

„Einfluss der Grabenverfüllungen auf die Wasserqualität des Godendorfer Mühlenbachs (M-V) im Kontext der Wiedervernässung eines ehemaligen Niedermoorstandorts“

Bachelorarbeit

zur Erlangung des akademischen Grades

Bachelor of Science

Hochschule Neubrandenburg



Fachbereich Landschaftswissenschaften und Geomatik
Studiengang Naturschutz und Landnutzungsplanung

URN-Nr.: [urn:nbn:de:gbv:519-thesis-2025-0678-9](https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:gbv:519-thesis-2025-0678-9)

Eingereicht von: Martin Gallmann

1. Prüfer/in: Herr Prof. Dr. Torsten Lipp
2. Prüfer/in: Herr Dr. Thilo Koegst

Neubrandenburg, den 02.02.2026

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	III
Tabellenverzeichnis	III
Alphabetisches Abkürzungsverzeichnis	IV
1. Einleitung	1
1.1 Moorökosysteme und ihre Relevanz im Allgemeinen	1
1.2 Moorökosysteme und ihr Ist-Zustand in Mecklenburg-Vorpommern	3
1.3 Zielsetzung der Arbeit	4
1.4 Hypothesen und Annahmen	5
2. Allgemeine Gebietsbeschreibung und Untersuchungsgebiet	6
2.1 Topografische Lage und Landschaftsgenese des Bachtals	6
2.2 Klimatische Bedingungen im Untersuchungsgebiet	7
2.3 Landnutzungshistorie und Eingriffe im Untersuchungsgebiet	8
2.4 Relief, Geländehöhen und Gefälle	12
2.5 Bauwerke entlang des untersuchten Gewässerabschnitts	14
2.6 Gewässertyp und aktueller Zustand	14
2.7 Eigentumsverhältnisse und Schutzstatus	16
3. Theoretischer Hintergrund und Forschungsstand	18
3.1 Redoxprozesse als Grundlage der Phosphor- und Stickstoffdynamiken in Mooren	18
3.2 Phosphor- und Stickstoffumsetzungsprozesse	20
3.3 Einfluss eines erhöhten Grundwasserstands auf die P-Mobilisierung	22
4. Methodik	24
4.1 Datenquellen und Datengrundlagen	24
4.2 Datenauswertung	25
5. Ergebnisse	27
5.1 Vergleich der Messdaten: Husarenbrücke und Str. Wokuhl-Dabelow	27
5.1.1 Phosphorverbindungen	27
5.1.2 Stickstoffverbindungen	28
5.1.3 Stofffrachten und Frachtdifferenzen	29
5.2 Zeitliche Entwicklung der Grundwasserstände und des Durchflusses	32
5.3 Meteorologische Bedingungen im Untersuchungszeitraum	36
6. Diskussion	40
6.1 Einordnung der Konzentrationsdaten im Vergleich zu den Stofffrachten	40
6.2 Einordnung der Frachtentwicklungen	41
6.3 Frachtdifferenzen als Hinweis auf interne Stoffquellen	42
6.4 Rolle von Durchfluss und Grundwasserstand	42
6.5 Einfluss der klimatischen Rahmenbedingungen	43
7. Limitation und Stärken der Arbeit	44
8. Schlussfolgerung und Ausblick	46
9. Literaturverzeichnis	48
10. Danksagung	52
11. Anhang	53
12. Eidesstattliche Versicherung	60

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Relevanz von Mooren in Bezug auf die Ziele der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie	2
Abbildung 2: Topografische Übersichtskarte des Untersuchungsgebiets	6
Abbildung 3: Karte des Godendorfer Mühlenbachtal aus dem Jahr 1725.....	8
Abbildung 4: Schmettaus'che Karte aus dem Jahr 1788.....	9
Abbildung 5: Preußisches Messtischblatt aus dem Jahr 1880.....	9
Abbildung 6: Luftaufnahme des Untersuchungsgebiets aus dem Jahr 1953	10
Abbildung 7: Luftaufnahme des Untersuchungsgebiets aus dem Jahr 1991	11
Abbildung 8: Luftaufnahme des Untersuchungsgebiets aus dem Jahr 2013	12
Abbildung 9: Grundwasserhöhengleichen und Höhenlinien im Untersuchungsgebiet	13
Abbildung 10: Lawatypisierung des Godendorfer Mühlenbachs.....	14
Abbildung 11: Fließgewässerstrukturgüte Godendorfer Mühlenbach	15
Abbildung 12: Zeitverlauf von Redoxpotential und SRP in 30 cm (Langsdorf).....	19
Abbildung 13: oPO ₄ -P-Konzentration beider Messtellen im Untersuchungszeitraum.....	27
Abbildung 14: P _{ges} -Konzentration beider Messtellen im Untersuchungszeitraum	28
Abbildung 15: NH ₄ -N-Konzentration beider Messtellen im Untersuchungszeitraum	28
Abbildung 16: NO ₃ -N-Konzentration beider Messtellen im Untersuchungszeitraum.....	29
Abbildung 17: oPO ₄ -P-Frachten beider Messtellen im Untersuchungszeitraum.....	29
Abbildung 18: P _{ges} -Frachten beider Messtellen im Untersuchungszeitraum.....	30
Abbildung 19: NO ₃ -N-Frachten beider Messtellen im Untersuchungszeitraum	30
Abbildung 20: NH ₄ -N-Frachten beider Messtellen im Untersuchungszeitraum	31
Abbildung 21: Frachtdifferenzen im Untersuchungszeitraum	32
Abbildung 22: Grundwassermessstellen und Grundwasserneubildung im Untersuchungsgebiet.....	32
Abbildung 23: Wasserstandsangaben unter Rohroberkante 2020-2022.....	33
Abbildung 24: Durchflüsse an der Husarenbrücke und der Str. Wokuhl Comthurey	35
Abbildung 25: Monatsmitteltemperaturen (°C); Feldberg/Mecklenburg 2014-2022.	37
Abbildung 26: Monatliche Niederschlagssummen (mm); Feldberg/Mecklenburg 2014-2022	37
Abbildung 27: Klimatische Wasserbilanz; Feldberg/Mecklenburg 2014-2022	38

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Vorkommenden Fischarten am Straßendurchlass der K14 bei Comthurey von 2007	16
Tabelle 2: Auszug aus den absoluten Grundwasserständen in m. ü. NHN	34
Tabelle 3: Klimatische Wasserbilanz im Untersuchungszeitraum	39

Alphabetisches Abkürzungsverzeichnis

Eh	Redoxpotenzial
EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
FFH	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie
FIBS	Fischbiologischer Bewertungsindex
FIS-Wasser-MV	Fachinformationssystem Wasser Mecklenburg-Vorpommern
GGB	Gebiete gemeinschaftlicher Bedeutung
GW	Grundwasser
GWMS	Grundwassermessstelle
KWB	Klimatische Wasserbilanz
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LUNG-MV	Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern
Med	Median
MS	Messstelle
NHN	Normalhöhennull
NNE	Nationales Naturerbe
ROK	Rohroberkante
SOP	Soluble Organic Phosphorus
SRP	Soluble Reactive Phosphorus
StALU-MS	Staatliches Amt für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburgische Seenplatte
UG	Untersuchungsgebiet
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

1. Einleitung

Moore zählen unter anderem zu den am stärksten anthropogen veränderten Ökosystemen Mitteleuropas (vgl. Kapitel 1.2). Insbesondere Niedermoores wurden über Jahrzehnte hinweg durch Entwässerungsmaßnahmen, land- und forstwirtschaftliche Nutzung sowie wasserbauliche Eingriffe tiefgreifend überprägt. Diese Veränderungen wirken sich nicht nur auf den Wasserhaushalt und die Vegetation aus, sondern beeinflussen auch die Stoffdynamik innerhalb der betroffenen Landschaften und angrenzender Gewässer. Vor diesem Hintergrund gewinnen Maßnahmen zur Wiedervernässung ehemaliger Niedermoorstandorte zunehmend an Bedeutung. Sie verfolgen das Ziel, den Wasserhaushalt zu stabilisieren, ökologische Funktionen wiederherzustellen und den Austrag von Nährstoffen in angrenzende Gewässer zu begrenzen. Gleichzeitig ist bekannt, dass solche Maßnahmen mit zeitlich variablen Reaktionen des Systems einhergehen können, deren Ausprägung und Dauer standortabhängig sind.

Im Godendorfer Mühlenbachtal (Mecklenburg-Vorpommern) wurden in den Jahren 2016 und 2018 Entwässerungsgräben verfüllt, um eine Wiedervernässung großteiliger Flächen einzuleiten. Der Godendorfer Mühlenbach durchströmt das Untersuchungsgebiet (UG) und stellt die zentrale Verbindung zwischen den moorigen Niederungsflächen und dem angrenzenden Godendorfer See dar. Veränderungen im Wasser- und Stoffhaushalt des Untersuchungsgebiets spiegeln sich daher unmittelbar im Gewässer wider. Die vorliegende Arbeit greift diese Maßnahmen auf und untersucht die zeitliche Entwicklung ausgewählter Wasserqualitätsparameter im Godendorfer Mühlenbach im Zeitraum von 2014-2022. Der Fokus liegt dabei auf der Einordnung der beobachteten Veränderungen im Zusammenhang mit den umgesetzten Maßnahmen sowie den hydrologischen und klimatischen Rahmenbedingungen.

1.1 Moorökosysteme und ihre Relevanz im Allgemeinen

„Unter Moor wird [...] ganz allgemein die landschaftliche Einheit eines Torf- bzw. Moorkörpers verstanden, der sich von seinem mineralischen Untergrund und seiner mineralischen Umgebung abgrenzt“ (SUCCOW, 1988; PFADENHAUER, 1994; beide zitiert nach SCHOPP-GUTH & GUTH, 2003). Wenn wir heute in der Wissenschaft von einem Moor sprechen, so meinen wir meist Lebensräume, in denen Torf neugebildet wird oder oberflächlich ansteht (SUCCOW, JOOSTEN, 2001, S.2). Dieser allgemeine Konsens beim Gebrauch des Wortes „Moor“ im deutschsprachigen Raum trifft aber nicht unbedingt auf andere Nationen zu und führte in der Vergangenheit schon öfter zu Missverständnissen bzw. Interpretationsfehlern (JOOSTEN, 1995a) Einige Sprachen verfügen schlichtweg über keine spezifischen Begriffe für „das Moor“, sondern versuchen diesen Lebensraum als Gebiet zu beschreiben, wo Torf abgebaut wird (span. tubera, franz. tourbière).

Wachsende, also torfbildende Moore, nehmen im natürlichen Kohlenstoffkreislauf eine besondere Stellung ein. Sie zeichnen sich durch eine langfristig positive Kohlenstoffbilanz aus, da mehr organisches Material entsteht und eingelagert wird, als durch Zersetzungsprozesse abgebaut wird. Die Speicherung erfolgt in Form von Torf, welcher aus abgestorbenem Pflanzenmaterial besteht, das sich direkt am Ort seiner Entstehung ansammelt, ein sogenannter „sedentärer“ Prozess (SUCCOW, JOOSTEN, 2001, S.2). Das bedeutet, dass das Pflanzenmaterial weder verlagert noch abtransportiert wird, sondern nach dem Absterben am selben Ort verbleibt und dort langsam zu Torf umgewandelt wird. Diese Eigenschaft unterscheidet Torf grundlegend von sogenannten Mudden, also feinkörnigen Ablagerungen, die durch Strömungen am Grund stehender oder fließender Gewässer transportiert und abgelagert werden. Letztere bezeichnet man dementsprechend als „sedimentär“ (SUCCOW, JOOSTEN, 2001, S.2). Einen kurzen allgemeinen Überblick über die Relevanz von Mooren und deren Funktionen in Bezug auf die Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie bietet Abb.1 des Greifswalder Moorzentrums.



Abbildung 1: Relevanz von Mooren in Bezug auf die Ziele der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie (Greifswalder Moorzentrum, Hirschelmann, 2020)

Flächen die als Moor bezeichnet werden, weisen eine spezifische Entstehungsgeschichte und hydrologische Genese auf. Das komplexe Wirkungsgefüge „Moor“ steht in Wechselwirkung mit seinem Wassereinzugsgebiet, der Atmosphäre aber auch mit seinen eigenen Teilsystemen. Seine Funktionen sind sowohl von biotischer als auch abiotischer Art. Aus der biotischen Betrachtungsweise bieten Moore einen einzigartigen Lebensraum für Tiere und Pflanzen. Dem gegenüber stehen abiotische Funktionen, wie die Aufnahme und Speicherung von Stoffen (z.B. Phosphor, Stickstoff, Nitrat etc.) im Torfkörper. Neben den einzigartigen Stoffkreisläufen in Mooren, spielt auch die Aufnahme und Retention von überschüssigem Wasser eine bedeutende Rolle. Die stets feuchten Flächen haben außerdem eine ausgleichende Wirkung auf den Wärme- und Luftfeuchtigkeitshaushalt (SCHOPP-GUTH & GUTH, 2003).

Da der Großteil der Moorflächen in Deutschland stark degradiert ist (siehe Kapitel 2.2), können sie ihre landschaftsökologischen Funktionen nicht mehr erfüllen und der Torfkörper wird zur Belastung für die Umwelt. Ein Beispiel hierfür ist das ehemalige Niedermoor im Godendorfer Mühlenbachtal, das durch Meliorationsmaßnahmen in den obersten Bodenhorizonten stark degradiert ist (vgl. JÄHNICHEN, 2019). Infolge von Renaturierungsmaßnahmen zur Wasserstandsanehebung kommt es dort vermutlich zur Freisetzung von Nährstoffen.

1.2 Moorökosysteme und ihr Ist-Zustand in Mecklenburg-Vorpommern

Moore bedecken weltweit etwa 3 % der terrestrischen Landfläche, was einer Ausdehnung von rund 4 Millionen km² entspricht. Europa zählt dabei zu den moorreichsten Regionen der Erde (SUCCOW, JOOSTEN 2001, S.2). Zu Beginn des 18. Jahrhunderts wurden die ökologisch intakten Moorflächen in Deutschland auf etwa 16.750 km² geschätzt (SCHOPP-GUTH, 1999). Heutzutage werden 3,6 % der Landesfläche von Deutschland (ca. 12.800 km²) als Moorflächen ausgewiesen (JOOSTEN, 2017), wobei der überwiegende Teil jedoch stark degradiert ist (LENSCHOW in SUCCOW, 2001). Es gelten ca. 60 % als stark oder extrem entwässert, während nur noch rund 3 % als naturnah oder als nichtentwässert eingestuft werden (LM-M-V, 2009). Als ökologisch intakt gelten lediglich wenige tausend Hektar welche nur noch 1 % der Moorfläche in Deutschland ausmachen (JOOSTEN & COUWENBERG, 2000). In Mecklenburg-Vorpommern gelten 12,5 % (GROSSE-BRAUCKMANN, 1997) bis 12,7 % (LENSCHOW, 2000) der Landesfläche als Moorland. Davon nehmen in Mecklenburg-Vorpommern die Durchströmungsmoore (wie das Godendorfer Mühlenbachtal) und Verlandungsmoore den größten Flächenanteil ein (LENSCHOW in SUCCOW, 2001). Stand 2020 werden etwa 165.880 ha der gesamten Moorfläche landwirtschaftlich genutzt, wobei 20.531 ha als Acker und 143.998 ha als Grünland deklariert werden. Hinzukommen ca. 48.459 ha bewaldete Moorflächen (LM M-V, 2017). Laut dem Moorschutzkonzept des Landes Mecklenburg-Vorpommern werden rund 51.760 ha der Moorflächen als „ungenutzte Flächen“ eingestuft (Schroeder, 2012). Eine stichprobenartige Analyse ergab, dass davon etwa 13.000 ha auf Gräben entfallen. Zur Gruppe der ungenutzten Moorflächen zählen zudem auch Flächen wie Kleingärten, Mülldeponien und Wege (Schroeder, 2012).

Bereits SCHOPP-GUTH (1999) kamen zu dem Schluss, dass die tatsächlichen Flächengrößen und Flächenverluste der Moore nicht detailliert angegeben werden, da sie nicht verlässlich und einheitlich bilanziert werden. Auch Lenschow (SUCCOW, 2001) beschreibt beispielsweise, dass er Kleinstmoore in der Datenerhebung nicht berücksichtigt. Eine detaillierte einheitliche Bilanzierung gestaltet sich dementsprechend schwierig. Recherchiert man aktuelle vergleichbare Zahlen zu Moorflächen sowie Moorflächenverlusten können Unstimmigkeiten auftreten. In vielen Quellen unterteilen die Verfasser die Moorflächen zuerst in die gängigen Moortypen (wie Niedermoor, Hochmoor etc.), und anschließend in Kategorien wie z.B. „weitere kohlenstoffreiche Böden“, „potenzielle Küstenüberflutungsräume mit Torfbildungspotenzial“ oder „weitere FFH-Moorlebensraumtypen“ (HENNING, U. 2024).

Je nach Autor bzw. Quelle werden Moorflächen definiert, zusammengefasst und folglich als Gesamtmoorfläche ausgewiesen. Dadurch ergeben sich teils deutlich abweichende Angaben. So wird beim 27. Gewässersymposium 2024 des LUNG-MV sowie in einer Veröffentlichung des Ministeriums für Landwirtschaft und Umwelt aus dem Jahr 2017, eine Gesamtmoorfläche von etwa 271.000 ha genannt, wobei Küstenüberflutungsgebiete sowie andere Kohlenstoffreiche Böden nicht berücksichtigt werden. Addiert man die anderen Teilflächen dazu variieren die Angaben in beiden Quellen zwischen rund 288.000 ha und 291.361 ha. Ein weiteres Beispiel für die uneinheitliche Datenlage ist der Anteil der Moorfläche an der Gesamtfläche von Mecklenburg-Vorpommern: Dieser wird sowohl im Rahmen des Gewässersymposium 2024 des LUNG-MV als auch bei SUCCOW (2001) mit 12,5 % angegeben.

Folgt man der in der Literatur häufig vertretenen Annahme eines fortschreitenden Moorschwunds, wäre zu erwarten, dass der Anteil der Moorflächen an der Gesamtfläche Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitverlauf abnimmt. Eine mögliche Erklärung für die dennoch weitgehend konstant ausgewiesenen Flächenanteile liegt in der unterschiedlichen Deklaration und Abgrenzung der Moorflächen. So werden Flächen wie beispielsweise potenzielle Küstenüberflutungsräume in einzelne Erhebungen nicht berücksichtigt und folglich nicht in die Gesamtmoorfläche einbezogen. Gleichzeitig werden in anderen Erfassungen zusätzliche Flächen als Moor ausgewiesen, sodass der relative Anteil der Moorflächen an der Landesfläche Mecklenburg-Vorpommerns über die Jahre hinweg nahezu konstant bleibt.

Gemäß Artikel 11 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie Richtlinie 92/43/EWG (EUROPEAN ECONOMIC COMMUNITY, 1992) sind die Mitgliedstaaten der Europäischen Union dazu verpflichtet, den Erhaltungszustand von Arten und Lebensräumen von gemeinschaftlichem Interesse systematisch zu überwachen. Die daraus gewonnenen Daten bilden eine zentrale Grundlage für die Erstellung des nationalen Berichts, der im Rahmen der Richtlinie alle sechs Jahre an die Europäische Kommission übermittelt werden muss. In der Praxis ist es jedoch äußerst aufwendig, sämtliche Moorflächen, insbesondere Kleinstmoorflächen in Wäldern neu zu vermessen oder zu überprüfen, ob sie überhaupt noch als Moorstandorte klassifiziert werden können. Um alle sechs Jahre einen stets aktuellen und detaillierten Bericht abgeben zu können, in dem all diese Flächen aufgeführt sind, fehlen jedoch die personellen Ressourcen.

1.3 Zielsetzung der Arbeit

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, den zeitlichen Zusammenhang zwischen hydrologischen Kenngrößen wie z.B. dem Grundwasserstand und dem Abfluss, sowie den klimatischen Bedingungen und dem Austrag von Nährstoffen (insbesondere Phosphor und Stickstoffverbindungen) im Godendorfer Mühlenbachtal zu analysieren. Dabei soll untersucht werden, inwieweit sich Veränderungen der hydrologischen Bedingungen im Zuge der Grabenverfüllungen 2016 und 2018 in den gemessenen Konzentrationen und Frachten im Oberflächengewässer widerspiegeln. Es ist nicht das Ziel dieser Arbeit eine detaillierte bodenchemische oder prozessbasierte Quantifizierung einzelner

Nährstofffreisetzungsmechanismen innerhalb der einzelnen Bodenhorizonte vorzunehmen. Die Arbeit verfolgt vielmehr einen integrativen, datengestützten Ansatz zur Identifikation von Zusammenhängen auf Einzugsgebietsebene.

1.4 Hypothesen und Annahmen

Um die Analyse der Arbeit zielgerichtet zu strukturieren, wurden im Folgenden mehrere Hypothesen formuliert. Diese beschreiben erwartete Entwicklungen der Stoffkonzentrationen und Stofffrachten sowie deren Zusammenhang mit hydrologischen und klimatischen Rahmenbedingungen. Die fachliche Herleitung und Einordnung dieser Annahmen erfolgt im anschließenden Kapitel zum theoretischen Hintergrund.

1. Die Grabenverfüllungen im Godendorfer Mühlenbachtal könnten zu zeitlich veränderten Austrägen von Phosphor- und Stickstoffverbindungen im angrenzenden Fließgewässer, die sich insbesondere in den berechneten Stofffrachten widerspiegeln.
2. Nach den Grabenverfüllungen in den Jahren 2016 und 2018 könnten im Untersuchungsgebiet temporär erhöhte Stofffrachten von Phosphor- und Stickstoffverbindungen auftreten, wobei die höchsten Austräge im Zeitraum nach der ersten Maßnahme zu erwarten sind.
3. Im weiteren zeitlichen Verlauf nach den Grabenverfüllungen (2020-2022) könnten die Stofffrachten wieder abnehmen, was auf eine allmähliche Stabilisierung der hydrologischen und biogeochemischen Bedingungen hindeuten würde.
4. Die untere Messstelle an der Husarenbrücke sollte im Vergleich zur oberen Messstelle an der Kreisstraße K14 Wokuhl-Comthurey höhere Stofffrachten aufweisen, da der Bach im UG nährstoffreiches Wasser aus den wiedervernässten Bereichen aufnimmt.
5. Es wird angenommen, dass die Höhe der berechneten Frachten eng mit den Durchflussmengen des Godendorfer Mühlenbachs korreliert, da bei erhöhter Wasserführung auch mehr Nährstoffe aus dem Einzugsgebiet mobilisiert und transportiert werden könnten.
6. Die Betrachtung von Konzentrationsdaten und Durchflussmessungen und den daraus berechneten Frachten sollte eine differenziertere Bewertung der tatsächlichen Nährstoffbelastung des Fließgewässers erlauben.
7. Starkregenereignisse und niederschlagsreiche Zeiträume könnten die Höhe der berechneten Stofffrachten indirekt über eine Erhöhung des Durchflusses beeinflussen, ohne jedoch das grundsätzliche zeitliche Muster der maßnahmenbedingten Veränderungen zu überlagern.

2. Allgemeine Gebietsbeschreibung und Untersuchungsgebiet

Um die Ergebnisse der Fließgewässeranalysen sachgerecht einordnen zu können, ist eine grundlegende Beschreibung der naturräumlichen, hydrologischen und landnutzungsgeschichtlichen Rahmenbedingungen erforderlich. In diesem Kapitel werden daher die topografische Lage und geologische Entstehung des Bachtals, die klimatischen Verhältnisse, die hydrologische Charakteristik sowie die Nutzungsgeschichte des Gebiets näher erläutert. Auch Aspekte wie Eigentumsverhältnisse und bestehende Schutzgebiete werden dargestellt, da sie für die Bewertung der Renaturierungsmaßnahmen und potenzieller Folgemaßnahmen von Bedeutung sind. Auf die Erstellung eines Nordpfeils wurde bei der Erstellung der Abbildungen verzichtet, da alle dargestellten in Karten in QGIS bereits genordert wurden.

2.1 Topografische Lage und Landschaftsgenese des Bachtals

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Godendorfer Mühlenbachtal, welches sich an der südöstlichen Grenze des Landkreises Mecklenburgische Seenplatte zwischen den Städten Neustrelitz, Feldberg und Fürstenberg /Havel, an der Grenze zu Brandenburg verorten lässt (vgl. Abb. 2)

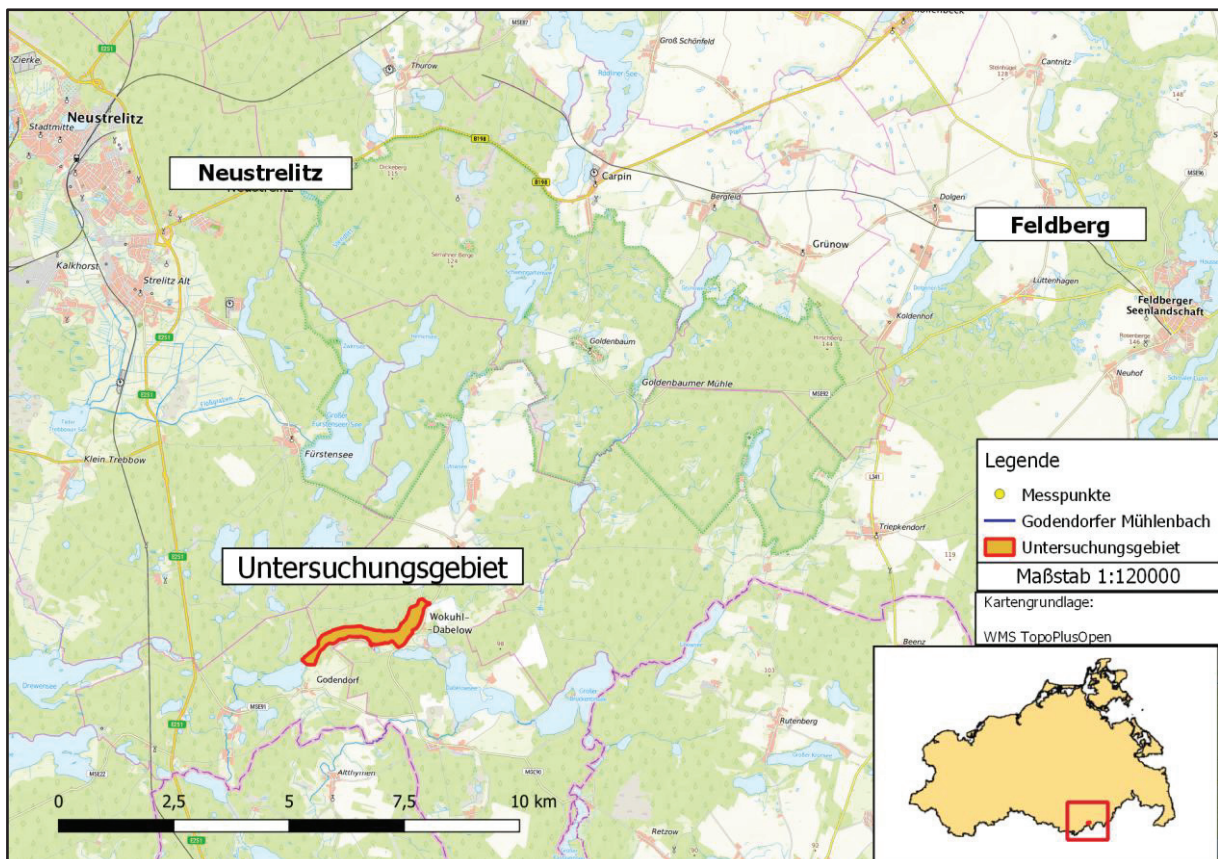


Abbildung 2: Topografische Übersichtskarte des Untersuchungsgebiets
(Quelle: WMS TopPlusOpen, GDZ.BKG, abgerufen am 18.10.2025)

Gegenstand dieser Arbeit ist der Abschnitt des Bachtals zwischen der Kreisstraße K 14 bei Comthurey und dem Godendorfer See bei Godendorf. Das Bachtal gehört zum südöstlichen Teil der Landschaftszone „Höhenrücken und Mecklenburgische Seenplatte“ und ist Teil des der Großlandschaft

„Neustrelitzer Kleinseenland“ (UMWELTPLAN GMBH 2018, S. 4-5) (siehe Anhang A1 und A2). Das Einzugsgebiet des Baches liegt in der Grenzregion der Pommerschen Haupteisrandlage und der Frankfurter Eisrandlage. Dabei bildet die Pommersche Endmoräne die Hauptwasserscheide zwischen Nord- und Ostsee. Sie verläuft nordöstlich des GGB „Sandergebiet südlich von Serrahn“, wodurch die meisten Seen des Gebietes in westlicher oder südlicher Richtung über die Havel zur Nord-See hin entwässern (UMWELTPLAN GMBH 2018, S. 6).

