

Altersdatierung und Denitrifikation an Grundwassermessstellen

Schriftenreihe, Heft 11/2022



Bewertung der Denitrifikationspotentiale im Grundwasserleiter und der Grundwasserverweilzeiten im Zusammenhang mit den vorhandenen Nitratbelastungen im Grundwasser des Freistaates Sachsen

Jakob Rößger (Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg)

Dipl.-Min. Heiko Ihling (LfULG)

Dr. Stefan Geyer (UFZ Halle-Leipzig)

im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	7
2	Material und Methoden	9
2.1	Denitrifikation im Grundwasserleiter	9
2.2	Evaluierung von Bewertungsmethoden für Denitrifikationspotentiale	11
2.3	Datengrundlage	17
2.3.1	Stammdaten	17
2.3.2	Flächennutzung	21
2.3.3	Hydrogeologie	22
2.3.4	Nitratimmissionskulisse 2021	24
3	Ergebnisse	26
3.1	Milieubedingungen im Grundwasser.....	26
3.1.1	Ganglinienanalyse der relevanten hydrochemischen Parameter	35
3.1.2	Hydrochemische Bewertung nach CREMER (2015).....	37
3.1.3	Hydrochemische Bewertung mit Redoxpotential und Sauerstoff.....	38
3.2	Isotopenhydrologische Auswertung	41
3.2.1	Stickstoffexzess mittels N_2 -Ar-Methode	41
3.2.2	Grundwasserverweilzeiten und Stickstoffmindestraten	46
3.3	Überprüfung des räumlichen Zusammenhangs	48
3.3.1	Stickstoffexzess in Abhängigkeit der Landnutzung und Bodengesellschaft	48
4	Zusammenfassung	52
	Literaturverzeichnis	55
	Anhang	59

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Abfolge der möglichen Redoxreaktionen mit organischen Kohlenstoffverbindungen.....	10
Abbildung 2: Stabilitätsfelddiagramm der reaktiven Stickstoffverbindungen im Grundwasser nach Hiscock et al. (1991).	14
Abbildung 3: Exemplarisches Beispiel einer Ganglinienanalyse am Beispiel der GWM Kleinnaundorf, B32/70 oP	17
Abbildung 4: Übersichtskarte der beprobten Grundwassermessstellen.	21
Abbildung 5: Räumliche Verteilung der Messstellen anhand ihrer Landnutzung.....	22
Abbildung 6: Art der Grundwasserführung der beprobten Grundwassermessstellen.	23
Abbildung 7: Filterlage der ausgebauten GWM	24
Abbildung 8: Nitratimmissionsflächen in Sachsen 2021.....	25
Abbildung 9: Box-Whisker-Plots der Parameter Sauerstoff, pH und Redoxpotential.....	26
Abbildung 10: Häufigkeitsverteilungen der chemischen Parameter Nitrat und Ammonium aller GWM....	27
Abbildung 11: Boxplots der Parameter Nitrat, Ammonium und Gesamtstickstoff.	28
Abbildung 12: Boxplots der chemischen Parameter Sulfat, Hydrogencarbonat und Chlorid.	29
Abbildung 13: Boxplots der chemischen Parameter Eisen und Mangan.	29
Abbildung 14: Boxplot des chemischen Parameters DOC.	30
Abbildung 15: Darstellung der tiefenbezogenen Redoxzonierung im Grundwasserleiter nach DVGW (2015).	31
Abbildung 16: Konzentrationsverläufe ausgewählter Parameter zum Nachweis einer tiefenbezogenen Redoxzonierung am Beispiel des GWM-Bündels Rothenburg-Dunkelhäuser.	32
Abbildung 17: Filtermitte unter der Grundwasseroberfläche der untersuchten GWM.....	33
Abbildung 18: Lage der Filtermitte unter der Geländeoberkante und deren Nitratkonzentrationsverteilung.	34
Abbildung 19: Ganglinienanalyse der GWM Kiesdorf	36
Abbildung 20: Ganglinienanalyse der GWM Zabeltitz.....	36
Abbildung 21: Hydrochemische Bewertung der Denitrifikationslebensdauer aller GWM nach Cremer (2015).....	38
Abbildung 22: Korrelation zwischen Redoxpotential und Sauerstoff mit den dazugehörigen Nitratkonzentrationsklassen.	39
Abbildung 23: Boxplots der Nitratkonzentrationen in den jeweiligen Denitrifikationspotentialen.....	40
Abbildung 24: Qualitativ bewertete Denitrifikationspotentiale anhand der milieucharakterisierenden Parameter Redoxpotential und Sauerstoff in Sachsens Grundwasserleitern unter dem Hintergrund der Nitratimmissionskulisse.	41
Abbildung 25: Anteil des Stickstoffexzesses zur initial eingetragenen Nitratkonzentration.....	42
Abbildung 26: Nitratabbau in den jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten	43
Abbildung 27: Boxplots des tiefenabhängigen Stickstoffexzesses.	44
Abbildung 28: Gesicherte Denitrifikationspotentiale unter dem Hintergrund der Nitratimmissionskulisse in Sachsens Grundwasserleitern.....	45
Abbildung 29: Verteilung der Grundwasserverweilzeiten der beprobten GWM.....	47
Abbildung 30: Räumliche Darstellung der Mindestraten in mg N/Jahr und den dazugehörigen Grundwasserverweilzeiten.....	47

Abbildung 31: Übersichtskarte der vorkommenden Bodengesellschaften der GWM unter dem Hintergrund der Nitratimmissionkulisse 2021.	50
Abbildung 32: Verteilung der vorkommenden Bodengesellschaften der GWM mit den jeweiligen durchschnittlichen Stickstoffexzess-Konzentrationen	50
Abbildung 33: Möglichkeit der weiteren Probennahme zur Bewertung des Denitrifikationspotentials mittels N_2 -Ar-Methode im Grundwasserleiter und der Bestimmung des Grundwasseralters nach hydrochemischen Schwellenwerten der hydrochemischen Parameter Nitrat, Sauerstoff und Redoxpotential.....	54

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Hydrochemische Bewertungsmethoden zur Bewertung von Denitrifikationspotentialen.	15
Tabelle 2: Ermittlung des Denitrifikationspotentials mittels der Parameter Redoxpotential und Sauerstoff nach HYDOR (2017a).	16
Tabelle 3: Datengrundlage der Grundwassermessstellen.	18
Tabelle 4: Verteilung der hydrogeologischen Gesteinseinheiten.	23
Tabelle 5: Ermittlung des Denitrifikationspotentials mittels der Parameter Redoxpotential und Sauerstoff nach HYDOR (2017a).	38

Tabellenverzeichnis im Anhang

Tabelle A: Zusammenfassung der ermittelten gesicherten Denitrifikationspotentiale, Mindestraten und hydrochemischen Auswertungen.....	59
---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

Abkürzungsverzeichnis

LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
GWM	Grundwassermessstelle
GWK	Grundwasserkörper
GWL	Grundwasserleiter
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
GOW	Grundwasseroberfläche
GOK	Geländeoberkante
GrwV	Grundwasserverordnung
NO_3	Nitrat
HCO_3	Hydrogencarbonat
SO_4	Sulfat
Cl	Chlorid
Gruppe	Messtellenbündel
HÜK250	Hydrogeologische Übersichtskarte im Maßstab 1:250.000
BÜK50	Bodenübersichtskarte im Maßstab 1:50.000
CLC	Corine Land Cover
GIS	Geoinformationssystem
OP	oberer Ausbau Grundwassermessstellengruppe
UP	unterer Ausbau Grundwassermessstellengruppe
GWN	Grundwasserneubildung
MKZ	Messstellenkennziffer
Nr	reaktive Stickstoffverbindungen

1 Einleitung

Das Sächsische Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) beauftragte das Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ), Abteilung Catchment Hydrology mit der Auswertung der im Zeitraum 2019 - 2020 gewonnenen Stickstoffexzessdaten mittels N_2 -Ar-Methode, Tritium-Helium-Altersdaten und hydrochemischen Messreihen, um die Evaluierung der Denitrifikationspotentiale in den Grundwasserleitern ausgewählter Messstellen unter dem Gesichtspunkt der vorherrschenden Nitratbelastungssituation zu forcieren.

Der Nitratbericht des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft aus dem Jahr 2020 dokumentierte, dass 26,7 % der Grundwassermessstellen des EU-Nitratmessnetzes in Deutschland mit einer Nitratkonzentration > 50 mg/l belastet gewesen sind. Die diffusen Einträge an reaktiven Stickstoffverbindungen in wasserwirtschaftlich genutzten Grundwasserleitern sind hauptsächlich auf die intensive landwirtschaftliche Nutzung zurückzuführen (BMEL, 2020; MAHVI et al., 2005). Auch 79,5 % von Sachsens Grundwasserkörpern (GWK) sind nach der letzten Zustandsbewertung aus dem Jahr 2015 der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in einem schlechten chemischen Zustand. Es dominiert vor allem der Parameter Nitrat in den Messnetzen, welcher die Zielerreichung nach Fristverlängerung bis 2015 und darüber hinaus verhindert.

Für die Reduzierung der diffusen Belastungen wurden seit 2009 Bewirtschaftungspläne für die Flusseinzugsgebiete der Oder und Elbe gemäß § 82 und § 83 des Wasserhaushaltsgesetzes erstellt. Trotz dieser Tatsachen konnten die angestrebte Zustandsverbesserungen in den einzelnen GWK bis 2015 nicht erreicht werden. Zudem wurden keine signifikanten Änderungen der Trends bei der Zustandsbewertung zur Zielerreichung festgestellt. Dies bestätigt auch die Nitratimmissionskulisse aus dem Jahr 2020 des LfULG, wonach 14,5 % aller landwirtschaftlichen Nutzflächen in Sachsen in den belasteten Gebieten liegen.

Somit ist die Verbesserung der Denitrifikationsbedingungen im Boden und in den oberflächennahen Grundwasserleitern neben der Optimierung der Düngeangaben, der Fruchtfolge und der Bodenbearbeitung im Anbausystem der Kulturpflanzen eine Möglichkeit zur Reduzierung der Nitratbelastung bei kontinuierlich hohen Depositionen im Grundwasser. Da diese mikrobiell katalysierten Abbauprozesse nur unter bestimmten Voraussetzungen (geochemische, klimatologische und hydrologische Faktoren) stattfinden können, ist es wichtig ein umfangreiches Prozessverständnis zu erlangen, um die Denitrifikationspotentiale im Boden und Grundwasser zu erkennen, zu bewerten und diese im Einklang mit weiteren wissenschaftlichen Erkenntnissen und Modellen räumlich darzustellen und auch abzugrenzen.

Im Rahmen der Umsetzung der WRRL bis 2027 und dem Anspruch eines kontinuierlich physikochemisch sauberen Trinkwassers nach der Trinkwasserverordnung (TrinkwV) zeigt mit Blick auf den Parameter Nitrat deutlichen Handlungsbedarf. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass aufgrund teilweiser langer Verweilzeiten des Sickerwassers in den ungesättigten Zonen der Einzugsgebiete landwirtschaftlich genutzter Flächen die Nährstoffreduzierungsmaßnahmen im Grundwasser stark zeitverzögert eintreten können.

Für die integrale Auswertung standen isotopehydrologische Daten des Stickstoffexzesses und des Grundwasseralters im Einklang mit den hydrologischen, hydrogeologischen und hydrochemischen Daten der GWM zur Verfügung. Diese wurden nicht nach ihren Zustrombereichen betrachtet, sondern stellen eine punktuell heterogene Verteilung über Sachsen dar. Daher soll in Bezug auf die hydrogeologische Situation eine integrale Auswertung der zur Verfügung gestellten Daten zur Charakterisierung der Denitrifikationspotentiale in Sachsens GWL erfolgen. Dies geschieht vor allem auf der Basis hydrochemischer Messreihen und deren Auswertung mit der Verknüpfung isotopehydrologischer Tracerdaten zum Stickstoffexzess und der Grund-

wasseraltersdaten. Anhand des Leistungsumfanges für das Jahr 2021, vorgegeben durch das LfULG, ergaben sich folgende Analysevorhaben:

- Qualitative hydrochemische Bewertung der Denitrifikationsarten anhand geeigneter hydrochemischer Schwellenwerte zur Bewertung eines Denitrifikationspotentials,
- Darstellung und Auswertung der Stickstoffexzessdaten in Einklang mit den im Zeitraum von 2019-2020 gewonnenen Tritium-Helium-Altersdaten und
- Untersuchung der Abhängigkeit des N_2 -Exzesses im Grundwasserleiter von der Landnutzung und den Bodenvergesellschaftungen.

Ziel dieser Arbeit ist es, ein Prozessverständnis der Denitrifikationspotentiale in den Grundwasserleitern von Sachsen unabhängig der Zustrombereiche zu den Grundwassermessstellen im Zusammenhang verschiedener Landnutzungsformen und Bodenvergesellschaftungen zu gewinnen.

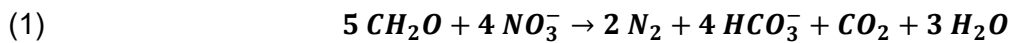
2 Material und Methoden

2.1 Denitrifikation im Grundwasserleiter

Der Denitrifikationsprozess ist ein geochemisch und mikrobiell katalysierter Abbauprozess, bei dem unter anaeroben Bedingungen im Grundwasser gelöstes Nitrat über mehrere Zwischenreaktionen (Redoxreaktionen) zu molekularem Stickstoff reduziert wird. Dafür muss das Sediment des Grundwasserleiters über ein ausreichendes Nitratabbauvermögen verfügen, welches durch die Gehalte an reduktiven Phasen der einzelnen Schichten im GWL bestimmt wird (DVGW, 2015). Zudem sind bei den verschiedenen Zwischenschritten der Nitratreduktion zu Stickstoff unterschiedliche Bakteriengemeinschaften nötig, welche je nach Art und Zusammensetzung eine hohe Diversität erreichen können (GRIEBLER & LUEDERS, 2009). Generell wird anhand der im GWL verfügbaren Reduktionsmittel in zwei verschiedene Denitrifikationsarten unterschieden.

Heterotrophe (chemoorganotrophe) Denitrifikation

Bei der heterotrophen Denitrifikation werden unter reduzierenden Bedingungen organische kohlenstoffhaltige Verbindungen als Reduktionsmittel verbraucht und als Elektronenakzeptor anstelle von Sauerstoff genutzt. Diese Redoxreaktion kann durch folgende Gleichung beschrieben werden:



Organischen Reduktionsmittel dienen den denitrifizierenden Bakterien als Energiesubstrate, so dass eine ständige Nachlieferung in den Grundwasserleiter gegeben sein muss (DVGW, 2015). Durch Mineralisation im Boden der ungesättigten Zone werden diese kohlenstoffhaltigen Verbindungen (CH_2O) in gelöster Form (DOC = dissolved organic carbon) oder in festen Verbindungen (OC = organic carbon) durch das Sickerwasser bei der Grundwasserneubildung eingetragen. Je nach Bodenvergesellschaftungen und Landnutzung variieren diese Gehalte in den natürlichen nicht anthropogen überprägten Grundwasserleitern leicht. Generell überschreitet die DOC-Konzentration nur selten Werte von 2,5 mg/l in oxidierenden Grundwasserhältnissen (Kunkel et al., 2015). Unter reduzierten Bedingungen können diese aber deutlich höher bei > 5 mg/l liegen. Untersuchungen durch DVGW (2015) haben zudem ergeben, dass die heterotrophe Denitrifikation in den meisten Einzugsgebieten vernachlässigbar ist, da die Bioverfügbarkeit und die Reaktivität des organischen Materials schon in der ungesättigten Zone durch Sauerstoffzehrung stark abgenommen hat.

Des Weiteren werden neben Nitrat noch weitere Oxidationsmittel, wie Sauerstoff und Sulfat mit dem Sickerwasser eingetragen, wodurch eine Folge von Redoxreaktionen katalysiert werden können (siehe Abbildung 1). Auf dem Fließweg des Sickerwassers beginnt bereits die Sauerstoffzehrung bis Sauerstoff als Oxidationsmittel verbraucht wurde, dann beginnt die eigentliche Denitrifikation unter Verwendung von Nitrat als Oxidationsmittel, bis anschließend die Sulfatreduktion einsetzt. Es entsteht eine vertikale hydrogeochemische Schichtung in den Grundwasserleitern, was mit einer sprunghaften Änderung des Redoxpotentials einhergeht (DVGW, 2015). Es unterlagern sauerstoff- und nitratfreie Grundwässer mit niedrigen Redoxpotentialen sauerstoff- und nitratreiche Grundwässer mit hohem Redoxpotential, auch Redoxzonierung genannt. Dabei entstehen in Abhängigkeit der Mächtigkeit eines GWL in tieferen Schichten nitratfreie Bereiche, während oberhalb wenige Meter unter der Grundwasseroberfläche (GOW) hohe Nitratkonzentrationen gemessen werden können. Darüber hinaus können bei Redoxpotentialen < 0 mV auch reduktive Eisenlösungen sowie Methan, thermo- und biogenen Ursprungs, unter besonderen Umständen bei der Denitrifikation im GWL eine untergeordnete Rolle als Oxidationsmittel spielen.

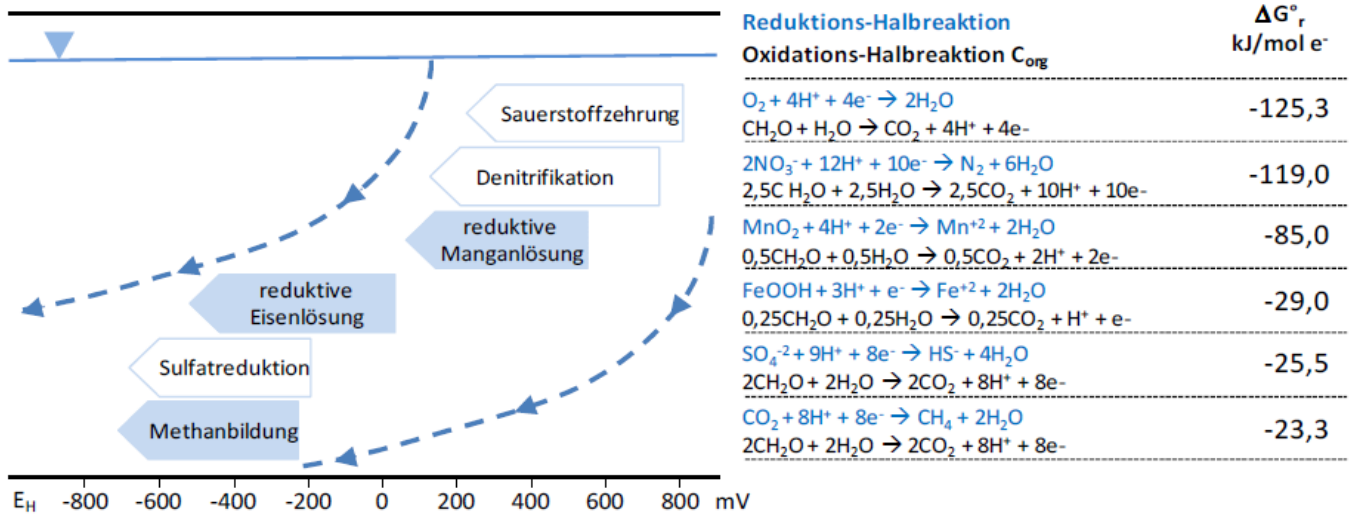
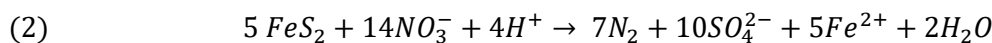


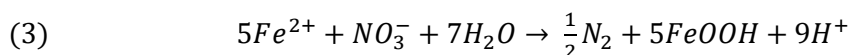
Abbildung 1: Abfolge der möglichen Redoxreaktionen mit organischen Kohlenstoffverbindungen (vereinfacht als CH₂O im Grundwasserleiter (DVGW, 2015).

Autotrophe (chemolithotrophe) Denitrifikation

Im Gegensatz zur heterotrophen Denitrifikation werden bei der autotrophen Denitrifikation anorganisches reaktives Material in Form von Schwefel-Disulfidverbindungen, wie Pyrit und Markasit (Fe₂S) als Reduktionsmittel verbraucht. Die Reaktionsgleichung lautet wie folgt:



Dabei kann das freigesetzte Eisen(II) weiter durch Nitratreduktion abiotisch oder mikrobiell katalysiert werden, so dass Eisen(III)hydroxid ausgefällt wird (DVGW, 2015):



Diese Art der Reduktion ist nur bei langen Grundwasserverweilzeiten relevant, da die Freisetzung von Eisen(II) aus den Mineralphasen sehr langsam erfolgt. Allgemein spiegelt sich dieser Prozess als hohe Eisenkonzentrationsanstiege bei der Auswertung hydrochemischer Zeitreihen wider. Beispielsweise weist die GWM Kleinaundorf B32/70 oP (MKZ: 47488049) extrem reduzierende Bedingungen bei einer mittleren Verweilzeit von acht Jahren auf, was wiederum zu einem Konzentrationsanstieg des Parameters Eisen auf 33 mg/l führte.

Die autotrophe Denitrifikation konnte dabei als Hauptmechanismus in den oberflächennahen Grundwasserleitern Deutschlands identifiziert werden (HYDOR, 2017; SMITH et al., 1994). Dies steht im Widerspruch zu der gewonnenen Energiemenge beider Denitrifikationsarten. Bei der heterotrophen Denitrifikation durch organisches Material gewinnen die denitrifizierenden Bakterien mehr Energie als bei der autotrophen Denitrifikation. Studien haben gezeigt, dass nicht der Gehalt an OC für dessen Umsatzrate, sondern die Reaktivität des Materials ausschlaggebend ist (DVGW, 2015). Somit bedeutet ein höherer Gehalt an organischen Reduktionsmitteln nicht automatisch, dass ein erhöhter Denitrifikationsumsatz vorliegt.

Beide Denitrifikationsarten verbrauchen die im Sediment gebundenen Reduktionsmittel DOC/OC oder Pyrit und Markasit, was schlussfolgern lässt, dass diese zwar im Falle der heterotrophen Denitrifikation durch Zersetzung der organischen Substanz in der ungesättigten Zone nachgeliefert werden kann und regenerativ ist, sie (d.h. die Reduktionsmittel) im Falle von Pyrit und Markasit jedoch nur im begrenzten Umfang im Sediment des GWL unter den gegebenen Milieubedingungen im Aquifer vorhanden sind. Daher sind die Reduktionsmittel als eine endliche Ressource anzusehen und können irreversibel verbraucht werden (DVGW, 2015).

Generell kann anhand der Gehalte der im GWL vorhandenen Reduktionsmittel nicht auf dessen Gewichtung der beiden Denitrifikationsarten geschlossen werden, so dass sich die Identifizierung der ablaufenden Prozesse und die Bestimmung der Umsatzraten anhand von verschiedenen Methoden, wie Stoffbilanzmodellen oder der Auswertung hydrochemischer Zeitreihen (Ganglinienanalyse), anbietet. Dies soll nun im Folgenden erörtert werden.

2.2 Evaluierung von Bewertungsmethoden für Denitrifikationspotentiale

Aufgrund der langjährigen hohen Nitratbelastung und den damit verbundenen politischen Druck in Deutschland hat es in den letzten Jahren zunehmende Untersuchungen in den nitratbelasteten Gebieten durch Landesämter, Umweltforschungszentren und Ingenieurbüros gegeben, woraus sich zum einen viele verschiedene Ansätze zur Bewertung von Denitrifikationspotentialen ergeben haben (NLWKN, 2012; HYDOR, 2017; ESCHENBACH et al., 2018; HYDOR, 2020; WENDLAND & KUNKEL, 1999; CREMER, 2015; LAWA, 2017).

Diese Methoden wurden bereits in DVGW (2015) ausreichend erläutert und zusammengefasst, dessen alleinige Anwendung findet aber nur selten statt. Meist ist es eine Kombination verschiedener Bewertungsmethoden. HYDOR (2017) stellte fest, dass ein gesichertes Denitrifikationspotential erst vorliegt, wenn es eine Übereinstimmung der hydrochemischen Ganglinienanalyse einer GWM mit der hydrochemischen Bewertungsmethode mittels der Korrelation zwischen Redoxpotential und Sauerstoff in Abhängigkeit der zugehörigen Nitratkonzentrationen gibt. In deren Bericht wurden mehrere Methoden gegenübergestellt und auf dessen Plausibilität geprüft. Des Weiteren führt der DVGW (2015) an, dass die Erkenntnisse über das Nitratabbauvermögen und die Denitrifikationsdynamik in mehreren Modellen erfolgreich geprüft wurden. Dies geschah jedoch immer einzugsgebietsspezifisch unter Berücksichtigung der Hydrodynamik oder von Grundwasserströmungsmodellen. HYDOR (2017) entwickelte mit ihrer Arbeit „Charakterisierung der Milieubedingungen zur Abschätzung des Nitratabbauvermögens“ einen Ansatz, unabhängig eines Einzugsgebietes anhand der Auswertung verschiedener hydrochemischer Methoden sowohl die Denitrifikationsarten plausibel zu identifizieren, als auch zu quantifizieren. Ein Potential als solches ist definiert als die Gesamtheit aller vorhandenen verfügbaren Mittel. Im Falle der Evaluierung eines Denitrifikationspotentials wird durch die Kombination der voranstehenden Methoden die Gesamtheit der zur Verfügung stehenden hydrogeologischen Daten genutzt, um Aussagen über die Art der Denitrifikation, der Umsatzraten, als auch die potentielle Endlichkeit zu treffen.

Die Methoden unterscheiden sich in Hinblick auf ihre Aussagekraft generell nur darin, wie sie einen Nitratabbau identifizieren oder quantifizieren. Daher kann bei der Quantifizierung des Abbauvermögens auch eine Aussage über die Endlichkeit der Denitrifikation getroffen werden. HYDOR (2017) belegte jedoch mit ihrer Arbeit, dass diese Aussage auch qualitativ durch die Auswertung hydrochemischer Zeitreihen abgeschätzt werden kann. Die folgenden Abschnitte sollen nun einen Überblick über die quantitativen und qualitativen Bewertungsmethoden geben.

Quantitative Bewertungsmethoden der Denitrifikation

Grundlage für die quantitative Bewertung des Nitratabbauvermögens und die Identifikation der Nitrateintragsquellen sind in der Regel isotopehydrologischen Tracerdaten. Natürliche stabile Isotope kommen sowohl atmosphärisch, als auch im Grundwasser gelöst vor und unterliegen einer Reihe abiotischer Prozesse, weshalb an dessen Isotopenfraktionierungsdynamik Rückschlüsse über deren Herkunft gezogen werden können. Die in den letzten Jahrzehnten gewonnenen Erkenntnisse über Isotopenfraktionierungsprozesse durch KENDALL (2002) und KNÖLLER et al. (2011) mit der einhergehenden Weiterentwicklung der Probenahmeanalytik haben den Bereich der Isotopehydrologie in den Vordergrund von hydrologisch komplexen Bewertungsmaßstäben gerückt.

Die durch den niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) entwickelte isotopehydrologische Stickstoff-Argon-Methode lässt anhand des Verhältnisses von dem gemessenen Exzess-Stickstoff zum konservativen Tracer Argon in einer Grundwasserprobe einen Rückschluss auf die abgebaute Nitratmenge und die bei der Grundwasserneubildung eingetragene Nitratmenge, die sogenannte Nitrateintragskonzentration (NO_3t_0), zu. Damit lässt sich ein Nitratabbau direkt quantifizieren. Des Weiteren können mithilfe von stabilen-Isotopen-Verfahren über die Tracer $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{18}\text{O}$ und $\delta^{34}\text{S}$ Denitrifikationsprozesse identifiziert werden und auf die Herkunft der Nitrateintragsquellen geschlossen werden (MINET et al., 2012; KENDALL, 1998). Unter der Verwendung der Grundwasserverweilzeit kann zudem der Nitratumsatz durch die Messung atmosphärischer Umwelttracer (^3H , ^3He , FCKW) ermittelt werden (DVGW, 2015). Ein Nachteil dieser Methodik ist jedoch, dass der Grundwasserleiter als homogen angesehen werden muss, obwohl es in komplexen hydrogeologischen Systemen zur Zuströmung älterer Grundwässer kommen kann, welches die Aussagekraft verfälschen können.

Unabhängig isotopehydrologischer Methoden lässt sich das Abbauvermögen durch die Bestimmung des Gehaltes an reduktiven Phasen von OC und Pyrit/Markasit durch Bohrkernproben quantifizieren (DVGW, 2015). Mit dieser Methode wird jedoch nur eine Punktinformation eines hydrogeologisch komplexen Systems gewonnen, was die ganzheitliche Heterogenität nicht realistisch abbildet. Um eine bessere räumliche Auflösung für die Basis einer mathematischen Interpolation, beispielsweise durch Inverse-Distanz-Methode (IDW), zu generieren, wären mehrere systematische Bohrungen nötig. Darüber hinaus kann mithilfe von Sedimentproben in Batch- und Säulenversuchen durch eine Trockenkernbohrung auch eine vollständige Bewertung des Abbauvermögens vorgenommen werden, da diese ein geschlossenes System darstellen (DVGW, 2015). Diese Methode kann dabei behilflich sein, eine Aussage über das Denitrifikationspotential in Abhängigkeit der Tiefe unter der Geländeoberkante abzuschätzen, da die Gehalte und Reaktivität der verfügbaren Reduktionsmittel OC und Disulfidminerale in den einzelnen Schichten des GWL bestimmt werden. Zudem ist es auch möglich eine Aussage über die Endlichkeit des Abbauprozesses zu treffen, wenn in einzelnen Schichten sinkende Gehalte im Vergleich zu anderen Schichten oder gar keine Nachweise der Reduktionsmittel erbracht worden sind.

Eine weitere Methodik stellt die Bilanzierung der Stofffrachten durch Massenbilanzen und Modelle dar. Dabei muss eine einzugsgebietsspezifische Abgrenzung des Untersuchungsgebiets erfolgen auf dessen Grundlage die Ein- und Austragsfrachten mit Verknüpfung der Wasserbilanz berechnet werden. Anschließend ist es beispielsweise möglich durch die Bilanzierung der Sulfatflüsse eine autotrophe Denitrifikation abzuleiten (DVGW, 2015).

