3	Flusschemie des Niemarker Landgrabens im Jahr 2018; Daten © Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein, abgerufen auf http://www.umweltdaten.landsh.de/	29
Tabelle 5.4	Ergebnisse der Abflussmessungen mithilfe von Tracern.....	33
Tabelle 5.5	Größe der Teileinzugsgebiete ausgehend von den Abfluss Messstellen	34
Tabelle 5.6	Regionalisierte Abflussdaten des Niemarker Landgrabens	37
Tabelle 5.7	Regionalisierte Abflussspenden des Niemarker Landgrabens.....	37
Tabelle 5.8	Umrechnung des gemessenen Drucks im Piezometer auf einen Wasserstand im Rohr 39	
Tabelle 5.9	Vergleich der Wasserstände im Piezometer.....	40
Tabelle 5.10	Messergebnisse der Piezometermessung, A20	44
Tabelle 5.11	Messergebnisse der Piezometermessung, Gut Mönkhof	46

Abstract

This research was aimed at investigating the nitrate retention in small catchment areas in northern Germany. The examined catchment area belongs to the Niemarker Landgraben which is situated south of Lübeck in Schleswig-Holstein. The goal is to find zones of interaction between groundwater and surface water. Depending on an anoxic environment the process of denitrification can take place and help reducing the nitrate inputs into the groundwater. For this purpose measurements were conducted to collect data. The first measurements collect data of water quality as well as oxygen concentration, water temperature and electric conductivity. In addition to that water samples were collected and examined of their nitrate concentration. Secondly discharge was measured with a hydrometric wing and with tracers. Lastly groundwater measurements were performed with a piezometer. The results show that the nitrate concentration in the stream is below the maximum concentration of 10 mg l^{-1} indicating that the nitrogen input on agricultural places is reduced due to denitrification. Furthermore the oxygen concentration decreases along the Niemarker Landgraben whereas the flow discharge increases along the way. Another point is that piezometer measurements indicate that the stream is gaining water from the streambed due to differences in water pressure. The most important conclusion of this research is that the zone between streambed and groundwater, called the hyporheic zone, has massive influences on the water chemistry of both. As a consequence of low oxygen concentrations denitrification can take place in the hyporheic zone. In addition to that there is a noticeable difference in electric conductivity and water temperature depending on the examined zone. All in all this research does not show the complexity of all the processes occurring. This thesis makes first steps trying to analyse recharge-discharge processes of groundwater and the connected possible retention of nutrients. This work should be seen as the basis for hydro-engineering support systems helping to reduce the nitrogen intake in streams.

Key words: nutrient retention, denitrification, groundwater-surface water-interactions, gaining streams, hyporheic zone, water chemistry

1 Einleitung

Stickstoff ist einerseits zum Erhalt der konventionellen Landwirtschaft einer der bedeutendsten Nährstoffe, andererseits führt das Überangebot und dessen Eintrag in die Gewässer zu ökologisch und chemisch schlechten Zuständen in diesen. Gerade kleine landwirtschaftlich geprägte Einzugsgebiete im norddeutschen Tiefland Schleswig-Holsteins sind von dem Stoffüberschuss betroffen. Die kleinen Einzugsgebiete haben nur ein geringes Gefälle, kurze Fließstrecken und Flüsse mit geringen Sohlbreiten, die im Zuge der Nutzung stark umgebaut wurden. Die Begradigung und Vertiefung der Gewässer sowie der Einbau von Dränagen tragen zum strukturellen Defizit bei. In Schleswig-Holstein befanden sich im Jahr 2009 29 % der Oberflächengewässer in einem schlechten chemischen Zustand (Ministerium für Landwirtschaft, 2009). Außerdem sind 22 von 55 Grundwasserkörper in Schleswig-Holstein in schlechtem chemischen Zustand, der durch Nitrat und Pflanzenschutzmittel verursacht ist (Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und Räume des Landes Schleswig-Holstein [LLUR], 2014). Die Nitratkonzentrationen in den Grundwasserkörpern übersteigen dabei den Grenzwert von 50 mg/l, der durch die Umweltqualitätsnorm gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie festgelegt ist (Cremer, 2015). Da heutzutage 71 % der Fläche Schleswig-Holsteins landwirtschaftlich genutzt wird, kommt es zu Stickstoffüberschüssen, die von den Pflanzen nicht aufgenommen werden können (Ministerium für Landwirtschaft, 2009). Der nicht aufgenommene Überschuss wird bei Regenereignissen in tiefere Bodenhorizonte ausgewaschen und damit entweder über die künstliche Entwässerung (Dränagen) ins Oberflächengewässer oder über den Sickerwasserpfad ins Grundwasser ausgetragen. Die Auswaschungen sind abhängig von den Bodeneigenschaften und Witterungsbedingungen sowie von der Bodennutzung und Düngung (Hennings, Kape, Koch, Lehmann, & Wadelpuhl, 2011). Nitrat kann jedoch unter den richtigen Bedingungen umgewandelt und abgebaut werden. Dieser Prozess nennt sich Denitrifikation. Die Denitrifikation ist ein Umwandlungsprozess, bei dem Nitrat (NO_3^-) zu gasförmigen Verbindungen wie Stickstoffoxid (NO), Stickstoffdioxid (N_2O ; Lachgas) oder Stickstoffgas (N_2) umgewandelt wird (Cremer, 2015). Diese Stoffumwandlungsprozesse können ablaufen, sofern im Boden anoxische Bedingungen und Wassersättigung vorzufinden sind (Kahle, Schönemann, & Lennartz, 2013). Anoxische Bedingungen beschreiben den Zustand, in dem kein gelöster Sauerstoff vorhanden ist, sondern nur die gebundenen Verbindungen wie Nitrat (NO_3^-). Bakterien können in diesem Milieu und unter Verwendung einer Kohlenstoffquelle das Nitrat umwandeln. Ein Beispiel für gute Abbaubedingungen sind Marsch- und Niedermoorböden in Schleswig-Holstein. Sie enthalten einen hohen Anteil an organischer Substanz. Hauptsächlich findet der Nitratabbau in den grund- und

stauwasserbeeinflussten Böden statt. Der Nitratverlust kann in diesen Böden zwischen 60 und 90 Prozent betragen. Der umgekehrte Fall schlechter Abbaubedingungen ist in den gut belüfteten Böden der Geest zu finden. Die ungeeigneten Bedingungen für den Nitratabbau bewirken einen Nitratverlust von nur 20 % und weniger (Wedland, et al., 2014). Das Nitrat, welches nicht im Grundwasser abgebaut wird, gelangt durch die kurzen und flachen Grundwasserleiter durch Zutritte ins Gewässer. Hier setzt die Betrachtungsebene dieser Bachelorarbeit an.

1.1 Problemstellung und Zielsetzung

Ziel dieser Arbeit ist es, die Stellen im Fluss oder Bach zu erkennen, an denen ein Austausch zwischen Grundwasser und Oberflächenwasser stattfindet. Diese dem sogenannten hyporheischen Interstitial (siehe Kapitel 2.1) finden Austauschprozesse statt und der Kontakt zu mikrobiell aktivem Material wird hergestellt. Anhand der Erkennung der Zutritte und Verluste von Oberflächenwasser ins Grundwasser sollen ingenieurtechnische Maßnahmen entwickelt werden können, die dazu beitragen, die Nitratbelastung in den Gewässern zu reduzieren und die Retention der Nährstoffe zu erhöhen. Der methodische Ansatz dabei ist die Messung von Sauerstoff mithilfe eines Piezometers (siehe Kapitel 4.3). Außerdem werden Sauerstoffgehalt und Leitfähigkeit im Oberflächengewässer gemessen, Abflussmessungen mithilfe von Tracern durchgeführt und als Letztes werden Wasserproben auf ihren Nitratgehalt ausgewertet.

Die Idee für die Bachelorarbeit wurde im Rahmen des Bachelorstudiengangs Bauingenieurwesen als interdisziplinäre Anwendungsmaßnahme entwickelt. Das Modul Ingenieurhydrologie und das Modul Abwassertechnik sowie die tagespolitische Situation der EU, Klage wegen zu hoher Nitratwerte im Gewässer, trugen zum Interesse des Themas bei. Um der Klage aufgrund zu hoher Nitratbelastungen im Gewässer und Grundwasser zu entgehen, müssen mehr Maßnahmen und Ideen auf Seiten von Ingenieuren und Hydrologen entwickelt werden, um die Gewässerbelastung zu senken. Während die Landwirtschaft durch die Düngeverordnung weitere Auflagen zur Beschränkung des Nährstoffüberschusses erhält, können Bauingenieure dazu beitragen, dass einfache Baumaßnahmen zur Retention beitragen, die beispielsweise von Wasser- und Bodenverbänden ausgeführt werden können.

2 Nährstoffretention im Fließsystem

Nährstoffüberschüsse können über verschiedene Systeme in das Oberflächengewässer gelangen. Einerseits über die Dränagen, durch welche eine hohe Belastung im Gewässer entsteht, da das Nitrat in diesen nur transportiert und kaum abgebaut werden kann. Andererseits kann der Oberflächenabfluss Nährstoffe mit in das Gewässer tragen. Die meiste Rückhaltung erfolgt jedoch über den Eintrag durch das Grundwasser. Sauerstoffreiches Wasser infiltriert in tiefere Horizonte und wäscht das Nitrat dabei aus. Jedoch ist das Fließsystem des Grundwassers langsamer und bestimmt durch sowohl laminare Strömungen als auch lange Aufenthaltszeiten (Brunke & Gonser, 1997). Die Dauer des Aufenthalts unterscheidet sich in regionalem, intermittierendem und lokalem Grundwasserfluss (Winter, Harvey, Franke, & Alley, 1998). Der lokale Fluss weist dabei die geringste Aufenthaltszeit und den größten Austausch mit dem Oberflächenwasser auf.

2.1 Interaktion zwischen Grundwasser und Oberflächenwasser

Lange Zeit wurde die Abflussbildung aus hydrologischer Sicht über die Komponenten Oberflächen- und Zwischenabfluss erklärt (Brügger, 2012). Die Verbindung von Grundwasser und Oberflächenwasser über das hyporheische Interstitial wird erst seit kurzem als ein hydrologisches Kontinuum aufgefasst (Nützmann & Lewandowski, 2009). Der Wechsel zwischen Grundwasser und Oberflächenwasser kann dabei auf verschiedenen Wegen verlaufen. Als Erstes können sich effluente Verhältnisse einstellen. Dies bedeutet, dass der Grundwasserspiegel höher ist als der Wasserspiegel im Gewässer. Somit wird das Oberflächenwasser vom Grundwasser gespeist. Der entgegengesetzte Fall ist der Austausch von Oberflächenwasser in das Grundwasser, sogenannte influente Verhältnisse. Der Wasserspiegel des Flussbettes befindet sich hierbei über dem Grundwasserspiegel.

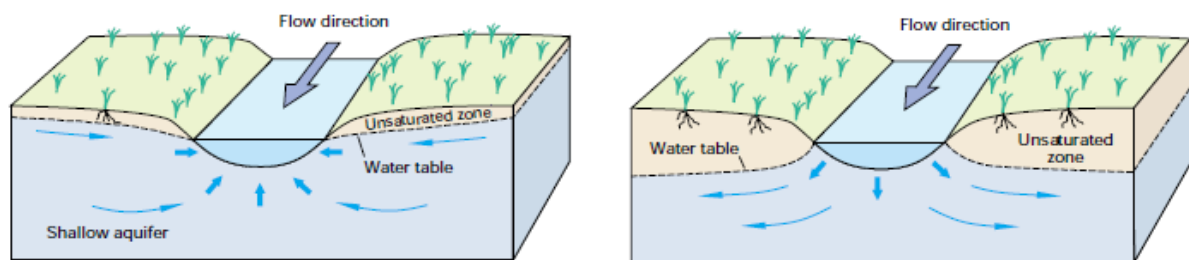


Abbildung 2.1 Effluente Verhältnisse (links) und influente Verhältnisse (rechts). Nach (Winter, Harvey, Franke, & Alley, 1998)

Der Austausch von Grundwasser und Oberflächenwasser kann abschnittsweise effluent als auch influent sein (Winter, Harvey, Franke, & Alley, 1998). Die Menge an Wasser, die infiltriert oder exfiltriert, hängt jedoch von der hydraulischen Leitfähigkeit der Sedimente ab (Brügger, 2012). Eine andere Möglichkeit ist, dass es keine Interaktion gibt. Bei den entkoppelten Systemen befindet sich eine ungesättigte

Bodenzone zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser. Es wird hier kein Wasser ausgetauscht, sondern Wasser infiltriert nur in den Grundwasserleiter. Die letzte Version des Austausches wird im Hochwasserfall betrachtet. Hier steht die Speicherwirkung der Auen im Vordergrund. Während der Wasserspiegel im Gewässer steigt, infiltriert das Wasser in die Auen. Senkt sich der Wasserspiegel, kehrt das Wasser wieder in der Fluss zurück (Winter, Harvey, Franke, & Alley, 1998).

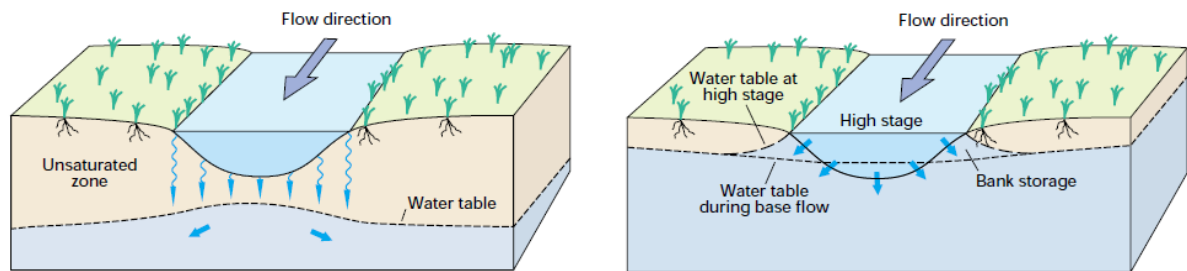


Abbildung 2.2 Getrennter Fluss vom Grundwasser (links) und Speicherung in den Auen im Hochwasserfall (rechts). Nach (Winter, Harvey, Franke, & Alley, 1998).

Der Wasseraustausch kann auch kleinräumiger betrachtet werden. Allan & Castillo (2009) beschreiben das Durchströmen des Flussbettes. Die Autoren benennen diesen Wechsel „Pool-Riffle-Sequence“, also der Wechsel aus kleinen Senken und dem Aufstau von Material. Nach einer Senke tritt das Flusswasser in die Bodenzone ein und tritt anschließend nach dem Aufstau wieder aus. Mit diesem Austausch wird die Aufenthaltszeit in der Bodenzone erhöht.

2.2 Bedeutung des hyporheischen Interstitials

Während der Grundwasser-Oberflächenwasser-Interaktion durchfließt das Wasser das hyporheische Interstitial. Das hyporheische Interstitial oder auch die hyporheische Zone befindet sich unter dem Flussbett. Die Größe und die Eigenschaften dieser Zone unterscheiden sich sowohl in Raum und Zeit als auch von System zu System (Brunke & Gonser, 1997).

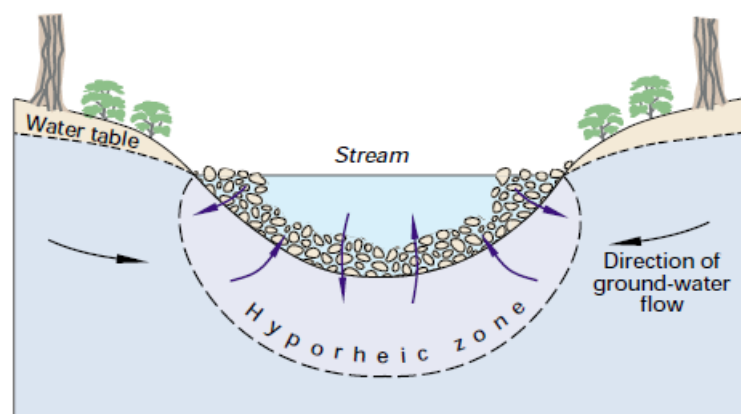


Abbildung 2.3 Das hyporheische Interstitial. Nach (Winter, Harvey, Franke, & Alley, 1998)

Im hyporheischen Interstitial findet eine Vielzahl von Prozessen statt, die zum Transport, zur Zersetzung, zur Umwandlung, zur Fällung oder zur Sorption von Substanzen führt (Kalbus, Reinstof, & Schirmer, 2006). Auch Sophecleous (2002) beschreibt das HI als eine Zone hoher mikrobieller Aktivität. Er sagt, dass die Oberflächen-Grundwasser-Interaktion dazu beiträgt, die Aufenthaltszeit zu erhöhen, in der das Wasser in Kontakt mit chemisch aktivem geologischem Material ist. Banks, Palumbo-Roe, & Russell (2019) verdeutlichen dies noch weiter, indem sie das hyporheische Interstitial als „dynamisches Ökoton“ bezeichnen. Sie sagen, dass die Zone insbesondere Einfluss auf die Beschaffenheit der benthischen Lebewesen nimmt. Abgesehen von den biologischen Prozessen, beschreiben die Autoren die Relevanz der Geochemie im hyporheischen Interstitial. So hat das hyporheische Interstitial Einfluss auf die Geologie des Flussbettes, die Aufenthaltszeit, den Grad der Grundwasser-Oberflächenwasser-Interaktion, den pH-Wert sowie auf den Abbau von kontaminierten Stoffen (Banks, Palumbo-Roe, & Russell, 2019). Zusammenfassend lässt sich sagen, dass das hyporheische Interstitial die chemischen, physikalischen und biologischen Eigenschaften sowohl im Grundwasser als auch im Oberflächenwasser wechselseitig beeinflusst.

3 Stand der Forschung

3.1 Natürliche Retention

Als natürliche Retentionsmaßnahmen werden in dem folgenden Abschnitt jene beschrieben, die durch die Veränderung des Wasserhaushalts zur Rückhaltung von Nitrat beitragen (Hennings, Kape, Koch, Lehmann, & Wadelspuhl, 2011). Hennings et. al. (2011) benennen als Erstes die Möglichkeit die Retention im Boden zu erhöhen. Ziel ist es, das Entwässerungsniveau anzuheben und das Wasser in und unter der durchwachsenen Bodenzone zu speichern. Außerdem kann durch Steuerung der künstlichen Entwässerung der Sickerwasser- und Dränaustrag verringert werden. Die Autoren raten weiterhin zur Erweiterung der Überschwemmungsflächen, da dies zum Austrag von Nährstoffen aus dem Gewässer führt. Diese Überschwemmungsflächen können Gewässerrandstreifen oder Auenbereiche sein. Weitere Informationen zum Schutz der Auen können im Auenprogramm Schleswig-Holstein entnommen werden (Ministerium für Energiewende, 2017). Als Letztes sind in Hennings, Kape, Koch, & Wadelspuhl (2011) Möglichkeiten zur Speicherung in Retentionsräumen angegeben. Dies betrifft den Nährstoffrückhalt durch gewässerbegleitende Feuchtgebiete und Moore. Auch Tetzlaff, Holsten, & Trepel (2015) betonen die Bedeutung der Moore für den Gewässerschutz, da die Moore einen wesentlichen Einfluss auf den Stoffhaushalt haben. (Trepel, 2009)

Zu den Faktoren, die im Zusammenhang mit wasserseitigen Reduktionsmaßnahmen zu sehen sind, gehören:

- Möglichkeiten des Dränmanagements zur Steuerung des Wasser- und Nährstoffrückhalts in der Fläche
- Umbau von reaktivierbaren Retentions-/Vernässungsflächen zu Erhöhung des Nährstoffabbau- und Rückhaltepotentials im Gewässerumfeld (Auen), in Söllen, feuchten Senken, Mooren und Feuchtgebieten unter Beachtung des Biotop- und Artenschutzes
- Anhebung des künstlichen Entwässerungsniveaus zur Verbesserung des Wasserrückhalts in der Fläche und zur Erhöhung des Denitrifikationspotentials im Boden und im Grundwasser
- Verbesserung der Strukturvielfalt von Gewässern und deren Uferbereichen zur Erhöhung der Selbstreinigungskraft der Gewässer
- Anlegen von Gewässerentwicklungstreifen und die Optimierung der Gewässerunterhaltung (Hennings, Kape, Koch, Lehmann, & Wadelspuhl, 2011).

