



Fortführung der Untersuchung des Denitrifikationspotentials im Grundwasser

Schriftenreihe, Heft 19/2025



Fortführung der Untersuchung des Grundwasseralters (T-He-Methode) und des Denitrifikationspotentials (N_2 -Ar-Methode) im Grundwasser zur Bewertung nitratbelasteter Grundwasserkörper

M.Sc. Jakob Rößger, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ); Dipl.-Min. Heiko Ihling (LfULG)

unter Mitarbeit von Dr. Stefan Geyer, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)

Projektidee: Dipl.-Min. Heiko Ihling

im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung.....	11
Abstract	11
1 Veranlassung und Zielstellung	12
2 Material und Methoden	14
2.1 Stickstoff-Argon-Methode	14
2.2 Tritium-Helium-Methode.....	17
2.3 Stickstoffbelastungsevaluation am Grundwassermessstellenstandort	21
2.3.1 Allgemein.....	21
2.3.2 Denitrifikation im Grundwasserleiter.....	23
2.3.3 Bestimmung von indikativen Denitrifikationspotentialen	25
2.3.4 Identifikation von Stickstoffumsatzprozessen (Ganglinienanalyse)	28
2.3.5 Quantifizierung eines Nitratabbauvermögens im Grundwasserleiter.....	29
2.4 Datengrundlage	32
2.4.1 Probennahme und Analyse	32
2.4.2 Stammdaten und Visualisierung	34
3 Ergebnisse.....	36
3.1 Hydrogeologie	36
3.1.1 Grundwasserkörper	43
3.1.2 Landnutzung	44
3.1.3 Grundwasserbeschaffenheit.....	47
3.1.4 Grundwasserdynamik.....	73
3.2 Denitrifikationspotentiale	76
3.3 Stickstoff-Exzess	81
3.3.1 Landnutzung	88
3.3.2 Bodengesellschaften	91
3.3.3 Korrelationen	100
3.4 Tritium-Helium-Altersdatierung.....	102
3.5 Stickstoffumsatzprozesse.....	108
3.6 Potentielles Nitratabbauvermögen autotroph denitrifizierender Grundwasserleiter ...	113
4 Diskussion.....	117
5 Schlussfolgerungen und Ausblick	119
Literaturverzeichnis	122
A 1 Anhang.....	127
A 1.1 Stammdaten.....	127

A 1.2	Stickstoff-Argon-Daten und T-He-Alter	132
A 1.3	Beschaffenheitsdaten des Grundwassers.....	137
A 1.4	Denitrifikationspotentiale und N-Mindestraten	152
A 1.5	Tritium-Helium-Altersdatierungen	157

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Grundlage der N ₂ -Ar-Methode (NLWKN, 2012).....	15
Abbildung 2: Beispielhafte Darstellung einer Tritium-Inputfunktion für das Kalibrieren der in einer Grundwasserprobe gemessenen Tritiumkonzentration in Tritium-Einheiten (TU) des Zeitraums 1963 – 1995 für Hof (Bayern) nach SÜLTENFUSS & MASSMANN (2004).	19
Abbildung 3: Geochemische Schichtung eines Grundwasserleiters in Abhängigkeit der Landnutzung und den daraus resultierenden gemessenen Ionen an einer Grundwassermessstelle nach der Publikation des DVGW (2013).	23
Abbildung 4: Gehalte der im Sediment des Grundwasserleiters verfügbaren Reduktionsmittel in Abhängigkeit der Tiefe (DWA, 2015).	30
Abbildung 5: Schematische Darstellung der biochemischen Zugänglichkeit für Bakterien im Strömungsfeld des Porengerüstes (DWA, 2015).	31
Abbildung 6: Versuchsaufbau des Membran-Inlet Massenspektrometer (MIMS) Systems (NLWKN, 2012).	33
Abbildung 7: Übersichtskarte zur Lage der im Rahmen dieser Untersuchungen beprobten Grundwassermessstellen vor dem Hintergrund der neu ausgewiesenen Nitratimmissionskulisse 2022.	36
Abbildung 8: Lage der beprobten Grundwassermessstellen auf Basis einer vereinfachten Kartendarstellung der Hydrogeologischen Übersichtskarte (HÜK) in einer Auflösung von 1:250.000.	37
Abbildung 9: Verteilung der quartären Sedimente in Sachsen (PÄLCHEN & WALTER, 2008).	39
Abbildung 10: Verteilung der verschiedenen Teufen der untersuchten Grundwassermessstellen....	41
Abbildung 11: Filtermitte in m unterhalb der Grundwasseroberfläche gruppiert nach einzelnen Filterklassen in Abhängigkeit ihrer prozentualen Verteilung der Nitratkonzentrationsklassen.....	42
Abbildung 12: Darstellung der untersuchten Grundwassermessstellen vor dem Hintergrund der ausgewiesenen Grundwasserkörper (letzte Zustandserhebung 2020) und ihrem chemischen Zustand bezogen auf den Parameter Nitrat.	43
Abbildung 13: Verteilung der Messstellen vor dem Hintergrund der verschiedenen Landnutzungsklassen auf Basis der Corine Land Cover Daten von 2018.....	45
Abbildung 14: Box-Whisker-Plot der Nitratkonzentrationen in den vereinheitlichten Landnutzungsklassen	46
Abbildung 15: Stabilitätsfeld-Diagramm aller Stickstoff-Spezies und der geschätzten Spezies-Verteilung bei 25 ° C und bei 1 atm (Hiscock et al., 1991).....	47

Abbildung 16: Box-Whisker-Plots der Parameter pH-Wert und Sauerstoffgehalt in den jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten.....	50
Abbildung 17: Box-Whisker-Plots der Parameter pH-Wert und Sauerstoffgehalt in den jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten.....	51
Abbildung 18: Der Größe nach sortierte Konzentrationsverteilungen der Parameter Ammonium und Nitrat aller beprobten Grundwassermessstellen.	52
Abbildung 19: Box-Whisker-Plots der Parameter Ammonium, Nitrat und Gesamt-Stickstoff in den jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten.....	54
Abbildung 20: Box-Whisker-Plots des Parameters Hydrogenkarbonat in den jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten.....	56
Abbildung 21: Box-Whisker-Plots der Parameter Sulfat und Chlorid in den jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten.....	58
Abbildung 22: Box-Whisker-Plots der Parameter Eisen(II) und Mangan in den jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten.....	60
Abbildung 23: Box-Whisker-Plots des Parameters gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) in den jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten.....	61
Abbildung 24: Box-Whisker-Plots der Parameter Calcium und Magnesium in den jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten.....	63
Abbildung 25: Box-Whisker-Plots der Parameter Natrium (Seite 57) und Kalium in den jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten.....	65
Abbildung 26: Box-Whisker-Plots des Parameters elektrische Leitfähigkeit gemessen bei 20 Grad Celsius in den jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten.	66
Abbildung 27: Piperdiagramm von 20 Grundwassermessstellen mit Ausbau in quartären Grundwasserleitern.	67
Abbildung 28: Piper-Diagramme der jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten. oben = Festgesteins-GWL der oberen Kreide; unten = Festgesteins-GWL des Perms.....	70
Abbildung 29: Piper-Diagramme der jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten. oben = Festgesteins-GWL des Karbons; unten = Festgesteins-GWL des Kambrium und Ordovizium.....	72
Abbildung 30: Beispielhafte Kartendarstellung einer Zustrombahn am Beispiel der GWM Melte-witz, Knatewitz B2/07 (MKZ: 46437001).....	75
Abbildung 31: Punktfolke der Parameter Redoxpotential und Sauerstoff mit den dazugehörigen Nitratkonzentrationsklassen.....	76
Abbildung 32: Räumliche Darstellung der ermittelten Denitrifikationspotentiale auf Basis der Klassifikation der LAWA (2024) anhand der Parameter Nitrat, Sauerstoff und Eisen... ..	79

Abbildung 33: Räumliche Darstellung der ermittelten Denitrifikationspotentiale auf Basis der Klassifikation von HYDOR (2017) anhand der Parameter Redoxpotential und Sauerstoff	80
Abbildung 34: Darstellung der Stickstoffexzess-Werte in Abhängigkeit der jeweilig gemessenen Nitratkonzentration am Messstellenstandort.	82
Abbildung 35: Verteilung von 99 Grundwassermessstellen in Bezug auf die Konzentrationsbereiche zur qualitativen Beurteilung der Denitrifikation aus SCHWANEKAMP (2017).	83
Abbildung 36: Verteilung der Nitrateintragskonzentrationen im Untersuchungsgebiet vor dem Hintergrund der Nitratimmissionskulisse 2022.....	84
Abbildung 37: Räumliche Darstellung des Parameters Nitrat.	86
Abbildung 38: Räumliche Darstellung des gemessenen Stickstoff-Exzess durch die N ₂ -Ar-Methode.	87
Abbildung 39: Darstellung der verschiedenen Nitratabbauklassen berechnet aus dem Verhältnis aus gemessener Nitratkonzentration und Nitrateintragskonzentration klassifiziert in verschiedene Nitratabbauklassen nach HYDOR (2017) in den jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten.....	88
Abbildung 40: Darstellung der Sauerstoff- und Kohlendioxidgehalte in der Bodenluft in 30 und 90 cm Bodentiefe in einem sandigen Lehm und einem schluffigen Ton unter Apfelbäumen nach HOTOPP (2014).....	92
Abbildung 41: Räumliche Verteilung der beprobten Grundwassermessstellen vor dem Hintergrund der Bodenübersichtskarte 1:50000 und deren Kartierungsklassen nach der bodenkundlichen Kartieranleitung KA5.	93
Abbildung 42: Darstellung der QQPlots der Parameter Nitrat (oben) und Redoxpotential (unten) zur Prüfung auf Normalverteilung.	101
Abbildung 43: Darstellung der Mindestraten des N-Umsatzes, welche sich aus dem Verhältnis des Grundwasseralters zum gemessenen Stickstoffexzess ergeben.	106
Abbildung 44: Grundwasseraltersatlas auf Basis aller bisherigen auf Tritium-Helium-Beprobten Grundwassermessstellen (n = 103), deren Verweilzeit des Grundwassers punktuell vor dem Hintergrund der Nitratimmissionskulisse.....	107
Abbildung 45: Ganglinienanalyse der GWM 43425506 (MENA: Kossa, HyKos24/03OP) zur Identifikation von Stickstoffumsatzprozessen. Dieses Beispiel zeigt eine Grundwassermessstelle unter Waldeinfluss ohne anthropogene Nitrateinträge.	109
Abbildung 46: Ganglinienanalyse der GWM 47532203 (MENA: Spreewiese, Roter Lug, HySdi 22/86) zur Identifikation von Stickstoffumsatzprozessen.....	110
Abbildung 47: Ganglinienanalyse der GWM 44430036 (MENA: Pflückuff, B 191/94, oP) zur Identifikation von Stickstoffumsatzprozessen.....	111

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Berechnete Gleichgewichtskonzentrationen der Gase N ₂ und Ar (KONRAD, 2007).....	16
Tabelle 2: Grundwassergeschütztheitsklassen nach JORDAN et al. (1990).	21
Tabelle 3: Ermittlung eines Denitrifikationspotentials anhand der Parameter Redoxpotential und Sauerstoff (HYDOR, 2017).	26
Tabelle 4: Ermittlung eines Denitrifikationspotentials durch das Indikatorverfahren der Parameter Sauerstoff, Nitrat und Eisen (LAWA, 2024).	27
Tabelle 5: Differenzierte Datengrundlage der untersuchten Grundwassermessstellen hinsichtlich ihrer regional- geologischen Einheit.	38
Tabelle 6: Datengrundlage zur Ausweisung der Zustromgebiete auf Basis der Hydroisohypsenpläne für den oberen wasserwirtschaftlich genutzten Lockergesteins-GWL des LfULG mit Stand von 2016 (sicherer und unsicherer Verlauf).	74
Tabelle 7: Einteilung der N ₂ -Exzess-Werte in verschiedene Konzentrationsbereiche zur qualitativen Bewertung der Denitrifikation nach SCHWANEKAMP (2017).....	82
Tabelle 8: Median, Standardabweichung und Varianz der Stickstoff-Exzess-Daten sowie der Parameter Nitrat, Sulfat und gelöster organischer Kohlenstoff im oberflächennahen Grundwasser gruppiert nach Landnutzungsklasse.....	90
Tabelle 9: Verteilung der am Messstellenstandort vorkommenden Bodengesellschaften.....	94
Tabelle 10: Denitrifikationsstufen modifiziert von KUNKEL et al. (2020) nach WIENHAUS et al. (2008)....	95
Tabelle 11: Teststatistik der Korrelationen nach Kruskal-Wallis auf einem zweifachen (**) Signifikanzniveau (p = 0.01).....	102
Tabelle 12: Ergebnisse der Tritium-Helium-Messungen durchgeführt von Dr. J. Sültenfuß (Institut für Umwelophysik der Uni Bremen).....	103
Tabelle 13: Differenzierte Datengrundlage zur Berechnung der Lebensdauer des Nitratabbaus an 11 Grundwassermessstellen, die durch einen autotrophen Stickstoffumsatz geprägt sind.....	114
Tabelle 14: Lebensdauer des Nitratabbaus für 11 Grundwassermessstellen unter idealen Bedingungen (stöchiometrische Dauer = vollständige Umsetzung der Eisen-Disulfide) sowie die reale Lebensdauer auf Basis von Standversuchen zur Untersuchung des wirksamen reaktiven Stoffdepots.	115

Tabellenverzeichnis im Anhang

Tabelle 1.1:	Stammdaten aller untersuchten Grundwassermessstellen (n = 100) mit ihrer dominanten Landnutzung, der vorkommenden Bodengesellschaft und die hydrogeologische Bezugseinheit (Grundwasserleiter).	127
Tabelle 1.2:	Ergebnisse der Stickstoff-Argon-Untersuchungen (N-Exzess) an 100 Grundwassermessstellen sowie die berechnete Nitrateintragskonzentration NO ₃	132
Tabelle 1.3.1:	Vor-Ort-Parameter der Beschaffenheitsdaten von 100 Grundwassermessstellen.	137
Tabelle 1.3.2:	Hauptelemente der untersuchten Grundwässer an 100 Grundwassermessstellen. C	142
Tabelle 1.3.3:	Nebenelemente der untersuchten Grundwässer an 100 Grundwassermessstellen... .	147
Tabelle 1.4:	Übersicht über die ermittelten qualitativen Denitrifikationspotentiale auf Basis der zwei Indikatorverfahren nach HYDOR (2017) und LAWA (2024).	152
Tabelle 1.5.1:	Datengrundlage der untersuchten Grundwassermessstellen auf ihr Tritium-Helium-Wasseralter (Verweilzeit) im Grundwasser des Freistaates Sachsen im Zeitraum von 2009 bis 2021 unter der Annahme von zwei verschiedenen Modellen .	157

Abkürzungsverzeichnis

BfUL	Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft
BÜK50	Bodenübersichtskarte im Maßstab 1:50.000
CLC	Corine Land Cover
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
GIS	Geoinformationssystem
GWM	Grundwassermessstelle
GWN	Grundwasserneubildung
GOW	Grundwasseroberfläche
GWK	Grundwasserkörper
GWL	Grundwasserleiter
HÜK250	Hydrogeologische Übersichtskarte im Maßstab 1:250.000
MENA	Messstellenname
MKZ	Messstellenkennzahl
PN	Probennahme
TNb	Gesamtstickstoff
TrinkwV	Trinkwasserverordnung - Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (BGBl. 2023 I Nr. 159, 20.06.2023)
UFZ	Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (Standort Halle)
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

Zusammenfassung

Die aktuelle Herausforderung im Umgang mit hohen Nitratkonzentrationen in den Grundwasservorkommen erfordert ein umfangreiches Prozessverständnis der Denitrifikationsbedingungen in den Grundwasserleitern und Bodengesellschaften des Freistaates Sachsen. Dafür wurden 100 Grundwassermessstellen in den unterschiedlichen hydrogeologischen Bezugseinheiten ausgewählt. Die meisten Grundwasserleiter weisen reduzierende Bedingungen und einen Nitratabbau auf. Die Analytik der Grundwasserproben umfasste die allgemeine hydrochemische Charakterisierung, die Quantifizierung des Stickstoff-Exzesses (N-Exzess) als Indikator für Denitrifikation sowie – an ausgewählten Stichproben – die Bestimmung der mittleren Grundwasserverweilzeit mittels Tritium-Helium-Datierung. Die Stickstoff-Argon-Messungen belegen, dass Denitrifikationsprozesse stattfinden (N_2 -Excess, $x_{\text{mittel}} = 5,68 \text{ mg N}_2/\text{l}$), jedoch nur ein Teil des eingetragenen Nitrats aufgrund einer fortschreitenden Redoxzonierung in den untersuchten Grundwasserleitern denitrifiziert wird. Der dominante Stickstoffumsatzprozess ist die autotrophe Denitrifikation. Die errechneten idealisierten Nitratabbaupotenziale für ausgewählte Grundwassermessstellen schwanken in ihrer Lebensdauer zwischen mehreren Jahrhunderten und Jahrtausenden. Die mittlere Verweilzeit der untersuchten Grundwässer beträgt durchschnittlich 17 Jahre. Aufgrund vereinzelt hoher Jungwasseranteile (> 90 %) sind diese vor anthropogenen Einflüssen schlecht geschützt.

Abstract

The current challenge of dealing with high nitrate concentrations in groundwater resources requires a comprehensive understanding of the process of denitrification conditions in the aquifers and soil communities of the Free State of Saxony. To this end, 100 groundwater monitoring sites were sampled in various hydrogeological reference units. Most aquifers exhibit reducing conditions and nitrate depletion. The analysis of the groundwater samples included the general hydrochemical characterization, the qualification of nitrogen excess (N_2 -excess) as an indicator of denitrification and – at selected samples- the determination of the mean groundwater residence time using tritium-helium dating. The nitrogen-argon measurements show that denitrification processes are taking place (N_2 -Excess, $x_{\text{mean}} = 5,58 \text{ mg N}_2/\text{l}$), but only a portion of the nitrate entering the aquifers is denitrified due to progressive redox zonation. The dominant nitrogen turnover process is autotrophic denitrification in most aquifers. The calculated idealized nitrate degradation potentials vary in their lifetime between several centuries and thousands of years. The average residence time of the investigated groundwaters is 17 years. Due to high proportion of young water in some cases (> 90 %), these are poorly protected from anthropogenic influences.

1 Veranlassung und Zielstellung

Das Sächsische Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) beauftragte im März 2023 das Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ) mit der Auswertung der im Zeitraum 2021 bis 2023 gewonnenen Stickstoffexzess-Daten (N_2 -Ar-Methode), Tritium-Helium-Daten und der Interpretation von entnommenen Grundwasserproben zur Beschaffenheitscharakterisierung. Daraus soll die Bestimmung von Denitrifikationspotentialen sowie die Auswertung der mittleren Verweilzeiten der in den sächsischen Grundwasserleitern (GWL) ausgewählten Grundwassermessstellen unter dem Gesichtspunkt der vorherrschenden Nitratbelastungssituation weiter evaluiert werden.

Nitrat ist damit der am weitesten verbreitete chemische „Schadstoff“ in den Grundwasserleitern (SPALDING & EXNER, 1993). Der Nitratbericht des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) aus dem Jahr 2020 dokumentiert, dass 26,7 % der Grundwassermessstellen des EU-Nitratmessnetzes in Deutschland mit einer Nitratkonzentration $> 50 \text{ mg/l}$ belastet 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; ZWEIG et al. 2006). 16 % von Sachsen's Grundwasserkörpern befinden sich nach der letzten Zustandsbewertung gemäß der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) aus dem Jahr 2020 in einem schlechten chemischen Zustand (LfULG, 2016).

Der Trend der diffusen Belastung durch den chemischen Parameter Nitrat hat sich in den letzten Jahren in wichtigen wasserwirtschaftlich genutzten Grundwasserkörpern von Sachsen nicht signifikant verbessert. Im Jahr 2022 erfolgte eine Neuausweisung der mit Nitrat belasteten Gebiete (AVV GeA).

Dies führte zu einer Ausweitung der sogenannten Nitratfachkulisse im Bundesland Sachsen, die mittlerweile 13847 Feldblöcke auf 185,044 ha umfasst, welche anteilig 19,8 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche ausmachen (LfULG, 2023). Die dazugehörigen Grundwasserkörper befinden sich teilweise in einem chemisch schlechten Zustand und enthalten Grundwassermessstellen, die die Nitratkonzentration von $> 50 \text{ mg/l}$ im Grundwasser (= Schwellenwert der Grundwasserverordnung (GrwV) vom 12.10.2022 und gleichzeitig des Grenzwertes nach der Trinkwasserverordnung (TrinkwV) vom 20.06.2023) dauerhaft überschreiten.