Neben der Quantifizierung durch stabile Isotope oder Stoffbilanzmodelle bietet sich eine Bewertung der Grundwasserbeschaffenheitsentwicklung durch hydrogeochemische Modellierungen gewonnener Grundwasserproben an. Dabei ist eine umfassende Beschreibung der Wechselwirkungen sowie der thermodynamischen Gleichgewichtszustände zwischen wässriger Lösung und der ihr umgebenden Gas- und Mineralphasen nötig (DVGW, 2015). Realisierbar ist dies beispielsweise mit dem hydrogeochemischen Simulationsmodell PHREEQC. An das System der Speziesverteilung lassen sich dann verschiedene Stofftransportmodelle (FEFLOW, MODFLOW) koppeln und die im Untersuchungsgebiet stattfindenden Stoffflüsse quantifizieren.

Qualitative Bewertungsmethoden der Denitrifikation

Neben den eben genannten quantitativen Maßnahmen lassen sich auch die Herkünfte diffuser Nitrateinträge qualitativ bestimmen, jedoch stellen sie im Vergleich zu den konstant gewonnenen Beschaffenheitsdaten und den hydraulischen Grundwasserstandsdaten in den GWM der Landesmessnetze eine zusätzliche kostenintensive Datengewinnung dar. Daher bietet sich die Bewertung eines Denitrifikationspotentials anhand von redoxsensitiven Schwellenwerten und hydrochemischen Ganglinienanalysen an. Als Voraussetzungen für eine ablaufende Denitrifikation sind neben den Gehalten an Reduktionsmitteln die in-situ-Verhältnisse des Grundwassers entscheidend. Zu den sogenannten milieucharakterisierenden Parametern gehören der Sauerstoffgehalt, das Redoxpotential und der pH-Wert. Zum einen müssen geringe Sauerstoffgehalte meist < 2 mg/l nachgewiesen werden, um Sauerstoff als Elektronenakzeptor auszuschließen, so dass eine Nitratabbauwahrscheinlichkeit gegeben (NWLKN, 2012). Zum anderen kann durch das Messen des Redoxpotentials (Eh) eine Aussage über das Konzentrationsverhältnis zwischen reduzierten und oxidierenden Stoffen getroffen werden. Da für die Denitrifikation reduzierende Bedingungen nötig sind, wird als Schwellenwert ein Redoxpotential < 200 mV angenommen. HISCOCK et al. (1991) deklarierten einen neutralen pH-Bereich von 7-8 als Voraussetzung für die bakteriell katalysierte Denitrifikation. Die sich ergebenden Stabilitätsfelder zwischen pH und Eh in **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** zeigen das Vorhandensein der für die Bakterien verfügbaren reaktiven Stickstoffverbindungen an. Oxidierende Grundwässer befinden sich demnach bei einem pH-Wert von 7 zwischen 400 mV und 1000 mV. Redoxpotentiale kleiner 800 mV zeigen bei einem pH-Wert von 7 das alleinige Vorhandensein von molekularem Stickstoff an, so dass hier von einer möglichen Denitrifikation ausgegangen werden kann.

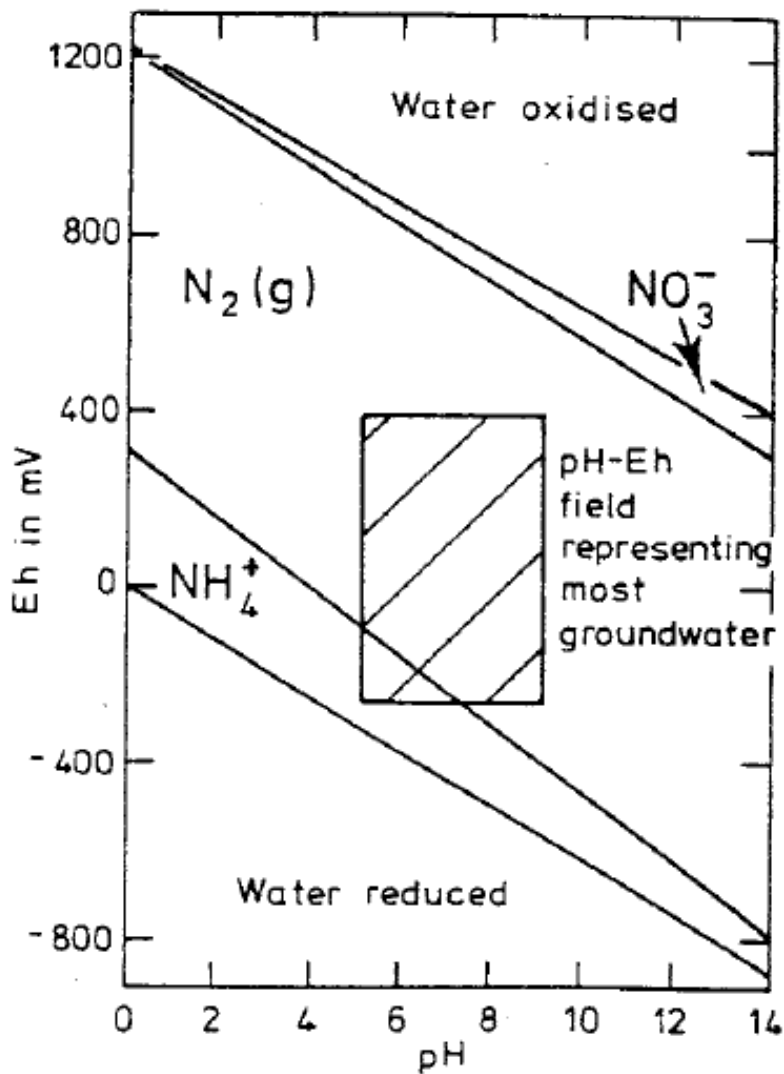


Abbildung 2: Stabilitätsfelddiagramm der reaktiven Stickstoffverbindungen im Grundwasser nach Hiscock et al. (1991).

Bei der Auswertung von hydrochemischen Ganglinienanalysen spielen insbesondere die Veränderung der Konzentrationsverhältnisse mit der Zeit eine Rolle. Da bei der autotrophen Denitrifikation nach Gleichung (1) Sulfat freigesetzt wird, kann anhand dessen Konzentrationsanstieg mit dem gleichzeitigen Rückgang der Nitratkonzentration auf die autotrophe Denitrifikation geschlossen werden (HYDOR, 2017). In Tabelle 1 sind die verschiedenen Bewertungsmethoden der Denitrifikationspotentiale einschließlich ihren Eigenschaften aufgelistet. Neben den empirisch ermittelten Bewertungsmethoden nach Cremer (2015), der Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (2017) und dem IWW Zentrum Wasser (2011) sollte bei der Bewertung eines Denitrifikationspotentials die Korrelation der milieuanzeigenden Parameter in Betracht gezogen werden, um die Methodik mit den gemessenen Nitratkonzentrationen zu verifizieren. Dabei wird eine Punktwolke aus den Nitratkonzentrationen in Abhängigkeit des Redoxpotentials des Datensatzes generiert, um daraus die Konzentrationsbereiche für ein hohes oder niedriges Abbaupotential anhand des Redoxpotentials visuell zu identifizieren.

Tabelle 1: Hydrochemische Bewertungsmethoden zur Bewertung von Denitrifikationspotentialen.

Hydrochemische Bewertung nach	Datengrundlage	Indikator	Plausibilität
CREMER (2015)	Molares mittleres Sulfat/:Chloridkonzentrationsverhältnis als Referenzwert für die zeitlich ermittelte Differenz zwischen Minimal- und Maximalquotient der Datenreihe.	Anstieg der Differenz zwischen Minimal- und Maximalquotienten zum Referenzwert Verhältnis als Beleg für eine autotrophe Denitrifikation.	Referenzverhältnis muss für jede hydrochemische Zeitreihe jeder GWM neu bestimmt werden. Kann nur zur Bestimmung der autotrophen Denitrifikation verwendet werden.
LAWA (2017)	Auf Basis der Korrelation zwischen Sauerstoffgehalten und Eisenkonzentrationen verknüpft mittels „Und-Bedingung“ anhand empirisch ermittelter Konzentrationsbereiche für Denitrifikationspotentiale.	Je Konzentrationsbereich erfolgt die einzelne Zuordnung jedes Parameters von Punkten für 0 „kein Potential“, 1 für „mittleres Potential“ und 2 für „hohes Potential“.	Die Summe der vergebenen Punkte stellen das Denitrifikationspotential dar. Die Gleichsetzung zwischen Eisen und Sauerstoff ohne Wichtung der Parameter als Indikator für reduzierende Verhältnisse macht die Methode ungenauer.
IWW (2011)	Auf Basis der Korrelation zwischen Eisen, Sauerstoff und Redoxpotential verknüpft mittels „Und-Bedingung“.	Festgelegte Schwellenwerte für die Konzentrationsbereiche der drei Parameter belegen ein vorhandenes Denitrifikationspotential, wenn „und Bedingung“ erfüllt ist, also mindestens zwei Parameter als Voraussetzung für die Denitrifikation dienen.	Die Schwellenwerte der Konzentrationsbereiche ermitteln nur ein vorhandenes „hohes“ Abbaupotential. Es fehlt eine Untergliederung zur Ausweisung geringer und mittlerer Potentiale.
Redoxpotential und Eisen	Auf Basis der Konzentrationsbereiche von Redoxpotential im Einklang mit dem Eisen Schwellenwerten der Abbaupotentiale nach LAWA (2017).	Summe der festgelegten Punkte für die einzelnen Abbauwahrscheinlichkeiten mit 4 Punkten als „hohes“ Potential und 0 Punkten als „geringes“ Potential.	Der Konzentrationsbereich für einen Nitratabbau anhand des Redoxpotentials muss in Abhängigkeit der gemessenen Nitratkonzentrationen visuell durch eine Punktwolke identifiziert werden.
Redoxpotential und Sauerstoff	Auf Basis der Konzentrationsbereiche von Redoxpotential aus der vorherigen Evaluierung mittels Eisen und Sauerstoff.	Die Kombination beider Schwellenwerte der Parameter Sauerstoff und Redoxpotential identifiziert einen „Nitratabbau“, „keinen Nitratabbau“ und „starken Nitratabbau“.	Der Konzentrationsbereich für einen Nitratabbau anhand des Redoxpotentials muss in Abhängigkeit der gemessenen Nitratkonzentrationen visuell durch eine Punktwolke identifiziert werden.

Anschließend erfolgt die Bewertung mittels der festgelegten Schwellenwerte für die Eisenkonzentration nach LAWA (2017) und den visuell bestimmten Konzentrationsbereichen der Abbaupotentiale des Redoxpotentials. Der Konzentrationsbereich für den Parameter Eisen liegt dabei im Bereich von µg/l je Grundwasserprobe, was Grundwässer mit geogen erhöhten Eisengehalten im Konzentrationsbereich von mg/l direkt in die Kategorie „hohes Abbaupotential“ einordnet.

Die hydrochemische Bewertung der qualitativen Potentiale kann durch die Korrelation zwischen den Parametern Redoxpotential und Sauerstoffkonzentration das gesamte Abbauvermögen weiter validieren. Dies berücksichtigt die Denitrifikationsdynamik in Abhängigkeit des Redoxpotentials, da die Denitrifikation bereits vor der reduktiven Eisenlösung bei Redoxpotentialen < 800 mV einsetzt (vgl. Abbildung 1). In Einklang mit den Sauerstoffgehalten kann dann ein vorhandenes Denitrifikationspotential durch die Zuordnung beider Konzentrationsbereiche getroffen werden. Der Konzentrationsbereich für das Redoxpotential ist in Tabelle 2 exemplarisch aus dem Datensatz nach HYDOR (2017) dargestellt.

Tabelle 2: Ermittlung des Denitrifikationspotentials mittels der Parameter Redoxpotential und Sauerstoff nach HYDOR (2017a).

Redoxpotential in mV	Sauerstoff in mg/l	Denitrifikationspotential
> 250	> 2	kein Nitratabbau
> 200	< 2	Nitratabbau
< 200	< 2	starker Nitratabbau

Für die Ermittlung der Art des Denitrifikationsprozesses werden die hydrochemischen Daten der milieucharakterisierenden Parameter aus mindestens fünf Jahren für eine Ganglinienanalyse benötigt, um einen Trend abzuleiten (HYDOR, 2017). Bei beiden Denitrifikationsprozessen werden unter dem Verbrauch der spezifischen Reduktionsmittel DOC/OC und Pyrit nach Gleichung (1) und (2) Hydrogencarbonationen und Sulfationen freigesetzt. Anhand der Entwicklung beider Konzentrationsverhältnisse zu den Nitratkonzentrationsverhältnissen kann dann der heterotrophe und autotrophe Abbauprozess identifiziert werden. Zudem muss eine gleichzeitige Betrachtung der Chloridganglinie erfolgen, da der gleichzeitige Anstieg mit den Sulfatkonzentrationen einen Eintrag anthropogener Herkunft darstellt. Chlorid (Cl) ist ein Mikronährstoff für Pflanzen und kann durch synthetische Düngemittel eingetragen werden (Xu et al., 2000). In Abbildung 3 ist exemplarisch eine Analyse des für den Zwischenbericht verwendeten Datensatzes dargestellt. Die im oberen Bereich des GWL ausgebaute GWM in Kleinnaundorf (MKZ: 47488089) besitzt seit 2018 starke reduzierende Verhältnisse mit Sauerstoffkonzentrationen von < 0,2 mg/l. Somit sind die Milieubedingungen für eine Denitrifikation gegeben. An den Nitratkonzentrationen mit einem Mittelwert von 0,23 mg/l lässt sich erkennen, dass es grundsätzlich keinen nennenswerten Nitratreintrag gibt, beziehungsweise eine vollständige Denitrifikation der gering deponierten Nitratreinträge stattfindet. Dies ist der sogenannte „Prototyp“ einer vollständig denitrifizierenden GWM. Anhand der Verlaufskurven von Hydrogencarbonat (HCO_3) und Sulfat (SO_4) mit dem einhergehenden Schnitt im Jahr 2018 kann man grundsätzlich auf beide Denitrifikationsprozesse an dem Standort schließen. Zudem verhält sich die Chlorid-Verlaufskurve nicht kongruent zur Sulfatkonzentrationskurve, so dass ein anthropogener Eintrag durch Düngemittel ausgeschlossen werden kann. Da für die GWM die Landnutzung „Kiefernwald“ ermittelt wurde, ist mit keinen großen Mengen anthropogener Depositionen zu rechnen. Der flächenhafte Stickstoffeintrag in Wäldern und Forstflächen ist ausschließlich atmosphärischer Herkunft (WENDLAND & KUNKEL, 1999).

Kleinnaundorf, B 32/70, o.P.

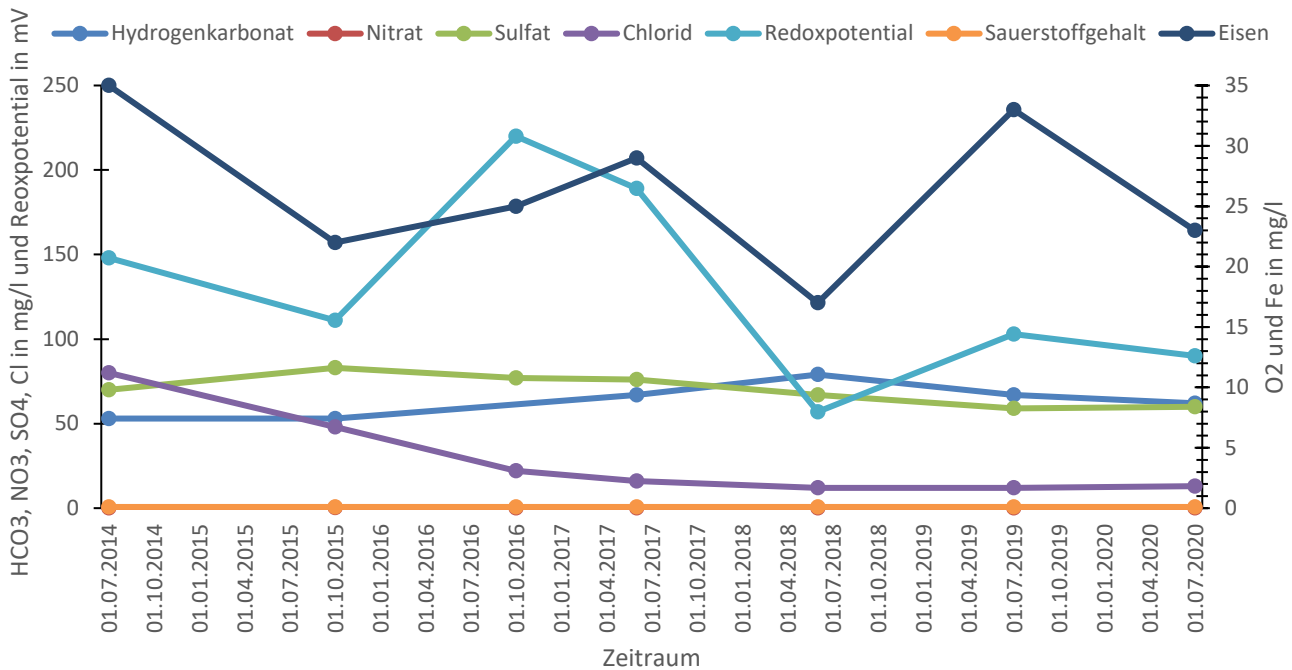


Abbildung 3: Exemplarisches Beispiel einer Ganglinienanalyse am Beispiel der GWM Kleinnaundorf, B32/70 oP (MKZ: 47488089).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass eine sinnvolle Kombination aller Bewertungsmethoden Kombination in Abhängigkeit der Datenlage ein Denitrifikationspotential qualitativ bewerten kann. Zusätzlich kann eine Ganglinienanalyse der Grundwasserbeschaffenheit mit einer zeitlichen Auflösung des Datensatzes von mindestens fünf Jahren die Trends der Denitrifikationsprozesse identifizieren. Des Weiteren bietet sich neben der Erarbeitung des qualitativen Prozessverständnisses eine Validierung des quantitativen Abbauvermögens mittels der N_2 -Ar-Methode aufgrund der Datenlage an. Daher wird im Folgenden von einem gesicherten Denitrifikationspotential gesprochen.

2.3 Datengrundlage

2.3.1 Stammdaten

Die Datengrundlage basiert auf 34 ausgewählten GWM, deren Stamm- und Beschaffenheitsdaten durch den Auftraggeber, das LfULG Dresden, übermittelt wurden. Ein visueller Überblick über die Lage der beprobten Messstellen ist in Anlage 1 über die Messstellenkennziffer (MKZ) auffindbar. Die Messstellen gehören alle zum staatlichen Grundwassermessnetz des Freistaates Sachsen und verteilen sich heterogen über die hydrogeologischen Bezugseinheiten. In Tabelle 3 sind die beprobten GWM entsprechend den einzelnen Datengrundlagen aufgeschlüsselt:

Tabelle 3: Datengrundlage der Grundwassermessstellen.

Bezeichnung GWM	MKZ	Entnahmedatum [Jahre], [N ₂ -Exzess]	Tritium-Helium-Alter 2019-2020 [Jahre]	Infiltrations- jahr	Exzess-N 2019/2020 [mg N/l]	NO ₃ - Gehalt [mg/l]	GWL - Komplex
Hy Kyh 38/1976	44393876	25.05.2020	6	2013	6	52,0	Saale 1-Kaltzeit
Hy Koelsa 46/1976	45394676	25.05.2020	27,3	1992	4	83,0	Elster 1-Kaltzeit
Paschwitz, GWM 1/2011	45420008	20.08.2019	k. D.	-	9	120,0	Weichselkaltzeit (Terrassen)
ALT Nieska 1/1994	45466003	25.02.2020	2,6	2017	5	80,0	Saale 1-Kaltzeit
HYP Wülknitz Riesa 100/1998	46460002	24.10.2019	31,5	1988	18	0,2	Weichselkaltzeit (Terrassen)
Zabeltitz HySöfGn 3/1983	46476447	19.03.2020	36,7	1983	12	66,0	Elster 2-Kaltzeit
Rothenburg- Dunkelhäuser,temp.	4655T0001	29.07.2019	1,5	2018	0	16,0	Weichselkaltzeit (Terrassen)
Rothenburg-Dunkelhäuser, temp, UP, 2010	4655T0002	06.08.2019	11	2008	11	0,4	Weichselkaltzeit (Terrassen)
Lindhardt, Forst	47410405	27.05.2020	10,6	2009	4	28,0	Saale 1-Kaltzeit
Mutzschen, OT Göttwitz, GWM 1, o P	47430006	24.09.2019	12	2007	10	9,7	Elster 2-Kaltzeit
Mutzschen, OT Göttwitz, GWM 2, u P	47430007	24.09.2019	13	2006	5	28,0	Elster 2-Kaltzeit
Jahna, HyJaPu 1/2009, WSG Jahnaue 2	47440003	25.09.2019	24	1995	2	110,0	Elster 1-Kaltzeit
Schmorren, HySmrn 1/2009, WSG Jahnaue 2	47440005	12.06.2019	15	2004	4	120,0	Elster 2-Kaltzeit
GWM Gastewitz B 1/2016	47440016	02.07.2019	23,5	1996	8	73,0	Elster 1-Kaltzeit
Jahna, Hy JaPu 1/2011	4745T0005	25.09.2019	29	1990	6	39,0	Elster 2-Kaltzeit
Großenhain Brg. ALT Gn 8/2008	47470005	26.02.2020	13,8	2006	5	72,0	Saale 1-Kaltzeit
Rödern, P4-99	47486060	04.07.2019	1	2018	3	35,0	Weichselkaltzeit (Terrassen)

Bezeichnung GWM	MKZ	Entnahmedatum [Jahre], [N ₂ -Exzess]	Tritium-Helium-Alter 2019-2020 [Jahre]	Infiltrations-jahr	Exzess-N 2019/2020 [mg N/l]	NO ₃ -Gehalt [mg/l]	GWL - Komplex
Kleinnaundorf, B 32/70, o.P.	47488089	04.07.2019	8	2001	2	0,2	Elster 2-Kaltzeit
Königsbrück, GWM 1/03	47490001	04.11.2019	25,6	1994	6	27,0	Elster 2-Kaltzeit
GWM Kindswiesen 1/2015	4750W0017	15.10.2019	19	2000	0	66,0	Elster 2-Kaltzeit
GWM Lückersdorf 2/2015	4750W0018	15.10.2019	0	0	0	75,0	Elster 2-Kaltzeit
Hy Lückersdorf 1/2017	4750W0019	30.03.2020	8,1	2011	2	40,0	Elster 1-Kaltzeit
Lommatzsch,8/95	48456510	18.07.2019	11	2008	8	53,0	Elster 1-Kaltzeit
Litten, Hy Litn 2/1994	48539001	29.07.2019	11	2008	11	80,0	Elster 1-Kaltzeit
GWM Röhrsdorf	4947E6129	26.03.2020	7,6	2012	2	44,0	Elster 2-Kaltzeit
Dresden, Kaditz, HyD1/03oP	49486614_1	12.02.2020	6,8	2012	6	200,0	Weichselkaltzeit (Terrassen)
Dresden, Seidnitz, L10-1/94	49487036_1	17.09.2019	4	2015	3	45,0	Weichselkaltzeit (Terrassen)
GWM Ebersbach oP	49530001	28.10.2019	1,1	2018	0	6,2	Saale 1/2-Kaltzeit
GWM Ebersbach uP	49530002	28.10.2019	7,2	2012	0	71,0	Saale 1/2-Kaltzeit
Kiesdorf, 2014	4955E9002	18.09.2019	48	1971	7	0,4	Elster 1-Kaltzeit
GWM Oberschaar	50460035	05.11.2019	k. D.	0	4	0,2	Gneis (Kambrium / Neoproterozoikum)
Rottwerndorf, B5/1995	50490003	04.09.2019	3	2016	3	0,5	Auebildungen (Holozän)
Graupa P2/90	50496168	16.04.2020	5,6	2014	0	30,0	Saale 1/2-Kaltzeit
Glauchau Hy GI 3/2004	51410022	05.11.2019	22,5	1997	5	44,0	Auebildungen (Holozän)

Legende: k. D. = keine Daten

Auf der Basis der durch das Niedersächsische Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NWLKN) entwickelten Stickstoff-Argon Methode zur Quantifizierung des Stickstoffexzesses im Grundwasserleiter wurden zusammen mit der Probennahme der Tritium-Helium-Altersdatierung Daten der Denitrifikationsraten und Grundwasserverweilzeiten im Zeitraum von Juli 2019 bis April 2020 für ausgewählte staatliche Grundwassermessstellen gewonnen. Zusätzlich stützt sich der Datensatz auf die hydrochemischen Messreihen der einzelnen GWM. Tabellarisch ist übersichtshalber nur der chemische Parameter Nitrat aufgelistet. Diese Daten liegen jedoch nicht einheitlich, sondern in unterschiedlichen zeitlichen Auflösungen vor, weshalb sie sortiert und als hydrochemische Zeitreihen visualisiert wurden. Die hydrogeologischen Bezugseinheiten der Grundwasserleiterkomplexe jeder GWM wurden aus dem öffentlich zugänglichen Datenportal iDA des sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie recherchiert und anhand der hydrogeologischen Übersichtskarte (HÜK250) in einer Auflösung von 1:2950.000 mittels eines GIS-Systems überprüft. Zusätzlich wurde der Stickstoffexzess-Datensatz vor Beginn der Datenübermittlung mithilfe des durch das NWLKN entwickelten N_2 -Ar-Checktools validiert. Insgesamt wurde bei sechs GWM kein Stickstoffexzess gemessen und somit keine Denitrifikation festgestellt. Dies liegt darin begründet, dass der Stickstoffexzess entweder unter der Nachweisgrenze von 2 mg/l vorhanden gewesen ist, oder tatsächlich keine Denitrifikation gemessen wurde. Dennoch werden diese mit in die Bewertung einbezogen, weil dies ein Hinweis auf fehlendes Denitrifikationspotential in Abhängigkeit einer noch unbekanntem Variablen bedeuten kann. Zwei Grundwasserproben wiesen eine Entgasung nach der Probennahme des N_2 -Exzesses auf. Sie sind dennoch unter der Einhaltung eines plausiblen Interpretationsrahmens verwendbar. Die Datengrundlage der bodenkundlichen Stammdaten bildet die Bodenübersichtskarte (BÜK50) in einer Auflösung von 1:50.000. Sie stellt die Datengrundlage für die Prüfung des Zusammenhangs zwischen Denitrifikation und Bodenvergesellschaftung dar. Für die Ermittlung der Filtermitte unterhalb der Grundwasseroberfläche zum Nachweis einer vorhandenen Redoxzonierung in Einklang hydrochemischer Parameter wurden die vom LfULG übermittelten geologischen Schichtenverzeichnisse und Ausbauprofile genutzt. Die langjährigen mittleren Grundwasserstände wurden aus den Zeiträumen der Probennahme der Wasserstandszeitreihen des Datenportals iDA extrahiert und berechnet. Bei der Bestimmung der Grundwasserverweilzeiten mittels Tritium-Helium-Altersdatierung konnten zwei Grundwasserproben als nicht belastbar eingestuft werden, zwei weitere wiesen einen Fehler von 20 % aufgrund von Entgasungsvorgängen bei der Probennahme auf. In Abbildung 4 ist die heterogene Verteilung der GWM in Sachsen räumlich ohne jeglichen hydrogeologischen Bezug dargestellt. Neben den einzelnen GWM existieren noch fünf Messstellengruppen/-bündel, welche zum einen im oberen und unteren Bereich des GWL verfiltert sind und zum anderen in der gleichen Zustromrichtung zur Messstelle liegen.

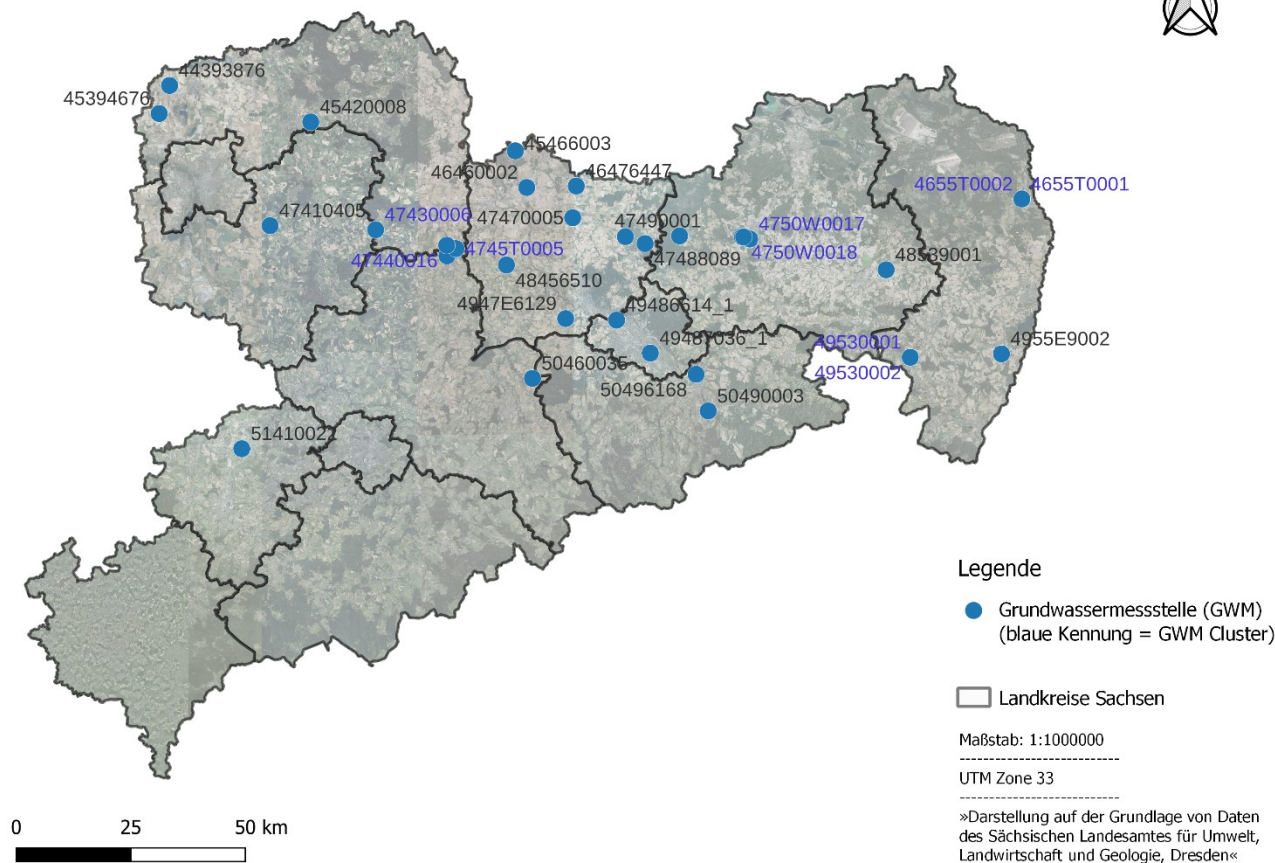


Abbildung 4: Übersichtskarte der beprobten Grundwassermessstellen.