3.2 Technische Retention

In diesem Abschnitt sind bautechnische Maßnahmen beschrieben, die den Rückhalt von Nitrat durch externe Kohlenstoffquellen verbessern können. Außerdem sind einfache Baumaßnahmen beschrieben, die den Nitrataustrag aus landwirtschaftlich geprägten Flächen reduzieren sollen.

a. Denitrifikationswälle

Bei Denitrifikationswällen handelt es sich um unterirdische vertikale Gräben (Holsten, et al., 2012). Die Gräben verlaufen senkrecht zum Wasserstrom, liegen unterhalb des Grundwasserspiegels und können überfahren werden (Holsten, Ochsner, Schäfer, & Trepel, 2012). Der Wall wird in einer Breite von 1,5 m ausgehoben und mit organischem Kohlenstoffmaterial verfüllt. Dabei kann es sich um Sägespäne oder Holzhackschnitzel handeln. Holsten, Ochsner, Schäfer, & Trepel (2012) erläutern, dass die Wirksamkeit von Denitrifikationsgräben im Bereich von hohen Nitratkonzentrationen im Wasser, auf Mineralböden, bei hoch anstehendem Grundwasser und bei langen Wasseraufenthaltszeiten sehr hoch ist. Die Wälle wurden an Hofstellen mit konzentriertem Wasserabfluss getestet. Die Ergebnisse haben gezeigt, dass der Graben, wenn er durchströmt wird, fast zur vollständigen Nitratreduktion beiträgt. Denitrifikationswälle haben den bedeutenden Vorteil, dass davon ausgegangen werden kann, dass sie wartungsfrei in einem Zeitraum von bis zu 20 Jahren wirksam sind (Holsten, Ochsner, Schäfer, & Trepel, 2012).

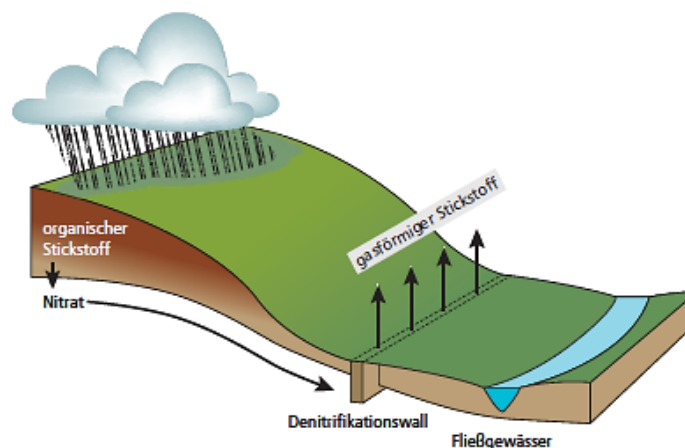


Abbildung 3.1

Lage eines Denitrifikationswalls vor einem Fließgewässer. Nach (Holsten, Ochsner, Schäfer, & Trepel, 2012)

b. Denitrifikationsbetten und reaktive Gräben

Ähnlich wie bei den Denitrifikationswällen kann die externe Kohlenstoffquelle in Form von Holzhackschnitzeln auch in oberirdischen Systemen angewendet werden. Das Material wird in diesem Fall in Gräben oder mit Folie ausgeschlagenen Senken gefüllt (Holsten, Ochsner, Schäfer, & Trepel, 2012). Die Wirksamkeit dieser Baumaßnahmen sei laut Holsten, Ochsner, Schäfer, & Trepel (2012) nur gegeben, sofern die Nitratkonzentrationen sehr hoch sind. Außerdem ist die Wirksamkeit nur gegeben bei geringen Abflussmengen und langer Wasseraufenthaltszeit sowie bei hohen Temperaturen. Holsten et. al. (2012) merken an, dass weiterer Forschungsbedarf zu hydraulischen Untersuchungen besteht, da bisher nicht bekannt ist, wie sich die Denitrifikationsbetten bei Starkregen verhalten. Es wird vorgeschlagen, den Bau eines Umgehungsgerinnes zu untersuchen.

Reaktive Gräben können neu angelegt werden oder an einen vorhandenen Graben einer landwirtschaftlich genutzten Fläche gebaut werden. Holsten, Ochsner, Schäfer, & Trepel (2012) erläutern, dass reaktive Gräben nicht als Vorfluter und Hauptgraben geeignet sind. Geeignete Größen sind Nebengräben mit einer Anschlussfläche von weniger als zwei km², da diese meist hydraulisch überdimensioniert sind. Es ist empfehlenswert, die Holzhackschnitzel abschnittsweise einzufüllen, da sich die Abflussleistung durch den Einbau verringert. So kann beispielsweise in einem 50 m Abschnitt jeweils im Wechsel fünf Meter Holzhackschnitzel und fünf Meter unterverändert gebaut werden. Der Einbau der Holzhackschnitzel erfolgt circa bis zur halben Grabenhöhe. Das Material wird anschließend mit einem Drahtgeflecht vor dem Ausschwimmen gesichert (Holsten, Ochsner, Schäfer, & Trepel, 2012). Der Einsatz von reaktiven Gräben ist bereits mehrfach getestet worden, zum Beispiel im Einzugsgebiet der Kielstau in Schleswig-Holstein. Die Studie hat ergeben, dass sich die Nitratkonzentrationen im Ablauf des Grabens verringern. Weiterer Forschungsbedarf bestehe darin, die Denitrifikation als Hauptreinigungsmechanismus nachzuweisen (Holsten, et al., 2012).

c. Dränfilter

Dränfilter beschreiben Dränagen, die mit organischem Material ummantelt sind. Diese Ummantelung trägt dazu bei, dass Stickstoff bereits vor dem Eintrag in die Dränagen zurückgehalten werden kann (Holsten, Ochsner, Schäfer, & Trepel, 2012). Diese Methode der Nitratretention ist besonders relevant, da im norddeutschen Tiefland der Gesamtabfluss bis zu 60 % vom drändominierten Direktabfluss geprägt ist. Die künstliche Entwässerung führt zur erhöhten hydraulischen Belastung auf die Gewässer. Weitere negative Veränderungen stellen die größere Abflussbildung, die Abflusskonzentration und der Durchflussverlauf im Gewässer dar. Es ergeben sich Hochwasserspitzen und die künstliche Entwässerung trägt zur Verminderung der Retention des Wassers und seiner Inhaltsstoffe bei (Hennings, Kape, Koch, Lehmann, & Wadelspuhl, 2011). 62 % der diffusen Nährstoffeinträge ins Oberflächenwasser wird verursacht durch die dränierten landwirtschaftlichen Flächen (Wedland, et al., 2014). Grundsätzlich lassen sich Dränfilter auf allen dränierten Flächen einsetzen (Holsten, et al., 2012).

Die Autoren beschreiben, dass Dränfilter bei wassergesättigten Bedingungen am Dränrohr und bei hohen Temperaturen am effektivsten sind. Bisher wurde das Retentionsverhalten von Stroh, Kokosfasern, Polypropylen mit Wollfaseranteil und Xylit untersucht. Bei Xylit handelt es sich um unvollständig inkohltes Pflanzenmaterial, das bei der Braunkohlegewinnung anfällt (Holsten, et al., 2012). Untersuchungsergebnisse von Fier, Höper, Schäfer, & Möller (2009) haben ergeben, dass Polypropylen mit Wollfaseranteil am meisten Nitrat abgebaut hat. Die hohen Werte haben sich jedoch ergeben, da viel Nitrat (NO_3^-) zu Ammonium (NH_4^+) umgewandelt wurde. Kokosfasern weisen den zweitstärksten Nitratabbau auf, gefolgt von Stroh. Da diese beiden Stoffe aber schnell abgebaut werden und sich als nicht dauerhaft erweisen, wird von den Autoren vorgeschlagen, Xylit oder eine Mischung aus Xylit und Kokosfasern zu verwenden. Diese Alternative soll hohe Abbauleistungen bei hoher Lebensdauer sichern. Schlussfolgerungen der Untersuchungen sind, dass noch erheblicher Forschungsbedarf besteht, bis die Lösung als praxisreif angesehen werden kann. Generell sollten die Dränfilter weiter im Feld getestet werden (Holsten, et al., 2012).

d. Dränteiche

Bei Dränteichen handelt es sich um einfache Geländesenken, in denen das anfallende Dränagewasser aufgefangen wird, um es zu reinigen (Holsten, Ochsner, Schäfer, & Trepel, 2012). In diesem Abschnitt werden verschiedene Varianten gezeigt, die am Auslauf von Dränagen gebaut werden können. Ziel dieser Anlagen ist es, das Wasser in einem Becken zu sammeln, um Phosphor zu sedimentieren und Nitrat abbauen zu können. In Abbildung 3.2 ist der allgemeine Aufbau eines Dränteiches zu sehen. Damit Nährstoffe nicht oberflächlich in den Teich eingetragen werden, ist am Ende des Ackers ein kleiner Wall vorgesehen, um das Ausspülen der Nährstoffe aus dem Oberflächenwasser zu verhindern. Der Teich ist grundlegend auf die anfallende Wassermenge aus dem Dränagesystem zu bemessen. Bisher haben sich laut (Holsten, Ochsner, Schäfer, & Trepel, 2012) Teiche mit Abmessungen von 8 m Länge und 6 m Breite bewährt. Wichtig bei den Dränteichen ist die regelmäßige Entfernung der Sedimente, um das gefällte Phosphor zu entfernen.

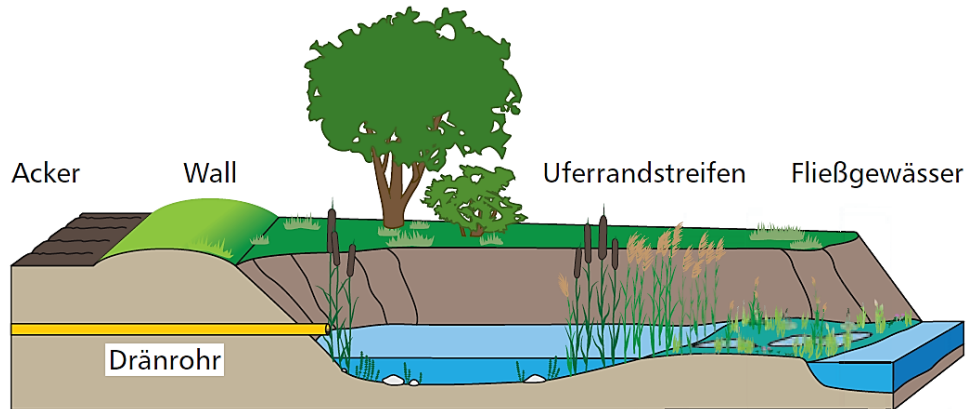


Abbildung 3.2 Darstellung eines Dränteiches am Uferrandstreifen. Nach (Holsten, Ochsner, Schäfer, & Trepel, 2012)

Das Leibnitz Zentrum für Agrarlandforschung hat die unterschiedlichen Arten von Dränteichen untersucht, die nachfolgend kurz erläutert und beschrieben werden, siehe Abbildung 3.3:

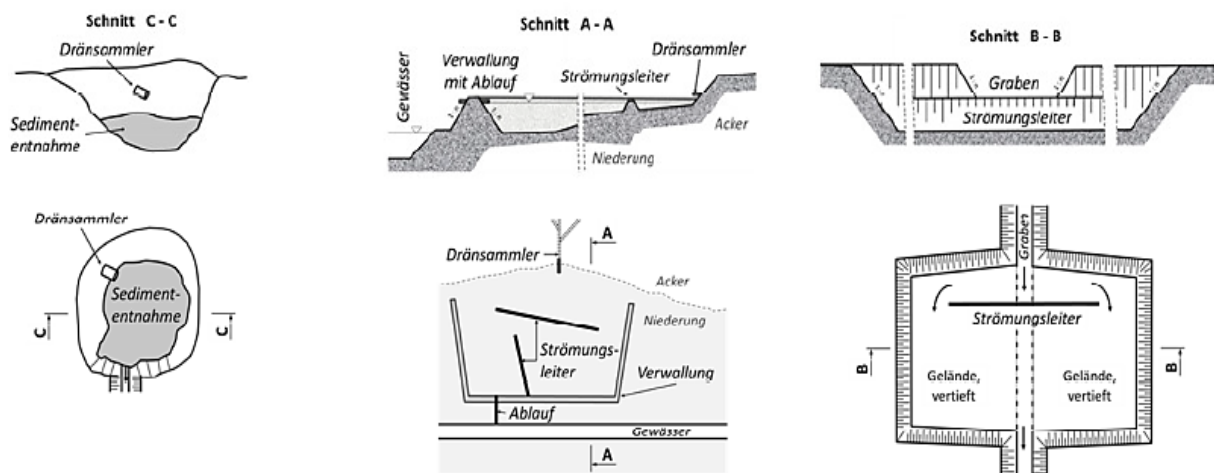


Abbildung 3.3 Dränteiche ausgeführt als Senkenaktivierung (links), Niederung mit Verwallung (mitte) und Grabenaufweitung (rechts). Nach (Augustin, Ehlert, Kalettka, Saltzmann, Steidl, & Zander, 2011)

Für Senkenreaktivierung werden vorhandene natürliche feuchte Senken wie Sölle und Geländedepressionen genutzt, um Drainageabflüsse temporär zu speichern. Der Umbau zum Rückhaltebecken erfolgt durch den Abtrag der organischen Bodenschicht und gegebenenfalls den älteren Sedimenten, da sich dort bereits Nährstoffe abgelagert haben können (Augustin, Ehlert, Kalettka, Saltzmann, Steidl, & Zander, 2011). Die Senkenreaktivierung muss nur durch regelmäßige Entschlammung des Materials unterhalten werden. Weitere Informationen und eine Kostenaufstellung für den Umbau lassen sich in Augustin, et. al. (2011) entnehmen.

Bei der Niederung mit Verwallung wird das anfallende Wasser in einem Becken gesammelt und durch einen Wall soweit geschlossen, dass sich das Dränwasser anstaut. Als Strömungsleiter werden Bodenmaterial oder Faschinen eingesetzt. Das Wasser sollte in allen Fällen das System mit einer Aufenthaltszeit von mehreren Tagen durchströmen. Das Material für die Verwallung kann teilweise aus den geringen Vertiefungen der Niederung oder aus dem umliegenden Bodenabtrag gewonnen werden. Kosten und ein Ausführungsbeispiel sind im Bericht von Augustin, et. al. (2011) zu finden.

Die Grabenaufweitung kann an Orten zum Einsatz kommen, an denen sich bereits ein Entwässerungsgraben befindet. Nach der Grabenaufweitung fließt das Wasser an einem Strömungsleiter vorbei und wird über eine breitere Fläche geleitet, in der Nitrat abgebaut wird und Phosphor sedimentieren kann. Das Gelände liegt tiefer als der vorhandene Graben, damit das Wasser nach Bedarf gestaut werden kann. Als Strömungsleiter eignen sich Leitwälle aus Bodenmaterial oder Faschinen in Form von Baumstämmen oder Ästen. Beispiel einer Ausführung sowie Kosten kann Augustin, et. al. (2011) entnommen werden.

e. Entrohrung von Gewässern

Holsten, Ochsner, Schäfer, & Trepel (2012) beschreiben als eine weitere Alternative für den Nährstoffrückhalt die Entrohrung von Gewässern. Da in den 1970er Jahren zahlreiche Gewässer verrohrt wurden, sind die Abflussgeschwindigkeiten der Gewässer wesentlich höher und durch die fehlenden Sedimente können kaum Nährstoffe zurückgehalten werden. Die Autoren führen auf, dass das Bauen eines offenen Grabens sowohl von den allgemeinen Umbaukosten als auch nährstofftechnisch günstiger ist.

f. Ausblick

Baumaßnahmen a bis c sind rein technische Lösungen, oder auch „End of Pipe“ Lösungen genannt (Holsten, et al., 2012). Der Begriff stammt aus dem Umweltschutz und beschreibt Maßnahmen, die am Ende einer Prozessionskette stehen. Gegenteilig zu den „End of Pipe“-Lösungen stehen die vorsorgenden Lösungen, die bewirken sollen, dass der Schadstoff, in diesem Fall Nitrat, gar nicht in das Gewässer gelangt (Bundeszentrale für politische Bildung, 2009). Technische Maßnahmen wie Dränwälle müssen aber nicht zwangsweise als letzter Ausweg und als Ende einer Prozesskette angesehen werden. Sie können auch in ein Fließsystem so eingegliedert und gebaut werden, dass die natürliche Reinigungskraft der Fließgewässer unterstützt wird. Diese Arbeit soll erste Erkenntnisse geben, an welchen Stellen sich effluente oder influente Verhältnisse einstellen und mithilfe der Wasserchemie beurteilen, an welchen Stellen viel Nitrat vorkommt. Anhand der Ergebnisse sollen Orte gefunden werden, die sich besonders für diese Baumaßnahmen eignen.

4 Methodik

4.1 Beschreibung des Untersuchungsgebiets

4.1.1 Lage und räumliche Abgrenzung

Das in der vorliegenden Arbeit untersuchte Einzugsgebiet des Niemarkers Landgrabens (Vorrader Landgrabens) liegt südlich von Lübeck in Schleswig-Holstein. Das Einzugsgebiet erstreckt sich vom Krummesser Moor bis zur Mündung in die Wakenitz (Ministerium für Umwelt, 2003). Das Einzugsgebiet zählt gemäß Ministerium für Energiewende (2019) naturräumlich zum östlichen Hügelland, wobei es der Mecklenburgischen Seenplatte zugeordnet werden kann. Insgesamt ist das Einzugsgebiet des Niemarkers Landgrabens 24,55 km² groß, hierfür siehe Abbildung 4.1.

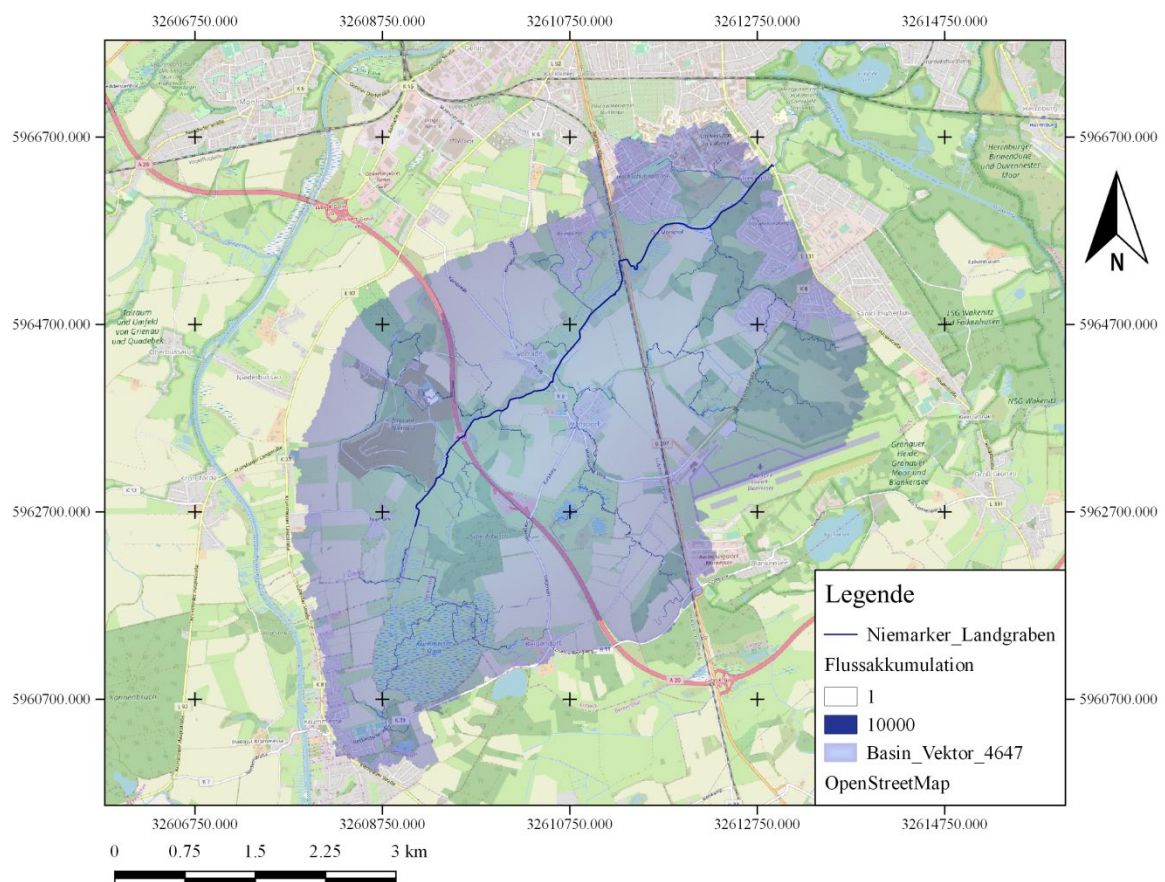


Abbildung 4.1: Das Untersuchungsgebiet des Niemarkers Landgrabens (© GeoBasis-DE/LVermGeo SH [www.LvermGeoSH.schleswig-holstein.de] ; © OpenStreetMap Mitwirkende)

Der Landgraben wurde ursprünglich angelegt, um das Krummesser Moor zu entwässern (Ministerium für Umwelt, 2003). Das erstellte Einzugsgebiet ist durch die Straßendämme der A20 und B75 nicht rund sondern leicht abgekantet. Das Gleiche gilt für die gerade Abkantung im süd-westlichen Teil, da sich dort der Flughafen Blankensee befindet, der über einen Graben entwässert.