Der untersuchte Gewässerabschnitt des Mühlenbaches befindet sich in einem Sandergebiet des Pommerschen Stadiums. Der Talraum entstand als glazifluviale Schmelzwasserrinne des Weichselglazials, welche parallel zur Eisrandlage ablief. Im Nordosten des Einzugsgebietes bildete sich eine höher gelegene kuppige Grund- und Endmoränenlandschaft aus, dessen Wasser in Richtung Südwest durchbruchartig in den Talraum des Godendorfer Mühlenbachs entwässert. Noch heute ist das Neustrelitzer Kleinseenland durchzogen von sogenannten Rinnenseen, die teilweise miteinander verbunden sind. Die höher gelegenen Grund- und Endmoränenzüge sind durch lehmigere Ablagerungen geprägt, wohingegen die namensgebenden Sandergebiete im Südwesten des Einzugsgebietes von sandigen Ablagerungen dominiert werden (siehe Anhang A3 und A4). An das UG grenzt im Nordosten ein kalkhaltiger Mergelrücken, der der Grundmoräne des Frankfurter Stadiums (Weichseleiszeit) zugeordnet wird und den Sander des Pommerschen Stadiums durchschneidet. (siehe Anhang A3) (WERNICKE 2003, S.608-609).

2.2 Klimatische Bedingungen im Untersuchungsgebiet

Das Klima Mecklenburg-Vorpommerns ist geprägt durch den Übergangsbereich zwischen dem maritimen Klima der Ostseeküste und dem kontinental beeinflussten Binnenland. In den nördlichen Landesteilen dominiert das Küstenklima, welches durch vergleichsweise milde Winter, gemäßigte Sommer und eine höhere Luftfeuchtigkeit sowie häufigere Niederschläge gekennzeichnet ist. Mit zunehmender Entfernung von der Küste nehmen die kontinentalen Einflüsse jedoch zu. Diese äußern sich in trockenheitsanfälligeren Sommern, größeren Temperaturamplituden und geringeren jährlichen Niederschlagsmengen (LANDESFORSTANSTALT MECKLENBURG-VORPOMMERN, 2018).

Im Rahmen der forstlichen Klimagliederung durch die Landesforst M-V (basierend auf Auswertungen von Klimadaten der Jahre 1981 bis 2010), lässt sich Untersuchungsgebiet klimatisch zum Klimagebiet „Müritz“ zuordnen und grenzt fast an das sogenannte Feldberger Klimagebiet. Es bildet den Übergang von einem nur noch schwach maritim geprägten Klima zum kontinental geprägten Klima. Das Untersuchungsgebiet lässt sich, wie in Anhang A5 dargestellt, der mäßig trockenen (m) Klimastufe zuordnen.

2.3 Landnutzungshistorie und Eingriffe im Untersuchungsgebiet

Godendorf wurde erstmals im Jahr 1505 unter der Bezeichnung „Minow“ urkundlich erwähnt. In der deutschen Übersetzung wurde daraus „Gudendorpe“. Der Ort entwickelte sich ursprünglich aus einem landwirtschaftlichen Gut heraus, wie es in Mecklenburg- Vorpommern nicht unüblich war. Die später entstandenen Ortsteile Papiermühle und Schneidemühle nutzten die Wasserkraft des Mühlenbaches. In der einen Mühle nutzte man die Wasserkraft zur Papierproduktion, in der anderen für das Säge- und Mahlwerk. Im Ortsteil Teerofen wiederum diente das Holz der umliegenden Wälder als Rohstoff für die Herstellung von Pech und Teer (AMT NEUSTRELITZ-LAND o.J.). Das früheste Kartenmaterial, welches das Untersuchungsgebiet zeigt, ist aus dem Jahr 1725 (vgl. Abb. 3) und wurde im Schweriner Landeshauptarchiv archiviert.



Abbildung 3: Karte des Godendorfer Mühlenbachtal aus dem Jahr 1725
(Kartengrundlage Landeshauptarchiv Schwerin)

Die Karte stellt zwar nur den südwestlichen Teil des Untersuchungsgebiets dar, lässt aber dennoch parallelen zur Gegenwart erkennen. Die Hänge des Talraums sind heutzutage ebenso bewaldet, wie 1725. Zudem sind die sumpfigen Niederungsflächen erkennbar, auf denen Bäume eingezeichnet sind. Sowohl die Darstellungsform der Karte als auch die im Jahr 2019 (JÄHNICHEN, 2019) durchgeführten Probebohrungen im Untersuchungsgebiet, bei denen Erlen- und Seggentorfreste zutage traten, deuten darauf hin, dass sich im Jahr 1725 in der Niederung ein Niedermoor mit Erlenbruchbeständen befand. Es ist jedoch nicht ersichtlich ob und inwieweit die Forst- und Niederungsflächen anthropogenen Einflüsse ausgesetzt waren. Auffällig ist, dass der Bach gleichmäßig mäandriert. Dies ist höchstwahrscheinlich auf die damals übliche Darstellungsform eines Fließgewässers zurückzuführen, als auf den tatsächlichen Verlauf des Baches. Interessant ist in diesem Zusammenhang, dass auf der Schmettauschen Karte aus dem Jahr 1788 (vgl. Abb. 4) Niederungsflächen nicht mehr als solche gekennzeichnet sind.



Abbildung 4: Schmettaus'che Karte aus dem Jahr 1788
(Geoportal-MV, Universität Rostock o.J.a)

Über eine eventuelle Nutzungsänderung kann an dieser Stelle jedoch keine Aussage getroffen werden. Weiteren Aufschluss gibt hier ein Auszug aus dem Messtischblatt aus dem Jahr 1880 (vgl. Abb. 5).

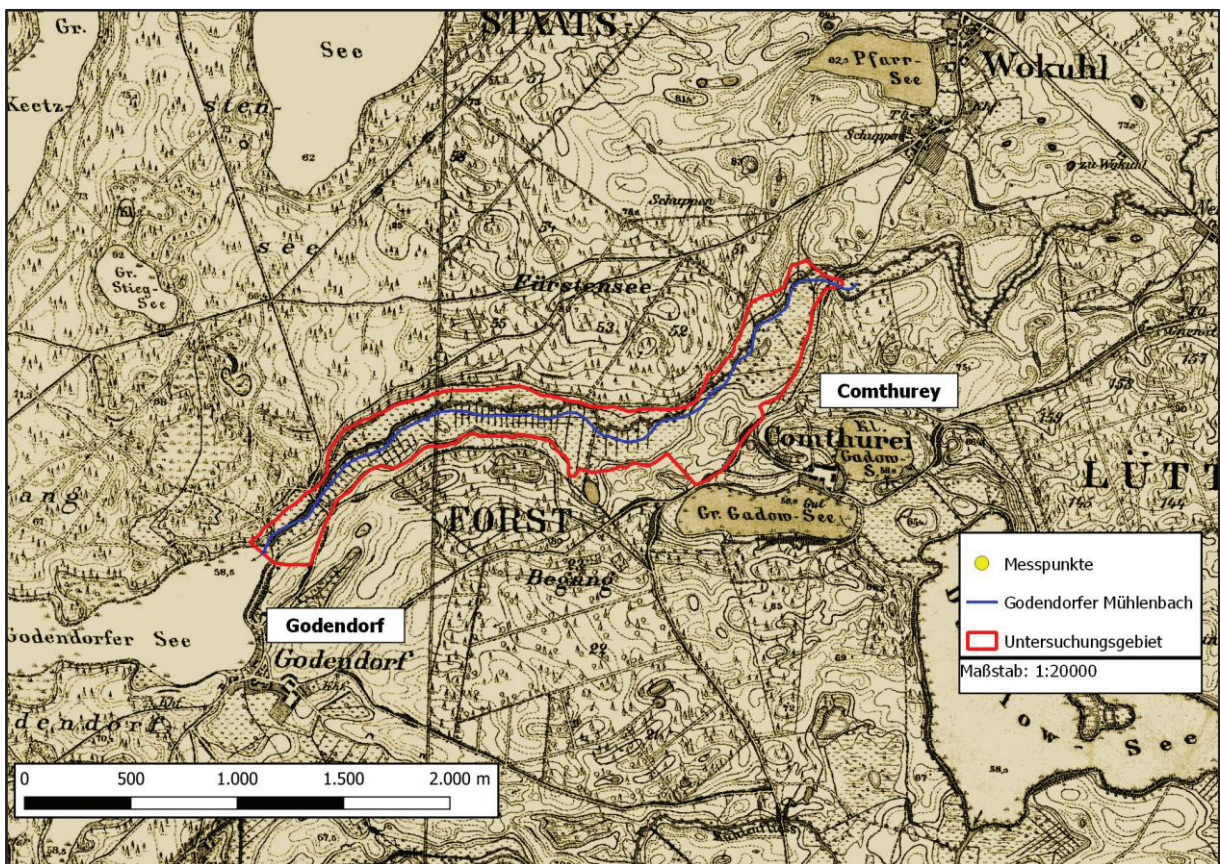


Abbildung 5: Preußisches Messtischblatt aus dem Jahr 1880
(Geodatenportal M-V, Universität Rostock o.J.b)

In dieser Karte sind die Niederungsflächen erneut als solche gekennzeichnet. Diese sind nun jedoch von zahlreichen Entwässerungsgräben durchzogen, welche sich nahezu ausschließlich südlich des Bachlaufes befinden. Das Anlegen dieser Entwässerungsgräben weist eindeutig auf eine anthropogene Nutzung der Niederungsflächen hin. Ein Vergleich aktueller Luftbilder (vgl. Abb. 8) mit den historischen Karten zeigt zudem eine weitere Übereinstimmung: Der überwiegende Teil der nördlich des Bachlaufes gelegenen Fläche wurde im Laufe der Zeit vermutlich nie entwässert und blieb als Erlenbruchwald erhalten. Wie auch in anderen Regionen in Mecklenburg-Vorpommern, sind die ersten flächendeckenden Luftaufnahmen der Region erst im Jahr 1953, durch die Sowjetischen Luftstreitkräfte entstanden (vgl. Abb. 6).

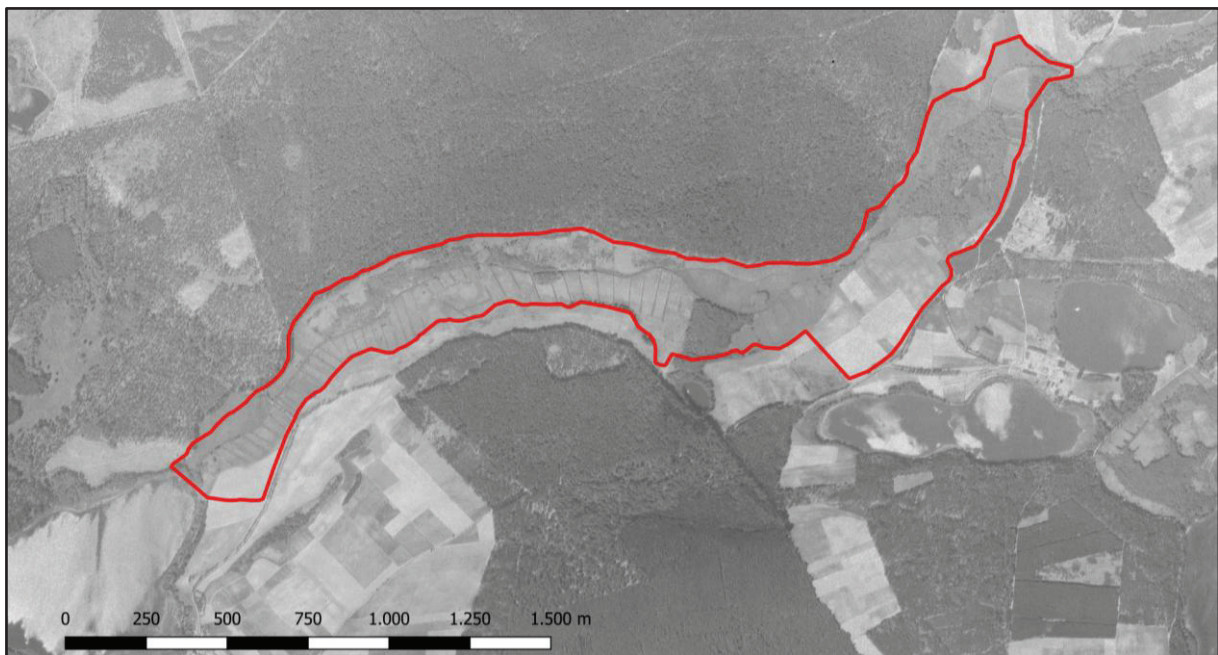


Abbildung 6: Luftaufnahme des Untersuchungsgebiets aus dem Jahr 1953
(GeoPortal.MV, 2025)

Auf dieser Aufnahme lässt sich die damalige Nutzung der Landschaft wesentlich klarer nachvollziehen als zuvor. Der nördliche Bereich ist durch lockere Gehölzgruppen gekennzeichnet. Die Hänge südlich des Weges, der parallel zum Bach verläuft, waren ebenfalls frei von Bewuchs. Im Gegensatz dazu erscheint der südliche Teil der Niederung weitgehend unbewaldet und wird immer noch von Entwässerungsgräben durchzogen. Zwischen dem Schwarzen See und dem Bach befindet sich damals wie heute ein geschlossener Bruchwaldbestand. Die angrenzenden Wälder wirken in ihrer Struktur recht einheitlich und forstwirtschaftlich geprägt. Die umliegenden Ackerflächen im Gebiet weisen, wie es für die damalige Agrarlandschaft üblich war, eine deutlich kleinteiligere Gliederung auf als in Gegenwart. Dies wird bei näherer Betrachtung des Luftbilds von 1991 (vgl. Abb. 7) deutlich.

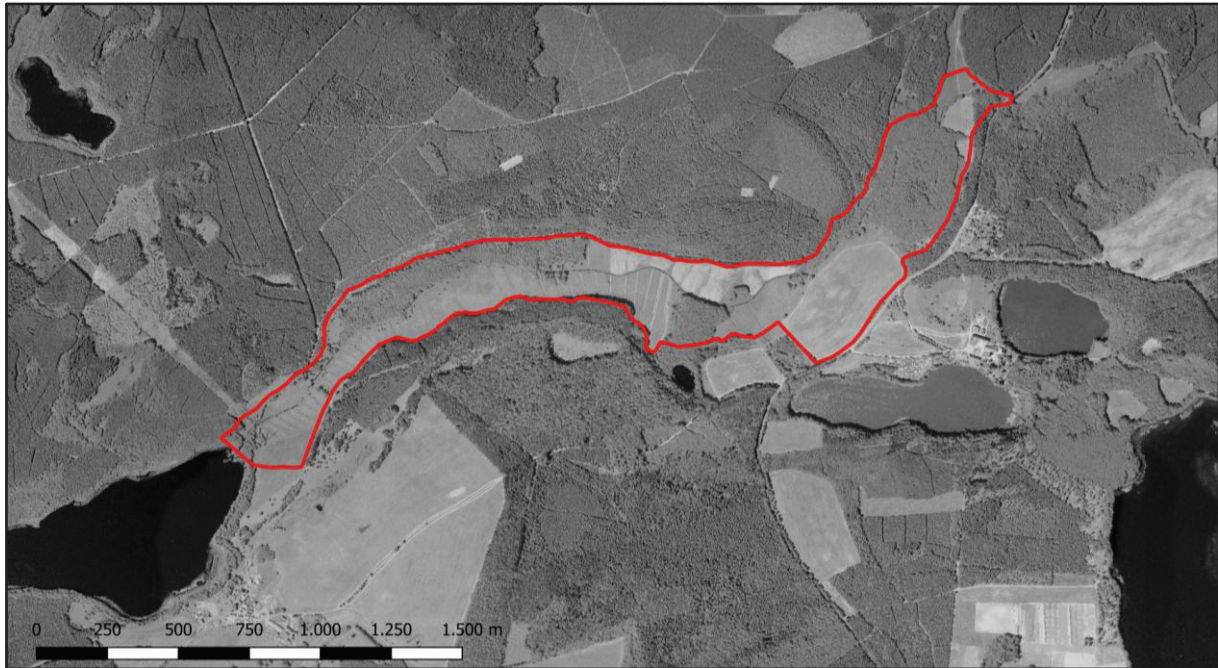


Abbildung 7: Luftaufnahme des Untersuchungsgebiets aus dem Jahr 1991
(GeoPortal.MV, 2025)

Die einzelnen Ackerparzellen sind im Landschaftsbild nun zu großen Flächen verschmolzen. Südlich des Baches ist eine deutliche Zunahme des Waldbestands zu erkennen, während sich die zuvor vorhandenen Lücken im Erlenbruchwald nördlich des Bachlaufs weitgehend geschlossen haben. Zudem ist erkennbar, dass sich in den Jahren von 1953 bis 1991 eine Lichtung im Wald südlich des Baches aufgetan hat. Wahrscheinlich wurden die Bäume dort gefällt. Die Lichtung ist bis heute waldfrei, was eine Nutzung der Fläche wahrscheinlich macht. Neu sind auch die nördlich des Baches angelegten Entwässerungsgräben. Es ist deutlich zu erkennen, dass dort wo die Entwässerungsgräben entstanden sind, der Bruchwald verschwunden ist und die Flächen nun in Nutzung sind. Ob die zu der Zeit schon bestehenden Gräben in der Zeit der DDR und den damit verbundenen Meliorationsmaßnahmen noch einmal vertieft wurden, konnte im Rahmen dieser Arbeit nicht in Erfahrung gebracht werden.

Eine neue Phase in der Genese des Bachtals wurde im Jahr 2012 eingeleitet. Nach dem Eigentumswechsel im Jahr 2012 (vgl. Kapitel 2.7) traten deutliche Veränderungen in der Flächennutzung auf. Der bestehende Pachtvertrag mit dem bisherigen Bewirtschafter blieb zunächst bestehen. Nach dessen Tod im Jahr 2015 wurde jedoch kein neues Pachtverhältnis mehr abgeschlossen. Auf dem Luftbild von 2013 (vgl. Abb. 8) ist bereits zu erkennen, dass die regelmäßige Pflege der Entwässerungsgräben nicht mehr fortgeführt wurde und der Bewuchs bis heute zunimmt.



Abbildung 8: Luftaufnahme des Untersuchungsgebiets aus dem Jahr 2013 (LAI.VI.MV, 2021)

Schon vor dem Erscheinen des aktuellen Managementplans (UMWELTPLAN GMBH, 2018) und den darin formulierten Zielen (Wasserstandsanhhebung etc.) für das UG, wurden im Jahr 2016 ca. zwei Drittel der Gräben im südwestlichen Talabschnitt verfüllt (vgl. Anhang A6). Das restliche Drittel im südwestlichen Teil wurde 2018 verfüllt (vgl. Anhang A7). Auf den Luftbildern nicht sichtbar sind die Teilflächen im Bachtal, auf denen infolge der Grabenverfüllungen der Wasserstand deutlich angestiegen ist und stellenweise über Flur steht (vgl. Anhang A 11).

2.4 Relief, Geländehöhen und Gefälle

Von seiner Quelle nordöstlich des Dolgener Sees erstreckt sich der Godendorfer Mühlenbach über 41,391 km bis nach Fürstenberg an der Havel, wo er schließlich in den Schwedtsee mündet (STISSER ET AL., 2015, S.6). Dabei umfasst er ein Einzugsgebiet von 69,67 km² (FIS-WRRL). Der Abschnitt des Baches, welcher sich im Untersuchungsgebiet befindet, ist Bestandteil des Fließgewässerkörpers HVHV-5300. Der Fließgewässerkörper HVHV-5300 (Stat. 12+550 bis Stat. 17+400) wird mit einer Länge von 5,27 km angegeben (FIS-WASSER-MV, 2025). Davon liegen ca. 3,521 km (Stat. 12+400 bis Stat. 15+800; siehe Anhang A8) im Untersuchungsgebiet (FIS-WASSER-MV 2025).

Auf seinem Verlauf durchströmt der Bach mehrere Seen, darunter den Grünower Seen, den Godendorfer See und den großen Schwaberow See. Eine Besonderheit des Godendorfer Mühlenbachs besteht darin, dass er innerhalb seines Einzugsgebiets das einzige Fließgewässer ist, das zumindest teilweise natürlichen Ursprung ist (SCAMONI ET AL., 1963; SCHNECKE, 1999 in KOBEL, 2015). Wie die Schmettausche Karte von 1788 (vgl. Abb.4) erkennen lässt, war der Bach schon damals in weiten Teilen in seinem heutigen Verlauf dargestellt. Dies weist darauf hin, dass bereits vor diesem Zeitpunkt deutliche menschliche Eingriffe in das Gewässer stattgefunden haben. Aus diesem Grund wird er nach

den Kriterien der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) als Gewässer natürlichen Ursprungs eingestuft (UMWELTPLAN GMBH, 2018, S. 6).

Die höchste Erhebung der kuppigen Grundmoränen Landschaft ist der sogenannte Hirschberg mit 144 m NHN. Südwestlich von Comthurey erreichen die Geländekuppen in unmittelbarer Nähe des Bachtals Höhen von bis zu 82,0 m NHN. Die Niedermoorflächen neigen sich leicht in Richtung des Godendorfer Sees. Während die Niederungsflächen im Nordosten noch auf etwa 60,6 m NHN liegen, verringert sich das Geländeniveau nach Südwesten um etwa 2,6 m auf rund 58,0 m NHN und entspricht damit nahezu dem Seespiegelniveau (vgl. Abb.9)

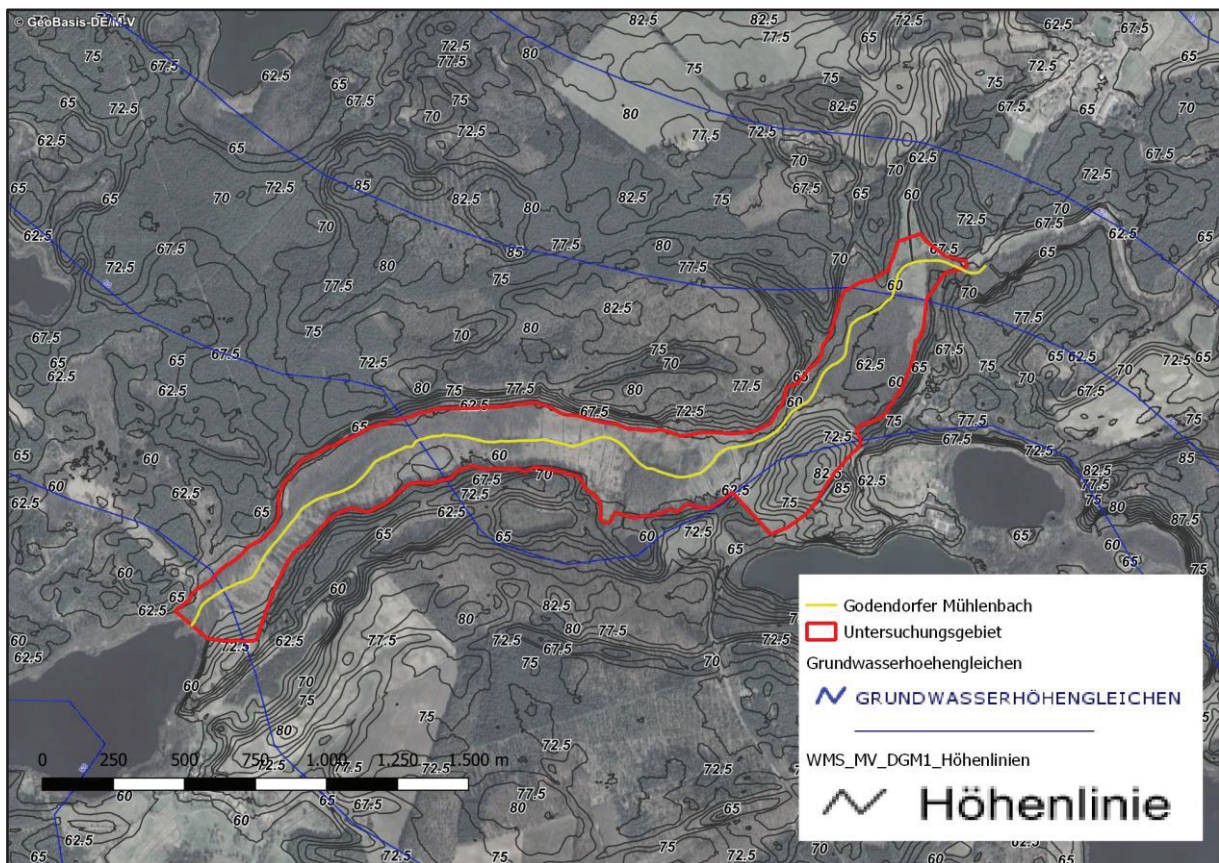


Abbildung 9: Grundwasserhöhengleichen und Höhenlinien im Untersuchungsgebiet (LUNG-MV, 2025)

Das mittlere Fließgefälle des untersuchten Gewässerabschnitts beträgt $\bar{0},759\%$ und wird in gewissem Maße durch vier kleinere Sohlschwelen beeinflusst, die sich jedoch bereits im Zerfall befinden oder weitgehend zerstört sind. Darüber hinaus wird das Gefälle maßgeblich durch die Vegetation im und am Bach sowie durch die Wasserstände des Godendorfer Sees bestimmt. Die untersuchte Strecke lässt sich, was das Fließgefälle betrifft, in zwei charakteristische Teilabschnitte gliedern. Im oberen, rund 200 m langen Abschnitt, vom Straßendurchlass der Kreisstraße K14 bis zur Niederung, liegt das Fließgefälle zwischen $1,86\%$ und $3,83\%$. Der daran anschließende, etwa 3,22 km lange Abschnitt bis zum Godendorfer See weist mit $0,19\%$ bis $1,11\%$ ein deutlich geringeres Gefälle auf (STISSER ET AL. 2015, S.13).