2.3.2 Flächennutzung

Durch die spezifische Auswahl der GWM zur Evaluierung des Denitrifikationspotentials wurden neben der Berücksichtigung von Messstellen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen auch andere Landnutzungsformen in die Betrachtung mit einbezogen. Das europäische staatenübergreifende Projekt Corine Land Cover (CLC) wurde 1990 gestartet und basiert auf der Auswertung von Satellitendaten zur kontinuierlichen Datierung von Landnutzungsänderungen und deren Verbreitung mit einem Maßstab von 1:100.000. Als Datengrundlage dient der aktuelle Datensatz aus dem Jahr 2018, welcher in 44 Landbedeckungsklassen unterscheidet. Diese wurden für die Evaluierung vereinfacht und nur acht Hauptnutzungsklassen in die Legende der Darstellung eingearbeitet. In Abbildung 5 ist die räumliche Verteilung der GWM als blaue Punktinformation durch ein Geoinformationssystem (GIS) dargestellt. 47 % der beprobten GWM liegen in Gebieten von nicht bewässertem Ackerland, 17 % auf Wiesen und Weiden (Grünlandnutzung), 11 % jeweils in Kiefernwäldern sowie 11 % auf Flächen mit nicht durchgängig städtischer Prägung. Die restlichen GWM teilen sich auf in 1 % Mischwald, 1 % Laubwald, 1 % Obstanbauflächen und 1 % der GWM befindet sich auf Flächen mit einer durchgängig städtischen Prägung.

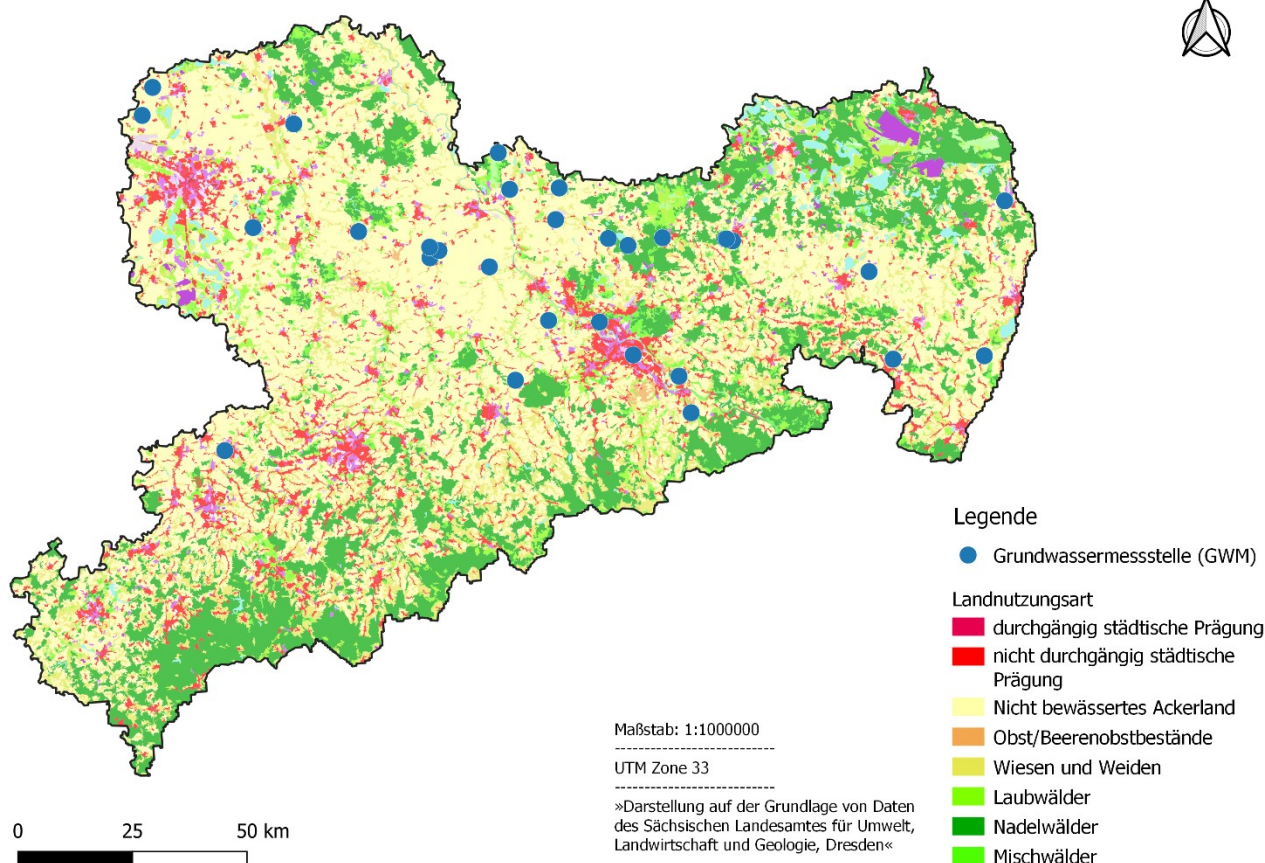


Abbildung 5: Räumliche Verteilung der Messstellen anhand ihrer Landnutzung.

2.3.3 Hydrogeologie

Sachsens regionalhydrogeologische Einheiten sind geprägt durch das glazial geprägte lösshaltige nördliche Tiefland, dem sich anschließenden zentral verbreiteten periglazial bestimmten Tief- und Hügelland sowie dem südlich zu Tschechien grenzenden Gebirgsvorland mit den Mittelgebirgen Erzgebirge und Elbstandsteingebirge. Diese grobe zonale Gliederung spiegelt sich in der Art der Grundwasserführung wider. Auf Basis der HÜK250 und den durch das LfULG untersuchten Grundwasserleiterkomplexen wurden die hydrogeologischen Einheiten für jede GWM ermittelt und miteinander verglichen, dargestellt in Abbildung 6. Unabhängig ihrer geologischen Genese teilt sich die Art der Grundwasserführung in 99 % Poren- und 1 % Festgesteinsgrundwasserleiter auf (siehe Tabelle 4). Zu den Festgesteinsgrundwasserleitern zählen bei den untersuchten GWM ausschließlich Kluft- und keine Karstgrundwasserleiter. Bei den in Tabelle 2 aufgeführten Lockergesteinsaquiferen handelt es sich um geologisch junge Ablagerungen des Quartärs mit dem größten Anteil (51 %) an glazifluviatilen Ablagerungen der Elsterkaltzeiten. Diese geringmächtigen quartären Lockergesteine von 10 – 20 m Mächtigkeit sind aufgrund ihrer Ergiebigkeit wasserwirtschaftlich relevant. Mit jeweils gleichen Anteilen (21 %) folgen die Schmelzwasserbildungen der Saale- und Weichselkaltzeiten. Es folgen zudem zwei GWM, ausgebaut in holozänen Flussschottern, um die Denitrifikationsdynamik in Flussauen zu bewerten.

Tabelle 4: Verteilung der hydrogeologischen Gesteinseinheiten.

Hydrogeologische Gesteinseinheit	Anteil an der Gesteinseinheit in %
Lockergestein (n=33)	99
glazifluviale Ablagerungen des Elster-Stadiums	51
Schmelzwasserablagerungen der Saalekaltzeit, Warthe- und Denthre Stadium	21
Kiese und Sande des Weichselstadiums (Terrassen)	21
Holozäne Flussablagerungen (Auen)	6
Festgestein (n=1)	1
Gneis des Kambriums/Neoproterozoikum	100

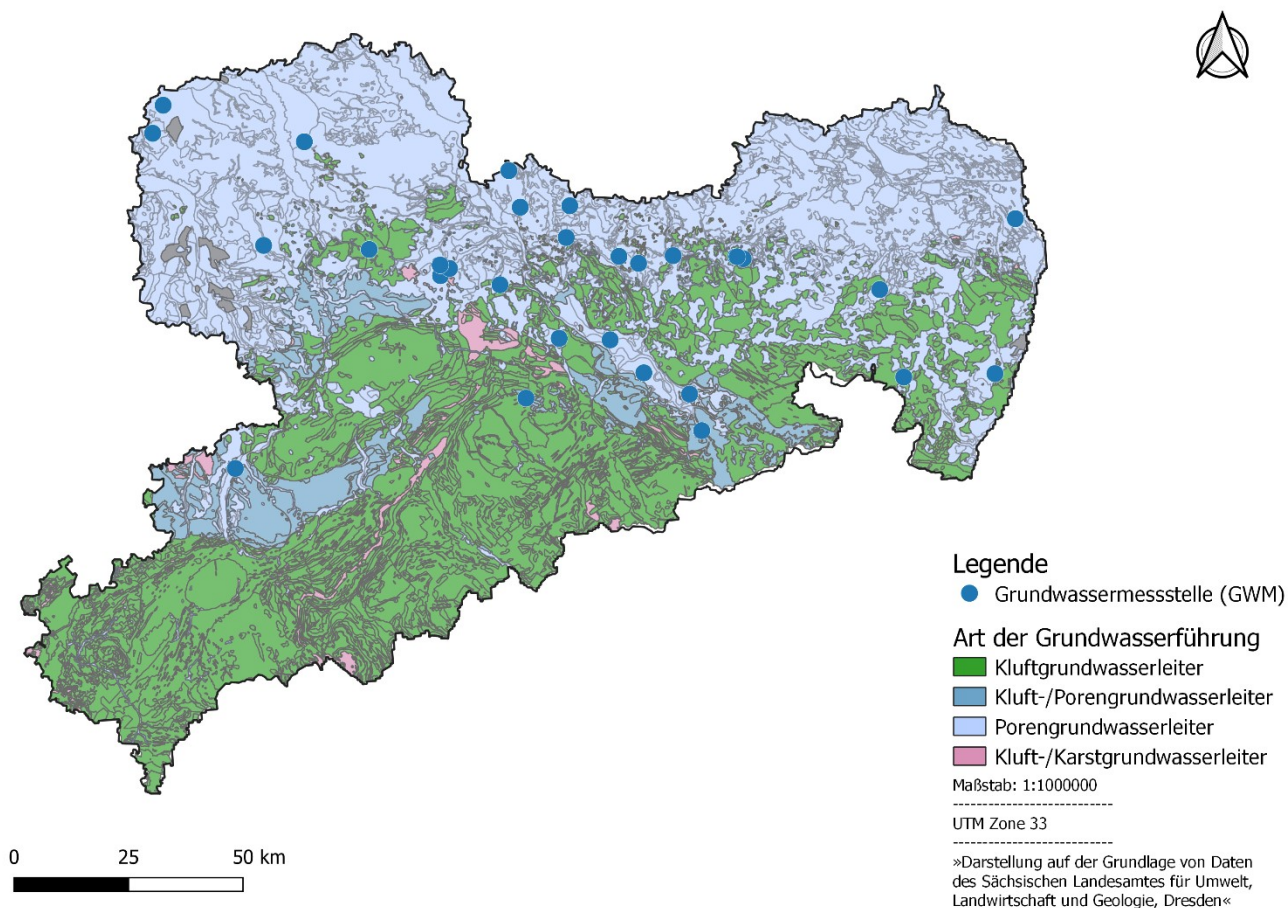


Abbildung 6: Art der Grundwasserführung der beprobten Grundwassermessstellen.

Die GWM Oberschaar ist die einzige Messstelle, die im Festgestein (Gneis des Kambriums) ausgebaut ist. Nach Auswertung der geologischen Schichtenverzeichnisse konnten für die 33 Porengrundwasserleiter nur ungespannte Grundwasserdruckverhältnisse zugeordnet werden. Für die GWM Lindhardt Forst standen keine Ausbaudaten zur Verfügung. In Abhängigkeit ihrer Filtermitte unter der Geländeoberkante (GOK) sind die Messstellen zur Hälfte in Tiefen von 10 – 20 m verfiltert (siehe Abbildung 7). Des Weiteren schließen sich 44 % an GWM an, welche oberflächennah ausgebaut sind, so dass sie Filtermitten < 10 m aufweisen. Denitrifikationsprozesse finden in Abhängigkeit der Grundwasserführung unter zeitlich und räumlich unterschiedlichen Rahmenbedingungen statt. In Kluftsystemen von Festgesteinen herrschen überwiegend oxidierende Milieubedingungen vor, dennoch können auch lokal reduzierende Verhältnisse, die eine Denitrifikation ermöglichen, auftreten (KUHR et al., 2014). Durch die Ausprägung der Klüfte und der damit verbundenen Wegsamkeit des Wassers ergibt sich eine heterogene Milieucharakteristik. In porösen Grundwasserleitern hingegen überwiegen in Abhängigkeit des Bedeckungsgrades homogene reduzierende Verhältnisse (KUHR et al., 2014).

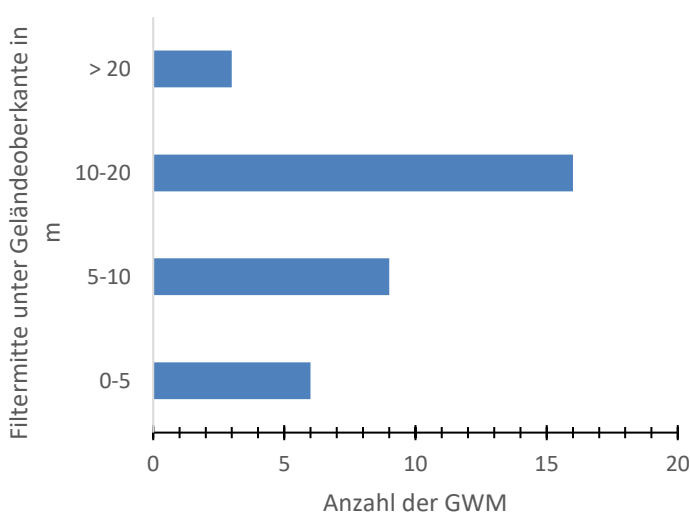


Abbildung 7: Filterlage der ausgebauten GWM [m u. GOK].

2.3.4 Nitratimmissionskulisse 2021

Die Grundlage zur mehrjährigen Ausweisung nitratbelasteter Flächen durch das LfULG als sogenannte Nitratimmissionskulisse erfolgt mathematisch aus der Interpolation einer punktuellen Konzentrationsverteilung der GWM mit einer Nitratkonzentration > 50 mg/l auf Basis eines Ausweisungsmessnetzes nach dem IDW-Verfahren. Jede GWM liegt dabei in einem landwirtschaftlich genutzten Gebiet und ist an eines der Messnetze der WRRL (Messnetze der überblicksweisen Überwachung sowie Überwachung der diffusen Stoffbelastung) bzw. des EU-Nitratmessnetzes gekoppelt. Durch das Verfehlen der Nitratrichtlinie und die unvollständige Gebietsausweisung belasteter Flächen hat die Bundesregierung 2020 eine Allgemeine Verwaltungsvorschrift (AVV GeA) zur Klassifikation der Nitratgebiete für die Bundesländer erlassen. Diese sieht vor, Grundwasserkörper in die Ausweisung der belasteten Gebiete mit einzubeziehen, wenn diese:

- den Grenzwert von > 50 mg/l Nitrat im schlechten chemischen Zustand überschreiten,
- 2. einen steigenden Trend einer Nitratkonzentration von 37,5 mg/l aufweisen und
- 3. der GWK zwar in einem chemischen guten Zustand nach GrwV ist, jedoch die Kriterien aus 1. und 2. erfüllt.

Das LfULG hat auf dieser Basis Nitratimmissionsflächen als sogenannte belastete Feldblöcke, die zusammenhängende landwirtschaftliche Nutzflächen darstellen, für Sachsen erstellt. Diese machen einen Gesamtanteil von 7,1 % an der Landesfläche von Sachsen aus. In Abbildung 8 sind die für diese Arbeit relevanten GWM mit den ausgewiesenen Immissionsflächen dargestellt. 44 % der beprobten Messstellen liegen dabei in einer der ausgewiesenen Immissionsflächen mit einer durchschnittlichen Nitratkonzentration von 70,6 mg/l, wohingegen 56 % nicht innerhalb der ermittelten Belastungsflächen für Nitrat im Grundwasser liegen. Von diesen 56 % weisen alle GWM im Mittel eine Nitratkonzentration von 27,1 mg/l des letzten Jahres 2020 auf. Auffällig sind dabei die gemessenen Nitratkonzentrationsunterschiede zwischen nah beieinander gelegenen Grundwasserbeobachtungsrohre von Messstellenbündeln. Beispielsweise weisen die Messstellen des GWM-Bündels Rothenburg-Dunkelhäuser im gleichen Lockergesteinsaquifer einen Konzentrationsunterschied von 15,6 mg/l NO_3 bei gleichen Probennahmedatum auf. Dies könnte ein Hinweis auf den Zusammenhang zwischen mittlerer Filterlage unterhalb der Grundwasseroberfläche und des Stickstoffexzesses mit einer vorhandenen Redoxzonierung im Grundwasserleiter sein. Diese Abhängigkeit wird in den weiteren Abschnitten des Berichtes untersucht.

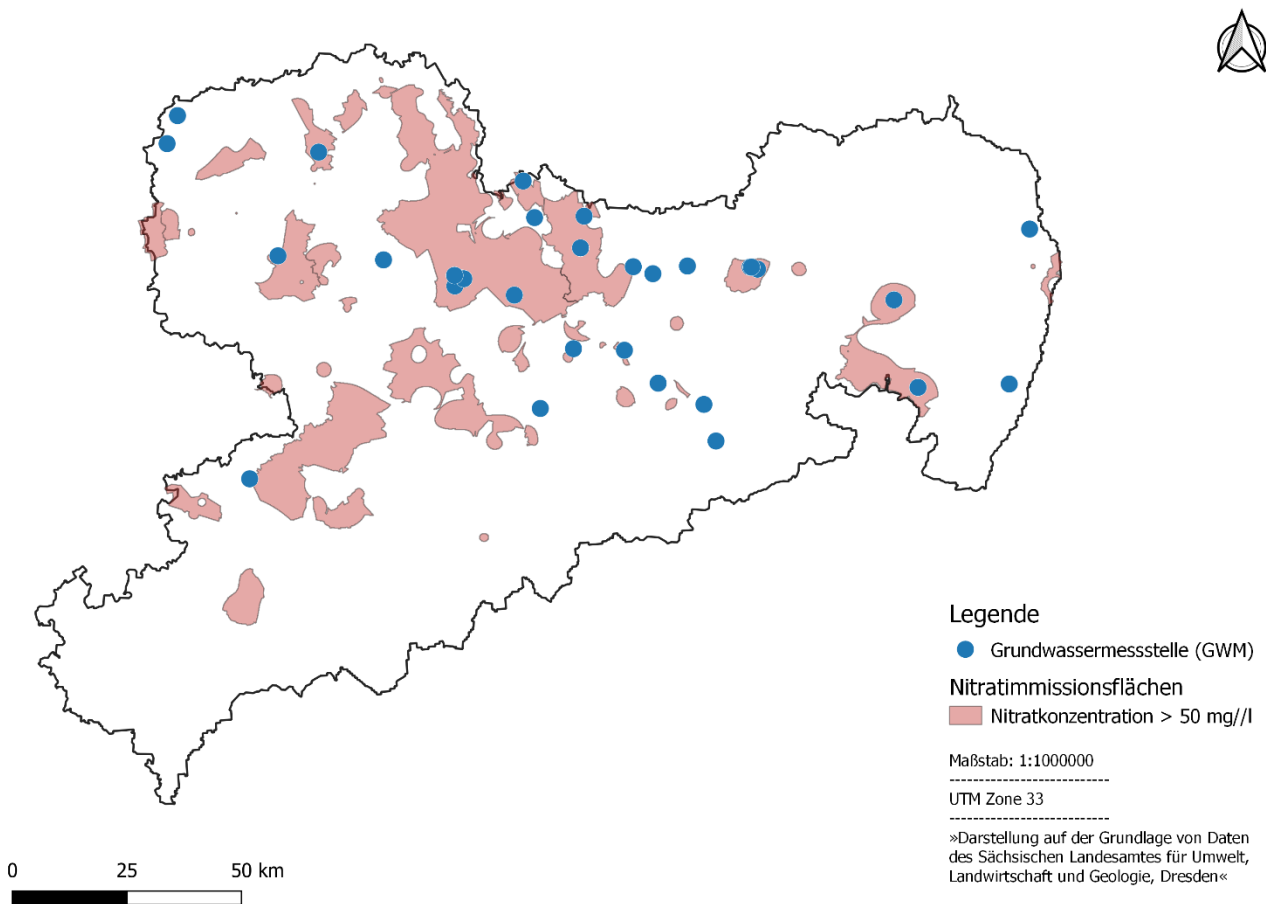


Abbildung 8: Nitratimmissionsflächen in Sachsen 2021.

3 Ergebnisse

3.1 Milieubedingungen im Grundwasser

Für die Auswertung der hydrochemischen Messreihen wurden die Daten hinsichtlich ihrer Relevanz sortiert. Dabei wurden die zeitlichen Auflösungen der hydrochemischen Datenreihen mit dem Vorhandensein an plausiblen Grundwasseraltersdaten und Stickstoffexzessdaten miteinander verknüpft, so dass einem Datensatz die Relevanz hoch vergeben wurde, wenn alle drei Datentypen vorhanden waren. Die Relevanz wurde als mittel eingestuft, wenn ein hydrochemischer Datensatz vorliegt, jedoch entweder nur Alters- oder Stickstoffexzessdaten vorlagen. In dem Fall des Fehlens plausibler Stickstoffexzessdaten konnte demnach keine Validierung der qualitativen Bewertungsmethoden stattfinden. Dies traf insbesondere für die Datenreihen der GWM Kinds'Wiesen (MKZ: 4750W0018) und Lückersdorf (MKZ: 47509005) im Einzugsgebiet der Trinkwasserfassung Kamenz-Lückersdorf zu, bei denen weder plausible Alters- noch N_2 -Exzessdaten vorlagen und daher die Relevanz niedrig vergeben wurde. Eine mittlere Relevanz an Datentypen konnte für fünf GWM identifiziert werden. Bei diesen GWM liegen plausible N_2 -Exzessdaten vor, jedoch ungenaue oder keine Grundwasserverweilzeiten. Für die Evaluierung der Denitrifikationspotentiale kommen somit die Daten von 33 GWM des Gesamtdatensatzes in Frage.

Zur Darstellung der milieucharakterisierenden Parameter werden im Folgenden Box-Whisker-Plots für die Darstellung der statistischen Verteilungen genutzt. Dabei lässt sich anhand des Interquartilabstandes die Variabilität des Parameters visuell erkennen. Zusätzlich ist der Median als exakte Mitte der Datenverteilung hinterlegt. Somit befinden in der Box 50 % der mittleren Werte einer Datenreihe, während außerhalb die sogenannten „Whisker“ die Interquartilsabstände um das 1,5-fache aufspannen und an ihren Endpunkten den Maximum- oder Minimumwert der Verteilung anzeigen. Darüber hinaus können Ausreißer, wenn sie das 1,5-fache der Boxlänge überschreiten, als Punktinformation abgebildet sein. In Abbildung 9 sind die Verteilungen der milieucharakterisierenden Parameter abgebildet. Den Analysen zu Folge weisen 55 % der Grundwässer pH-Werte im neutralen Bereich (6,5 – 7,5) auf, dennoch zeigen 44 % der GWM saure Bedingungen mit einem Minimum von pH 5,2 an. An 68 % der GWM wurden zudem niedrige Sauerstoffgehalte < 2 mg/l gemessen, so dass ihnen eine Nitratabbauwahrscheinlichkeit zugeordnet werden kann. Die GWM Ebersbach uP (MKZ: 49530002) weist extrem oxische Bedingungen mit einem Sauerstoffgehalt von 10,5 mg/l auf. Diese besitzt zudem eine sehr hohe Konzentration an Nitrat von 70 mg/l, sodass unter der Berücksichtigung des Redoxpotentials von 473 mV auf ein nicht vorhandenes Abbaupotential aufgrund der vorherrschenden Milieubedingungen geschlossen werden kann.

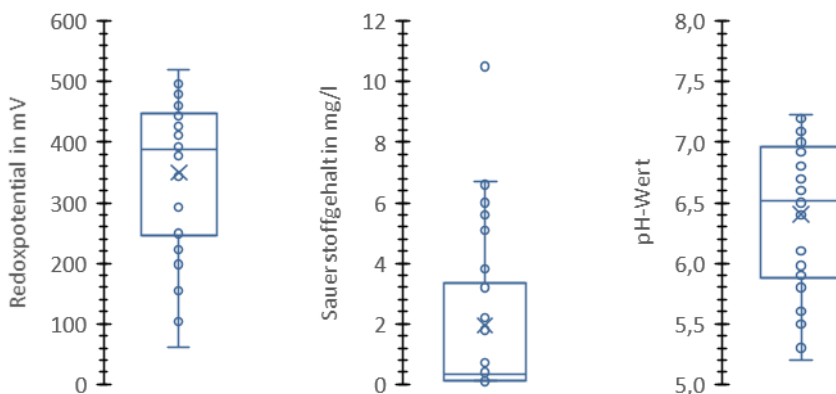


Abbildung 9: Box-Whisker-Plots der Parameter Sauerstoff, pH und Redoxpotential.

Auch zeigte sich bei der Validierung der Stickstoffexzessdaten, dass kein Nitrat abgebaut wurde. In Einklang mit der Landnutzung Kiefernwald lässt sich ableiten, dass aufgrund natürlicher Versauerungsprozesse in den Bodenschichten der ungesättigten Zone auch saure Grundwässer anzutreffen sind (PUHLMANN & SCHWARZE, 2007). Dies bestätigt der gemessene pH-Wert von 5,5. Generell weisen die Sauerstoffkonzentrationen im Einklang mit dem Redoxpotential nach der Klassifikation für die Grundwassermilieubedingungen gemäß Abbildung 2 auf überwiegend reduzierende Bedingungen in mindestens 50 % der beprobten GWM hin. Die mittleren Konzentrationen betragen für Sauerstoff 1,95 mg/l und für das Redoxpotential 350 mV. Dennoch liegt eine sehr heterogene Verteilung des Redoxpotentials vor und es ist eine Gruppierung der Werte für oxische Bedingungen > 400 mV sowie für reduzierende Bedingungen < 250 mV erkennbar.

Unter reduzierenden Bedingungen ist bei der Präsenz von Nitrat mit wenig Ammonium im Grundwasser zu rechnen (KUNKEL et al., 2004). Daher sind in Abbildung 10 beide Häufigkeiten in Abhängigkeit der durch die Grundwasserverordnung geregelten Schwellenwerte für alle GWM aufgetragen. Sechs GWM weisen sogar Nitratkonzentrationen < 1 mg/l auf. In den beprobten GWM sind bis auf zwei GWM, welche über dem Grenzwert liegen, die Ammoniumkonzentrationen auf einem sehr niedrigen Niveau unterhalb des Grenzwertes von 0,5 mg/l. 64 % der Konzentrationen liegen unter der Nachweisgrenze von 0,04 mg/l. Unter der Hinzunahme des Parameters Gesamtstickstoff, welcher für die in Summe gelösten Stickstoffverbindungen einer Grundwasserprobe steht, können die in sich einander umwandelbaren Komponenten Ammonium und Nitrat vergleichbar gemacht werden. In Abbildung 11 sind die drei Parameter als Boxplots dargestellt.

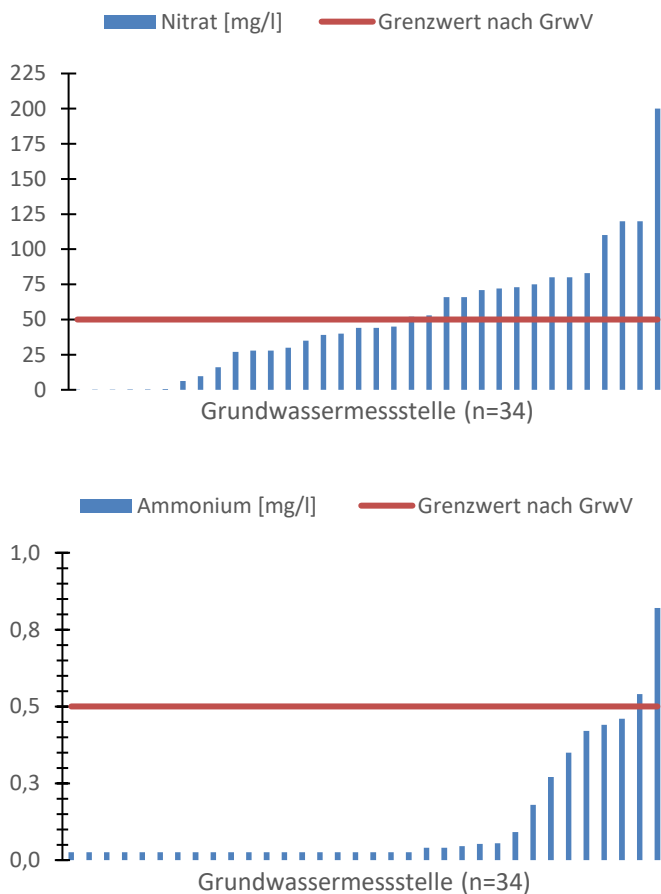


Abbildung 10: Häufigkeitsverteilungen der chemischen Parameter Nitrat und Ammonium aller GWM.