4.1.2 Geologie

Das Untersuchungsgebiet liegt im östlichen Hügelland, genauer beschrieben im Lübecker Becken. Für das Gletscherzungenbecken ist der Einfluss des Grundwassers deutlich bemerkbar. Das Wasser kann ganzjährig oberflächennah anstehen, in Form von Stauwasser saisonal auftreten oder beide Zustände treten abschnittsweise auf (Landesamt für Landwirtschaft, 2006). Aus der Bodenübersichtskarte des Landes Schleswig-Holsteins, siehe Abbildung 4.2, lässt sich erkennen, dass das Einzugsgebiet des Niemarkter Landgrabens im Bereich des Landgrabens geprägt ist durch das Niedermoor. Niedermoore sind Böden mit starken organischen Ablagerungen, die meistens aus Torf bestehen. Bei diesen Böden kann sich das Grundwasser auch zeitweise an der Oberfläche befinden. Weiterhin finden sich in dem Gebiet Parabraunerden, die häufig als Geschiebemergel auftreten. Bei Parabraunerden handelt es sich um Böden aus Lehmsand über Lehmschichten. Das Grundwasser steht in diesen Böden meist tiefer als 2 m unter Flur an. Andere Bodenarten sind Posdol-Braunerde, also Böden aus Sand, und Pseudogley-Braunerde, also Böden aus Lehmsand über Schluff. Als Letztes lassen sich im Einzugsgebiet noch Böden aus kolluvialen Ablagerungen finden (Pseudogley-Kolluvial). Diese Böden bestehen aus Lehmsand über Schluff bis Ton.

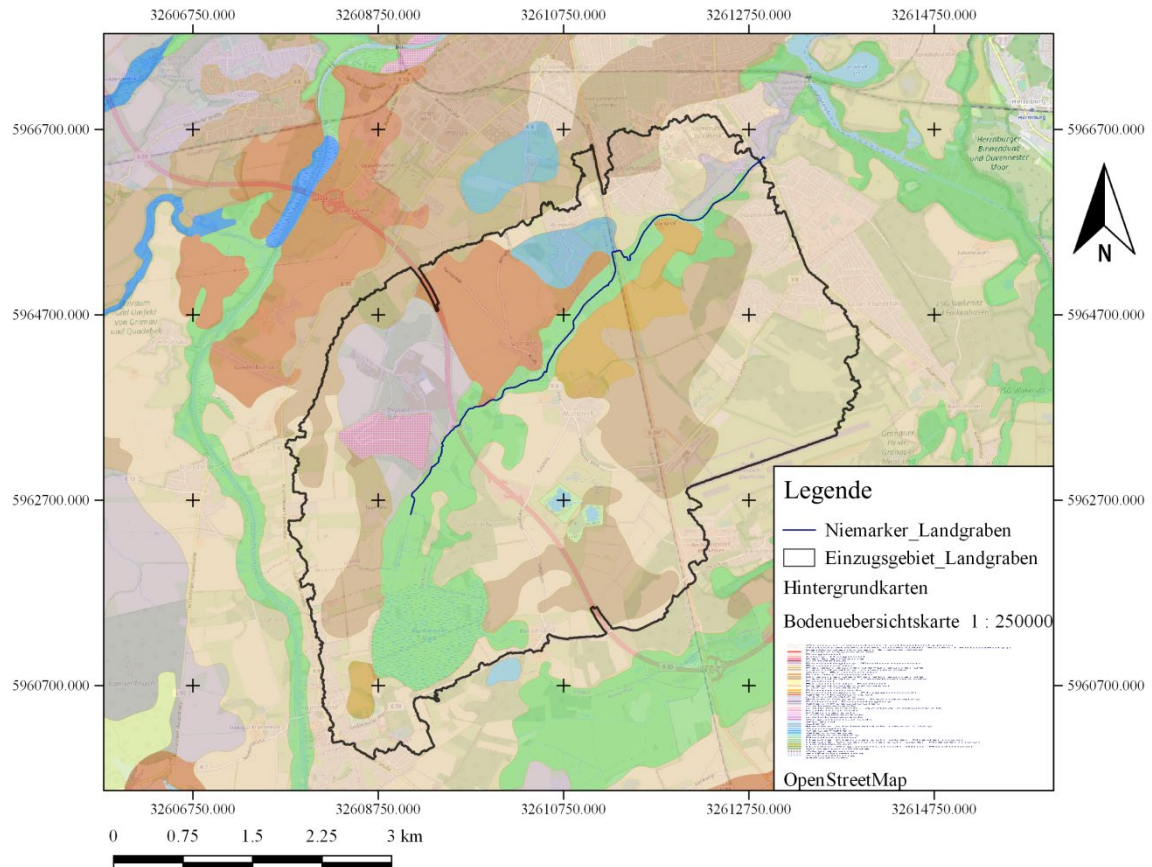


Abbildung 4.2 Bodenübersichtskarte im Einzugsgebiet des Niemarkers Landgrabens (© GeoBasis-DE/LVermGeo SH [www.LvermGeoSH.schleswig-holstein.de] ; © OpenStreetMap Mitwirkende ; © Darstellungsdienst (WMS) für Daten der 'Abteilung 6 - Geologie und Boden' des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holsteins (Geologischer Dienst))

4.1.3 Klimatische Verhältnisse

Klimatisch gesehen sind für die Untersuchung von Stofftransporten in Untersuchungsgebieten der Niederschlag und die Temperatur die wichtigsten meteorologischen Einflussgrößen (Groh, 2008). Das Klima in Lübeck ist vor allem durch die Nähe zum Meer geprägt und weist daher maritime Einflüsse auf. Lübeck wird gemäß Klimaklassifikation von Köppen-Geiger zum warm gemäßigten Regenklima (Cfb-Klima) gezählt, bei dem die mittlere Lufttemperatur des wärmsten Monats unter 22 °C und die des kältesten Monats über -3 °C bleibt. Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt im langjährigen Mittel (1981-2010) 8,8 °C. Beim Niederschlag ist für den gleichen Zeitraum ein langjähriges Mittel von 712 mm zu verzeichnen (Groß & GEO-NET, 2014).

4.1.4 Hydrologie

Innerhalb des untersuchten Einzugsgebietes liegt ein Abflusspegel am Mönkhof, welcher von 1997 bis 2012 aktiv betrieben wurde. Aus der Datenreihe ergibt sich ein mittlerer Wasserstand am Pegel von 3,81 m NN. Der Gesamtabfluss im Einzugsgebiet betrug 2004 etwa 250 mm. Mit einem Verhältnis von 54:46 überwiegt der Direktabfluss leicht. Das kleine Einzugsgebiet reagiert auf Niederschläge, jedoch nimmt der Einfluss mit Einsetzen der Vegetationsperiode stark ab. Durch das Auslaufen des Grundwasserleiters nimmt der grundwasserbürtige Anteil am Abfluss ab. Ab Oktober wird der Grundwasserleiter wieder durch Niederschläge aufgefüllt. Da das untersuchte Einzugsgebiet sehr klein ist, können größere Abweichungen vom Gebietsmittel auftreten, da das Wasser über die Grenzen hinweg am Pegel vorbei strömen kann (Agster, Fischer, Otto, & Stoepker, 2014).

4.1.5 Landnutzung

In dem Untersuchungsgebiet unterscheidet sich die Landnutzung hauptsächlich in drei Kategorien, die mithilfe der Corine Landcover Daten ausgewertet werden. In Abbildung 4.3 lassen sich die Landnutzungen des Einzugsgebiets in bebaute Flächen, landwirtschaftlich genutzte Flächen und Wälder/Wiesen unterteilen. Dabei ist zu erkennen, dass zu den bebauten Flächen die Deponie Niemark und der Flughafen Blankensee zählen. Die bebauten Flächen machen von der Gesamtfläche von 24,55 km² 19 % aus. Der kleinste Anteil sind die Wald- und Wiesenflächen mit 10 % und der größte Anteil ergibt sich aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen mit 71 %.

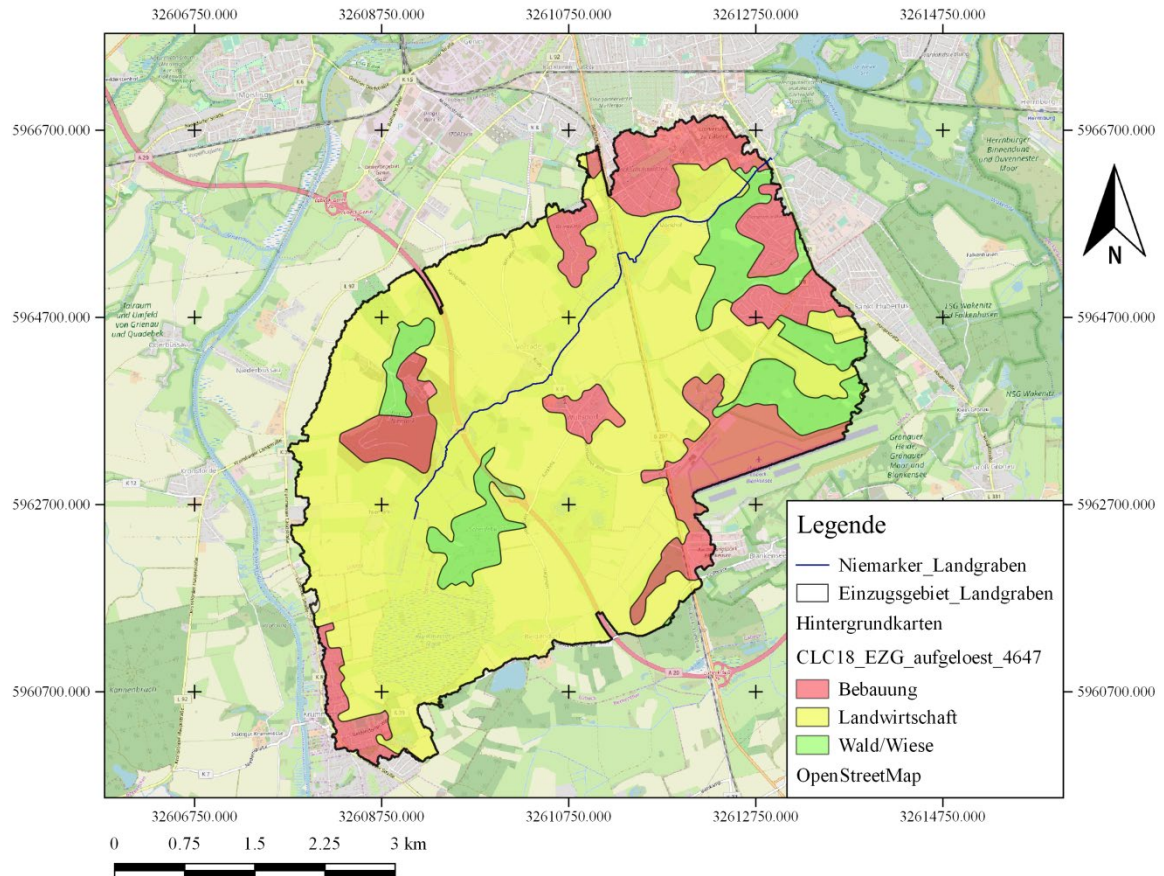


Abbildung 4.3: Landnutzung des Einzugsgebiets; Quelle: CorineLandcover (© GeoBasis-DE/LVermGeo SH [www.LvermGeoSH.schleswig-holstein.de] ; © OpenStreetMap Mitwirkende)

4.2 Auswahl der Messstellen

Mithilfe der Software QGIS wird das Höhenprofil des Niemarker Landgrabens ausgegeben. Die Höhendaten werden in einem gleitenden Mittel dargestellt, um Trends ablesen zu können. Die Bereiche, in denen die Höhen explizit ansteigen, sind die Abschnitte, an denen der Niemarker Landgraben eine Straße schneidet. Ziel der Wahl der Messstellen ist es, Stellen zu finden, an denen Grundwasser dem Landgraben zutritt oder an denen Grundwasser infiltriert. Weiterhin sollen im Grundwasser die Sauerstoffkonzentrationen ausgegeben werden, um Rückschlüsse auf das Denitrifikationspotential zu geben. Die erste ausgewählte Stelle liegt an der A20 und ist über Vorrade erreichbar. Im Höhenprofil lassen sich vor der A20 keine großen Unterschiede im Gelände ausmachen. Das Profil ist trapezförmig und der Landgraben ist zu beiden Seiten stark verkrautet. Im Sohlmaterial lassen sich keine Körnungen erkennen. Das Sohlmaterial ist dunkelbraun, weich und fester Untergrund bildet sich erst 20 cm unter der Schicht. Bei einer Profilbreite von circa 1,60 m lässt sich ein Abfluss erkennen. Die zweite Messstelle liegt an der Brücke in Vorrade, wobei sowohl links als auch rechts der Brücke gemessen werden kann. Beide Seiten sind im Vergleich zur ersten Messstelle stärker verkrautet. Es lässt sich bei

dem circa 2 m breiten trapezförmigen Profil kaum Abfluss erkennen. Die dritte Stelle befindet sich am Gut Mönkhof und es wird auch hier links und rechts der Brücke am Mönkhof gemessen. Die Messstellen Richtung Vorrade sind stark von Schilf bewachsen. Das Profil ist flacher und mit circa 3 m auch breiter. Jedoch ist eine Seite so weit durchnässt, dass der Untergrund nicht mehr standfest ist und das Wasser auch hier an der Oberfläche steht.



Abbildung 4.4 **Stark verkrautete Messstelle am Mönkhof**

Richtung Wakenitz ist das Profil noch breiter mit circa 4 m und der Bewuchs lässt auf beiden Seiten nach. Das Profil liegt unter den Bäumen und der Untergrund zu beiden Seiten ist standfest. Die vierte und letzte Stelle liegt an der Mündung des Niemarkter Landgrabens zur Wakenitz. Dieses Profil lässt sich nur vom Naturpark Wakenitz über einen Wanderweg erreichen. Da sich der Niemarkter Landgraben im Rückstaubereich der Wakenitz befindet ist das Profil hier mit circa 20 m am breitesten.

4.3 Messdurchführung

4.3.1 Messvorbereitungen

Alle für die Messungen verwendeten Geräte werden vom Labor für Hydrologie und Wasserwirtschaft gestellt. Für die Temperatur- Sauerstoff- und Leitfähigkeitsmessungen werden zwei Sonden benötigt inklusive des Ausgabegeräts. Wasserproben werden mithilfe kleiner Wasserflaschen entnommen und nach der Entnahme beschriftet. Die Proben lagern gekühlt bis zur Auswertung mithilfe des Isotopenchronometers. Abflussmessungen erfolgen sowohl mit dem OTT Messflügel als auch mit Tracern. Hierfür werden 6 Flaschen im Labor vorbereitet. 100 g Salz (NaCl) werden auf 1000 ml Wasser aufgelöst für die Messstellen A20, Vorrade und Mönkhof.

Die Grundwassermessungen erfolgen mithilfe einer Piezometerstange. Für die Versuchsdurchführung werden zusätzlich ein Hammer mit Gummikopf, eine Pumpe, kleine Wasserflaschen für die

Probenentnahme, ein Datalogger zum Aufzeichnen des Drucks sowie der Koffer für die Sauerstoff und Leitfähigkeitsmessungen benötigt. Außerdem wird eine Ziehvorrichtung gebaut, die sicherstellen soll, dass der Anfangswiderstand beim Ziehen der Stange überwunden werden kann. Als Letztes werden alle wichtigen Maße des Piezometers aufgenommen, wie die Gesamtlänge, die Länge des Kabels inklusive Datalogger und die Oberkante der Öffnungen des Piezometers, hierfür siehe Abbildung 4.5.



Abbildung 4.5 **Detail des Piezometers, Öffnungen zum Einströmen des Grundwassers**

4.3.2 In-situ Messdurchführung

Der erste Teil der Versuche bezieht sich auf die Untersuchung des Oberflächenwassers, in dem Wasserproben entnommen werden sowie Sauerstoff und Leitfähigkeit gemessen wird. Für die Entnahme der Wasserproben wird ein kleiner Behälter zweimal im Oberflächenwasser ausgespült. Die danach entnommene Probe wird fest verschraubt, mit dem Namen der Messstelle und der Nummer der Probe beschriftet. An der gleichen Stelle werden die Sauerstoff- und Leitfähigkeitssonde mindestens 30 Sekunden ins Wasser gehalten. In diesem Fall wird die Sonde so lange gehalten, bis sich ein Wert einpendelt. An dieser Stelle werden der Sauerstoffgehalt, die Leitfähigkeit und die Temperatur abgelesen.

Der Abfluss des Niemarkter Landgrabens wird mithilfe des OTT Messflügels als der A20 aufgenommen. Es wird ein Profil ausgesucht, das an den Randbereichen wenig verkrautet ist. Die Gesamtbreite wird gemessen und gemäß DIN 748 in Lotrechte aufgeteilt. In jeder Lotrechte wird die Geschwindigkeit gemessen. Für die genaue Auswertung siehe Abschnitt 5.2. Die Randbedingungen des Landgrabens wie eine weiche Gewässersohle und die Verkrautung haben dazu geführt, dass zusätzlich an drei Stellen Abflussmessungen mithilfe von Tracern durchgeführt werden. Hierfür wird an der A20, in Vorrade und am Mönkhof eine Literflasche mit 100 mg Salz in das Gewässer gegeben. Ab dem Zeitpunkt der Zugabe wird in 5 Sekunden Abschnitten die Leitfähigkeit dokumentiert. Zur besseren Durchmischung wird ein Rahmen angefertigt, an dem sich Schläuche befinden. Wird der Tracer davor hinzugegeben, hat das Wasser einen längeren Fließweg um die Schläuche, was eine leichte Turbulenz zur besseren Durchmischung der Probe im Gewässer bewirkt.

Die Grundwassermessungen erfolgen mithilfe des Piezometers. Die Piezometerstange wird in zwei Tiefen ins das Grundwasser mit einem Gummihammer geschlagen. Zuerst werden Messungen in einer Tiefe von 25 cm unter der Grabensohle vorgenommen, siehe Abbildung 4.7. Hierfür wird ein Drucksensor in das Rohr gehangen, der alle 5 Sekunden den Druck misst. Anschließend wird über eine kleine Pumpe Wasser in eine Probenflasche gepumpt. In dieser bräunlichen Probe werden Sauerstoff, Leitfähigkeit und Temperatur des Grundwassers gemessen. Sind diese Messungen erfolgt, wird das Piezometerrohr in 50 cm Tiefe geschlagen. Die genaue Lage wird bei dem Einschlagen mit der Entfernung der Oberkante des Rohres zur Wasserspiegellage überprüft. Die soeben beschriebenen Messungen werden erneut durchgeführt und dokumentiert.



Abbildung 4.6

Grundwassermessungen mit dem Piezometer

5 Ergebnisse und Analyse

Das folgende Kapitel befasst sich mit den gewonnenen Ergebnissen der einzelnen Messungen. Zunächst werden die wasserchemischen Messungen erläutert und analysiert. Anschließend werden die Abflussmessungen ausgewertet und als Letztes werden die Grundwassermessungen mithilfe des Piezometers erörtert. Ziel ist es, die Ergebnisse in Hinblick auf die tatsächliche Nitratreduktion darzustellen und Zonen zu finden, in denen Grundwasser-Oberflächenwasser-Interaktionen auftreten.

5.1 Ergebnisanalyse der wasserchemischen Messungen

Die wasserchemischen Messungen wurden am Freitag den 08.11.2019 an 4 verschiedenen Orten gewonnen. Insgesamt wurden 17 Wasserproben genommen und an den gleichen Stellen der Sauerstoffgehalt, die Leitfähigkeit und die Temperatur gemessen.