Im Zuge der Umsetzung der WRRL bis 2027 und dem Anspruch eines kontinuierlich physiko-chemisch sauberen Trinkwassers nach der Trinkwasserverordnung (TrinkwV) besteht mit Blick auf den Parameter Nitrat deutlicher Handlungsbedarf. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass aufgrund teilweiser langer Verweilzeiten des Sickwassers in den ungesättigten Zonen der Einzugsbiete landwirtschaftlich genutzter Flächen die Wirkung der Nährstoffreduzierungsmaßnahmen im Grundwasser stark zeitverzögert eintreten können.

Somit ist die Verbesserung der Denitrifikationsbedingungen im Boden, neben der Optimierung der Dünngemengen, der Art des Düngemittels, der Fruchtfolge und der Bodenbearbeitung im Anbausystem der Kulturpflanzen eine Möglichkeit zur Reduzierung der Nitratbelastung im Grundwasser bei kontinuierlichen hohen N-Einträgen (IHLING & PETZOLD, 2020). Da diese mikrobiell katalysierten Abbauprozesse nur unter bestimmten hydrogeochemischen Voraussetzungen stattfinden können ist es wichtig, ein umfangreiches hydrogeologisches Prozessverständnis für die jeweiligen Belastungsflächen und die Anstrombereiche der untersuchten Grundwassermessstellen zu erlangen.

Für die Auswertung standen hydrogeochemische und isotopenhydrologische Daten des Stickstoffexzesses und des Grundwasseralters im Einklang mit den hydrologischen, hydrogeologischen und hydrochemischen Daten der durch das LfULG ausgewählten Grundwassermessstellen des staatlichen Messnetzes zur Verfügung. Diese stellen eine punktuelle heterogene Verteilung über Sachsen und die dort vorkommenden Grundwasserkörper dar und beschränken sich nicht auf ein spezifisches Einzugsgebiet. Daher soll in Bezug auf die hydrogeologische Situation eine integrale Auswertung der zur Verfügung gestellten Daten zur Charakterisierung der am Messstellenstandort vorkommenden Denitrifikationspotentiale sowie die Bestimmung der Verbreitung dieser Potentiale im oberen wasserwirtschaftlich relevanten Grundwasserleiter in Abhängigkeit der Bodengesellschaften und -landschaften durchgeführt werden. Anhand des Leistungsumfanges für das Jahr 2023 vorgegeben durch das LfULG Dresden ergaben sich folgende Zielstellungen:

1. Auswertung der hydrochemischen Messreihen an chemischen Parametern, wie pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt, Redoxpotential, Nitrat, Nitrit, Ammonium, Hydrogencarbonat, Chlorid und Sulfat sowie der Kationen Calcium, Magnesium, Kalium, Nitrat und Eisen(II) / Eisen,
2. Auswertung der gewonnenen N₂-Exzess-Daten sowie der Altersdaten der Grundwasserproben unter Nutzung der gelieferten Rohdaten von GEO-data GmbH Garbsen sowie der Uni Bremen, Institut für Umweltphysik,
3. Untersuchung der Abhängigkeit des N₂-Exzesses im Grundwasserleiter von der Landnutzung sowie der Bodengesellschaften von Sachsen (DOC-Gehalte in Grundwasser und in Böden der Dauerbeobachtungsflächen (BDF) von Sachsen),
4. Unterbreitung von Vorschlägen zur Fortführung der Altersdatierung und zur Ermittlung des Denitrifikationspotenzials im Grundwasserleiter für die Gebiete der Nitratkulisse im Grundwasser von Sachsen,
5. Erstellung eines Grundwasseraltersatlases aus den von 2009 bis 2021 gewonnenen Tritium-Heilium-Altersdaten.

2 Material und Methoden

2.1 Stickstoff-Argon-Methode

Die Stickstoff-Argon-Methode, auch N₂-Ar-Methode genannt, ist ein quantitatives Bestimmungsmaß zur Messung des denitrifikativen Nitratabbaus in Grundwasserproben. Es beruht auf dem Gleichgewichtsverhältnis der im Grundwasser gelösten Gase Stickstoff (N₂) und dem inerten Tracergas Argon (Ar). Findet eine chemolitho- oder chemoorganotrophe Denitrifikation über die Zwischenstufen Nitrit (NO₂⁻), Stickstoffmonoxid (NO) und Lachgas (N₂O) statt, so entsteht ein Überschuss an Stickstoff gegenüber dem konservativen Tracer Argon, welcher auch als „Exzess-N“ oder „Überschussstickstoff“ bezeichnet wird. Durch die Messung des Stickstoffexzesses (N_{exzess}) entsteht somit die Möglichkeit, den denitrifikativen Anteil des Nitratabbaus auf der Fließstrecke vom Ort des Eintrages bis hin zur Grundwassermessstelle zu quantifizieren. Zudem lässt sich über die gemessene Nitratkonzentration am Messstellenstandort die bei der Grundwasserneubildung eingetragene Nitratmenge als sogenannte Nitrateintragskonzentration NO_{3t0} aus der Summe der bei der Denitrifikation gebildeten Anteile der Zwischenstufen bestimmen:

$$(1) \quad cNO_3^- - N_{t0} = N_{exzess} + cNO_3^- - N + cN_2O - N$$

Die Berechnung erfolgt aus der Addition des gemessenen und berechneten N-Exzesses mit der Konzentration an NO₃-N und Lachgas N₂O-N. Der Umrechnungsfaktor für die Stickstoffeinheiten von NO₃-N in NO₃ und andersherum beträgt 4,427. Da bei der Berechnung des Exzess-N von einem vollständigen Stickstoffumsatz ausgegangen wird, kann das Zwischenprodukt Lachgas bei der Berechnung der Nitrateintragskonzentration vernachlässigt werden (NLWKN, 2012).

Die Methode wurde erstmals 1998 in einer Publikation von BLICHER-MATHIESEN et al. in einem Grundwasserleiter angewendet. KONRAD (2007)weitete das Verfahren auf drei pleistozäne Grundwasserleiter in Norddeutschland aus, bis 2012 der niedersächsische Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten und Naturschutz (NLWKN) die N₂-Ar-Methode aufgrund des Fehlens von praxistauglichen Methoden für den Nachweis der Denitrifikation als gängiges Verfahren im Rahmen von Grundwassermanagementprogrammen etablierte.

Grundsätzlich beruht das Prinzip der Methode auf der Löslichkeit von Gasen (z. B. O₂, CO₂) im Grundwasser, welche, im Gegensatz zum chemisch inertem Argon, biochemischen Reaktionen im Strömungsfeld eines Grundwasserleiters unterliegen. Werden die gelösten Gase mit dem Sickerwasser bei der Grundwasserneubildung in das Grundwasser eingetragen, so stellt sich eine Gleichgewichtskonzentration zwischen dem im Sickerwasser gelösten N₂ und Ar und deren Konzentrationen in der Bodenluft in

Abhängigkeit vom Luftdruck ein (NLWKN, 2012). Dabei kann angenommen werden, dass die Zusammensetzung der Bodenluft dem der Atmosphäre entspricht.

In Abbildung 1 ist das Prinzip der N₂-Ar-Methode visuell dargestellt. Das Beispiel beschreibt eine Grundwasserprobe, in der sich ein Gleichgewichtsverhältnis von Stickstoff mit einer Konzentration von 17,7 mg/l gegenüber Argon mit einer Konzentration von 0,67 mg/l eingestellt hat. Dieser Zustand repräsentiert das Lösungsgleichgewicht von N₂ und Ar bei einer Temperatur von 12 Grad Celsius im Grundwasser unabhängig von bereits abgelaufenen Denitrifikationsprozessen.

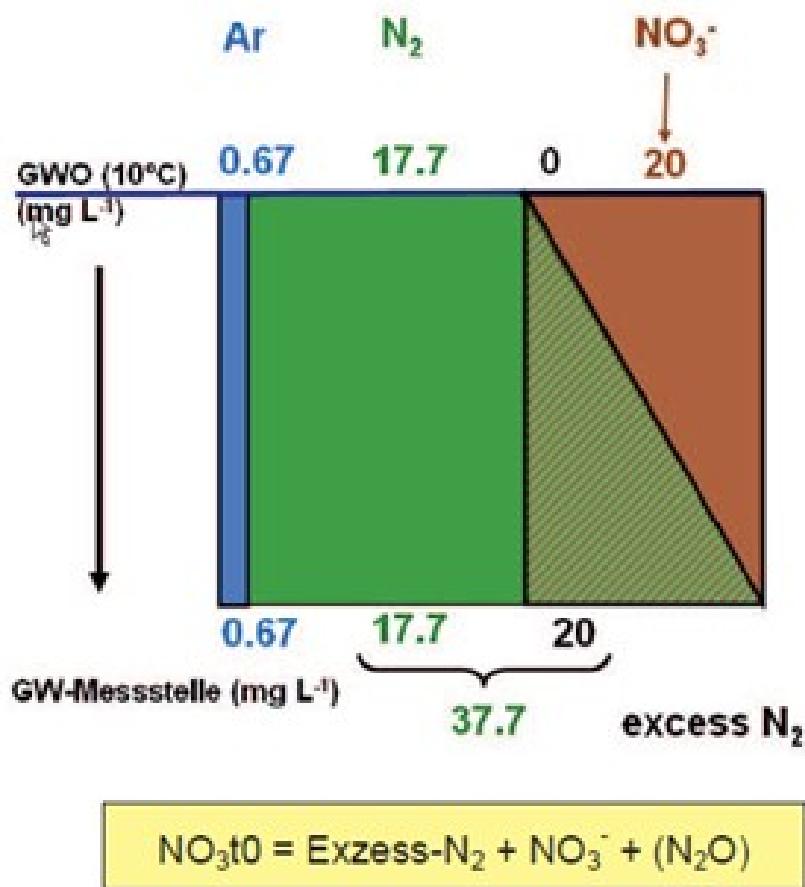


Abbildung 1: Grundlage der N₂-Ar-Methode (NLWKN, 2012).

Unter reduzierenden (anaeroben) Bedingungen und eines einsetzenden Stickstoffumsatzes wird ein Teil des gelösten Nitrats vollständig zu N₂ umgesetzt, so dass sich das temperaturabhängige N₂-Ar-Verhältnis von 37,7 auf ein N₂-Ar-Verhältnis von 83,1 verschiebt (NLWKN, 2012). Eine Erhöhung des N₂-Ar-Verhältnisses gegenüber dem temperaturabhängigen Gleichgewicht ist somit ein direkter Nachweis für den Ablauf von Denitrifikation unter der Berücksichtigung von eingeschlossener Luft (Excess-Air). KONRAD (2007) berechnete auf Basis des Henry'schen Gesetzes und der Bunsen-Löslichkeitskoeffizienten nach WEISS (1970) verschiedene Gleichgewichtskonzentrationen für Süßwasser in Abhängigkeit der Temperatur und des Salzgehaltes:

Tabelle 1: Berechnete Gleichgewichtskonzentrationen der Gase N₂ und Ar (KONRAD, 2007).

Gas \ Temperatur	0 °C	5 °C	10 °C	15 °C	20 °C	25 °C
αN ₂ (T, S')	0,02374	0,02100	0,01881	0,01704	0,01559	0,01442
N ₂ [mg·l ⁻¹]	23,2	20,1	17,7	15,8	14,2	12,9
N ₂ [μmol·l ⁻¹]	827,0	718,6	632,1	562,6	506,2	460,2
αAr(T, S')	0,05363	0,04710	0,04184	0,03759	0,03412	0,03127
Ar [mg·l ⁻¹]	0,89	0,77	0,67	0,59	0,53	0,48
Ar [μmol·l ⁻¹]	22,3	19,2	16,8	14,8	13,2	11,9
N ₂ /Ar - Gleichgewicht	37,1	37,3	37,6	37,9	38,3	38,6

Die Gesamtkonzentration an gelöstem molekularem Stickstoff im Grundwasser ergibt sich aus folgenden drei Hauptbestandteilen:

1. Konzentration an gelöstem N₂ im neugebildeten Grundwasser in Abhängigkeit des temperatur-abhängigen Lösungsgleichgewichts
2. Anteil des durch Denitrifikation entstandenen N₂ (Exzess-N)
3. Gelöster N₂ (Exzess-Air), durch partielles Lösen eingeschlossener Luftblasen.

Der Exzess-N berechnet sich dann wie folgt nach WEYMANN (2008):

$$(2) \quad X_{excessN2} = X_{N2T} - X_{N2EA} - X_{N2EQ}$$

wobei X die molare Konzentration der Parameter bezeichnet. Von der Konzentration des gesamten gelösten N₂ (X_{N2T}) wird der Exzess-Air-Anteil (X_{N2EA}) sowie die molare Konzentration von gelöstem N₂ (X_{N2EQ}), welche im Gleichgewicht mit der Atmosphäre steht, subtrahiert. Die exakte Berechnung ist den Publikationen aus NLWKN (2012) und aus WEYMANN (2008) zu entnehmen.

Als Plausibilitätsprüfung steht ein N₂-Ar-Checktool des LBEG zur Verfügung, welches Ausgasungsscheinungen bei der Probennahme identifizieren kann, die insbesondere bei Grundwasseranstiegen in flachen ungespannten Grundwasserleitern auftreten können. Wenn sich eingeschlossene Luftblasen (Exzess-Air) beim Grundwasseranstieg vollständig lösen, entspricht das Verhältnis von Ar und N₂ dem standardmäßigen atmosphärischen Luftdruck (83,6 atm), so dass sich die molare Konzentration des Parameters X_{N2EA} mit der nachfolgenden Gleichung berechnet:

$$(3) \quad X_{N2EA} = (X_{Ar\ T} - X_{Ar\ EQ}) * \frac{X_{N2\ atm}}{X_{Ar\ atm}}$$

X_{Ar T} bezeichnet dabei die molare Konzentration des gesamten gelösten Ar, während X_{Ar EQ} die molare Konzentration des gelösten Argons im Gleichgewicht mit der atmosphärischen Konzentration ist. Bei einer unvollständigen Auflösung der eingeschlossenen Gasblasen nach einem Grundwasseranstieg ist

das Verhältnis von Stickstoff und Argon geringer als beim vollständigen Auflösen der Luftblasen. Dabei löst sich ein vernachlässigbar kleiner Volumenanteil der Gasblasen im Grundwasser, die Gaszusammensetzung bleibt jedoch nahezu identisch (SCHWANEKAMP, 2017). Es wird daher die Annahme getroffen, dass der niedrigste Wert des N₂-Ar-Verhältnisses der Exzess-Air gleich dem N₂-Ar-Verhältnis in Wasser bei atmosphärischem Gleichgewicht entspricht (AESCHBACH-HERTIG et al., 2002), da sich dieses Verhältnis einstellen würde, wenn die Auflösung der eingeschlossenen Gasblasen gegen 0 geht. In diesem Fall wird der Parameter X_{N2EA} abgeschätzt durch:

$$(4) \quad X_{N2EA} = (X_{ArT} - X_{ArEQ}) * \frac{X_{N2EQ}}{X_{ArEQ}}$$

wobei X_{N2EQ} und X_{ArEQ} die Gleichgewichtsfaktoren von N₂ und Ar bezeichnen (NLWKN, 2012).

Darüber hinaus wurden im Jahr 2016 im Rahmen eines fachspezifischen Arbeitskreises des Landesamtes für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) des Landes Niedersachsen folgende Rahmenbedingungen gesetzt:

- eine Rundung der Ergebniswerte auf ganze Zahlen
- eine Bestimmungsgrenze für Exzess-N von 2 mg N/l
- Exzess-N-Werte, die sich aus Ar-Konzentrationen < 12,5 µmol/l (0,5 mg/l) berechnen, gelten als nicht belastbar.

2.2 Tritium-Helium-Methode

Die Überprüfung der Wirksamkeit von Maßnahmen zur Reduzierung der diffusen Belastung des Grundwassers ist oft mit der Frage verbunden, ab welchem Zeitpunkt Maßnahmen im Grundwasser wirksam werden. Auf Grund unterschiedlich langer Verweilzeiten des Grundwassers im Untergrund kann die Wirksamkeit von Maßnahmen, die den chemischen Zustand des Grundwassers verbessern sollen, nicht sofort gemessen werden. Daher bietet sich dafür die Altersbestimmung mit der Tritium-Helium-Methode als unterstützende Information an. Zudem ist die Bestimmung der mittleren Verweilzeit von nitratbelasteten Grundwässern von Vorteil, um aktuelle Austragskonzentrationen von Nitrat mit den flächenhaft eingetragenen Stickstoffeinträgen in Abhängigkeit der Grundwasserverweilzeiten abzugleichen (DVGW, 2013). Liegt die mittlere Verweilzeit des Grundwassers beispielsweise bei 15 Jahren, so müssen aktuelle gemessene Nitratkonzentrationen mit den Eintragsfrachten von vor 15 Jahren verglichen werden. Die berechnete Nitrateintragskonzentration des gemessenen Stickstoffexzesses aus den N₂-Ar-Messungen kann dabei Abhilfe schaffen, indem sie die Eintragsfracht gegenüber Flächenbilanzmodellen genauer quantifizieren kann.

Die Tritium-Helium-Methode nach SÜLTENFUSS & MASSMANN (2004) hat sich aufgrund der Weiterentwicklung vieler Analyseverfahren der letzten Jahrzehnte als eine verlässliche Methode zur Altersbestimmung junger Grundwässer (1 – 40 Jahre) erwiesen. Dabei werden die in einer Grundwasserprobe gemessenen Tritiumkonzentrationen (${}^3\text{H}$) seinem Zerfallsprodukt Helium (${}^3\text{He}$) 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.

Die in den Anfang der 1960er Jahre durchgeführten Wasserstoffbombentests haben zu einer Anreicherung von Tritium in der Atmosphäre geführt. Tritium folgt in Form von HTO-Molekülen dem Wasserstrom und unterliegt vernachlässigbar kleinen Fraktionierungsprozessen, wodurch es mit dem Niederschlag insbesondere in der nördlichen Hemisphäre in die dortigen hydrologischen Systeme imitiert werden konnte (MICHEL et al., 2005). Dadurch entstand die Möglichkeit Tritium und das Zerfallsprodukt Helium als Tracer zur Datierung von jüngeren Grundwässern zu verwenden. Die alleinige Messung der Tritiumkonzentration in einer Wasserprobe lässt sich ein Infiltrationszeitraum zuordnen, indem die gemessene Tritiumkonzentration durch den Vergleich mit der Tritiumkonzentration im Niederschlag als sogenannte „Tritium-Inputfunktion“ kalibriert wird. Die internationale Atomenergieorganisation (IAEA) hat in den 1960er Jahren ein internationales Wasserisotopenmessnetz (GNIP) etabliert, um die zeitlichen und räumlichen Variationen der Tritium-Einheiten für die Erstellung von Inputfunktionen erfassen zu können (siehe Abbildung 2).

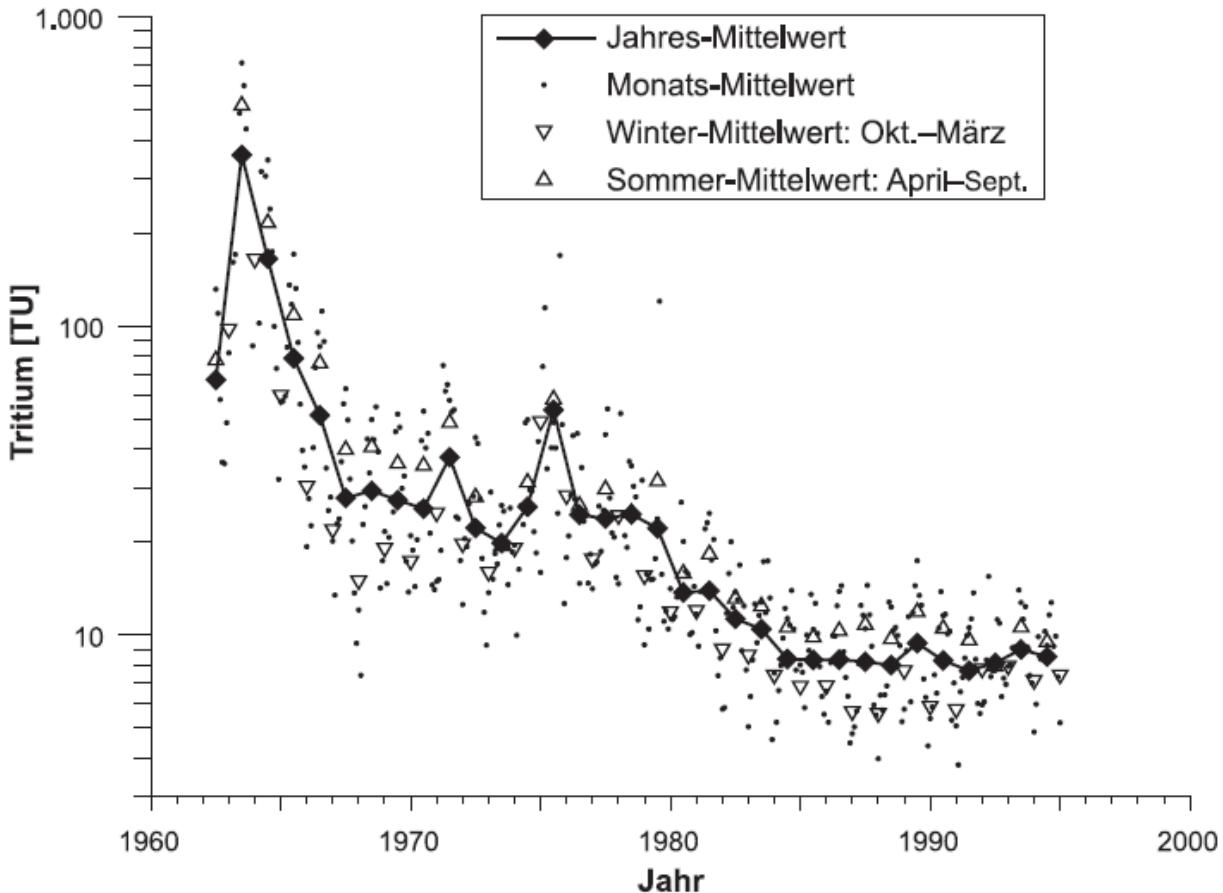


Abbildung 2: Beispielhafte Darstellung einer Tritium-Inputfunktion für das Kalibrieren der in einer Grundwasserprobe gemessenen Tritiumkonzentration in Tritium-Einheiten (TU) des Zeitraums 1963 – 1995 für Hof (Bayern) nach SÜLTENFUSS & MASSMANN (2004).