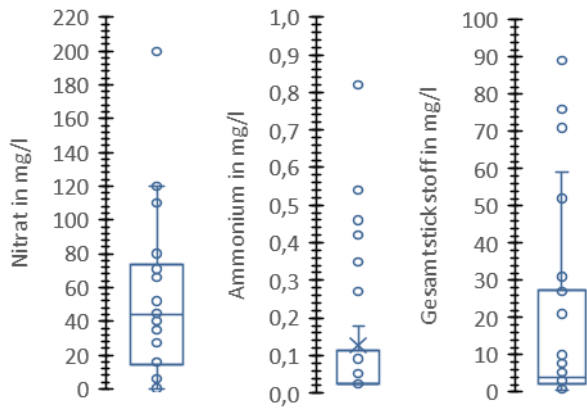


Abbildung 11: Boxplots der Parameter Nitrat, Ammonium und Gesamtstickstoff.

Die erkennbaren heterogenen Verteilungen des Gesamtstickstoffs und der NH_4 -Konzentrationen spiegeln die gemessenen NO_3 -Gehalte gut wider. Beispielsweise gibt es einen Ausreißer der NO_3 -Konzentrationen an der GWM Dresden-Kaditz (MKZ: 49486614_1) mit einer NO_3 -Gehalt von 200 mg/l, was dem Vierfachen der Grenzwertüberschreitung entspricht. Demnach gehen damit auch hohen Gesamtstickstoffgehalte durch den Anteil der in sich umwandelbaren Komponenten einher, wie es gut in den Boxplots zu sehen ist. Anschließend ist eine räumliche Interpretation in Abhängigkeit von gegebenen Standortbedingungen erforderlich.

Bei den bereits vorgestellten Denitrifikationsarten kommt es unter dem irreversiblen Verbrauch der Reduktionsmittel zur Freisetzung der Ionen Hydrogencarbonat, Sulfat und Chlorid. Nach KUNKEL et al. (2004) können hohe Konzentrationen an HCO_3 als Indikator für einen Nitratabbau unter dem Verbrauch von OC/DOC gelten. In Karstaquiferen hingegen sind HCO_3 -Konzentrationen bis 500 mg/l messbar. Da die Zuordnung der GWM mit den hydrogeologischen Bezugseinheiten keine Messstelle in einem Karstaquifer und die Ausweisung für pleistozäne Grundwasserleiter ergeben hatte, sind geogen erhöhte Hydrogencarbonatkonzentrationen ausschließbar. Das gleiche Prinzip unter dem Vorbehalt der Geologie gilt auch für den Parameter Sulfat, dessen erhöhte Sulfatkonzentrationen als Indikator für eine autotrophe Denitrifikation anzusehen ist. Neben der autotrophen Denitrifikation können erhöhte Konzentrationen auch anthropogener Herkunft sein, beispielsweise durch Wirtschaftsdünger oder Bergbauaktivitäten (Kunkel et al., 2004). Chlorid ist, wie in Kapitel 2.2 beschrieben, als konservativer Tracer mit in die Bewertung einzubeziehen. Geogene Chloridkonzentrationen schwanken von 10 bis 30 mg/l (KUNKEL et al., 2004). In Abbildung 12 sind die drei Parameter als Boxplots abgebildet. Für Sulfat und Chlorid existiert jeweils ein Ausreißer. Die GWM Großenhain Brg. ALT Gn 8/2008 (MKZ: 4740005) weist eine Cl-Konzentration von 160 mg/l auf. Nach der räumlichen Betrachtung der Messstelle mit einer durchgängig städtischen Prägung kann also von einer anthropogenen Beeinflussung, beispielsweise durch den Straßenverkehr ausgewaschene Tausalze, ausgegangen werden. Die Verteilungen sind alle sehr heterogen, weshalb mit einer umfassenden messstellen-spezifischen Ganglinienanalyse fortgefahren werden muss und keine pauschalen Interpretationen möglich sind. Unabhängig davon lässt sich trotzdem feststellen, dass die Indikatorparameter über den Schwellenwerten der ubiquitären Konzentrationsverteilung für pleistozäne Grundwasserleiter in Filterlagen zwischen 10-20 m liegen.

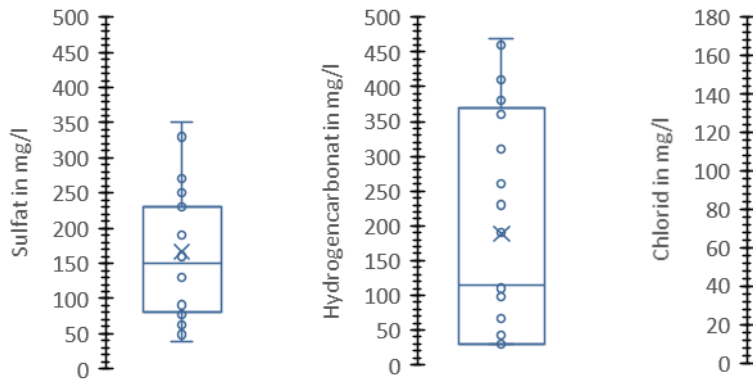


Abbildung 12: Boxplots der chemischen Parameter Sulfat, Hydrogencarbonat und Chlorid.

KUNKEL et al. (2004) führen weiterhin an, dass auch erhöhte Eisenkonzentrationen als Indikator für Nitratabbauprozesse gelten können. Unter oxidischen Bedingungen liegen ausgefällte Eisen(III)-hydroxide im Grundwasser in Konzentrationsbereichen zwischen 1 und 10 mg/l vor (KUNKEL et al., 2004), welche nur unter reduzierenden Bedingungen in Form von Eisen(II) Ionen gelöst sein können. Hohe Eisenkonzentrationen sind demnach typisch für ein reduzierendes sauerstoffreies Grundwasser, so dass die Präsenz von Nitrat aufgrund der gegebenen Denitrifikationsbedingungen ausgeschlossen werden kann. Ähnlich verhält es sich mit dem Parameter Mangan, dessen geringe Verbreitung auch geogene geringe Konzentrationen unter 1 mg/l bedingen (KUNKEL et al., 2004).

In Abbildung 13 sind die beiden Parameter dargestellt. Der Median der Eisenverteilung bildet bereits die untere Grenze der Box, so dass die Mitte der Verteilung sehr niedrige Eisenkonzentrationen < 0,05 mg/l abbildet. Dem gegenüber stehen Ausreißer von hohen Konzentrationen > 10 mg/l und sogar > 30 mg/l in einigen GWM. Die Mangankonzentrationen sind erwartungsgemäß niedrig mit < 1 mg/l, jedoch sind auch hier erkennbare Ausreißer mit Mangankonzentrationen > 2,5 mg/l vertreten. Die Datengrundlage war im Vergleich zu den anderen Hauptinhaltsstoffen vermindert, teilweise waren für alle GWM nur 50 % Daten an Eisen- oder Mangangehalten aus den Messreihen am Tag der Probennahme der isotonhydrologischen Tracerdaten verfügbar, was eine Aussage zu den Milieubedingungen mit der Validierung des Stickstoffexzesses nicht zulässt.

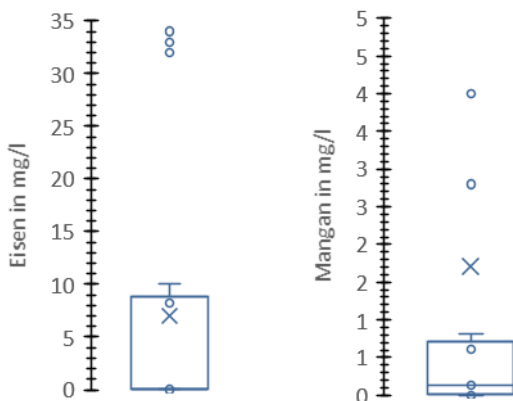


Abbildung 13: Boxplots der chemischen Parameter Eisen und Mangan.

Der Gehalt an gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) kann ein weiterer Hinweis auf reduzierende Bedingungen im Grundwasser sein (KUNKEL et al., 2004). KUNKEL et al. (2004) gibt die mittlere DOC-Konzentration für oxische Grundwässer in unbeeinflussten oberflächennahen Grundwässern mit 2,5 mg/l an, höhere Konzentrationen sind anthropogener Herkunft. In reduzierenden Grundwässern ist der Konzentrationsbereich von 5 mg/l oder mehr höher. In Abbildung 14 ist der Boxplot für die DOC-Konzentrationen abgebildet. Mit einer mittleren Konzentration von 2,83 mg/l sind die DOC-Gehalte in den beprobten Grundwässern etwas erhöht, sie lassen grundsätzlich auf oxische Bedingungen schließen.

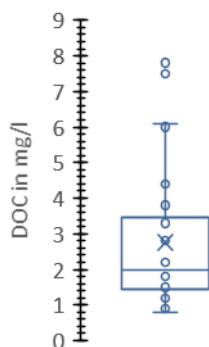


Abbildung 14: Boxplot des chemischen Parameters DOC.

Als letzte Charakterisierung der Grundwasserbeschaffenheit für die Bewertung des Denitrifikationspotentials im Grundwasser bietet sich eine Prüfung der Filtermitte in Abhängigkeit der Grundwasseroberfläche zum Nachweis einer geschichteten Redoxzonierung (vgl. Abb. 1) im Grundwasserleiter an. Der Nachweis über die Ermittlung des Flurabstandes mit dem Referenzbereich der Geländeroberkante macht nach HYDOR (2017) wenig Sinn, da ein nennenswerter Nitratabbau im Grundwasserleiter selbst und nicht in den geologischen Schichten der Überdeckung stattfindet. In Abbildung 15 ist die tiefenabhängige Redoxzonierung graphisch dargestellt. Es ist zu erkennen, dass in Abhängigkeit der Landnutzung unterschiedliche Redoxzonierungserscheinungen auftreten können. Die reduzierte Zone im Grundwasserraum unter einer landwirtschaftlichen Nutzfläche liegt tiefer als die eines Waldes, da das Abbauvermögen im Vergleich zum Waldstandort aufgrund der hohen N-Depositionen stärker erschöpft ist. Diese tiefenbezogene Charakteristik zeigt sich auch in den oberen- und unteren Bereichen der in Grundwasserleiter ausgebauten Messstellengruppen. Demnach treten höhere Nitratkonzentrationen im Überflurpegel auf, während niedrigere Konzentrationen aufgrund niedrigerer Redoxpotentiale und dem vorhandenen Denitrifikationspotential im unteren Ausbau von GWM-Gruppen zu erwarten sind. Als Indikator kann dafür das Redoxpotential dienen, da niedrigere Redoxspannungen in tieferen Grundwasserschichten anzutreffen sind (vgl. Abbildung 1).

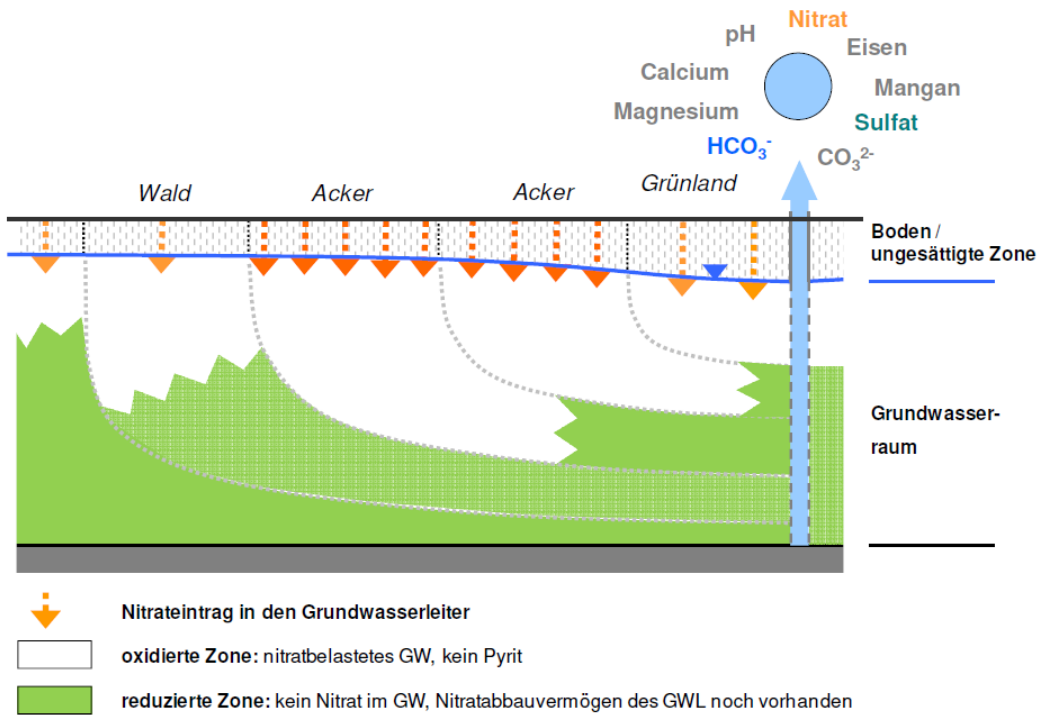


Abbildung 15: Darstellung der tiefenbezogenen Redoxzonierung im Grundwasserleiter nach DVGW (2015).

In den untersuchten GWM befinden sich jeweils drei im oberen und unteren Bereich von GWL ausgebauten GWM-Gruppen (im folgenden OP und UP genannt), darunter das Beispiel GWM-Gruppe Rothenburg-Dunkelhäuser in Abbildung 16, welche hydrochemisch miteinander verglichen wurden. Die durchschnittlichen Nitratkonzentrationen im oberen GWL-Ausbau betragen 10 mg/l, während die des unteren Pegelausbaus bei 33 mg/l liegen. Dies liegt an einem Ausreißer der GWM-Gruppe Ebersbach, bei dessen UP deutlich höhere Nitratkonzentrationen (71 mg/l) im Vergleich zum OP (6,2 mg/l) gemessen wurden. Dennoch lässt sich anhand der Redoxpotentiale eine leichte tiefenbezogene Milieucharakteristik feststellen. Die GWM Ebersbach OP ist in seiner Filtermittel 4,10 m unterhalb der Grundwasseroberfläche (GOW) verfiltert, wohingegen der untere GWM-Ausbau bei 17 m liegt und die Differenz der Redoxpotentiale so niedrig ist, dass kein Nachweis einer Redoxzonierung vorliegt. Dies lässt die Interpretation zu, dass aufgrund der Grundwasserdynamik eine Ansammlung nitrathaltiger Wässer in einer bindigen Schicht des Grundwasserstauers vorliegt. Die Sichtung der geologischen Schichtenverzeichnisse konnte eine schluffige mit Magnetiten und Steinen durchsetzte Grundwasserstauschicht bestätigen. Diese liegt zwischen 6,90 m und 8,10 m unterhalb der Geländeoberkante.

In Abbildung 16 ist der Kurvenverlauf des Redoxpotentials sowie der Kurvenverlauf der chemischen Parameter Nitrat und Ammonium für die GWM-Gruppe Rothenburg-Dunkelhäuser, oP (MKZ: 4655T0001) und uP (MKZ: 4655T0002), dargestellt. Deutlich erkennbar sind die unterschiedlichen Redoxpotentialverläufe in Abhängigkeit der Tiefe. Der OP ist in einer mittleren Tiefe von 3,80 m verfiltert, während der UP in einer mittleren Teufe von 13,10 m ausgebaut ist. In tieferen Lagen des UP ist aufgrund der bereits erläuterten Milieubedingungen mit einer erhöhten Präsenz an Ammonium und niedrigen Nitratkonzentrationen zu rechnen. Demnach liegen oxische Milieubedingungen im OP vor, weshalb dort auch höhere Nitratkonzentrationen, teilweise über 100 mg/l (im Jahr 2011), angetroffen wurden.

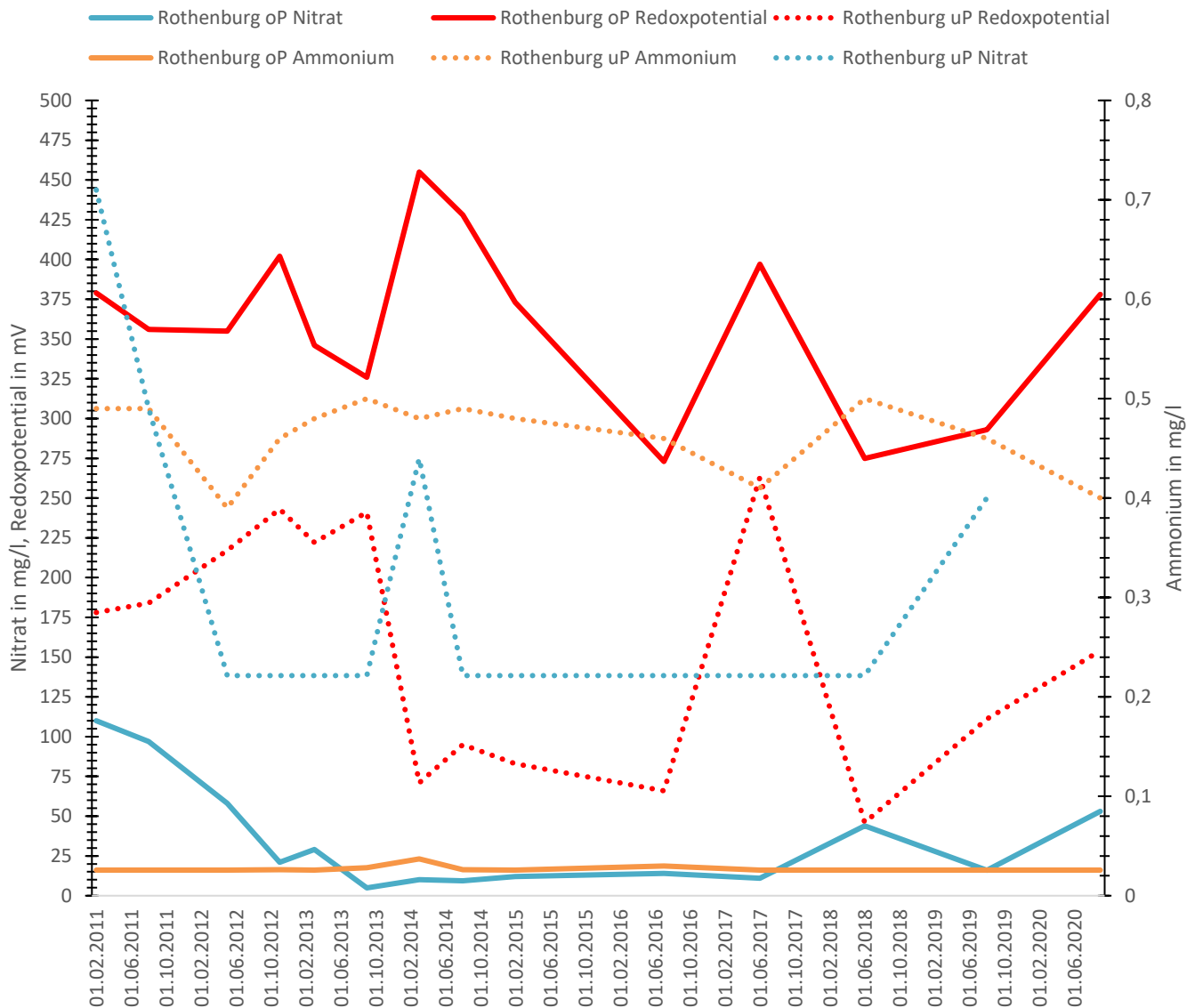


Abbildung 16: Konzentrationsverläufe ausgewählter Parameter zum Nachweis einer tiefenbezogenen Redoxzonierung am Beispiel des GWM-Bündels Rothenburg-Dunkelhäuser.

Für die tiefenbezogene Betrachtung der gesamten Messstellen wurden die Flurabstände mit den Nitratkonzentrationen korreliert. Es zeigt sich, dass kein signifikanter Zusammenhang zwischen Flurabstand und Denitrifikation in Abhängigkeit der Tiefe existiert ($r = -0,2508$, $p = 0,153$ mit $\alpha = 0,05$). Daher wurden in Anlehnung an HYDOR (2017a) die Filterlage zur Grundwasseroberfläche statt zur Geländeroberkante mit den Nitratkonzentrationen verglichen. Durch die variablen Filterlängen der untersuchten GWM wurde die Filtermitte berechnet. Die Abbildung 17 zeigt die Verteilung der GWM nach Filterlageklassen bezogen auf die Grundwasseroberfläche. 60 % der untersuchten GWM sind dabei in Tiefenlagen zwischen 2 m und 10 m verfiltert.

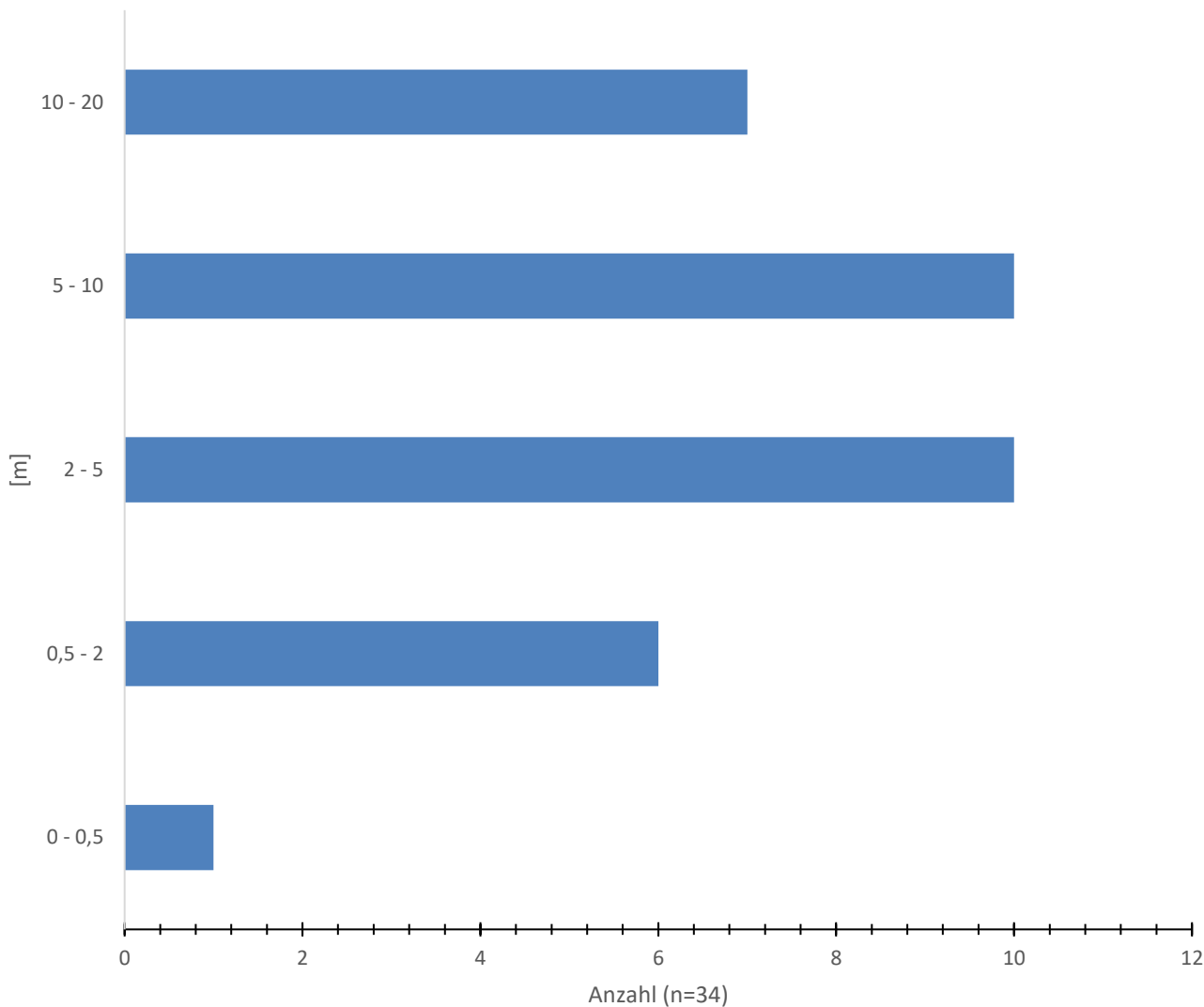


Abbildung 17: Filtermitte unter der Grundwasseroberfläche der untersuchten GWM.

Um den Nachweis der Redoxzonierung zu erbringen wurden die Nitratkonzentrationen zusätzlich in den einzelnen Filterklassen abgebildet. Dies ist in Abbildung 18 visualisiert. Die Graphik kann auch keinen Zusammenhang für den Nachweis einer Redoxzonierung erklären, weil die Anteile der höheren Nitratkonzentrationsbereiche in den tieferen Filterlagen immer kleiner werden müssten. Da dies nicht der Fall ist, kann von keiner wirklichen Redoxzonierung gesprochen werden. Zudem ist die Datengrundlage zu ungenau im Bereich der oberflächennah verfilterten GWM, da in der Filterklasse 0 - 0,5 m die Nitratkonzentration von 100 mg/l - 200 mg/l einen Anteil von 100 % an der Verteilung besitzt. Die Korrelation zwischen Filtermitte und Grundwasserspiegellhöhe zeigt einen schwach negativen Zusammenhang ($r = -0,3558$, $p = 0,039$ mit $\alpha = 0,05$), der jedoch signifikant ist. Somit kann von einer Redoxzonierung ausgegangen werden.

Um den Nachweis der Redoxzonierung zu erbringen, wurden die Nitratkonzentrationen zusätzlich in den einzelnen Filterklassen abgebildet. Dies ist in Abbildung 18 visualisiert. Die Graphik kann auch keinen Zusammenhang für den Nachweis einer Redoxzonierung erklären, weil die Anteile der höheren Nitratkonzentrationsbereiche in den tieferen Filterlagen immer kleiner werden müssten. Da dies nicht der Fall ist, kann von keiner wirklichen Redoxzonierung gesprochen werden. Zudem ist die Datengrundlage zu

ungenau im Bereich der oberflächennah verfilterten GWM, da in der Filterklasse 0 - 0,5 m die Nitratkonzentration von 100 mg/l bis 200 mg/l einen Anteil von 100 % an der Verteilung besitzt. Die Korrelation zwischen Filtermitte und Grundwasserspiegelhöhe zeigt einen schwach negativen Zusammenhang ($r = -0,3558$, $p = 0,039$ mit $\alpha = 0,05$), der jedoch signifikant ist. Somit kann von einer Redoxzonierung ausgegangen werden.

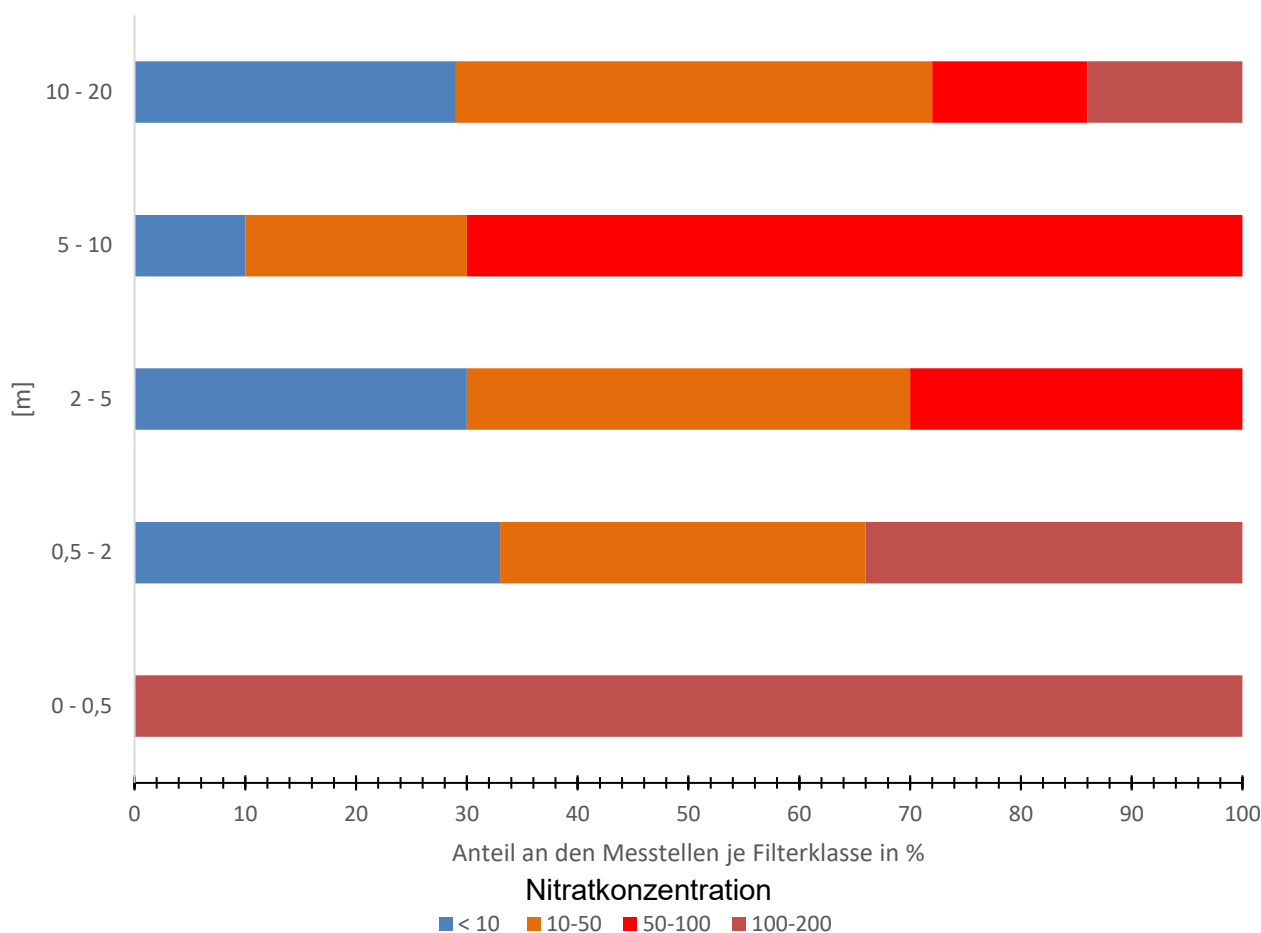


Abbildung 18: Lage der Filtermitte unter der Geländeoberkante und deren Nitratkonzentrationsverteilung.