2.5 Bauwerke entlang des untersuchten Gewässerabschnitts

Entlang des untersuchten Gewässerabschnitts befinden sich insgesamt sechs Bauwerke. Zwei Durchlässe liegen an den Messstellen, die Bestandteil dieser Arbeit sind. Dabei handelt es sich zum einen um die sogenannte Husarenbrücke und zum anderen um den Durchlass unter der Kreisstraße K14 zwischen Wokuhl und Comthurey. Die Straßenbrücke wurde im Jahr 2016 baulich angepasst, sodass nun auch eine Querungshilfe für den Fischotter vorhanden ist. Wie bereits in Kapitel 2.4 beschrieben, befinden sich die vier Sohlschwellen in einem derart schlechten Zustand, dass sie vom Gewässer bereits umströmt werden. Die ökologische Durchgängigkeit ist damit an allen Bauwerken im Untersuchungsgebiet gewährleistet (siehe Anhang A8) (STISSER ET AL., 2015, S. 18). Westlich von Dabelow befindet sich eine belüftete Teichanlage bzw. ein Versickerungsteich, über die das biologisch-mechanisch gereinigte Abwasser der Kläranlage Dabelow über mehrere Gräben schlussendlich in den Godendorfer Mühlenbach gelangt. Inwieweit es dadurch zu einem erhöhten Nährstoffeintrag in den Bach kommt, kann in dieser Arbeit nicht festgestellt werden (vgl. LUNG, 2015; WZV-STRELITZ, 2015 in BIOTA, 2015). Dennoch sollte dieser Aspekt nicht unerwähnt bleiben.

2.6 Gewässertyp und aktueller Zustand

Durch Verlandungsprozesse und nacheiszeitliche hohe Grundwasserstände entstand eine niedermoorige tiefgründige Senke zwischen den sandigen Grundmoränenhängen. Die Niedermoorflächen im Talraum sind durch grundwasserbestimmte Kolluvisole (organische Ablagerungen) bestimmt. Der Godendorfer Mühlenbach wurde allerdings nur oberhalb des Godendorfer Sees und auf einem weiteren kleineren Abschnitt Bachaufwärts als organisch geprägter Bach (LAWA-Typ11) eingestuft (STISSER ET AL., 2015; S.20). Stand 2025 ist der Bach nun gänzlich als sand- und lehmgeprägter Bach (LAWA-Typ 14) ausgewiesen (vgl. Abb. 10)

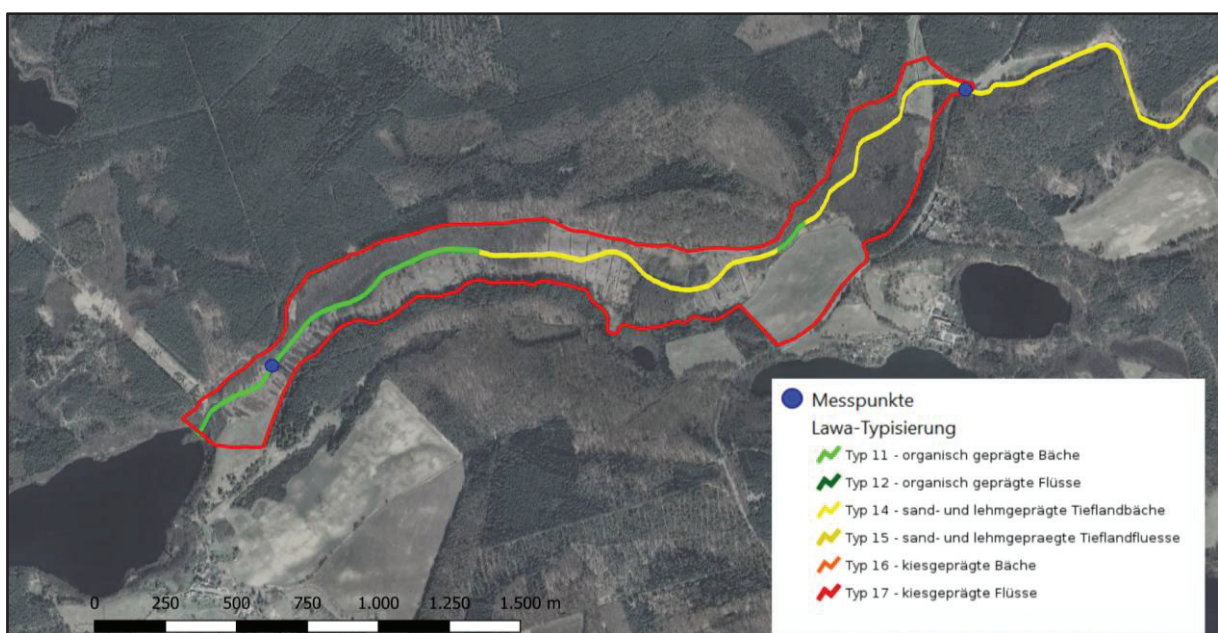


Abbildung 10: Lawatypisierung des Godendorfer Mühlenbachs (LUNG-MV, 2025)

Grund für die unterschiedlichen Einstufungen, könnte sein das im Online-Datenportal (FIS-Wasser-MV) einfach der dominante und prägende Gewässertyp angegeben wurde. Heruntergeladene WMS-Layer des Kartenanbieters FIS-Wasser-MV zeigen allerdings noch die genannte Unterscheidung der LAWA-Typisierung. Ob durch die Grabenverfüllungen 2016 und 2018 vermehrt mineralische Substrat in den Bach eingetragen wurde, wodurch eine Änderung Typisierung in Frage käme, ist nicht bekannt. Insgesamt wird der Wasserkörper als natürliches Gewässer eingestuft. Die Fließgewässerstrukturgüte (FGSK) wird aktuell mit ZK 3 (mäßig) bewertet. Der überwiegende Teil der Fließgewässerstrecke im UG ist vertieft, und durch die bereits erwähnten Sohlbauwerke mäßig beeinträchtigt. Auf weiten Strecken ist kaum Ufergehölz vorhanden. Lediglich auf den überstauten Strecken stehen Gehölze wie die Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) im Wasser. Dementsprechend ist der Abschnitt im UG aus hydromorphologischer Sicht in keinem guten Zustand und verfehlt somit die in der Wasserrahmenrichtlinie formulierten Ziele. Abweichend zum Gesamtwert der FGSK bewerteten Stisser et al. 2015 den Gewässerabschnitt von Station 15+000 bis 15+300 mit ZK 2 und den Gewässerabschnitt 14+810 bis 14+950 mit ZK 4.

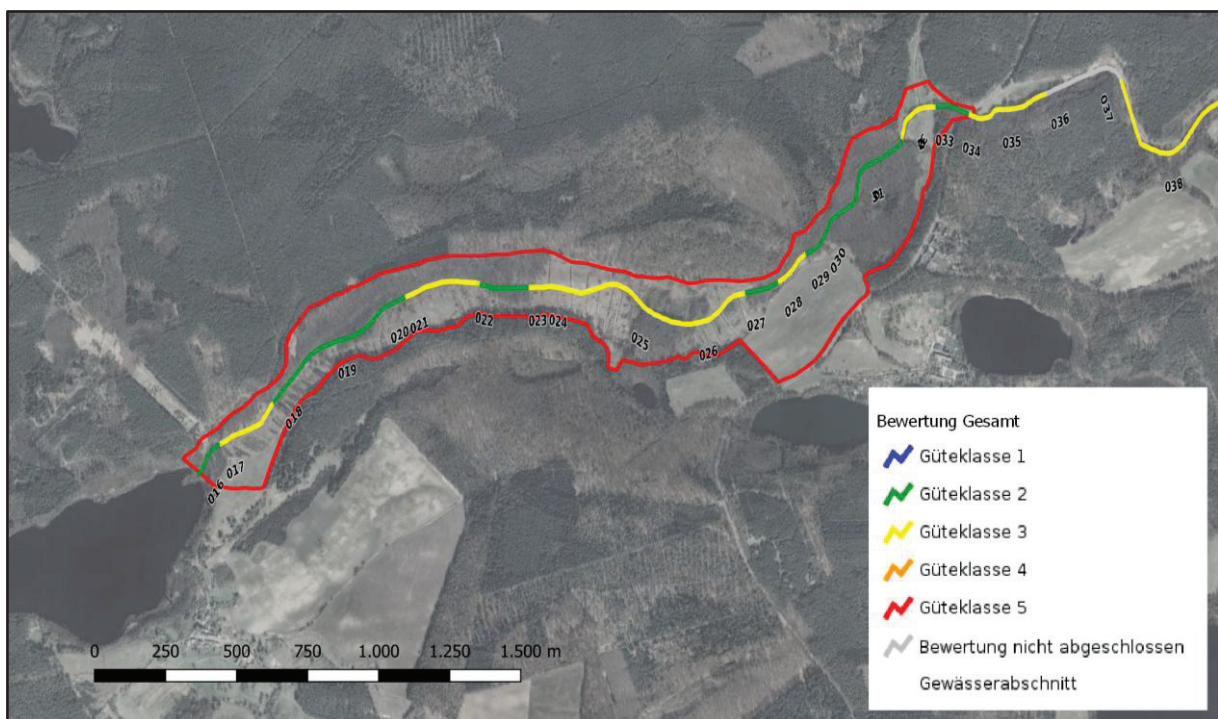


Abbildung 11: Fließgewässerstrukturgüte Godendorfer Mühlenbach (LUNG-MV, 2025)

Anhand der Luftaufnahmen und der vorliegenden Stationierung (vgl. Anhang A8) ist erkennbar, dass ein Gewässerabschnitt (ZK 2) von Waldflächen umgeben ist, in denen vermehrt strukturprägende Elemente wie Sturz- und Prallbäume, Totholz sowie Sohlbänke vorkommen. Der andere Abschnitt (ZK 4) hingegen liegt in einem Bereich, der von privaten, bewirtschafteten Flächen geprägt ist und von Entwässerungsgräben durchzogen wird. Eigene Geländebegehungen des UG in jüngerer Vergangenheit bestätigen, dass die zuvor getroffenen Aussagen nach wie vor gültig sind.

Fischereiliche Untersuchungen des Godendorfer Mühlenbaches in den Jahren 2007 und 2008 konnten insgesamt zehn Fischarten nachweisen (vgl. Tab. 1). Drei dieser Arten ((Aal (*Anguilla anguilla*), Hecht (*Esox lucius*) und Steinbeißer (*Cobitis taenia*)) sind sowohl auf der Roten Liste Deutschlands geführt, als auch nach der Roten Liste Mecklenburg-Vorpommerns besonders geschützt. Die Bewertung anhand des Fischbiologischen Bewertungsindex (FIBS) ergab mit einem Wert von 1,58 einen unbefriedigenden ökologischen Zustand des Gewässers.

Tabelle 1: Vorkommenden Fischarten am Straßendurchlass der K14 bei Comthurey von 2007

Fischart (deutscher Name)	Fischart (wissenschaftlicher Name)
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>
Barsch, Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>
Brachse, Blei	<i>Abramis brama</i>
Dreist. Stichling (Binnenform)	<i>Gasterosteus aculeatus</i>
Gründling	<i>Gobio gobio</i>
Güster	<i>Abramis bjoerkna</i>
Hecht	<i>Esox lucius</i>
Rotauge, Plötze	<i>Rutilus rutilus</i>
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>
Steinbeißer	<i>Cobitis taenia</i>

(fiBS- Ergebnisse Stalu-MS; Stisser et al. 2015)

Aktuelle Untersuchungen der biologischen Qualitätskomponenten gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie, darunter Phytoplankton, Makrophyten/Phytobenthos, das Makrozoobenthos sowie die Fischfauna, liegen für den Godendorfer Mühlenbach derzeit entweder nicht vor oder sind nicht öffentlich zugänglich. Entsprechend bleibt die Datenlage hinsichtlich der biologischen Gewässerqualität im untersuchten Gewässerabschnitt unklar. Der aktuelle Bewirtschaftungszeitraum ist laut FIS-Wasser-MV von 2022-2027 angegeben. Die damit verbundene Risikoeinschätzung der Zielerreichung wird in Bezug auf den ökologischen Zustand bzw. das ökologische Potenzial als wahrscheinlich gefährdet eingestuft. Für den chemischen Zustand wird die Zielerreichung als gefährdet bewertet.

2.7 Eigentumsverhältnisse und Schutzstatus

Aufgrund seiner Lage ist der Godendorfer Mühlenbach Teil des 2.461 ha großen GGB DE 2745-371 „Sandergebiet südlich von Serrahn“ und überschneidet sich auch mit dem 21.302 ha großen FFH-Gebiet „2645-402 „Wald- und Seenlandschaft Lieps-Serrahn“ (LUNG M-V, 2019a), dem 33.300 ha großen Landschaftsschutzgebiet L31 (LUNG M-V, 2019a) und ist Teil des 34.660 ha großen Naturparks „Feldberger Seenlandschaft (vgl. Anhang A 10) Außerdem grenzt im Osten des UG das Naturschutzgebiet Comthureyer Berg an (vgl. Anhang A 10). Entlang des Bachverlaufs im UG existieren zahlreiche Gehölz- und Feuchtbiotope, die wie der Bach selbst gemäß § 20 Naturschutzausführungsgesetz des Landes Mecklenburg-Vorpommerns (NatSchAG-MV) unter Schutz stehen.

Im Jahr 2005 fasste die Bundesregierung den Beschluss, bis zu 125.000 ha an Naturschutzflächen als sogenanntes „Nationales Naturerbe“ in die Verantwortung von Ländern, Stiftungen und Naturschutzverbänden zu übergeben. Die ersten 60 ha wurden 2012, im Bereich des Godendorfer Mühlenbachtals zwischen dem Ort Godendorf und der Brücke bei Comthurey, an den WWF übertragen. Bis 2018 betrug die Fläche ca. 66 ha. Etwa 80 % davon wurden dem WWF durch das Bundesministerium für Umwelt im Rahmen des Programms Nationales Naturerbe (NNE) übertragen (UMWELTPLAN GMBH, 2018, S. 29). Derzeit umfassen die Flächen des WWF rund 73 ha. Mit der Übertragung an den WWF, ist die Verpflichtung verbunden, die natürliche Entwicklung der Gebiete zu sichern und zu fördern. Die entsprechende Vereinbarung legt sowohl die Verfahren als auch die konkreten Ziele für diese NNE-Flächen fest. Im Nordosten des UG gibt es vereinzelt noch Flächen, die teils im Privatbesitz und teils in Bewirtschaftung sind. Der überwiegende Teil der umliegenden Waldflächen sind im Besitz und der Landesforst Mecklenburg-Vorpommern.

3. Theoretischer Hintergrund und Forschungsstand

Um die Auswirkungen von Grabenverfüllungen auf die Nährstoffdynamiken in einem moorbeeinflussten Gewässersystem fundiert bewerten zu können, ist es notwendig, zunächst die biogeochemischen Grundlagen von Moorökosysteme zu betrachten. Dieses Kapitel liefert daher einen Überblick über die ökologische Bedeutung von Mooren sowie zur Nährstoffmobilisierung unter veränderten hydrologischen Bedingungen.

3.1 Redoxprozesse als Grundlage der Phosphor- und Stickstoffdynamiken in Mooren

Das Redoxpotenzial ist ein Maß, welches das Verhältnis der Aktivität oxidiertes und reduzierter Stoffe in einem System und damit die Fähigkeit des Systems beschreibt, bestimmte Substanzen zu oxidieren oder zu reduzieren. Es hängt im Wesentlichen von der Sauerstoffverfügbarkeit, der Wassersättigung (durch Grundwasser), dem organischen Substrat sowie vom pH-Wert und der Temperatur ab (SUCCOW, JOOSTEN, 2001, S.10). Wenn man von torfakkumulierenden Mooren spricht, so sind zumindest die tieferen Schichten Bodenprofils ganzjährig wassergesättigt. Die Diffusion von Sauerstoff ist hier 300.000-mal langsamer als in trockenem Boden (STEPNIEWSKI & GLINSKI, 1988). Der wichtigste Transportmechanismus für Sauerstoff ist daher das Wurzelwerk von Feuchtgebietspflanzen wie z.B. *Phragmites australis* (welche auch im Godendorfer Mühlenbachtal anzutreffen ist (vgl. CHLUPPKA, 2021, S.19) oder *Typha angustifolia* und *Elocharis*, die in der Lage sind diesen an die Umgebung abzugeben (BRIX ET AL., 1992, BENDIX ET AL., 1994).

In wassergesättigten Mooren, welche dauerhaft hohe Grundwasserspiegel aufweisen, wird der noch zur Verfügung stehende Sauerstoff schnell verbraucht und kann kaum aus der Atmosphäre, aus Pflanzen oder aus dem Wasser nachdiffundieren, sodass das Milieu von einem oxidierenden in ein reduzierendes Stadium übergeht. Dieser Übergang lässt sich durch das Redoxpotential (Eh) erfassen, das in Millivolt angegeben wird und angibt, wie stark ein System Elektronen aufnehmen kann. Hohe Eh-Werte stehen für oxidierende Bedingungen, niedrige oder negative Werte für reduzierende Milieus (SCHLICHTING, 2004). Sinkt das Redoxpotential im Verlauf der Moorentwicklung, nutzen Mikroorganismen nacheinander verschiedene Elektronenakzeptoren, je nachdem, welche noch verfügbar sind. Zunächst wird Sauerstoff verbraucht, anschließend Nitrat reduziert. Es folgen die Reduktion von Mangan- und Eisenoxiden, die Sulfatreduktion und schließlich die Methanogenese, bei der Kohlendioxid zu Methan reduziert wird (KOPPISCH, D. in SUCCOW 2001, S.10). Durch die Eisen- und Manganreduktion kann Phosphor aus Feststoffen freigesetzt werden. Auch Metalle und Spurenelemente können unter reduzierenden Bedingungen mobilisiert werden. Gleichzeitig hemmt das niedrige Redoxpotential den Abbau von schwer zersetzbaren Pflanzenbestandteilen wie Lignin und trägt dadurch wesentlich zur Torfbildung und Kohlenstoffspeicherung bei. Eh-Bereiche reichen dabei in der Literatur von stark oxidierend (über 400 mV (O₂-Atmung)), über schwach reduzierend (400 bis 200 mV) und

durchschnittlich reduzierend (200 bis -100 mV) bis hin zu stark reduzierend (unter -150 mV, Methanbildung) (PATRICK & MAHAPATRA, 1969; BRÜMMER, 1974; ZHI-GUANG, 1985).

Redoxpotentiale werden maßgeblich durch die hydrologischen Bedingungen am Standort beeinflusst. Der GW-Stand spielt dabei eine entscheidende Rolle. Reduzierenden Bedingungen sind z.B. eine Folge von überwiegend hohen Grundwasserständen, welche grundlegend die Dauer der vollständigen Wassersättigung beeinflussen (SCHLICHTING, 2004, S. 137). Forschungen zeigten, dass signifikante Korrelationen zwischen dem GW-Stand, den SRP- Konzentrationen (Soluble Reactive Phosphorus entspricht im Wesentlichen dem Orthophosphat, da dieses die dominante reaktive Phosphorform in Gewässern ist) und dem Redoxpotential bestehen (SCHLICHTING, 2004, S. 138). Abbildung 12 zeigt den zeitlichen Verlauf der E_h -Werte sowie der SRP-Konzentrationen in 30 cm Tiefe in einem vergleichbaren Niedermoorgebiet in Mecklenburg- Vorpommern (Trebelniederung bei Langsdorf).

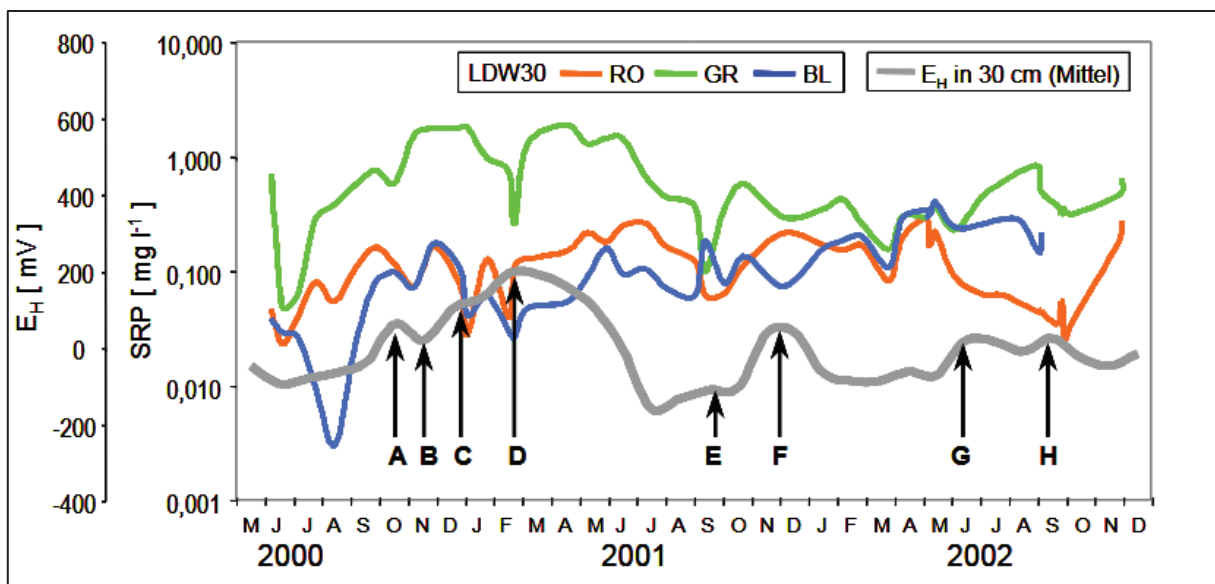


Abbildung 12: Zeitverlauf von Redoxpotential und SRP in 30 cm (Langsdorf) (Schlichting, 2004, S. 138).

Wie zuvor bereits beschrieben kommt es beim Absinken des Redoxpotentials unter 200 mV zur Reduktion von Eisenoxiden Fe^{3+} zu Fe^{2+} und gebundenes P wird gelöst. Das Redoxpotential (E_h) in Abb.12 zeigt jedoch, dass ein Absinken oder Steigen nicht immer die gleichen Auswirkungen auf die SRP-Konzentrationen hat. An mehreren Messpunkten (A, B, C, D, G, H) zeigt sich ein Zusammenhang zwischen dem Redoxpotential (E_h) und der SRP-Konzentration. Ein Anstieg des E_h geht häufig mit einer Abnahme von SRP einher, während bei sinkendem E_h teilweise steigende SRP-Konzentrationen beobachtet werden. Dieses Muster tritt jedoch nicht an allen Messpunkten (E, F) auf. Die Reaktionszeiten sind unterschiedlich und es kommt auch zu abweichenden Intensitäten der Reaktion. SCHLICHTING (2004, S.132) wies darauf hin, dass es bei Parallelmessungen zu signifikanten Unterschieden gekommen ist, welche auf eine hohe Heterogenität der Feldbedingungen hinweisen. Bereits BRÜMMER (1974, S.207-222) beschrieb die hohe Komplexität von Redoxreaktionen in Böden, die eine quantitative Beschreibung erschwert. Trotz der Probleme in der Beschreibbarkeit, können die

gemessenen E_h -Werte, die als Mischpotential mehrerer Redoxsysteme zu verstehen sind, als Hinweise auf eine mögliche Freisetzung von Phosphor gesehen werden. Unter den am Standort Langsdorf vorherrschenden reduktiven Bedingungen besteht somit grundsätzlich ein erhöhtes Risiko für die Auflösung von Eisen-Phosphor-Verbindungen.

Zusammenfassend sind für den Moorschutz und das Management die Redoxverhältnisse von zentraler Bedeutung. Maßnahmen wie die Grabenverfüllungen im Godendorfer Mühlenbachtal könnten den Grundwasserstand anheben und das Redoxpotential senken. Auf lange Sicht können wiedervernässte Moore aufgrund des niedrigen Redoxpotentials CO_2 -Emissionen stark reduzieren. Allerdings kann es passieren, dass dabei Nährstoffausträge (P-Austrag), sowie Methanemissionen zunächst ansteigen, sodass ein sorgfältiges Abwägen zwischen Klimaschutz, Nährstoffrückhalt und Biodiversität erforderlich ist.

3.2 Phosphor- und Stickstoffumsetzungsprozesse

In diesem Kapitel geht es ausdrücklich nur um die Umsetzungsprozesse in natürlichen Niedermooren, da die Bedingungen zwischen den verschiedenen Moortypen unterschiedlich sind. Umsetzungsprozesse wie die von Kohlenstoff und Schwefel sind zwar auch Bereiche, die für das Gesamtverständnis der Nährstoffdynamiken in einem Moor nicht unerheblich sind, werden jedoch in dieser Arbeit außer Acht gelassen, da sie für die Beantwortung der Hypothesen nicht zielführend sind.

Phosphorumsetzungsprozesse

Für das Ökosystem Moor ist Phosphor und die damit verbundenen Umsetzungsprozesse ein prägender Faktor. Sein Vorkommen ist nicht nur für die Pflanzenwelt im Moor ein limitierender Faktor (MITSCH & GOSSELINK, 1993, KOERSELMAN & MEULEMAN 1996). Auch angrenzende Fließ- und Standgewässer werden entweder durch die Fixierung oder die Freisetzung von Phosphor in Mooren stark beeinflusst. Denn gerade in den angrenzenden Gewässern ist Phosphor wichtigste limitierende Faktor für Pflanzen- und Algenwachstum.

Eingetragen wird Phosphor wie auch Stickstoff in Niedermooren hauptsächlich durch Grund- und Oberflächenwasser. Ein geringerer Teil kommt durch Regenwasser ins System. Je nach Niedermoorgebiet ist die Landwirtschaft durch Düngemittel auch ein nicht unerheblicher Faktor für den Eintrag von Phosphor. Der größte Teil des Phosphors in Torfen ist organisch gebunden, entweder als partikulärer organischer Phosphor oder als gelöster Phosphor (SOP- Soluble Organic Phosphorus). Unter nassen, sauerstoffarmen Bedingungen bleibt organischer Phosphor weitgehend stabil. Erst durch Mineralisierung (mikrobieller Abbau) wird er in pflanzenverfügbares Phosphat umgewandelt. Dies geschieht bei Entwässerung oder wechselfeuchten Bedingungen. Organisch gebundener Phosphor kann so auch zum Problem werden.

Anorganischer Phosphor ist die kurzfristig wirksamste Form und direkt pflanzenverfügbar, was ihn aber auch hinsichtlich der Eutrophierung von Gewässern problematisch macht. Er liegt vor allem als Orthophosphat (PO_4^{3-}) vor. Um die Mobilität von anorganischem Phosphor besser beurteilen zu können, sollte man zwischen dem anaeroben und aeroben Milieu differenzieren. Unter aeroben, sauerstoffreichen Bedingungen liegt Eisen überwiegend in oxidiert Form (Fe^{3+}) vor, wodurch anorganischer Phosphor in Form von Orthophosphat stark an Eisenhydroxide- und Aluminiumoxide adsorbiert oder als Calciumphosphat ausgefällt wird (RICHARDSON, 1985). Infolgedessen ist die Mobilität des Phosphors gering, die Konzentrationen in der Bodenlösung bleiben niedrig und das Risiko eines Phosphoraustrags ist geringer. Der Boden wirkt unter diesen Bedingungen als Phosphor-Senke. Unter anaeroben, sauerstoffarmen bis sauerstofffreien Bedingungen verändern sich diese Prozesse grundlegend. Durch die Reduktion von Fe^{3+} zu Fe^{2+} werden zuvor stabile Eisen-Phosphat-Bindungen gelöst, wodurch Orthophosphat in die Bodenlösung freigesetzt wird (GELBRECHT & LENGSELD, 1998). Dies führt zu einer erhöhten Mobilität und Verfügbarkeit des anorganischen Phosphors sowie zu einem gesteigerten Austragsrisiko in angrenzende Gewässer. In diesem Milieu fungiert der Boden bzw. das Poorenwasser folglich als Phosphor-Quelle.