Die alleinige Altersdatierung von Grundwässern mit Tritium ist jedoch mit vielen Unsicherheiten behaftet. Zum einen kann der Zeitraum zwischen Niederschlagsereignis und Infiltration bei der Grundwasserneubildung erheblich variieren und zum anderen können Tritiumkonzentrationen neugebildeter Grundwässer zwischen 1982–1995 sowie zwischen 1967–1979 nicht unterschieden werden (SÜLTENFUSS & MASSMANN, 2004).

Durch die Messung des Tritium-Zerfallproduktes ${}^3\text{He}$ ist es jedoch möglich, die Tritiumkonzentrationen in Relation zum tritiogen gebildeten Helium zu setzen und nach der Gleichung von Sültenfuss & Massmann (2004) einen Zeitparameter τ (Tritium-Helium-Alter) zu berechnen, der von saisonalen Variationen unabhängig ist:

$$(5) \quad \tau = \frac{1}{\lambda} * \ln \left(1 + \frac{{}^3\text{He}_{\text{trit}}}{{}^3\text{H}} \right)$$

mit $\lambda = 0,05626 \text{ s}^{-1}$ (Zerfallskonstante)

Die Tritiumkonzentration in einer Wasserprobe ist definiert als das Verhältnis von Tritiumkernen zu ^1H -Wasserstoffkernen und wird in Tritium-Einheiten (Units) [TU] angegeben: $1 \text{ TU} = 1/10^{18} \ ^3\text{H}/^1\text{H} = 8,33 \text{ Bq/kg}$ (GROSSE et al., 1951).

Ein weiterer Schritt bei der Aufbereitung von Tritium-Helium-Proben ist die Abtrennung der Komponenten von ^3He und ^4He , um die Konzentration an tritiogenem Helium zu erhalten. Neben dem aus dem Zerfall resultierenden tritiogenem Helium gibt es noch weitere Heliumquellen, welche quantifiziert werden müssen. Wie bei der Stickstoff-Argon-Methode kann es aufgrund eines Grundwasseranstiegs bei der Grundwasserneubildung zum Auflösen von im Porengerüst eingeschlossenen Luftblasen kommen, so dass sich die dort enthaltenen Gase als Gelöstgaskonzentrationen entsprechend des atmosphärischen Drucks equilibrieren (SÜLTENFUSS & MASSMANN, 2004). Als weitere Heliumquellen können somit ein Überschussanteil an Helium ($\text{He}_{\text{excess}}$) und der Anteil des entsprechenden Lösungsgleichgewichtes ($^3\text{He}_{\text{equi}}$) in Abhängigkeit der Temperatur und des Salzgehaltes in einer Probe entstehen. Auch hier wird über Messung des Edelgases Neon (Ne) der Luftüberschuss unter der Annahme des vollständigen Auflösens der eingeschlossenen Luftblasen abgeschätzt. Andererseits können zusätzliche Heliumquellen aus dem Zerfall von Uran und Thorium (radiogenes Helium, $^3\text{He}_{\text{rad}}$) sowie das aus dem Erdmantel aufsteigende primordiale Helium resultieren (SÜLTENFUSS & MASSMANN, 2004). Die Separation aller Komponenten lautet:

$$(6) \quad ^3\text{He}_{\text{sample}} = ^3\text{He}_{\text{trit}} + ^3\text{He}_{\text{equi}} + ^3\text{He}_{\text{excess}} + ^3\text{He}_{\text{rad}} + ^3\text{He}_{\text{prim}}$$

Des Weiteren müssen folgende Bedingungen erfüllt sein, damit das Tritium-Helium-Nuklid-Paar als sogenannte radioaktive Uhr nach dem Kontaktverlust mit der Atmosphäre interpretierbar bleibt (SÜLTENFUSS & MASSMANN, 2004):

1. Das im Grundwasser angereicherte ^3H darf sich nicht nochmal mit der Atmosphäre equilibrieren.
2. Der disperse Transport im Grundwasser muss im Vergleich zum advektiven Transport vernachlässigbar klein sein.

Die Erfassung von Ausgasungserscheinungen durch den erneuten Kontakt mit der Atmosphäre lässt sich durch Hinzunahme einer Messung des Edelgases Neon realisieren. Es wird die Annahme getroffen, dass die Edelgaskonzentrationsverhältnisse der Neon-Isotope $^{22}\text{Ne}/^{20}\text{Ne}$ in $^3\text{He}_{\text{excess}}$ dem der Atmosphäre entsprechen, da die einzige Quelle für Neon die Atmosphäre ist (SÜLTENFUSS & MASSMANN, 2004):

$$(7) \quad \text{He}_{\text{excess}} = \text{Ne}_{\text{excess}} * \frac{\text{He}}{\text{Ne}}|_{\text{atmos}}$$

Die dedizierte Methode, insbesondere beim Auftreten nicht anthropogen entstandener Helium-Komponenten (He_{prim} , He_{rad}) und die anschließende Separation für die Abschätzung des tritiogenen Anteils ${}^3\text{He}_{\text{trit}}$, ist der Publikation zu entnehmen.

Darüber hinaus können im Strömungsfeld eines Grundwasserleiters dispersive Transportprozesse auftreten, was zu einer Vermischung der Grundwässer verschiedener Altersanteile führen kann. Es wird daher nicht mehr von einem mittleren Alter oder einer mittleren Grundwasserverweilzeit gesprochen, sondern von einem scheinbaren Grundwasseralter (NEUKUM et al., 2020). Beispielsweise kann tritium-freies Grundwasser aus unterlagernden Grundwasserstauern durch hydraulische Fenster in Kontakt mit tritiumhaltigem Grundwasser aus überlagernden Grundwasserleitern gelangen. In diesem Fall erfolgt eine differenzierte Interpretation durch die zusätzliche Messung an ${}^4\text{He}$ (SÜLTENFUSS & MASSMANN, 2004).

Anschließend lässt sich eine Grundwassergeschütztheitsklasse anhand der Anteile an Jungwasserkomponenten nach JORDAN et al. (1990) ausweisen, um die Geschütztheit des Grundwassers gegenüber anthropogenen Einflüssen verbal bewerten zu können. Je niedriger der Jungwasseranteil, desto besser ist die Geschütztheitsklasse (siehe Tabelle 1).

Tabelle 2: Grundwassergeschütztheitsklassen nach JORDAN et al. (1990).

Geschütztheitsklasse	verbale Einschätzung	Jungwasseranteil in %
1	sehr gut geschützt	< 5
2	gut geschützt	5 bis 20
3	mäßig geschützt	20 bis 40
4	wenig gut geschützt	40 bis 60
5	ungeschützt	> 60

2.3 Stickstoffbelastungsevaluation am Grundwassermessstellenstandort

2.3.1 Allgemein

Die Belastung sächsischer Grundwasserkörper durch den Parameter Nitrat ist insbesondere durch den Eintrag diffuser Quellen gekennzeichnet. Als diffuse Quellen werden Eintragsquellen verschiedener Nähr- und Schadstoffe in Grund- und Oberflächengewässer bezeichnet, welche nicht genau lokalisiert werden können. Der Ort und der Zeitpunkt der gemessenen Nitratkonzentration in einer Messstelle sind damit meist unabhängig vom Eintragungsort.

Die Landwirtschaft in Sachsen besitzt den größten Anteil an flächenhaft eingetragenen Stickstofffrachten (ZWEIG et al., 2006). Die Stickstoffverlagerung auf landwirtschaftlich genutzten Böden erfolgt hauptsächlich aus dem durchwurzelten Bereich mit einer Mächtigkeit von 60 bis 150 cm der ungesättigten

Zone nach einer Düngapplikation (DWA, 2015). Das im Boden noch frei verfügbare Nitrat wird in der wässrigen Phase sickerwassergebunden in die verschiedenen hydrologischen Teilräume des Untergrunds transportiert.

Des Weiteren werden neben Nitrat noch weitere Oxidationsmittel, wie Sauerstoff und Sulfat, mit dem Sickerwasser beim Erreichen der Grundwasserzone eingetragen, wodurch eine Folge von Redoxreaktionen katalysiert werden kann. Auf dem Fließweg des Sickerwassers beginnt bereits die Sauerstoffzehrung bis Sauerstoff beim Erreichen der Grundwasserzone als Oxidationsmittel verbraucht wurde, dann beginnt die eigentliche Denitrifikation unter Verwendung von Nitrat als Oxidationsmittel, bis anschließend die Sulfatreduktion einsetzt (DWA, 2015). Es entsteht eine vertikale hydrogeochemische Schichtung in den Grundwasserleitern, die mit einer sprunghaften Änderung des Redoxpotentials einhergeht und als Redoxzonierung bezeichnet wird (DVGW, 2013). Dabei wird eine oxidierende, nitratführende Zone von einer reduzierten, nitratfreien Zone unterlagert. Insbesondere bei ackerbaulich genutzten Flächen kann dies zu einem signifikanten Verlust des sogenannten Nitratabbauvermögens führen, so dass eine ausgeprägte Redoxzonierung in Abhängigkeit der Landnutzung auftreten kann (Abbildung 3). Die darauffolgenden eingetragenen Stickstofffrachten können dann ungehindert mit der Fließgeschwindigkeit des Grundwassers transportiert werden (Nitratdurchbruch).

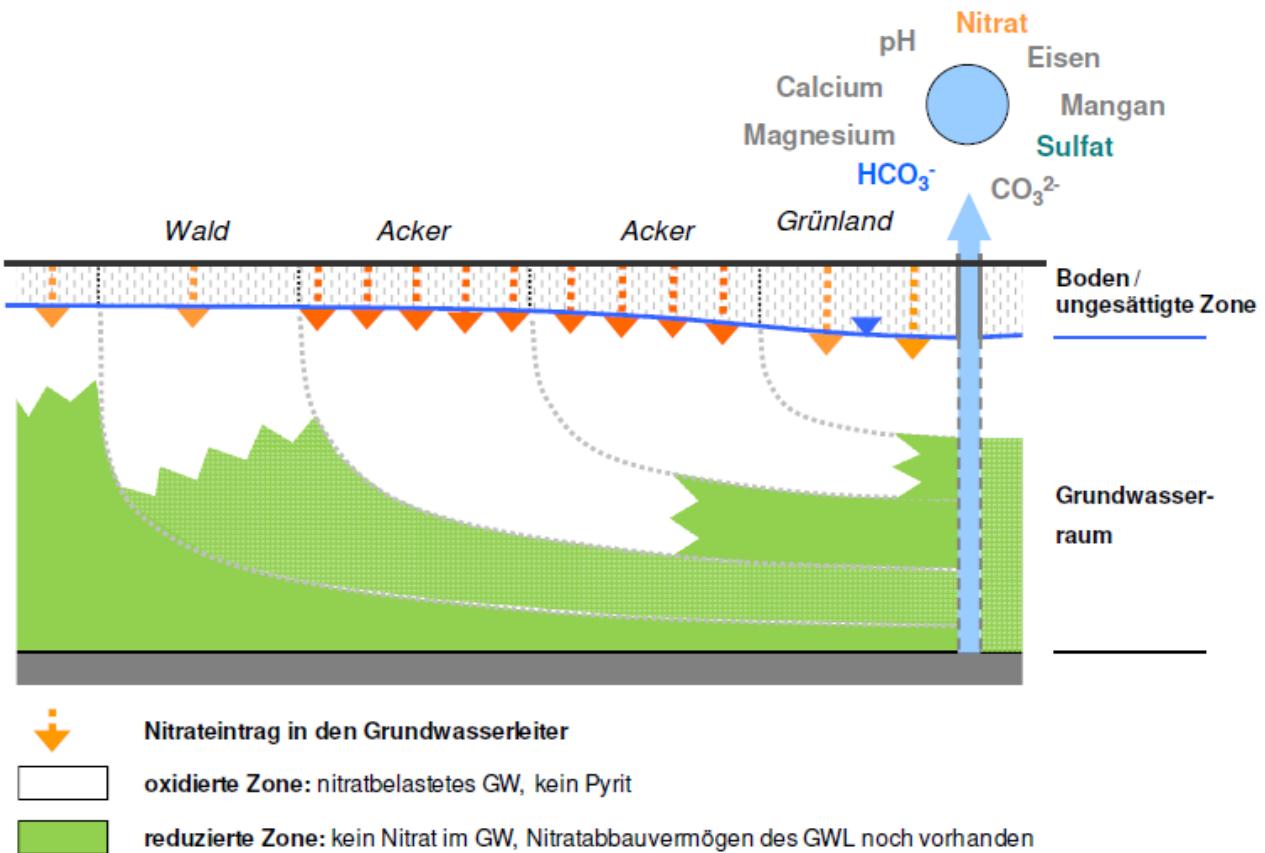


Abbildung 3: Geochemische Schichtung eines Grundwasserleiters in Abhängigkeit der Landnutzung und den daraus resultierenden gemessenen Ionen an einer Grundwassermessstelle nach der Publikation des DVGW (2013).

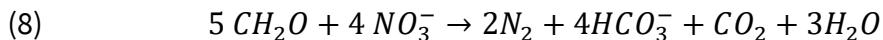
Die Ausprägung der Redoxfronten bei einem vorhandenen Nitratabbauvermögen geschieht in Abhängigkeit von der Zufuhr an Oxidationsmitteln. Die räumliche Verteilung und Menge der im Porengerüst des Grundwasserleiters eingelagerten Reduktionsmittel entscheiden hingegen über die Lage der Redoxfronten, so dass diese sich vorrangig an den vorhandenen Schichtgrenzen der jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten verteilen (DWA, 2015). Typischerweise bilden sich größere Redoxfronten unter landwirtschaftlichen Einfluss (Abbildung 3).

2.3.2 Denitrifikation im Grundwasserleiter

Der Stickstoffumsatz ist ein geochemisch und mikrobiell katalysierter Abbauprozess, bei dem unter an-aeroben (sauerstofffreien) Bedingungen im Grundwasser gelöstes Nitrat über mehrere Zwischenreaktionen (Redoxreaktionen) zu molekularem Stickstoff reduziert wird. Einerseits muss ein reduzierendes (sauerstofffreies) hydrochemisches Milieu zur Katalyse der mikrobiellen Umsetzungsprozesse herrschen. Andererseits 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, 2013). Zudem sind bei den Teilschritten der Nitratreduktion zu Stickstoff unterschiedliche Bakteriengemeinschaften nötig, welche je nach Art und Zusammensetzung eine hohe

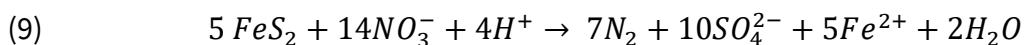
Diversität erreichen können (GRIEBLER & LUEDERS, 2009). Generell wird anhand der im GWL verfügbaren Reduktionsmittel in zwei verschiedene Stickstoffumsatzprozesse unterschieden, welche mit hydrochemischen Messreihen identifiziert werden können.

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

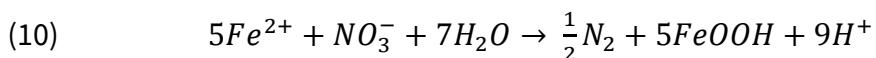


Organische Reduktionsmittel aus der organischen Bodensubstanz dienen den denitrifizierenden Bakterien als Energiesubstrate. Durch Mineralisationsprozesse in den oberen Bodenhorizonten der ungesättigten Zone werden kohlenstoffhaltige Verbindungen in gelöster Form (DOC = dissolved organic carbon) über das Sickerwasser in die verschiedenen hydrologischen Teilläume bis zur Grundwasserzone eingetragen. Nicht gelöste kohlenstoffhaltige Verbindungen (OC = organic carbon) liegen feststoffgebunden in Form von Pflanzenresten oder Lignit vor (MATTHESS et al., 1992). Je nach Bodenvergesellschaftung 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 Grundwasserbeschaffenheitsverhältnissen (KUNKEL et al., 2004). Unter reduzierten Bedingungen können diese aber deutlich höher und somit bei > 5 mg/l liegen. Untersuchungen durch den Deutschen Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW) 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 (DVGW, 2013).

Im Gegensatz zur heterotrophen Denitrifikation werden bei der autotrophen Denitrifikation an-organisches reaktives Material in Form von Schwefel-Disulfidverbindungen, wie Pyrit und Markasit (FeS_2), als Reduktionsmittel verbraucht:



Dabei kann das freigesetzte Eisen (II) weiter durch Nitratreduktion abiotisch oder mikrobiell katalysiert werden, so dass Eisen(III)-hydroxidoxid ausgefällt wird (DVGW, 2013):



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.

Die autotrophe Denitrifikation konnte als dominanter Stickstoffumsatz in den oberflächennahen Grundwasserleitern Deutschlands identifiziert werden (HYDOR, 2017; DVGW, 2013). Dies steht jedoch 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, 2013). Somit bedeutet ein höherer Gehalt an organischen Reduktionsmitteln nicht automatisch, dass ein erhöhter Denitrifikationsumsatz vorliegt.

Beide Stickstoffumsatzprozesse 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 Grundwasserleiters unter den gegebenen Milieubedingungen vorhanden sind. Daher sind die Reduktionsmittel als eine endliche Ressource anzusehen und können irreversibel verbraucht werden (DVGW, 2013).

Generell kann anhand der Gehalte an vorhandenem Reduktionsmittel nicht auf dessen Anteile beim Stickstoffumsatz geschlossen werden, so dass sich die Ausweisung von Denitrifikationspotentialen anhand von Indikatorparametern und die Identifizierung der ablaufenden Prozesse durch die Auswertung hydrochemischer Zeitreihen (Ganglinienanalyse) für verschiedene Grundwasserkörper anbietet.

2.3.3 Bestimmung von indikativen Denitrifikationspotentialen

Aufgrund der variablen hydrogeologischen Standortfaktoren und langen Grundwasserverweilzeiten, die direkten Einfluss auf Denitrifikationsbedingungen in der gesättigten Zone besitzen, kann es sein, dass trotz umgesetzter Grundwasserschutzmaßnahmen kein Rückgang der Nitratkonzentration im Zustrombereich der Grundwassermessstelle zu verzeichnen ist.

Zur Erfassung der Nitratbelastung kann in erster Näherung über ein Klassifikationssystem von hydrochemischen Parametern ein sogenanntes qualitatives Denitrifikationspotential ausgewiesen werden. Grundwassermessstellen mit einem Denitrifikationspotential weisen damit eine Nitratabbauwahrscheinlichkeit aus, welche die Milieubedingungen im Grundwasser aus Kapitel 2.3.2 für die ablaufenden

oder bereits abgelaufenen Stickstoffumsatzprozesse widerspiegeln. Auch ist in der aktuellen Grundwasserverordnung bei der Bewertung des chemischen Zustandes für den Parameter Nitrat eine differenzierte Vorgehensweise zur Bewertung denitrifizierender Verhältnisse in einem Grundwasserkörper erforderlich.

Die Bewertung nach HYDOR (2017), welche eine Nitratabbauwahrscheinlichkeit anhand der redoxsensitiven Parameter Sauerstoff und Redoxpotential ausweist, ist in Tabelle 3 dargestellt:

Tabelle 3: Ermittlung eines Denitrifikationspotentials anhand der Parameter Redoxpotential und Sauerstoff (HYDOR, 2017).