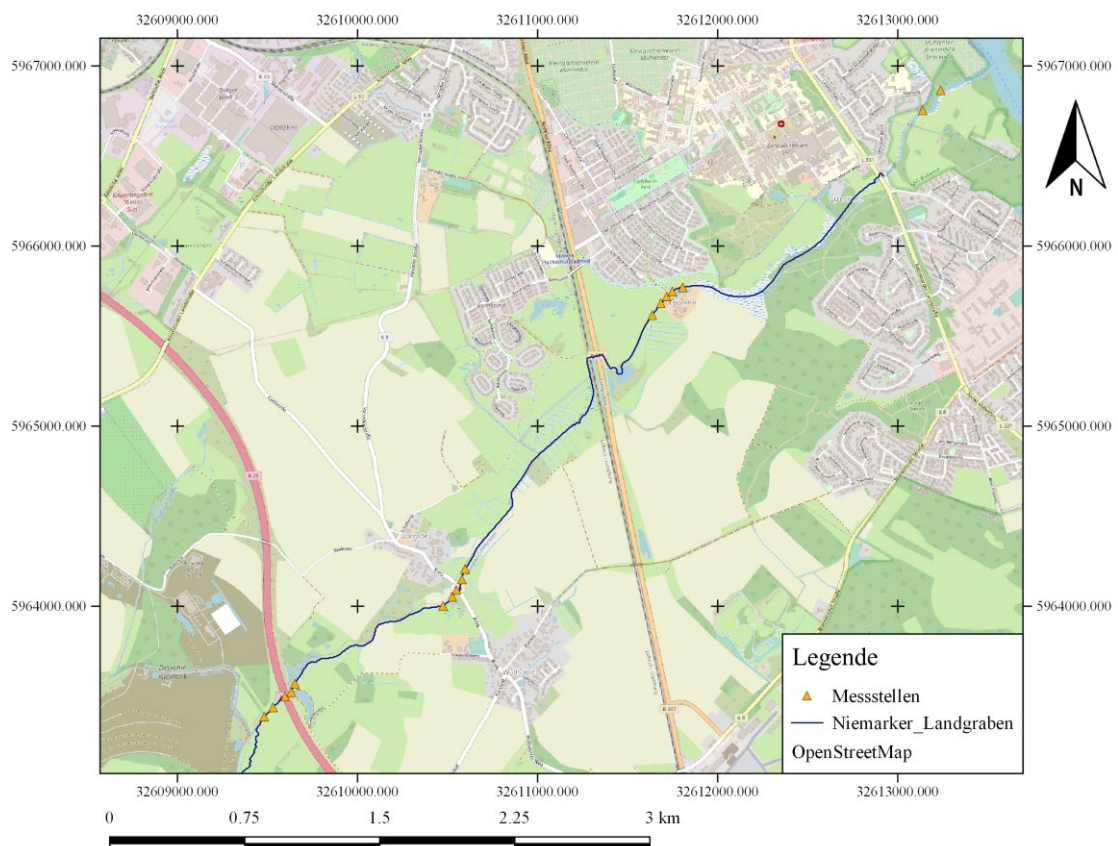


Abbildung 5.1

Übersichtskarte der Entnahmestellen für die Wasserproben. (© GeoBasis-DE/LVermGeo SH
[www.LvermGeoSH.schleswig-holstein.de] ; © OpenStreetMap Mitwirkende)

Abbildung 5.1 zeigt die Entnahmestellen der Wasserproben im Verlauf des Niemarker Landgrabens. Von Südwest bis Nordost sind vier Stellen erkennbar, an denen mehrere Messungen durchgeführt werden. Diese sind im folgenden Verlauf als die Messstellen A20, Vorrade, Gut Mönkhof und Mündung Wakenitz bezeichnet.

Tabelle 5.1 Ergebnisse der wasserchemischen Untersuchungen am Niemarker Landgraben

Wasserchemische Untersuchungen						
Messstelle	Probe Nr.	elektrische Leitfähigkeit [μScm^{-1}]	Temperatur [°C]	Sauerstoffgehalt [mg l^{-1}]	Sauerstoffsättigung bei 1006 hPa [mg l^{-1}]	Sättigung [%]
A20	1	715.00	7.50	9.50	11.90	79.83
	2	716.00	7.30	9.50	11.94	79.56
	3	718.00	7.40	9.47	11.92	79.45
	4	721.00	7.40	9.47	11.92	79.45
	5	721.00	7.40	9.47	11.92	79.45
Vorrade	6	736.00	7.50	8.97	11.90	75.38
	7	737.00	7.50	8.97	11.90	75.38
	8	757.00	7.50	9.00	11.90	75.63
	9	739.00	7.60	8.96	11.86	75.55
	10	738.00	7.50	8.95	11.90	75.21
Gut Mönkhof	11	710.00	7.20	7.25	11.96	60.62
	12	680.00	6.90	6.68	12.04	55.48
	13	680.00	6.80	6.58	12.08	54.47
	14	680.00	6.90	6.46	12.04	53.65
	15	687.00	7.00	6.46	12.00	53.83
Mündung Wakenitz	16	665.00	7.80	5.00	11.78	42.44
	17	670.00	7.70	6.39	11.82	54.06

Die in Tabelle 5.1 dargestellten Ergebnisse werden nachfolgend beschrieben und analysiert. Zunächst fällt auf, dass sich die Leitfähigkeit in jedem Messbereich verändert. Während die Werte von der A20 bis nach Vorrade ansteigen, sind die Werte zwischen Vorrade und dem Gut Mönkhof abfallend. Die Leitfähigkeiten verringern sich noch weiter an der Mündung zur Wakenitz, jedoch sollten für die Betrachtung des Niemarker Landgrabens diese Werte nicht weiter beachtet werden, da sich die

Leitfähigkeit durch den Einfluss der Wakenitz verändert haben kann. Die Ergebnisse der Messungen der Leitfähigkeit sind in Abbildung 5.2 dargestellt.

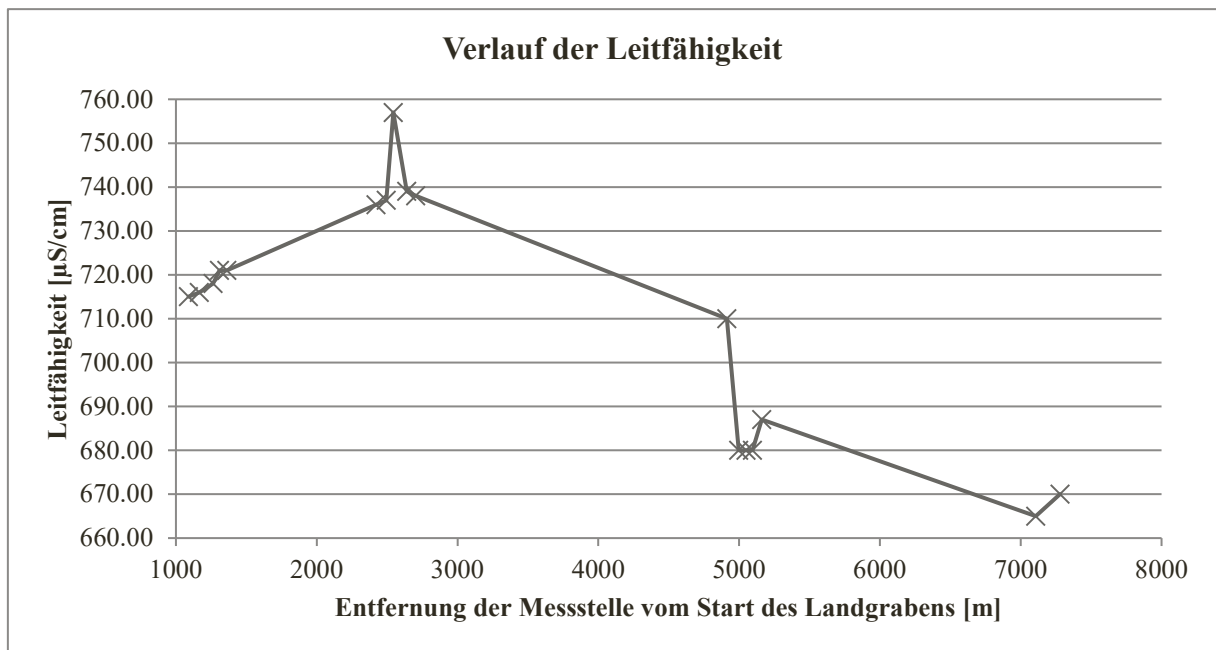


Abbildung 5.2 Gemessene Leitfähigkeiten des Niemarker Landgrabens

Über die Leitfähigkeitsmessungen können verschiedene Hypothesen aufgestellt werden. Zuallererst gibt die elektrische Leitfähigkeit die Anzahl der gelösten Ionen im Wasser an. Je wärmer die Temperatur des Wassers, desto mehr wasserlösliche Stoffe können aufgenommen werden. Zur Vergleichbarkeit von Ergebnissen werden die Messwerte auf eine Temperatur von 25 °C umgerechnet (Baier, 2019). Die aufgenommenen Messungen mit der Leitfähigkeitssonde korrigieren diese Werte automatisch, da gleichzeitig die Temperatur gemessen wird.

Als Nächstes wird auf die unterschiedlichen Sauerstoffgehalte der einzelnen Wasserproben eingegangen. Grundsätzlich ist festzustellen, dass die Sauerstoffgehalte im Verlauf des Niemarker Landgrabens abfallen. Während an der ersten Messstation der A20 die Sauerstoffgehalte um die 9,5 mg l⁻¹ liegen, ist ein Abfall von circa 0,5 mg l⁻¹ bis zur Messstelle in Vorrade zu erkennen. Die Ergebnisse der Sauerstoffmessungen sind in Abbildung 5.3 dargestellt.

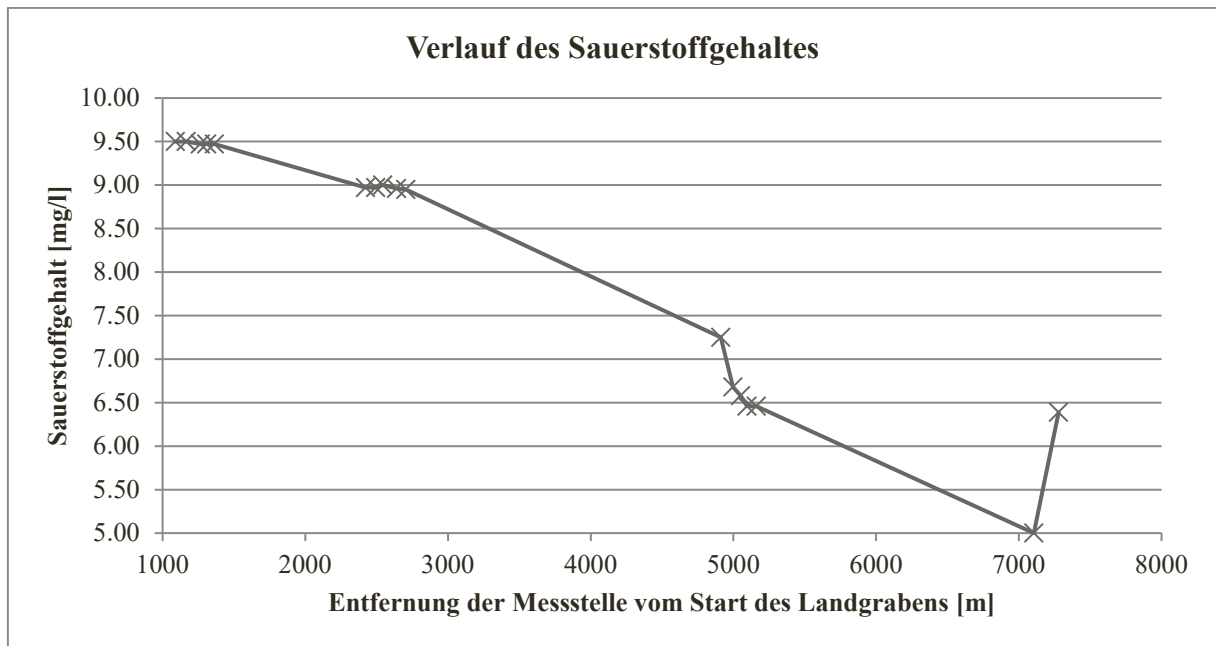


Abbildung 5.3 Gemessene Sauerstoffgehalte des Niemarker Landgrabens

Die abfallenden Sauerstoffgehalte können unterschiedliche Gründe haben. Als Erstes ist zu bemerken, dass der Abfall nur zustande kommen kann, sofern die Sauerstoffproduktion im Gewässer geringer ist als die Sauerstoffzehrung. Die Sauerstoffproduktion im Gewässer hängt zum Beispiel von der Turbulenz und der Fließgeschwindigkeit im Gewässer ab. Langsames, laminar oder nur leicht turbulent strömendes Wasser wie im Niemarker Landgraben nimmt nur wenig Sauerstoff auf. Ein weiterer Einfluss auf die Sauerstoffaufnahme hat auch das Verhältnis von der Oberfläche zum Volumen. Breite und flache Oberflächengewässer nehmen mehr Sauerstoff auf als schmale und tiefe Gewässer. Im Niemarker Landgraben ist die Sauerstoffproduktion geringer als die Sauerstoffzehrung. In dem untersuchten Einzugsgebiet kann die Sauerstoffzehrung durch nachfolgend beschriebene Möglichkeiten verursacht sein. Einerseits könnte der Grund für den abfallenden Sauerstoffgehalt die Eutrophierung sein, also das übermäßige Algenwachstum durch das Nährstoffüberangebot. Durch den Bewuchs an der Oberfläche kann weniger Sauerstoff über die Gewässeroberfläche aufgenommen werden und es kommt zur Sauerstoffarmut. Auf der anderen Seite kann der Abbau von Stoffen im Gewässer durch Bakterien verursacht sein, die mithilfe von Sauerstoff Umwandlungsprozesse durchführen. Als Letztes kann der Abbau von Sauerstoff durch Grundwasser-Oberflächenwasser-Interaktionen und durch das durchströmen des hyporheischen Interstitials verursacht sein. Der gelöste Sauerstoff kann einerseits im Grundwasser durch Oxidationsprozesse bereits abgebaut sein, was „reduziertes Wasser“ genannt wird (Hölting & Coldewey, 2013). Tritt dieses Wasser dem Niemarker Landgrabend über effluente Bedingungen zu, verringert sich der Sauerstoffgehalt. Auf der anderen Seite kann das Grundwasser den Sauerstoffgehalt im hyporheischen Interstitial verringern, da in dieser mikrobiell hochaktiven Zone sehr viele Umwandlungsprozesse stattfinden.

Allgemein kann die Bewertung des Sauerstoffgehaltes in Bezug auf die Gewässergüteklasse bewertet werden. Grundlegend ist ein Sauerstoffgehalt im Gewässer von mehr als 3 mg l^{-1} erforderlich, damit das Fischsterben vermieden wird. Im Bericht von Schneider, Neitzel, Schaffrath, & Schlumprecht (2003) werden leitbildorientierte Werte genannt, die eingehalten werden sollen, um eine gute Gewässergüteklasse zu erreichen. So ist auf Seite 38 des Berichtes beschrieben, dass der Anteil an gelöstem Sauerstoff in der Richtlinie Fischgewässer $> 6 \text{ mg l}^{-1}$ betragen soll, um die Existenzbedingungen von aquatischen Lebensgemeinschaften im Süßwasser einzuhalten.

Aus den gemessenen Sauerstoffgehalten im Niemarker Landgraben wird die Sauerstoffsättigung ermittelt. Die Sauerstoffsättigung ist der Vergleichswert zwischen dem tatsächlichen Sauerstoffgehalt im Gewässer und bei der Luftdruck und der Temperatur möglichem maximalen Sauerstoffgehalt. Der Luftdruck, der am 8.11.19 herrschte, kann mit 1006 hPa angenommen werden. Über Internetchemie (2017) werden die maximalen Sauerstoffgehalte im Gewässer in die Tabelle übertragen. Eine Bemerkung ist hierbei, dass dieser Sauerstoffgehalt einer Sauerstoffsättigung von 100 % entspricht. Anschließend wird der tatsächliche Sauerstoffgehalt durch den Sättigungswert geteilt und mit 100 multipliziert. Die Sauerstoffsättigung ist in Abbildung 5.4 dargestellt. Die Sauerstoffsättigung fällt auch hier ab von anfangs knapp 80 % an der A20 bis unter 50 % an der Mündung zur Wakenitz. Nur für die letzte Probe ist wieder ein Anstieg zu verzeichnen.

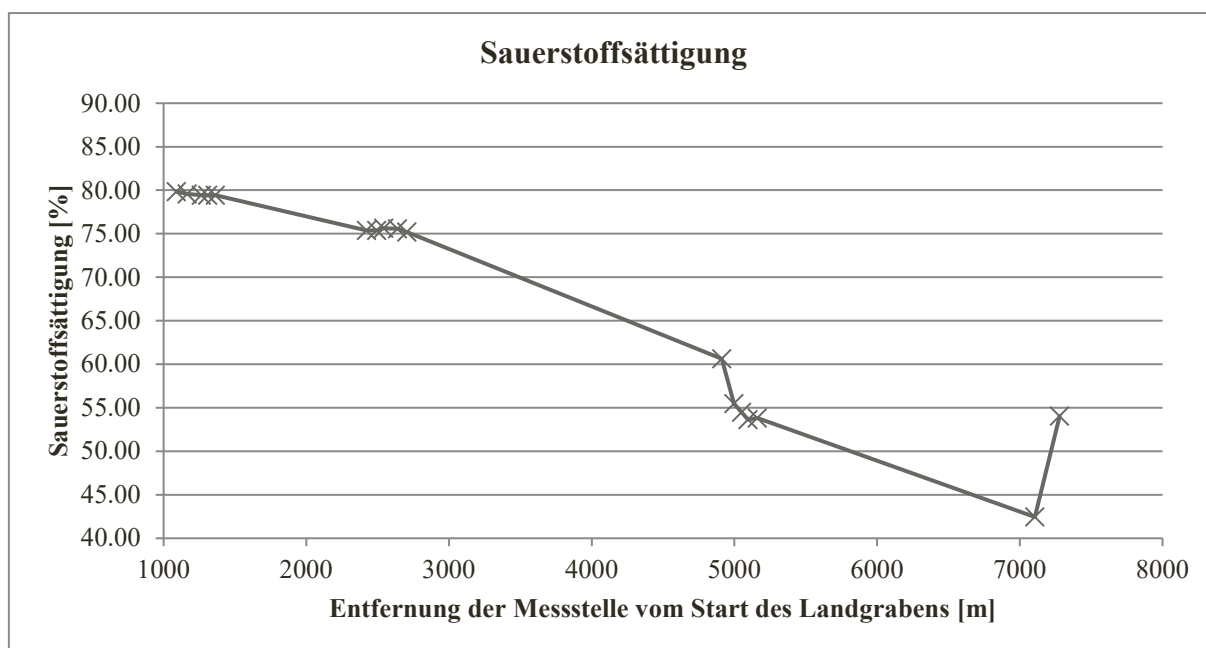


Abbildung 5.4

Sauerstoffsättigungen des Niemarker Landgrabens

Zusätzlich werden die genommenen Wasserproben mithilfe der Isotopenchromatographie auf Chlorid, Nitrit, Nitrat und Sulfat untersucht. Die Messergebnisse werden ausführlich in Tabelle 5.2 gezeigt. Die Proben behalten die gleiche Nummerierung wie bei den Sauerstoff- und Leitfähigkeitsmessungen und sind in der Tabelle als Ident beschrieben. Zusätzlich wird die Entfernung zum Ursprung des Niemarkers Landgrabens gegeben. Die Werte stammen aus der Analyse des Landgrabens in QGIS. Der Verlauf des Niemarkers Landgrabens wird als Punktdatensatz dargestellt, deren Koordinaten und die Entfernung zum ersten Punkt bekannt sind. Da die Messstellen in QGIS eingetragen werden, kann nun an dieser Stelle die Entfernung gemessen werden.

Tabelle 5.2 Ergebnisse Wasserproben des Oberflächenwassers im Niemarkers Landgraben

Messergebnisse Isotopen Massenspektrometrie					
Ident	Entfernung	Chlorid	Nitrit	Nitrat	Sulfat
	[m]	[mg l ⁻¹]	[mg l ⁻¹]	[mg l ⁻¹]	[mg l ⁻¹]
1 A20	1090	13.753	< 0,1	0.481	13.026
2 A20	1166	38.249	< 0,1	8.997	83.961
3 A20	1264	38.634	< 0,1	8.923	85.001
4 A20	1310	39.174	< 0,1	9.140	85.341
5 A20	1363	39.122	< 0,1	8.962	85.373
6 Vorrade	2422	46.561	< 0,1	8.853	84.353
7 Vorrade	2494	46.588	< 0,1	8.224	84.472
8 Vorrade	2544	46.851	< 0,1	8.046	84.360
9 Vorrade	2640	47.238	< 0,1	8.403	84.299
10 Vorrade	2704	47.165	< 0,1	8.360	84.345
11 Mönkhof	4912	37.048	< 0,1	5.090	60.145
12 Mönkhof	4997	42.244	< 0,1	7.114	73.021
13 Mönkhof	5050	42.258	< 0,1	6.535	73.104
14 Mönkhof	5095	42.658	< 0,1	6.357	72.750
15 Mönkhof	5161	43.867	0,118	6.388	73.911
16 Wakenitz	7106	43.077	0,131	4.884	65.307
17 Wakenitz	7279	43.145	0,077	4.793	65.793

In der Tabelle 5.2 ist als erster analysierter Stoff Chlorid gezeigt. Die Konzentration an der ersten Messstelle ist mit 13.753 mg l^{-1} der niedrigste Wert. An der A20 steigen dann die nächsten Werte auf mehr als 38 mg l^{-1} an. Anschließend steigt die Konzentration auf mehr als 46 mg l^{-1} in Vorrade an, wobei die höchste gemessene Konzentration bei 47.238 mg l^{-1} liegt. Anschließend sinkt die Konzentration am Mönkhof wieder und verändert sich an der Mündung zur Wakenitz kaum. Sie Messergebnisse sind noch in Abbildung 5.5 entlang des Weges dargestellt.