Unter Betrachtung aller Parameter lässt sich zusammenfassend ein überwiegend reduzierendes Milieu in den Grundwasserleitern ausweisen. Somit sind die Bedingungen für eine Denitrifikation grundsätzlich gegeben. Trotzdem findet sich eine klare Gruppierung der milieucharakterisierenden Parameter für oxische (hohes Redoxpotential und hohe Sauerstoffgehalte) und reduzierende (niedriges Redoxpotential und niedrige Sauerstoffgehalte) in den visualisierten Boxplots wieder. Durch die heterogene räumliche Verteilung der GWM treten daher lokal oxische und reduzierende Bedingungen auf, die unter den gegebenen Standortbedingungen im weiteren Verlauf des Berichts evaluiert werden. Hinzukommt, dass die chemischen Indikatorparameter für eine Identifizierung des Denitrifikationsprozesses (HCO_3 , SO_4 , Cl) im Durchschnitt immer über den ubiquitär bestimmten Hintergrundwerten liegen, so dass im Anschluss durch die Ganglinienanalyse diese Prozesse identifiziert werden müssen. Zudem konnte eine Redoxzonierung durch den Zusammenhang zwischen Lage der Filtermitte unterhalb der Grundwasseroberfläche und der Nitratkonzentrationen als Voraussetzung für eine Denitrifikation nachgewiesen werden. Die Redoxzonierung in den einzelnen GWM ist aber derart heterogen verteilt, dass keine tiefenbezogene Abgrenzung möglich ist.

3.1.1 Ganglinienanalyse der relevanten hydrochemischen Parameter

Auf der Grundlage der zeitlich hydrochemischen Konzentrationsverläufe kann durch die Ganglinienanalyse unter der Betrachtung der Parameter Hydrogenkarbonat, Sulfat und Chlorid in Abhängigkeit der Milieubedingungen eine Identifikation des Denitrifikationsprozesses erfolgen. Des Weiteren kann unter gewissen Kriterien auch auf ein erschöpftes Abbaupotential geschlossen werden. Die hydrochemischen Grundlagen dafür wurden bereits im Material- und im Methodenteil ausführlich diskutiert und bewertet. Als Datengrundlage dienen dabei fünf zeitlich unterschiedliche Datenreihen. Für sieben GWM konnte keine Ganglinienanalyse durchgeführt werden; dazu zählen: die GWM-Gruppen Mutzschen, OT Göttwitz (MKZ: 49530001 und 49530002) und Ebersbach (MKZ: 49530001 und 49530002), die GWM Rödern P4-99 (MKZ: 47486060), die GWM Großenhain 8/2008 (MKZ: 47470005), die GWM Röhrsdorf (MKZ: 4947E6129) und die GWM Hy Lückersdorf 1/2017 (MKZ: 4750W0019) im Einzugsgebiet der Trinkwasserefassung Kamenz-Lückersdorf.

Im Folgenden sind die Kriterien für die Identifizierung von Denitrifikationsprozessen und eine Beurteilung des vorhandenen Abbaupotentials aufgeführt:

- 1. kein Nitrateintrag,
- 2. fehlendes Abbaupotential,
- 3. Erschöpfung des ursprünglichen Abbaupotentials,
- 4. vorhandenes Abbaupotential
 - 4.1 Nachweis einer autotrophen Denitrifikation,
 - 4.2 Nachweis einer heterotrophen Denitrifikation,
- 5. fallende Nitrateinträge,
- 6. keine eindeutige Zuordnung.

Bei der Analyse wurden erst die geochemischen Milieubedingungen anhand der Zeitverläufe des Redoxpotentials und der Sauerstoffkonzentrationen beschrieben und anschließend die Verlaufskurven der Ganglinien von Hydrogencarbonat und Sulfat betrachtet. Von reduzierenden Bedingungen wird im Folgenden gesprochen, wenn die Redoxpotentiale < 200 mV und die Sauerstoffgehalte unter 2 mg/l liegen. Findet in einer GWM kein Nitrateintrag statt, ändert sich der Kurvenverlauf nicht und die Verlaufskurven der Ganglinien der chemischen Parameter Hydrogencarbonat und Sulfat zeigen keine Anzeichen eines Denitrifikationsprozesses. In Grundwasserleitern mit fehlenden Abbaupotentialen steigen neben den Nitratkonzentrationen auch die Sulfat- und Chloridkonzentrationen durch eingetragene Wirtschaftsdünger an (HYDOR, 2017). Die Erschöpfung eines vorhandenen Abbaupotentials geht mit einem Nitratkonzentrationsanstieg bei gleichbleibenden Chloridgehalten einher. Bei einem vorhandenen Abbaupotential steigen die Sulfat- und/oder Hydrogencarbonatkonzentrationen an, was mit einem Absinken der Nitratkonzentrationen verbunden ist. Die Eisengehalte fließen mit in die Bewertung ein, da bei einem chemolithotrophen Abbau Eisen(II) freigesetzt wird. Im Rahmen der weiteren Ergebnisanalyse werden nun mehrere Beispiele zu den eben genannten Kriterien gegeben. Die GWM Kiesdorf, 2014 (MKZ: 4955E9002) steht exemplarisch für eine GWM ohne Nitrateintrag. Deren Ganglinien relevanter chemischer Parameter ist in Abbildung 19 dargestellt. Die Milieubedingungen sind anhand des Redoxpotentials und der Sauerstoffkonzentrationen als durchgängig reduzierend einzuordnen. Auffällig sind die hohen Eisengehalte, die ab 2016 stark zunehmen und ab 2019 wieder sinken. Daher kann der GWM auch eine chemolithotrophe Denitrifikation zugeordnet werden.

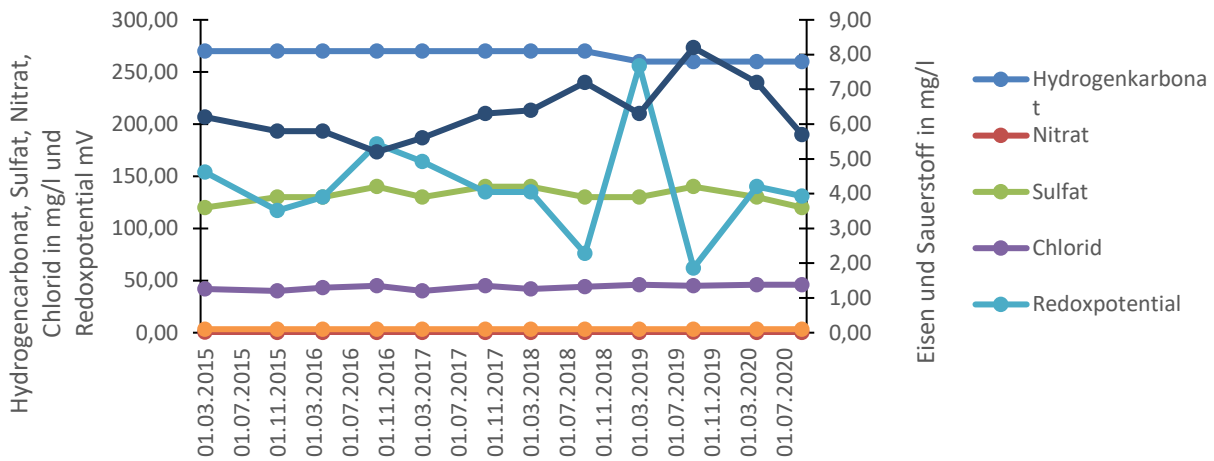


Abbildung 19: Ganglinienanalyse der GWM Kiesdorf (MKZ: 4955E9002).

Anders verhält es sich bei den hydrochemischen Bedingungen an der GWM Zabeltitz, HySöfGn 3/1983 (MKZ: 46476447), wie Abbildung 20 zeigt, welche einen hohen Nitratreintrag zwischen 2006 und 2013 aufweist. Trotz der durchgängig niedrigen Sauerstoffkonzentrationen weist das Redoxpotential auf überwiegend oxische Milieubedingungen hin. Zwischen 2015 und 2017 trat eine Änderung der Milieubedingungen aufgrund des Abfalls des Redoxpotentials auf < 200 mV ein, was mit einem Tiefstand der Nitratkonzentration bis unterhalb des Grenzwertes einhergeht. Dabei ist dieser Trend gefolgt von einem zeitlich kurzen Anstieg der Sulfatkonzentration um 40 mg/l, was auf eine chemolithotrophe Denitrifikation bei sinkenden Nitratkonzentrationen schließen lässt. Danach sinken die Sulfatkonzentrationen und die Nitratkonzentrationen steigen wieder. Bei der Betrachtung des Ganglinienverlaufs des chemischen Parameters Hydrogencarbonat fällt die kontinuierlich niedrige Konzentration auf, wodurch eine dominierende chemoorganotrophe Denitrifikation ausgeschlossen werden kann.

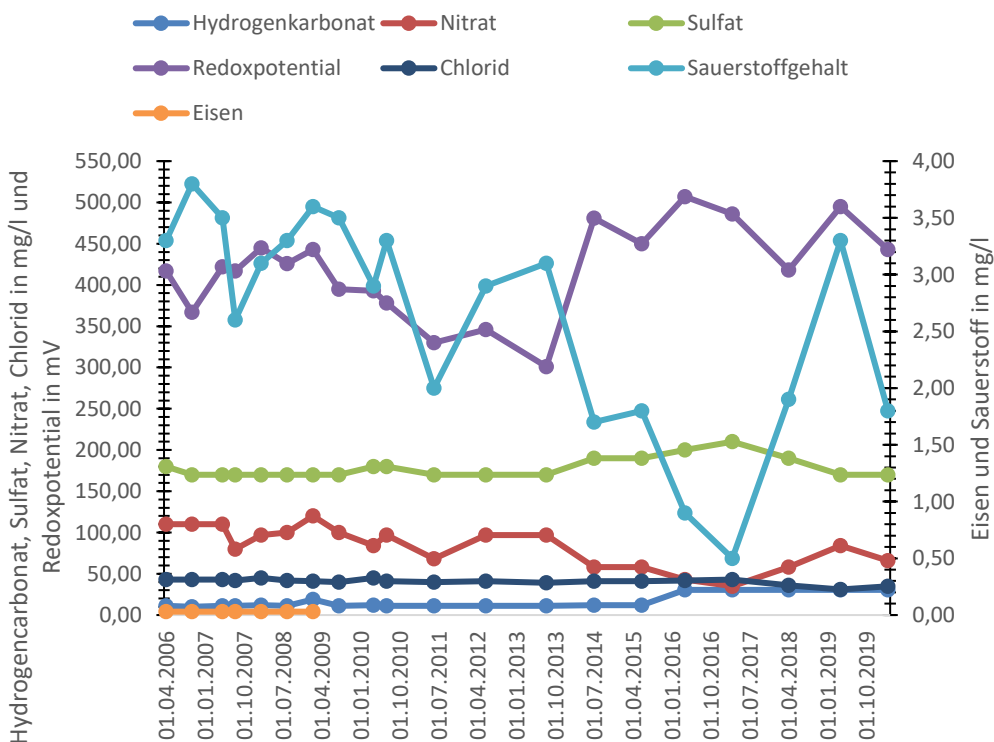


Abbildung 20: Ganglinienanalyse der GWM Zabeltitz (MKZ: 46476447).

Diese Vorgehensweise wurde für alle 27 relevanten Datensätze angewendet und ausgewertet (siehe Anhang). Dabei treten sowohl die heterotrophe, als auch die autotrophe Denitrifikation in 42 % der GWM auf. Die ausschließliche chemoorganotrophe Denitrifikation ist mit 3 % am geringsten vertreten. Dieses Ergebnis stützt sich auf die Erkenntnisse des DVGW (2015) und von BÖTTCHER et al. (1992), wonach ein Nitratabbau durch DOC in den meisten Wassergewinnungsgebieten aufgrund der geringen Reaktivität des Materials vernachlässigt werden kann. Es dominiert mit 30 % die chemolithotrophe Denitrifikation in den GWM. 11 % der GWM weisen ein erschöpftes Potential auf, wohingegen wiederum 11 % keinen nennenswerten Nitrateintrag verzeichneten und die Nitratkonzentrationen dauerhaft unterhalb des Grenzwertes liegen. Darauf aufbauend folgt die Validierung mittels weiterer hydrochemischer Bewertungsmethoden nach CREMER (2015) und der Korrelation zwischen Redoxpotential und Sauerstoff, gefolgt von der Auswertung der dazugehörigen Stickstoffexzessdaten. Anhand dessen kann ein gesichertes Denitrifikationspotential nach Kapitel 2.2 zugeordnet und im weiteren Ergebnisteil für die räumliche Zusammenhangsüberprüfung genutzt werden.

3.1.2 Hydrochemische Bewertung nach CREMER (2015)

Die hydrochemische Bewertung nach CREMER (2015) ist eine Methode zur Abschätzung der „Lebensdauer“ und Identifizierung einer chemolithotrophen Denitrifikation durch die zeitliche Differenz des molaren Sulfat/Chlorid-Verhältnisses einer hydrochemischen Messreihe. Dabei werden die einzelnen Sulfat/Chlorid-Verhältnisse einer Zeitreihe ermittelt und anschließend die Differenz des Minimal- und Maximalquotienten berechnet. Mit dem Vergleich zu dem Referenzverhältnis kann dann anhand des Anstiegs des Verhältnisses durch eine Sulfatfreisetzung auf die chemolithotrophe Denitrifikation geschlossen werden, da sich die Chloridkonzentrationen nicht ändern. CREMER (2015) wies aus seinen empirischen Untersuchungen der Grundwässer in der rheinischen Bucht ein Konzentrationsverhältnis von 0,75 zu, welches die Eintragsituation in oberflächennahe GWM darstellt. Das ermittelte durchschnittliche Gleichgewichtsverhältnis des für die Arbeit verwendeten Datensatzes liegt hingegen bei 3,68. Eine GWM konnte aufgrund fehlender Daten nicht in die Bewertung mit einbezogen werden. Nach CREMER (2015) gehen deutliche Anstiege dieses Verhältnis als Ergebnis einer ablaufenden chemolithotrophen Denitrifikation einher, während geringere Anstiege eine Folge des Zufließens oberflächennahen Grundwassers sein können. In Abbildung 21 sind die Quotienten mit der Nitratkonzentration und ihrer Differenz zwischen Minimal- und Maximalquotienten gegenübergestellt. Die Datenreihe besitzt eine Prävalenz von 45 % für eine gesicherte autotrophe Denitrifikation. Die restlichen GWM besitzen zu 77 % ein abnehmendes Verhältnis, so dass 23 % als gleichbleibend gewertet werden. Deutlich zu erkennen ist die Streuung der Wertepaare um das von CREMER (2015) ausgewiesene Verhältnis. Drei GWM weisen dabei eine sehr große Differenz von > 5 auf. Eine Messstelle besitzt trotz des Nachweises einer ablaufenden Reaktion eine hohe Nitratkonzentration von 80 mg/l, die anderen beiden liegen unterhalb des Schwellenwertes der GrwV von 50 mg/l. Im Allgemeinen weisen Klassen größerer Differenzen (2-5 und >5), die als sicheres Indiz einer ablaufenden Redoxreaktion gelten, im Durchschnitt geringere Nitratkonzentrationen auf. Während in den niedrigen Differenzklassen 0,5 und 1 – 2 die Durchschnittsnitratkonzentrationen mit 52,39 und 63,03 mg/l oberhalb des Schwellenwertes liegen sind es in den größeren Differenzklassen (2-5 und >5) niedrigere Konzentrationen (49,32 und 41,33 mg/l) unterhalb des Schwellenwertes der GrwV.

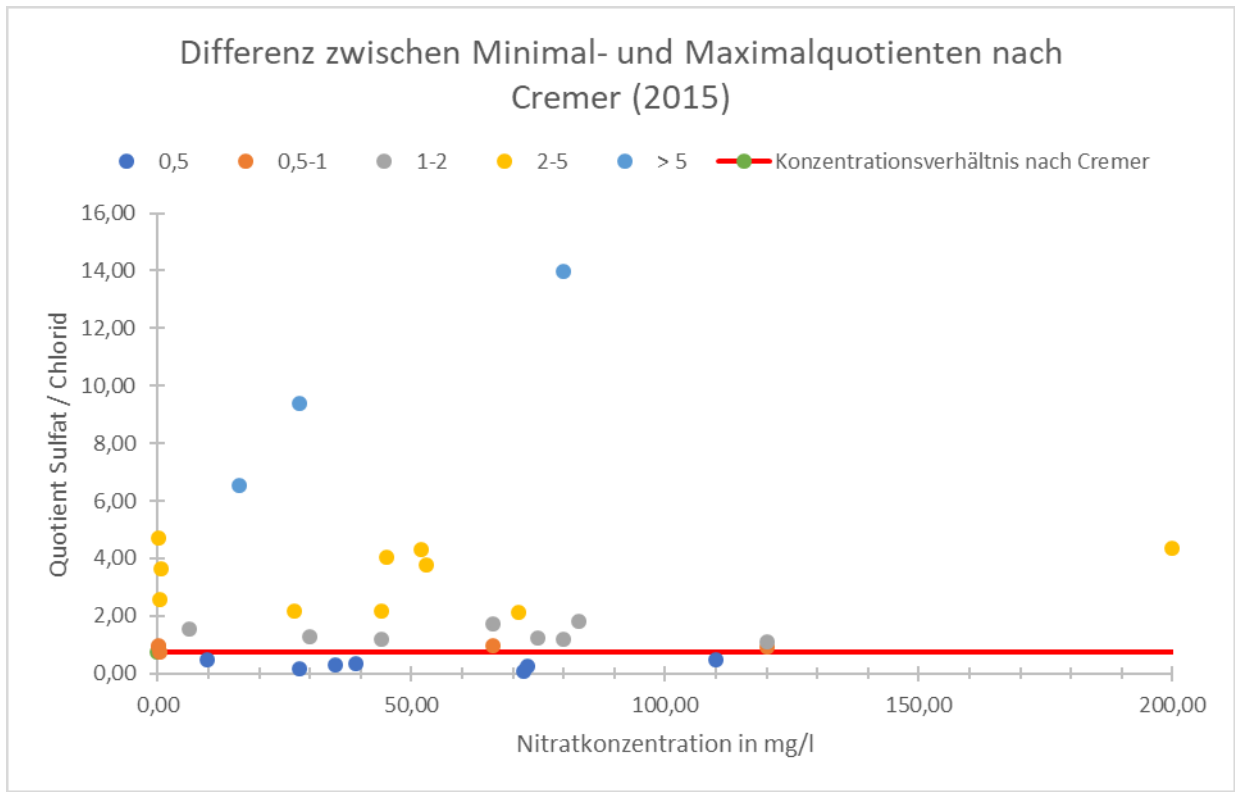


Abbildung 21: Hydrochemische Bewertung der Denitrifikationslebensdauer aller GWM nach Cremer (2015).

Zusammenfassend besitzen 45 % aller 33 untersuchten GWM ein rezentes chemolithotrophes Denitrifikationspotential auf, welches noch nicht erschöpft ist. Bei den restlichen 55 % der GWM ist zu 77 % ein erschöpftes Potential zu erkennen, 23 % besitzen ein zunehmend erschöpftes Denitrifikationspotential in Hinblick auf die mikrobiell gesteuerte Umsatzleistung der chemoorganotrophen Denitrifikation im Grundwasserleiter.

3.1.3 Hydrochemische Bewertung mit Redoxpotential und Sauerstoff

Die Korrelation zwischen Redoxpotential und Sauerstoff ist im Vergleich zu den nicht redoxsensitiven Parametern (Eisen oder Nitrat) und Sauerstoff am höchsten und bringt mit diesen hydrochemischen Bewertungsmethoden die besten abgrenzbaren Ergebnisse (HYDOR, 2017). Durch diese Korrelation wird bestätigt, dass bei niedrigen Redoxpotentialen und Sauerstoffgehalten kein Nitrat aufgrund der möglichen Denitrifikationsprozesse anzutreffen ist. Dabei wird die reduktive Eisenlösung, welche bei Redoxpotentialen < 0 mV auftritt, mitberücksichtigt. Demnach lassen sich anhand hydrochemischer Schwellenwerte die Denitrifikationspotentialklassen abgrenzen und den hydrogeologischen Bezugseinheiten zuordnen. Die Tabelle 5 dokumentierte bereits diese Klassifizierung:

Tabelle 5: Ermittlung des Denitrifikationspotentials mittels der Parameter Redoxpotential und Sauerstoff nach HYDOR (2017a).

Redoxpotential in mV	Sauerstoffgehalt in mg/l	Denitrifikationspotential
> 250	> 2	kein Nitratabbau (rot)
> 200	< 2	Nitratabbau (gelb)
< 200	< 2	starker Nitratabbau (grün)

In Abbildung 22 ist die Korrelation der beiden Parameter als Punktwolke mit den dazugehörigen Nitratkonzentrationsklassen abgebildet. Dabei ist eine deutliche Abgrenzung zwischen den Klassen 0 – 25 mg/l Nitrat im starken Nitratabbaubereich (grün) und der höheren Konzentrationsklassen 25 - 50 mg/l der mittleren Nitratabbaubereiche (gelb) zu erkennen. Diese Abgrenzung verschwimmt jedoch bei der Betrachtung der höheren Konzentrationsklasse 50 - 100 mg/l, so dass trotz gegebener Milieubedingungen für einen Nitratabbau die Nitratkonzentrationen den Schwellenwert überschreiten. Beispielsweise findet man auch einen starken Nitratabbau an GWM, welche nach der Kategorisierung in den Bereich Nitratabbau (gelb und grün) und kein Nitratabbau (rot) eingeordnet werden und trotzdem niedrige Nitratkonzentrationen aufweisen. Dies trifft auf die bereits erläuterte im oberen GWL-Bereich des GWL ausgebaute GWM Ebersbach oP (MKZ: 49530001) zu, welche der Landnutzung Kiefernwald zugeordnet werden kann und die N-Depositionen nur atmosphärisch bedingt sind. Somit sind die Milieubedingungen für eine Denitrifikation aufgrund der hohen Sauerstoffkonzentrationen und Redoxpotentiale nicht ausreichend gegeben, bei den niedrigen Stickstoffeinträgen ist dies jedoch zu vernachlässigen. In Abbildung 23 sind die einzelnen Boxplots der eben bestimmten Denitrifikationspotentiale mit den gemessenen Nitratkonzentrationen verglichen und dargestellt.

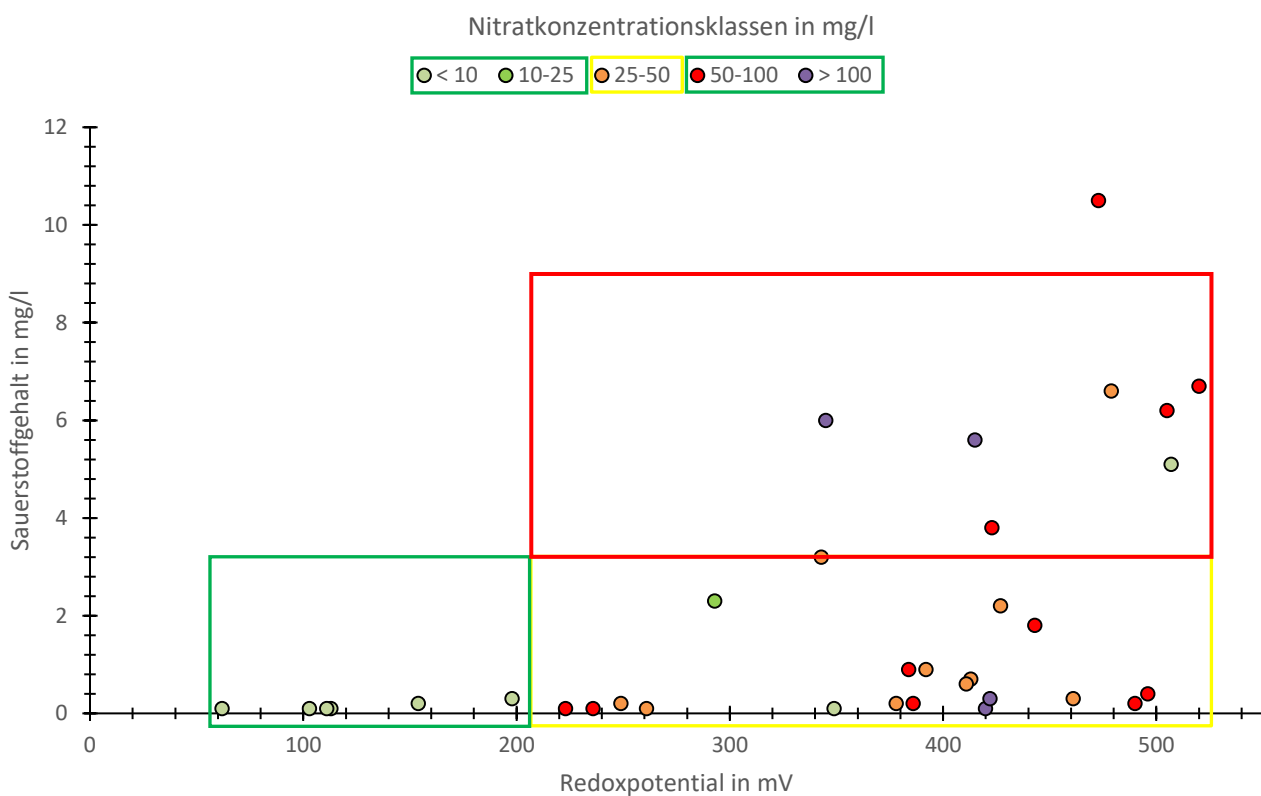


Abbildung 22: Korrelation zwischen Redoxpotential und Sauerstoff mit den dazugehörigen Nitratkonzentrationsklassen.

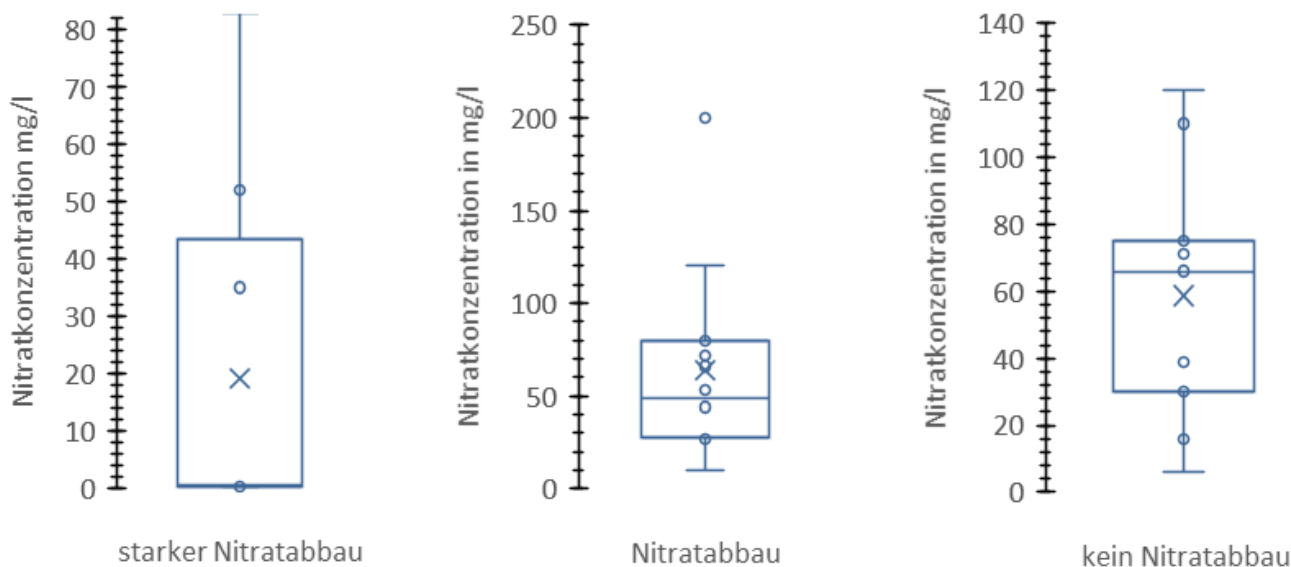


Abbildung 23: Boxplots der Nitratkonzentrationen in den jeweiligen Denitrifikationspotentialen.

Bei einem starken Nitratabbauvermögen liegt der Median bei 0,40 mg/l, gefolgt von dem Whisker der Datenreihe mit dem Ausreißer von 83 mg/l. Dennoch liegen 75 % der Werte unter 45 mg/l und damit unter dem Schwellenwert. In der Klasse "Nitratabbau" liegt der Median hingegen bei 49 mg/l und das untere Quartil bei 28 mg/l, so dass der Schwellenwert nach GrwV fast überschritten wird. Die Klasse „Nitratabbau“ besitzt den höchsten Median mit einer Nitratkonzentration von 66 mg/l. Die räumliche Zuordnung der ermittelten Denitrifikationspotentiale je GMW unter dem Hintergrund der Nitratimmissionskulisse ist in Abbildung 24 abgebildet. Dabei zeigt sich ein deutlicher Trend nicht nitratabbauender GWM in den Gebieten der Immissionen mit Nitratkonzentrationen > 50 mg/l. Wie in Kapitel 2.3.4 erwähnt, liegen die mittleren Nitratkonzentrationen in den belastetsten Gebieten bei 70,6 mg/l.