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

Die Korrelation zwischen geringen Sauerstoffkonzentrationen und niedrigen Redoxpotentialen weist ein Grundwassermilieu aus, welches denitrifizierenden Verhältnisse widerspiegelt und wo aufgrund ablaufender Denitrifikationsprozesse keine Präsenz von Nitrat zu erwarten ist. Diese Klassifikation ist insbesondere hilfreich, wenn nicht redoxsensitive Parameter, wie zum Beispiel Eisen, aufgrund von unzureichenden Grundwasserbeschaffenheitsdaten nicht beprobt worden sind. Die reduktive Eisenlösung, welche bei Redoxpotentialen < 0 mV auftritt, wird dabei mitberücksichtigt (HYDOR, 2017). Zudem können sich reduzierende Verhältnisse auch durch den heterotrophen Abbau von organischem Material einstellen (Hiscock et al., 1999).

Ein weiteres Verfahren zur Ermittlung von Denitrifikations-Standortbedingungen ist momentan in Bearbeitung durch das Förderprogramm der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie, welches Ende 2024 erscheinen soll. Ein Zugriff auf die unveröffentlichte Version lag Dank dem LfULG vor. In dieser Arbeit wird sich jedoch nur mit der Bestimmung denitrifizierender Verhältnisse mittels des Indikatorverfahrens befasst, welches die Nitratabbauwahrscheinlichkeit anhand der nicht redoxsensitiven Parameter Sauerstoff, Nitrat und Eisen ausweist. Denitrifizierende Verhältnisse sind gleichzusetzen mit einem Denitrifikationspotential, da sie die Bedingungen vorgeben, unter denen ein Nitratabbau stattfinden kann. Denitrifizierende Verhältnisse herrschen vor, wenn die Sauerstoffkonzentration < 2 mg/l und die Eisenkonzentration $> 0,1$ mg/l betragen.

Der Parameter Eisen gilt dabei als Hilfsparameter zur Bestimmung denitrifizierender Verhältnisse, da durch einen chemolithotrophen Nitratabbau nach Gleichung (9) Fe^{2+} freigesetzt wird. Die Nitratkonzentration sollte bei einem vollständigen Nitratabbau nahe der Bestimmungsgrenze < 1 mg/l liegen,

damit denitrifizierende Verhältnisse vorliegen. Bei einem unvollständigen Abbau können die Nitratkonzentrationen auch höher und die Eisengehalte niedriger sein, wenn der dominante Stickstoffumsatzprozess heterotroph ist. Keine denitrifizierenden Verhältnisse liegen vor, wenn die Sauerstoffkonzentrationen $> 2 \text{ mg/l}$, die Nitratkonzentrationen $> 1 \text{ mg/l}$ und die Eisengehalte $< 0,1 \text{ mg/l}$ betragen. Demnach findet auch kein Nitratabbau in Messstellen ohne denitrifizierende Verhältnisse statt.

Des Weiteren kann eine ergänzende Einstufung der angetroffenen Grundwasserbeschaffenheit zur Unterscheidung in Misch- und Übergangswässern sowie Wässer mit vollständigem Nitratabbau vorgenommen werden. Die entsprechende Klassifikation ist in Tabelle 4 aufgelistet:

Tabelle 4: Ermittlung eines Denitrifikationspotentials durch das Indikatorverfahren der Parameter Sauerstoff, Nitrat und Eisen (LAWA, 2024).

Parameter (mg/l)	Denitrifizierende Verhältnisse (Denitrifikationspotential)			kein Nitratabbau (keine denitrifizierenden Verhältnisse)
	Vollständiger Nitratabbau	Mischwasser	Übergangswasser	
Sauerstoff	$\leq 0,5$	$0,5 - 2,0$	$\leq 0,5$	$> 2,0$
Nitrat	$\leq 1,0$	$> 1,0$	$> 1,0$	$> 1,0$
Eisen	-	$\geq 0,1$	$\leq 0,1$	$\leq 0,1$

Übergangswässer sind durch einen niedrigen Sauerstoff- und Eisengehalt gekennzeichnet. Die gemessenen Nitratkonzentrationen in Verbindung mit den niedrigen Eisengehalten ergeben sich durch den unvollständigen heterotrophen Nitratabbau, welche statt Eisen(II) Hydrogenkarbonat freisetzt (siehe Gleichung 8). Mischwässer sind Grundwässer, in denen bereits eine hydrogeochemische Schichtung des Grundwasserleiters vorliegt, bei der eine oxidierende nitratführende Zone von einer reduzierenden nitratfreien Zone unterlagert wird. Bei Mischwässern sind die Eisengehalte $> 0,1 \text{ mg/l}$ aufgrund des chemolithotrophen Nitratabbaus.

In Kombination mit der zusätzlichen Messung von N_2 -Exzesses kann neben der qualitativen Einstufung durch die Ermittlung von Denitrifikationspotentialen auch eine quantitative Aussage zur Menge des abgebauten Nitrat-Stickstoff getroffen werden, indem der Anteil des abgebauten Nitrates (Denitrifikationsanteil) aus dem Verhältnis der gemessenen Nitratkonzentration und zur initialen Nitrateintragskonzentration NO_3t_0 berechnet wird. Zusätzlich sollte die Identifikation von Stickstoffumsatzprozessen durch eine Ganglinienanalyse, wie sie im nächsten Kapitel erläutert wird, erfolgen. Dies stellt ein wichtiges Prozessverständnis am Messstellenstandort für die Denitrifikation als Funktion der Milieubedingungen im Grundwasser dar.

2.3.4 Identifikation von Stickstoffumsatzprozessen (Ganglinienanalyse)

Auf der Grundlage von hydrochemischen Zeitreihen kann anhand der Änderung der Konzentrationsverläufe unter der Betrachtung der Parameter Hydrogenkarbonat, Sulfat und Chlorid eine Identifikation des Denitrifikationsprozesses erfolgen. Die zeitliche Auflösung der Messreihen sollte mindestens fünf Jahre betragen (DWA, 2015). Die Konzentrationsanstiege der Parameter Sulfat und Hydrogenkarbonat resultieren durch den Umsatz der beiden dominanten Denitrifikationsprozesse aus den Gleichungen (8) und (9). Fällt die Ganglinie der Nitratkonzentration aufgrund eines Stickstoffumsatzes, so geht dies mit einem gleichzeitigen Konzentrationsanstieg der beiden Parameter Hydrogenkarbonat und Sulfat einher und ein Stickstoffumsatz kann identifiziert werden. Bei der chemolithotrophen Denitrifikation steigt die Sulfatganglinie bei gleichzeitig abnehmenden Nitratkonzentrationen. Bei der heterotrophen Denitrifikation steigt die Ganglinie der Hydrogenkarbonatkonzentration an bei einem gleichzeitigen Absinken der Ganglinie der Nitratkonzentration.

Der Parameter Chlorid fließt bei der Ganglinienanalyse als konservativer Tracer mit in die Betrachtung ein, da durch die Düngeanwendung auf landwirtschaftlichen Nutzflächen Chlorid und Sulfat verstärkt in das Grundwasser eingetragen werden können. Mineraldünger, wie Ammonsulfat ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) oder Kaliumchlorid (KCl) können dabei zu einer deutlich erhöhten Konzentration der zuvor genannten Inhaltsstoffe im Grundwasser beitragen. Durch eine nahezu lineare positive Korrelation der Parameter Sulfat und Chlorid in Abhängigkeit der Nitratkonzentrationen kann ein landwirtschaftlicher Düngereinfluss direkt identifiziert werden (DWA, 2015). Steigen die Nitratkonzentrationen im Ganglinienverlauf weiter an, so ist von einem fehlenden Abbaupotential des Grundwasserleiters auszugehen.

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

1. kein Nitrateintrag
2. fehlendes Abbaupotential
3. Erschöpfung des ursprünglichen Abbaupotentials
4. vorhandenes Abbaupotential
 - a. Nachweis einer chemolithotrophen Denitrifikation
 - b. Nachweis einer chemoorganotrophen Denitrifikation
5. fallende Nitrateinträge
6. keine eindeutige Zuordnung

Findet in einer Grundwassermessstelle kein Nitrateintrag statt, bleiben die Nitratkonzentrationen niedrig und die Verlaufskurven der Ganglinien der chemischen Parameter Hydrogenkarbonat und Sulfat zeigen keine Hinweise für einen Denitrifikationsprozess. Die Erschöpfung eines ursprünglichen Abbaupotentials geht mit einem Nitratkonzentrationsanstieg bei gleichbleibenden Sulfat-, Hydrogenkarbonat- und Chloridgehalten einher, nachdem ein Denitrifikationsprozess in der Ganglinie nachgewiesen wurde.

Die Identifikation von Stickstoffumsatzprozessen setzt zudem Kenntnisse über die Grundwasserdynamik voraus. Informationen zur Grundwasserströmungsrichtung sollten mindestens gegeben sein. Eine Reduzierung der Nitrateinträge kann auch durch disperse Transportprozesse geprägt sein, indem sich nitratfreie Grundwässer durch den vertikalen Austausch an hydraulischen Fenstern bei unzureichenden Tonverbreitungen mit nitrathaltigen Grundwässern aus überlagernden Grundwasserstockwerken vermischen können und somit zur Nitratminderung beitragen (DWA, 2015).

2.3.5 Quantifizierung eines Nitratabbauvermögens im Grundwasserleiter

Bei der Quantifizierung eines Nitratabbauvermögens wird die idealisierte Lebensdauer des Nitratabaus auf Basis von hydraulischen Kenngrößen, ermittelten Nitratimmissionen und den Gehalt an reaktiven Mineralphasen im Grundwasserleiter stöchiometrisch entsprechend der Gleichungen (9) und (10) berechnet. Dies lässt sich nur für Porengrundwasserleiter realisieren, da die hydrochemischen Milieubedingungen und die Verfügbarkeit an Reduktionsmitteln in Festgesteingrundwasserleiter deutlich variabler sind.

Der Transport von Nitrat mit der Grundwasserströmung findet in Porengrundwasserleitern unter dem Einfluss von Denitrifikationsprozessen retardierend in Abhängigkeit der im Sediment für die Bakterien verfügbaren Reduktionsmittel (OC, Pyrit) statt (siehe Kapitel 2.3). Diese feinkörnigen im Sediment eingeschlossenen Lagen können stark variieren, so dass mit zunehmender Tiefe und abnehmender Korngröße von einem zunehmenden Gehalt an organischen Kohlenstoff und Pyrit ausgegangen werden kann (siehe Abbildung 4). Insbesondere feinkörnige Lagen umgeben von größeren Sedimentablagerungen zeigen hohe Gehalte an OC und Pyrit an (DWA, 2015).

Die Verlagerungsgeschwindigkeit des Nitrats ist bei einem Nitratabbau somit geringer als die Fließgeschwindigkeit des Grundwassers. Auf dem Fließweg entsteht eine hydrogeochemische Schichtung (Redoxzonierung) bei der eine nitratführende oxidierende Zone von einer nitratfreien reduzierenden Zone unterlagert wird, da die oxidierende Zone aufgrund des Verbrauchs an Reduktionsmitteln kein natürliches oder ein stark verminderter Abbauvermögen aufweist (DWA, 2015). Dies spiegelt sich auch an Grundwassermessstellen mit einer dauerhaften Präsenz von Nitrat wider, obwohl diese eventuelle

nach hydrochemischen Indikatorverfahren zur qualitativen Abschätzung eines Denitrifikationspotenti- als denitrifizierende Verhältnisse aufweisen. Das natürliche Abbauvermögen der oxidierenden Zone ist dann bereits aufgezehrt, so dass sich die Nitratfront vertikal in tiefere Schichten des Grundwasserstockwerkes verlagert und weiteres reaktives Material aufzehren kann. Ist das natürliche Nitratabbauvermögen durch langanhaltende Nitrateinträge erschöpft und es findet kein Stickstoffumsatz mehr statt, so erfolgt die Nitratverlagerung konservativ mit der Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers (Nitratdurchbruch).

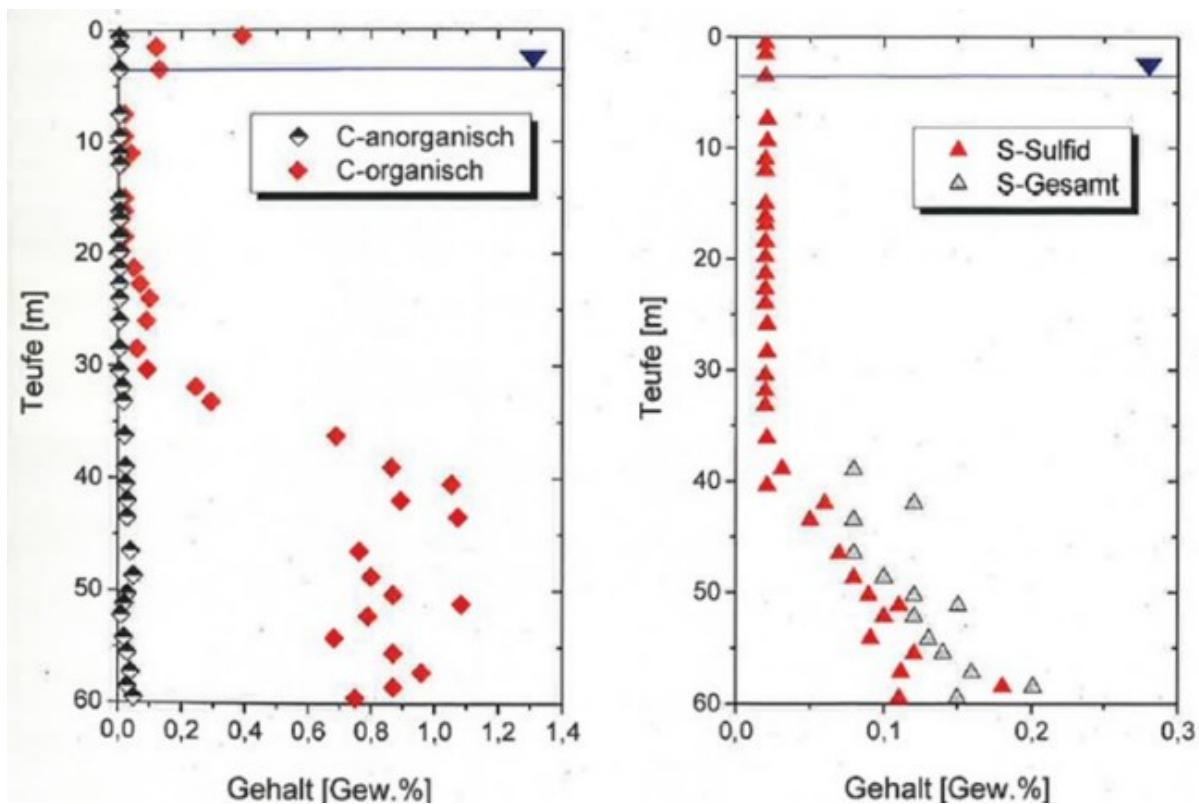


Abbildung 4: Gehalte der im Sediment des Grundwasserleiters verfügbaren Reduktionsmittel in Abhängigkeit der Tiefe (DWA, 2015).

Die Lebensdauer des Nitratabbaus hängt somit davon ab, inwieweit die jeweiligen Reduktionsmittel für die Bakterien hydraulisch zugänglich, als auch biochemisch verfügbar sind (DWA, 2015). Abbildung 5 verdeutlicht diese Beziehung. Einerseits müssen die Bakterien im Zuge der Grundwasserströmung die Kornoberflächen der im Korngerüst umschlossenen Partikel erreichen können (hydraulische Zugänglichkeit). Andererseits muss das reaktive Material mittels der für die Bakterien zur Verfügung stehenden Enzyme aufgeschlossen werden können (biochemische Verfügbarkeit). Darüber hinaus hängt die Verfügbarkeit des reaktiven Materials von der Stratigraphie der hydrogeologischen Bezugseinheiten ab, da tonige bzw. schluffige Schichten oft höhere Gehalte der genannten Reduktionsmittel besitzen als sandige oder kiesige Schichten. Dies ist darin begründet, dass bindige Schichten wie zum Beispiel Tonhorizonte hydraulisch zugänglicher für die Bakterien sind, da aufgrund der geringeren Korngröße und

dem höheren Gehalt an verfügbaren Reduktionsmitteln ein größerer Stickstoffumsatz möglich ist (KONRAD, 2007). Hydraulischer zugänglicher bedeutet in dem Fall, dass der Stofffluss in einem tonig-schluffigen Material bei der Betrachtung des Massenflusses F in Abhängigkeit der hydraulischen Leitfähigkeit des Kornmaterials um den Faktor 1000 größer ist als in einem Feinsand (DWA, 2015).

Neben den erläuterten wesentlichen Einflussfaktoren für die Berechnung der Lebensdauer eines Nitratabbaus sind die hydraulischen Kenngrößen zur Grundwasserneubildung (GWN), dem Gesamtporenanteil N sowie die Nitratkonzentration des Sickerwassers als Immissionskennwert nötig. Letzteres wird mit der berechneten Nitrateintragskonzentration NO₃t₀ durch die Stickstoff-Argon-Messungen ergänzt, da diese die tatsächliche Immission ins Grundwasser unabhängig des Fließweges abbildet.

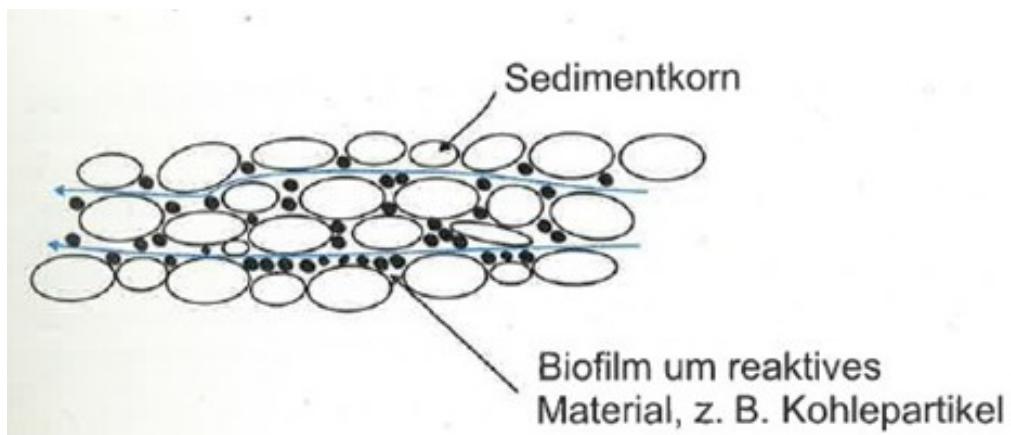


Abbildung 5: Schematische Darstellung der biochemischen Zugänglichkeit für Bakterien im Strömungsfeld des Porengerüstes (DWA, 2015).

Die Informationen über die Gehalte an verfügbaren Reduktionsmitteln im Grundwasserleiter lassen sich durch eine tiefenorientierte Feststoffprobengewinnung einer Kernbohrung ohne Spülungszusätze gewinnen (CREMER, 2015). Dies wurde in Sachsen vereinzelt im Zuge der Altlasten- und Braunkohlesanierungen (z. B. Deponie Bergen) durchgeführt. Bei der Errichtung einer Grundwassermessstelle des Messnetzes für die Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft (LMBV) in den quartären Schmelzwasserablagerungen der Saale wurde eine tiefenorientierte Beprobung der Disulfid-Schwefelgehalte durchgeführt, weshalb der Pyritgehalt dieses Aufschlusses als Kennwert für eine Beispiel-Berechnung des Nitratabbauvermögens in Kapitel 3.6 für autotroph denitrifizierende Grundwasserleiter genutzt werden kann.

Da der dominante Stickstoffumsatz in den meisten Wassergewinnungsgebieten autotroph ist (siehe Kapitel 2.4.2, wurde auf eine Beispielrechnung für heterotroph denitrifizierende Grundwasserleiter verzichtet. Des Weiteren ist die Zusammensetzung der im Sediment eingeschlossenen organischen Koh-

lenstoffspezies im Vergleich zu den Disulfid-Mineralen deutlich variabler, zumal die Reaktivität des organischen Materials und die hydraulische Zugänglichkeit nicht idealisiert wiedergegeben werden kann (DWA, 2015).

2.4 Datengrundlage

2.4.1 Probennahme und Analyse

Insgesamt wurden 100 Grundwassermessstellen mit der N₂-Ar-Methode auf ihre Denitrifikationsrate, auf Vor-Ort-Parameter und typischer Beschaffenheitscharakteristika (An- und Kationen) im Zeitraum von Januar bis Oktober 2023 durch die staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft (BfUL) beprobt und analysiert (Labor der BfUL auf konventionelle chemische Parameter, GEO-Data Garbsen in Niedersachsen auf N₂-Ar zur Bestimmung des Denitrifikationspotentials). Zuvor erfolgte die Beprobungen des Grundwassers auf Tritium-Helium-Alter im Oktober 2021 bis Mai 2022 auf 20 Grundwassermessstellen, unabhängig des Beprobungsplanes für die Stickstoffexzessdaten, so dass acht Messstellen mit jeweils Stickstoffexzess- und Tritium-Helium-Daten für die weitere Evaluation zur Verfügung stehen.