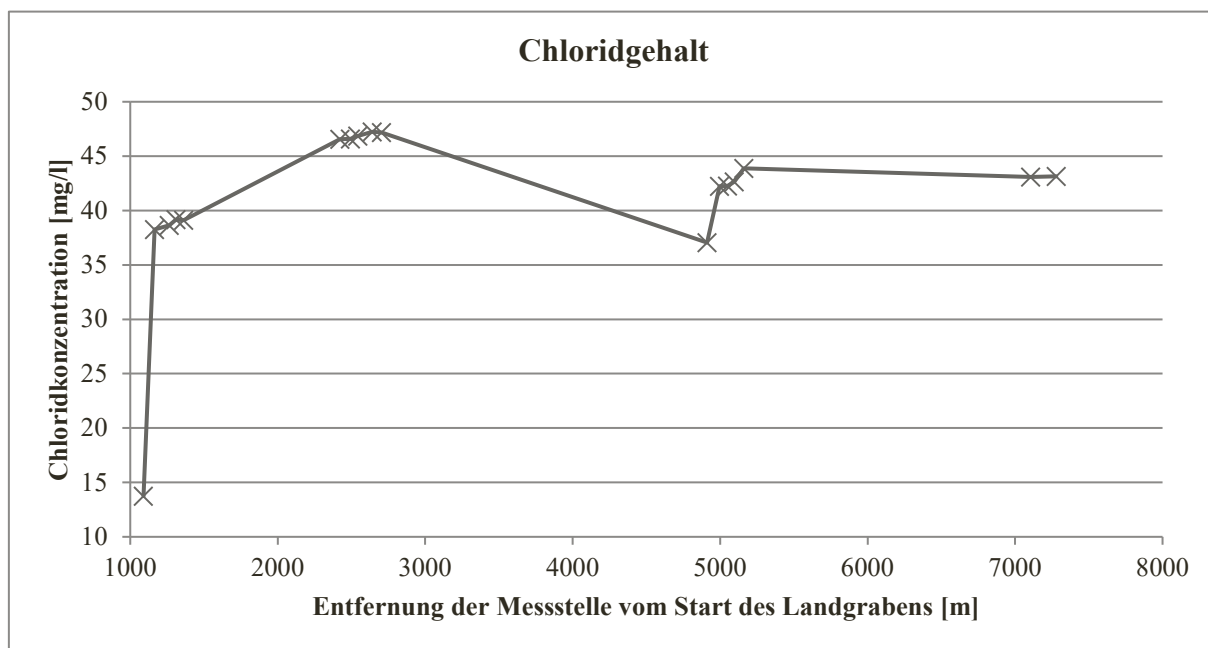


Abbildung 5.5 Messergebnisse der Chloridkonzentrationen

Des Weiteren ist die Nitritkonzentration entlang des Landgrabens dargestellt. Nur an drei Messstellen überschreitet sie 0.1 mg l^{-1} und ist daher nicht weiter relevant. Nitrit sollte nicht in Gewässern in erhöhter Konzentration vorkommen, da es stark fischgiftig ist. Da Nitrit jedoch ein rektionsfreudiger Stoff im Stickstoffkreislauf ist, der im Zuge der Nitrifikation von Ammonium (NH_4^+) zu Nitrat (NO_3^-) nur kurzzeitig auftritt, lässt sich an dieser Stelle festhalten, dass die Messergebnisse nicht kritisch sind. Als Nächstes wird der Nitratgehalt im Landgraben dargestellt, hierfür siehe Abbildung 5.6. Die erste Messung an der A20 zeigt auch bei diesem Stoff die geringste Konzentration von 0.481 mg l^{-1} . Anschließend folgt ein deutlicher Sprung auf fast 9 mg l^{-1} . Es ist festzuhalten, dass die Nitratkonzentration an der A20 und in Vorrade um zwischen 8 und 9 mg l^{-1} liegen. Erst ab der Messstelle Mönkhof sinkt die Konzentration auf 5 mg l^{-1} und steigt anschließend auf 7.1 mg l^{-1} . Die letzten drei Messstellen weisen am Mönkhof Nitratkonzentrationen um die 6.4 mg l^{-1} auf. Ein Konzentrationsabfall folgt dann an der Mündung zur Wakenitz auf circa 4.8 mg l^{-1} .

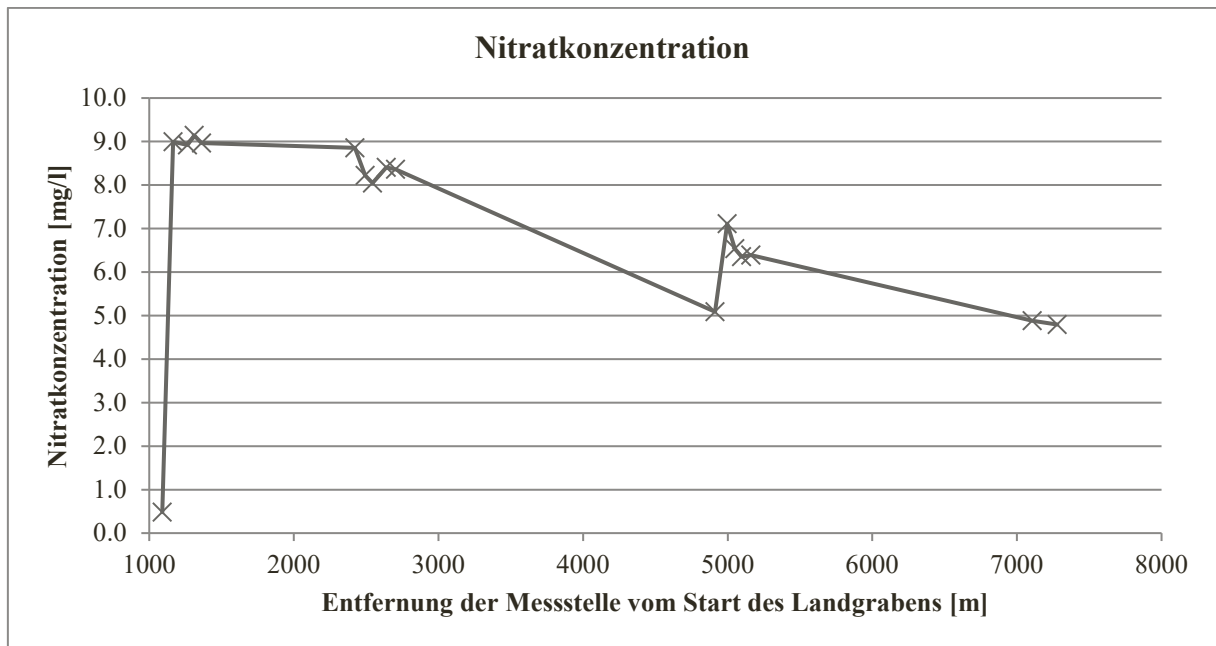


Abbildung 5.6 Messergebnisse der Nitratkonzentrationen

Zuletzt wird die Sulfatkonzentration im Niemarker Landgraben dargestellt. Auch hier ist die Sulfatkonzentration an der ersten Messstelle mit 13.02 mg l^{-1} an geringsten. Anschließend steigen die Werte über 80 mg l^{-1} an der A20 und in Vorrade. Am Mönkhof sinken die Konzentrationen erst auf 60 mg l^{-1} und danach steigen sie wieder um die 73 mg l^{-1} . Die Ergebnisse an der Mündung zur Wakenitz zeigen Konzentrationen um die 65 mg l^{-1} . Die Ergebnisse werden in Abbildung 5.7 gezeigt. Sulfate kommen im Oberflächenwasser auf natürlichem Wege durch sulfathaltige Gesteinsbestandteile vor. Alle gemessenen Werte liegen im Vergleich unter dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 250 mg l^{-1} und sind somit unbedenklich (Niedersächsisches Ministerium für Umwelt).

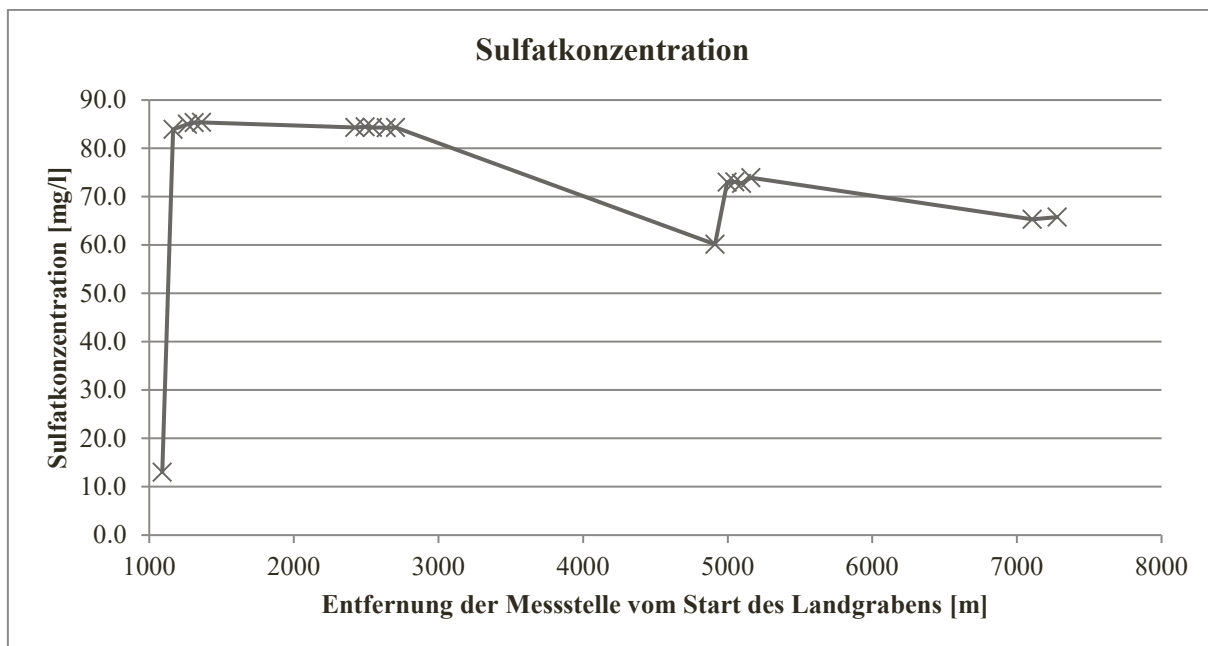


Abbildung 5.7 Messergebnisse der Sulfatkonzentration

Zur Einordnung der Messergebnisse werden Daten vom Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume herangezogen. Diese Daten werden über den Umweltatlas des Landes Schleswig-Holstein abgerufen. Für das Jahr 2018 liegen für jeden Monat Messungen der Flusschemie an der Stelle A20 vor. Diese Werte werden in Tabelle 5.3 dargestellt. Darin sind das Datum der Messung, die Wassertemperatur, elektrische Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und –Sättigung, Chloridgehalt und Nitratgehalt gezeigt. Bei diesen Messdaten handelt es sich um eine Messreihe von 12 Monaten, die eine Stichmessung in jeden Monat verzeichnet. Die Tagesmessungen spiegeln jedoch nur die Werte für diesen Tag und nicht den ganzen Verlauf eines Monats.

Tabelle 5.3 Fluschemie des Niemarker Landgrabens im Jahr 2018; Daten © Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein, abgerufen auf <http://www.umweltdaten.landsh.de/>

Fluschemie des Niemarker Landgrabens im Jahr 2018						
Gewässer: Vorrader Landgraben (962494)						
Messstelle: Landgraben unter der A20 (126249)						
Datum der Messung	Wasser-temperatur [°C]	Messwerte				
		elektrische Leitfähigkeit [μScm^{-1}]	Sauerstoff-gehalt [mg l ⁻¹]	Sauerstoff-sättigung [%]	Chloridgehalt [mg l ⁻¹]	Nitratgehalt [mg l ⁻¹]
10.01.2018	4.90	599.00	9.19	71.20	40.00	3.97
07.02.2018	3.90	757.00	10.38	78.30	59.00	3.12
22.03.2018	4.90	559.00	9.89	77.90	39.00	2.96
19.04.2018	12.10	679.00	10.42	96.10	43.00	1.89
30.05.2018	15.50	698.00	6.99	69.40	49.00	1.38
26.06.2018	18.40	747.00	8.17	88.10	61.00	1.13
01.08.2018	17.90	671.00	7.15	74.30	53.00	0.87
21.08.2018	16.90	772.00	8.39	86.40	55.00	0.57
27.09.2018	14.30	754.00	8.19	79.30	59.00	0.68
23.10.2018	9.90	727.00	8.78	78.10	54.00	0.94
27.11.2018	5.40	760.00	9.73	76.40	51.00	0.79
18.12.2018	6.30	785.00	7.95	64.10	47.00	1.75

In Tabelle 5.3 lässt sich erkennen, dass die Wassertemperatur des Niemarker Landgrabens zwischen 3.9 °C im Februar und 18.40 °C im Juni schwankt. Zur Zeit der Messung am 8.11.19 beträgt die Mittlere Temperatur im Landgraben 7.35 °C, was sich unterscheidet von den 2018 gemessenen 5.40 °C im November. Wahrscheinlich war der Monat November 2018 kälter als 2019. Die elektrische Leitfähigkeit liegt die Spanne der Messungen zwischen 559 μScm^{-1} im März und 785 μScm^{-1} im Dezember. Somit unterscheidet sich die Leitfähigkeit um 229 μScm^{-1} . Die Untersuchung der Fluschemie zeigt im November 2018 einen Messwert von 760 μScm^{-1} und die Ergebnisse der Messungen vom 08.11.2019 ergeben im Mittel 718 μScm^{-1} im Bereich der A20. Da die Werte nur 6 % voneinander abweichen, kann davon ausgegangen werden, dass diese Messungen im normalen Bereich liegen. Der Sauerstoffgehalt des Niemarker Landgrabens weist in den Daten des Ministeriums Sauerstoffgehalte zwischen 6.99 mg l⁻¹ im Mai und 10.42 mg l⁻¹ im April auf. Grundsätzlich lässt sich festhalten, dass in den Wintermonaten Januar bis April der Sauerstoffgehalt höher ist als in den Sommermonaten. Im November 2018 liegt der Sauerstoffgehalt bei 9.73 mg l⁻¹, was im Vergleich zu den durchgeführten Messungen kaum abweicht,

da der gemessene Sauerstoffgehalt hier bei 9.48 mg l^{-1} an der A20 liegt. Der Ergebnisvergleich liegt nur für den Bereich der A20 und es fehlen vergleichende Daten für die anderen Messstellen. Die Sauerstoffkonzentrationen an der A20 lassen sich in den Daten des Ministeriums für das ganze Jahr als positiv bewerten, da für die gute ökologische Qualität des Gewässers ein Sauerstoffgehalt von mehr als 6 mg l^{-1} vorzufinden sein sollte (Schneider, Neitzel, Schaffrath, & Schlumprecht, 2003). Die niedrigsten Werte Sauerstoffsättigung liegen im Dezember bei 64.10 % und im Mai bei 69.40 %. Alle anderen Messwerte überschreiten 70 % und im April liegt die Sättigung sogar bei 96.10 %. Im Bereich der A20 wurden im November 2019 auch im Mittel Sauerstoffsättigungen von fast 80 % vorgefunden. Jedoch fehlen auch hier vergleichbare Werte über das Jahr gesehen aus Vorrade und von dem Mönkhof. Auch hier wäre es spannend, beobachten zu können, ob die Sättigung abnimmt. Als weiterer Vergleichswert wird der Chloridgehalt herangezogen. Während die Werte im November 2019 im Mittel bei 41 mg l^{-1} liegen, ist der gemessene Wert im November 2018 mit 51 mg l^{-1} etwas höher. Grundsätzlich lässt sich festhalten, dass die Chloridkonzentrationen zwischen 39 und 61 mg l^{-1} schwanken. Anhand dieser Werte ließe sich der Niemarker Landgraben in die Gewässergüteklasse II einordnen, da in dieser Klasse die Chloridkonzentration $< 100 \text{ mg l}^{-1}$ sein soll (Schneider, Neitzel, Schaffrath, & Schlumprecht, 2003). Der letzte und für diese Arbeit bedeutendste Vergleich ist der Vergleich der Nitratkonzentrationen. Die niedrigsten Werte wurden im August 2018 mit 0.57 mg l^{-1} gemessen und die höchsten Werte ergeben sich im Januar mit 3.97 mg l^{-1} . Über das Jahr 2018 gesehen sinken die Konzentrationen ab Januar und steigen ab September wieder an. Die sinkenden Konzentrationen können mit dem Einsetzen der Vegetationsperiode zusammenhängen und dem infolgedessen erhöhten Nährstoffbedarf. Grundsätzlich lässt sich jedoch festhalten, dass die Konzentrationen mit weniger als 4 mg l^{-1} nicht als bedenklich eingestuft werden sollten. Der wichtigere und interessantere Aspekt ist jedoch, dass die Messwerte von November 2019 diese Vergleichswerte deutlich überschreiten. Bis auf eine Ausnahme liegen die Nitratkonzentrationen von der A20 bis nach Vorrade über 8 mg l^{-1} . Dieser Wert weicht deutlich von der gemessenen Konzentration im November 2018 von 0.79 mg l^{-1} ab. Auch im weiteren Verlauf des Niemarker Landgrabens am Mönkhof und an der Mündung zur Wakenitz liegen die Nitratkonzentrationen über 4 mg l^{-1} . An dieser Stelle lässt sich vermuten, dass die Nährstoffe nicht im Boden gehalten werden konnten oder dass Nitrat über die Dränagen in das Wasser eingetreten ist. Ein weiterer Aspekt könnten die Entwässerungsgräben sein, die ursprünglich angelegt wurden, um die moorigen Flächen für die Landwirtschaft nutzbar zu machen. Die letzte Möglichkeit ist, dass es sich um eine zeitlich begrenzte Erhöhung handelt. Die Messung eines Tages kann nicht die Konzentration des ganzen Jahres widerspiegeln. Alles in allem lässt sich nur bestätigen, dass die Werte höher sind als die aufgenommenen Werte des Ministeriums.

5.2 Ergebnisanalyse der Abflussmessungen

Der Abfluss an der Messstelle A20 wurde am 08.11.2019 mithilfe des OTT Messflügels aufgenommen. Hierfür wurde das Verfahren verringerter Messpunkte gemäß DIN 748 verwendet. Da die Gewässersohle durch feine Ablagerungen und die Uferbereiche durch starke Verkrautung nicht erfassbar waren, wurde als Verfahren verringerter Messpunkte die Einzelmessung verwendet. Bei dieser Messmethode wird davon ausgegangen, dass bei einer gleichmäßigen Geschwindigkeitsverteilung über die Tiefe die mittlere Geschwindigkeit in 60 % der Tiefe unter der Wasserspiegellage gemessen werden kann. Die mittlere Geschwindigkeit ergibt sich dabei wie folgt:

$$v_m = v_{0,6} [m s^{-1}] \quad (5.1)$$

Mit

v_m = Mittlere Fließgeschwindigkeit einer Messlotrechte in $[ms^{-1}]$

$v_{0,6}$ = Fließgeschwindigkeit in 60 % der Tiefe in $[ms^{-1}]$

Bei einer Breite des Profils von 1,80 m müssen laut DIN zwischen 7 und 12 Lotrechten aufgenommen werden. In diesem Fall wurden 8 Lotrechten im Abstand von jeweils 0,2 m gemessen. Abbildung 5.8 zeigt die einzelnen aufgenommenen Werte. B ist die Entfernung zum Ufer bezogen auf das linke Ende des Profils. An der Lotrechte steht die Gesamthöhe von der Sohle bis zur Wasserspiegellage gemessen und unten ist die aufgenommene Geschwindigkeit dargestellt, die in einem Zeitraum von 30 Sekunden pro Messung aufgenommen wird.