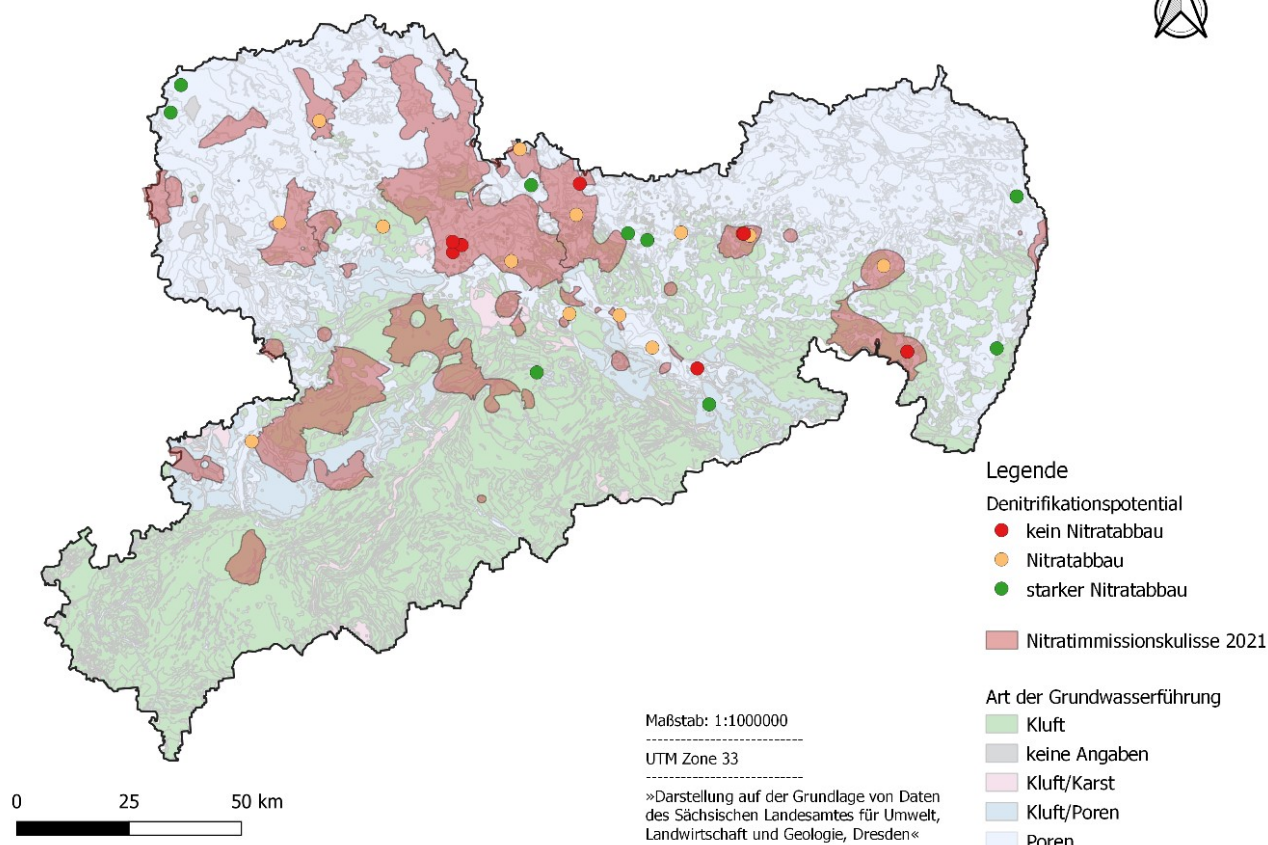


Abbildung 24: Qualitativ bewertete Denitrifikationspotentiale anhand der milieucharakterisierenden Parameter Redoxpotential und Sauerstoff in Sachsens Grundwasserleitern unter dem Hintergrund der Nitratimmissionskulisse.

Diese GWM weisen zu 73 % einen aktiven Nitratabbau auf, 33 % davon in der Klasse „starker Nitratabbau“. Trotz dieser Bewertung liegen die Nitratkonzentrationen teilweise weit über dem Grenzwert, was die Annahme zulässt, dass das zeitlich vorhandene Abbauvermögen zu gering für die saisonal hohen deponierten Stickstoffeinträge ist, da diese GWM ausschließlich in Gebieten unter landwirtschaftlicher Bewirtschaftung anzutreffen sind. Dies muss aber unter dem Hintergrund der Grundwasserverweilzeit geprüft und zusätzlich mit regionalen Flächenbilanzmodellen (nicht Gegenstand dieser Arbeit) abgeglichen werden. Hydrogeologisch findet in 65 % der Porengrundwasserleiter ein aktiver Nitratabbau statt, 26 % davon in der Denitrifikationsklasse „starker Abbau“. Bei der einen untersuchten GWM mit dem Ausbau im Kluftgrundwasserleiter (GWM Oberschaar, MKZ: 50460035) gibt es keinen Aquifer, welcher nicht Nitrat abbaut. Die Datengrundlage ist hier jedoch zu gering, als das repräsentative Aussagen gemacht werden können.

3.2 Isotopenhydrologische Auswertung

3.2.1 Stickstoffexzess mittels N_2 -Ar-Methode

Die bereits in Kapitel 2.2 erläuterte Stickstoff-Argon Methode ist ein quantitatives Bestimmungsmaß der bereits abgebauten Nitratmengen (Stickstoffexzess) zum Zeitpunkt t_0 der eingetragenen Nitratkonzentration bei der Grundwasserneubildung (GWN). Die eingetragene Nitratreintragskonzentration kann leicht über die bei der Probennahme bestimmten Nitratkonzentrationen aufsummiert werden. Im Einklang mit Flächenbilanzmodellierungen lassen sich die Nitratausträge aus der ungesättigten Zone in den GWL plausibel re-

konstruieren und modellieren (Eschenbach et al., 2018). Zieht man die Grundwasserverweilzeit hinzu, lassen sich die jährlichen Nitratabbauraten berechnen. Diese stellen jedoch nur sogenannte „Mindestraten“ dar, da die Betrachtung des Fließweges vom Ort der Grundwasserneubildung bis zur Denitrifikationsfront nicht berücksichtigt oder nur modellhaft angenommen wird und somit die bereits abgelaufenen Abbauprozesse unterschlagen werden (NWLKN, 2012).

Da für die Auswertung keine flächenbezogenen Immissionsdaten für die Validierung der Methode vorliegen, wurden im weiteren Verlauf die verschiedenen Abhängigkeiten des N-Exzesses in Bezug auf die Probennahmetiefe und der Nitrateintragskonzentration untersucht. Generell wurde in 82 % der GWM ein aktiver Nitratabbau gemessen und der Mittelwert der gemessenen Stickstoffexzesse liegt niedrigen 5 mg/l. Die berechneten Initialkonzentrationen (NO_3t_0) liegen durchschnittlich bei 29 mg/l. In Abbildung 25 sind die Anteile des N-Exzesses den berechneten Nitrateintragskonzentrationen gegenübergestellt und es zeigt sich deutlich, dass 82 % der GWM anteilig nur einen geringen Abbau des vorher eingetragenen Nitrats besitzen, 18 % davon weisen überhaupt keinen Nitratabbau auf. Hydrogeologisch ist ein leichter Trend nicht nitratabbauender GWM in den Bezugseinheiten der fluviatilen und glazifluviatilen Ablagerungen der Elster- und Weichselkaltzeit zu erkennen (siehe Abbildung 26). Im Vergleich dazu wurden in den glazifulviatilen Ablagerungen der Saalekaltzeit in 43 % der untersuchten GWM kein Nitratabbau nach dem Eintrag der initialen Nitratkonzentration gemessen, was wiederum ein Viertel der gesamtbeprobten GWM ausmacht. Des Weiteren konnten in den Bezugseinheiten der elster- und weichselkaltzeitlichen Schmelzwasserablagerungen neben dem geringem Nitratabbau auch ein moderater Nitratabbau, insbesondere für die weichselkaltzeitlichen Ablagerungen, festgestellt werden.

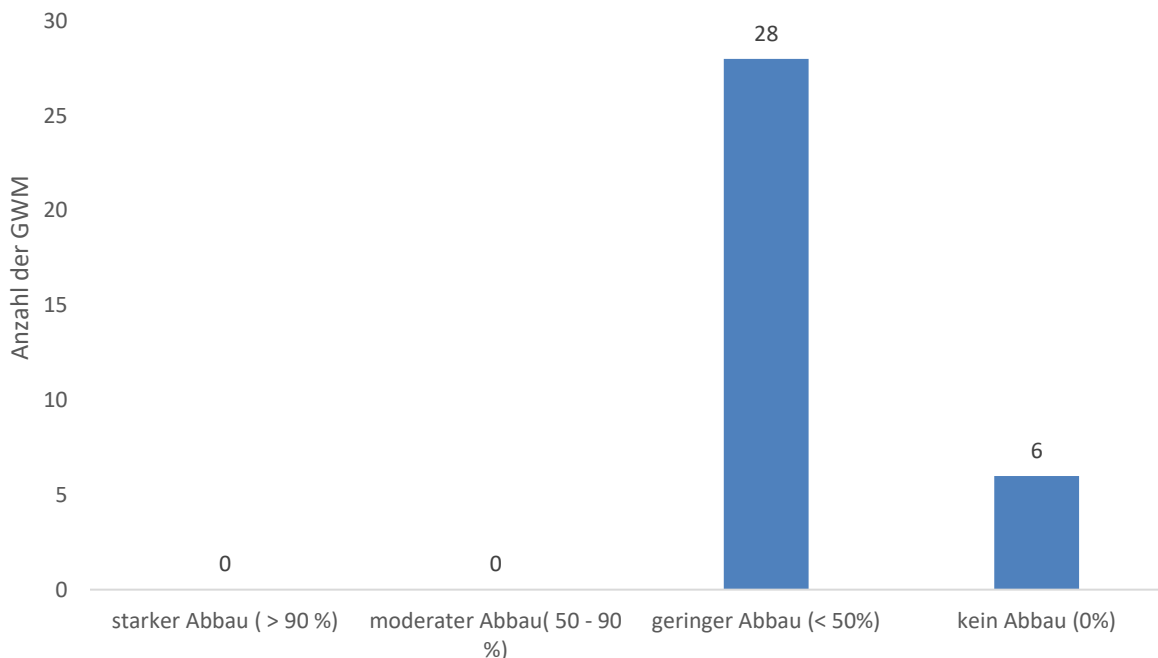


Abbildung 25: Anteil des Stickstoffexzesses zur initial eingetragenen Nitratkonzentration.

■ starker Nitratabbau (>80%) ■ moderater Nitratabbau (< 50%) ■ geringer Nitratabbau (< 25 %) ■ kein Nitratabbau

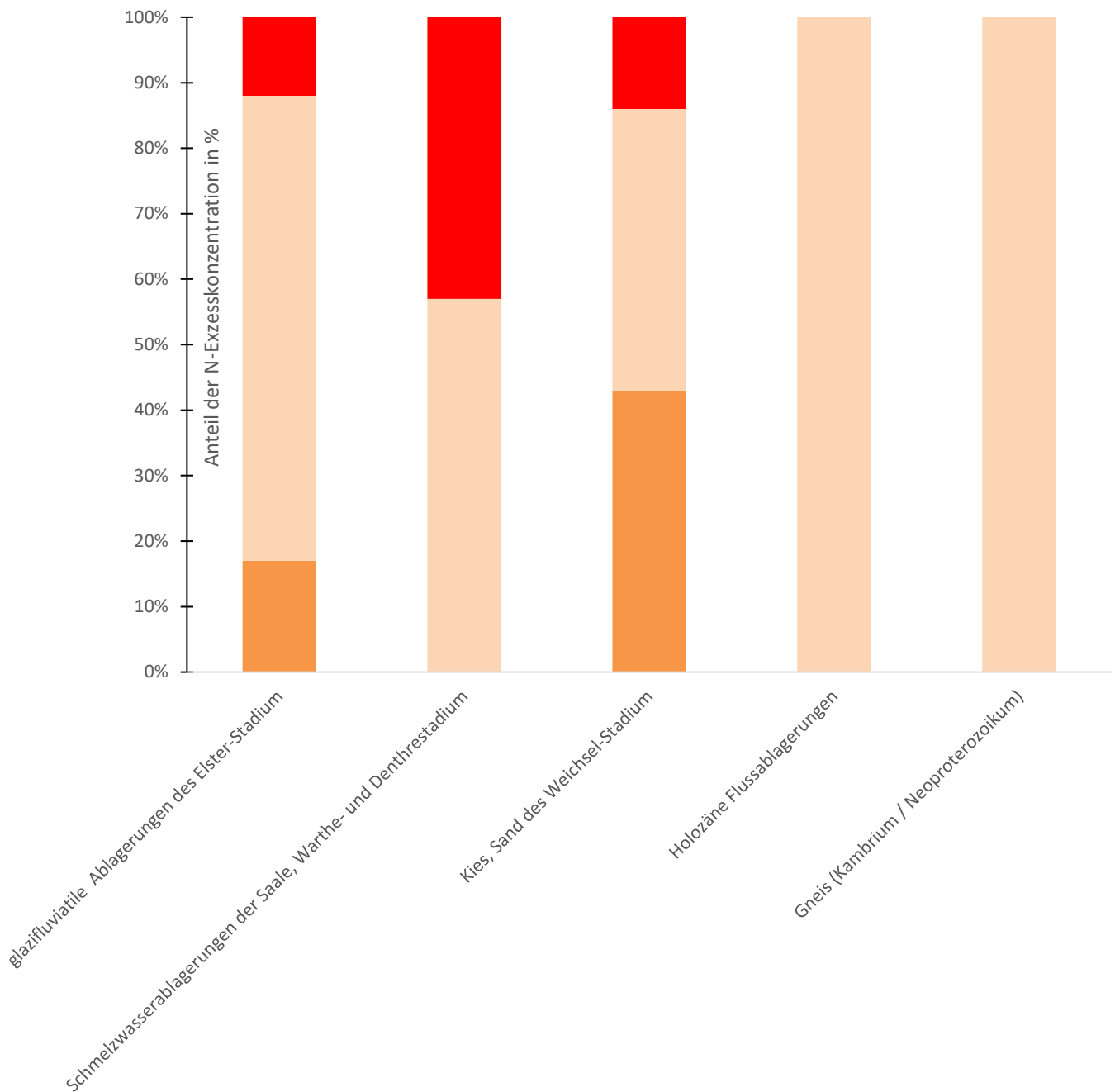


Abbildung 26: Nitratabbau in den jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten

Für die weitere Evaluierung der gesicherten Denitrifikationspotentiale kann der Zusammenhang zwischen Probennahmetiefe zum Stickstoffexzess bestimmt werden. Dies entspricht dem Ansatz der in Kapitel 3.1 festgestellten Redoxzonierung in Abhängigkeit der Filtermitte unter der Grundwasseroberfläche. Drei Probennahmetiefen wurde durch den Probennehmer nicht erfasst und fließen demnach nicht mit in die Bewertung mit ein. Die Tiefenklassifikation wurde anhand der Filtermitten unter GOW aus Kapitel 2.3.3 festgelegt. Die einzelnen Tiefenstufen mit deren Stickstoffexzessverteilungen sind in Abbildung 27 als Boxplots dargestellt. Bei der Tiefenstufe 20 – 30 m lagen nur drei N-Exzesswerte vor, weshalb dieser Boxplot keine

aufgespannten Whisker besitzt. Mit einem Median von 8 mg N/l findet in der Tiefe von 20 – 30 m ein für die Datengrundlage nennenswerter Nitratabbau statt, dicht gefolgt von 10 - 20 m mit einem Median von 7,5 mg N/l. Somit finden die größten Umsätze in oberflächennahen GWL der untersuchten GWM ab 10 m unter Geländeoberkante statt, die größte Variabilität davon in den Tiefen von 10 – 20 m.

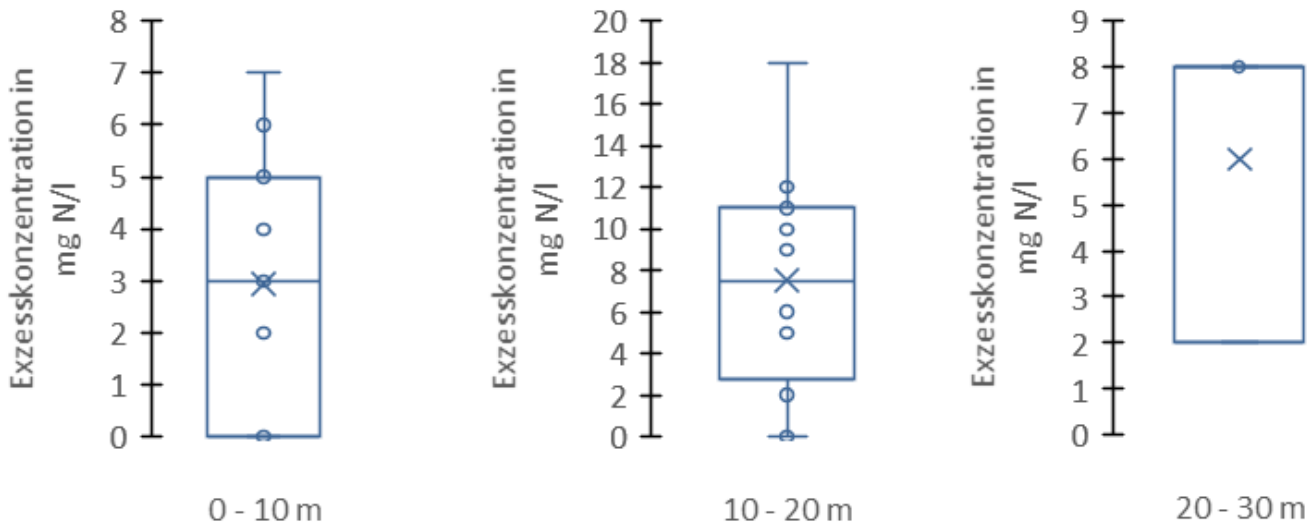


Abbildung 27: Boxplots des tiefenabhängigen Stickstoffexzesses.

Um nun eine Aussage über ein gesichertes Denitrifikationspotential zu treffen, wurden die Stickstoffexzessdaten mit den qualitativen Bewertungsmethoden zu den Denitrifikationspotentialen durch Redoxpotential und Sauerstoff miteinander quantitativ validiert und qualitativ bewertet. Ein gesichertes Denitrifikationspotential ist

- hoch, wenn die qualitative Bewertung mittels Redoxpotential und Sauerstoff einen starken Abbau indiziert und ein Stickstoffexzess gemessen wurde,
- 2. mittel, wenn die qualitative Bewertung mittels Redoxpotential und Sauerstoff einen Abbau indiziert und ein Stickstoffexzess gemessen wurde,
- 3. niedrig, wenn die qualitative Bewertung mittels Redoxpotential und Sauerstoff einen Abbau indiziert, jedoch kein Stickstoffexzess gemessen wurde.

Kein gesichertes Denitrifikationspotential liegt vor, wenn die qualitative Bewertungsmethode mittels Redoxpotential und Sauerstoffkonzentration keinen Abbau anzeigt und auch kein Stickstoffexzess gemessen wurde. In Abbildung 28 sind in der Übersichtskarte die gesicherten Denitrifikationspotentiale räumlich dargestellt und farblich abgegrenzt.

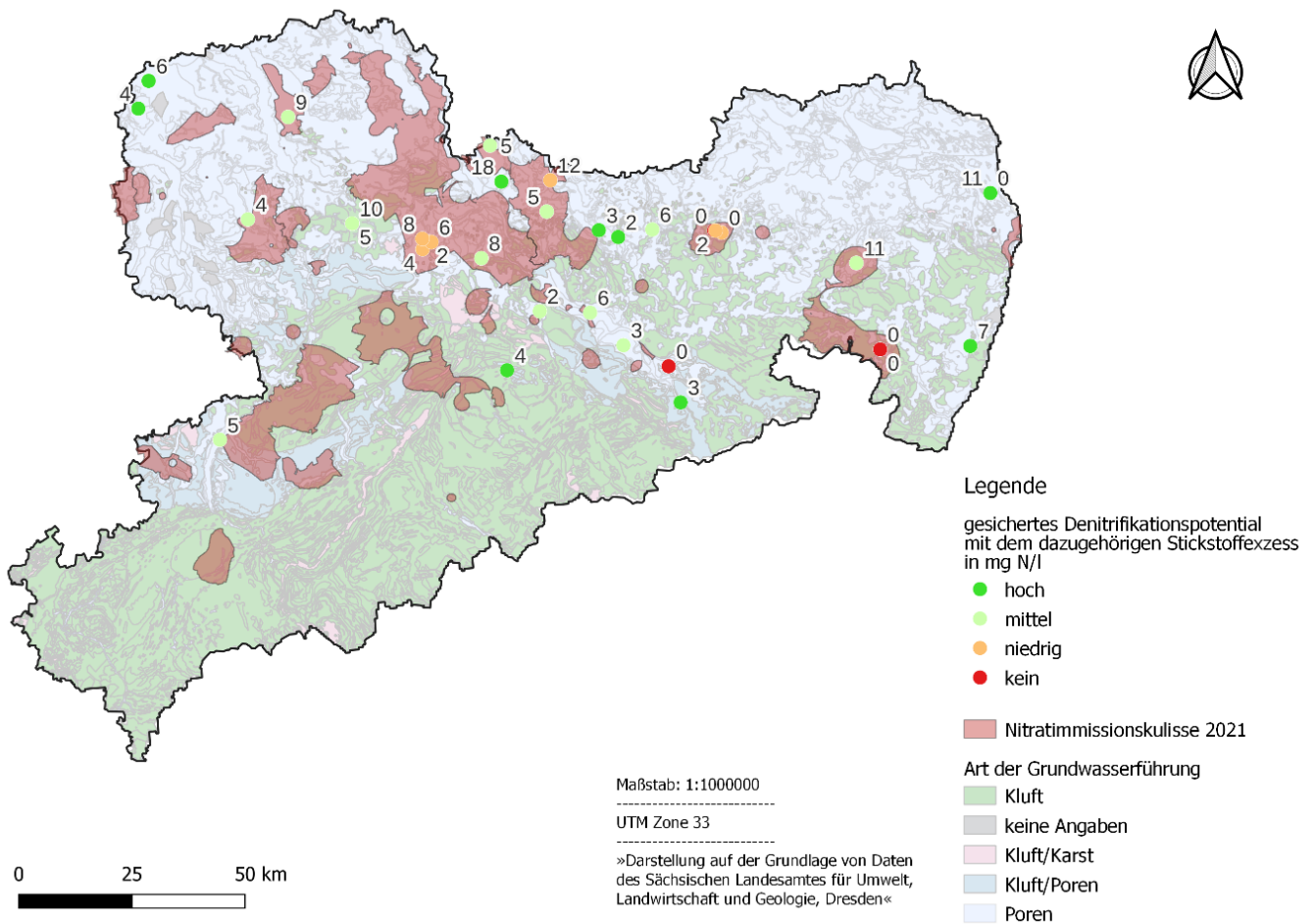


Abbildung 28: Gesicherte Denitrifikationspotentiale unter dem Hintergrund der Nitratimmissionskulisse in Sachsens Grundwasserleitern.

Auffällig ist, dass alle gesicherten Denitrifikationspotentiale in den nitratbelasteten Gebieten den Kategorien „mittel“ bis „kein“ entsprechen und kein einziges „hohes“ Potential ausgewiesen wurde. In diesen Gebieten wurde zwar ein Stickstoffexzess gemessen und damit eine Denitrifikation nachgewiesen, die Milieubedingungen als Voraussetzung einer zukünftig auftretenden Denitrifikation sind dennoch teilweise oder gar nicht mehr gegeben (siehe Tabelle 5). In der statistischen Verteilung weisen rund ein Viertel (26%) der untersuchten GWM ein hohes gesichertes Denitrifikationspotential auf, während knapp 60 % ein mittleres bis niedriges Denitrifikationspotential aufweisen. Fünf der 34 GWM (15 %) besitzen gar kein gesichertes Denitrifikationspotential, beispielsweise die GWM Graupa P2/90 (MKZ: 50496168) in den nichtbelasteten Gebieten. Als Standort Mischwald ist daher mit keinen landwirtschaftlichen N-Depositionen zu rechnen, dennoch verfügt diese Messstellen über erhöhte Nitratkonzentrationen von 30 mg/l. Bei der Betrachtung der milieucharakterisierenden Parameter lässt sich ein oxisches Milieu im GWL erkennen, so dass eine geringe Denitrifikationsleistung erwartet werden kann. Grund dafür ist die am Standort vorkommende Bodengesellschaft vom Typ „Auengley“, welcher zu den grundwasserbeeinflussten Böden zählt und periodischen Überschwemmungen unterliegt, was in einem kleinräumlichen Pedon zur Zonierung unterschiedlicher Redoxhorizonte führt. Trotzdem besitzen Auenböden in Bezug auf ihre Stickstoffumsätze (Denitrifikation, N-Nachlieferung, N-Immobilisierung) das höchste Potential zur Reduzierung der Nitratgehalte im Sickerwasser (ZWEIG et al., 2006).

Generell weisen die nicht belasteten Gebiete, bis auf die GWM P2/90, mittlere bis hohe gesicherte Denitrifikationspotentiale auf, so dass in Zukunft mit einem aktiven Abbau in den nichtbelasteten Gebieten gerechnet werden kann. Insgesamt können fast alle GWM (28 von 34) einen aktiven Nitratabbau nachweisen, die jedoch auf Grund der ermittelten Stickstoffexzessgehalte sehr niedrig sind und in allen GWM unter 50 % liegen. Dies lässt die in bereits Kapitel 3.1.4 aufgeworfene Interpretation zu, dass die eingetragenen Stickstoffmengen aus dem Sickerwasser bei der Grundwasserneubildung dem quantitativen Abbauvermögen im Grundwasserleiter weitaus höher sind.

3.2.2 Grundwasserverweilzeiten und Stickstoffmindestraten

Der Begriff „Grundwasseralter“ stützt sich auf die Auswertung von im grundwassergebundenen (3H , 3He), beziehungsweise wassergelösten (^{14}C , ^{36}Cl , ^{40}Ar) chemischen inerten Isotopen (Umwelttracer) zur Bestimmung der seit der Grundwasserneubildung vergangenen Verweilzeit (NEUKUM et al., 2020), welche einer bestimmten Zerfallsdynamik unterliegen. Somit besitzen diese Umwelttracer unterschiedliche Zeitskalen zur Rekonstruktion der im Grundwasserleiter vorherrschenden Altersverteilung. Man spricht dabei immer von einer Altersverteilung in einer Grundwasserprobe, da physikalisch-chemische Prozesse, wie Dispersion und Diffusion zu einer Vermischung der Grundwässer führt (NEUKUM et al., 2020). Des Weiteren müssen für den Parameter Grundwasserdynamik verschiedene Modelle angenommen werden. Daher ergeben sich unterschiedliche Begrifflichkeiten und Randbedingungen bei der Anwendung im Hinblick auf die tracerspezifische Aussagekraft der Methodik. Beispielsweise stellt die für die Arbeit verwendete Tritium-Helium-Altersdatierung keine mittlere Verweilzeit nach der GWN dar, sondern ein scheinbares Alter. Bei der Methodik liegt immer eine unbekannte Altersverteilung vor, da über mathematische Beziehungen, die einen natürlichen Zerfallsprozess quantitativ beschreiben, das entsprechende Alter erst berechnet wird (NEUKUM et al., 2020). FRÖHLICH (2008) beschrieb dennoch unter dem Hintergrund des Grundwasseralters den Term „Verweilzeit“, welcher heutzutage weit verbreitet genutzt wird (SCHNEIDER et al., 2003; EISENMANN & STÖCKL, 2018; SÜLTENFUSS & MASSMANN, 2004).

Die Tritium-Helium-Methode nach SÜLTENFUSS & MASSMANN (2004) bietet sich aufgrund der Weiterentwicklung vieler Analyseverfahren der letzten Jahrzehnte als eine verlässliche Methode zur Altersbestimmung junger Grundwässer (1 – 40 Jahre) an. Dabei werden die in einer Grundwasserprobe gemessenen Tritiumkonzentrationen (3H) seinem Zerfallsprodukt Helium (3He) ins Verhältnis gesetzt, so dass man mit der bekannten Tritiumhalbwertszeit von 12,32 Jahren die Verweilzeit des neugebildeten Grundwassers unabhängig der atmosphärischen Eintragsbedingungen datieren kann. Dieser Wert gilt jedoch nur punktuell für die am Standort gegebene Heterogenität eines hydrogeologischen Systems. Somit kann es bei weiteren Beprobungen leicht zu Abweichungen der gemessenen Verweilzeit kommen, da die Zumischung mit jungen neugebildeten Grundwasser ständig gegeben ist und das auch zu einer altersabhängigen Schichtung des Grundwasserkörpers führt. Zu beachten ist auch der Unterschied in der Altersverteilung zwischen Poren- und Kluftgrundwasserleitern. In Kluftgrundwasserleitern kann sich die hydrogeochemische Zusammensetzung der Grundwässer durch die Klüftigkeit unterschiedlich entwickeln. Diese

Unsicherheiten sind auch im untersuchten Datensatz zu finden. Für die GWM Paschwitz 1/2011 (MKZ: 45420008) und GWM Oberschaar (MKZ: 50460035) konnte keine Verweilzeit bestimmt werden. Für weitere zwei GWM liegt ein Fehler der Verweilzeit von 20 % vor, was durch eine Zumischung jüngerer tritiumhaltiger Grundwässer bedingt ist. Die generelle Altersverteilung unabhängig von der Art der Grundwasserführung ist in Abbildung 29 dargestellt. Es wird deutlich, dass die meisten Grundwässer (> 50%) eine mittlere Verweilzeit zwischen 5 und 20 Jahren überwiegen.

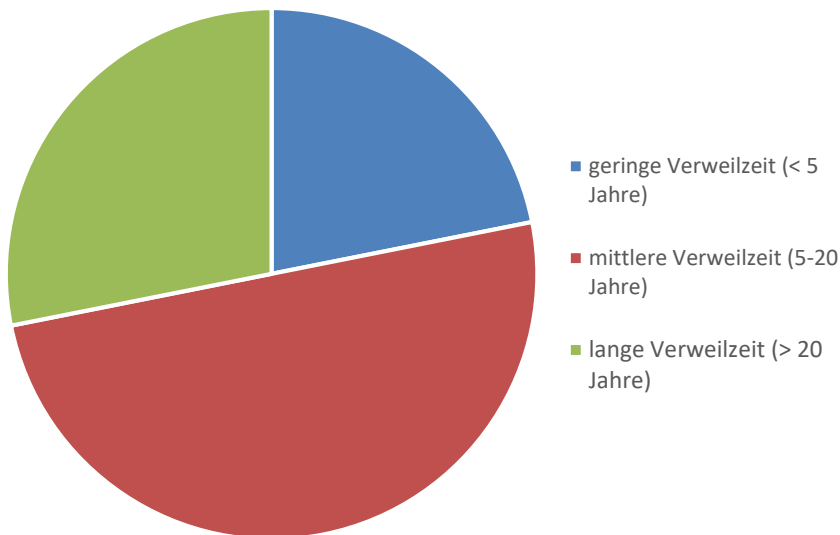


Abbildung 29: Verteilung der Grundwasserverweilzeiten der beprobten GWM.