Abschließend lässt sich festhalten, dass eine Kontrolle des Phosphoraustrags notwendig ist, um die Ziele des Boden- und Gewässerschutzes sowie des Arten- und Biotopschutzes zu erreichen.

Stickstoffumsetzungsprozesse

Stickstoff ist neben Phosphor der am stärksten limitierender Stoff für Pflanzenwachstum in Mooren (KOERSELMAN & MEULEMANN, 1996). Anders ist es in Fließ- und Standgewässern, in denen Phosphor das Pflanzen bzw. Algenwachstum limitiert. Stickstoffeinträge erfolgen in minerotrophen Mooren, wie dem Godendorfer Mühlenbachtal, hauptsächlich durch Grund-, Oberflächen- und Sickerwasser. Ein geringerer Anteil gelangt durch Regenwasser in das System. Die chemische Zusammensetzung des Wassers wird sowohl durch das durchströmte Ökosystem als auch durch die Länge des Fließwegs bestimmt. Infolgedessen hängt der Stoffeintrag in Niedermoore von verschiedenen Faktoren ab, darunter die geologischen Eigenschaften, die Art und Dynamik der Wasserzufuhr, die Vegetationsstruktur sowie die Landnutzung im Einzugsgebiet, insbesondere landwirtschaftliche Düngung (KOERSELMAN & MEULEMANN, 1995). Der so eingetragene Stickstoff kann durch Mikroorganismen (z.B. Cyanobakterien, Actinomyceten) fixiert werden und so den Gesamtstickstoff in einem System erhöhen (BORING ET AL. 1988, KOERSELMAN & VERHOEVEN, 1992). Damit organisch gebundener Stickstoff pflanzenverfügbar wird, muss dieser erst durch Mikroorganismen mineralisiert werden. Bei pH-Werten über 5 wird Stickstoff von Bakterien mineralisiert und bei pH-Werten unter 5 durch Pilze (SCHEFFLER & SCHACHTSCHABEL, 1992).

Im Zuge der Mineralisation wird Stickstoff zunächst in Form von Ammonium freigesetzt. Dieses kann unter Beteiligung nitrifizierender Bakterien und bei ausreichender Sauerstoffverfügbarkeit zu Nitrat oxidiert werden. In nicht entwässerten Mooren findet dieser Prozess überwiegend in den oberflächennahen Bodenhorizonten statt. Da Sauerstoff nur begrenzt in den Boden eindringen kann, ist die Nitrifikation räumlich auf diese Bereiche beschränkt. Die Ammoniumkonzentrationen sind dementsprechend höher als die Nitratkonzentrationen. Folglich überwiegt häufig in entwässerten Mooren im durchlüfteten Boden Nitrat gegenüber Ammonium. In wiedervernässten Mooren kann die Nitrifikation dagegen gehemmt sein, da mit zunehmender Wassersättigung vermehrt anaerobe Bedingungen auftreten. Eine wichtige Quelle für Nitrat stellen zudem erhöhte Stickstoffeinträge aus der Umwelt dar, die über Niederschläge sowie über Grund- und Oberflächenwasser in das Moorsystem gelangen. Unter anaeroben Bedingungen kann Nitrat als Elektronenakzeptor dienen und im Rahmen der Denitrifikation bis zu elementarem Stickstoff (N_2) oder Lachgas (N_2O) reduziert werden. Die Denitrifikationsrate wird dabei sowohl durch das verfügbare Nitrat als auch durch die Menge leicht abbaubarer organischer Kohlenstoffverbindungen bestimmt. Da bei unvollständiger Denitrifikation das klimarelevante Treibhausgas N_2O entsteht, kommt diesem Prozess insbesondere im Kontext des Klimaschutzes eine besondere Bedeutung zu (SUCCOW 2001, S.22).

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass Wiedervernässungsmaßnahmen einen deutlichen Einfluss auf die Ammonium- und Nitratkonzentrationen und damit auf das Stickstoffaustragspotenzial von Niedermooren haben. Dieses Austragspotenzial ist jedoch stark vom Grad der Wiedervernässung beziehungsweise vom erreichten Grundwasserstand abhängig. Erfolgt die Wiedervernässung durch Grabeneinstau lediglich bis zu Wasserständen von etwa 20 bis 60 cm unter Flur, dominiert in der Bodenlösung ähnlich wie in entwässerten Mooren, weiterhin Nitrat. Zudem kann es in den durch die Wiedervernässung wechselfeuchten Bodenbereichen zu einer erhöhten Mineralisierung kommen, was mit einem Anstieg der Stickstoffkonzentrationen in der Bodenlösung einhergeht (HARTER, 1998, KOPPISCH et al. 1999). Wird die Wiedervernässung hingegen bis über Flur realisiert, liegt der mineralische Stickstoff überwiegend in reduzierter Form vor, wobei nur noch etwa 1 bis 30 % als Nitrat vorhanden sind (KOPPISCH et al. 1999).

3.3 Einfluss eines erhöhten Grundwasserstands auf die P-Mobilisierung

Grundwasserstände stellen eine zentrale Steuergröße für die Mobilisierung von Phosphor in moorbeeinflussten Systemen dar (RUBIO ET AL., 1995; MARTIN ET AL., 1997; OLILA ET AL., 1997; VILLAPANDO & GRAETZ, 2001). Zahlreiche Untersuchungen zeigen, dass insbesondere ansteigende Grundwasserstände mit erhöhten Konzentrationen von gelöstem reaktivem Phosphor (SRP) einhergehen können. Auch SCHLICHTING (2004) stellte beispielsweise bezüglich der Phosphormobilisierung in degradierten und wiedervernässten Mooren fest, dass die Grundwasserstände in Mooren, signifikante Korrelationen mit den Konzentrationen und den gelösten SRP-Konzentrationen zeigen. Dabei stiegen mit zunehmender Wassersättigung vor allem die Anteile des extrahierbaren Phosphors im degradierten

Oberboden (0-20cm) deutlich an. Gleichzeitig wurden erhöhte Fe-Konzentrationen in Tiefen um 30 cm beobachtet, was auf eine enge Kopplung zwischen Phosphormobilisierung und redoxsensitiven Fe-Verbindungen hindeutet.

Die Ausbildung reduzierender Bedingungen in Moorböden ist jedoch nicht ausschließlich an einen direkten Kontakt mit dem Grundwasser gebunden. In mehreren Studien zu hydromorphen Böden und Feuchtgebieten konnte keine eindeutige Abhängigkeit zwischen Grundwasserstand und Redoxpotenzial festgestellt werden (JENKINSON ET AL., 2002; KARATHANASIS ET AL., 2003). Vielmehr zeigen Untersuchungen, dass auch bei schwankenden Grundwasserständen dauerhaft reduzierende Bedingungen auftreten können. SEYBOLD ET AL. (2002) führen dies auf eine ganzjährige mikrobielle Aktivität zurück, die laut MEGONIGAL ET AL. (1996) bereits bei Bodentemperaturen über 5°C signifikant ist. Zusätzlich können kapillarer Wasseraufstieg sowie die spezifische Porenstruktur von Torfen dazu beitragen, dass auch Bodenhorizonte ohne direkten Grundwasserkontakt anhaltend wassergesättigt und damit reduzierend bleiben (STOLT ET AL., 2000; SCHWEIKLE, 1990). Für das UG liefern die von JÄHNICHEN (2019, S.29-37) durchgeführten Probebohrungen wichtige standortspezifische Hinweise. Die Bohrungen zeigen degradierten Oberboden in Tiefen von 0 bis teilweise 60 cm. Damit liegen im UG genau jene Bodenhorizonte vor, die nach Literaturangaben ein besonders hohes Potenzial zur Mobilisierung von Phosphor aufweisen. Unter anhaltend wassergesättigten und reduzierenden Bedingungen kann aus diesen Horizonten vermehrt Phosphor freigesetzt und über Grund- und Oberflächenwasser in das angrenzende Fließgewässer eingetragen werden.

Vor diesem Hintergrund ist davon auszugehen, dass die im UG vorhandenen degradierten Moorböden bei steigenden Grundwasserständen infolge der Grabenverfüllungen grundsätzlich ein relevantes Mobilisierungspotenzial für Phosphor besitzen.

4. Methodik

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird das Gebiet des ehemaligen Durchströmungsmoors Godendorfer Mühlenbachtal, welches im Einzugsbereich des Godendorfer Mühlenbachs liegt, untersucht. Das Staatliche Amt für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburgische Seenplatte (StALU-MS) hat über einen mehrjährigen Zeitraum hinweg Fließgewässerdaten erhoben, die eine wichtige Grundlage für die Bewertung der Wasserqualität und hydrologischen Dynamik des Bachlaufs bilden.

4.1 Datenquellen und Datengrundlagen

Die Datengrundlage der Arbeit umfasst Gewässergüte- und Durchflussdaten aus den Jahren 2014 bis 2022 an zwei Messpunkten des Godendorfer Mühlenbachs. Der Einfachheit halber werden die Messstellen im weiteren Fließtext teilweise als „MS-1“ (Kreisstraße Wokuhl-Comthurey, oberhalb des Bachlaufes) und „MS-2“ (Husarenbrücke, unterhalb des Bachlaufes) bezeichnet. Die vom StALU-MS bereitgestellten Datensätze lagen in Form von Rohdaten vor und mussten zunächst für die geplante Analyse im Rahmen dieser Arbeit aufbereitet werden. Ziel der Datenaufbereitung war es, eine Vergleichbarkeit zwischen den beiden Messstellen herzustellen. Hierzu wurden sämtliche Datensätze zunächst gesichtet, und alle Messtage identifiziert, an denen sowohl Gewässergütedaten als auch Durchflussdaten für beide Messstellen vorlagen. Nur diese vollständig dokumentierten Zeitpunkte wurden in die finale Analyse einbezogen. Einzelmessungen, die lediglich für eine der beiden Messstellen oder ohne zugehörige Durchflussdaten vorlagen, konnten nicht unmittelbar miteinander verglichen werden.

Ein besonderer Fokus lag auf der Messstelle an der Husarenbrücke. Sollte es infolge der Grabenverfüllungen zu einem Nährstoffaustrag in den Bach gekommen sein, müssten sich diese Veränderungen dort nachweisen lassen. Die oberhalb gelegene Messstelle an der Kreisstraße dient hingegen als Referenzpunkt, um potenzielle Nährstoffeinträge von außerhalb des Untersuchungsgebiets in den betrachteten Gewässerabschnitt zu identifizieren.

Schwankungen und Spitzenwerte an beiden Messstellen wurden anschließend mit meteorologischen Parametern (z. B. Niederschlag, Temperatur) sowie den verfügbaren Grundwasserständen in Beziehung gesetzt, um Rückschlüsse auf mögliche Einflussfaktoren ziehen zu können. Die meteorologischen Daten stammten vom Deutschen Wetterdienst. Herangezogen wurden meteorologische Daten des OpenData-Portals zur Lufttemperatur, Niederschlag und potenzieller Verdunstung, von den nächstgelegenen Station Feldberg/Mecklenburg (ID 7351).

4.2 Datenauswertung

Zur Untersuchung möglicher Veränderungen im hydrologischen und stofflichen Regime infolge der Grabenverfüllungen wurde der betrachtete Zeitraum in vier Abschnitte unterteilt: In den Zeitraum vor Umsetzung der Grabenverfüllungen (2014-2016), nach der ersten Grabenverfüllung (2016-2018), nach der zweiten Grabenverfüllung (2018-2020) sowie einen weiteren Zeitraum (2020-2022), der der Betrachtung der Entwicklungen bis zu zwei Jahre nach der zweiten Maßnahme dient. Durch diese zeitliche Differenzierung sollte eine vergleichende Analyse der Bedingungen vor und nach den Eingriffen ermöglicht werden.

Die Datenerhebung durch das StALU-MS erfolgte in der Regel in monatlichen Intervallen. Aufgrund einzelner Messausfälle standen jedoch nicht für alle Monate vollständige Datensätze zur Verfügung. Für die Auswertung wurden daher ausschließlich diejenigen Zeitpunkte berücksichtigt, zu denen an beiden Fließgewässermessstellen zeitgleich Messdaten vorlagen. Die Auswertung der Mess- und Klimadaten erfolgte durch die Berechnung von Medianen sowie der Betrachtung von Trends und saisonalen Schwankungen. Zur Charakterisierung der zeitlichen Entwicklung von Frachten, Frachtdifferenzen und Konzentrationen wurden Medianwerte verwendet. Der Median stellt ein robustes Lagemaß dar, das gegenüber Extremwerten und episodisch hohen Frachten weniger empfindlich ist als der Mittelwert. Da die gemessenen Werte teilweise extreme Einzelwerte aufweisen und einzelne Ereignisse die Verteilungen deutlich beeinflussen können, ermöglicht der Median eine stabilere Beschreibung des typischen Zustands innerhalb der jeweiligen Untersuchungszeiträume. Dadurch sollte die Vergleichbarkeit zwischen den Zeitabschnitten verbessert werden. Die dargestellten Frachtdifferenzen wurden im Rahmen dieser Arbeit berechnet und sollen nicht nur darstellen, ob eine Zu- oder Abnahme zwischen MS-1 und MS-2 stattgefunden hat, sondern geben auch Aufschluss darüber, ob sich die Stoffe im UG ablagern (Akkumulation) oder erst im UG aufgenommen werden (Erosion).

Eine größere Bedeutung für diese Arbeit hat die Messstelle an der Husarenbrücke, da diese im unmittelbaren Einflussbereich der Grabenverfüllungen liegt, während für die bachaufwärts gelegene Messstelle an der Kreisstraße K14 keine unmittelbaren Auswirkungen der Maßnahmen zu erwarten sind. Darüber hinaus werden die gemessenen Grundwasserstände an allen vier Messstellen berücksichtigt, da sie wie schon in Kapitel 3.3 dargestellt, eine wesentliche hydrologische Steuergröße im Zusammenhang mit dem Austrag von Phosphor darstellen. Die Grundwasserstände werden daher in einen zeitlichen Zusammenhang mit den gemessenen Nährstoffkonzentrationen, Stofffrachten, Durchflusswerten sowie den klimatischen Rahmenbedingungen gesetzt, um mögliche Zusammenhänge und Muster zu identifizieren.

Die analysierten Stoffkonzentrationen, Durchflusswerte und daraus berechneten Stofffrachten wiesen eine hohe zeitliche Variabilität auf und waren teilweise durch Ausreißer sowie nicht normalverteilte Werte gekennzeichnet. Zur besseren Vergleichbarkeit der Messdaten innerhalb der definierten Untersuchungszeiträume wurden Boxplots als Darstellungsform gewählt. Diese ermöglichen eine übersichtliche Gegenüberstellung der jeweiligen Verteilungen und stellen Median, Streuung sowie Ausreißer dar.

Die meteorologischen Daten wurden dabei in die Auswertung integriert, um mögliche Witterungseinflüsse, insbesondere nach Starkregenereignissen, zu erkennen. Die klimatische Wasserbilanz (KWB) wurde auf Monatsbasis als Differenz aus monatlicher Niederschlagssumme und monatlicher Evapotranspiration berechnet. Positive Werte kennzeichnen Monate mit Wasserüberschuss, negative Werte Monate mit klimatischem Wasserdefizit. Die KWB wird hinzugezogen um Rückschlüsse auf die klimatischen/hydrologischen Bedingungen zur Zeit der Grabenverfüllungen zu ziehen.

Technische Umsetzung

Für die Datenverarbeitung und -auswertung wurden die Computerprogramme Microsoft® Excel® LTSC MSO (Version 2411, Washington, USA) und QGIS (Version 3.40.11 Beaverton, OR, USA) eingesetzt. Die meteorologischen Daten werden über das OpenData-Portal (<https://opendata.dwd.de/>) des Deutschen Wetterdienstes bezogen. Die Kombination aus hydrologischen und meteorologischen Daten soll eine ausreichende Bewertung ermöglichen, ob und in welchem Ausmaß die durchgeführten Grabenverfüllungen messbare Effekte auf die Nährstoffdynamik und Wasserqualität des Godendorfer Mühlenbachs entfalten.

5. Ergebnisse

5.1 Vergleich der Messdaten: Husarenbrücke und Str. Wokuhl-Dabelow

Im Folgenden werden die im Untersuchungszeitraum ermittelten Stoffkonzentrationen, sowie die daraus berechneten Frachten und Frachtdifferenzen zwischen den zwei Messstellen dargestellt. Die Konzentrationen geben die mengenmäßige Ausprägung der untersuchten Stoffe im Gewässer wieder, während die Frachten die transportierte Stoffmenge unter Berücksichtigung des Durchflusses beschreiben. Die Frachtdifferenzen zeigen die Veränderung der Stofffracht zwischen den Messpunkten und erlauben eine räumliche Zuordnung von Zu- oder Abnahmen entlang des Untersuchungsabschnitts.

5.1.1 Phosphorverbindungen

Die $\text{oPO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen zeigen an beiden Messstellen eine vergleichbare zeitliche Abfolge. Im Zeitraum 2014-2016 liegen die Medianwerte höher (MS-1 Med= 0,055; MS-2 Med= 0,050) als im Zeitraum 2016-2018 in dem an beiden Messstellen eine deutliche Absenkung der Mediane auftritt (MS-1 Med= 0,017; MS-2 Med= 0,023). Nach der zweiten Grabenverfüllung (2018-2020) steigen die Medianwerte erneut an (MS-1 Med= 0,038; MS-2 Med= 0,039) und erreichen im Zeitraum 2020-2022 (MS-1 Med= 0,056; MS-2 Med= 0,047) wieder höhere Konzentrationsniveaus. MS-2 folgt diesem Trend, erreicht jedoch geringere Maximalwerte als MS-1 (Abb. 13).

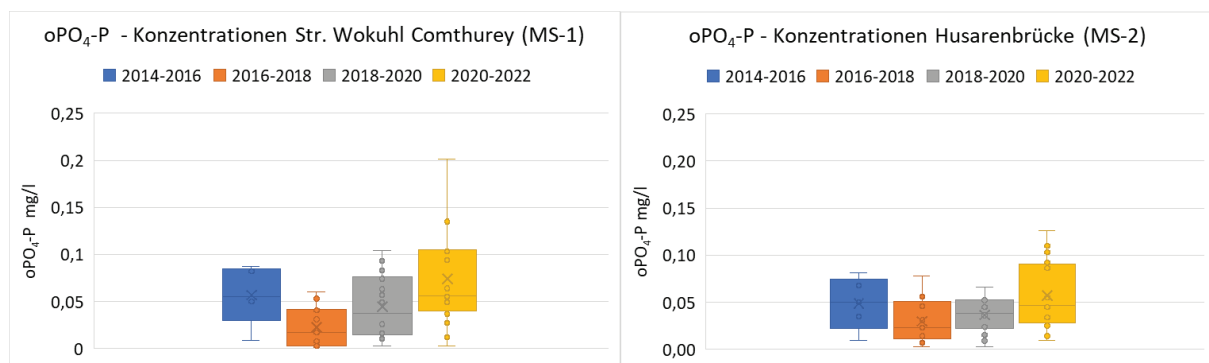


Abbildung 13: $\text{oPO}_4\text{-P}$ -Konzentration beider Messstellen im Untersuchungszeitraum

Die Medianwerte der Pges-Konzentrationen verändern sich zwischen den vier Zeiträumen nur geringfügig (MS-1 und MS-2 Med= 0,095 bis 0,115). Im Gegensatz zu $\text{oPO}_4\text{-P}$ ist keine deutliche Absenkung oder Zunahme der Medianwerte in den Zeiträumen nach den Grabenverfüllungen erkennbar. Auffällig ist jedoch, dass sich in den Zeiträumen nach den Grabenverfüllungen bei beiden Messstellen der obere Konzentrationsbereich erweitert, mit den höchsten beobachteten Werten im Zeitraum 2020-2022 (Abb. 14).

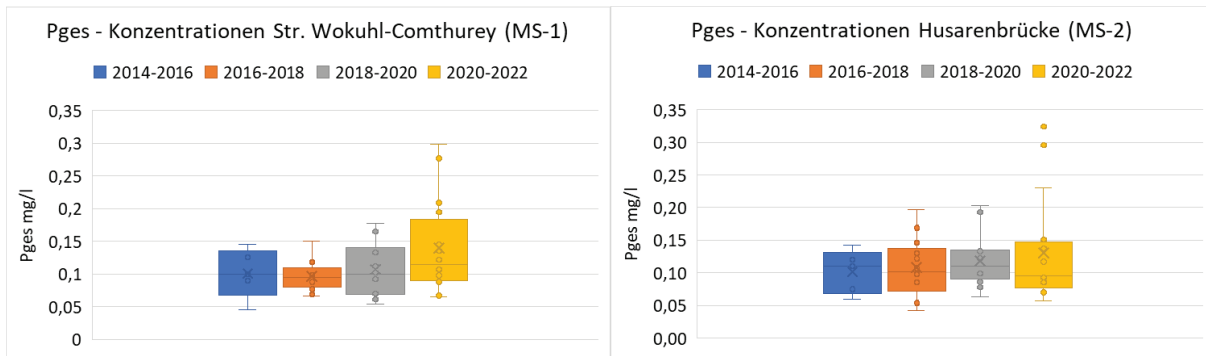


Abbildung 14: Pges-Konzentration beider Messstellen im Untersuchungszeitraum

5.1.2 Stickstoffverbindungen

Die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen zeigen an beiden Messstellen eine ähnliche zeitliche Entwicklung über die vier eingeteilten Zeiträume (vgl. Abb. 15). Vor den Grabenverfüllungen (2014-2016) liegen die Medianwerte auf demselben vergleichsweise niedrigen Niveau (MS-1 Med= 0,060; MS-2 Med= 0,060). Nach der ersten Verfüllung (2016-2018) ist an beiden Messstellen ein Anstieg der Medianwerte erkennbar (MS-1 Med= 0,109; MS-2 Med= 0,091). Im Zeitraum nach der zweiten Grabenverfüllung (2018-2020) verbleiben die Medianwerte auf einem ähnlichen Niveau wie 2016-2018 (MS-1 Med= 0,117; MS-2 Med= 0,097). Gleichzeitig steigt aber das Konzentrationsniveau wieder an mit einzelnen Werten im oberen Wertebereich. In der Phase 2020-2022 steigen die Medianwerte an (MS-1 Med= 0,0135; MS-2 Med= 0,140) und es treten höhere Konzentrationen im oberen Wertebereich auf.

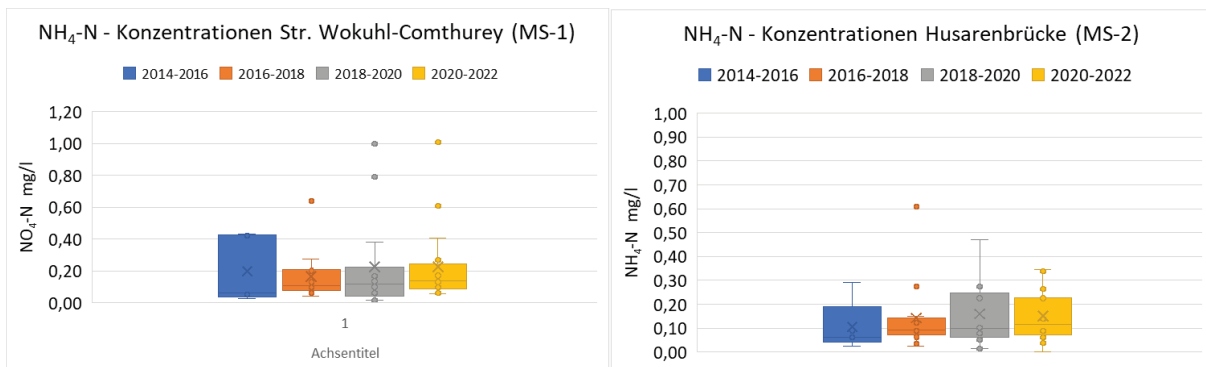


Abbildung 15: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration beider Messstellen im Untersuchungszeitraum

Auch die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen zeigen an beiden Messstellen eine vergleichbare Entwicklung über die vier Untersuchungszeiträume (vgl. Abb. 16). Vor den Grabenverfüllungen (2014-2016) liegen die Medianwerte auf einem moderaten Niveau (MS-1 Med= 0,68; MS-2 Med= 0,057), wobei gleichzeitig eine große Spannweite der Messwerte auftritt. Nach der ersten Verfüllung (2016-2018) bleiben die Medianwerte in einer ähnlichen Größenordnung (MS-1 Med= 0,94; MS-2 Med= 1,04), während weiterhin einzelne hohe Konzentrationen auftreten. Im Zeitraum nach der zweiten Grabenverfüllungen (2018-2020) steigen die Medianwerte an beiden Messstellen an und erreichen höhere Konzentrationsniveaus als in den vorherigen Zeitabschnitten (MS-1 Med= 0,74; MS-2 Med= 0,72). In der Phase 2020-2022 sinken die Medianwerte deutlich ab und liegen unterhalb der Werte der

vorangegangenen Zeiträume (MS-1 Med= 0,060; MS-2 Med= 0,060,). Dieser Rückgang ist an beiden Messstellen erkennbar und geht mit insgesamt niedrigeren Konzentrationsniveaus einher.

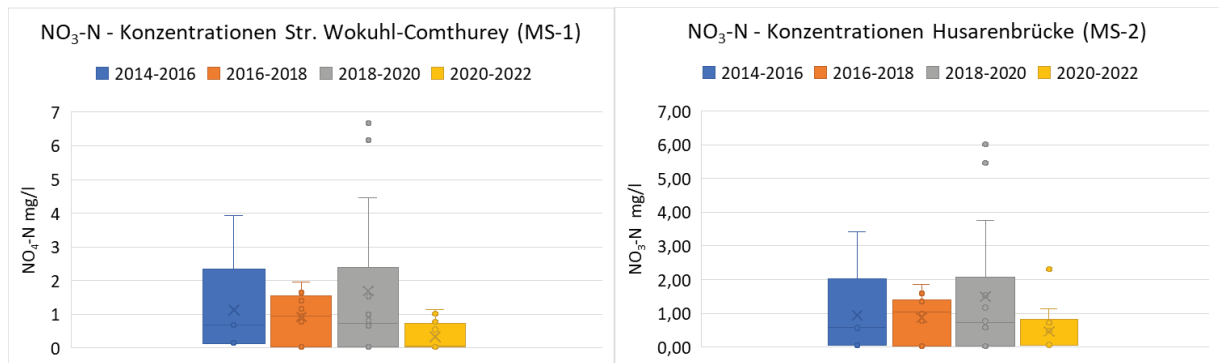


Abbildung 16: $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration beider Messstellen im Untersuchungszeitraum

5.1.3 Stofffrachten und Frachtdifferenzen

Frachten

Die $\text{oPO}_4\text{-P}$ -Frachten zeigen an beiden Messstellen eine zeitlich differenzierte Entwicklung über die vier Untersuchungsabschnitte. Vor den Grabenverfüllungen (2014-2016) liegen die Medianwerte der Frachten unterhalb der Werte von 2016-2018 (MS-1 Med= 0,28; MS-2 Med= 0,25). Nach den ersten Verfüllungen (2016-2018) steigen die Medianwerte an beiden Messstellen an und erreichen höhere Frachtniveaus als im vorherigen Zeitraum (MS-1 Med= 0,28; MS-2 Med= 0,36). In diesem Zeitraum zeigen sich das erste Mal höhere Frachtwerte an MS-1 als an MS-2.