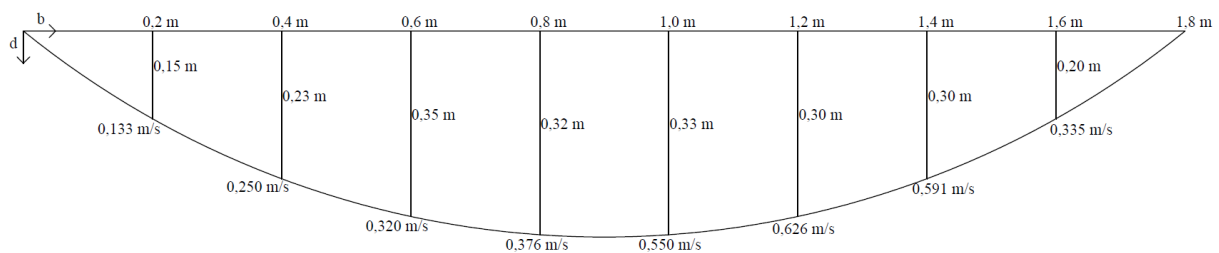


Abbildung 5.8 Messungen der Lotrechten und Geschwindigkeiten mithilfe des OTT Messflügels

Der Abfluss wird anschließend nach dem Verfahren des mittleren Querschnitts berechnet:

$$Q = (b_{n+1} - b_n) * \left(\frac{d_{n+1} + d_n}{2} \right) * \left(\frac{v_{n+1} + v_n}{2} \right) [m^3 s^{-1}] \quad (5.2)$$

Mit

b_n = Abstand der Lotrechte zum Bezugsnullpunkt in [m]

d_n = Gesamthöhe der Lotrechte in [m]

v_n = Gemessene Geschwindigkeit in $[ms^{-1}]$

Aus der oben beschriebenen Formel ergibt sich ein Abfluss von $0,161 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. Während der Messung war ein Abfluss zu erkennen, jedoch haben die Randbedingungen der Messungen, wie die starke Verkräutung an allen Messstellen, die Messung nicht praxistauglich gemacht. Zur Gewinnung von vergleichbaren Werten wurde am 12.11.19 ein weiteres Mal der Abfluss gemessen. In diesem Fall werden wie in Kapitel 4.5 beschrieben jedoch Tracer vorbereitet, deren Ergebnisse nachfolgend analysiert werden.

Der Versuch mit dem Natrium Chlorid Tracer (Salz) wird, wie in Kapitel 4.5 beschrieben, durchgeführt. Alle gemessenen Leitfähigkeiten werden in einer Tabelle übertragen und der Versuch an den drei Messstellen A20, Vorrade und Mönkhof ausgewertet. Für die Berechnung des Abflusses jeder Messstelle wird folgende Formel verwendet:

$$Q = \frac{m}{\int c * \Delta t} [l s^{-1}] \quad (5.3)$$

Mit

m = Masse des Salzes (NaCl) = 100 [g]

c = Gemessene Konzentration je Zeitschritt $[gl^{-1}]$

Δt = Zeitschritte der Messungen = 5 [s]

Angewendet auf die Daten ergeben sich aus Formel 5.3 die in Tabelle 5.5 dargestellten Ergebnisse. An der A20 hat sich am 12.11.19 ein Abfluss von $25,43 \text{ ls}^{-1}$ ergeben. Weiter in Richtung Wakenitz an der Messstelle Vorrade wird ein Abfluss von $48,93 \text{ ls}^{-1}$ gemessen und am Gut Mönkhof beträgt der Abfluss $51,81 \text{ ls}^{-1}$.

Tabelle 5.4 Ergebnisse der Abflussmessungen mithilfe von Tracern

Abflussmessungen Tracer			
Messwert	A20	Vorrade	Gut Mönkhof
Q [ls ⁻¹]	0.025	0.049	0.051
Q [m ³ s ⁻¹]	25.43	48.93	51.81

Zur Überprüfung der Ergebnisse wird der Verlauf der Salzkonzentration über die Zeit geplottet. Die Darstellung deutet klar darauf hin, dass während der Messungen in Vorrade und am Gut Mönkhof die Lösung noch nicht vollständig durchmischt war. Folglich wird der Abfluss an diesen beiden Stellen unterschätzt. Als Vergleichswert dieser Messungen wird die von der Technischen Hochschule Lübeck betriebene Station am Gut Mönkhof herangezogen. An dieser Stelle werden die Fließgeschwindigkeit und die Wassertiefe mithilfe von ADCP Messungen aufgenommen. Die gemessene Lotrechte befindet sich am tiefsten Punkt des Profils. Da bisher keine Wasserstands-Abfluss-Beziehung an dieser Stelle besteht, wird die Geschwindigkeit über die Fläche integriert. Für den mittleren Abfluss wird der Wert mit dem Faktor 0.6 multipliziert, um den Mittelwert der logarithmischen Geschwindigkeitsverteilung zu bekommen. Somit ergibt sich am Mönkhof am 12.11.19 ein Abfluss von 64.20 ls⁻¹. Verglichen mit dem Abfluss aus dem Tracerversuch ergibt sich eine Abweichung von 19.2 %. Alle weitere Auswertung erfolgt aufgrund der Ergebnisse des Tracerversuchs. Als Erstes wird darauf hingewiesen, dass die Messwerte den Abfluss an diesem Tag unterscheiden. Weiterhin ist es besonders wichtig darauf zu verweisen, dass die aufgenommenen Messungen nur Stichmessungen an einem Tag widerspiegeln und sich die Abflusssituation des Einzugsgebiets sehr schnell ändern kann.

Nichtsdestotrotz können die Abflussmessungen wichtige Trends und Tendenzen zeigen. Die in Tabelle 5.4 gezeigten Ergebnisse deuten darauf hin, dass der Abfluss des Niemarkter Landgrabens im Bereich zwischen der A20 und Vorrade deutlich ansteigt. Im Bereich zwischen Vorrade und dem Gut Mönkhof steigt der Abfluss nur leicht. Insgesamt lässt sich hier festhalten, dass der Abfluss im Verlauf des Niemarkter Landgrabens zunimmt. Dies kann verschiedene Ursachen haben. Der Zuwachs kann dadurch erklärt werden, dass die Fläche um den Landgraben mooriges Gebiet ist und viele landwirtschaftliche Gräben angelegt wurden zur Flächenentwässerung. Folgt man den Satellitenbildern des Landgrabens, so lassen sich mehrere kleine Gräben erkennen. Wie in Kapitel 4.1.2 beschrieben, sind moorige Gebiete durch hohe Grundwasserstände ausgezeichnet. Dies würde als zweite Ursache auch erklären, dass Grundwasser dem Landgraben zufließt. Effluente Bedingungen stellen sich ein und es kommt zu Grundwasser-Oberflächenwasser-Interaktionen im Landgraben. Schätzungsweise sind sogar 80 % des Abflusses verursacht durch Grundwasserzutritte über die Gewässersohle (Külls, 2019).

Um den Trend der Zuflüsse deutlicher darzustellen, werden mithilfe der Software QGIS die Teileinzugsgebiete in Abhängigkeit der Abflussmessstellen erstellt. Das Einzugsgebiet der Messstelle A20 beträgt 7,144 km². Ausgehend von der Messstelle Vorrade ergibt sich eine Größe von 14,741 km² und ab dem Gut Mönkhof ist das Einzugsgebiet 17,818 km² groß. Die Ergebnisse sind in Tabelle 5.5 dargestellt und sind im Anhang A.1 als Karte zu sehen.

Tabelle 5.5 **Größe der Teileinzugsgebiete ausgehend von den Abfluss Messstellen**

Einzugsgebiete	
Bereich	Größe [km ²]
A20	7.144
Vorrade	14.741
Gut Mönkhof	17.818
Landgraben Gesamt	24.55

Um den Zuwachs oder Verlust von Abfluss zu verdeutlichen, wird die Einzugsgebietsgröße in Bezug auf den gemessenen Abfluss in Abbildung 5.9 dargestellt. Im Bereich zwischen der A20 und Vorrade steigt das Verhältnis stark an. Über eine kurze Distanz von circa 1,3 km steigt der Abfluss von 25,43 ls⁻¹ auf 48,93 ls⁻¹. Daraus lässt sich deuten, dass ein deutlicher Zufluss vorliegt. Dieser Zuwachs wird nochmals in Formel 5.4 verdeutlicht:

$$Q_{zu} = \frac{\Delta Q}{L_n} = \frac{48.93 - 25.43}{1.358} = 18.71 [l s^{-1} km^{-1}] \quad (5.4)$$

Mit

Q_{zu} = Zunahme zu Abflusses bezogen auf die Länge [ls⁻¹km⁻¹]

ΔQ = Zunahme des Abflusses zwischen den Messstellen [ls⁻¹]

L_n = Entfernung zwischen den Messstellen, Wert aus QGIS [km]

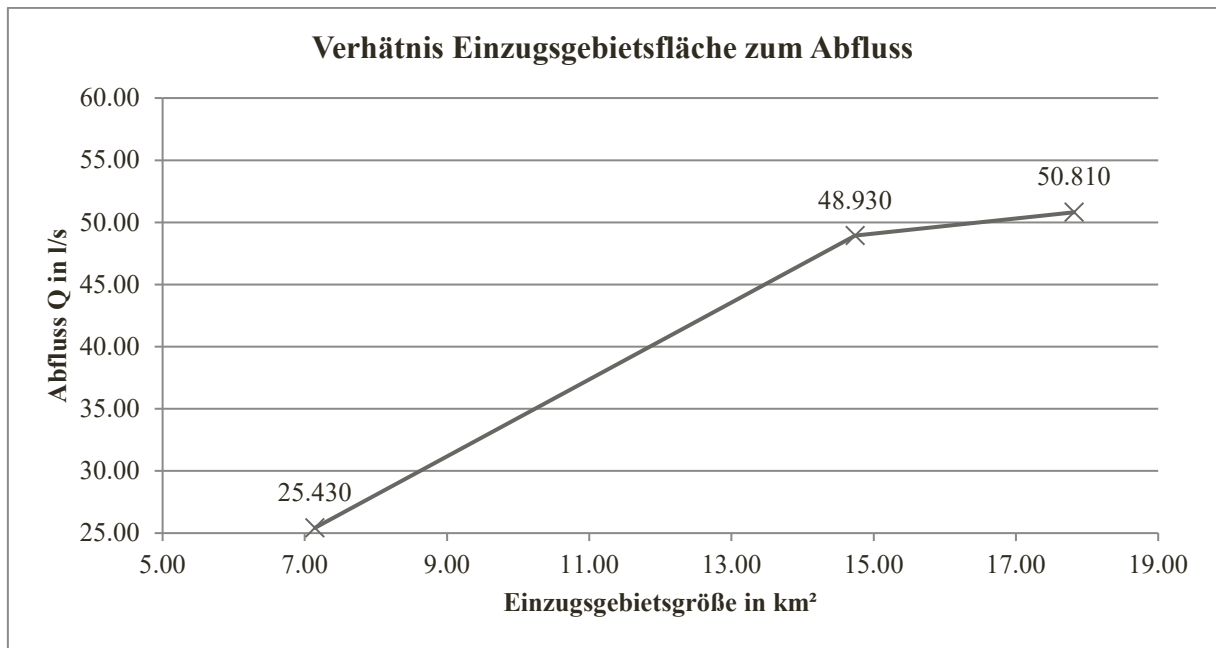


Abbildung 5.9 Verhältnis der Teileinzugsgebietsflächen zum Abfluss

Ein weiterer Aspekt, der verdeutlicht werden soll, ist die Einzugsgebietsgröße im Vergleich zur Abflussspende, was in Abbildung 5.10 dargestellt ist. Die Abflussspende ist der Verhältniswert von Abfluss geteilt durch die Einzugsgebietsfläche. In diesem Fall gibt die Abflussspende einen Überblick über den Oberflächen- und Grundwasserabfluss zusammen. Die Abflussspende der Teileinzugsgebiete wird dabei mit Formel 5.5 berechnet:

$$q_{AEg} = \frac{Q_{AEg}}{A_{Eg}} [l s^{-1} km^{-2}] \quad (5.5)$$

Mit

q_{AEg} = Abflussspende des Teileinzugsgebiets [$l s^{-1} km^{-2}$]

Q_{AEg} = Abfluss des Teileinzugsgebiets [$l s^{-1}$]

A_{Eg} = Fläche des Teileinzugsgebiets [km^2]

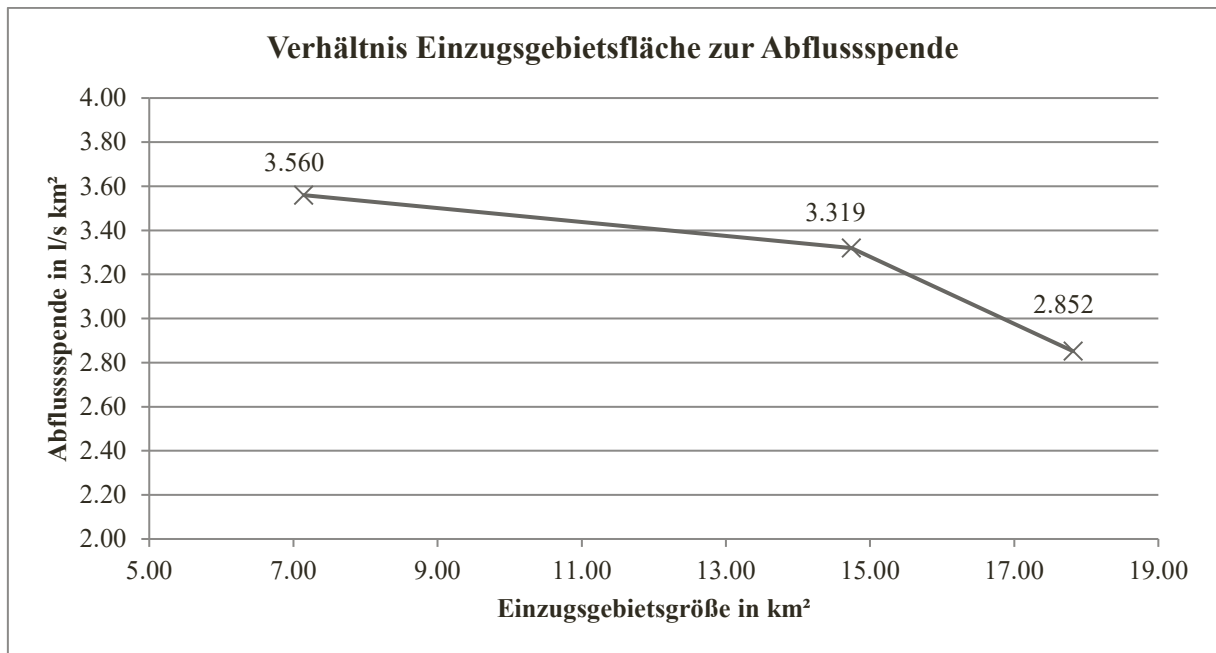


Abbildung 5.10 Verhältnis der Teileinzugsgebietsflächen zur Abflusssspende

An dieser Stelle können die gemessenen und berechneten Werte mit den Umweltdaten des Landes Schleswig-Holsteins verglichen werden. Hierfür werden die regionalisierten Abflussdaten eines Teileinzugsgebiets des Niemarker Landgrabens herangezogen. Dabei handelt es sich um die Daten des Gebietes mit der Gebietskennzahl „9624945000000“ und mit der Einzugsgebietsfläche von 23.69 km². Somit ist das Gebiet etwas größer als das mit QGIS erstellte Teileinzugsgebiets des Mönkhofs mit einer Fläche von 17.818 km². Die in Tabelle 5.6 und 5.7 gezeigten Daten sind keine tatsächlich erhobenen Daten, sondern basieren auf statistischen Methoden. Bei der Regionalisierung werden Geomerkmale wie Einzugsgebietsgröße, Niederschlag, Landnutzung, Relief und weitere Merkmale dazu genutzt, um den Abfluss und die Abflusssspende zu ermitteln. Zum Vergleich werden die Messergebnisse der Tracerversuche verwendet. Am Mönkhof wurde am 12.11.19 ein Abfluss von $0.051 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ gemessen. Die gewonnenen Daten wurden zum Anfang des hydrologischen Jahres aufgenommen und man kann davon ausgehen, dass zu diesem Zeitpunkt die Speicher am wenigsten gefüllt sind. Zu dieser Zeit stellt sich der Niedrigwasserabfluss ein. Auch in Tabelle 5.6 lässt sich diese Vermutung bestätigen, da der gemessene Abfluss zwischen den statistischen Werten des mittleren Niedrigwasserabflusses (MNQ) von $0.032 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ und den mittleren Abfluss (MQ) von $0.176 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ liegen. In der Tabelle werden außerdem noch das 90 Prozent Quantil des Abflusses gezeigt. Dies bedeutet, dass der Abfluss an 90 Prozent der Tage nicht größer als $0.431 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ist. Auch das mittlere Hochwasser (MHQ) und das einjährige Hochwasserereignis (HQ1) liegen unter $1.0 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. Nur das zehnjährliche Hochwasser (HQ10) beträgt $1.3 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$.

Tabelle 5.6 Regionalisierte Abflussdaten des Niemarker Landgrabens

Regionalisierte Abflussdaten						
Einheit	MNQ	MQ	Q330	MHQ	HQ1	HQ10
m^3s^{-1}	0.032	0.176	0.431	0.882	0.733	1.300

Zusätzlich werden die Abflussspenden mit den regionalisierten Werten verglichen. Die berechnete Abflussspende des Teileinzugsgebiets Mönkhof beträgt $2.852 \text{ ls}^{-1}\text{km}^{-2}$. Auch hier ist zu beachten, dass die gemessenen Abflussdaten des Mönkhofs durch den Messfehler leicht unterschätzt werden. Trotzdem lässt sich auch hier feststellen, dass die gemessene Abflussspende zwischen der mittleren Niedrigwasserabflussspende (MNq) von $1.4 \text{ ls}^{-1}\text{km}^{-2}$ und der mittleren Abflussspende (Mq) von $7.4 \text{ ls}^{-1}\text{km}^{-2}$ liegt. Da die Messungen zum Start des neuen hydrologischen Jahres stattgefunden haben und es die Woche vor der Messung wenig bis kaum geregnet hat, sind die Werte als plausibel einzuordnen.

Tabelle 5.7 Regionalisierte Abflussspenden des Niemarker Landgrabens

Regionalisierte Abflussspenden						
Einheit	MNq	Mq	q330	MHq	Hq1	Hq10
$\text{l s}^{-1} \text{ km}^{-2}$	1.400	7.400	18.200	37.200	30.900	54.800

5.3 Ergebnisanalyse der Grundwassermessungen

Der folgende Abschnitt befasst sich mit den Grundwassermessungen im Niemarker Landgrabens mithilfe des Piezometers. In 25 cm und 50 cm unter der festen Sohle wurde der Druck aufgezeichnet, der sich im Piezometer eingestellt hat. Über den gemessenen Druck kann mit folgender Beziehung der sich einstellende Wasserstand in der Stange ermittelt werden. Die Berechnung erfolgt dabei folgendermaßen:

$$p = \rho * g * h \text{ [kPa]} \quad (5.6)$$

Mit

p = Druck [kPa]

ρ = Wichte des Wassers [kNm^{-3}]

g = Erdbeschleunigung [ms^{-2}]

h = Höhe der sich einstellenden Wassersäule [m]

Bei 1.0 mWS ergibt sich:

$$p = 1000 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} * 9,81 \frac{\text{m}}{\text{s}^2} * 1 \text{ m} * 10^{-3} \frac{\text{Pa}}{\text{kPa}} = 9,8066 \text{ [kPa]} \quad (5.7)$$

Die Umrechnung des gemessenen Drucks in kPa auf mWS wird in Tabelle 5.8 dargestellt. Der Datalogger, welcher während der Messung in der Piezometerstange hing, hat während der Messungen alle 5 Sekunden den Druck aufgezeichnet. Es wurden der Luftdruck und der Wasserdruck zusammen aufgenommen. In der Tabelle 5.8 wird erst der Mittelwert der Druckmessung angezeigt und anschließend der gemittelte Luftdruck von 99,832 kPa abgezogen. Anschließend wird die unten gezeigte Formel 5.8 angewendet, um den sich einstellenden Druck in mWS umzurechnen. Dabei ist wichtig zu wissen, dass der Druck von der Öffnung des Dataloggers an dessen Unterkante gemessen wird.

$$h = \frac{p_W}{9.8066} * 1,0 \text{ mWS [mWS]} \quad (5.8)$$

Tabelle 5.8 Umrechnung des gemessenen Drucks im Piezometer auf einen Wasserstand im Rohr

Messwert	Druckmessungen			
	1 - A20	2 - A20	3 - Mönkhof	4 - Mönkhof
$p_L + p_w$ [kPa]	105.021	113.193	109.322	111.704
p_w [kPa]	5.189	13.361	9.491	11.873
h_{ws} [mWS]	0.529	1.362	0.968	1.211

Die Wasserstände im Piezometer werden anschließend verglichen mit dem Wasserstand außerhalb des Niemarkter Landgrabens im Oberflächenwasser. Während der Messungen wird in jeder Tiefe der Abstand von der Oberkante des Piezometers bis zum Wasserspiegel gemessen. In Tabelle 5.9 werden die Werte verglichen. Anschließend werden die Ergebnisse in Abbildung 5.11 verdeutlicht. H_1 ist die Länge des Seils inklusive Datalogger, der im Piezometer den Druck aufzeichnet. H_2 ist der aufgenommene Abstand der Piezometeroberkante bis zum Wasserspiegel und t_E ist die Eintauchtiefe des Dataloggers unter der Wasserspiegellage. Verglichen wird die Eintauchtiefe t_E mit dem Druckunterschied Δp . Dieser wird mit Formel 5.9 berechnet:

$$\Delta p = h_{ws} - t_E \text{ [mWS]} \quad (5.9)$$

Mit

Δp = Druckdifferenz [mWS]