Mit der Verknüpfung der in 3.2.1 ausgewerteten Stickstoffexzessdaten lassen sich die Mindestraten (mg N/a) der Denitrifikation darstellen. Diese ist nur grobe Abschätzung der Umsatzraten, da die Kenntnisse zum Fließweg und -richtung fehlen. Die Ergebnisse sind in Abbildung 30 abgebildet.

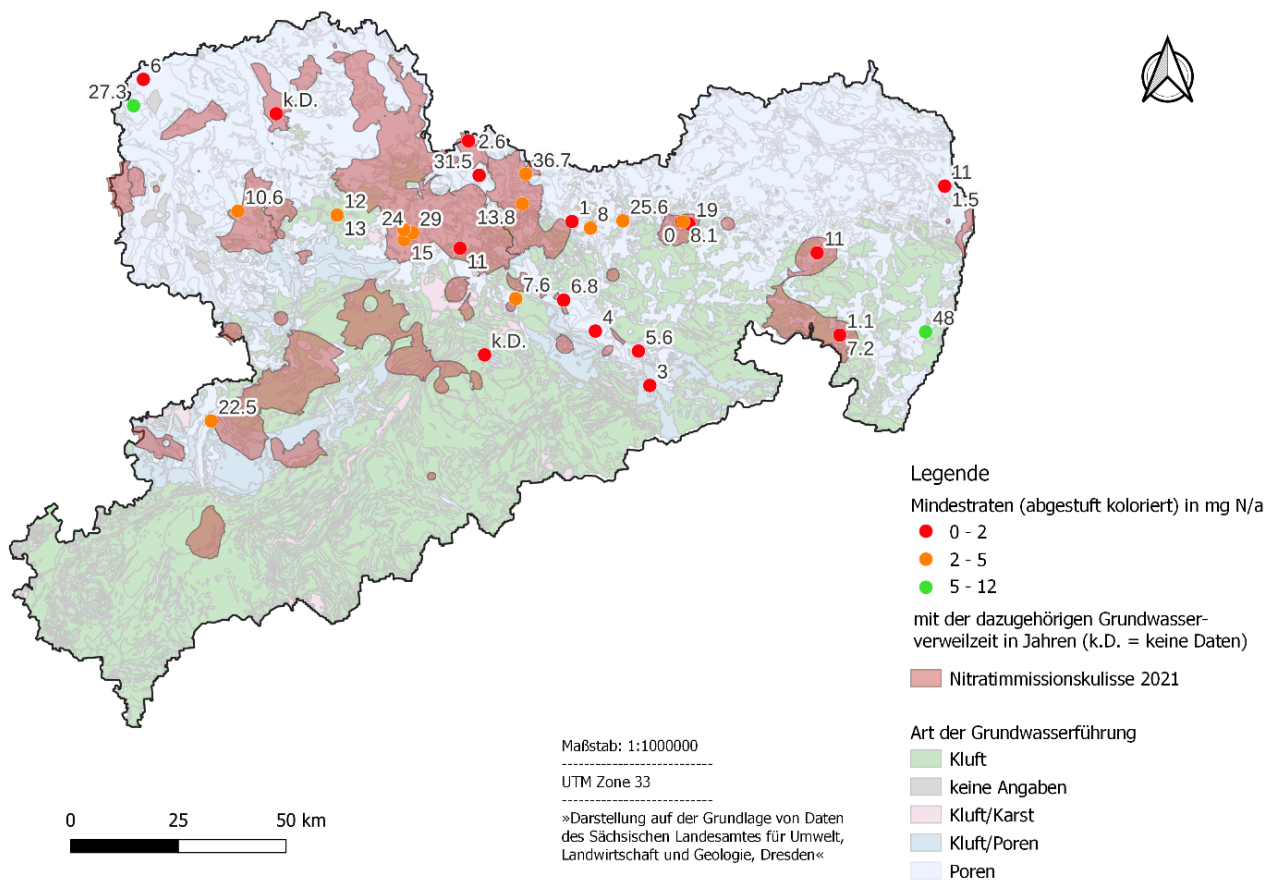


Abbildung 30: Räumliche Darstellung der Mindestraten in mg N/Jahr und den dazugehörigen Grundwasserverweilzeiten.

Je höher die Mindestrate, umso länger ist auch die Verweilzeit für die Denitrifikation. In den nitratbelasteten Gebieten finden sich vorzugsweise Mindestraten von 2 – 5 mg N/Jahr. Dies macht die dort vorherrschenden Grundwasserleiter zwar unanfälliger für eingetragene Stickstoffmengen in Bezug auf die längere Verweilzeit zum Abfließen der Denitrifikation in Abhängigkeit des Abbauvermögens, bei der Gegenüberstellung der eingetragenen Nitratkonzentration reichen die Denitrifikationsmindestraten für eine vollständige Denitrifikation bis zum nächsten periodischen Nitratintrag aber nicht aus, als dass es genug „Zeit gäbe“ die eingebrachten Mengen vollständig zu denitrifizieren. Die durch das Sickerwasser eingetragenen Stickstoffmengen aus der ungesättigten Zone sind wahrscheinlich zu hoch, als dass die langfristige Grenzwertunterschreitung gewährleistet werden kann. Hohe Denitrifikationsmindestraten finden sich an den Messtellen Hy Koelsa 46/1976 (MKZ: 45394676) und Kiesdorf 2014 (MKZ: 4955E9002). Dort besteht kein Zusammenhang zwischen Landnutzung und Stickstoffexzess. Die GWM Koelsa, HyKosDe 46/1976 (MKZ: 45394676), wies durchgängig hohe Nitratkonzentrationen von 80 mg/l unter Ackerlandnutzung auf, während an der GWM Kiesdorf 2014 (MKZ: 4955E9002) trotz der hohen Umsatzraten Nitratkonzentrationen von < 1 mg/l unter der Bewirtschaftungsform Obstbauplantage analysiert wurden. In diesem Fall muss eine Einzelfallprüfung der GWM erfolgen. Dennoch wird generell davon ausgegangen, dass hohe Nitratkonzentrationen aufgrund der Denitrifikationsprozesse in Abhängigkeit der Verweilzeit auch hohe Stickstoffexzesse bedingen.

3.3 Überprüfung des räumlichen Zusammenhangs

3.3.1 Stickstoffexzess in Abhängigkeit der Landnutzung und Bodengesellschaft

Für die Gewährleistung einer sauberen Trinkwasserqualität nach GrwV und TrinkwV ist der Schutz der Grundwasserüberdeckung in den Wasserfassungen und Einzugsgebieten von Brunnen von extremer Bedeutung. Generell kontrollieren verschiedene Faktoren, wie die Landnutzung, Adsorptions- und Desorptionsprozesse in der vadosen Zone, der Flurabstand und die Lithologie der ungesättigten Zone mit der ihr einhergehenden Bodengesellschaft die intrinsische Anfälligkeit eines Grundwasserleiters für Kontaminationen, auch für den Parameter Nitrat. Diese Kontaminationen können ubiquitären oder diffusen Ursprungs sein und sind in Hinblick auf die Nitratbelastung in den oberflächennahen Grundwasserleitern eine Funktion der Landnutzung (CHOI et al., 2006; GARDNER & VOGEL, 2005). Eine der weit verbreiteten Quellen ist dabei das Ausbringen von synthetischem und organischem Stickstoffdünger bei der landwirtschaftlichen Bearbeitung. Im Folgenden soll mit der statistischen Auswertung der Denitrifikationsparameter (DOC , SO_4 , NO_3) zur Bewertung der Denitrifikationspotentiale ein Zusammenhang zwischen Landnutzung und der am Standort vorkommenden Bodengesellschaft hergestellt werden. Die in Kapitel 2.3.2 erläuterte Verteilung der Landnutzungsformen wurde für die weitere Evaluierung in die Gruppen Ackerland, Weideland/Grünland, Wald und urbane Nutzung ("Urban") eingeteilt und der Median, die Standardabweichung sowie der Varianz für jeden Untersuchungsparameter berechnet. Die Klasse „Obstbauplantage“ wurde der Kategorie Weideland zugeordnet. Bis auf den Parameter Nitrat sind alle Variablen nach dem Kolmogorow-Smirnow-Test normalverteilt.

Die Sulfat-, Stickstoffexzess- und Nitratkonzentrationen sind unter Ackerlandnutzung am höchsten (siehe Tabelle 5). Dabei wird angenommen, dass der im Vergleich zu anderen Landnutzungsklassen höhere Stickstoffexzess aus den hohen Nitratkonzentrationen resultiert. Die hohen Nitratkonzentrationen sind aufgrund erhöhter Stickstoffumsätze im Oberboden durch landwirtschaftliche Aktivitäten mit der ihr verbundenen Nitratanreicherung und -auswaschung typisch (HEIDE et al., 2008). In Kontrast dazu sind die DOC-Konzentrationen in urbanen Gebieten, Wald und Weideland höher als unter Ackerlandnutzung. Im Allgemeinen treten in Böden unter Wald- und Weidelandnutzung im Oberboden höhere DOC-Konzentrationen auf als in Böden unter landwirtschaftlichen Einfluss (CHRISTENSEN & JONSTON, 1997). Die höheren

DOC-Konzentrationen in urbanen Gebieten lassen sich damit erklären, dass diese Flächen in städtischen Gebieten auch unter Gründlandnutzung stehen, wie beispielsweise die GWM Dresden-Kaditz. Des Weiteren sind die Varianzen und Standardabweichungen als Faktor für die räumliche Variabilität angegeben. Die Varianz der Sulfatkonzentration als Indikator für die chemolithotrophe Denitrifikation ist in der Landnutzungsform Ackerland am höchsten. Dies deutet auf eine sehr heterogene räumliche Abundanz des Abbauvermögens in den Grundwasserleitern und den damit verbundenen Gehalten an Disulfidmineralen hin. Das schließt sich auch der hohen Varianz der Stickstoffexzessdaten an, welche unter Ackerland am höchsten ist. Dennoch befindet sich die höchste Varianz der Nitratkonzentrationen unter der Landnutzungsform Weideland wieder, da die GWM Dresden, Kaditz, HyD1/03oP (MKZ: 49486614-1) bei der Probennahme eine Nitratkonzentration von 200 mg/l aufwies.

Tabelle 5: Median, Standardabweichung und Varianz von N_2 -Exzess, Nitrat (NO_3), DOC und Sulfat (SO_4) im oberflächennahen Grundwasser nach der Probennahme im Zeitraum 2019 - 2020 gruppiert nach Landnutzungsform (n=136).

Landnutzungsform		N_2 -Exzess (mg N/l)	NO_3 (mg/l)	DOC (mg/l)	SO_4 (mg/l)
Ackerland	m	6,00	66,00	1,80	195,00
Ackerland	s	4,83	36,89	1,08	128,63
Ackerland	v	23,37	1360,82	1,17	16545,15
Weideland/Grünland	m	5,00	28,00	3,85	140,00
Weideland/Grünland	s	2,49	65,11	2,91	44,81
Weideland/Grünland	v	6,20	4239,85	8,48	2008,20
Wald	m	1,00	29,00	2,30	73,50
Wald	s	2,03	30,08	1,16	68,32
Wald	v	4,14	904,85	1,35	4667,81
Urban	M	3,00	44,00	3,40	200,00
Urban	S	1,20	22,93	1,59	40,69
Urban	V	1,44	525,74	2,54	1656,00

Legende: Median (m), Standardabweichung (s), Varianz (v)

In diesem Fall sollte eine einzugsgebietspezifische Flächenvalidierung der Stickstoffein- und -austräge erfolgen, da der GWM ein mittleres gesichertes Denitrifikationspotential zugewiesen wurde. Der niedrigste Stickstoffexzess wurde unter der Landnutzungsform Wald gemessen, da dort mit keinen diffusen anthropogenen Nitrateinträgen zu rechnen ist.

Im weiteren Teil des Kapitels wird nun die Abhängigkeit zwischen Stickstoffexzess und der am GWM-Standort vorkommenden Bodengesellschaft untersucht. Zur besseren Übersicht ist die Verteilung der GWM in den jeweiligen Bezugseinheiten in Abbildung 31, die dazugehörigen Verteilungen in Abbildung 32 dargestellt.

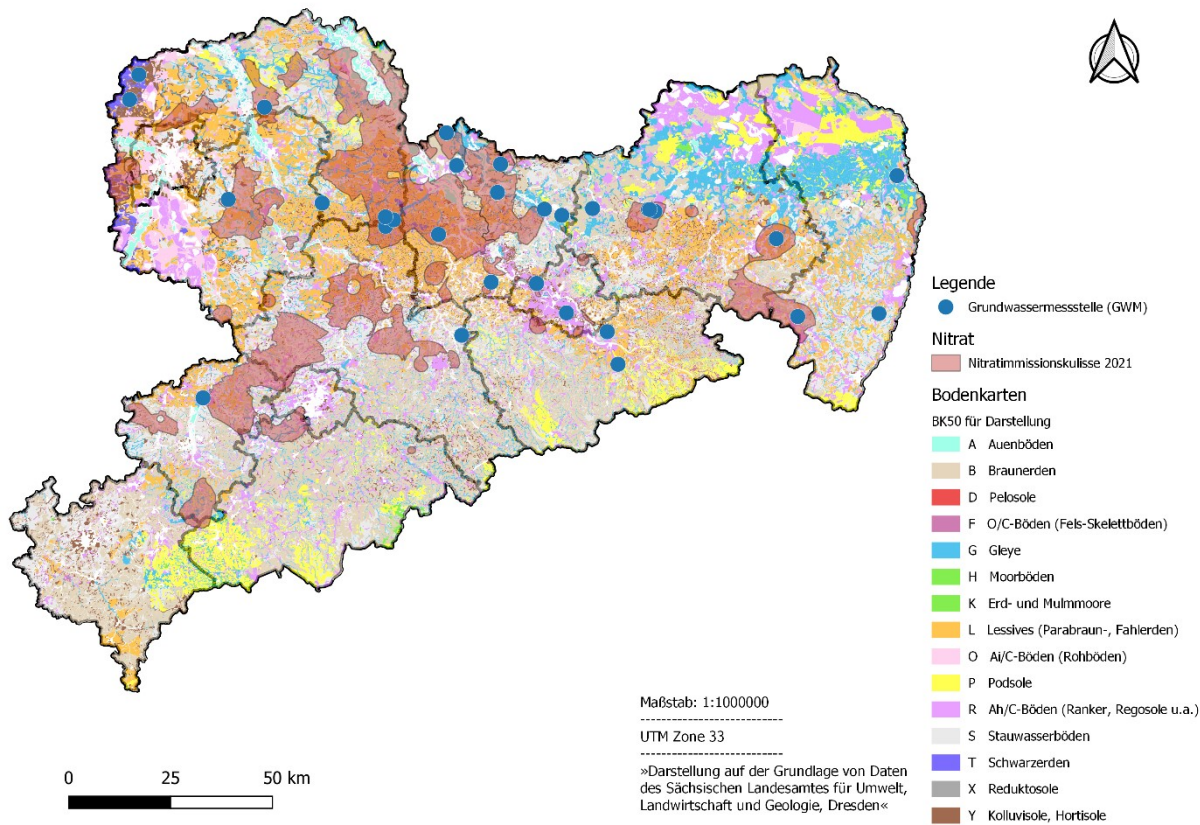


Abbildung 31: Übersichtskarte der vorkommenden Bodengesellschaften der GWM unter dem Hintergrund der Nitratimmissionskulisse 2021.

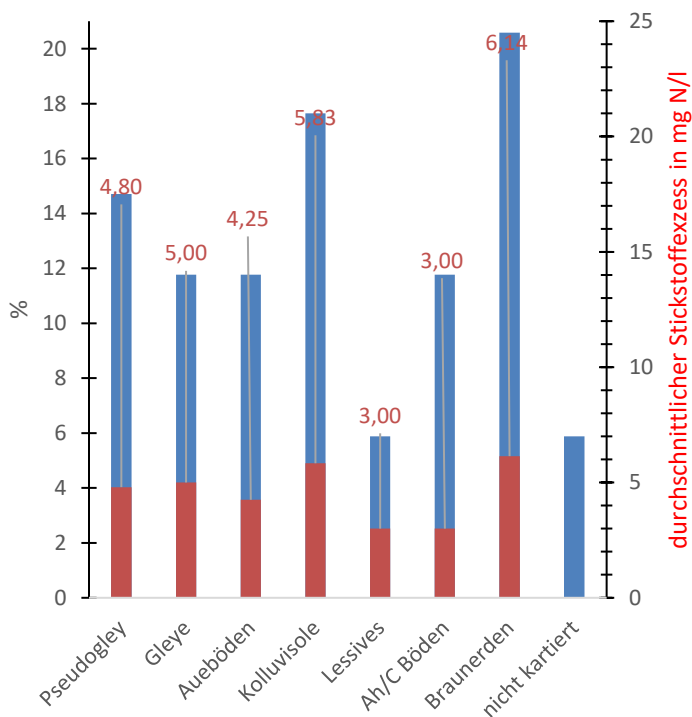


Abbildung 32: Verteilung der vorkommenden Bodengesellschaften der GWM mit den jeweiligen durchschnittlichen Stickstoffexzess-Konzentrationen (orange) in mg N/l (n=34).

Die Verteilung der Bodengesellschaften und ihre mittleren Stickstoffexzesskonzentrationen ist sehr heterogen. Braunerden weisen mit einem durchschnittlichen Stickstoffexzess von 6,14 mg N/l den höchsten Wert auf, gefolgt von lessivierten Böden mit der niedrigsten N-Konzentration von 3 mg N/l. Im Vergleich dazu sind die DOC-Konzentrationen in den Aue- und Gleyböden mit durchschnittlich 4 mg/l am höchsten, wohingegen die Braunerden nur durchschnittliche DOC-Konzentrationen von 2 mg/l aufweisen, trotz des hohen Stickstoffexzesses. Damit ist nachgewiesen, dass diese Böden einen höheren Umfang an reaktivem organischem Material besitzen. In Hinblick auf die niedrigere Denitrifikationsrate von 4,35 mg N/l bestätigt sich die Annahme aus Kapitel 2.1, dass es keinen direkten Zusammenhang zwischen DOC-Konzentrationen und heterotropher Denitrifikation gibt, obwohl oft angenommen wird, dass Aueböden aufgrund ihrer höheren OC/DOC – Gehalte über ausreichend Reduktionsmittel verfügen.

Denn in Kapitel 3.1.2 wurde bereits evaluiert, dass der dominante Denitrifikationsprozess durch disulfidhaltige Reduktionsmittel autotropher Natur ist, was wiederum die hohen Stickstoffexzesse von Braunerde, unterlagert von den glazifluviatilen Ablagerungen

(Sand, Kies, Schluff), erklärt. Diese Annahme müsste jedoch quantitativ über die Auswertung von Bohrkernproben zur Bestimmung der gesamten Kohlenstoff (TOC)- und Disulfidmineralgehalte einzugsgebietsspezifisch überprüft werden. Des Weiteren finden sich die höchsten Nitratkonzentrationen in den Bodengesellschaften Lessives und Gleyböden. Böden, welche unter dem Einfluss von tonverlagernden Prozessen stehen, weisen in der Regel leicht saure pH-Werte zwischen 5,0 und 6,5 auf. Dabei kommt es zur Ausflockung der Tonmineralpartikel, welche über das Sickerwasser in tiefere Bodenhorizonte verlagert werden. Unter Umständen kann dies auch die hydraulische Leitfähigkeit des Bodens langfristig beeinflussen, da mit dem Sickerwasser verlagernde Tonpartikel aufgrund eines wechselnden geochemischen Milieus wieder ausgefällt werden können und die Mesoporen verstopfen. Damit entstehen, wie in den grundwasserbeeinflussten Böden der Gleye, unterschiedliche Redoxfronten aus oxischen und anoxischen Bereichen in denen nur teilweise Denitrifikationsprozesse stattfinden können. Trotzdem weisen Gleye eine höhere Denitrifikationsdynamik mit durchschnittlich 5 mg/l auf, da diese Böden aus rezentem reaktivem organischem Material abgelagert wurden, so dass die Denitrifikationsdynamik der heterotrophen Denitrifikation in den Auengebieten schnell und effektiv verläuft (HYDOR, 2017). Der überwiegende Anteil an Gleye-Böden der untersuchten GWM wurde bei der Ganglinienanalyse in Kapitel 3.1.2 jedoch beiden Denitrifikationsprozesse zugeordnet. Dadurch zeigt sich, dass die heterotrophe Denitrifikation in den Auengebieten vorkommt, diese aber durch den autotrophen Denitrifikationsprozess unterstützt wird.

Der Bodentyp Kolluvisol weist im Vergleich zu den anderen Bodengesellschaften als zweithöchste Bodengesellschaft Stickstoffexzesse von durchschnittlich 5,8 mg N/l auf. Diese Böden befinden sich vorzugsweise auf landwirtschaftlichen Nutzflächen, da die Oberbodenhorizonte durch anthropogene bodenbearbeitende Prozesse und Humusanreicherungen ständig überlagert werden. Dies stellt daher auch eine Substratanreicherung eines potentiellen Abbauvermögens für die heterotrophe Denitrifikation in Abhängigkeit des Flurabstandes dar.

4 Zusammenfassung

Zielsetzung des vorliegenden Berichtes war die Evaluierung der Denitrifikationspotentiale unter dem Gesichtspunkt der Nitratbelastungssituation in Hinblick auf an den Grundwassermessstellen vorkommenden Bodengesellschaften und Landnutzungen, um darauf aufbauend, einzugsgebietsspezifische Untersuchungen zum Erlangen eines vertieften Prozessverständnisses realisieren zu können. Die Milieubedingungen im Grundwasser als Voraussetzung für eine Denitrifikation konnten als überwiegend reduzierende Verhältnisse nachgewiesen werden. Zudem zeigt sich aufgrund der heterogenen Messstellenverteilung eine Gruppierung in oxische und reduzierende GWM. Des Weiteren wurde eine tiefenabhängige Redoxzonierung in Abhängigkeit der Filtermitte unter der Grundwasseroberfläche nachgewiesen. Wichtig ist hierbei auch eine Einzelfallbetrachtung der GWM-Gruppen und Ausbau im oberen und unteren Bereich des GWL, mit dem Beispiel Ebersbach (MKZ: 49530001 und 49530002), dessen unterlagernder Grundwasserstauer/-hemmer zu einer Ansammlung nitrathaltigen Grundwassers im unteren GWM-Ausbau führte.

- Bei der Identifikation des Denitrifikationsprozesses war der dominante Prozess in den GWM die autotrophe (chemolithotrophe) Denitrifikation. Bei 42 % der untersuchten GWM wurde eine Kombination beider Denitrifikationsarten festgestellt. Nur 3 % der untersuchten Messstellen wiesen eine alleinige heterotrophe (chemoorganotrophe) Denitrifikation auf. Durch die hydrochemische Bewertung nach CREMER (2015) konnte in 45 % der Messstellen ein rezentes autotrophes Abbaupotential zugeordnet werden, wohingegen 55 % ein abnehmendes Potential aufweisen.
- Durch die Kombination der hydrochemischen Bewertung mittels Redoxpotential und Sauerstoff im Einklang mit den Stickstoffexzessdaten der N_2 -Ar-Methode wurde nur in 60 % der GWM ein mittleres bis niedriges gesichertes Denitrifikationspotential bestimmt. Des Weiteren wies nur rund ein Viertel der Messstellen ein hohes gesichertes Denitrifikationspotential auf. Diese liegen jedoch alle außerhalb der nitratbelasteten Gebiete der Nitratimmissionskulisse von 2021 für den Freistaat Sachsen. Die eingetragenen Nitratinitialkonzentrationen konnten nur zu 50 % durch Denitrifikationsprozesse abgebaut werden, was einem geringen Abbau nach Abbildung 25 entspricht. Die Mindestraten und Verweilzeiten lagen beide durchschnittlich im mittleren Bereich mit jeweils 2 - 5 mg N/Jahr und 5 - 20 Jahre.
- Die räumliche Interpretation des untersuchten Datenbestandes ergab für die Landnutzungsform Ackerland die höchsten Nitratkonzentrationen und Denitrifikationsraten. Aufgrund der hohen Abundanz der Sulfatkonzentrationen wird vermutet, dass das Abbauvermögen der oberflächennahen elster- und saaleeiszzeitlich geprägten Grundwasserleiter in Hinblick auf die autotrophe Denitrifikation stark schwankend ist. Darüber hinaus dominierte der Stickstoffexzess bei den Bodengesellschaften Braunerde und Kolluvisole. Gley- und Lessivierte Böden besaßen trotz der erhöhten DOC-Konzentrationen im Grundwasser und den aus der Literatur zugesprochenen guten Denitrifikationseigenschaften (ZWEIG et al., 2006; HYDOR, 2017) niedrigere gemessene Stickstoffexzesse. Dies bestätigt die Untersuchungen von DVGW (2015), wonach die DOC-Konzentrationen als Indikator für eine heterotrophe Denitrifikation in den meisten Wassergewinnungsgebieten vernachlässigt werden können.

Weitere Untersuchungen sollten auf dieser Grundlage vor allem in den nitratbelasteten Feldblöcken der Trinkwasserschutzgebiete Jahnaue I und II und Kamenz-Lückersdorf durchgeführt werden. In diesen Gebieten sind seit Jahren hohe Nitratkonzentrationen im Grund- und Sickerwasser zu verzeichnen und die ermittelten gesicherten Denitrifikationspotentiale liegen in den Kategorien niedrig bis kein. Für die GWM Gastewitz B 1/2016 (MKZ: 47440016) wurde sogar nach der hydrochemischen Bewertung nach CREMER (2015) ein erschöpftes autotrophes Denitrifikationspotential ermittelt. Daher bietet sich die Bestimmung des Abbauvermögens durch Bohrkernproben an, um zu überprüfen, ob die vorhandenen Reduktionsmittel an OC/DOC bzw. der Disulfidminerale irreversible verbraucht wurden:

“Insbesondere der an den Pyritschwefel gebundene Anteil des Nitratabbauvermögens ist relevant, da dieser für einen schnellen und vollständigen Nitratabbau sorgt.” (DVGW, 2015)

Zudem bietet sich eine flächenhafte einzugsgebietsspezifische Validierung von Stickstoffexzessdaten mit dem Flächenbilanzmodell ArcEGMO zur Bestimmung der Umsatzraten aus den resultierenden Sickerwasser- verweilzeiten nach dem Vorgehen von ESCHENBACH et al. (2018) an. Für ein weiteres zukünftiges Vorgehen bei der Bewertung der Denitrifikationspotentiale im Grundwasserleiter und der Bestimmung des Grundwasseralters im Zusammenhang mit der für Sachsen bevorstehenden Nitratimmissionskulisse wurde auf Basis der hydrochemischen Schwellenwerte der Parameter Nitrat, Sauerstoff und Redoxpotential ein Probenahmeschema erstellt (siehe Abbildung 33). Dies sollte bei der Neuerrichtung von GWM und bei bevorstehenden Altersbestimmungen des Messnetzes in Betracht gezogen werden. Neben der erforderlichen Tritium-Helium-Altersbestimmung werden bei der Erstanalyse der Grundwasserproben die zur Denitrifikation erforderlichen Grundwassermilieubedingungen anhand der Schwellenwerte der Parameter Nitrat, Sauerstoff und Redoxpotential bewertet, um anschließend weitere isotopehydrologische Untersuchungen (N_2 -Ar-Methode, $\delta^{15}N$, $\delta^{18}O$) zur Bewertung des Denitrifikationspotentials und zur Identifizierung der Nitratintragsquellen durchzuführen. Stark reduzierende Grundwässer (Sauerstoffkonzentrationen und Redoxpotentiale < 50 mV), welche Nitratkonzentrationen > 50 mg/l aufweisen, sollten einer Stickstoffexzessuntersuchung mittels N_2 -Ar-Methode unterzogen werden. Dies gilt auch für leicht reduzierende bis oxische Grundwässer (Sauerstoffkonzentrationen > 2 mg/l und Redoxpotentiale > 250 mV), welche Nitratkonzentrationen < 50 mg/l, aber > 35 mg/l nachgewiesen haben. Besitzen die Messtellen geringere Nitratkonzentrationen (< 35 mg/l) sind keine N_2 -Ar-Untersuchungen zur Bewertung des Denitrifikationspotentials nötig. Zur Identifizierung der Nitratintragsquellen an GWM mit Nitratkonzentrationen > 50 mg/l kann zusätzlich eine Untersuchung der Grundwasserproben auf $\delta^{15}N$ und $\delta^{18}O$ nach KENDALL & MCDONNELL (1998), beziehungsweise Untersuchungen im Sediment des Bohrprofils mit Tiefenintervallen von 1 m auf die Parameter mineralisierter Stickstoff (N_{min}), mineralisierter Schwefel (S_{min}), Kalkgehalt ($CaCO_3$), Gesamtkohlenstoffs (Ct), organischen Kohlenstoff (Corg) und den Wassergehalt erfolgen.