Im Zeitraum nach der zweiten Verfüllung (2018-2020) hingegen, sinken die Medianwerte der Frachten wieder ab (MS-1 Med= 0,01; MS-2 Med= 0,225). Diese Abnahme setzt sich in der Phase 2020-2022 fort, in der die Medianwerte an MS-1 und MS-2 auch unterhalb der Werte der vorherigen Zeitabschnitte liegen (MS-1 Med= 0,105; MS-2 Med= 0,135). Insgesamt zeigt sich damit eine Abfolge aus erhöhten Frachten nach der ersten Verfüllung und einer anschließenden Reduktion in den darauffolgenden Zeiträumen. Die Zeiträume nach den ersten Grabenverfüllungen weisen alle einzelne Ausreißer in einem sehr hohen Wertebereich auf.

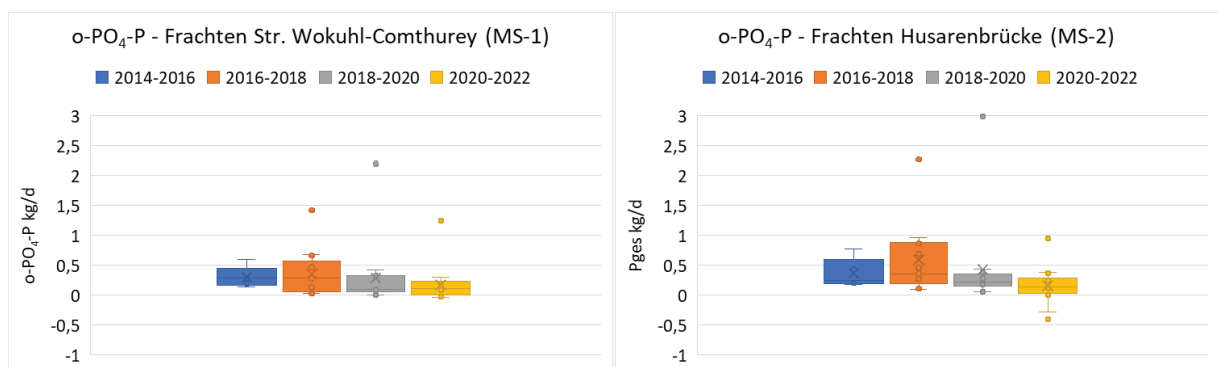


Abbildung 17: $\text{oPO}_4\text{-P}$ -Frachten beider Messstellen im Untersuchungszeitraum

Bei den P_{ges} -Frachten zeigt sich ein sehr ähnliches zeitliche Muster in den Abbildungen wie bei den oPO_4 -P-Frachten (vgl. Abb. 17). Im Zeitraum 2014-2016 liegen die Medianwerte der Frachten unterhalb der Werte des Zeitraums 2016-2018 (MS-1 Med= 0,49; MS-2 Med= 0,77). Nach der ersten Grabenverfüllung (2016-2018) erreichen die Medianwerte an beiden Messstellen die höchsten Frachtniveaus des gesamten Untersuchungszeitraums (MS-1 Med= 0,148; MS-2 Med= 0,187). Im Zeitraum nach den zweiten Verfüllungen (2016-2018) sinken die Medianwerte der Frachten deutlich ab (MS-1 Med= 0,41; MS-2 Med= 0,9). Diese Abnahme setzt sich im letzten Untersuchungsabschnitt weiter fort. Die Medianwerte liegen unterhalb der Werte aller vorherigen Abschnitte (MS-1 Med= 0,25; MS-2 Med= 0,39).

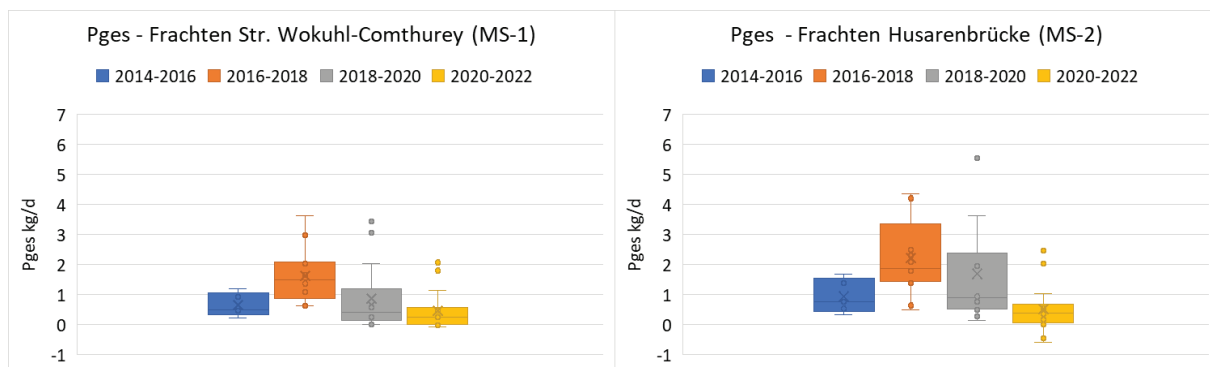


Abbildung 18: P_{ges} -Frachten beider Messstellen im Untersuchungszeitraum

Die NO_3 -N-Frachten zeigen an beiden Messstellen ein wiederkehrendes Muster in den Medianwerten, wie es bereits für die Phosphorfrachten beobachtet wurde. Dabei ist hervorzuheben, dass die Medianwerte an der Messstelle MS-2 in allen untersuchten Zeiträumen höher ausfallen als an MS-1. Im Zeitraum 2014–2016 lagen die Mediane bei 3,82 an MS-1 und 4,04 an MS-2. Nach der ersten Grabenverfüllung (2016–2018) stiegen die Medianwerte deutlich an und erreichten 9,5 an MS-1 sowie 14,29 an MS-2. In den folgenden Zeiträumen sanken die Frachten wieder ab (2018–2020: MS-1 = 2,1; MS-2 = 4,845) und erreichten im Zeitraum 2020–2022 sehr niedrige Medianwerte (MS-1 = 0,07; MS-2 = 0,215). Auffällig sind zudem einzelne hohe Frachtwerte zu Beginn einzelner Jahre, die in den humideren Wintermonaten auftreten. Extremwerte von 158,98 bis 346,98 kg/d wurden in den Monaten Januar bis März des Jahres 2018 gemessen (vgl. Abb. 19).

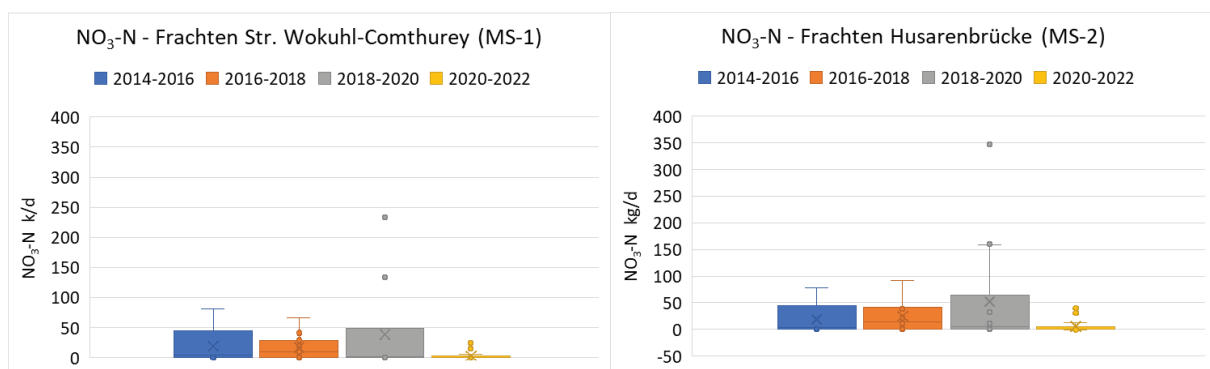


Abbildung 19: NO_3 -N-Frachten beider Messstellen im Untersuchungszeitraum

Auch bei den $\text{NH}_4\text{-N}$ -Frachten ist erkennbar, dass die Medianwerte in der Regel an der Messstelle MS-2 höher ausfallen als an MS-1. Eine Ausnahme bildet der Zeitraum 2014–2016, in dem der Medianwert an MS-1 mit 1,03 über dem Wert an MS-2 (0,58) lag. Nach der ersten Grabenverfüllung (2016–2018) traten die höchsten Medianwerte auf, wobei an MS-1 ein Median von 1,01 und an MS-2 von 1,84 erreicht wurde. In den folgenden Zeiträumen gingen die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Frachten sukzessive zurück (2018–2020: MS-1 = 0,865; MS-2 = 1,435) und lagen im Zeitraum 2020–2022 auf einem niedrigen Niveau (MS-1 = 0,08; MS-2 = 0,35).

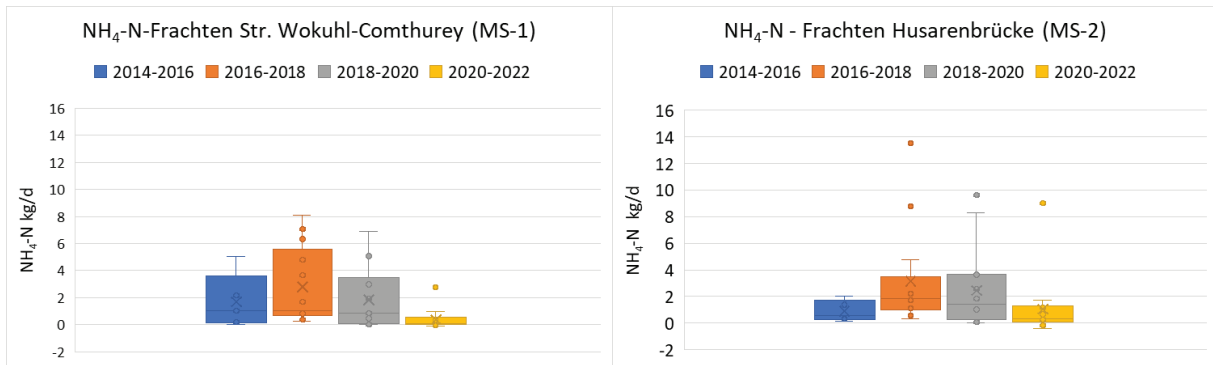


Abbildung 20: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Frachten beider Messstellen im Untersuchungszeitraum

Frachtdifferenzen

Über alle untersuchten Stoffe hinweg zeigen die medianen Frachtdifferenzen ein einheitliches zeitliches Muster. Die höchsten Medianwerte der Frachtdifferenzen treten für alle Stoffe im Zeitraum 2016-2018 (nach der ersten Grabenverfüllung) auf. In den darauffolgenden Zeiträumen nehmen die Medianwerte wieder ab, wobei im Zeitraum 2018-2020 (nach der zweiten Grabenverfüllung) durchgängig die zweithöchsten Medianwerte erreicht werden. Im Zeitraum 2020-2022 liegen die Medianwerte der Frachtdifferenzen für alle Stoffe deutlich niedriger und teilweise nahe der Nulllinie. Für $\text{oPO}_4\text{-P}$ steigt die mediane Frachtdifferenz im Zeitraum 2014-2016 von 0,04 kg/d auf 0,22 kg/d im Zeitraum 2016-2018 an. Auch für P_{ges} ist ein deutlicher Anstieg der medianen Frachtdifferenz von 0,28 kg/d auf 0,61 kg/d zu verzeichnen. Auch für die Stickstoffverbindungen zeigt sich ein vergleichbares zeitliches Muster. Die mediane Frachtdifferenz von $\text{NO}_3\text{-N}$ erhöht sich von -0,09 kg/d im Zeitraum 2014-2016 auf 3,17 kg/d im Zeitraum 2016-2018. Für $\text{NH}_4\text{-N}$ steigt die mediane Frachtdifferenz im selben Zeitraum von 0,04 kg auf 0,22 kg/d an.

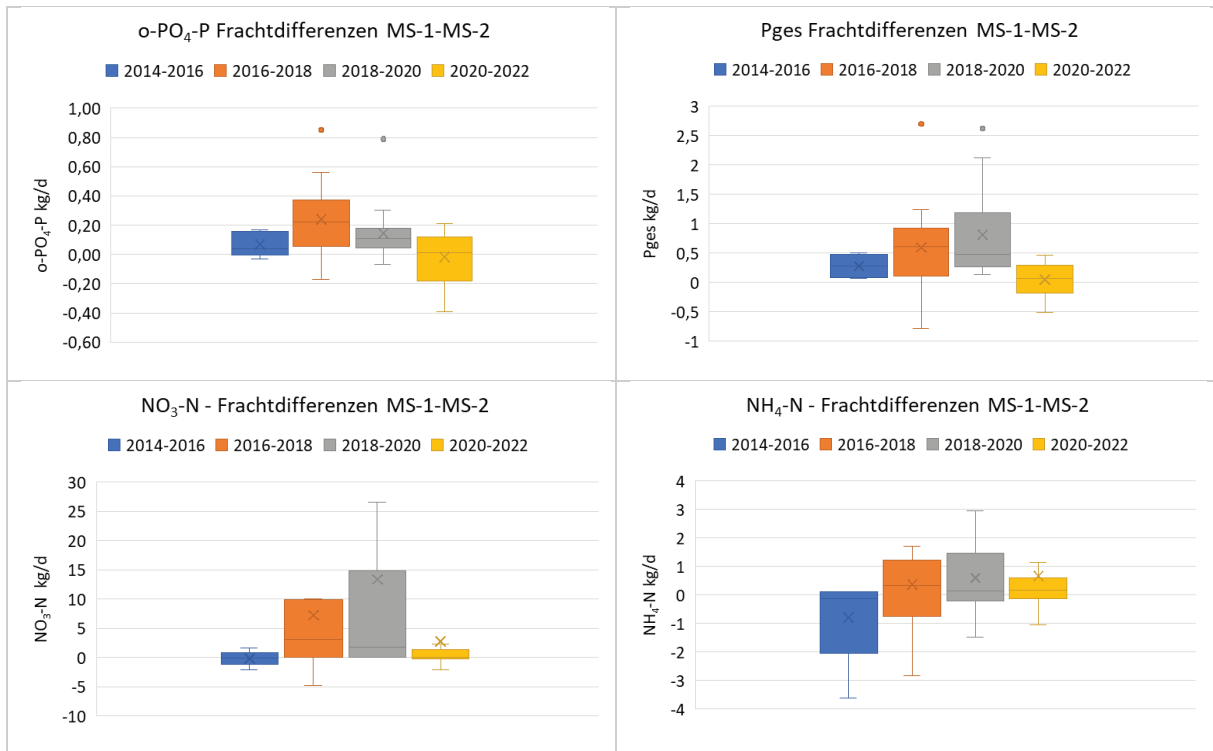


Abbildung 21: Frachtdifferenzen im Untersuchungszeitraum

5.2 Zeitliche Entwicklung der Grundwasserstände und des Durchflusses

Grundwasser

Grundlage bilden die Messdaten der vier Grundwassermessstellen (GWMS), die in regelmäßigen Abständen erhoben wurden (vgl. Abb. 23).

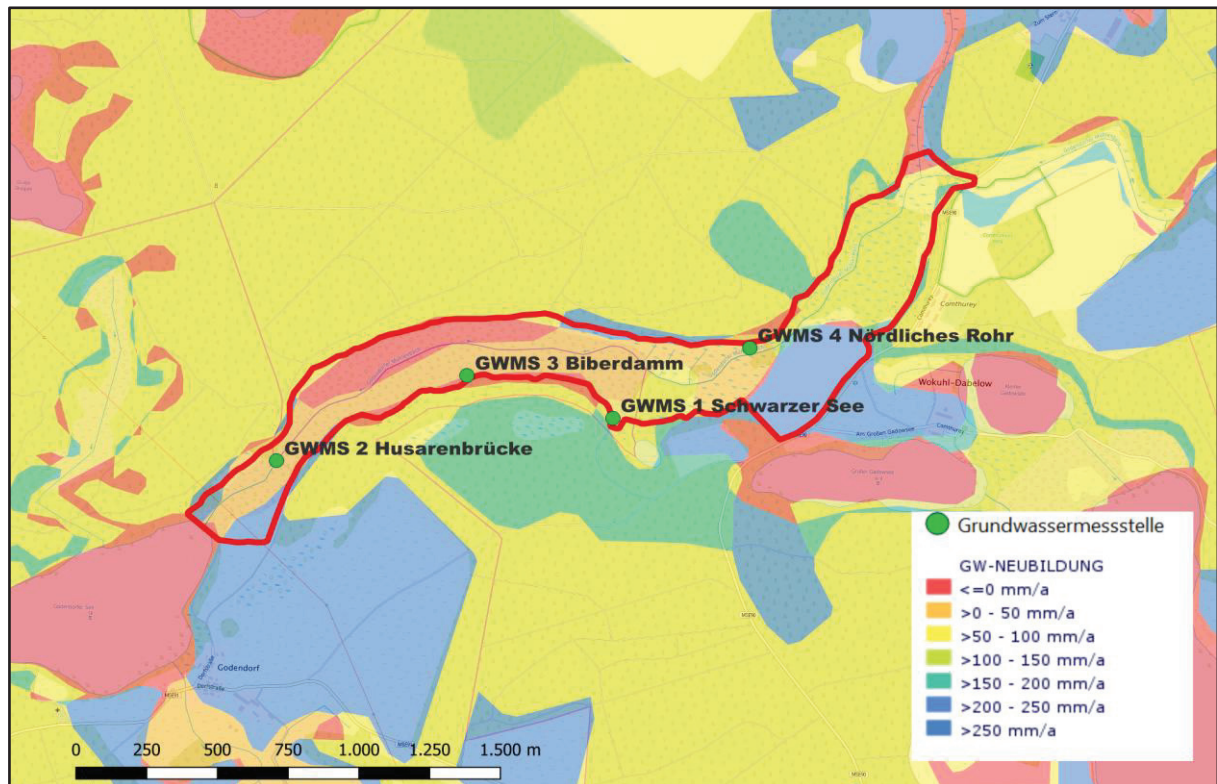


Abbildung 22: Grundwassermessstellen und Grundwasserneubildung im Untersuchungsgebiet

Die im Rahmen der Untersuchungen betrachteten GWMS tragen die Bezeichnung „Schwarzer See“ (GWMS 1), „Husarenbrücke“ (GWMS 2), „Biberdamm“ (GWMS 3) und „Nördliches Rohr“ (GWMS 4). Abb. 22 zeigt außerdem wie viele Millimeter im Jahr auf den verschiedenen Teilflächen neugebildet werden. Es wird deutlich das die geneigten Talränder deutlich mehr zur Grundwasserneubildung beitragen (>100-250 mm/Jahr) als die Flächen im Talkessel (<0-100mm/Jahr).

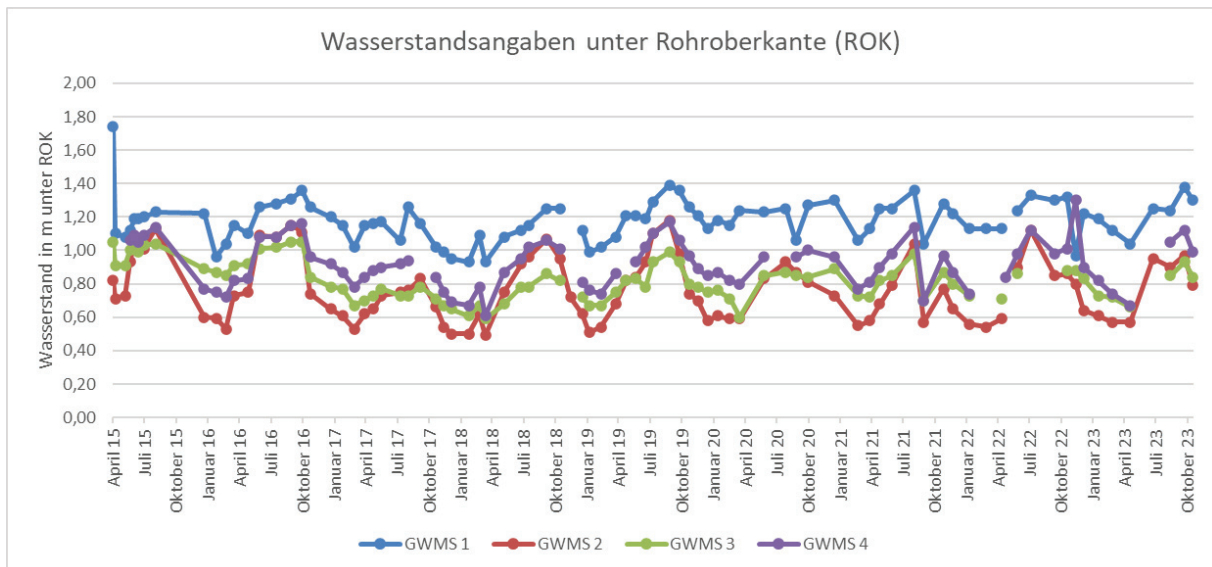


Abbildung 23: Wasserstandsangaben unter Rohroberkante 2020-2022

Abbildung 23 zeigt die Entwicklung der Grundwasserstände im Zeitraum von 2015 bis Ende 2022. Anders als bei den Konzentrationsdaten fangen die Messungen an den GWMS nicht 2014 an, sondern erst im Jahr 2015 an, was den gewählten Zeitrahmen erklärt. Die Darstellung der Grundwasserstände erfolgt anhand relativer Wasserstandsänderungen bezogen auf die jeweilige Messstelle (gemessene Wasserstände unter Rohroberkante (ROK)). Dadurch werden zeitliche Schwankungen und Muster im Untersuchungszeitraum unabhängig von der absoluten Höhenlage der Messstellen vergleichbar. Die Darstellung der Grundwasserstände als absolute Höhenangabe in Metern über NHN würde in einem Diagramm nur geringe sichtbare Schwankungen zeigen. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die absoluten Werte eine Größenordnung von ca. 60 m aufweisen, wodurch selbst Schwankungen im Dezimeterbereich im Vergleich zur Gesamtskala nur geringfügige Ausschläge darstellen würden.

Die erste Messung am 03.04.2015 zeigt erhöhte Werte an, die laut einem Kommentar im zur Verfügung gestellten Datensatz auf einen noch nicht eingetretenen Ruhewasserspiegel zurückzuführen sind. Die Werte können durch die Errichtung (Bohrung) der GWMS zur standen kommen, da Grundwasser aufgewühlt und in die Bohrung hineinströmen kann. Der Wasserstand ist also im Rohr zunächst künstlich beeinflusst. Die Wasserstände aller vier GWMS variieren in den Jahren 2015 bis 2022 überwiegend innerhalb eines Bereichs von 0,5 bis 1,39 m unter ROK. GWMS 1 weist während des gesamten Zeitraums die größten Abstände zur ROK auf, während GWMS 2 und GWMS 3 überwiegend geringere Tiefen unter ROK zeigen. GWMS 4 liegt meist zwischen den anderen drei Messstellen.

Innerhalb der Jahre ist ein deutliches saisonales Schwankungsmuster zu erkennen. In mehreren Abschnitten steigen die Tiefen unter ROK über mehrere Messzeitpunkte an (Absenkung des Grundwasserstandes) und sinken anschließend wieder (Anstieg des Grundwasserstandes). Diese Schwankungen treten an den Messstellen zeitgleich auf, wobei GWMS 2 an der Husarenbrücke die größte Schwankungsbreite aufweist. Erkennbar ist das die Schwankungen mit den Niederschlagsärmeren und den niederschlagsreicheren Monaten einhergehen. So werden die Spitzenwerte jeweils in den Winter- und Sommermonaten erreicht.

Die Wasserstände bewegen sich sowohl vor als auch nach den in den Jahren 2016 und 2018 durchgeführten Maßnahmen im gleichen Wertebereich. Ein sprunghafter oder dauerhaft verschobener Wasserstandsniveauechsel ist in den dargestellten Zeitreihen nicht erkennbar. Fraglich ist allerdings wie der Ausreißer zwischen dem 05.08.2021 und dem 31.08.2021 zustande kommt. In diesem Zeitraum steigt der Grundwasserstand bei allen GWMS schlagartig an. Bei GWMS 2 um fast einen halben Meter (vgl. Abb. 22). Die möglichen Ursachen für diesen auffälligen Anstieg werden im Diskussionsteil behandelt.

Tabelle zwei zeigt exemplarisch einen kleinen Teil der absoluten Grundwasserstände über NHN. In Verbindung mit der Geografischen Lage (vgl. Abb. 9) zeigt sich anhand der Tabelle ein konsistentes hydraulisches Gefälle zwischen den GWMS. Die höchsten Grundwasserstände treten an der Messtelle GWMS 1 auf, gefolgt von GWMS 4 und GWMS 3. Die niedrigsten Grundwasserstände werden bei GWMS 2 gemessen. Die gemessenen Werte bestätigen das, was die geografische Lage des Talraums schon vorgibt. Das Grundwasser fließt von GWMS 1 und GWMS 4 in Richtung Südwesten (GWMS 3, GWMS 2).

Tabelle 2: Auszug aus den absoluten Grundwasserständen in m. ü. NHN

Datum	GWMS 1	GWMS 2	GWMS 3	GWMS 4
23.05.2015	60,14	58,16	59,62	59,74
05.06.2015	60,07	58,03	59,61	59,71
15.06.2015	60,07	58,07	59,63	59,75
02.07.2015	60,06	58,08	59,59	59,71
04.08.2015	60,03	57,96	59,58	59,66
22.12.2015	60,04	58,49	59,73	60,03
26.01.2016	60,30	58,49	59,75	60,05

Durchflussentwicklung im Untersuchungszeitraum

Die Durchflusszeitreihen der Messstellen Str. Wokuhl-Comthurey (MS-1) und der Husarenbrücke (MS-2) zeigen über den gesamten Untersuchungszeitraum sehr ähnliche zeitliche Verläufe (vgl. Abb. 24).