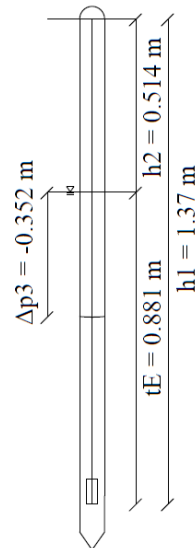
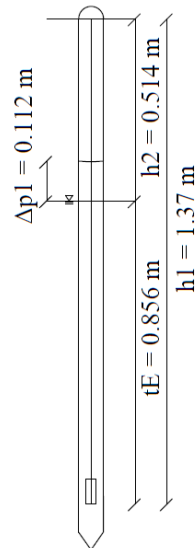
h_{ws} = Wasserstand im Piezometer [mWS]

t_E = Eintauchtiefe des Dataloggers [m]

Tabelle 5.9 Vergleich der Wasserstände im Piezometer

Vergleich der Wasserstände			
Messstelle	Wasserstand im Piezometer h_{ws} [m]	Eintauchtiefe t_E [m]	Differenz Δp [m]
A20, 25 cm im GW	0.986	0.856	0.112
A20, 50 cm im GW	1.211	1.106	0.105
Mönkhof, 25 cm im GW	0.529	0.881	-0.352
Mönkhof, 25 cm im GW	1.362	1.131	0.231

A20, 25 cm im GW Mönkhof, 25 cm im GW



A20, 50 cm im GW Mönkhof, 50 cm im GW

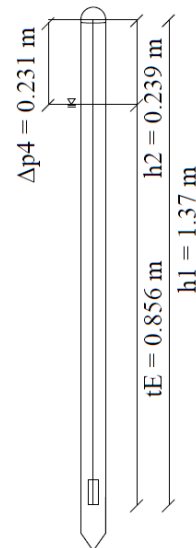
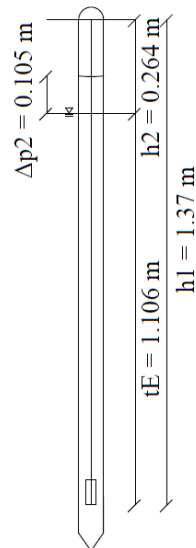


Abbildung 5.11

Übersicht der sich einstellenden Wasserdrücke während der Piezometermessungen

In Abbildung 5.11 ist erkennbar, dass an der Messstelle Mönkhof sowohl in 25 cm als auch in 50 cm Tiefe der Druck des Grundwassers so hoch ist, dass er höher liegt als die Wasseroberfläche im Landgraben. Die positive Druckdifferenz vom Grundwasser zum Oberflächenwasser bedeutet, dass das Grundwasser dem Landgraben zufließt. Der sich einstellende Gradient führt zu effluenten Bedingungen. Diese Werte bestätigen die Vermutung, dass an dieser Stelle Grundwasserzuflüsse zu messen sind. Auch wenn sich die Druckdifferenz von 0.112 m in 25 cm Tiefe abmindert auf 0.105 m in 50 cm Tiefe, ist der Gradient weiterhin positiv. An der Stelle der A20 wäre es sinnvoll weitere Messungen mit dem Piezometer vorzunehmen und diese langfristig laufen zu lassen, um genau berechnen zu können, wieviel Wasser aus dem flachen Grundwasserleiter dem Niemarker Landgraben zufließt. Die zweite Messung erfolgte am Gut Mönkhof in Lübeck. An dieser Stelle unterscheiden sich die Ergebnisse. In 25 cm Tiefe ist der Gradient negativ mit -0.352 m, was bedeuten würde, dass das Wasser vom Landgraben ins Grundwasser infiltriert. In 50 cm Tiefe zeigt sich jedoch ein anderes Bild. Die Druckdifferenz beträgt hier 0.239 m. Das Wasser stand während der Messung sichtbar knapp unter der Oberkante des Piezometers. Der hohe positive Gradient beweist, dass sich effluente Verhältnisse ergeben. Die negative Differenz in 25 cm Tiefe ist als nicht sinnvoll zu bewerten. Während des Einschlagens des Piezometers war die Stange sehr locker und bewegte sich. Durch den aufgelockerten Boden kann es dazu gekommen sein, dass Oberflächenwasser ins Piezometer eingetreten ist. Eine weitere Möglichkeit kann sein, dass an dieser Stelle der Boden besonders durchlässig ist. Sollten weitere Messungen mit dem Piezometer vorgenommen werden, ist es sehr empfehlenswert, an der gleichen Stelle einen Bohrkern zu nehmen und die Bodenverhältnisse unter der Gewässersohle zu bestimmen. Ein weiterer Vorteil ist, dass durch die Messungen im Labor ein Durchlässigkeitsbeiwert bestimmt werden kann.

Da in diesem Versuch keine Bodenprobe genommen wurde, wird mithilfe von überschlägigen Rechnungen erst die Durchlässigkeit überprüft und anschließend eine Verweilzeit des Wassers im hyporheischen Interstitial ermittelt. Die Grundlage der Berechnung ist der Zuwachs des Abflusses, berechnet in Formel 5.4, um $18,71 \text{ l s}^{-1}$.

$$v_f = \frac{Q_{zu}}{A_{An}} \frac{18,71 \frac{\text{l}}{\text{s}} \text{m}^2}{1500 \text{ m}^2} = 0.0125 [\text{l s}^{-1}] \quad (5.10)$$

Mit

v_f = Filtergeschwindigkeit (Durchgangsgeschwindigkeit des Grundwasserkörpers) [ms^{-1}]

Q_{zu} = Zunahme des Abflusses zwischen der A20 und Vorrade [$\text{l s}^{-1} \text{m}^2$]

A_{An} = Annahme der Wasseroberfläche; 1000 m Länge und 1.5 m Breite [m^2]

Die Filtergeschwindigkeit kann auch mit dem Darcy-Gesetz ausgedrückt werden. Dabei ergibt sich der hydraulische Gradient aus der Druckdifferenz der beiden Messungen an der A20 auf einen Höhenunterschied von 25 cm.

$$v_f = \frac{k_f}{I} [ms^{-1}] \quad (5.11)$$

Mit

v_f = Filtergeschwindigkeit [ms^{-1}]

k_f = Durchlässigkeitsbeiwert [ms^{-1}]

I = hydraulischer Gradient [-]

$$k_f = \frac{v_f}{I} = \frac{0.0125 \frac{l}{s}}{\frac{(0.112-0.105)m}{0.25 m}} * \frac{1 m^3}{1000 l} = \frac{1.25 * 10^{-5} \frac{m}{s}}{0.028} = 4.464 * 10^{-4} [ms^{-1}] \quad (5.12)$$

Der oben berechnete Durchlässigkeitsbeiwert ist vergleichbar mit einem Mittelsand, hierfür siehe Seite 14 Kapitel Allgemeine Hydrogeologie im Buch Hydrogeologie von Hölting, & Codewey (2013). Ausgehend von dem berechneten Durchlässigkeitsbeiwert kann die Verweilzeit des Wassers im hyporheischen Interstitial berechnet werden. Hierfür wird als Annahme getroffen, dass das HI 1,0 m mächtig ist. Über das Gesetz der gleichförmigen Bewegung ergibt sich grundlegend:

$$t = \frac{s}{v} [s] \quad (5.13)$$

Mit

t = Zeit [s]

s = Weg [m]

v = Geschwindigkeit [ms^{-1}]

Für das Ergebnis werden noch zwei Umrechnungen benötigt. Zuerst wird anstatt der Filtergeschwindigkeit die Abstandsgeschwindigkeit verwendet. Hierfür wird als Annahme für das durchflusswirksame Porenvolumen der Wert 0,6 angenommen. Zusätzlich wird die Aufenthaltszeit von Sekunden in Tage umgerechnet. Der Rechenweg sieht folgendermaßen aus:

$$t = \frac{s}{v_a} = \frac{1.0 m}{3.125 * 10^{-6} \frac{m}{s}} * \frac{1 d}{86400 s} = 3.70 [d] \quad (5.14)$$

Somit ergibt sich eine Verweilzeit des Wassers im hyporheischen Interstitial von 3.70 Tagen. Dies bedeutet, dass das Wasser diese Zeit benötigt um 1.0 m Bodenzone zu durchfließen.

Die letzte Berechnung dient der Berechnung der exfiltrierenden Grundwassermenge mithilfe des Leakagekoeffizienten. Der Leakagekoeffizient wird entweder zur Berechnung des Grundwasserübertritts in ein anderes Grundwasserstockwerk verwendet. Dies beinhaltet auch die Berechnung der Richtung der Grundwasserströmung. Exfiltrierende oder infiltrierende Verhältnisse können berechnet werden über das Verhältnis des Grundwasserstandes zu dem Wasserstand im Oberflächengewässer (Hölting & Coldewey, 2013). Die Berechnung des Koeffizienten ergibt sich dann wie folgt:

$$\alpha_L = \frac{\Delta h}{\Delta l} * k_f = \frac{(0.834-0.714)}{0.25} * 4.464 * 10^{-4} = 2.14 * 10^{-4} [l s^{-1}] \quad (5.15)$$

Mit

α_L = Leakagekoeffizient [$l s^{-1}$]

Δh = Höhenunterschied Oberflächenwasser zu Grundwasser, Annahme [m]

Δl = Mächtigkeit der hypotheischen Interstitials [m]

k_f = Durchlässigkeitsbeiwert [ms^{-1}]

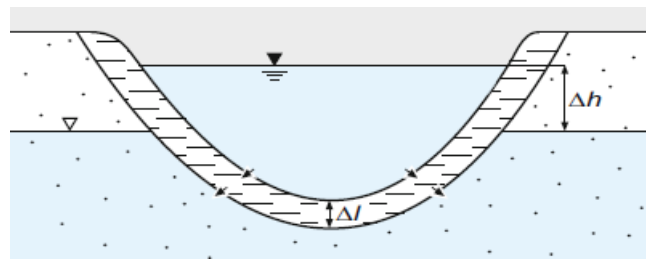


Abbildung 5.12 Veranschaulichung der Berechnung des Leakagekoeffizienten im freien Grundwasser. Nach (Hölting & Coldewey, 2013)

In der Literatur sind vergleichbare Werte von Leakagekoeffizienten bei Hölting, & Coldewey (2013) auf Seite 34 zu finden. Während kleine Flüsse und Bäche Koeffizienten von ca. $5 * 10^{-8}$ bis $1 * 10^{-5} l s^{-1}$ betragen, liegen Flüsse mit ausgeprägt sandiger Sohle bei ca. $1 * 10^{-4} l s^{-1}$. Der berechnete Koeffizient lässt sich hier mit letzterem Wert vergleichen. Es ist zu bemerken, dass es sich hier um vorläufige Annahmen handelt. Ein genauer Koeffizient lässt sich bestimmen, wenn der genaue k_f -Wert bekannt ist.

5.3.1 Messstelle A20

An jeder Messstelle wurden zusätzlich noch wasserchemische Messungen vorgenommen. Hierfür wurde mit einer Pumpe das Grundwasser aus dem Piezometer in eine Probenflasche gefüllt. In dieser Flasche wurden Sauerstoff, Leitfähigkeit und Temperatur gemessen. Die Ergebnisse der Messungen sind in den nachfolgenden Tabellen dargestellt.

Tabelle 5.10 zeigt die Messergebnisse an der Messstelle A20. In einer Tiefe von 25 cm wird eine Temperatur von 7.60 °C gemessen und in 50 cm eine Temperatur von 8.10 °C. Da die Temperatur mit zunehmender Tiefe ansteigt, lässt sich daraus schließen, dass die Messungen im Grundwasserleiter erfolgreich sind. Zum Vergleich wird zur gleichen Zeit die Temperatur an der Oberfläche gemessen, die 5,6 °C beträgt. Der Sauerstoffgehalt der Grundwassermessungen zeigt ein sehr deutliches Ergebnis. Während der Sauerstoffgehalt in 25 cm Tiefe 0,6 mg l⁻¹ beträgt, sinkt dieser in einer Tiefe von 50 cm auf nur 0,28 mg l⁻¹. Die Messungen an der gleichen Stelle an der Oberfläche mit circa 9,5 mg l⁻¹ zeigen, dass im Grundwasser der gelöste Sauerstoff fast vollständig verbraucht ist. Das reduzierte Grundwasser in Verbindung mit dem kohlenstoffreichen Boden des Moorgebiets lassen darauf schließen, dass in dieser Zone der Nitratabbau besonders erfolgreich ist. Da die Messungen vermutlich im hyporheischen Interstitial durchgeführt wurden, kann allgemein davon ausgegangen werden, dass in dieser mikrobiell aktiven Zone Umwandlungsprozesse stattfinden, die erst zur Sauerstoffzehrung und dann im fast anoxischen Milieu zum Nitratabbau führen. In den folgenden Ergebnissen ist zu sehen, dass die Leitfähigkeit von 577 µS cm⁻¹ in 25 cm Tiefe auf 530 µS cm⁻¹ in 50 cm Tiefe abfällt.

Tabelle 5.10 Messergebnisse der Piezometermessung, A20

Messstelle A 20		
Messdaten	25 cm im GW	50 cm im GW
Sauerstoff [mg l ⁻¹]	0.60	0.28
Leitfähigkeit [µS cm ⁻¹]	577.00	533.00
Temperatur [°C]	7.60	8.10

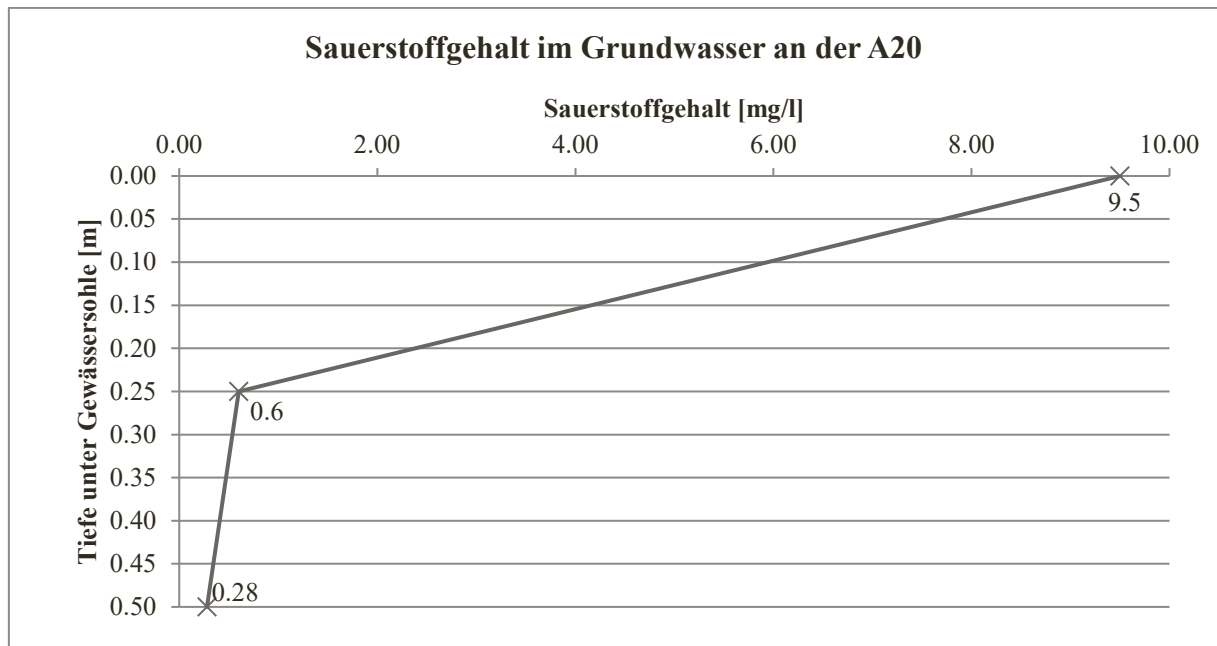


Abbildung 5.13 **Sauerstoffgehalt im Grundwasser an der A20**

5.3.2 Messstelle Gut Mönkhof

Die Grundwassermessungen am Gut Mönkhof werden nachfolgend in Tabelle 5.11 gezeigt. Die Temperatur in 25 cm Tiefe beträgt 8.00 °C und in 50 cm Tiefe 7.00 °C. Zum Vergleich wird die Oberflächentemperatur gemessen, die sich zu 4.90 °C ergibt. Grundsätzlich lässt sich damit festhalten, dass ein deutlicher Temperaturunterschied vom Oberflächenwasser zum Grundwasser von 3.10 °C messbar ist. Die Leitfähigkeit wird in 25 cm Tiefe mit 706 μScm^{-1} und in 50 cm Tiefe mit 632 μScm^{-1} gemessen. Im Oberflächenwasser steigt die Leitfähigkeit noch weiter auf 715 μScm^{-1} an. In 25 cm Tiefe ergibt sich ein Sauerstoffgehalt von 0.10 mg l^{-1} und in 50 cm Tiefe einer von 1.12 mg l^{-1} , hierfür siehe Abbildung 5.14. Die nur 25 cm liegende Messung hat einen 1.02 mg l^{-1} höheren Sauerstoffgehalt. Auch in dieser Messung lässt sich daraus deuten, dass in der tieferen Grundwasserzone der Sauerstoff gezehrt wird, was zum Sauerstoffabbau führt. Die Zone 25 im Grundwasser ist schon so weit reduziert, dass fast kein freier Sauerstoff mehr vorzufinden ist.

Tabelle 5.11 Messergebnisse der Piezometermessung, Gut Mönkhof

Messstelle Mönkhof		
Messdaten	25 cm im GW	50 cm im GW
Sauerstoff [mg l^{-1}]	0.10	1.12
Leitfähigkeit [$\mu\text{S cm}^{-1}$]	706.00	632.00
Temperatur [$^{\circ}\text{C}$]	8.00	7.00