Die Probennahme der Grundwassermessstellen für die N₂-Ar-Untersuchungen erfolgte über eine Unter-motorpumpe (MP1-Pumpe). Die Bestimmung der Vor-Ort-Parameter (pH-Wert, Wassertemperatur, elektrische Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt, Redoxpotential) wurde über eine Durchflussmesszelle mittels Bypass durchgeführt. Zusätzlich wurden Proben für die Beschaffenheitsanalyse (Hydrochemie mit Kat- und Anionen) entnommen. Zur Sicherung des Probenmaterials für die anschließende N₂-Ar-Analytik dienten Septumflaschen (115 ml), die bis zum Überlauf kontinuierlich mit Grundwasser befüllt wurden, um Veränderungen der Gelöstgaskonzentrationen in der Probe durch den Kontakt mit der Atmosphäre zu minimieren. Diese wurden anschließend mit einer Butylgummikappe luftdicht und mit Aluminium-Bördelkappen verschlossen.

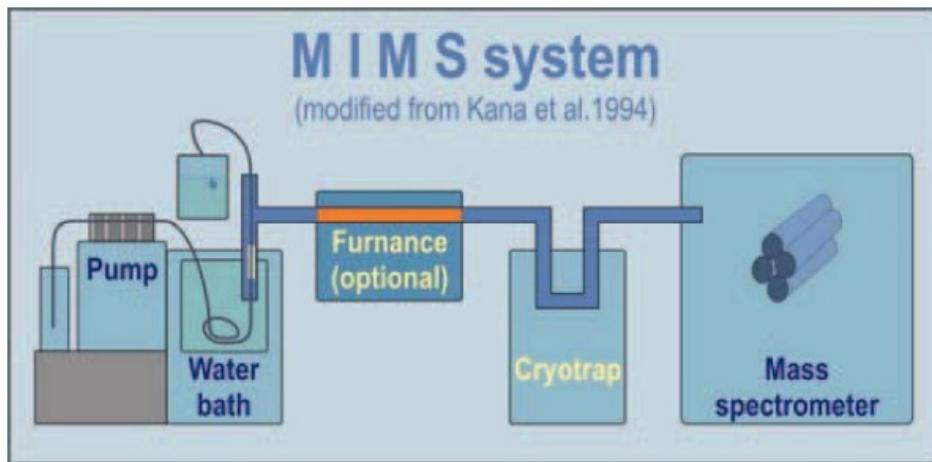


Abbildung 6: Versuchsaufbau des Membran-Inlet Massenspektrometer (MIMS) Systems (NLWKN, 2012).

Die Analyse des N-Exzesses wurde mit einem Membran-Inlet-Massenpektrometer (MIMS) durch das Labor der Dienstleistungsgesellschaft für Geologie, Hydrogeologie und Umweltanalytik mbH (GEO-data) in Garbsen (Niedersachsen) durchgeführt. Der genaue Versuchsaufbau und die Durchführung sind in KANA et al. (1994) beschrieben. Die Messapparatur setzt sich aus einer Pumpe, einer Kühlgefalle, dem temperierten Wasserbad und dem Quadropol-Massenpektrometer zusammen (Abbildung 6). Dabei wird ein Vakuum erzeugt, so dass die relevanten Gase durch eine für sie durchlässige semipermeable Membran diffundieren können. Die angehängte Kühlgefalle sorgt dafür, dass Wasserdampf und CO₂ ausgefroren werden (SCHWANEKAMP, 2017), da insbesondere CO₂ einen Einfluss auf die N₂-Messung besitzen könnte (KANA et al., 1994). Anschließend werden die Konzentrationen an N₂ und Ar über das Massenspektrometer erfasst. Die MIMS-Methode bietet gegenüber der Gaschromatographie den Vorteil, dass keine Probenvorbereitung (kein Entgasungsschritt) nötig ist und ein schnellerer Probendurchsatz bei gleichzeitiger Präzision der Messergebnisse für die Gelöstgaskonzentrationen gewährleistet wird. Die Ergebnisse der Messungen wurden im Anschluss auf Ausgasungerscheinungen mit dem N₂-Ar-Checktool geprüft. Nahezu alle N₂-Ar-Messungen sind plausibel. 24 Grundwasserproben weisen Stickstoff-Exzesswerte unterhalb der Bestimmungsgrenze von 2 mg N/l. Lediglich für die GWM (MKZ: 45512209, Seidewinkel, Hy Seiw 1z/97)) konnten Stickstoff-Exzess-Werte bestimmt werden.

Die Entnahme der Tritium-Helium-Proben erfolgte über Kupferrohre (40 ml), welche an den Enden mittels Klemmen verschlossen wurden, um einen Kontakt mit atmosphärischer Luft zu verhindern. Die Rohre wurden anschließend waagerecht auf ein mitgebrachtes Alu-Gestell gelegt, um mit einem Hammer darauf zu schlagen. Dies soll vorhandene Gasblasen in der Innenwand des Rohres lösen. Danach wurden die Kupferrohre an beiden Enden fest zugeschraubt, um sie für die weitere Lagerung vorzubere-

reiten. Die Entwicklung der Analyseergebnisse ist gegenüber der Stickstoff-Argon-Methode eher zweit- aufwändig, da die Tritiumproben für eine Akkumulation an ${}^3\text{He}$ aus dem Zerfall von ${}^3\text{H}$ für 4 bis 8 Monate gelagert werden müssen.

Die Analysen auf Tritium-Einheiten wurden mit einem Edelgas-Massenspektrometer im Institut für Umweltphysik (Abteilung Ozeanographie der Universität Bremen) durch Herrn J. Süttenfuss durchgeführt. Die Werte der Tritium-Helium-Analysen entsprechen der mittleren Verweilzeit des Grundwassers unter Annahme eines rein advektiven Transportverhaltens (Piston-Flow-Modell) der Grundwasserdynamik. Keine der entnommenen Grundwasserproben war mit atmosphärischer Luft kontaminiert.

2.4.2 Stammdaten und Visualisierung

Im Anhang A 1.1 sind die Stammdaten der untersuchten Grundwassermessstellen sowie die gemessenen N_2 -Exzess-Werte und deren Nitrateintragskonzentrationen aufgelistet, auf denen die nachfolgenden Analysen aufbauen. Die wichtigen Datengrundlagen werden im Folgenden erläutert. Der Stammdatensatz stützt sich auf die hydrochemischen Messungen typischer Vor-Ort Parameter (pH-Wert, Redoxpotential, O_2 -Gehalt), Hauptionen (Na , Mg , Mn , Cl , Fe , SO_4 , HCO_3 , DOC, etc.) sowie weitere Spurenstoffe (siehe Anhang A 1.3) von insgesamt 100 Grundwassermessstellen, die durch das LfULG für Denitrifikationsuntersuchungen ausgewählt und als Gesamtdatensatz übermittelt wurden. Die Probennahme für die Untersuchung der hydrochemischen Parameter (An- und Kationen) erfolgte gleichzeitig mit der Messung der Stickstoff-Exzess-Werte. Die hydrochemischen Zeitreihen als Datengrundlage der Ganglinienanalyse wurden aus dem öffentlich zugänglichen Geodatenportal iDA des LfULG recherchiert. Als Kriterium für die Datenqualität wurde Ionenbilanzfehler (IBF) von kleiner gleich 10 % angesetzt. Die Ermittlung der Ionenbilanzen an jeder Grundwassermessstelle wurde mit dem kostenlosen Hydrochemie-Programm aqion in der Version 8.3.2 geprüft, welches den numerischen Solver des U.S.G.S.-Programms PhreeqC verwendet (PARKHURST & APPELO, 1999).

Die Datengrundlage für die hydrogeologischen Bezugseinheiten stützt sich auf die Hydrogeologische Übersichtskarte (HÜK250) mit einer Auflösung im Maßstab von 1:250.000. Aufgrund der hohen räumlichen Auflösung wurden die hydrogeologischen Bezugseinheiten aus Stammdatensatz der Grundwassermessstellen des LfULG und den dort ausgewiesenen Grundwasserleiterkomplexen abgeglichen und verfeinert. Die Daten der ausgewiesenen Grundwasserkörper durch die WRRL wurden durch das LfULG übermittelt. Des Weiteren wurden satellitenbezogene Daten zur Landnutzung aus dem Corine Land Cover Datensatz von 2018 für die Ermittlung der dominanten Landnutzungsform am Standort der Messstelle genutzt. Für die Informationsgewinnung bezüglich der am Messstellenstandort verbreiteten Bodengesellschaft bildet die Bodenübersichtskarte (BÜK50) in einer räumlichen Auflösung von 1:50.000

die Datengrundlage. Die Daten zur Grundwasserdynamik wurden aus den Hydroisohypsenplänen, veröffentlicht durch das LfULG im Jahr 2016, extrahiert, um Zustrombereiche bzw. Anstrombereiche für stark belastete Grundwassermessstellen auszuweisen. Des Weiteren wurden die Daten langjähriger Mittelwerte der Grundwasserneubildung aus dem Wasserhaushaltsportal von Sachsen recherchiert, das die Daten der einzelnen Wasserhaushaltsskomponenten im Projekt Klimawandel und Wasserhaushalt in Sachsen (KliWES 2.0) seit 2008 abbildet.

Graphische Abbildungen in Form von Karten wurden mittels Geoinformationssystemen (ArcGIS, QGIS) erstellt. Die Auswertung der Grundwasserbeschaffenheit sowie die Ergebnisse der Ganglinienanalyse erfolgte über R (R CORE TEAM, 2020). Die dazugehörigen Abbildungen wurden mit dem Erweiterungspaket ggplot2 visualisiert (WICKHAM, 2016). Die graphische Darstellung der Piper-Diagramme wurde über das Erweiterungspaket smwrGraphs realisiert (LORENZ & DIEKHOFF, 2017).

Zur allgemeinen hydrochemischen Charakterisierung des Grundwassers und für die Auswertung typischer Beschaffenheitscharakteristika werden die Haupt- und Nebeninhaltsstoffe dargestellt in:

- Piper-Diagrammen (Äquivalenzkonzentrationen) zur Typisierung der Grundwässer nach PIPER (1944). Hierfür wurden Messstellen ausgewählt, welche dem Kriterium der Datenqualität entsprachen.
- Box-Whisker-Plots, welche eine zusammenfassende Darstellung deskriptiver statistischer Größen liefert. Als statistische Maßzahlen werden 25 %- und 75 %-Perzentil (box), Median, 5 %- und 95 %-Perzentil (whisker) sowie Minimum, Maximum, das arithmetisches Mittel (grüner Punkt) und der Median (schwarze Linie) angegeben.

In der Abbildung 7 ist eine Übersichtskarte der 100 beprobten Grundwassermessstellen in ihrer räumlichen Verteilung und der im Jahr 2022 neu ausgewiesenen Nitratimmissionskulisse (Nitratgebiete) abgebildet.

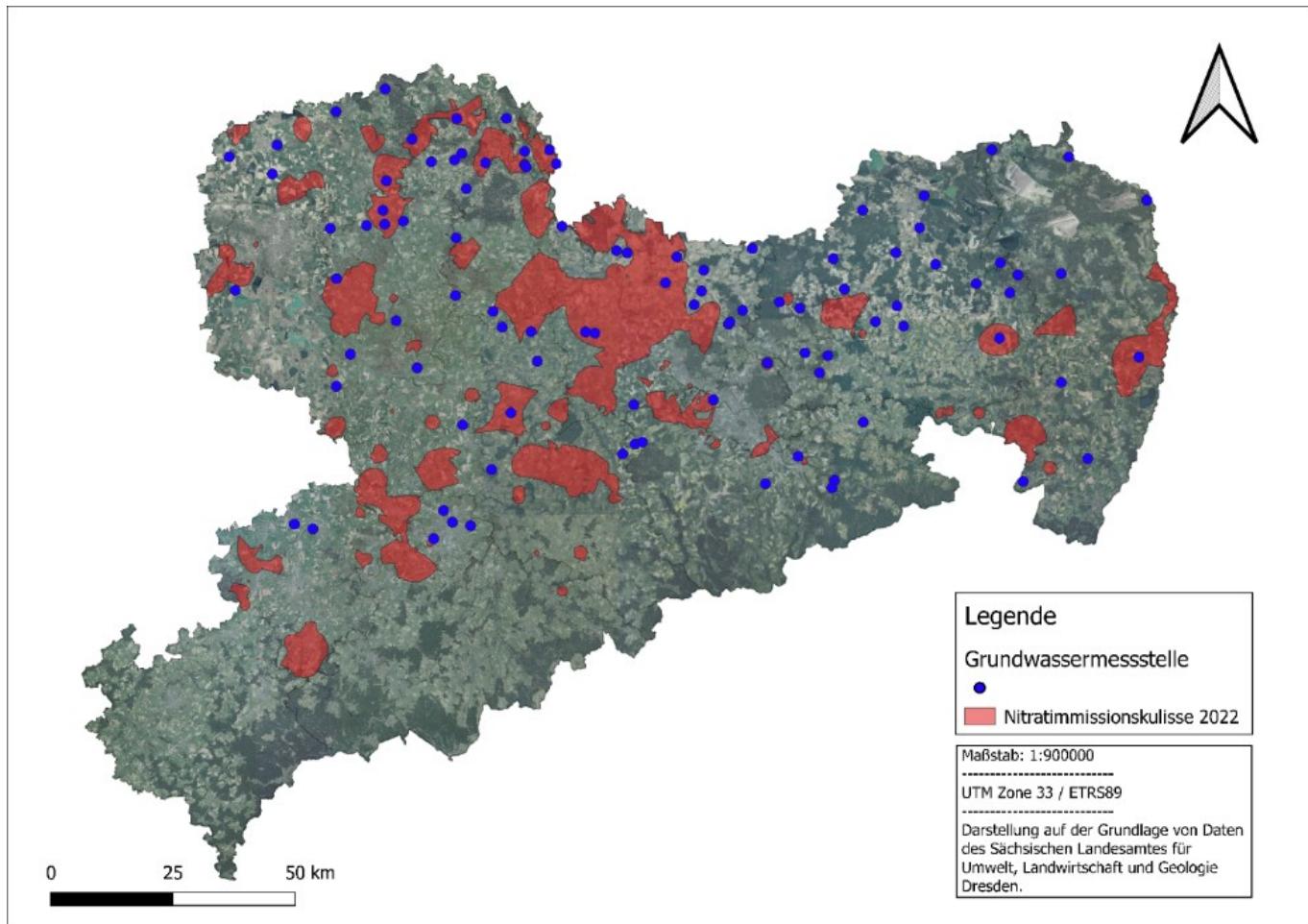


Abbildung 7: Übersichtskarte zur Lage der im Rahmen dieser Untersuchungen beprobten Grundwassermessstellen vor dem Hintergrund der neu ausgewiesenen Nitratimmissionskulisse 2022.

3 Ergebnisse

3.1 Hydrogeologie

Auf Basis der hydrogeologischen Übersichtskarte in einer Auflösung von 1:250.000 und der durch das LfULG ausgewiesenen Grundwasserleiterkomplexe wurden die hydrogeologischen Bezugseinheiten den jeweiligen Grundwassermessstellen zugeordnet (Abbildung 8). Diese lassen sich in das eiszeitlich geprägte und lösshaltige nördliche Tiefland, dem sich anschließenden zentral verbreiteten periglazial gebildeten Tief- und Hügelland sowie dem südlich zu Tschechien grenzenden Gebirgsvorland mit den Mittelgebirgen Erzgebirge und Elbsandsteingebirge unterscheiden. Dies spiegelt den allgemeinen geologischen Aufbau von Sachsen grob wider, der aufgrund seiner Komplexität und den reichen Erzvorkommen ein bedeutender geologischer, als auch mineralogischer Standort ist.

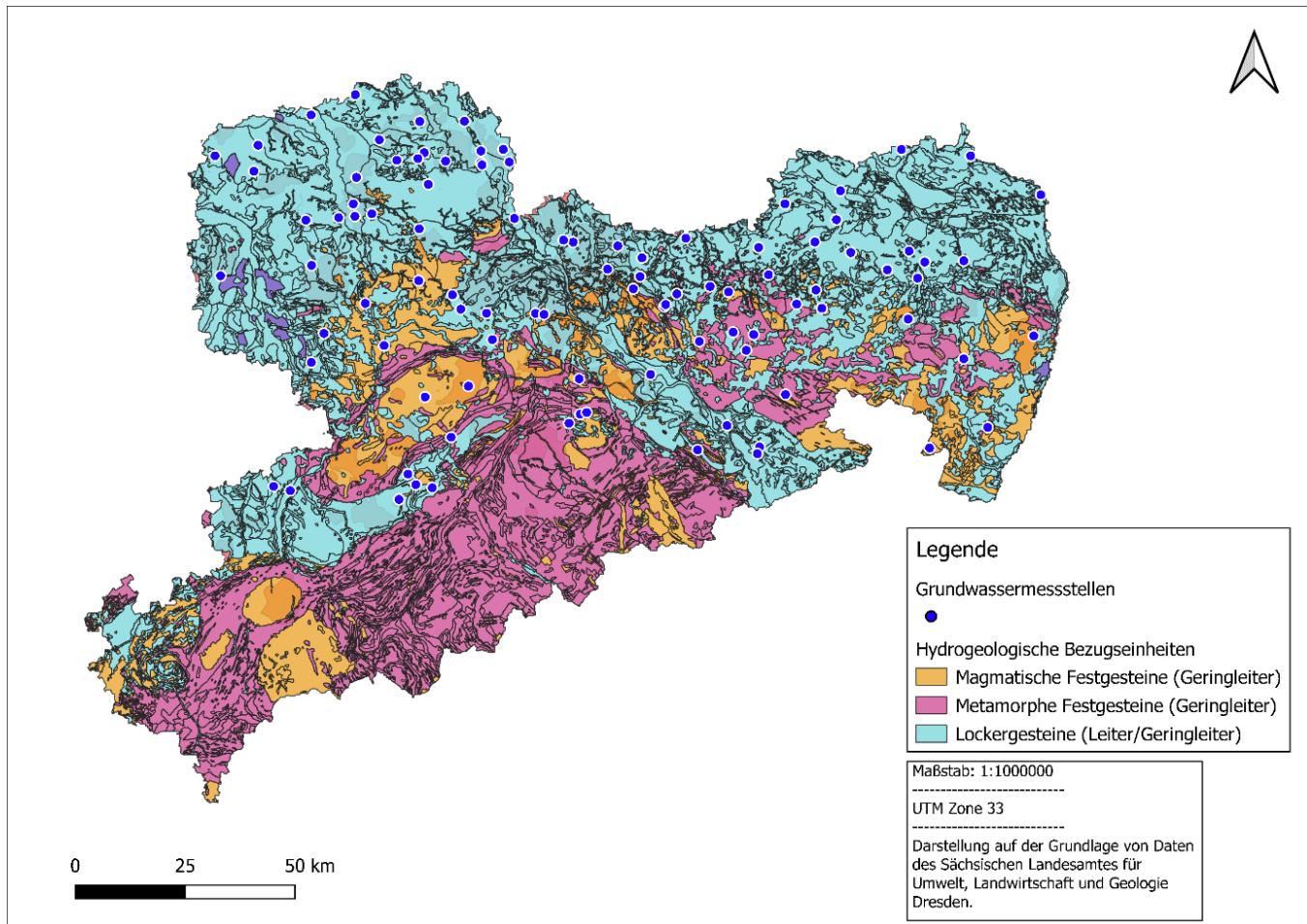


Abbildung 8: Lage der beprobteten Grundwassermessstellen auf Basis einer vereinfachten Karten-darstellung der Hydrogeologischen Übersichtskarte (HÜK) in einer Auflösung von 1:250.000.

Während im Norden insbesondere eiszeitliche Ablagerungen der Saale- und Elster-Kaltzeiten zu finden sind, fehlen die sonst typischen mesozoischen Sedimente des Deckgebirges weitestgehend (PÄLCHEN & WALTER, 2011). Teilweise sind auch sehr alte präkambrische Grauwacken oder Granodiorite verbreitet, die auch einen Teil der Datengrundlage von den untersuchten Grundwassermessstellen darstellen. Des Weiteren befindet sich im mittleren Westen Sachsen's ein sedimentäres Ablagerungsbecken mit einer Größe von 70 x 30 km, das als Vorerzgebirgssenke (VES) bezeichnet wird und diskontinuierlich aufgeschlossene Sedimente vom höchsten Unterkarbon bis zum Oberrotliegend II sowie kontinentale Ablagerungen als Abtragungsschutt der variszischen Orogenese beinhaltet (SCHNEIDER et al., 2005). Diese regionalgeologische Gliederung spiegelt sich auch in der Art der Grundwasserführung wider.

Die Verteilung der untersuchten 100 Grundwasserressstellen in den entsprechenden hydrogeologischen Bezugseinheiten ist in Tabelle 5 zusammengefasst und wurde zu folgenden übergeordneten Stratigraphischen Einheiten zusammengefasst:

Tabelle 5: Differenzierte Datengrundlage der untersuchten Grundwassermessstellen hinsichtlich ihrer regional- geologischen Einheit.