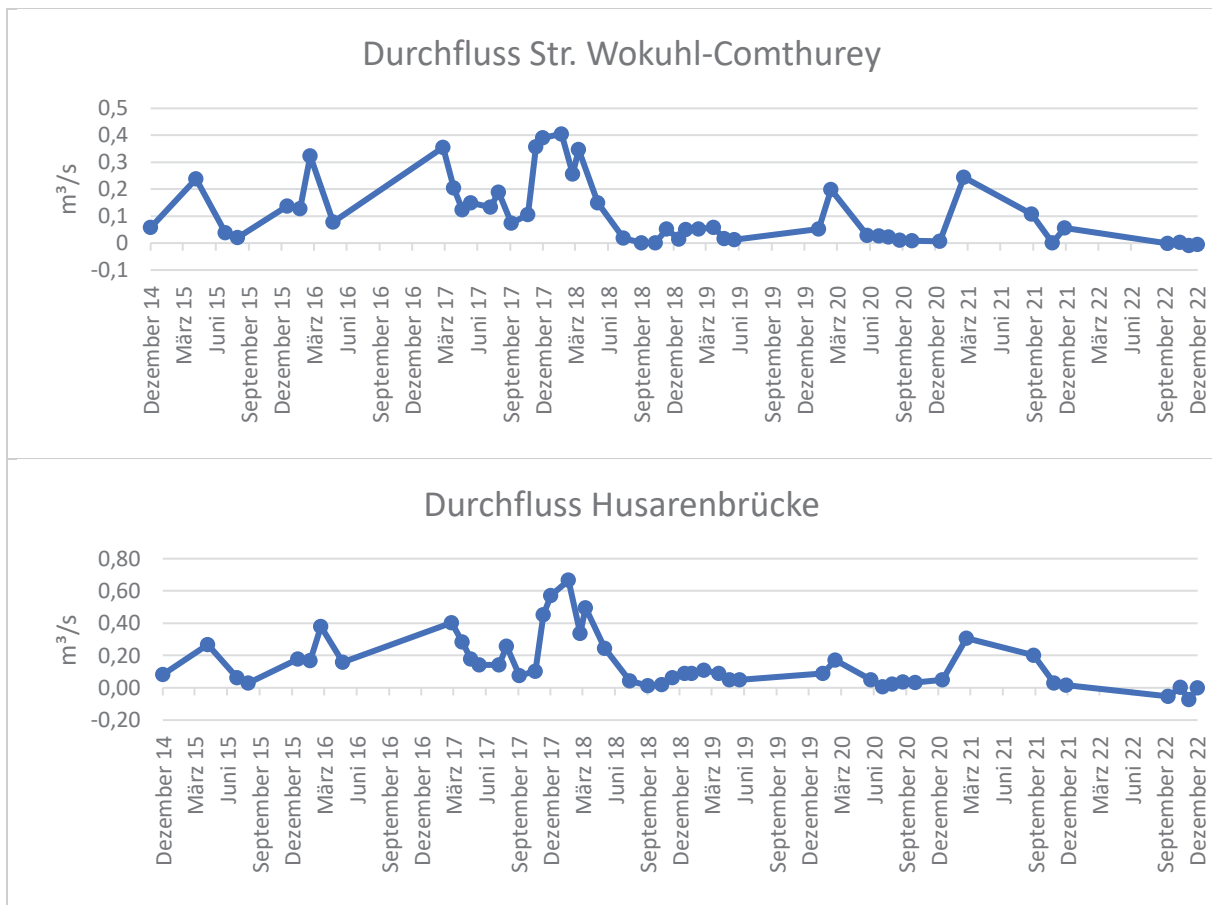


Abbildung 24: Durchflüsse an der Husarenbrücke und der Str. Wokuhl Comthurey

An beiden Standorten treten Durchflussspitzen und Niedrigwasserphasen weitgehend zeitgleich auf, wobei ein wiederkehrender saisonaler Verlauf der Durchflüsse erkennbar ist. Die höchsten Durchflüsse treten überwiegend in den Winter- und Frühjahrsmonaten auf, während in den Sommer- und Herbstmonaten häufig deutlich geringere Durchflüsse bis hin zu sehr niedrigen Werten beobachtet werden. Dieses Muster ist in nahezu allen dargestellten Jahren vorhanden, mit wenigen Ausnahmen, beispielsweise in einzelnen Jahren im Februar oder September. In allen Jahren, in denen im Februar Messungen vorlagen, stellte dieser Monat den Zeitraum mit den höchsten Durchflüssen da (z.B. MS-1 Februar 2016 0,324 m³/s; MS-2 Februar 2016 0,380 m³/s). Eine Ausnahme bildet das Jahr 2018, in dem die Spitzenwerte im Januar erreicht wurden.

In den ariden Monaten im Sommer erfolgten die Messungen zwar in geringerer Frequenz als in den Wintermonaten, dennoch sticht insbesondere der Zeitraum um den September hervor, da die Durchflusswerte hier häufig deutlich unter 0,1 m³/s liegen. In den Zeitreihen treten vereinzelt Werte im negativen Bereich unter 0 m³/s auf. Diese negativen Werte kommen ausschließlich in Phasen sehr geringer Durchflüsse vor. Gründe hierfür werden im Diskussionsteil angeführt. Besonders auffällig sind an beiden Messstellen mehrere ausgeprägte Durchflussspitzen in den Jahren 2016 bis 2018, wobei die

höchsten Werte im Winter 2017/2018 erreicht werden. In den Folgejahren insbesondere ab 2018/2019, treten an beiden Messstellen vermehrt längere Niedrigwasserphasen auf, in denen die Durchflüsse wiederholt nahe 0 m³/s liegen (vgl. Abb. 24).

Trotz der weitgehenden Übereinstimmung der zeitlichen Verläufe unterscheiden sich die beiden Messstellen hinsichtlich des absoluten Durchflussniveaus. Die unterhalb gelegene Messstelle MS-2 weist über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg durchgehend höhere Durchflusswerte auf als die oberhalb gelegene Messstelle MS-1. Dies zeigt sich sowohl in den Durchflussspitzen als auch in den mittleren Durchflusswerten. Darüber hinaus ist an der Messstelle MS-2 über die Jahre eine größere Schwankungsbreite der Durchflüsse erkennbar. Auch während an beiden Standorten Phasen mit sehr geringen Durchflüssen auftraten, weisen die Daten an der unterhalb gelegenen Messstelle MS-1 häufiger stärkere Ausschläge nach oben auf.

Zusammenfassend weisen beide Messstellen eine deutliche zeitliche Übereinstimmung der Durchflussdynamik auf, mit einem wiederkehrenden jahreszeitlichen Muster und einer Synchronität in den Spitzenwerten. Unterschiede bestehen hauptsächlich im Mengenniveau der Durchflüsse sowie in der Ausprägung der Schwankungsbreite, die an der unterhalb gelegenen Messstelle MS-1 größer ist.

5.3 Meteorologische Bedingungen im Untersuchungszeitraum

Die meteorologischen Bedingungen im Untersuchungszeitraum zeigen typische jahresübergreifende saisonale Schwankungen, die sich in allen Parametern wie Temperatur, Niederschlag und der klimatischen Wasserbilanz widerspiegeln.

Temperaturverlauf

Wie in Abbildung 25 zu erkennen, weisen die Monatsmitteltemperaturen über den gesamten Zeitraum einen jahreszeitlichen Zyklus auf. Die niedrigsten Temperaturen treten regelmäßig in den Wintermonaten (Dezember bis Februar) auf und liegen meist um oder knapp über 0 °C, vereinzelt auch darunter. Die höchsten Monatsmittel werden in den Sommermonaten, insbesondere im Juli und August, erreicht und bewegen sich überwiegend im Bereich von etwa 18 °C bis 20 °C im Mittel. Im Vergleich zwischen den Jahren zeigen sich moderate Unterschiede vor allem hinsichtlich der Sommermaxima. Besonders 2018 und 2019 weisen über einen deutlich längeren Zeitraum wärmere Temperaturen auf. Auffällig ist das die gerade die Winter ab 2020 relativ mild ausfallen mit Temperaturen deutlich über 0 °C im Mittel. Die durchschnittliche Jahresmitteltemperatur lag im gesamten Zeitraum bei ca. 9,53 °C, mit einem Maximum von 10,14 °C im Jahr 2019 und einem Minimum von ca. 8,82 °C im Jahr 2015.

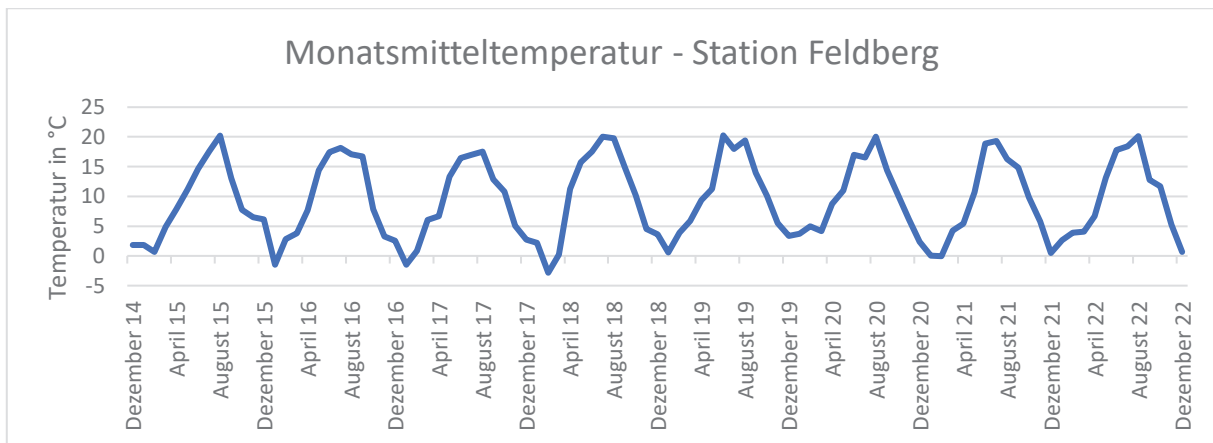


Abbildung 25: Monatsmitteltemperaturen (°C); Feldberg/Mecklenburg 2014-2022.

Niederschlagsverhältnisse

Die monatlichen Niederschlagssummen der Station Feldberg/Mecklenburg (ID 7351) zeigen eine hohe zeitliche Variabilität zwischen den Winter- und Sommermonaten. Die Spannweiten reichen in niederschlagsarmen Monaten mit unter 20 mm bis zu über 100 mm in niederschlagsreichen Monaten (vgl. Abb. 26).

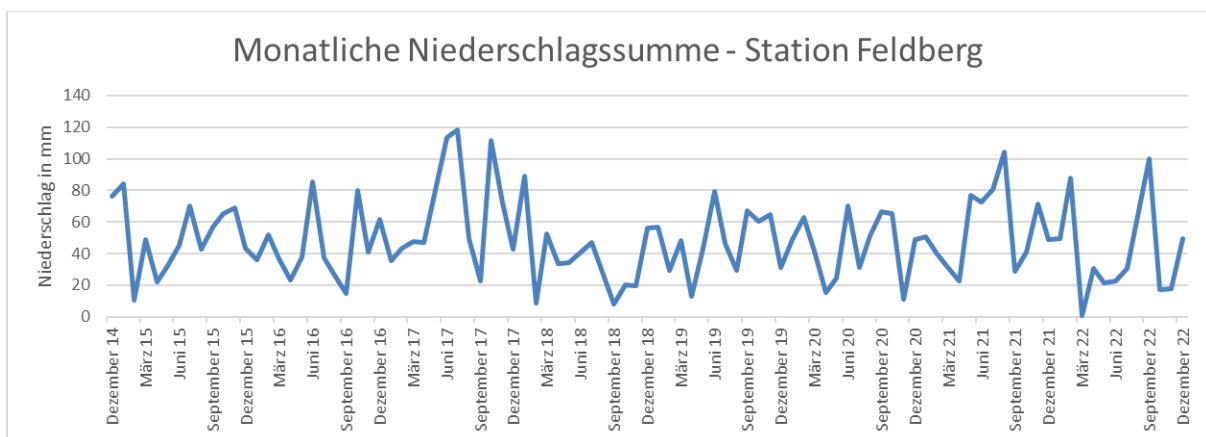


Abbildung 26: Monatliche Niederschlagssummen (mm); Feldberg/Mecklenburg 2014-2022

Ein saisonaler Schwerpunkt ist nicht in allen Jahren gleich ausgeprägt. Höhere Niederschläge treten über die Jahre sowohl in den Sommermonaten als auch in den Herbst- und Wintermonaten auf. Besonders auffällig ist das Auftreten einzelner Niederschlagsextreme, bei denen innerhalb eines Jahres sehr niederschlagsreiche Monate auftreten, während andere Monate desselben Jahres vergleichsweise trocken bleiben. So zeigen sich beispielsweise in den Sommermonaten mehrerer Jahre (u.a. 2017 und 2021) deutlich erhöhte Monatsniederschläge von über 100 mm, während benachbarte Monate teils nur geringe Niederschlagssummen aufweisen. Demgegenüber treten insbesondere im Frühjahr und Sommer einzelner Jahre (z.B. 2018 und 2022) ausgeprägte Trockenmonate mit sehr niedrigen Niederschlägen auf. Diese deutliche Variabilität zwischen den Monaten verdeutlicht, dass die Niederschläge im Untersuchungszeitraum zunehmend episodisch auftreten und sich nicht gleichmäßig über die Jahreszeiten verteilen. Im Mittel sind über den gesamten Untersuchungszeitraum pro Monat etwa 47,7 mm Niederschlag gefallen. Das Jahr 2018 stellte mit einem mittleren monatlichen Niederschlag von etwa 36,9 mm das trockenste Jahr im Untersuchungszeitraum da. Mit einem mittleren monatlichen

Niederschlag von rund 64 mm war das Jahr 2017 das Niederschlagsreichste Jahr im betrachteten Zeitraum. Die jährlichen Niederschlagssummen schwanken zwischen 368,8 mm (2018) und 703,6 mm (2017) (vgl. Tab. 3).

Klimatische Wasserbilanz

Die KWB des Godendorfer Mühlenbachtals beschreibt die monatliche Differenz zwischen Niederschlag und potenzieller Evapotranspiration und stellt damit eine Kenngröße für das potenzielle Wasserangebot beziehungsweise -defizit im Untersuchungsgebiet dar. Positive Werte kennzeichnen Zeiträume mit einem Wasserüberschuss, während negative Werte auf ein klimatisch bedingtes Wasserdefizit hinweisen.

Im Untersuchungszeitraum treten positive Wasserbilanzen überwiegend in den kühleren Monaten auf, wenn die potenzielle Verdunstung gering ist und die Niederschläge überwiegen. Dem gegenüber weisen die Sommermonate regelmäßig negative Wasserbilanzen auf, teils mit deutlichen ausgeprägten Defiziten. Die monatlichen Defizite beginnen dabei bereits knapp unterhalb von 0 mm und erreichen in den ausgeprägtesten Trockenphasen Werte bis zu -105,9 mm (vgl. Abb. 27). Während die jährlichen Niederschlagssummen zwischen 368,8 mm (2018) und 703,6 mm (2017) schwanken, erreicht die potenzielle Evapotranspiration Werte zwischen 492,2 mm (2017) und 741,1 mm (2019) (vgl. Tab. 3).

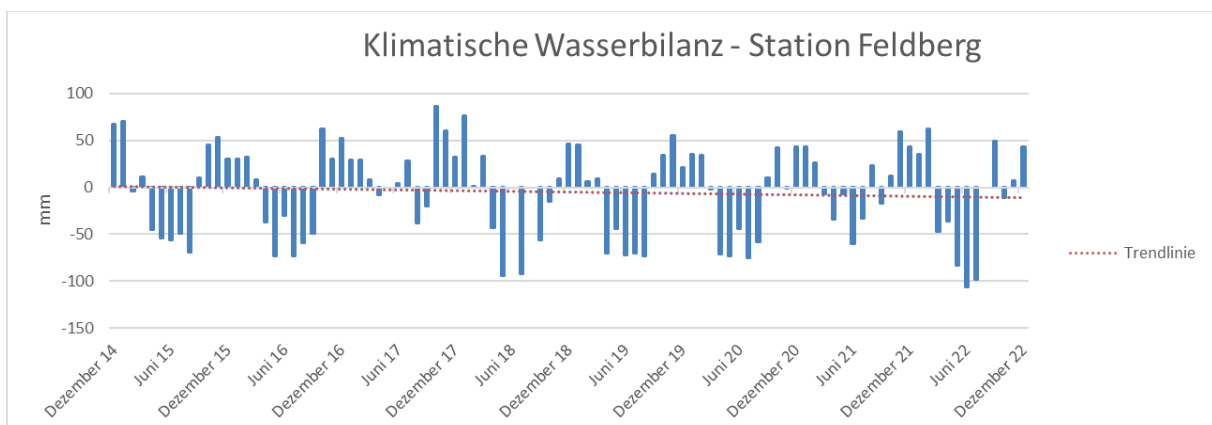


Abbildung 27: Klimatische Wasserbilanz; Feldberg/Mecklenburg 2014-2022

Der Untersuchungszeitraum ist durch eine Kombination aus vergleichsweise niedrigen Niederschlagssummen bei gleichzeitig hohen Werten der potenziellen Evapotranspiration gekennzeichnet. In sechs der acht betrachteten Jahre weist die KWB negative Jahreswerte auf (vgl. Tab. 3). Das stärkste jährliche Defizit wird im Jahr 2022 mit -184,6 mm beobachtet. Einzelne Sommermonate wie z.B. 2018 und 2022 stechen dabei durch besonders starke monatliche Defizite hervor und markieren potenziell hydrologisch kritische Perioden (vgl. Abb. 27). Demgegenüber lässt sich in den Jahren 2017 und 2021 eine positive klimatische Wasserbilanz beobachten. Im Jahr 2017 ergibt sich der deutlichste Wasserüberschuss des gesamten Untersuchungszeitraums, bedingt durch den höchsten Jahresniederschlag bei gleichzeitig vergleichsweise niedriger potenzieller Evapotranspiration.

Auffällig ist, dass die jährlichen Wasserdefizite im Untersuchungszeitraum sukzessive zunehmen. Auch wenn einzelne Jahre durch eine positive KWB gekennzeichnet sind, fällt jedes nachfolgende Jahr mit negativer Wasserbilanz stärker defizitär aus als das jeweils vorhergehende Defizitjahr. Die zunehmende negative Tendenz der KWB macht die Trendlinie in Abb. 27 deutlich.

Tabelle 3: Klimatische Wasserbilanz im Untersuchungszeitraum

Jahr	Niederschlag in mm	Pot. Evapotranspiration in mm	KWB in mm
2015	591	647,9	-56,9
2016	532,5	639,4	-106,9
2017	703,6	492,2	211,4
2018	368,8	502,8	-134
2019	569,5	714,1	-144,6
2020	537,6	696,2	-158,6
2021	668,2	617,5	50,7
2022	427,1	611,7	-184,6

6. Diskussion

6.1 Einordnung der Konzentrationsdaten im Vergleich zu den Stofffrachten

Die Konzentrationsdaten zeigen im Untersuchungszeitraum insgesamt ein weniger ausgeprägtes und weniger konsistentes Muster als die berechneten Stofffrachten. Dieses Ergebnis ist jedoch nicht als Schwäche der Datengrundlage zu bewerten, sondern stellt vielmehr einen wichtigen Hinweis auf die zugrunde liegenden Steuerungsmechanismen des Stofftransports dar.

Für die Phosphorverbindungen bewegen sich die medianen Konzentrationen von $\text{oPO}_4\text{-P}$ und P_{ges} über die betrachteten Zeiträume hinweg in einem vergleichsweise engen Bereich. So lagen die medianen $\text{oPO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen im Zeitraum von 2014 bis 2016 bei 0,050 mg/l und sanken im Zeitraum von 2016 auf 2018 auf 0,023 mg/l ab, bevor sie in den folgenden Zeiträumen wieder leicht anstiegen. Auch die P_{ges} -Konzentrationen zeigen moderate Schwankungen, ohne dass sich im Zeitraum nach den Maßnahmen ein ausgeprägtes Konzentrationsmaximum erkennen lässt. Demgegenüber weisen die Stofffrachten im selben Zeitraum einen deutlichen Anstieg auf. Diese Entkopplung von Konzentrations- und Frachtentwicklung legt nahe, dass die erhöhten Stoffausträge nicht zwingend durch stark erhöhte Stoffkonzentrationen verursacht wurden, sondern vielmehr durch veränderte Abflussverhältnisse zurückzuführen sind. Vor diesem Hintergrund lassen sich die Konzentrationsdaten dahingehend interpretiert, dass der beobachtete Stoffaustrag vor allem durch Transportprozesse und weniger durch eine erhöhte Mobilisierung der Stoffe in Form gesteigerter Konzentrationen geprägt ist.

Ein vergleichbares Bild zeigt sich auch für die Stickstoffverbindungen. Zwar weisen die Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen im Zeitraum von 2016 bis 2018 erhöhte Werte auf, die relativen Änderungen fallen jedoch deutlich geringer aus als bei den entsprechenden Stofffrachten. Besonders deutlich wird dies am Beispiel des Nitrats, dessen Konzentrationen im Untersuchungszeitraum vergleichsweise moderat variieren, während die zugehörigen Frachten in diesem Zeitraum ein ausgeprägtes Maximum erreichen.

Insgesamt zeigen die Konzentrationsdaten somit, dass es im Untersuchungszeitraum zu keiner dauerhaften Erhöhung der Nährstoffkonzentrationen im Godendorfer Mühlenbachs gekommen ist. Sie ergänzen die Frachtanalysen, indem sie darauf hinweisen, dass die erhöhten Stoffausträge vor allem durch hydrologische Steuerungsmechanismen bedingt sind und nicht auf eine anhaltende Verschlechterung der Wasserqualität im Sinne erhöhter Konzentrationen zurückzuführen sind.

6.2 Einordnung der Frachtentwicklungen

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen ein klares Muster der Stoffausträge, welches sich insbesondere in den berechneten Stofffrachten widerspiegelt. Die höchsten Frachten aller betrachteten Stoffe traten im Zeitraum von 2016 bis 2018 auf und stehen zeitlich im Zusammenhang mit den ersten Grabenverfüllungen. Dieses Muster ist sowohl für Phosphor- als auch für Stickstoffverbindungen erkennbar, zeigt sich jedoch bei den Phosphorverbindungen besonders konsistent.

Die mediane Gesamtphosphorfracht (P_{ges}) stieg von 0,77 kg/d im Zeitraum 2014-2016 auf 1,87 kg/d im Zeitraum 2016-2018 an, was einer Zunahme von rund 143 % entspricht. Auch die $\text{oPO}_4\text{-P}$ -Fracht erhöhte sich in diesem Zeitraum von 0,25 kg/d auf 0,36 kg/d (+ 44 %). Für die Stickstoffverbindungen zeigen sich vergleichbare Entwicklungen. Insbesondere für die Nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$), dessen mediane Fracht von 4,04 kg/d auf 14,29 kg/d anstieg (254 %). Auch für Ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) wurde ein ausgeprägter Anstieg der medianen Fracht von 0,58 kg/d auf 1,84 kg/d (+217 %) beobachtet.

Die zeitliche Bündelung der erhöhten Frachten spricht für eine temporäre Mobilisierungs- und Austragsphase im Anschluss an die erste Maßnahme. Nach der zweiten Grabenverfüllung im Jahr 2018 ist ebenfalls ein erhöhter Austrag nachweisbar, der jedoch geringer ausfällt. In den darauffolgenden Jahren (2020-2022) gehen die Frachten aller betrachteten Stoffe deutlich zurück und liegen teilweise unter dem Niveau des Zeitraums 2014-2016. Dies deutet darauf hin, dass es sich nicht um eine dauerhafte Veränderung des Stoffaustrags handelt, sondern um eine zeitlich begrenzte Reaktion auf veränderte hydrologische Bedingungen.

Trotz parallelen in der zeitlichen Entwicklung der Stofffrachten unterscheiden sich Phosphor- und Stickstoffverbindungen deutlich in ihrer Dynamik. Die Phosphorverbindungen weisen ein vergleichsweise gleichmäßiges und über mehrere Jahre anhaltendes Muster erhöhter Frachten auf, während die Stickstoffverbindungen deutlich dynamischer reagieren. Besonders ausgeprägt ist dies bei Nitrat, dessen Frachten im Winter 2018 ein extremes Maximum von 346,98 kg/d erreichen, anschließend jedoch rasch wieder abnehmen. Auch $\text{NH}_4\text{-N}$ zeigt kurzzeitig hohe Maxima von bis zu 13,52 kg/d, gefolgt von einem kontinuierlichen Rückgang der Medianwerte bis 2022 (0,34 kg/d).

Die beobachteten Unterschiede deuten darauf hin, dass Stickstoffverbindungen im untersuchten System stärker durch kurzfristige hydrologische Bedingungen sowie Umsetzungsprozesse beeinflusst werden, während Phosphor enger an standortspezifische Boden- und Wasserstandsbedingungen gekoppelt ist. Diese Interpretation steht im Einklang mit den im theoretischen Hintergrund dargestellten Prozessen (vgl. Kapitel 3) und entspricht der in der Fachliteratur beschriebenen besonderen Sensitivität von Phosphor gegenüber veränderten Wasserstands- und Redoxbedingungen. Inwieweit die erhöhten Stofffrachten auf zusätzliche Stoffquellen innerhalb des Untersuchungsgebietes zurückzuführen sind, wird im folgenden Kapitel anhand der Frachtdifferenzen näher betrachtet.

6.3 Frachtdifferenzen als Hinweis auf interne Stoffquellen

Die Analyse der Frachtdifferenzen zwischen MS-1 (Str. Wokuhl-Comthurey) und MS-2 (Husarenbrücke) ermöglicht eine integrierte Bewertung des untersuchten Gewässerabschnitts. Insbesondere im Zeitraum 2016-2018 zeigen die Ergebnisse, dass der Bachabschnitt innerhalb des Untersuchungsgebietes als deutliche Nettoeintragsquelle für Nährstoffe fungierte.

Die mediane Frachtdifferenz für P_{ges} erhöhte sich von 0,28 kg/d im Zeitraum 2014-2016 auf 0,61 kg/d im Zeitraum 2016-2018. Auch für oPO_4-P stieg die mediane Frachtdifferenz in diesem Zeitraum von 0,04 kg/d auf 0,22 kg/d an. Für Nitrat wechselte die Frachtdifferenz von einem leicht negativen Wert (-0,09 kg/d) im Zeitraum 2014-2016 zu einem deutlich positiveren Wert von 3,17 kg/d. Auch für Ammonium (NH_4-N) zeigt sich das vergleichbare Muster. Aufgrund der insgesamt geringen absoluten Unterschiede wird im Folgenden auf eine detaillierte Betrachtung verzichtet.

Die Ergebnisse sprechen dafür, dass innerhalb des Untersuchungsgebiets zusätzliche Stoffe mobilisiert und in das Gewässer eingetragen wurden und nicht ausschließlich Einträge aus dem Oberlauf maßgeblich sind. In den Folgezeiträumen nehmen die Frachtdifferenzen deutlich ab, was die Annahme einer zeitlich begrenzten Mobilisierungsphase weiter stützt.

6.4 Rolle von Durchfluss und Grundwasserstand

Die zeitlich relevanten Austragsphasen der Stoffgruppen (P- und N-Verbindungen) fallen wiederholt mit erhöhten Abflussbedingungen zusammen. Besonders deutlich wird dies im Winter: Im Zeitraum vom 15.11.2017 ($Q = 0,454 \text{ m}^3/\text{s}$) bis zum 25.01.2018 ($Q = 0,666 \text{ m}^3/\text{s}$) traten die höchsten Stofffrachten auf. Parallel dazu wurden an allen vier GWMS am 25.01.2017 erhöhte Wasserstände von 0,93 m (GWMS-1), 0,50 m (GWMS-2), 0,61 m (GWMS-3) und 0,67 m (GWMS-4) gemessen. Auch in der frühen Phase nach der ersten Grabenverfüllung im Jahr 2016 zeigt sich ein vergleichbares Muster: Am 24.02.2016 lag der Abfluss bei $Q = 0,380 \text{ m}^3/\text{s}$, begleitet von gleichzeitig erhöhten Grundwasserständen von 1,04 m (GWMS-1), 0,53 m (GWMS-2), 0,85 m (GWMS-3) und 0,72 m (GWMS-4).

Insgesamt deutet diese zeitliche Überlagerung darauf hin, dass Phasen erhöhter Stoffausträge im UG insbesondere dann auftreten, wenn erhöhte Abflüsse mit vergleichsweise hohen Grundwasserstände zusammentreffen. Ein eindeutiger Nachweis einer Ursache-Wirkungs-Beziehung lässt sich auf Grundlage der vorliegenden Messdaten jedoch nicht ableiten.

6.5 Einfluss der klimatischen Rahmenbedingungen

Die klimatischen Daten liefern wichtige Kontextinformationen für die Einordnung der Ergebnisse, reichen jedoch nicht aus, um das beobachtete zeitliche Muster der Frachten allein zu erklären. Die medianen monatlichen Niederschlagssummen lagen in den Zeiträumen der Grabenverfüllungen bei 43,3 mm/Monat (2016-2018) sowie 44,85 mm/Monat (2018-2020) und damit unter den Werten des Zeitraums vor den Maßnahmen (46,95 mm/Monat) sowie des letzten Untersuchungszeitraums (2020–2022; 48,7 mm/Monat). Auch in den Monaten mit besonders hohen Stofffrachten, etwa im Winter 2016/2017 und 2017/2018, lassen sich keine außergewöhnlichen Niederschlagsspitzen identifizieren, die unmittelbar mit den beobachteten Frachtmaxima korrespondieren würden.