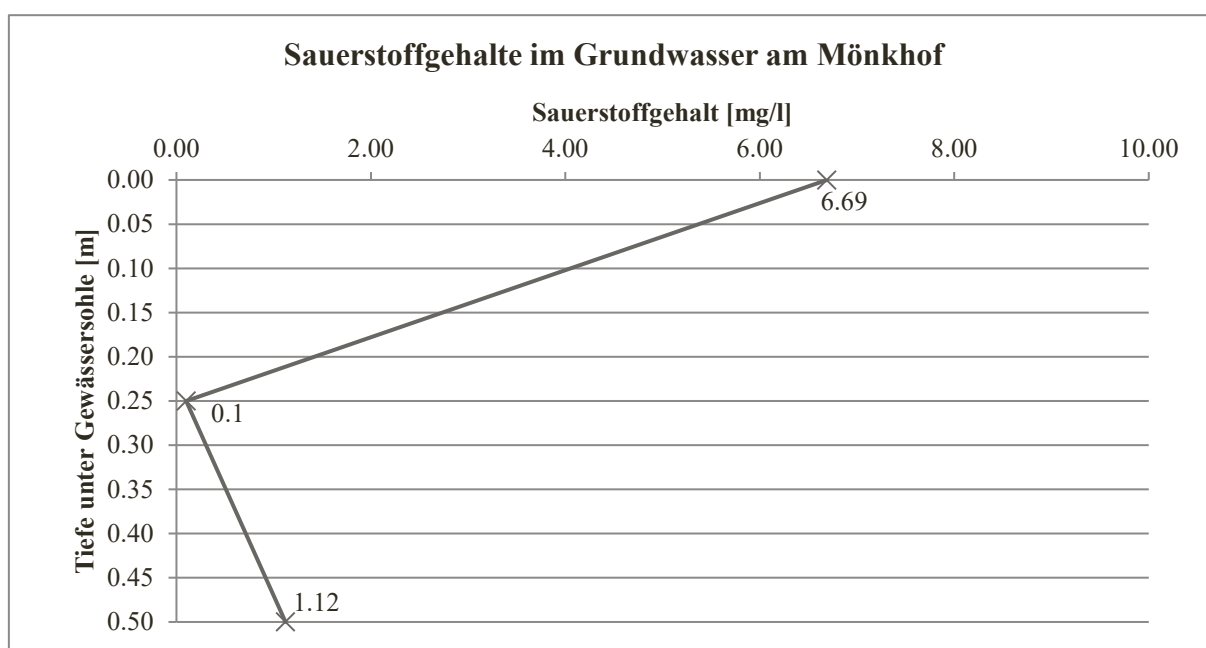


Abbildung 5.14 Sauerstoffgehalt im Grundwasser am Mönkhof

6 Diskussion und Fazit

Zielsetzung der vorliegenden Arbeit war es, herauszufinden, wie Nährstoffe im Fließsystem zurückgehalten werden können. Der Ansatz dieser Untersuchung bestand aus der Annahme, dass Stoffe wie Nitrat in der Bodenzone und im Grundwasser auf mikrobieller Basis abgebaut werden können. Tritt dieses Wasser dann über die Gewässersohle dem Fluss zu, sollten die Nitratkonzentrationen in diesem gering sein. Weiter wird das Reinigungspotential im Fluss betrachtet, das auch zum Nährstoffrückhalt begrenzt beitragen kann. Die Untersuchungen der Wasserchemie haben gezeigt, dass der Sauerstoffgehalt und die Sauerstoffsättigung im Verlauf des Niemarker Landgrabens abgenommen haben. Ursachen für die Abnahme können bisher nur vermutet und nicht belegt werden. Die Leitfähigkeit im Niemarker Landgraben zeigt bisher nur einen Anstieg bis Vorrade und dann wieder ein Abfall bis zur Mündung an der Wakenitz. Die genaue Zusammensetzung der gelösten Stoffe ist bisher nicht betrachtet worden, lässt aber Raum für weitere Untersuchungen. Stoffe wie Nitrit, Chlorid oder Sulfat sind in den Ergebnissen als nicht bedenklich eingestuft und überschreiten keinen gegebenen Grenzwert. Einer der Hauptaugenmerke lag darauf, den Nitratgehalt im Niemarker Landgraben zu bestimmen, um herauszufinden, ob die Grenzwerte von 10 mg l^{-1} im Oberflächenwasser überschritten werden. Die Ergebnisse haben jedoch gezeigt, dass die Werte keinen Grenzwert zum Zeitpunkt der Messung überschritten haben. Die gemessenen Konzentrationen zwischen 9 und 5 mg l^{-1} liegen erstaunlicherweise jedoch deutlich über den Vergleichskonzentrationen aus dem Jahr 2018. Um die Ursachen für diese deutliche Differenz herauszufinden, sollte in einem längeren Zeitraum Nitrat im Niemarker Landgraben überwacht werden. Ein viel interessanterer Aspekt wäre die Überwachung von Nitrat im hyporheischen Interstitial, also die Überwachung der Zone zwischen dem Oberflächenwasser und Grundwasser. Wenn sich in dieser Zone deutliche Unterschiede bemerkbar machen, lassen sich qualitative Ergebnisse über den tatsächlichen Abbau treffen. Zusätzlich zu den wasserchemischen Messungen wurden Abflussdaten erhoben. Insgesamt lässt sich hier beobachten, dass der Abfluss zunimmt von der A20 bis zum Mönkhof. Die treffendste Erklärung für den Anstieg ist der Zufluss von Grundwasser zum Niemarker Landgraben. Alle Randbedingungen wie die geologischen Verhältnisse deuten darauf hin, dass das Grundwasser nah an der Oberfläche stehen muss. Ein Großteil des Niemarker Landgrabens befindet sich in moorigen Gebieten. Die Flächennutzung ist hauptsächlich von landwirtschaftlich genutzt und es wurden Entwässerungsgräben angelegt, die diese Fläche nutzbar machen. Somit kann von den Oberflächen mehr Abfluss hinzukommen sowie durch die Gewässersohle durch die hohen Grundwasserstände im Moor. Mit den Abflussdaten lässt sich bisher wenig sagen über den Grundwasserzufluss zum Landgraben. Es sollten weitere Abflussdaten gesammelt werden und weitere Messungen mit dem Piezometer aufgenommen werden, um genau sagen zu können, welcher Anteil des Gesamtabflusses durch das Grundwasser kommt. Die bisherige Vermutung ist, dass circa 80 % des Abflusses aus dem Grundwasser stammen. Sollten Daten erhoben werden, eignen sich die A20

und Vorrade als Messstellen. Am Mönkhof gibt es bereits eine Messstelle, die von der Technischen Hochschule betrieben wird. Hauptaugenmerk sollte jedoch der Abfluss im Bereich zwischen der A20 und Vorrade sein, da sich auf den circa 1.3 km die Abflusssituation durch eine Zunahme stark verändert hat. Der eben genannte Bereich ist nicht nur für die Wasserchemie und den Abfluss interessant, sondern auch für die Grundwassermessungen. Bisher wurden nur an der A20 und am Mönkhof Grundwassermessungen mit dem Piezometer vorgenommen. In diesen Ergebnissen hat sich deutlich gezeigt, dass der Druck in 25 und 50 cm unter der Gewässersohle höher ist als der des Landgrabens. Nur ein Wert am Mönkhof zeigte einen negativen Gradienten, was bedeuten würde, dass das Oberflächenwasser in das Grundwasser infiltriert. Dieser Wert passt jedoch nicht zu den restlichen Messergebnissen und deutet höchstwahrscheinlich auf einen Messfehler hin. Grundlegend lassen sich bei den anderen Messungen exfiltrierende Verhältnisse feststellen. Mithilfe der Druckmessungen konnten erste Berechnungen vorgenommen werden, die zeigen, dass es sich in der Zone unter dem Niemarker Landgraben um sandigen Boden handeln könnte. Die genauen geologischen Verhältnisse könnten in einer weiteren Arbeit untersucht werden, um den Durchlässigkeitsbeiwert zu bestimmen. Mit diesem lassen sich dann noch die Verweilzeit im hyporheischen Interstitial sowie der Leakage Faktor und den tatsächlichen Wasserzutritt bestimmen. All dies sollte eine gute Grundlage darstellen für die Anfertigung weiterer Arbeiten. Bisher ist auch nur zu sehen, dass der Sauerstoffgehalt in der Bodenzone abnimmt. Es kann daher von Nutzen sein, Messungen mit dem Piezometer in weiteren Tiefen vorzunehmen, um ein genaueren Verlauf zu erhalten. Bisher kann nur bestätigt werden, dass sich durch die geringe Sauerstoffkonzentration gute Verhältnisse zur Denitrifikation vorfinden. Diese Aussage sollte noch mit mehr Daten belegt werden, indem auch Wasserproben im Labor auf ihren Nitratgehalt untersucht werden. So ließen sich der Sauerstoffgehalt und der Nitratgehalt zusammen darstellen und der die Abbaurate kann genau berechnet werden. In dieser Arbeit lässt sich bisher nur als Erkenntnis klar ausdrücken, dass sich die Randbedingungen auch schon 25 cm unter der Gewässersohle stark verändern. Das hyporheische Interstitial beeinflusst den Landgraben durch Grundwasserzutritte sowohl in seinem Abflussverhalten als auch in seiner Chemie durch den Rückhalt von Nährstoffen. Der Wasseraustausch wird maßgebenden Einfluss haben auf die Gewässerchemie des Niemarker Landgrabens. Diese Arbeit hat nur erste kleine Einblicke in das komplexe System gegeben und lässt noch sehr viel Raum für weitere Forschung. Erst wenn genau dargestellt werden kann, an welcher Stelle wieviel Grundwasser zutritt, lassen sich wasserbauliche Maßnahmen entwickeln. Diese können dann das Retentionspotential des Niemarker Landgrabens und vielleicht auch von anderen Gewässern unterstützen, damit die Gewässer in ihrer ökologischen Güte wieder verbessert werden.

Literaturverzeichnis

- Agster, G., Fischer, E., Otto, R., & Stoepker, K. (2014). *Endbericht zum Untersuchungsprogramm zur Ermittlung des nutzbaren Grundwasserdargebots im Raum Lübeck / Bad Segeberg*. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein, Geologie, Hydrogeologie, Thermometrie, Grundwasserbeschaffenheit und Grundwasserbewirtschaftung, Flintbek.
- Allan, J. D., & Castillo, M. M. (2009). *Stream Ecology - Structure and Function of Running Waters, Second Edition*. Springer Science + Business Media B.V.
- Augustin, J., Ehlert, V., Kalettka, T., Saltzmann, J., Steidl, J., & Zander, P. (2011). *Funktionsnachweise und Bemessungsgrundlagen für naturraumangepasste Anlagen zum Rückhalt von Nährstoffen aus Abflüssen von landwirtschaftlichen Dränsystemen*. Leibniz-Zentrum für Agrarlandforschung (ZALF) e.V., Müncheberg.
- Baier, A. (21. Juni 2019). *Parameter zur Beurteilung einer Wasserprobe*. Abgerufen am 19. November 2019 von <http://www.angewandte-geologie.geol.uni-erlangen.de/paramete.htm>
- Banks, V. J., Palumbo-Roe, B., & Russell, C. E. (2019). The Hyporheic Zone. In *Hydrology - The Science of Water* (S. 1-21).
- Brügger, M. (2012). *Grundwasser-Oberflächenwasser-Interaktionen in voralpinen Einzugsgebieten bei Niedrigwasser*. Masterarbeit, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Breisgau, Institut für Hydrologie.
- Brunke, M., & Gonser, T. (1997). The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology*, S. 1-33.
- Bundeszentrale für politische Bildung. (21. Januar 2009). Abgerufen am 04. November 2019 von <http://www.bpb.de/gesellschaft/umwelt/dossier-umwelt/61391/glossar?p=all>
- Cremer, D. N. (Mai 2015). Nitrat im Grundwasser - Eintrag, Verhalten und Entwicklungstrends. *energie wasser-praxis*, S. 32-39.
- Eulenstein, F., Cremer, D. N., Schindler, R., & Pickert, J. (November 2018). Stickstoffeintrag in Oberflächengewässer und Grundwasser in Deutschland aus Basis bundesweiter Auswertungen. *Korrespondenz Wasserwirtschaft, DWA*, S. 1-8.
- Fier, A., Höper, H., Schäfer, W., & Möller, U. (September 2009). Eigenschaften und Einsatzmöglichkeiten von Dränfiltern aus Xylit - Können organische Dränfilter zum Nitratabbau beitragen? DBG - Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft.

- Fleckenstein, J. H., & Schmidt, C. (Juli 2009). Grundwasser-Oberflächenwasser-Interaktion. *Grundwasser*, S. 161-162.
- Groh, J. (August 2008). *Der Stickstoffkreislauf und die Stickstoffbilanz des Dreisam Einzugsgebietes*. Bachelorarbeit, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br., Professur für Hydrologie, Freiburg i. Br.
- Groß, G., & GEO-NET. (2014). *Klimaanalyse für das Stadtgebiet der Hansestadt Lübeck*. Hansestadt Lübeck Bereich Umwelt-,Natur- und Verbraucherschutz, Hannover.
- Hennings, U., Kape, D. H.-E., Koch, F., Lehmann, D. E., & Wadelspuhl, M.-L. (2011). *Konzept zur Minderung der diffusen Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer und in das Grundwasser*. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern.
- Holsten, B., Bednarek, A., Fier, A., Fohrer, N., Heckrath, G., Höper, H., et al. (Februar 2012). Potentiale für den Einsatz von Nährstoff-Filtersystemen in Deutschland zur Verringerung der Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer. *Hydrologie und Wasserwirtschaft*, S. 4-15.
- Holsten, B., Ochsner, S., Schäfer, A., & Trepel, M. (2012). *Praxisleitfaden für Maßnahmen zur Reduzierung von Nährstoffausträgen aus dränierten landwirtschaftlichen Flächen*. CAU Kiel.
- Hölting, B., & Coldewey, W. G. (2013). *Hydrogeologie - Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie*. Springer-Verlag.
- Internetchemie. (05. Dezember 2017). *Internetchemie.info*. Abgerufen am 19. November 2019 von <https://www.internetchemie.info/chemie-lexikon/t/tds-wert.php>
- Kahle, P., Schönemann, S., & Lennartz, B. (Februar 2013). Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen auf NIttrateinträge in Oberflächengewässer gedränkter Tieflandeinzugsgebiete. *Hydrologie und Wasserwirtschaft*, S. 60-68.
- Kalbus, E., Reinstof, F., & Schirmer, M. (2006). Measuring methods for groundwater - surface water interactions: a review. *Hydrology and Earth System Sciences*, S. 873-887.
- Külls, C. (15. 11 2019). Lübeck.
- Landesamt für Landwirtschaft, U. u.-H. (2006). *Die Böden Schleswig-Holsteins - Entstehung, Verbreitung, Nutzung, Eigenschaften und Gefährdung*. Flintbek.
- Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und Räume des Landes Schleswig-Holstein [LLUR]. (2014). *Nährstoffe in Gewässern Schleswig-Holsteins - Entwicklung und Bewirtschaftungsziele*. Kiel: KREATIV Druck & Medienagentur.

- Leibundgut, C., & Vonderstrass, I. (2016). *Traditionelle Bewässerung - ein Kulturerbe Europas Band 1 Grundlagen*. Merkur Druck AG.
- Ministerium für Energiewende, L. U.-H. (2017). *Projektleitfaden zum Auenprogramm Schleswig-Holstein*. Kiel.
- Ministerium für Landwirtschaft, U. u.-H. (2009). *Umweltzustandsbericht Schleswig-Holstein*. Kiel.
- Ministerium für Umwelt, N. u.-H. (2003). *Erläuterungen zum Landschaftsrahmenplan für den Planungsraum II - Kreis Ostholstein und Hansestadt Lübeck*. Kiel.
- Ministerium für Energiewende, L. U. (2019). *Schleswig-Holstein.de*. Abgerufen am 4. November 2019 von https://www.schleswig-holstein.de/DE/Schwerpunkte/Agrarstatistik/ZahlenFakten/laendlRaum_Dossier.html?cms_docId=1836828&cms_notFirst=true
- Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, E. B. (kein Datum). Abgerufen am 26. November 2019 von https://www.umwelt.niedersachsen.de/startseite/themen/wasser/grundwasser/grundwasserbericht_niedersachsen/grundwasserbeschaffenheit/guteparameter/grundprogramm_des_nlwkn/sulfat/sulfat-137612.html
- Nützmann, G., & Lewandowski, J. (2009). Wechselwirkung zwischen Grundwasser und Oberflächenwasser an einem Tiellandfluss (Spree) . S. 195-205.
- Schneider, P., Neitzel, P. L., Schaffrath, M., & Schlumprecht, H. (2003). *Leitbildorientierte physikalisch-chemische Gewässerbewertung - Referenzbedingungen und Qualitätsziele*. Umweltbundesamt.
- Sophecious, M. (11. Januar 2002). Interactions between groundwater and surface water: the state of science. *Hydrogeology Journal*.
- Tetzlaff, B., Holsten, B., & Trepel, M. (Juli 2015). Bedeutung der Moore für den Gewässerschutz. S. 113-132.
- Trepel, M. (Februar 2009). Nährstoffrückhalt und Gewässerrenaturierung. *Korrespondenz Wasserwirtschaft*, S. 211-215.
- Wedland, F., Keller, L., Kuhr, P., Heidecke, C., Kreins, P., Wagner, P., et al. (Juli 2014). Räumlich differenzierte Quantifizierung der Stickstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer Schleswig-Holsteins. *Korrespondenz Wasserwirtschaft*, S. 327-332.
- Winter, T. C., Harvey, J. W., Franke, O. L., & Alley, W. M. (1998). *Ground Water and Surface Water : A Single Resource*. U.S. Government Printing Office.

Variablenverzeichnis

v_m	Mittlere Fließgeschwindigkeit einer Messlotrechten	$[ms^{-1}]$
$v_{0,6}$	Fließgeschwindigkeit in 0.6-facher Tiefe der Messlotrechte	$[ms^{-1}]$
Q	Gesamtdurchfluss	$[ls^{-1}]$
b_n	Abstand der Lotrechte zum Bezugspunkt	$[m]$
b_{n+1}	Abstand der nächsten Lotrechte zum Bezugspunkt	$[m]$
d_n	Gesamthöhe der Lotrechte	$[m]$
d_{n+1}	Gesamthöhe der nächsten Lotrechte	$[m]$
v_n	Fließgeschwindigkeit der Lotrechte	$[ms^{-1}]$
v_{n+1}	Fließgeschwindigkeit der nächsten Lotrechte	$[ms^{-1}]$
m	Masse des Tracerstoffes in der Lösung	$[g]$
c	Konzentration des Tracers je Zeitschritt	$[gl^{-1}]$
Δt	Zeitschritte der Tracermessung	$[s]$
Q_{zu}	Zunahme des Abflusses	$[ls^{-1}km^{-1}]$
ΔQ	Zunahme des Abflusses zwischen den Messstellen	$[ls^{-1}]$
L_n	Abstand der Messstellen	$[km]$
q_{AEg}	Abflussspende des Teileinzugsgebiets	$[ls^{-1}km^{-2}]$
Q_{AEg}	Abfluss des Teileinzugsgebiets	$[ls^{-1}]$
A_{Eg}	Fläche des Teileinzugsgebiets	$[km^2]$
p	Aufgenommener Druck	$[kPa]$
ρ	Wichte des Wassers	$[kNm^{-3}]$

g	Erdbeschleunigung	$[\text{ms}^{-2}]$
h	Wasserstand im Oberflächenwasser	$[\text{mWS}]$
Δp	Druckdifferenz Oberflächenwasser zum Grundwasser	$[\text{m}]$
h_{ws}	Wassersäule im Piezometer	$[\text{m}]$
t_{E}	Eintauchtiefe des Dataloggers	$[\text{m}]$
v_{f}	Filtergeschwindigkeit	$[\text{ms}^{-1}]$
k_{f}	Durchlässigkeitsbeiwert	$[\text{ms}^{-1}]$
I	Gradient	$[-]$
t	Zeit	$[\text{s}]$
s	Weg	$[\text{m}]$
v_{a}	Abstandsgeschwindigkeit	$[\text{ms}^{-1}]$
α_{L}	Leakagekoeffizient	$[\text{ls}^{-1}]$

A - Anhang

A.1 Teileinzugsgebiete des Niemarker Landgrabens ausgehend von den Messstellen

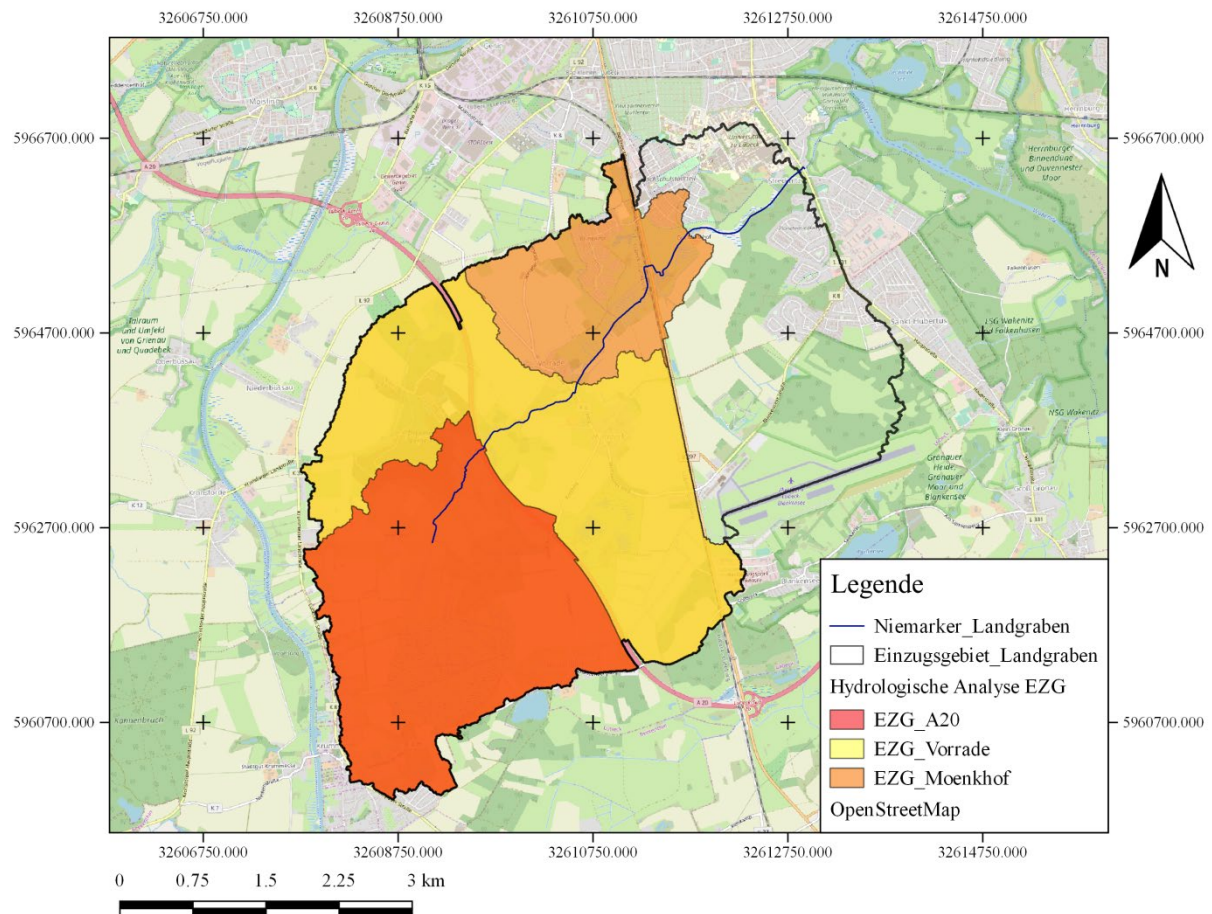


Abbildung A.0.1 Teileinzugsgebiete des Niemarker Landgrabens ausgehend von den Abflussmessstellen