Stratigraphie	Quartär	Kreide	Perm (Rotliegend und Zechstein)	Karbon	Kambrium und Ordovizium
Erdzeitalter	Känozoikum	Mesozoikum	Paläozoikum	Paläozoikum	Paläozoikum
Anzahl GWM	77	3	6	4	10
Kurz-bezeichnung	Qa	Obk	RtlZe	Krb	KaOdv
Gesteinsart	Sediment	Sediment	Sediment, Metamorphit	Magmatit, Sediment	Magmatit, Metamorphit
Art der Grundwasserführung	Lockergestein	Festgestein	Festgestein	Festgestein	Festgestein
Grundwasserleiter	Porengrundwasserleiter	Kluft-Porengrundwasserleiter	Kluftgrundwasserleiter	Kluftgrundwasserleiter	Kluftgrundwasserleiter
Grundwasserleiter-komplex	Sander, Flussschotter, Flussauen, Hochterassen	Sandsteine	Sand-, Schluff- und Tonstein, Tonschiefer, Dolomit	Granit, Granulit, Sandstein, Kohleflöze	Grauwacke, Tonschiefer, Granodiorit
Summe					100

Die eingeführten Kurzbezeichnungen dienen der besseren Übersicht auf Darstellungen der Haupt- und Nebenionen bei der Grundwasserbeschaffenheitsauswertung. Kurzbezeichnungen: Qa = Quartär, Obk = Obere Kreide, RtlZe = Rotliegend und Zechstein, Krb = Karbon, KaOdv = Kambrium und Ordovizium

Im Folgenden wird die Datengrundlage der einzelnen stratigraphischen Einheiten und den daraus ableitbaren hydrogeologischen Einheiten diskutiert. Eine hydrogeologische Einheit wird im geologischen Jahrbuch (1997) wie folgt definiert:

"Gesteinskörper, der aufgrund seiner Petrographie, Textur oder Struktur im Rahmen einer festgelegten Bandbreite einheitliche hydrogeologische Eigenschaften aufweist und durch Schichtgrenzen, Faziesgrenzen, Erosionsränder oder Störungen begrenzt ist. Bei Lockergesteinen kann eine hydrogeologische Einheit aus einem Teil, einer gesamten oder mehreren geologischen Einheiten bestehen, bei Festgesteinen aus einer einzelnen Schicht oder einer Abfolge von Schichten ähnlicher Gesteinsausbildung und ähnlichen Durchtrennungsgrades." (KOLITSCH, 2008; GEOLOG. JAHRB., 1997).

Die eingeführten Kurzbezeichnungen in Tabelle 5 entsprechen den Kurzbezeichnungen für die verschiedenen Abbildungen typischer Beschaffenheitsparameter im darauffolgenden Kapitel.

Der größte Anteil der beprobten Grundwassermessstellen ($n = 77$) ist den quartären Ablagerungen zuzuordnen, deren Hauptanteile insbesondere durch Sander und Schmelzwasserablagerungen der Elster-Kaltzeit sowie Dünensande und glazifluviatile Ablagerungen der Saale-Kaltzeit gekennzeichnet

sind. Ein geringer Teil der verbreiteten Sedimente sind Terrassenbildungen der Weichselkaltzeit. In den Interglazialen bildeten sich die Flussauen des heutigen Elbtales, die auch einen geringen Teil der Stammdaten in den quartären Ablagerungen ausmachen. Die Verbreitung der quartären Sedimente ist in Abbildung 9 dargestellt. Sie können eine Mächtigkeit zwischen wenigen Metern und an den Beckenrändern von bis zu 100 m erreichen, weshalb ihnen eine relevante wasserwirtschaftliche Rolle als Porengrundwasserleitern zukommt (LfULG, 2005). Typische periglaziale und glazigene sedimentäre Ablagerungen sind beispielsweise Löss, Lösslehm, Geschiebemergel sowie Bändertone und eine Vielzahl an limnischen und fluviatilen Sedimenten, wie zum Beispiel Auelehm oder Torf (KNOX et al., 2010).

Nach Auswertung der geologischen Schichtenverzeichnisse und Ausbauprofilen konnten den meisten Porengrundwasserleitern überwiegend ungespannte Druckverhältnisse zugeordnet werden. Lediglich sechs Grundwasserleiter der quartären Ablagerungen sind Grundwasser-Geringleiter, die geringe geohydraulische Durchlässigkeiten (kf-Werte) zwischen $1 \cdot 10^{-7}$ und $1 \cdot 10^{-5}$ m/s aufweisen.

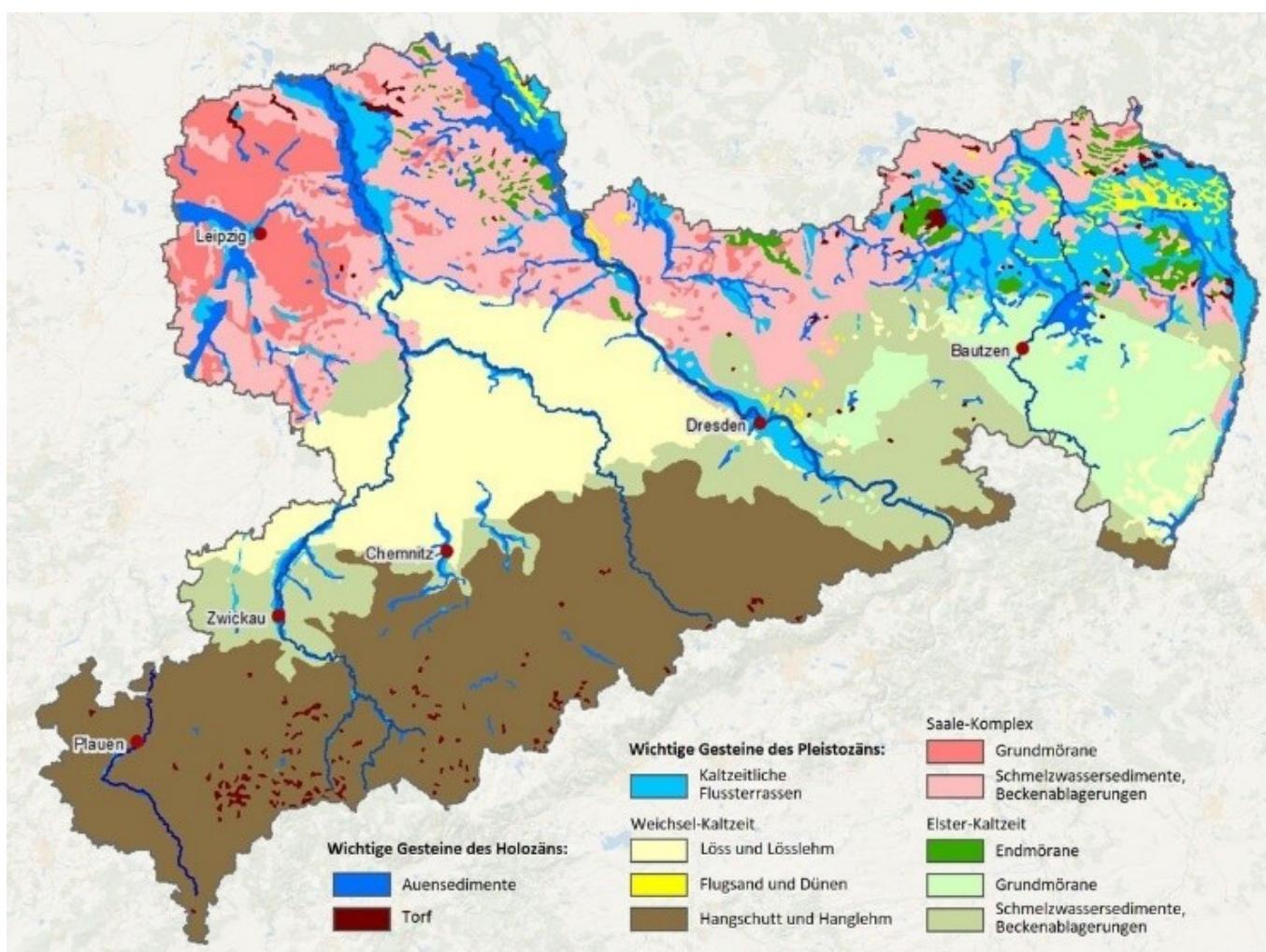


Abbildung 9: Verteilung der quartären Sedimente in Sachsen (PÄLCHEN & WALTER, 2008).

Nur ein sehr geringer Teil der untersuchten Grundwassermessstellen ($n = 3$) wurden den mesozoischen Sedimenten der Kreide zugeordnet, die (Sedimente) sich chronostratigraphisch in die Stufen des Cenomanium und des Turon der oberen Kreide eingliedern und nicht im intramontanen Molassetrog der VES aufgeschlossen sind (KOLITSCH, 2008). Der ausgewiesene Grundwasserleiterkomplex besteht aus Ablagerungen an feinklastisch gebildeten Sandsteinen, die sich aus der Transgression des Meeres zwischen dem Zentraleuropäischen Becken und dem sächsisch- böhmischen Kreidebecken während der oberen Kreidezeit akkumuliert haben (TRÖGER, 2008b). Sie stellen Poren-Kluft-Grundwasserleiter („Doppelporosität“) dar.

Sechs Grundwassermessstellen wurden den Sedimenten und Metamorphiten des Perms zugeordnet, welche überwiegend in den verschiedenen Beckenformationen des Unterrotliegend nördlich der VES, als Tonschiefer, Sandsteine (Arkose) oder matrixgestützte Konglomerate (Mülsen-Folge) zu finden sind und Mächtigkeiten zwischen 50 – 315 m erreichen (Kolitsch, 2008). Lediglich zwei Grundwassermessstellen Schrebitz, Dep. BS1 (MKZ: 47440300) und Frohburg, OT Nenkendorf, HyNkd2/94 (Br. 13) (MKZ: 49417009) befinden sich in der Randfazies einer küstennahen Umgebung des ehemaligen Zechsteinmeeres, aus der Tonsteine als auch Karbonatplattformen als Plattendolomit hervorgingen und Kluftgrundwasserleiter beziehungsweise im Fall der GWM Frohburg, OT Nenkendorf, HyNkd2/94 (Br. 13) (MKZ: 49417009) Karstgrundwasserleiter darstellen.

Ein weiterer kleiner Anteil ($n = 4$) an Grundwassermessstellen gliedert sich stratigraphisch in die paläozoischen Sedimente und Magmatite des Karbons. Diese in der Vorerzgebirgssenke verbreiteten hochmetamorphen Gesteine (Granulite) gehören zum westsächsischen Granulit-Massiv und werden durch die tiefreichende Lausitz-Störung getrennt (PÄLCHEN & WALTER, 2011). Dort sind neben den angetroffenen Granuliten auch jüngere und ältere Intrusivkomplexe als Granite im Oberkarbon aufgeschlossen (KOLITSCH, 2008), die zusammen mit den Metamorphiten (Glimmerschiefer, Gneise) Kluftgrundwasserleiter darstellen. Des Weiteren befindet sich die GWM Chemnitz, GWM 3/08 (P0872) (MKZ: 51430281) in einem Kluftgrundwasserleiter (Sandstein des Unterkarbons).

Ein weiterer größerer Anteil ($n = 10$) der Grundwassermessstellen ist neben den quartären Lockergesteinen den paläozoischen Festgestein des Kambrium- und des Ordoviziums im Grundgebirge des Freistaates Sachsen zuzuordnen. Drei Messstellen (Lichtenberg, MKZ: 48490002; Langenwolmsdorf, MKZ: 49500004; Reinersdorf B 8/07, MKZ: 47476027) fielen außerhalb dieser Klassifikation, da sie aus dem Vendium (Neoproterozoikum) stammen und wurden dennoch dieser hydrogeologischen Einheit zugeordnet, da es sich chronostratigraphisch als Präkambrium dem Kambrium anschließt. Die bei der cadowischen Gebirgsbildung gebildeten Gneise, Granodiorite und Tonschiefer stellen Kluftgrundwasserleiter dar.

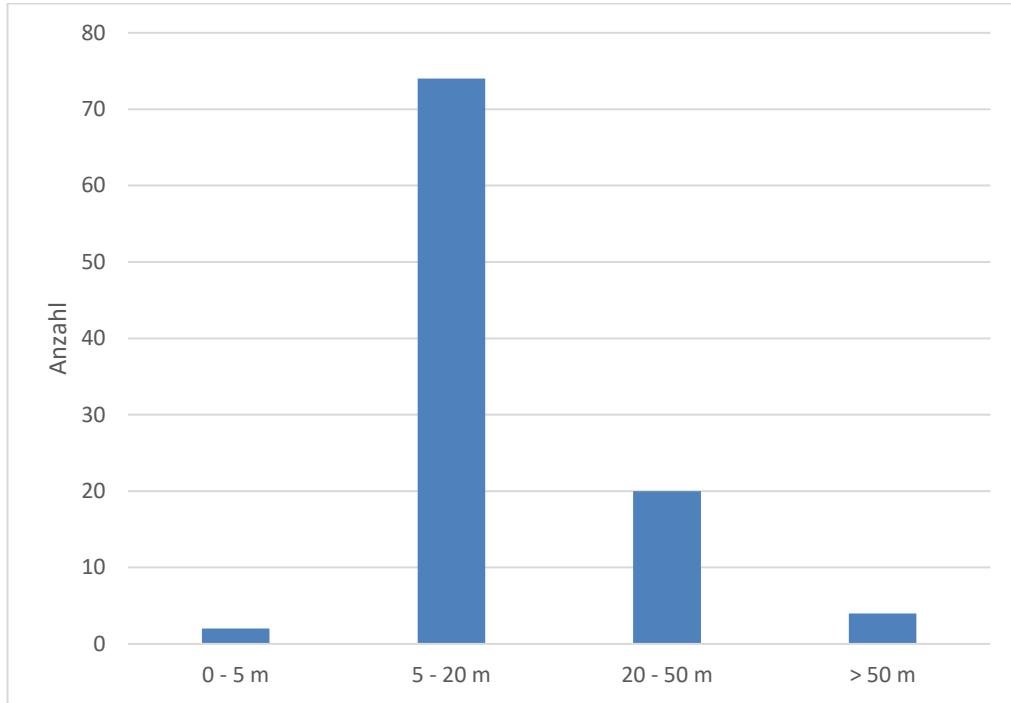


Abbildung 10: Verteilung der verschiedenen Teufen der untersuchten Grundwassermessstellen.

In Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden. ist die Verteilung der Messstellen in den verschiedenen Teufenklassen dargestellt. Die Teufe aller beprobten Messstellen variiert zwischen 2,5 m unter Geländeoberkante für die GWM Reichenbach (MKZ: 49446003) und 227 m für die GWM Struppen (MKZ: 50506045) in Abhängigkeit ihrer hydrogeologischen Bezugseinheit. Die durchschnittliche Teufe beträgt 21,5 m unter Geländeoberkante. Der Ausbau der beprobten 7Grundwassermessstellen dem oberen wasserwirtschaftlich genutzten Grundwasserleiter zugeordnet werden. Der Grundwasserflurabstand ist in den meisten Lockergesteinsaquiferen als gering einzustufen. Vier Grundwassermessstellen weisen hohe Teufen zwischen 89 m und 227 m auf (Frohburg, OT Nenkendorf, HyNkd2/94 (Br. 13), MKZ: 49417009; Winterleite 3, MKZ: 50496165; Thürmsdorf (HG 121E), MKZ: 50506034; Struppen, Siedlung, MKZ: 50506045), weshalb die gemessenen Nitratkonzentrationen aufgrund der langen Sickerwasser-Verweilzeit auf die vorherigen Jahrzehnte zurückgeführt werden kann.

Denitrifikationsprozesse finden in Abhängigkeit der Grundwasserführung unter zeitlich und räumlich unterschiedlichen Rahmenbedingungen statt. In Kluftgrundwasserleitern von Festgesteinen herrschen überwiegend oxidierende Milieubedingungen vor. Dennoch können auch lokal reduzierende Verhältnisse auftreten, die eine Denitrifikation ermöglichen (KUHR et al., 2014). Durch die Ausprägung der Klüfte und der damit verbundenen Wegsamkeit des Grundwassers ergibt sich eine sehr heterogene Milieuchaarakteristik. In porösen Grundwasserleitern hingegen überwiegen in Abhängigkeit des Grundwasserflurabstandes homogene reduzierende Verhältnisse (KUHR et al., 2014).

Um den Nachweis der Redoxzonierung zu erbringen sind die verschiedenen Filterklassen der Filtermitte unterhalb der Grundwasseroberfläche zur Prüfung der Redoxzonierung in verschiedenen Nitratkonzentrationsklassen in Abbildung 11 dargestellt. Höhere Nitratkonzentrationsklassen > 50 mg/l überwiegend bei flachen Grundwasserüberdeckungen zwischen 2 und 20 m, so dass von reduzierenden (sauerstofffreien) Bedingungen in Filterklassen > 20 m ausgegangen werden kann, da dort keine hohen Nitratkonzentrationsklassen zu finden sind. Sehr hohe Nitratkonzentrationen > 100 mg/l finden sich vorzugsweise bei einem sehr flachen Grundwasserflurabstand zwischen 2 – 5 m, jedoch kommen sie auch in der Filterklasse zwischen 10 – 20 m mit einem geringeren Anteil gegenüber der anderen Nitratkonzentrationsklassen vor. Aufgrund des Auftretens der verschiedenen Nitratkonzentrationsklassen zwischen < 10 mg/l und > 100 mg/l in den oberflächennahen Grundwasserleitern kann von einer hydrogeochemischen Schichtung in den meisten stark nitratbelasteten Grundwassermessstellen ausgegangen werden, bei der die beprobte Grundwasserzone ein oxisches Grundwassermilieu aufweist. Der Nachweis der Redoxzonierung als prozentuale Verteilung der verschiedenen Nitratkonzentrationsklassen in den verschiedenen Filterklassen kann einen ersten Hinweis auf die Milieubedingungen der beprobten Grundwässer geben. Eine genaue Auswertung hinsichtlich der Milieubedingungen als Voraussetzung für eine Denitrifikation wird in Kapitel 3.1.3 erarbeitet.

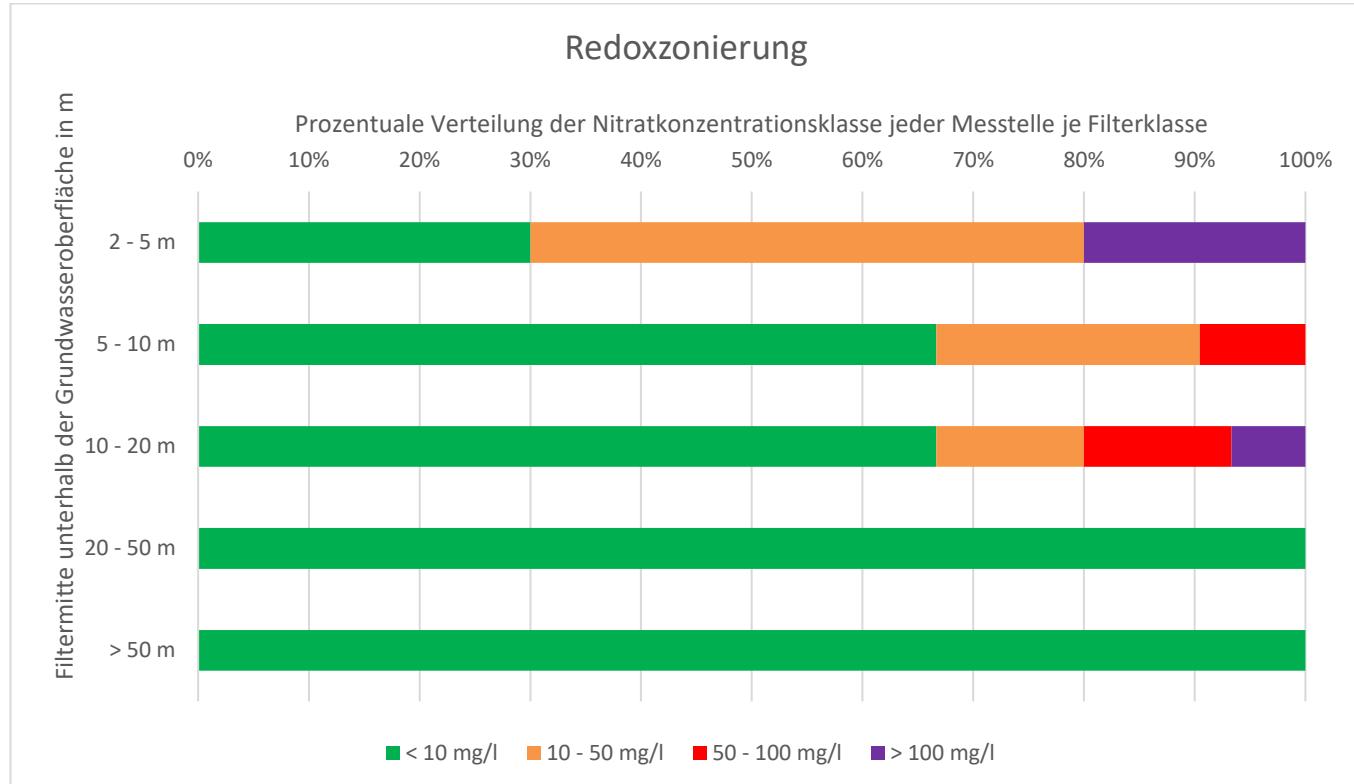


Abbildung 11: Filtermitte in m unter halb der Grundwasseroberfläche gruppiert nach einzelnen Filterklassen in Abhängigkeit ihrer prozentualen Verteilung der Nitratkonzentrationsklassen.