Ein ähnliches Bild zeigt sich bei der klimatischen Wasserbilanz (KWB). Im Jahr 2015 lag die KWB bei -56,9 mm/a, während sie im Zeitraum nach der ersten Grabenverfüllung weiter absank (-106,9 mm/a). In den Jahren 2018 bis 2020 wurden mit Werten zwischen -134 mm/a und 144,6 mm/a sogar deutlich negativere Wasserbilanzen erreicht, ohne dass in diesen Zeiträumen vergleichbar hohe Stofffrachten auftraten. Dies verdeutlicht, dass ein klimatischer Wasserüberschuss keine notwendige Voraussetzung für erhöhte Stoffausträge im UG darstellt. Auch die Temperaturentwicklung liefert keine Hinweise auf eine klimatisch bedingte Ausnahmesituation in den frachtreichen Zeiträumen. Ein direkter Zusammenhang zwischen besonders warmen oder kalten Perioden und den beobachteten Frachtmaxima lässt sich nicht erkennen. Auffällig ist vielmehr, dass die höchsten Stofffrachten überwiegend in den Wintermonaten auftreten, die durch niedrige Temperaturen, einen geringeren Sonnenabstand und entsprechend niedrige potenzielle Evapotranspiration gekennzeichnet sind.

In der Gesamtbetrachtung der klimatischen Faktoren sprechen die Ergebnisse dafür, dass klimatische Einflüsse zwar die hydrologischen Rahmenbedingungen im Untersuchungsgebiet mitprägen, das zentrale zeitliche Muster der Stoffausträge jedoch nicht primär klimatisch gesteuert ist. Vielmehr treten erhöhte Stofffrachten vor allem dann auf, wenn Maßnahmenumsetzungen, erhöhter Durchfluss und erhöhte Grundwasserstände zeitlich zusammenfallen.

7. Limitation und Stärken der Arbeit

Die vorliegende Arbeit basiert auf der Auswertung bereits vorhandener Monitoringdaten, die nicht gezielt für die spezifische Fragestellung dieser Untersuchung erhoben wurden. Daraus ergeben sich mehrere methodische Einschränkungen, die bei der Interpretation der Ergebnisse zu berücksichtigen sind.

Eine zentrale Einschränkung der Arbeit besteht darin, dass die Wasserqualitätsdaten nicht kontinuierlich erhoben wurden. Die Datenerhebung durch das StALU-MS erfolgte in der Regel in monatlichen Intervallen. Aufgrund einzelner Messausfälle lagen jedoch nicht für alle Monate vollständige Datensätze vor. Für die Auswertung wurden daher ausschließlich Zeitpunkte berücksichtigt, zu denen an beiden Messstellen gleichzeitig Messdaten vorlagen. Aufgrund der begrenzten Messfrequenz konnten kurzzeitige Ereignisse, wie Starkregenabflüsse oder episodische Mobilisierungsschübe nicht erfasst werden. Insbesondere für Stoffgruppen wie Nitrat und Ammonium, die sensibel auf episodische hydrologische Bedingungen reagieren, ist daher nicht auszuschließen, dass kurzfristige Konzentrations- und Frachtpitzen unzureichend abgebildet wurden. Für eine detailliertere Erfassung der Dynamik wären höhere zeitliche Auflösungen, beispielsweise wöchentliche Messfrequenzen oder Messintervalle in noch kürzeren Abständen, erforderlich (SCHRAUTZER et al. 2021).

Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, dass keine prozessrelevanten Kenngrößen, wie etwa Redoxpotenziale, erfasst wurden. Ebenso lagen keine Messungen zur Bodenwasserchemie in den verschiedenen Bodenhorizonten oder den Phosphorformen im Boden vor. Aussagen zur Phosphormobilisierung basieren daher auf der gemeinsamen Betrachtung hydrologischer Kenngrößen, berechneter Stofffrachten sowie des im theoretischen Hintergrund dargestellten Prozessverständnisses. Kausale Zusammenhänge können auf dieser Grundlage nicht eindeutig nachgewiesen, sondern lediglich plausibel hergeleitet werden.

Eine weitere Einschränkung ergibt sich aus der gewählten räumlichen Abgrenzung des UG. Die Datenanalyse beschränkt sich auf zwei Fließgewässermessstellen sowie vier Grundwassermessstellen. Kleinräumige Heterogenitäten innerhalb des UG (vgl. JÄHNICHEN, 2019, S. 29-37), insbesondere in Bezug auf Bodenzustand, Torfmächtigkeit oder lokaler Wasserstandsverhältnisse, können im Rahmen dieser Arbeit nicht erfasst werden. Die berechneten Frachtdifferenzen erlauben zwar Rückschlüsse auf Nettoeinträge innerhalb des UG, liefern jedoch keine Informationen über konkrete Quellflächen oder -tiefen. Auch die klimatischen Daten unterliegen einer gewisse Unsicherheit, da sie von der nächstgelegenen regionalen Wetterstation stammen und lokale Niederschlagsereignisse innerhalb des UG nicht vollständig widerspiegeln.

Neben den genannten Einschränkungen weist die vorliegende Arbeit jedoch auch mehrere Stärken auf, die eine belastbare Interpretation der Ergebnisse ermöglichen. Die Aussagekraft der Ergebnisse wird insbesondere durch den langen Untersuchungszeitraum von knapp neun Jahren deutlich erhöht. Dadurch konnten nicht nur kurzfristige Effekte, sondern auch mittelfristige Entwicklungen vor und nach den Grabenverfüllungen analysiert werden. Die Zeitliche Gliederung in vier Untersuchungszeiträume erlaubt zudem eine differenzierte Betrachtung der Reaktionen des Systems auf die einzelnen Maßnahmenphasen.

Eine zentrale Stärke der Arbeit liegt zudem in der Kombination hydrologischer, klimatischer und stofflicher Daten. Die gemeinsame Betrachtung von Durchfluss, Grundwasserständen, Niederschlag, klimatischer Wasserbilanz und Stofffrachten ermöglicht eine differenzierte Einordnung der relevanten Steuergrößen und zeigt, dass die beobachteten Muster nicht monokausal erklärt werden können. Die Gegenüberstellung von Konzentrations- und Frachtentwicklung erlaubt zudem eine deutliche aussagekräftigere Interpretation der Nährstoffdynamiken, als dies auf Basis von Konzentrationsdaten allein möglich wäre. Insbesondere die Identifikation einer Entkopplung der Konzentrationen und Frachten stellt einen wichtigen Erkenntnisgewinn dar.

Durch die Verwendung von Medianwerten zur Beschreibung der zeitlichen Entwicklung konnte ein robustes Lagemaß herangezogen werden. Auf diese Weise wurden extreme Einzelwerte zwar berücksichtigt, jedoch nicht überbewertet oder verzerrend dargestellt, wie dies bei der Verwendung von Mittelwerten der Fall sein kann. Gleichzeitig ermöglicht die ergänzende Betrachtung von Maximalwerten die Abbildung außergewöhnlicher Austragsereignisse. Dadurch konnten sowohl anhaltende als auch extreme Zustände des Systems adäquat erfasst werden.

8. Schlussfolgerung und Ausblick

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, die zeitliche Entwicklung von Nährstoffkonzentrationen, Stofffrachten und Frachtdifferenzen im Godendorfer Mühlenbach im Zusammenhang mit den durchgeführten Grabenverfüllungen zu analysieren und diese in Kontext hydrologischer und klimatischer Rahmenbedingungen einzuordnen. Auf Grundlage der ausgewerteten Monitoringdaten konnte gezeigt werden, dass die Umsetzung der Wiedervernässungsmaßnahmen mit deutlichen, jedoch zeitlich begrenzten Veränderungen der Stoffausträge einherging.

Die Ergebnisse zeigen, dass insbesondere im Zeitraum nach den ersten Grabenverfüllungen (2016-2018) erhöhte Stofffrachten sowohl für Phosphor- als auch für Stickstoffverbindungen auftraten. Diese Entwicklung war dabei weniger durch stark erhöhte Konzentrationen im Gewässer geprägt, sondern vor allem durch veränderte Abflussbedingungen. Die gemeinsame Betrachtung von Konzentrations- und Frachtenentwicklung verdeutlicht somit die zentrale Bedeutung des Durchflusses als maßgebliche Steuergröße für den Stofftransport im Untersuchungsgebiet.

Die Analyse der Frachtdifferenzen zwischen den beiden Messstellen zeigt zudem, dass der betrachtete Abschnitt des Godendorfer Mühlenbachs in den Jahren nach der ersten und zweiten Maßnahme zeitweise als Nettoeintragsbereich für Nährstoffe fungierte. In den Folgejahren nahmen sowohl die Stofffrachten als auch die Frachtdifferenzen wieder deutlich ab. Dies spricht dafür, dass es sich um eine temporäre Mobilisierungsphase handelte und nicht um eine dauerhafte Veränderung des Systems.

Die Verknüpfung der stofflichen Ergebnisse mit hydrologischen und klimatischen Daten verdeutlicht, dass erhöhte Stoffausträge insbesondere dann auftraten, wenn erhöhte Abflüsse und erhöhte Grundwasserstände zeitlich zusammenfielen. Klimatische Faktoren wie Niederschlag, Temperatur oder klimatische Wasserbilanz konnten das beobachtete zeitliche Muster der Stoffausträge hingegen nicht eigenständig erklären, sondern wirken vor allem indirekt über ihre Steuerung der hydrologischen Bedingungen.

Die Ergebnisse unterstreichen die Bedeutung einer langfristigen begleitenden Untersuchung solcher Wiedervernässungsmaßnahmen, um kurzfristige Reaktionen von langfristigen Entwicklungen unterscheiden und kleinräumige Ursachen belastbar nachweisen zu können (vgl. SCHLICHTING, 2004, S. 24-37).

Für zukünftige Maßnahmen und die begleitende Erfolgskontrolle im UG erscheint eine dichtere und stärker ereignisbezogene Datenerhebung sinnvoll. Insbesondere Abfluss und Wasserqualität sollten bei Hochwasserphasen mit einer höheren zeitlichen Auflösung erfasst werden, da Stofffrachten wie z.B. $\text{NO}_3\text{-N}$ in kurzen Zeitfenstern mobilisiert werden. Ergänzend würden Datenlogger an den Grundwassermessstellen (idealerweise mit Datenfernübertragung) sowie eine lokale Niederschlagsmessung im UG die hydrologische Einordnung deutlich verbessern. Um mögliche

Quellflächen und Tiefen der Nährstoffmobilisierung besser zuzuordnen, wären zusätzliche Messpunkte im Gebiet sowie Messungen in unterschiedlichen in unterschiedlichen Bodenhorizonten hilfreich. Denkbar wären hierbei der Einsatz von Poorenwasser-Saugsonden, Bodenfeuchtesonden, Elektroden zur Messung der Redoxverhältnisse und Temperatormessfühler. Dadurch ließen sich kleinräumige Nährstoffpools, Transportpfade und Austragungsursachen genauer identifizieren. Eine solche ergänzende Messtrategie ließe die in dieser Arbeit beobachteten Austragsmuster künftig prozessnäher einordnen und Maßnahmenwirkungen fundierter bewerten.

9. Literaturverzeichnis

- BIOTA/ Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH (2015A): *Fachbeitrag für die FFH-Arten Schmale und Bauchige Windelschnecke für das FFH-Gebiet DE 2745-371 Sandergebiet südlich von Serrahn*. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des StALU MS.
- Bendix, M., Tornbjerg, T. & Brix, H. (1994): Internal gas transport in *Typha angustifolia* L. and *Typha latifolia* L. 1. Humidity -induced pressurization and convective throughflow. – *Aquatic Botany* 49: 75-89.
- BORING, L.R., SWANK, W.T., WAIDE, J.B. & HENDERSON, G.S. (1988): Sources, fates and impacts of nitrogen inputs to terrestrial ecosystems: review and synthesis. – *Biogeochemistry* 6: 119-159.
- BRIX, H. SORELL, B.K. & ORR, P. (1992): Internal pressurization and convective gas flow in some emergent freshwater macrophytes. – *Limnol. Oceanogr.* 37: 1420-1433.
- BRÜMMER, G. (1974). Redoxpotentiale und Redoxprozesse von Mangan-, Eisen- und Schwefelverbindungen in hydromorphen Böden und Sedimenten, *Geoderma* 12:207-222.
- BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE: Topografische Übersichtskarte des Untersuchungsgebiets. URL: https://sgx.geodatenzentrum.de/wms_topplus_web_open, abgerufen am 18.10.2025
- EUROPEAN ECONOMIC COMMUNITY. (1992). *Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Official Journal of the European Communities*, L206, 7–50. URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:31992L0043>. Abgerufen am 28.07.2025
- FIS-WASSER-MV (2025): *WRR-Wasserkörper-Steckbrief Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommern. Bewirtschaftungszeitraum 2022-2027*. URL: https://fis-wasser-mv.de/charts/steckbriefe/rw/rw_wk.php?fg=HVHV-5300. Abgerufen am 18.08.2025
- GELBRECHT, J. & LENGSELD, H. (1998): Phosphorus in fens adjacent to surface waters. – *Ber. Inst. Gewässerökol. Binnenfischerei* 5: 94-100.
- GEOPORTAL.MV: *Historische Karten* (Universität Rostock o.J.a.). *Schmettau'sche Karte 1788*. URL: <https://www.geoportal-mv.de/gaia/gaia.php>, abgerufen am 19.10.2025
- GEOPORTAL.MV: *Historische Karten* (Universität Rostock o.J.b.). *Messischblatt 1880*. URL: <https://www.geoportal-mv.de/gaia/gaia.php>, abgerufen am 19.11.2025
- GEOPORTAL.MV: *Luftbildaufnahme 1953*. URL: https://www.geodaten-mv.de/dienste/dop1953_wms, abgerufen am 20.11.2025
- GEOPORTAL.MV: *Luftbildaufnahme 1991*. URL: https://www.geodaten-mv.de/dienste/dop1991_wms, abgerufen am 20.10.2025
- GROSSE-BRAUCKMANN, G. 1997. Moore und Moor-Naturschutzgebiete in Deutschland – eine Bestandsaufnahme, *Telma* 27: 183-215.
- HARTER, A. (1998): *Revitalisierungsversuche auf degradierten Niedermoorböden – Untersuchungen zur Reaktion von Boden und Vegetation auf Wiedervernässung in zwei Niedermoorgebieten Brandenburgs*. – Diss. Landw. Gärt. Fakultät Humboldt- Univ. Berlin.
- HENNINGS, U. (2024, 7. März). *Moore in Mecklenburg-Vorpommern: Datenlage und Einordnung* [Präsentationsfolien]. Landesamt für Umwelt Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern. URL: https://www.lung.mv-regierung.de/static/LUNG/dateien/publikationen/wasser/symposium/27_symposium/03_20_240307_hennings_gewaessersymposium.pdf. Abgerufen am 21.09.2025
- HIRSCHELMANN, S., TANNEBERGER, F., WICHMANN, S., REICHEL, F., HOHLBEIN, M., COUWENBERG, J., BUSSE, S., SCHRÖDER, C. & NORDT, A. (2020) *Moore in Mecklenburg-Vorpommern im Kontext nationaler und internationaler Klimaschutzziele - Zustand und Entwicklungspotenzial*, Faktensammlung. Greifswald Moor Centrum-Schriftenreihe 03/2020 (Selbstverlag, ISSN 2627-910X), 35 S. URL: https://greifswaldmoor.de/files/dokumente/GMC%20Schriften/202003_Moore%20in%20MV_Faktensammlung

_%20Hirschelmann%20et%20al_final.pdf?utm_source=chatgpt.com (aufgerufen am 04.08.2025); Quelle der Icons:

https://www.bundesregierung.de/resource/blob/976072/2335292/c4471db32df421a65f13f9db3b5432ba/2025-02-17-dns-2025-data.pdf?utm_source=chatgpt.com (aufgerufen am 04.08.2025)

JÄHNICHEN, O. (2019). *Das Godendorfer Mühlenbachtal (M-V) eine Untersuchung der landschaftlichen Entwicklung und naturräumlichen Gegebenheiten für eine Prognose des zukünftigen Sukzessionsverlaufes*, S.29-33[Bachelorarbeit, Hochschule Neubrandenburg]. Neubrandenburg Digital Library. URL: <https://rosdok.uni-rostock.de/>

JENKINSON, B.J., FRANZMEIER, D.P., & LYNN, W.C. 2002. Soil hydrology on an end moraine and a dissected till plain in west-central Indiana, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66: 1367–1376.

JOOSTEN, H. (1995a): Book reviews. Mires-Process, *Exploitation and Conservation*. – In: Heathwaite, A.L. & Göttlich, K.H. (eds.) *Geoderma* 66: 157-160.

JOOSTEN, H. & Couwenberg, J. 2000. Zur anthropogenen Veränderung der Moore; Das Beispiel Europa, S. 406-409. In M. Succow & H. Joosten (Hrsg.), *Landschaftsökologische Moorkunde*. Schweizbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

JOOSTEN, H., Tanneberger, F. & Moen, A. (Hrsg.) (2017) *Mires and peatlands of Europe - Status, distribution and conservation*. Schweitzerbart Science Publishers, Stuttgart. 780 p.

KARATHANASIS, A.D., THOMPSON, Y.L., & BARTON, C.D. 2003. Long-term evaluation of seasonally saturated “wetlands” in western Kentucky, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67: 1513–1524.

KOBEL, J. (2015): Renaturierung von Mooren und Gewässern im Teilgebiet Serrahn des Müritz-Nationalparks in: *Neue Beiträge zum Naturraum und zur Landschaftsgeschichte im Teilgebiet Serrahn des Müritz-Nationalparks*, Edition: Forschung und Monitoring Band 4: Herausgeber: K. Kaiser, J. Kobel, M. Küster, M. Schwabe, pp.241-258, Geozon Science Media, Berlin.

KOERSELMAN, W. & MEULEMAN, A.F.M. 1996. The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation, *J. Appl. Ecol.* 33: 1441–1450.

KOERSELMAN, W. & VERHOEVEN, J.T.A. (1992): Nutrient dynamics in mires of various trophic status: nutrient inputs and outputs and the internal nutrient cycle. – In: Verhoeven, J.T.A. (ed.): *Fens and bogs in the Netherlands: vegetation, history, nutrient dynamics and conservation*. – pp.397-432, Kluwer Academic Publ., Dordrecht.

KOERSELMAN, W. & VERHOEVEN, J.T.A. (1995): Restoration of eutrophicated fen ecosystems; external and internal nutrient sources and restoration strategies. – *NNA-Berichte* 8/2: 85-94.

KOPPISCH, D., BLANKENBURG, J. & ESCHNER, D. (1999): *Einfluss der Wiedervernässung auf das aktuelle Stickstoffangebot in Niedermoorböden*. – Bielefelder Ökologische Beiträge 14: 259-266.

LAIIV [Landesamt für innere Verwaltung MV] – Abt. 3 Geoinformation, Vermessung und Katasterwesen (2021b): DOP2013 GDI-MV DOPColor Historie WMS. URL: http://www.geodaten-mv.de/dienste/doparchiv_wms/service?VERSION=1.3.0, abgerufen am 24.10.2025

LANDESFORSTANSTALT M-V. (2018). *Forstliche Klimagliederung in Mecklenburg-Vorpommern auf Grundlage der Klimaerte von 1981-2010* (Heft A6). URL: https://www.wald-mv.de/static/WALDMV/Inhalte/Waldwissen/Gr%C3%BCner%20Ordner%20-%20Naturnahe%20Waldbau%20in%20MV/Landesforst_A6%20Forstliche%20Klimagliederung_Endfassung.pdf, abgerufen am 16.11.2025

LANDESHAUPTARCHIV SCHWERIN: *Historische Karte von 1725*. 12.12-1 Karten von ländlichen Gemarkungen, Sign. 1610.

LENSCHOW, U. 2000. Zur anthropogenen Veränderung der Moore; Das Beispiel Mecklenburg-Vorpommern, S. 411-415. In M. Succow & H. Joosten (Hrsg.), *Landschaftsökologische Moorkunde*. Schweizbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

- LM M-V (2009): *Konzept zum Schutz und zur Nutzung der Moore. Fortschreibung des Konzeptes zur Bestandssicherung und zur Entwicklung der Moore. Schwerin:*
- LM M-V (2017): *Umsetzung von Paludikultur auf landwirtschaftlich genutzten Flächen in Mecklenburg-Vorpommern.* Fachstrategie zur Umsetzung der nutzungsbezogenen Vorschläge des Moorschutzeskonzeptes 2009. Schwerin: Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern.
- LUNG M-V (2019a): *Naturschutzflächen Mecklenburg-Vorpommern 1:250.000. Teil 1: Nationale Schutzgebiete.* Ausgabe 2019. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie (Hrsg.), M-V, Güstrow. URL: https://www.lung.mv-regierung.de/static/LUNG/Dateien/fachinformationen/natur/schutzgebiet/karte_nationale_schutzgebiete.pdf Letzter Zugriff: 18.08.2025
- LUNG M-V (2019b): *Naturschutzflächen Mecklenburg-Vorpommern 1:250.000, Teil 2: Europäische Schutzgebiete.* Ausgabe 2019. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie (Hrsg.), MV, Güstrow. URL: https://www.lung.mv-regierung.de/static/LUNG/Dateien/fachinformationen/natur/schutzgebiet/karte_nationale_schutzgebiete.pdf Letzter Zugriff: 18.08.2025
- LUNG-M-V (2025). *Gewässergüteklassen Mecklenburg-Vorpommern.* URL: <https://wms.fis-wasser-mv.de/services/wrrl>, abgerufen am 26.10.2025
- LUNG-M-V (2025). *LAWA-Typisierung Mecklenburg-Vorpommern.* URL: <https://wms.fis-wasser-mv.de/services/wrrl>, abgerufen am 26.10.2025
- LUNG-M-V (2025). *WMS MV Hydrologie. Grundwasserhöhengleichen Mecklenburg-Vorpommern.* https://www.umweltkarten.mv-regierung.de/script/mv_a7_hydrogeologie_wms.php, abgerufen am 26.10.2025
- MARTIN, H.W., IVANOFF, D.B., GRAETZ, D.A., & REDDY, K.R. 1997. Water table effects on Histosol drainage water carbon, nitrogen, and phosphorus, *J. Environ. Qual.* 26: 1062–1071.
- MEGONIGAL, J.P., FAULKNER, S.P., & PATRICK, W.H. 1996. The microbial activity season in southeastern hydric soils, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60: 1263–1266.
- MITSCH, W.J. & GOSSELINK, J.G. 2000. *Wetlands*, John Wiley & Sons, Inc., New York.
- OLILA, O.G., REDDY, K.R., & STITES, D.L. 1997. Influence of draining on soil phosphorus forms and distribution in a constructed wetland, *Ecol. Eng.* 9: 157–169.
- PATRICK, W.H. & MAHAPATRA, I.C. 1968. Transformation and availability to rice of nitrogen and phosphorus in waterlogged soils, *Adv. Agron.* 20: 323–359.
- RICHARDSON, C.J. 1985. Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands, *Science* 228: 1424–1427.
- RUBIO, G., LAVADO, R.S., RENDINA, A., BARGIELA, M., PORCELLI, C., & DE IORIO, A.F. 1995. Waterlogging effects on organic phosphorus fractions in a toposequence of soils, *Wetlands* 15: 386–391.
- SEYBOLD, C.A., MERSIE, W., HUANG, J., & MCNAMEE, C. 2002. Soil redox, pH, temperature, and water-table patterns of a freshwater tidal wetland, *Wetlands* 22: 149–158.
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1992): *Lehrbuch der Bodenkunde.* – 13. Aufl., S.491. Enke Verlag. Stuttgart.
- SCHLICHTING, A. (2004). *Phosphorstatus und -umsetzungen in degradierten und wiedervernässten Niedermooren* [Dissertation]. Universität Rostock. URL: https://rosdok.uni-rostock.de/file/rosdok_disshab_0000000736/rosdok_derivate_0000004796/Dissertation_Schlichting_Andre.pdf
- SCHOPP-GUTH, A. (1999): *Renaturierung von Moorlandschaften.* – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 57, Bundesamt für Naturschutz, Bon Bad Godesberg.
- SCHOPP-GUTH, A., & GUTH, C. (2003). *Moorrenaturierung – Grundlagen und Anforderungen.* Laufener Seminarbeiträge, 1(03), 7–22. Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege.

SCHRAUTZER, J., MARTENS, T., NAGEL, F., VON SCHEFFER, C., GERHARDT, M., KROENINGER, K., & UNKEL, I. (2021). Auswirkungen der Entwässerung auf die Struktur und Funktion des Hörnlepassmoores (Kleinwalsertal, Vorarlberg). *inatura – Forschung online*, 91, 1–17.

SCHROEDER, P. (2012): *Natürliches Moor oder Landwirtschaftsbrache – Eine Studie über die rezente Entwicklung ungenutzter Moorstandorte als Beitrag zur realistischen Einschätzung von Baseline-Szenarios für Moorwiedervernässung in Mecklenburg-Vorpommern*. Diplomarbeit. Institut für Botanik und Landschaftsökologie, Universität Greifswald. S. 86.

SCHWEIKLE, V. 1990. Physik des Torfes und der Moorböden, S. 272–283. In K. Göttlich (Hrsg.), *Moor- und Torfkunde*, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

STEPNIEWSKI, W. & GLINSKI, J. (1988): Gas exchange and atmospheric properties of flooded soils. – In: Hook, D. et al. (eds.): *The ecology and management of wetlands*. S.269-278. Volume 1: Ecology of wetlands. Croom Helm London, Sydney.

STISSER, B., SCHARF, E., SANDROCK, S. (2015): *Machbarkeitsstudie Fließgewässer- und Moorrenaturierung am Godendorfer Mühlbach*. Bioplan GmbH, Ostseebad Nienhagen. Staatliches Amt für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburgische Seenplatte, Neubrandenburg

STOLT, M.H., GENTHNER, M.H., DANIELS, W.L., GROOVER, V.A., NAGLE, S., & HAERING, K.C. 2000. Comparison of soil and other environmental conditions in constructed and adjacent palustrine reference wetlands, *Wetlands* 20: 671–683.

SUCCOW, M., & JOOSTEN, H. (2001). *Landschaftsökologische Moorkunde* (2. Aufl.). Stuttgart: Schweizerbart.

UMWELTPLAN GMBH (2018): *Managementplan für das Gebiet von gemeinschaftlicher Bedeutung (GGB) DE 2745-371 Sandergebiet südlich von Serrahn*. Staatliches Amt für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburgische Seenplatte, Schwerin. URL: <https://www.stalu-mv.de/serviceassistent/download?id=1611371>. Letzter Abruf: 18.08.2025

VILLAPANDO, R.R. & GRAETZ, D.A. 2001. Water table effects on phosphorus reactivity and mobility in a dairy manure-impacted spodosol, *Ecol. Eng.* 18: 77–89.

WERNICKE, P. (2003). Comthureyer Berg. In L. Jeschke (Hrsg.), *Die Naturschutzgebiete in Mecklenburg-Vorpommern* (S. 608–609). Schwerin: Demmler Verlag

ZHI-GUANG, L. 1985. Oxidation-reduction potential, S. 1–26. In Y. Tian-ren (Hrsg.), *Physical chemistry of paddy soils*. Springer-Verlag, Berlin.