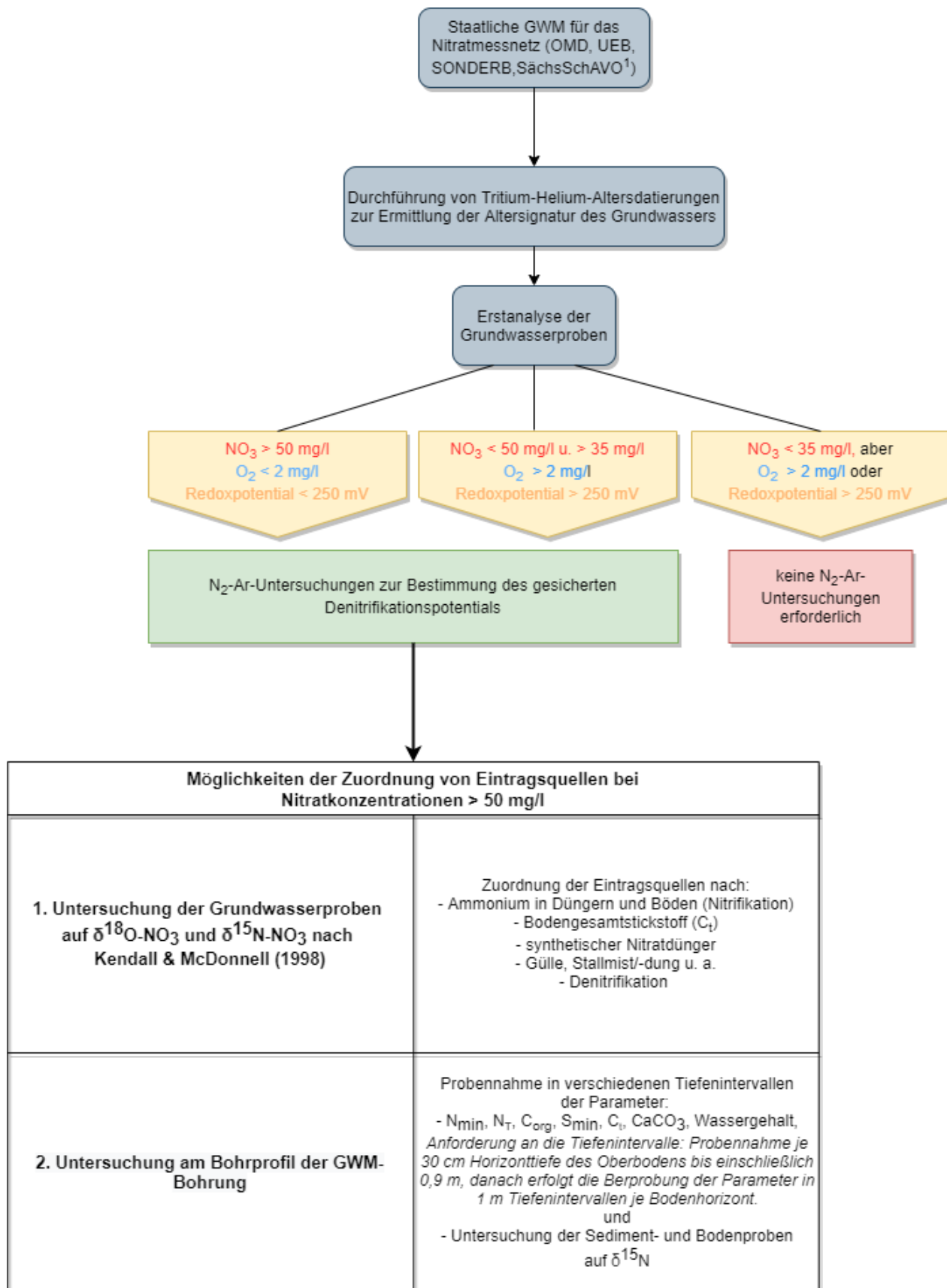


Abbildung 33: Möglichkeit der weiteren Probennahme zur Bewertung des Denitrifikationspotentials mittels N_2 -Ar-Methode im Grundwasserleiter und der Bestimmung des Grundwasseralters nach hydrochemischen Schwellenwerten der hydrochemischen Parameter Nitrat, Sauerstoff und Redoxpotential.

Literaturverzeichnis

- AHMAD, N. (HG.) (1996): Nitrogen Economy in Tropical Soils. Dordrecht: Springer Netherlands.
- AMBERGER, A.; SCHMIDT, H.L. (1987): Natürliche Isotopengehalte von Nitrat als Indikatoren für dessen Herkunft.
- ALMASRI, MOHAMMAD N. (2007): Nitrate contamination of groundwater: A conceptual management framework. In: Environmental Impact Assessment Review 27 (3), S. 220–242.
DOI: 10.1016/j.eiar.2006.11.002.
- APPELO, C.A.J; POSTMA, D. (2005): Geochemistry, Groundwater and Pollution, Second Edition, A.A. Balkema Publishers, Leiden.
- ARANGO, C. P.; TANK, J. L. (2008): Land use influences the spatiotemporal controls on nitrification and denitrification in headwater streams. In: Journal of the North American Benthological Society 27 (1), S. 90–107. DOI: 10.1899/07-024.1.
- BALASUBRAMANIAN, V., B. ALVES, M.S. AULAKH, M. BEKUNDA, Z. CAI, L. DRINKWATER, D. MUGENDI, C. VAN KESSEL, AND O. OENEMA. (2004): Crop, environmental and management factors affecting nitrogen use efficiency. In: Agriculture and the Nitrogen Cycle: Assessing the Impacts of Fertilizer Use on Food Production and the Environment (Editors: A.R. Mosier, J.K. Syers and J.R. Freney), S. 19-33. Island Press, Washington, USA.
- BELKIN, S. (Hg.) (2000): Environmental Challenges. Dordrecht: Springer Netherlands.
- BÖTTCHER, J., STREBEL, O., KÖLLE, W. (1992): Redox conditions and microbial sulfur reactions in the Fuhrberger Feld sandy aquifer; in: Matthess, G., Frimmel, F., Hirsch, P., Schulz, H.D., Usdowski, H.-E. (Herausgeber): Progress in Hydrogeochemistry, Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- BÖTTCHER, J.; STREBEL, O., VOERKELIUS, S.; SCHMIDT, H.-L. (1990): Using isotope fractionation of nitrate-nitrogen and nitrate-oxygen for evaluation of microbial denitrification in a sandy aquifer, Journal of Hydrology, 114, S. 413 – 424.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (2020): Nitratbericht.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (2021): Statistischer Monatsbericht Kapitel A -Nährstoffbilanzen und Düngemittel, Nährstoffbilanz insgesamt von 1990 – 2019 (MTB-0111260-0000).
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND NUKLEARE SICHERHEIT (2016): Nitratbericht.
- CHANG, C.Y; KENDALL, C., SILVA, S., BATTAGLIN, W., CAMPBELL, D. (2002): Nitrate stable isotopes: tools for determining nitrate sources among different land uses in the Mississippi River Basin. In: Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59 (12), S. 1874–1885. DOI: 10.1139/f02-153.
- CHRISTENSEN, B.T.; JOHNSTON, A.E. (1997): Soil organic matter and soil quality lessons learned from long term experiments at Askov and Rothamsted, Chapter 18, S.399 - 430.
- CHOI, W.-J., HAN, G.-H., LEE, S.-M., LEE, G.-T., YOON, K.-S., CHOI, S.-M., RO, H.-M. (2007): Impact of land-use types on nitrate concentration and $\delta^{15}\text{N}$ in un-confined groundwater in rural areas of Korea. In: Agriculture, Ecosystems & Environment 120 (2-4), S. 259–268. DOI: 10.1016/j.agee.2006.10.002.
- CREMER, N. (2015): Nitrat im Grundwasser – Konzentrationsniveau, Abbauprozesse und Abbaupotential im Tätigkeitsbereich des Erftverbands.
- CZEKAJ, J., JAKÓBCZYK-KARPIERZ, S., RUBIN, H., SITEK, S., WITKOWSKI, A. (2016): Identification of nitrate sources in groundwater and potential impact on drinking water reservoir (Goczałkowice reservoir, Poland). In: Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C 94, S. 35–46.
DOI: 10.1016/j.pce.2015.11.005.

- DANNI, S., BOUCHAOU, L., ELMOUDEN, A., BRAHIM, Y., N'DA, B. (2019): Assessment of water quality and nitrate source in the Massa catchment (Moroc-co) using δ 15N and δ 18O tracers. In: Applied radiation and isotopes: including data, instrumenta-tion and methods for use in agriculture, industry and medicine 154, S. 108859.
- DELWICHE, C. C.; BRYAN, A. B. (1976): Denitrification, Department of Land, Air and Water Resources, Annual Reviews Microbiology, 30:241-62.
- DEUTSCHER VEREIN DES GAS- UND WASSERFACHES DVGW (2015): Abschlussbericht - Konsequenzen nachlassenden Nitratabbauvermögens in Grundwasserleiter. DVGW, Förderkennzeichen W 1/06/08. DVGW. Bonn. August 2013.
- DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E. V. (2021): Auswirkungen von landwirtschaftlichen Maßnahmen auf die Beschaffenheit des Sicker- und Grundwassers.
- EGBI, C.-D., ANORNU, G.- K., GANYAGLO, S.- Y., APPIAH-ADJEI, E.- K., LI, S.-L., DAMPARE, S.- B. (2020): Nitrate contamination of groundwater in the Lower Volta River Basin of Ghana: Sources and related human health risks. In: Ecotoxicology and environmental safety 191, S. 110227.
- EISENMANN, H.; STÖCKL, M. (2018): Isotopenhydrologische Untersuchungen am Werksgelände Industriepark Schwarze Pumpe Senftenberg, Isodetect Umweltmonitoring GmbH.
- ESCHENBACH, W., BUDZIAK, D., ELBRACHT, J., HÖPER, H., KRIENEN, L., KUNKEL, R. (2018): Möglichkeiten und Grenzen der Validierung flächenhaft modellierter Nitrateinträge ins Grundwasser mit der N₂/Ar-Methode. In: Grundwasser 23 (2), S. 125–139.
- FIEDLER, S. (2005): Ermittlung, Abschätzung und Bewertung des Nitratbelastungsrisikos für das Grundwasser im landwirtschaftlich genutzten Wassereinzugsgebiet der Wasserfassung Jahna-Aue.
- FRÖHLICH, K. (2008): On dating old groundwater, Isotopenpraxis, v.26 (12), S. 557-560.
- GARDNER, K.; VOGEL, R. M. (2005): Predicting Ground Water Nitrate Concentration from Land Use, in groundwater, Vol. 43, S. 343-352
- GOSS, M. J.; GOORAHOO, D. (1996): Nitrate contamination of groundwater: Measurement and prediction. In: N. Ahmad (Hg.): Nitrogen Economy in Tropical Soils. Dordrecht: Springer Netherlands, S. 331–338.
- GRIEBLER, C.; LUEDERS, T. (2009): Microbial biodiversity in groundwater ecosystems. In: Freshwater Biology 54 (4), S. 649–677.
- GRWV (2017): Grundwasserverordnung vom 9. November 2010 (BGBl. I S. 1513), zuletzt durch Artikel 1 am 04. Mai 2017 geändert BGBl. I S. 1044).
- HEIDE, C. VON DER, BÖTTCHER, J., DEURER, M., WEYMANN, D., WELL, R., DUIJNISVELD, W.H.M. (2008): Spatial variability of N₂O concentrations and of denitrification-related factors in the surficial groundwater of a catchment in Northern Germany. In: Journal of Hydrology 360 (1-4), S. 230–241.
- HISCOCK, K. M., LLOYD, J. W., LERNER, D. N. (1991): Review of natural and artificial denitrification of groundwater, Wat. Res. Vol. 25, No. 3, S. 1099 - 1111
- HYDOR (2017): Charakterisierung der Milieubedingungen im Grundwasser als Voraussetzung für die Quantifizierung des Nitratabbauvermögens in Sachsen-Anhalt.
- HYDOR (2020): N₂/Ar - Untersuchungen im Grundwasser in Sachsen-Anhalt.
https://lhw.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik_und_Verwaltung/Landesbetriebe/LHW/neu_PDF/5.0_GLD/Dokumente_GLD/Berichte_Dokumente_GW/2020_N2_Ar_HYDOR.pdf.
- IHLING, H., PETZOLD, R. (2020): Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Reduzierung der Nitratbelastung im Einzugsgebiet der Quelfassung Schleinitz. In: Grundwasser - Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie 25 (4), S. 285–299.
- KENDALL, C. (1998): Tracing Nitrogen Sources and Cycling in Catchments. In: Isotope Tracers in Catchment Hydrology: Elsevier, S. 519–576.

- KNOBELOCH, L.; SALNA, B.; HOGAN, A.; POSTLE, J.; ANDERSON, H. (2000): Blue babies and nitrate-contaminated well water. In: *Environmental health perspectives* 108 (7), S. 675–678.
DOI: 10.1289/ehp.00108675.
- KÖHLER, K.; DUYNISVELD, W.; BÖTTCHER, J. (2006): Nitrogen fertilization and nitrate leaching into groundwater on arable sandy soils. In: *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 169 (2), S. 185–195.
DOI: 10.1002/jpln.200521765.
- KNÖLLER, K., VOGT, C., HAUPT, M., FEISTHAUER, S. & RICHNOW, H.-H. (2011): Experimental investigation of nitrogen and oxygen isotope fractionation in nitrate and nitrite during denitrification. *Biogeochemistry* 103, 371-384, doi:10.1007/s10533-010-9483-9.
- KUHR, P. KUNKEL, R., TETZLAFF, B. & F. WENDLAND (2014): Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt unter Anwendung der Modellkombination GROWA-WEKU-MEPHos.- FZ Jülich, Endbericht vom 25.04.2014, Jülich.
- KUNKEL, R.; VOIGT, H.-J.; WENDLAND, F.; HANNAPPEL, S. (2004): Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland
- LOGES, L., TAUBE, F. (2005): Nitrogen balances, nitrate leaching and energy efficiency of conventional and organic farming systems on fertile soils in northern Germany.
- MAHVI, A. H.; BABAEI, A. A.; NABIZADEH, R. (2005): Agricultural activities impact on groundwater nitrate pollution.
- MASSMANN, G., SÜLTENFUß, J., DÜNNBIER, U., KNAPPE, A., TAUTE, T., PEKDEGER, A. (2008): Investigation of groundwater residence times during bank filtration in Berlin: a multitracer approach. In: *Hydrol. Process.* 22 (6), S. 788–801.
- MINET, E.; COXON, C. E.; GOODHUE, R.; RICHARDS, K. G.; KALIN, R. M.; MEIER-AUGENSTEIN, W. (2012): Evaluating the utility of ¹⁵N and ¹⁸O isotope abundance analyses to identify nitrate sources: A soil zone study. In: *Water Research* 46 (12), S. 3723–3736.
- NEUKUM, DR. C., SEIBERT, DR. S., POST, V., KÖNIGER, DR. P., BÄUMLE, DR. R., DESENS, A., HOUBEN, DR. G., (2020) BGR: Standortauswahl 9S2019070000 - Ausschlusskriterium Grundwasseralter (Abschlussbericht).
- NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ (NLWKN) (2019): Grundwasserbericht Niedersachsen – Grundwasserstand sowie Güteparameter Nitrat und Arzneimittel im Grundwasser.
- NITRATRICHTLINIE 91/676/EWG (1991): <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX:31991L0676> (letzter Abruf: 7.12.2021 15:00 Uhr).
- OFFICE, PUBLICATIONS (2016): Rechtssache C-543/16: Klage, eingereicht am 27. Oktober 2016 — Europäische Kommission/Bundesrepublik Deutschland.
- OSENBRÜCK, K., FIEDLER, S., KNÖLLER, K., WEISE, S.-M., SÜLTENFUß, J., OSTER, H., STRAUCH, G. (2006): Timescales and development of groundwater pollution by nitrate in drinking water wells of the Jahna-Aue, Saxonia, Germany. In: *Water Resour. Res.* 42 (12).
- PÄLCHEN, W. (2011): Geologischer Bau und Entwicklungsgeschichte von Sachsen. Mit 16 Tabellen (2011). 2. korrigierte Aufl. Stuttgart: Schweizerbart.
- PEETERS, F., BEYERLE, U., AESCHBACH-HERTIG, W., HOLOCHER, J., BRENNWALD, M.-S., KIPFER, ROLF (2003): Improving noble gas based paleoclimate reconstruction and groundwater dating using ²⁰Ne/²²Ne ratios. In: *Geochimica et Cosmochimica Acta* 67 (4), S. 587–600.
- PLOCH, G. (2020): Auswertung der Daten zur Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Nutzflächen und Bewertung von zwei Nitrat-Hotspots im Grundwasser des unterirdischen Einzugsgebietes der Trinkwasserfassung Jahnaue 2 (Landkreis Mittel- und Nordsachsen)

- POOR, CARA J., MCDONNELL, JEFFREY J. (2007): The effects of land use on stream nitrate dynamics. In: *Journal of Hydrology* 332 (1-2), S. 54–68.
- RICHARD L. SMITH, MARNIE L. CEAZAN, MYRON H. BROOKS (1994): Autotrophic, Hydrogen-Oxidizing, Denitrifying Bacteria in Groundwater, Potential Agents for Bioremediation of Nitrate Contamination.
- SÄCHSSCHAVO (2014): Verordnung des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft über Schutzbestimmungen und Ausgleichsleistungen für das erhöhte Aufwenden der Land- und Forstwirtschaft in Wasserschutzgebieten, letzte Änderung 12.06.2014.
- SCHNEIDER, P., VOERKELIUS, S., OSENBRÜCK, K., MEYER, J. (2003): Anwendung von isotopehydrologischen Methoden bei Einzugsgebietsuntersuchungen.
- SINKEVICIUS, V. (2021): Umsetzung des Urteils des Gerichtshofs der Europäischen Union vom 21. Juni 2018 in der Rechtssache C-543/16 (Nitrate) durch die Bundesrepublik Deutschland
- SOARES, M. I. M. (2000): Biological Denitrification of Groundwater. In: Shimshon Belkin (Hg.): *Environmental Challenges*. Dordrecht: Springer Netherlands, S. 183–193.
- SOARES, M.I.M. (2002): Denitrification of groundwater with elemental sulfur. In: *Water Research* 36 (5), S. 1392–1395.
- SÜLTENFUSS, J., MASSMANN, G. (2004): Datierung mit der ³He-Tritium-Methode am Beispiel der Uferfiltration im Oderbruch. In: *Grundwasser* 9 (4), S. 221–234.
- TEFERA, A.-K., WASSIE, A.-B., SINSHAW, B.-G., DEFERSHA, D.-T., TAKELE, T.-A., ATANAW, S.-B. (2021): Groundwater quality evaluation of the alluvial aquifers using GIS and water quality indices in the Upper Blue Nile Basin, Ethiopia. In: *Groundwater for Sustainable Development* 14, S. 100636. DOI: 10.1016/j.gsd.2021.100636.
- WENDLAND, F. (1992): Nitrat im Grundwasser der „alten“ Bundesländer, *Berichte aus der Ökologischen Forschung*, Band 8.
- WENDLAND, F.; KUNKEL, R. (1999): Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeeinzugsgebietes, in *Schriften des Forschungszentrum Jülich*, Band 13.
- WEYMANN, D., R. WELL, H. FLESSA, C. VON DER HEIDE, M. DEURER, K. MEYER, C. KONRAD, W. (2008): Groundwater N₂O emission factors of nitrate contaminated aquifers derived from denitrification progress and N₂O accumulation, *Biogeosciences*, 5, S. 1215 - 1226.
- WISOTZKY, F., CREMER, N., LENK, S. (2018): *Angewandte Grundwasserchemie, Hydrogeologie und hydrogeochemische Modellierung*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- WRIEDT, G., SPINDLER, J., NEEF, T., MEIßNER, R., RODE, M. (2007): Groundwater dynamics and channel activity as major controls of in-stream nitrate concentrations in a lowland catchment system? In: *Journal of Hydrology* 343 (3-4), S. 154–168. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2007.06.010.
- XU, G., MAGEN, H., TARCHITZKY, J., KAFKAI, U. (2000): *Advances in Chloride Nutrition of Plants*, *Advances in Agriculture*, Vol. 68.
- ZWEIG, M., BUFE, J., ANDREAE, H. (2006): Diffuse Belastung von Grundwasserkörpern in Sachsen. In: *Wasserwirtschaft* 96 (6), S. 20–25.

Anhang

Tabelle A: Zusammenfassung der ermittelten gesicherten Denitrifikationspotentiale, Mindestraten und hydrochemischen Auswertungen.

MKZ	Name	Bodentyp/-vergesellschaftung	Landnutzung	NO ₃ t ₀ 2019/2020 [mg NO ₃ /l]	Art der Denitrifikation (Ganglinienanalyse)	hydrochemische Bewertung nach Cremer (2015)	hydrochemische Bewertung mit Redoxpotential und Sauerstoff	gesichertes Denitrifikationspotential	Mindestraten [mg N/a]
44393876	Hy Kyh 38/1976	Kolluvisol über erodierter Pseudogley-Parabraunerde	nicht bew. Ackerland	78,56	chemolithotroph und chemoorganotroph	zunehmend	starker Nitratabbau	hoch	1,00
45394676	Hy Koelsa 46/1976	vergleyter Pseudogley-Tschernosem	nicht bew. Ackerland	100,71	chemolithotroph und chemoorganotroph	abnehmend	starker Nitratabbau	hoch	6,83
45420008	Paschwitz, GWM 1/2011	Pseudogley-Kolluvisol	nicht bew. Ackerland	159,84	chemoorganotroph	zunehmend	Nitratabbau	mittel	k.D.
45466003	ALT Nieska 1/1994	Braunerde	Kiefernwald	102,14	erschöpftes Potential	abnehmend	Nitratabbau	mittel	0,52
46460002	HYP Wülknitz Riesa 100/1998	lessivierte Braunerde	nicht bew. Ackerland	79,91	kein Nitrateintrag bzw. voll. D. beider Arten	zunehmend	starker Nitratabbau	hoch	1,75
46476447	Zabeltitz HySöfGn 3/1983	lessivierte Braunerde	nicht bew. Ackerland	119,12	chemolithotroph	zunehmend	kein Nitratabbau	niedrig	3,06
4655T0001	Rothenburg-Dunkelhäuser, temp.	Gley	nicht bew. Ackerland	16,00	erschöpftes Potential	stark zunehmend	kein Nitratabbau	kein	0,00

MKZ	Name	Bodentyp/-vergesellschaftung	Landnutzung	NO3t0 2019/2020 [mg NO3/l]	Art der Denitrifikation (Ganglinienanalyse)	hydrochemische Bewertung nach Cremer (2015)	hydrochemische Bewertung mit Redoxpotential und Sauerstoff	gesichertes Denitrifikationspotential	Mindestraten [mg N/a]
4655T0002	Rothenburg-Dunkelhäuser, temp, UP, 2010	Gley	nicht bew. Ackerland	49,10	kein Nitrateintrag bzw. voll. D. beider Arten	zunehmend	starker Nitratabbau	hoch	1,00
47410405	Lindhardt, Forst	Auengley	Laubwald	45,71	chemolithotroph und chemoorganotroph	abnehmend	Nitratabbau	mittel	2,65
47430006	Mutzschen, OT Göttwitz, GWM 1, o P	Kolluvisol	Weideland/G ründlandn.	53,97	keine Auswertung möglich	abnehmend	Nitratabbau	mittel	1,20
47430007	Mutzschen, OT Göttwitz, GWM 2, u P	Kolluvisol	Weideland/G ründlandn.	50,14	keine Auswertung möglich	gleichbleibend	Nitratabbau	mittel	2,60
47440003	Jahna, HyJaPu 1/2009, WSG Jahnaue 2	pseudo-vergleyte Tschernosem-Parabraunerde	nicht bew. Ackerland	118,85	chemolithotroph	zunehmend	kein Nitratabbau	niedrig	12,00
47440005	Schmorren, HySmrn 1/2009, WSG Jahnaue 2	Regosol	nicht bew. Ackerland	137,71	chemolithotroph	zunehmend	kein Nitratabbau	niedrig	3,75
47440016	GWM Gastewitz B 1/2016	Kolluvisol	nicht bew. Ackerland	108,42	erschöpftes Potential	zunehmend	kein Nitratabbau	niedrig	2,94

MKZ	Name	Bodentyp/-vergesellschaftung	Landnutzung	NO3t0 2019/2020 [mg NO3/l]	Art der Denitrifikation (Ganglinienanalyse)	hydrochemische Bewertung nach Cremer (2015)	hydrochemische Bewertung mit Redoxpotential und Sauerstoff	gesichertes Denitrifikationspotential	Mindestraten [mg N/a]
4745T0005	Jahna, Hy JaPu 1/2011	Kolluvisol	nicht bew. Ackerland	65,56	chemolithotroph und chemoorganotroph	schwankend, gleichbleibend	kein Nitratabbau	niedrig	4,80
47470005	Großenhain Brg. ALT Gn 8/2008	nicht kartiert	kon. Städtische Prägung	94,14	keine Auswertung möglich	zunehmend	Nitratabbau	mittel	2,76
47486060	Rödern,P4-99	pseudovergleyter Gley	Weideland/G ründlandn.	48,28	keine Auswertung möglich	gleichbleibend	starker Nitratabbau	hoch	0,33
47488089	Kleinnaundorf, B 32/70, o.P.	podsolige Braunerde	Kiefernwald	9,08	chemolithotroph und chemoorganotroph	zunehmend	starker Nitratabbau	hoch	4,00
47490001	Königsbrück, GWM 1/03	podsolige Braunerde	nicht bew. Ackerland	53,56	chemolithotroph und chemoorganotroph	abnehmend	Nitratabbau	mittel	4,27
4750W0017	GWM Kindswiesen 1/2015	Kolluvisol	nicht bew. Ackerland	66,00	chemolithotroph	zunehmend	Nitratabbau	niedrig	0,00
4750W0018	GWM Lückersdorf 2/2015	Pseudogley	nicht bew. Ackerland	75,00	chemolithotroph	zunehmend	kein Nitratabbau	kein	0,00
4750W0019	Hy Lückersdorf 1/2017	Pseudogley	Obstanabau plantage	48,85	keine Auswertung möglich	k.D	kein Nitratabbau	niedrig	4,05
48456510	Lommatzsch, 8/95	Gley-Kolluvisol	nicht bew. Ackerland	88,42	chemolithotroph	zunehmend, Düngemittel	Nitratabbau	mittel	1,38

MKZ	Name	Bodentyp/-vergesellschaftung	Landnutzung	NO3t0 2019/2020 [mg NO3/l]	Art der Denitrifikation (Ganglinienanalyse)	hydrochemische Bewertung nach Cremer (2015)	hydrochemische Bewertung mit Redoxpotential und Sauerstoff	gesichertes Denitrifikationspotential	Mindestraten [mg N/a]
48539001	Litten, Hy Litn 2/1994	Pseudogley-Parabraunerde	nicht bew. Ackerland	128,70	chemolithotroph	abnehmend	Nitratabbau	mittel	1,00
4947E6129	GWM Röhrsdorf	Lockersyrosem-Regosol	diskont. Städtische Prägung	52,85	keine Auswertung möglich	abnehmend	Nitratabbau	mittel	3,80
49486614_1	Dresden, Kaditz, HyD1/03oP	vergleyte Vega	Weideland/G ründlandn.	226,56	chemolithotroph und chemoorganotroph	abnehmend	Nitratabbau	mittel	1,13
49487036_1	Dresden, Seidnitz, L10-1/94	Lockersyrosem-Regosol	diskont. Städtische Prägung	58,28	chemolithotroph	abnehmend, Erschöpfung	Nitratabbau	mittel	1,33
49530001	GWM Ebersbach oP	Braunerde	Kiefernwald	6,20	keine Auswertung möglich	abnehmend	kein Nitratabbau	kein	0,00
49530002	GWM Ebersbach uP	Braunerde	Kiefernwald	71,00	keine Auswertung möglich	abnehmend	kein Nitratabbau	kein	0,00
4955E9002	Kiesdorf, 2014	Auengley	Obstanbau-plantage	31,39	kein Nitrateintrag bzw. voll. D. beider Arten	gleichbleibend	starker Nitratabbau	hoch	6,86
50460035	GWM Oberschaar	Gley-Pseudogley	Weideland/G ründlandn.	17,93	chemolithotroph und chemoorganotroph	abnehmend	starker Nitratabbau	hoch	k.D.
50490003	Rottwerndorf, B5/1995	Lockersyrosem-Regosol	diskont. Städtische Prägung	13,86	chemolithotroph und chemoorganotroph	abnehmend	starker Nitratabbau	hoch	1,00

MKZ	Name	Bodentyp/-vergesellschaftung	Landnutzung	NO ₃ t0 2019/2020 [mg NO ₃ /l]	Art der Denitrifikation (Ganglinienanalyse)	hydrochemische Bewertung nach Cremer (2015)	hydrochemische Bewertung mit Redoxpotential und Sauerstoff	gesichertes Denitrifikationspotential	Mindestraten [mg N/a]
50496168	Graupa P2/90	Auengley	Mischwald	30,00	chemolithotroph und chemoorganotroph	abnehmend	kein Nitratabbau	kein	0,00
51410022	Glauchau Hy GI 3/2004	nicht kartiert	diskont. Städtische Prägung	66,14	chemolithotroph und chemoorganotroph	zunehmend	Nitratabbau	mittel	4,50

Legende: k.D. = keine Daten

Herausgeber:

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
(LfULG)

Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden

Telefon: + 49 351 2612-0

Telefax: + 49 351 2612-1099

E- Mail: Poststelle.LfULG@smekul.sachsen.de

www.lfulg.sachsen.de

Autoren:

Jakob Rößger

Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

Naturwissenschaftliche Fakultät III

Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften

06099 Halle

E-Mail: jakob.roessger@student.uni-halle.de

Heiko Ihling

Abteilung 4/Referat 43

Zur Wetterwarte 11

01109 Dresden

Telefon: + 49 351 8928-4310

Telefax: + 49 351 8928-4099

E-Mail: Heiko.Ihling@smekul.sachsen.de

Stefan Geyer

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ

Groundwater Resources Research group

Department Catchment Hydrology

Theodor-Lieser-Straße 4

06120 Halle (Saale)

E-Mail: stefan.geyer@ufz.de

Redaktion:

Heiko Ihling

Abteilung 4/Referat 43

Zur Wetterwarte 11

Telefon: + 49 351 8928-4310

Telefax: + 49 351 8928-4099

E-Mail: Heiko.Ihling@smekul.sachsen.de

Foto:

Deckblattfoto Grundwasserprobennahme zur T-He-Altersdatierung

am Messstellenbündel Leipzig Heiterblick, NA 6/2/94

(MKZG: 46401517_2)

Redaktionsschluss:

22.12.2021

ISSN:

1867-2868

Hinweis:

Die Broschüre steht nicht als Printmedium zur Verfügung, kann aber als PDF-Datei unter <https://publikationen.sachsen.de> heruntergeladen werden.

Verteilerhinweis

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen ihrer verfassungsmäßigen Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben.

Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen. Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung.

*Täglich für
ein gutes Leben.*

www.lfulg.sachsen.de