3.1.1 Grundwasserkörper

Im Zuge der Erstellung von Bewirtschaftungsplänen nach Artikel 13 der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und der Fertigstellung der Maßnahmenprogramme der Flussgebietseinheiten der Elbe und der Oder im Jahr 2019 wurden für Sachsen insgesamt 83 Grundwasserkörper ausgewiesen. Als Grundwasserkörper wird ein abgrenzbares Grundwasservolumen innerhalb eines oder mehrerer Grundwasserleiter bezeichnet. 14 Grundwasserkörper wurden bei der letzten Zustandsbewertung 2020 hinsichtlich ihres chemischen Zustandes durch den Parameter Nitrat als „schlecht“ eingestuft. In Abbildung 12 ist die Lage der untersuchten Messstellen vor dem Hintergrund der ausgewiesenen Grundwasserkörper abgebildet. 72 von 100 untersuchten Messstellen befinden sich in Grundwasserkörpern, die unabhängig ihrer Belastungsursache einen chemisch schlechten Zustand aufweisen. Dieser ist vorrangig durch diffuse Quellen der Landwirtschaft (Nitrat, Ammonium, Sulfat) und des Altbergbaus (Cadmium, Nickel, Zink) bedingt.

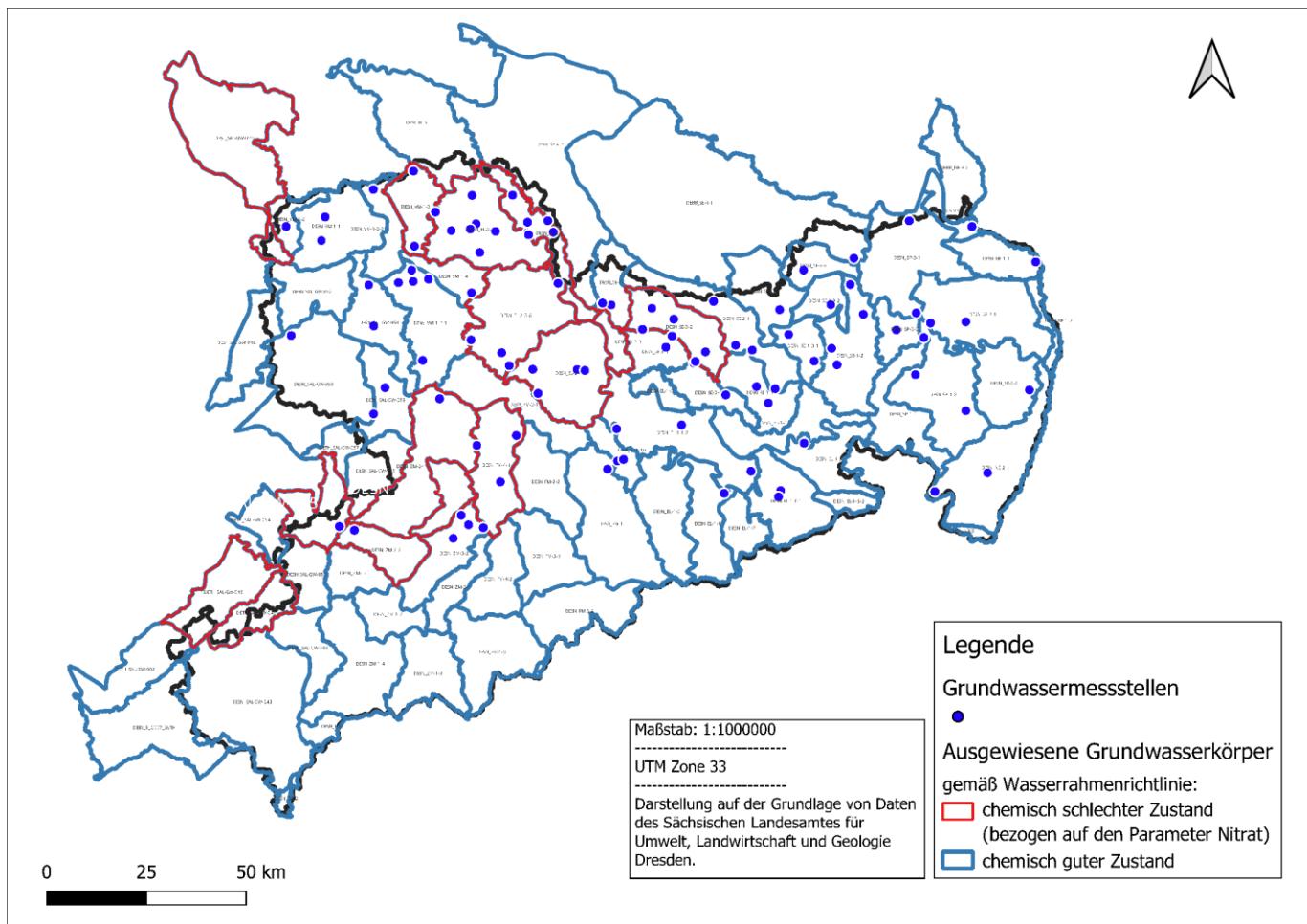


Abbildung 12: Darstellung der untersuchten Grundwassermessstellen vor dem Hintergrund der ausgewiesenen Grundwasserkörper (letzte Zustandserhebung 2020) und ihrem chemischen Zustand bezogen auf den Parameter Nitrat.

Die durchschnittliche Nitratkonzentration in Grundwasserkörpern im chemisch schlechten Zustand liegt bei 18,9 mg/l und ist damit als gering einzustufen. Lediglich sechs GWM, Reichenbach, Brunnen 1

(MKZ: 49446003), Erdmannsdorf, B 4/1999 (MKZ: 47410011), Litten, HyLitn 2/1994 (MKZ: 48539001), Gribigsdorf (MKZ: 48550002), Pflückuff, B 101/94 (MKZ: 44430036) und Räckelwitz (MKZ: 47510001), weisen Nitratkonzentrationen auf, die den Schwellenwert der GrWV (Grenzwert der TrinkwV) von 50 mg/l überschreiten. In Grundwasserkörpern, die sich in einem chemisch „guten“ Zustand befinden, beträgt die mittlere Nitratkonzentration 10,6 mg/l.

Demnach sind die Nitratgehalte der Grundwasserleiter in Grundwasserkörpern mit einem chemisch guten Zustand erwartbar niedriger. Der Abstand zur durchschnittlichen Nitratkonzentrationen von Messstellen in Grundwasserkörpern im chemisch schlechten Zustand ($\bar{x} = 22$ mg/l) ist überraschenderweise geringer als angenommen und liegt auch deutlich unterhalb des Schwellenwertes der Grundwasserverordnung von 50 mg/l.

3.1.2 Landnutzung

Die Erfassung der Flächennutzung am Standort der Grundwassermessstelle ist sehr wichtig für die Evaluierung der Nitratbelastung im jeweiligen Zustromgebiet, um einen Zusammenhang zwischen der Landnutzung und dem möglichen Eintragungspfad der Stickstoffemission herzustellen. Durch die heterogene Messstellenverteilung der untersuchten Stammdaten bot sich eine allgemeine Klassifizierung der Landnutzung durch die satellitenbasierte Datenaufnahme des Projektes Corine Land Cover (CLC) in einer Rasterauflösung von 100 m mit dem aktuellen Datensatz von 2018 an. In Abbildung 13 sind die untersuchten Grundwassermessstellen vor dem Hintergrund der Landnutzungsklassen dargestellt.

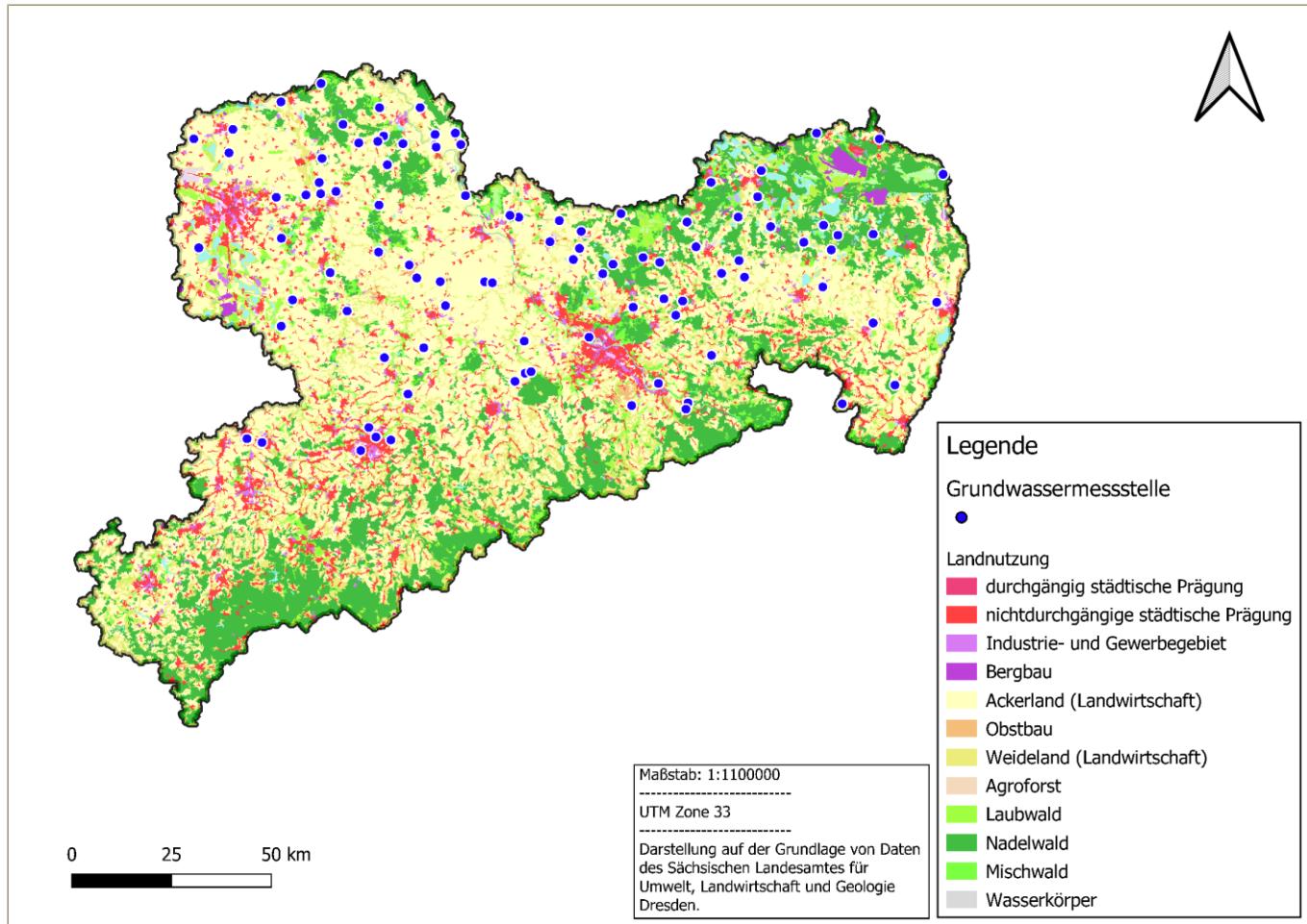


Abbildung 13: Verteilung der Messstellen vor dem Hintergrund der verschiedenen Landnutzungsklassen auf Basis der Corine Land Cover Daten von 2018.

55 % der beprobten Messstellen befinden sich demnach auf Flächen, welche landwirtschaftlichen Aktivitäten unterliegen (Ackerland, Weideland). Weitere 21 % liegen in Siedlungsgebieten mit einer nicht durchgängig städtischen Prägung und damit oft in der Nähe von Flächen, auf denen Landwirtschaft betrieben wird. 20 % der beprobten GWM befinden sich auf Waldstandorten, insbesondere in Gebieten mit Nadelwaldbeständen. Auf Waldflächen sind die Nitratkonzentrationen im Grundwasser generell sehr niedrig. Die Stickstoffzufuhr über die trockene atmosphärische Deposition kann jedoch in Nadelwäldern durch den „Auskämmeffekt“ aufgrund der spezifischen Blattflächenoberfläche, die im Gegensatz zu Laubbäumen deutlich höher sein kann, einen Beitrag für einen erhöhten Bodenstickstoffvorrat leisten. Dieser kann wiederum als Eintragungspfad für erhöhte N-Immissionen im Grundwasser auf Waldstandorten verantwortlich gemacht werden (DWA, 2015). Die restlichen GWM teilen sich auf in Industrie- und Gewerbegebiete (4 %) sowie Flächen, auf denen Obstbau betrieben wird (1 %). Zur besseren Beurteilung der Nitratkonzentrationen wurden die Landnutzungsklassen Weideland und Obstbau sowie Industrie und Gewerbe, als auch die Waldflächen zu einheitlichen Landnutzungsklassen zusammengefasst.

In Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden. sind die Nitratkonzentrationen in den vereinheitlichten Landnutzungsklassen dargestellt. Die durchschnittliche Nitratkonzentration auf landwirtschaftlichen Nutzflächen beträgt 17 mg/l und variiert zwischen 0,2 mg/l und 200 mg/l. Die Spannweite der Nitratkonzentrationswerte ist jedoch unter Siedlungsflächen mit städtischer Prägung deutlich höher ausgeprägt als unter den Flächen mit landwirtschaftlicher Nutzung. Die mittlere Nitratkonzentration auf Siedlungsflächen mit städtischer Prägung beträgt hingegen 25 mg/l. Einen Ausreißer bildet beispielsweise die GWM Reichenbach (MKZ: 49446003), mit einer gemessenen Nitratkonzentration von 150 mg/l.

Die mittleren Nitratkonzentrationen auf Siedlungsflächen sind höher als die auf landwirtschaftlichen Flächen, so dass von einem landwirtschaftlichen Einfluss auf Siedlungsflächen im Randbereich städtischer diskontinuierlicher Prägung ausgegangen werden muss. Auf Waldflächen beträgt die mittlere Nitratkonzentration 3,55 mg/l, was wie zu erwarten war, als niedrig eingestuft werden kann. Lediglich eine GWM (Dreiheide, Süptitz, HyNei 1/95MP, MKZ: 44430042) weist eine erhöhte Nitratkonzentration (48 mg/l) auf, die in der Nähe des Schwellenwertes der GrWV von 50 mg/l liegt. Die Sichtung der Orthophotos an Grundwassermessstellen in der Landnutzungsklasse „nicht durchgängig städtische Prägung“ bestätigt zudem den landwirtschaftlichen Einfluss im Zustromgebiet.

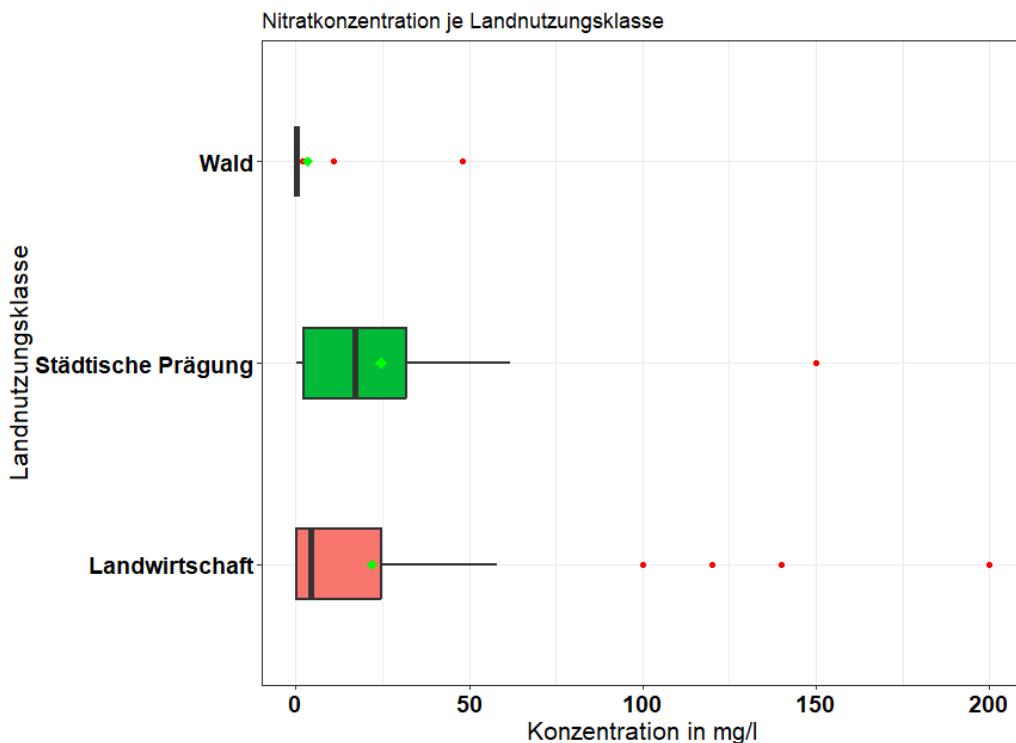


Abbildung 14: Box-Whisker-Plot der Nitratkonzentrationen in den vereinheitlichten Landnutzungsklassen

3.1.3 Grundwasserbeschaffenheit

Als Voraussetzungen für eine ablaufende Denitrifikation sind neben den Gehalten an Reduktionsmitteln die in-situ-Verhältnisse (Milieubedingungen) des Grundwassers entscheidend. Zu den sogenannten milieucharakterisierenden Parametern gehören der Sauerstoffgehalt, das Redoxpotential und der pH-Wert. Zum einen müssen geringe Sauerstoffgehalte (< 2 mg/l) nachgewiesen werden, um Sauerstoff als Elektronenakzeptor auszuschließen, so dass eine Nitratabbauwahrscheinlichkeit gegeben ist (WENDLAND & KUNKEL, 1999). Zum anderen kann durch das Messen des Redoxpotentials (Eh) eine Aussage über das Konzentrationsverhältnis zwischen reduzierten und oxidierenden Stoffen getroffen werden.

HISCOCK et al. (1991) deklarierten einen neutralen pH-Wertebereich von 5 bis 8,5 und Redoxpotentiale von 400 mV bis -200 mV als Voraussetzung für eine bakteriell katalysierte Denitrifikation durch Pyrit. Die sich ergebenden Stabilitätsfelder zwischen pH und Eh in Abhängigkeit der anzutreffenden Stickstoff-Spezies sind in Abbildung 15 dargestellt und zeigen das Vorhandensein der für die Bakterien verfügbaren reaktiven Stickstoffverbindungen an.

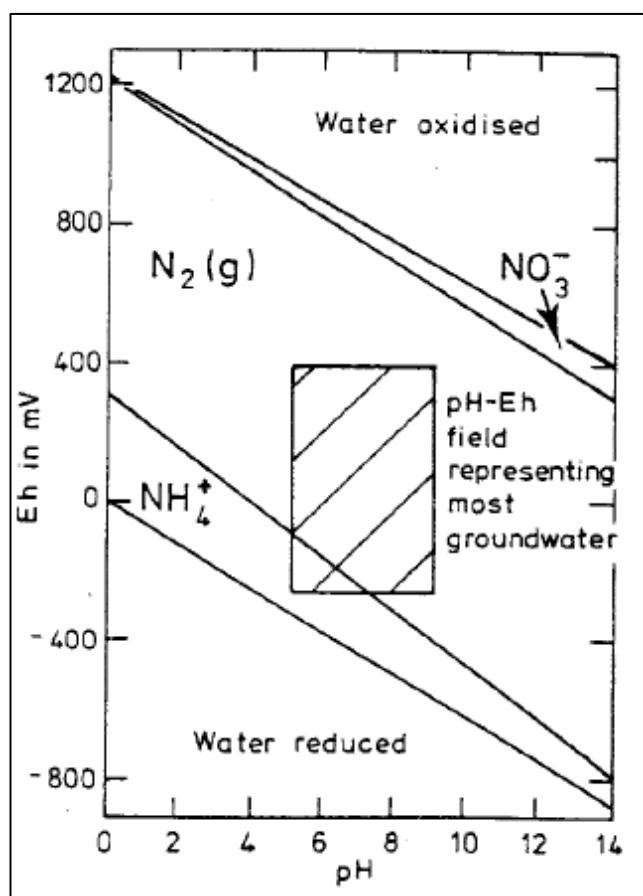


Abbildung 15: Stabilitätsfeld-Diagramm aller Stickstoff-Spezies und der geschätzten Speziesverteilung bei 25 °C und bei 1 atm (Hiscock et al., 1991).