10. Danksagung

Bedanken möchte ich mich an dieser Stelle sehr herzlich bei Herr Prof. Dr. Lipp für die Unterstützung bei der Planung, sowie bei der Erstellung und dem Schreiben meiner Bachelorarbeit. Vielen Dank für Ihre schnellen, ausführlichen Antworten, für die gemeinsamen Überlegungen und den Austausch. Sie standen mir jederzeit mit Rat und Tat zur Seite. Ganz herzlich möchte ich mich auch bei Herr Dr. Koegst für die Möglichkeit bedanken, mein Praxissemester im Dezernat 44 absolviert haben zu dürfen, für die professionelle und kompetente Betreuung und das gemeinsame Erarbeiten des interessanten Themas meiner Bachelorarbeit. Ein besonderer Dank gilt auch meinem verstorbenen Dozenten Herr Dipl.-Ing. Michael Thomas, welcher an der Themenfindung maßgeblich beteiligt war.

11. Anhang

Anhangsverzeichnis

A1 - GEOPORTAL.MV: *Landschaftszonen Mecklenburg-Vorpommern*.

URL: https://www.umweltkarten.mv-regierung.de/script/mv_a2_naturraum_wms.php, abgerufen am 18.10.2025

A2 - GEOPORTAL.MV: *Großlandschaften Mecklenburg-Vorpommern*.

URL: https://www.umweltkarten.mv-regierung.de/script/mv_a2_naturraum_wms.php, abgerufen am 18.10.2025

A3 - GEOPORTAL.MV: *Oberflächengeologie im UG*.

URL: https://www.umweltkarten.mv-regierung.de/script/mv_a7_uek_wms.php, abgerufen am 18.10.2025

A4 - STISSER ET AL. (2015): *Machbarkeitsstudie Fließgewässer- und Moorrenaturierung am Godendorfer Mühlbach*. Bioplan GmbH, Ostseebad Nienhagen. Staatliches Amt für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburgische Seenplatte, Neubrandenburg, S.11

A5 - *Forstliche Klimagliederung in Mecklenburg-Vorpommern auf der Grundlage der Klimawerte von 1981–2010. Heft A6*. URL: https://www.wald-mv.de/static/Wald-mv/Dateien/Naturnahe%20Forstwirtschaft/Landesforst_A6%20Forstliche%20Klimagliederung_Endfassung.pdf, abgerufen am 19.10.2025

A6 - *Grabenverfüllungen 2016 im südwestlichen Teil des Untersuchungsgebiets*, unveröffentlichte zur Verfügung gestellte Aufnahmen des StALU

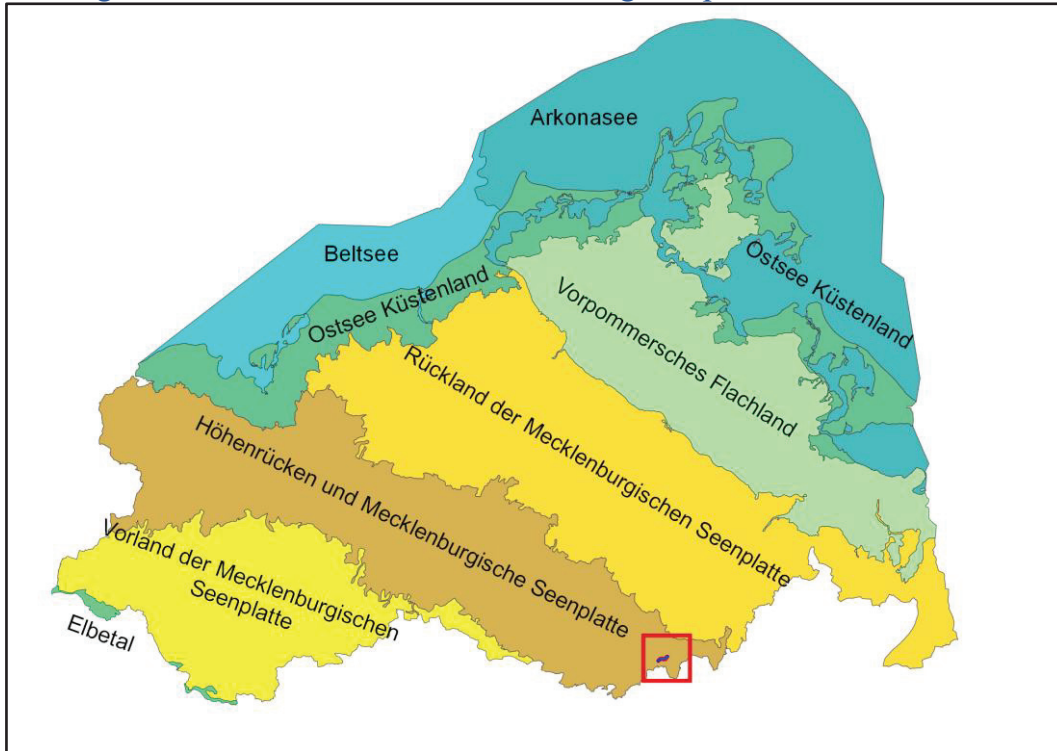
A7 - *Grabenverfüllungen 2018 im südwestlichen Teil des Untersuchungsgebiets*, unveröffentlichte zur Verfügung gestellte Aufnahmen des StALU

A8 - STISSER ET AL. (2015): *Machbarkeitsstudie Fließgewässer- und Moorrenaturierung am Godendorfer Mühlbach*. Bioplan GmbH, Ostseebad Nienhagen. Staatliches Amt für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburgische Seenplatte, Neubrandenburg, S.14

A9 - STISSER ET AL. (2015): *Machbarkeitsstudie Fließgewässer- und Moorrenaturierung am Godendorfer Mühlbach*. Bioplan GmbH, Ostseebad Nienhagen. Staatliches Amt für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburgische Seenplatte, Neubrandenburg, S.16

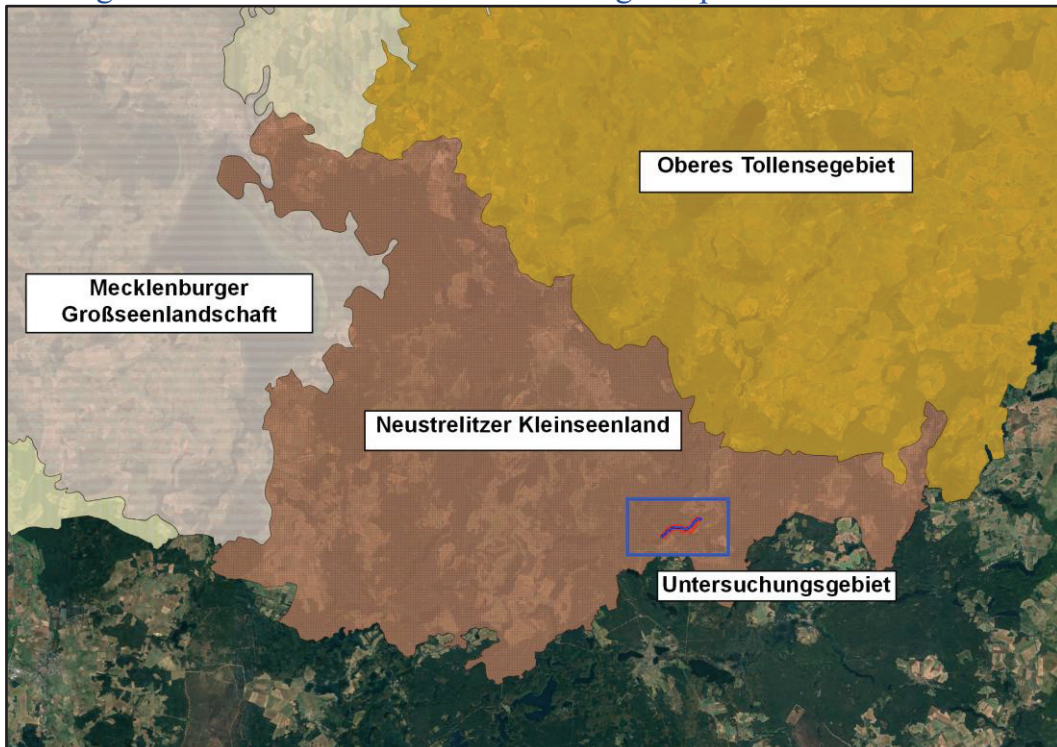
A10 - STISSER ET AL. (2015): *Machbarkeitsstudie Fließgewässer- und Moorrenaturierung am Godendorfer Mühlbach*. Bioplan GmbH, Ostseebad Nienhagen. Staatliches Amt für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburgische Seenplatte, Neubrandenburg, S.17

Anhang A1 - Landschaftszonen Mecklenburg-Vorpommern



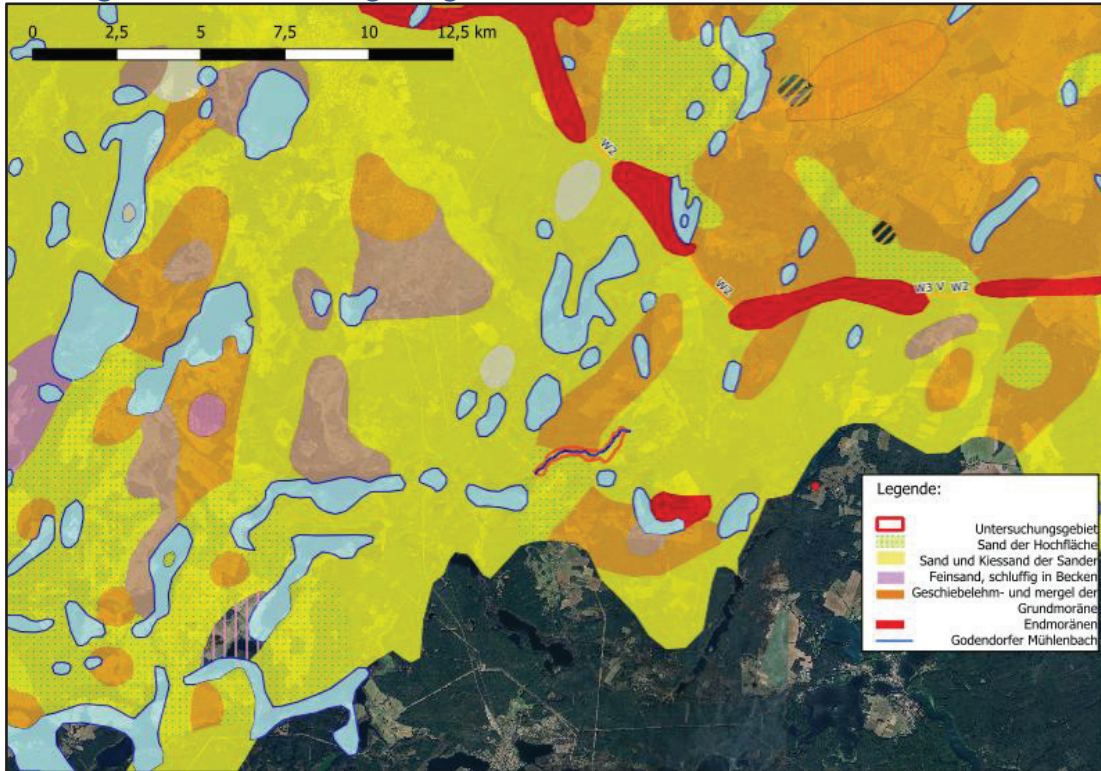
(Quelle: GeoPortal.MV, WMS-Landschaftszonen, abgerufen am 18.10.2025)

Anhang A2 - Großlandschaften Mecklenburg-Vorpommern



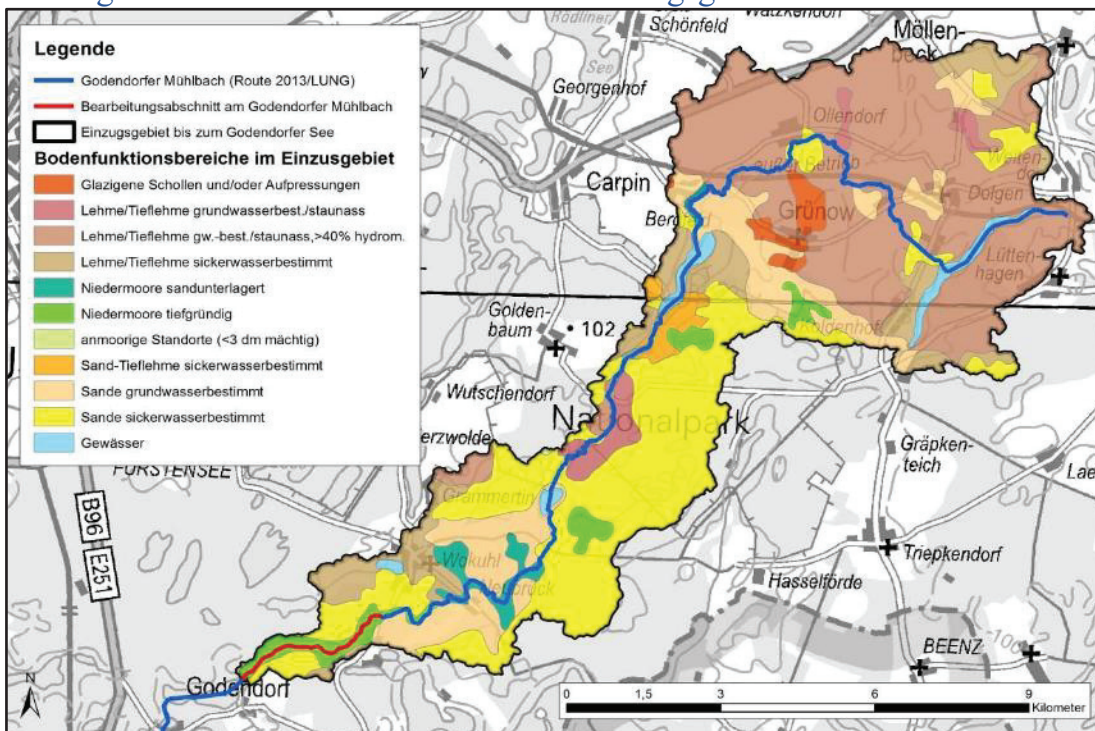
(Quelle: GeoPortal.MV, WMS-Großlandschaften, abgerufen am 18.10.2025)

Anhang A3 - Oberflächengeologie im UG



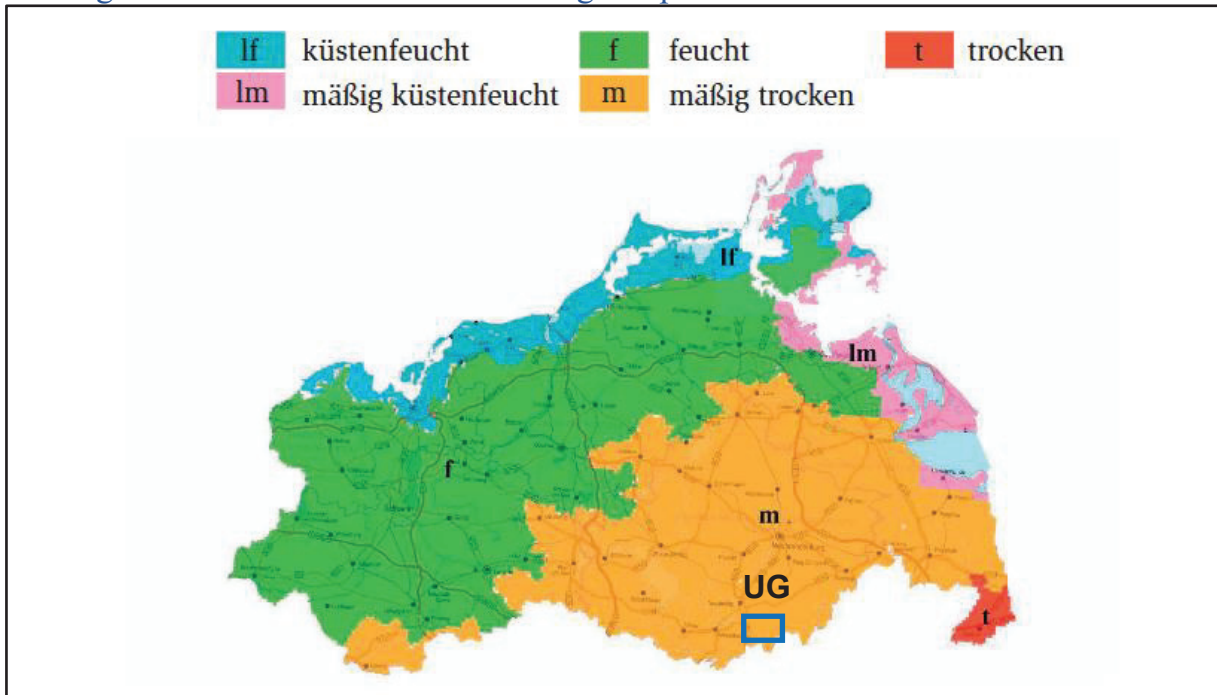
(Quelle: GeoPortal.MV, Oberflächengeologie, abgerufen am 18.10.2025)

Anhang A4 - Bodenfunktionsbereiche im Einzugsgebiet



Bodenfunktionsbereiche im Einzugsgebiet, (Quelle: Stisser et al. 2015, abgerufen am 18.10.2025)

Anhang A5 - Klimastufen in Mecklenburg-Vorpommern



Klimastufen in Mecklenburg-Vorpommern auf der Grundlage der Klimadaten von 1981-2010, Landesforst Mecklenburg-Vorpommern 2018, S.15; © GeoBasis-De/M-V 2018

Anhang A6 - Grabenverfüllungen 2016 im südwestlichen Teil des Untersuchungsgebiets



Abnahme Grabenverfüllungen I (Eigene Aufnahmen des StALU 2016)



Abnahme Grabenverfüllungen II (Eigene Aufnahmen des StALU 2016)

Anhang A7 - Grabenverfüllungen 2018 im südwestlichen Teil des Untersuchungsgebiets

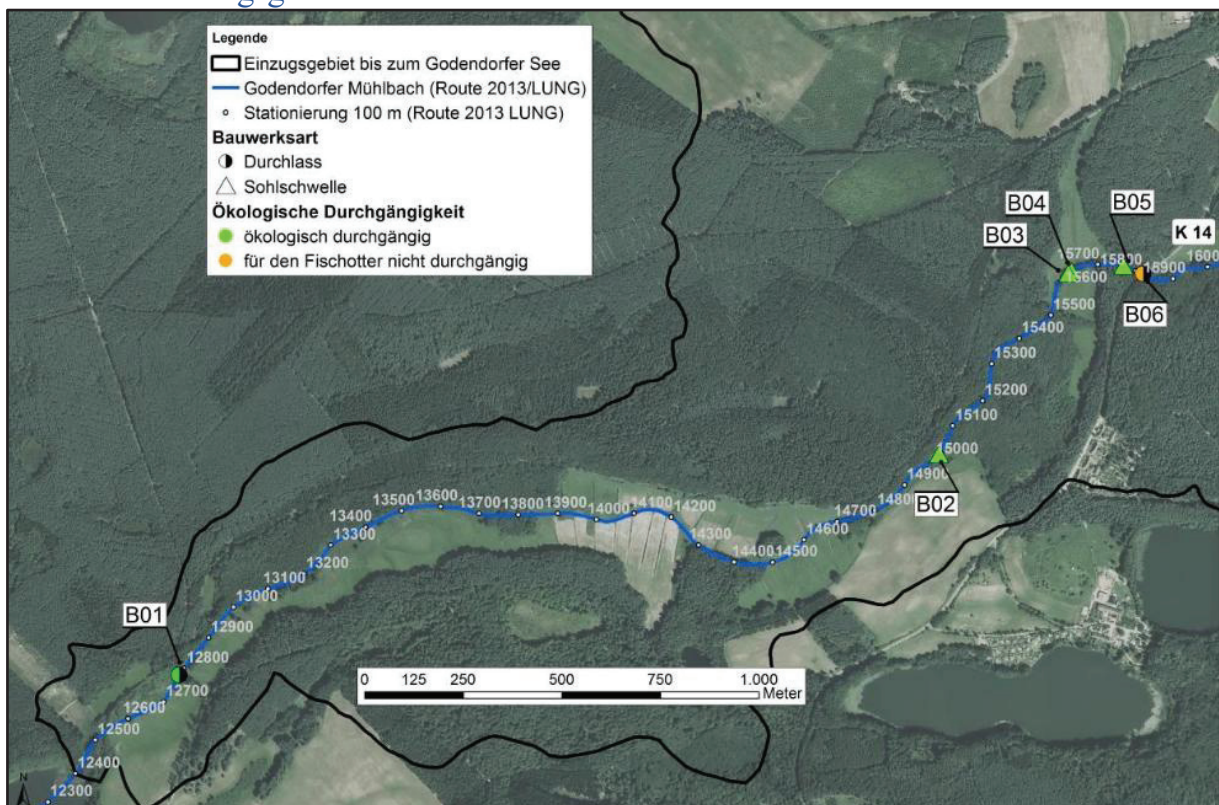


Abnahme Grabenverfüllungen I (Eigene Aufnahmen des StALU 2018)



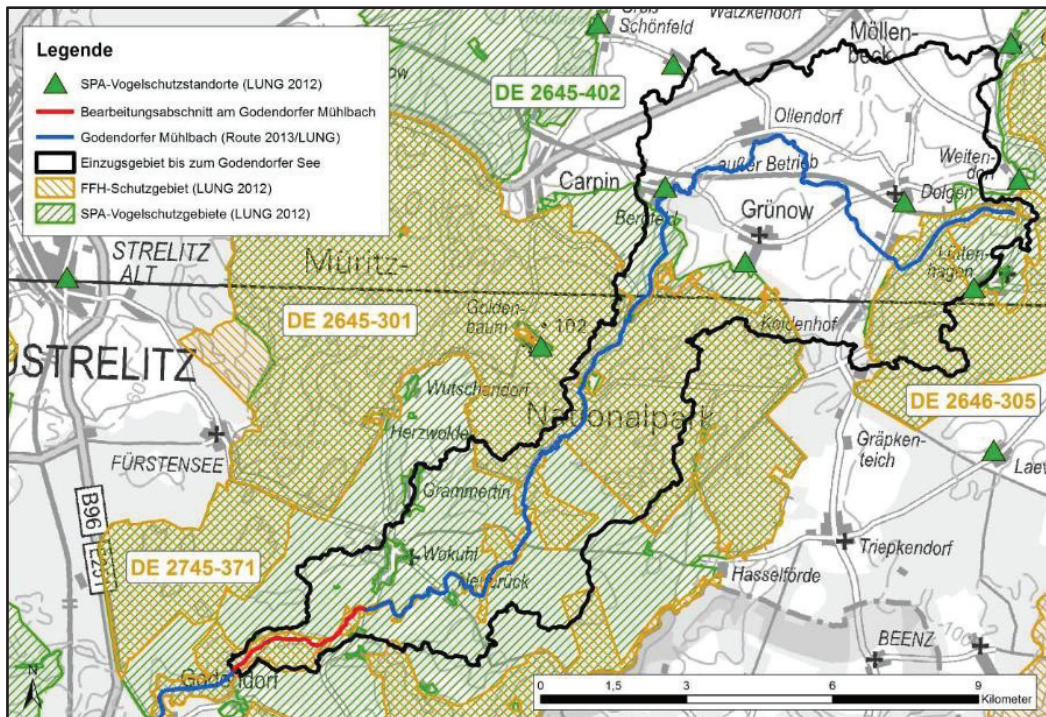
Abnahme Grabenverfüllungen II (Eigene Aufnahmen des StALU 2018)

Anhang A8 - Stationierung und Bauwerke des Godendorfer Mühlbachs innerhalb des Untersuchungsgebiets



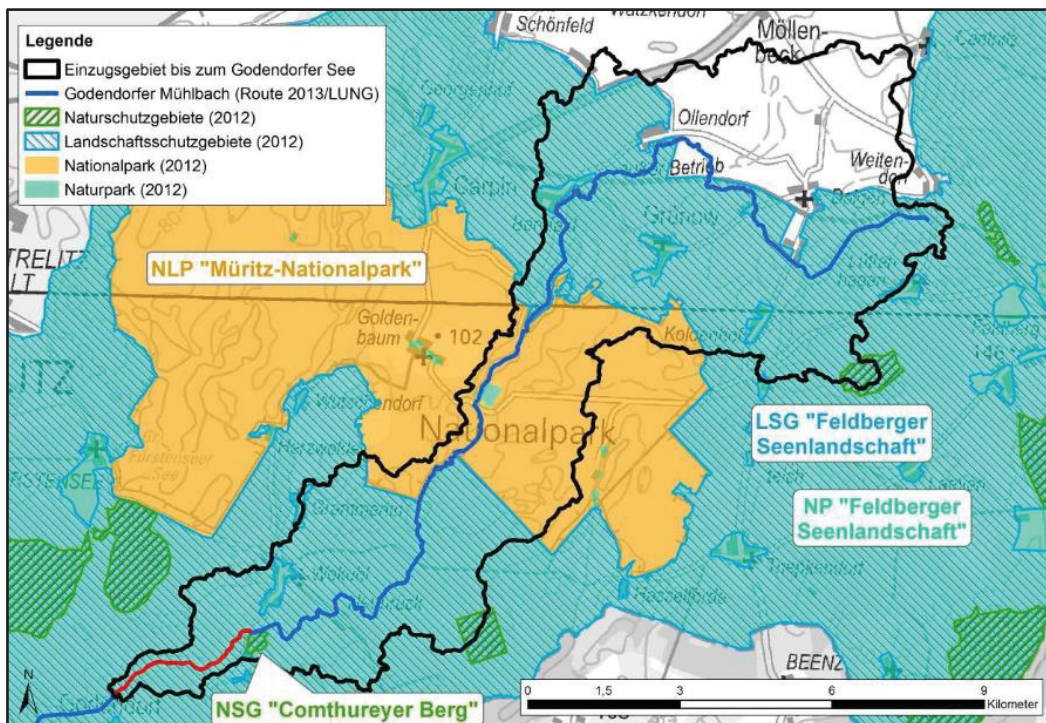
(Quelle: Stisser et al. 2015)

Anhang A9 - Internationale Schutzgebiete innerhalb des Einzugsgebiets des Godendorfer Mühlenbachs



(Quelle: Stisser et al. 2015)

Anhang A10 - Nationale Schutzgebiete innerhalb des Einzugsgebiets des Godendorfer Mühlenbachs



(Quelle: Stisser et al. 2015)

12. Eidesstattliche Versicherung

„Ich, Martin Gallmann, versichere an Eides statt durch meine eigenhändige Unterschrift, dass ich die vorgelegte Bachelorarbeit mit dem Thema: „Einfluss der Grabenverfüllungen auf die Wasserqualität des Godendorfer Mühlenbachs im Kontext der Wiedervernässung eines ehemaligen Niedermoores“ selbstständig und ohne unerlaubte Hilfe Dritter verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel genutzt habe.

Alle Stellen, die wörtlich oder dem Sinne nach auf Publikationen oder Vorträgen anderer Autoren beruhen, sind als solche in korrekter Zitierung kenntlich gemacht.

Die Bedeutung dieser eidesstattlichen Versicherung und die strafrechtlichen Folgen einer unwahren eidesstattlichen Versicherung (§156,161 des Strafgesetzbuches) sind mir bekannt und bewusst.“

Datum Unterschrift