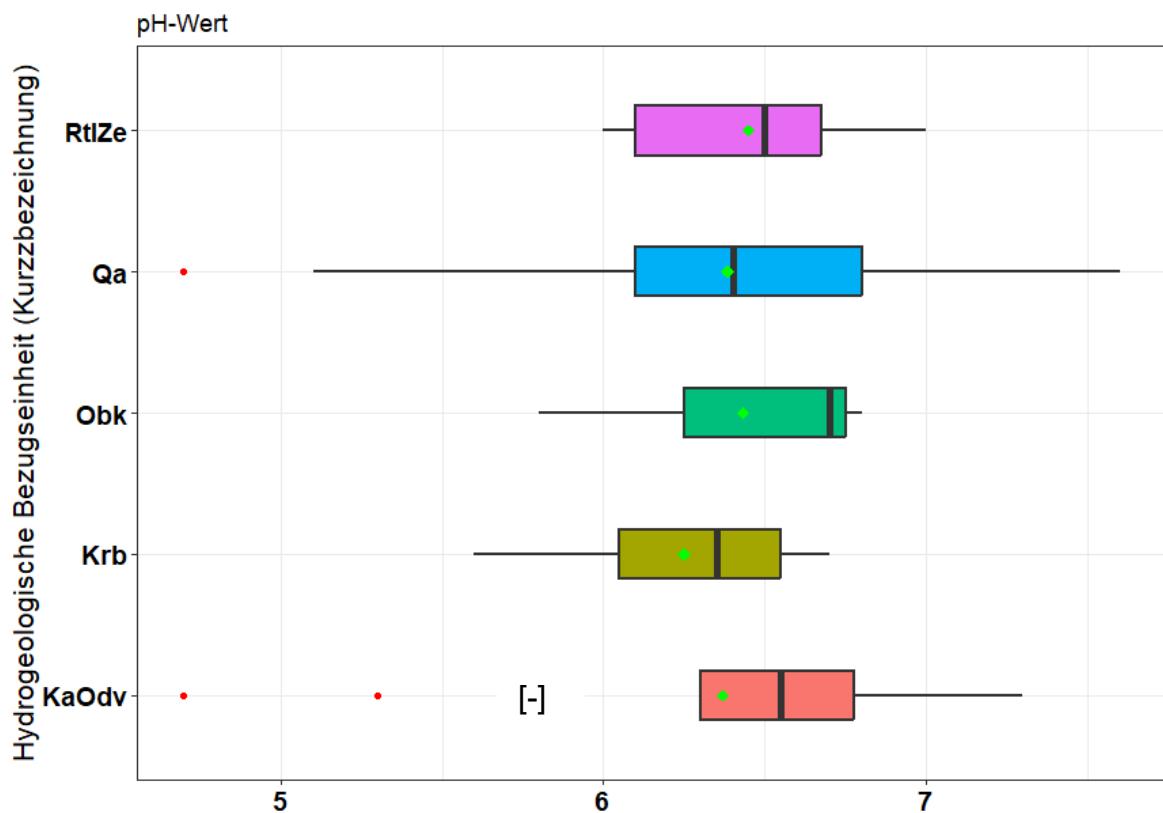
Das Stabilitätsfeld der meisten Grundwässer schwankt dabei zwischen pH-Werten von 4,5 bis 9 und zwischen Redoxpotentialen von 400 bis -200 mV. Oxidierende Milieubedingungen befinden sich bei einem pH-Wert von 7 zwischen 400 mV und 0 mV. Redoxpotentiale kleiner 0 mV zeigen bei einem pH-Wert von 7 das alleinige Vorhandensein von reduziertem molekularem Stickstoff ($N_2(g)$) an, so dass hier grundsätzlich von einer Denitrifikation und reduzierenden Milieubedingungen ausgegangen werden kann.

Unter sauerstofffreien Bedingungen kann die Nitratammonifikation dazu führen, dass das eingetragene Nitrat in Ammonium mikrobiell reduziert wird. Die Präsenz von Ammonium des pH-Eh-Stabilitätsfeldes der meisten Grundwässer bei Redoxpotentialen < 0 mV schließt somit das Vorhandensein von Nitrat aus, weshalb hier die Konzentration an Ammonium für eine Schadstoffbelastung durch Stickstoff herangezogen werden muss. Erhöhte Ammonium-konzentrationen (> 0,5 mg/l) können dabei auf eine Verunreinigung durch landwirtschaftliche Aktivitäten hinweisen. Im Folgenden wird als Schwellenwert ein Redoxpotential < 200 mV für die Ausweisung von reduzierenden Bedingungen angenommen.

Die Stammdaten wurden für die folgende Charakterisierung der Grundwässer nach den hydrogeologischen Bezugseinheiten gemäß ihren Kurzbezeichnungen nach Tabelle 5 aufgeteilt. Grundsätzlich besitzen alle beprobten Grundwassermessstellen einen sehr hohen Ionenbilanzfehler, welcher durchschnittlich bei 20,43 % liegt. Ursachen für solche Ladungsbilanzfehler könnten Analyse- und/oder Messfehler im Labor, das Fehlen einer gelösten Spezies (Hauption) oder das Verwenden unfiltrierter Proben, die partikuläre Stoffe enthalten, welche bei Säurezugabe zu Konservierungszwecken sich rücklösen, sein. Das dauerhafte Überschreiten des Kriteriums eines Ionen-Bilanzfehlers < 10 % würde zu einem Ausschluss aller Daten für die visuelle Interpretation der Milieubedingungen der Grundwässer führen, weshalb beim Erstellen der Box-Whisker-Plots alle Messstellen berücksichtigt wurden. Der hohe Ionenbilanzfehler und die Auswirkungen auf die Interpretierbarkeit der Messergebnisse werden im Diskussionsteil erörtert. Die Ursache für die hohen Ionenbilanzfehler ist mit hoher Wahrscheinlichkeit in der unvollständigen Anzahl der untersuchten An- und Kationen an den entnommenen Grundwasserproben bedingt. Fehler bei der Grundwasserprobennahme (Abfüllen der Proben, Verwendung unfiltrierter Proben) sowie bei der Analytik können ausgeschlossen werden.

Generell weisen 90 % der angetroffenen Grundwässer pH-Werte im neutralen Bereich von 6,5 – 7,5 auf, wobei nur ein geringer Teil der beprobten Grundwässer leicht saure bis saure Milieubedingungen besitzen (siehe Abb. 16). Ein stark saures Grundwassermilieu (pH = 4,7) konnte insbesondere an GWM der quartären Grundwasserleiter (Qa), wie zum Beispiel an den Messstellen Schleife, B 3/07 (MKZ: 44529001) und Thürmsdorf (HG 121E) (MKZ: 50506034) sowie an der Messstelle Bad Muskau, GWM 2/2017, ehemaliges WGT-Gelände (MKZ: 44540001) festgestellt werden. Die Verteilung der pH-Werte je hydrogeologischer Bezugseinheit ist dabei annähernd gleich. Der durchschnittliche pH-Wert beträgt

6.4. Lediglich die Festgesteinsgrundwasserleiter des Karbons weisen durchschnittlich leicht saure Bedingungen auf. Zudem konnten in 92 der 100 Messstellen sehr niedrige Sauerstoffkonzentrationen < 2 mg/l nachgewiesen werden, so dass eine Nitratabbauwahrscheinlichkeit unter reduzierenden Bedingungen als gegeben angesehen werden kann (siehe Abbildung 16). Der höchste Sauerstoffgehalt wurde in der im quartären GWL ausgebauten Messstelle Mohorn - Grund, P1/1996 (MKZ: 50466003) mit einer Konzentration von 6 mg/l gemessen. Trotz der geringen Nitratkonzentration von 5,8 mg/l ist von oxidierenden Milieubedingungen im Grundwasser an dieser GWM auszugehen.



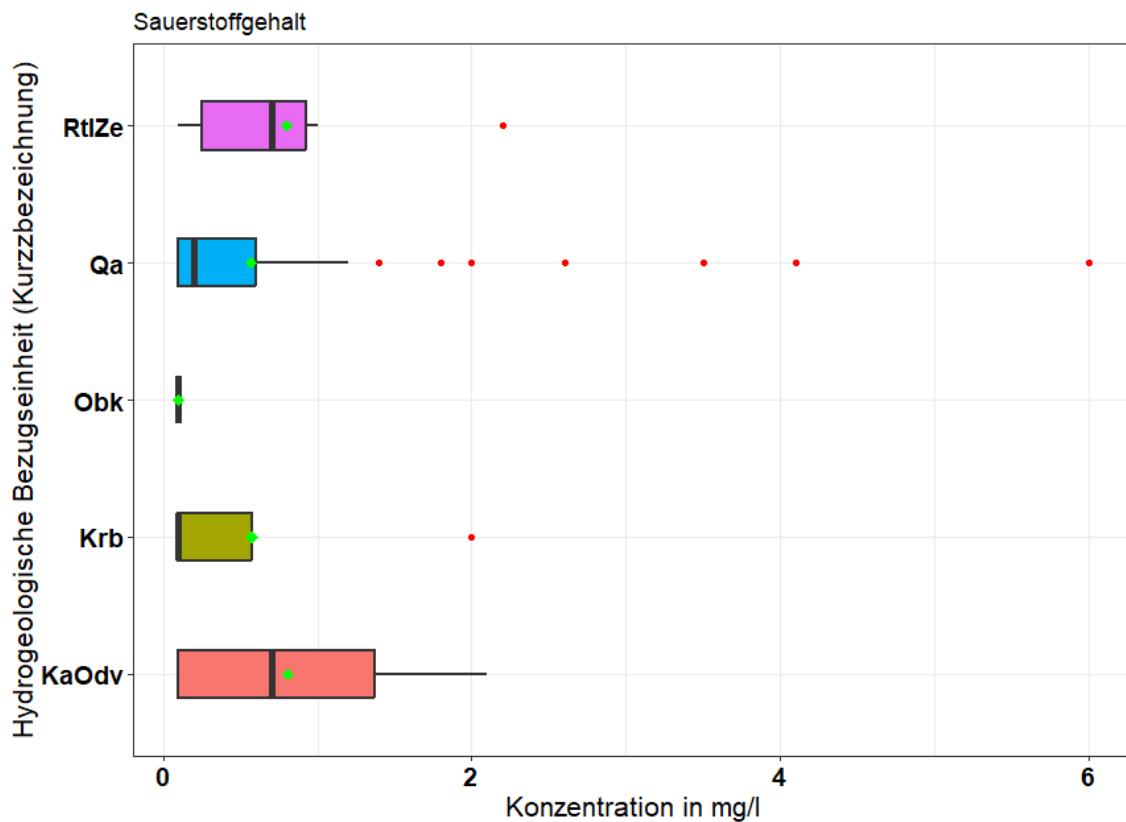


Abbildung 16: Box-Whisker-Plots der Parameter pH-Wert und Sauerstoffgehalt in den jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten.

Abkürzungen: Qa = quartäre Ablagerungen, Obk = Kreide, RtlZe = Perm (Rotliegend und Zechstein), Krb = Karbon, KaOdv = Kambrium und Ordovizium.

Ansonsten gibt es keine hydrogeologische Bezugseinheit, die auffällig hohe Sauerstoffkonzentrationen aufweist. In den Festgesteingrundwasserleitern (Kurzbezeichnungen: RtlZe für Rotliegend und Zechstein sowie KaOdv für die paläozischen Gesteine des Kambriums und Ordoviziums) finden sich im Durchschnitt höhere Sauerstoffgehalte als in den Lockergesteinsaquiferen der quartären Ablagerungen.

Dies spiegelt sich auch im Wertebereich der Redoxpotentiale wider, bei denen die paläozoischen Gesteine eine hohe Spannbreite aufweisen. Die niedrigsten Redoxpotentiale wurden in den mesozoischen Sedimenten gemessen (siehe Abbildung 17), die generell durch eine sehr reduzierende Milieuaristik (sehr niedrige Sauerstoffgehalte nahe der Bestimmungsgrenze) im Einklang mit niedrigen Nitratkonzentrationen und hohen Eisengehalten geprägt sind. Im Allgemeinen konnten in 32 % der Messstellen Redoxpotentiale < 200 mV als Schwellenwert für reduzierende Bedingungen gemessen werden. Die restlichen GWM weisen mittlere Redoxpotentiale von 370 mV auf und sind nach dem Stabilitätsfelddiagramm von Hiscock et al. (1991) aufgrund des durchschnittlichen pH-Wertes der Messreihe von 6,4 als leicht reduzierend zu bewerten.

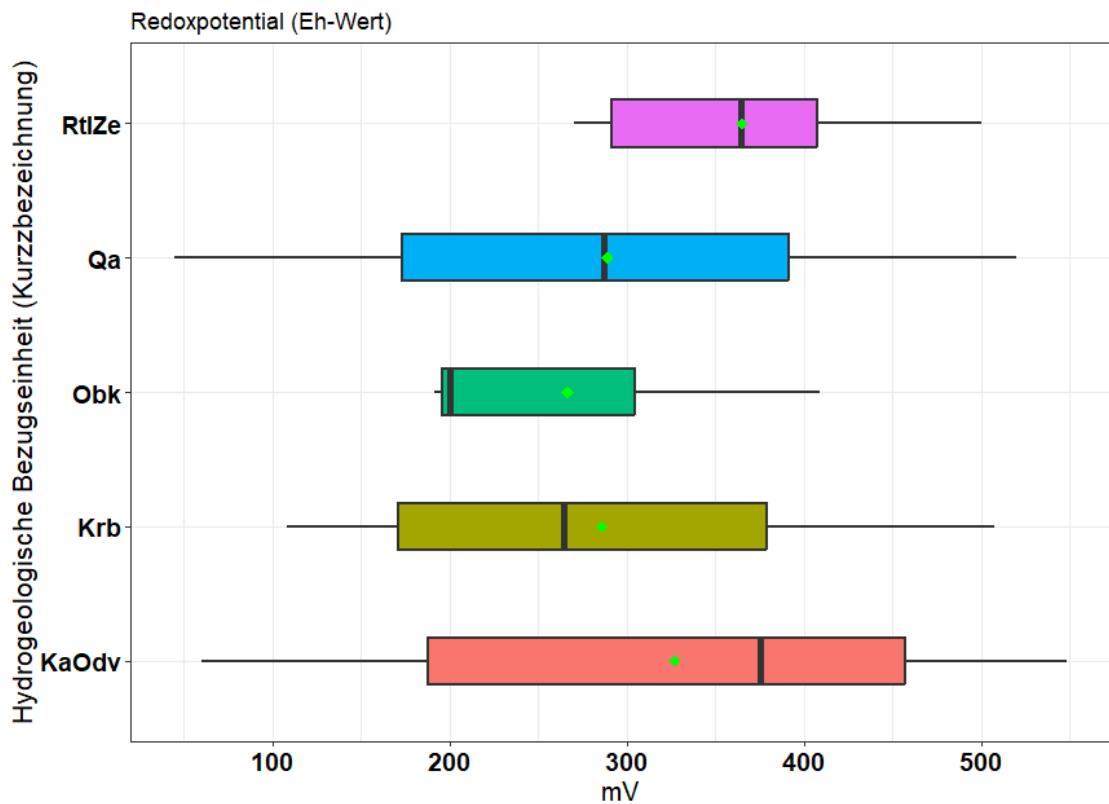


Abbildung 17: Box-Whisker-Plots der Parameter pH-Wert und Sauerstoffgehalt in den jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten.

Abkürzungen: Qa = quartäre Ablagerungen, Obk = Kreide, RtZe = Perm (Rotliegend und Zechstein), Krb = Karbon, KaOdv = Kambrium und Ordovizium.

Unter reduzierenden Bedingungen ist bei der Präsenz von Nitrat im Grundwasser von geringen Ammoniumgehalten auszugehen (KUNKEL et al., 2004). In Abbildung 18 sind daher die Häufigkeitsverteilungen der Parameter Nitrat und Ammonium in Abhängigkeit der durch die Grundwasserverordnung geregelten Schwellenwerte für alle Grundwassermessstellen, der Größe nach sortiert, abgebildet. Acht Messstellen überschreiten dabei jeweils den Nitratschwellenwert von 50 mg/l, sowie den Schwellenwert der Ammoniumkonzentration von 0,5 mg/l gemäß GrWV. Die drei Messstellen Reichenbach, Brunnen 1 (MKZ: 49446003), Girbigsdorf (MKZ: 48550002) und Pflückuff, B 101/94 oP (MKZ: 44430036) zeichnen sich durch extrem hohe Nitratkonzentrationen (> 100 mg/l) aus, die in den quartären Lockergesteinsgrundwasserleitern und in den Festgesteingrundwasserleitern des Zechsteins ausgebaut sind. Hohe Ammoniumkonzentrationen oberhalb des Schwellenwertes konnten im quartären Grundwasserleiter der GWM Caminau, B 23/07 (MKZ: 46519001) und Heinersdorf, B 9/07 (MKZ: 48417004) nachgewiesen werden.

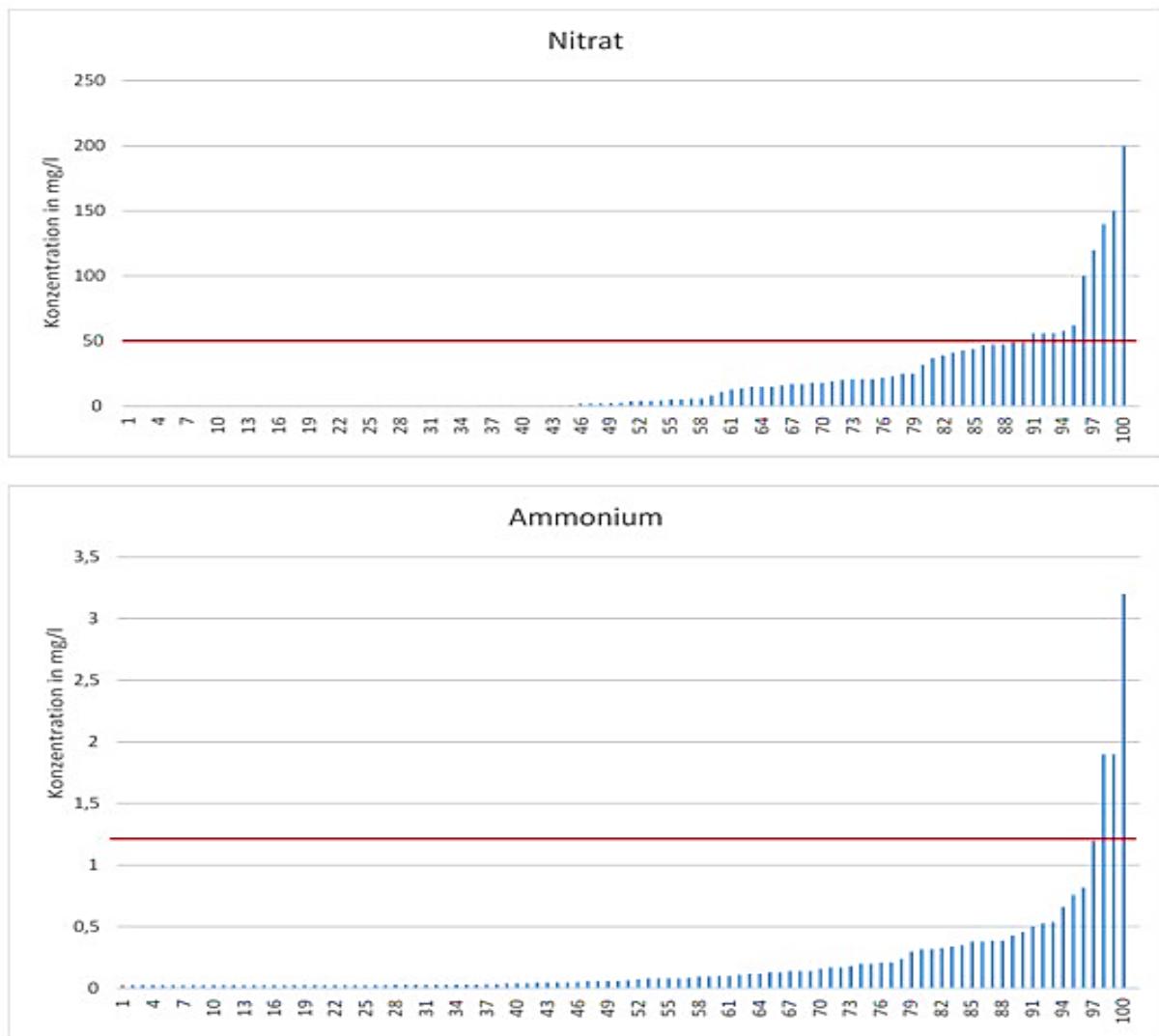
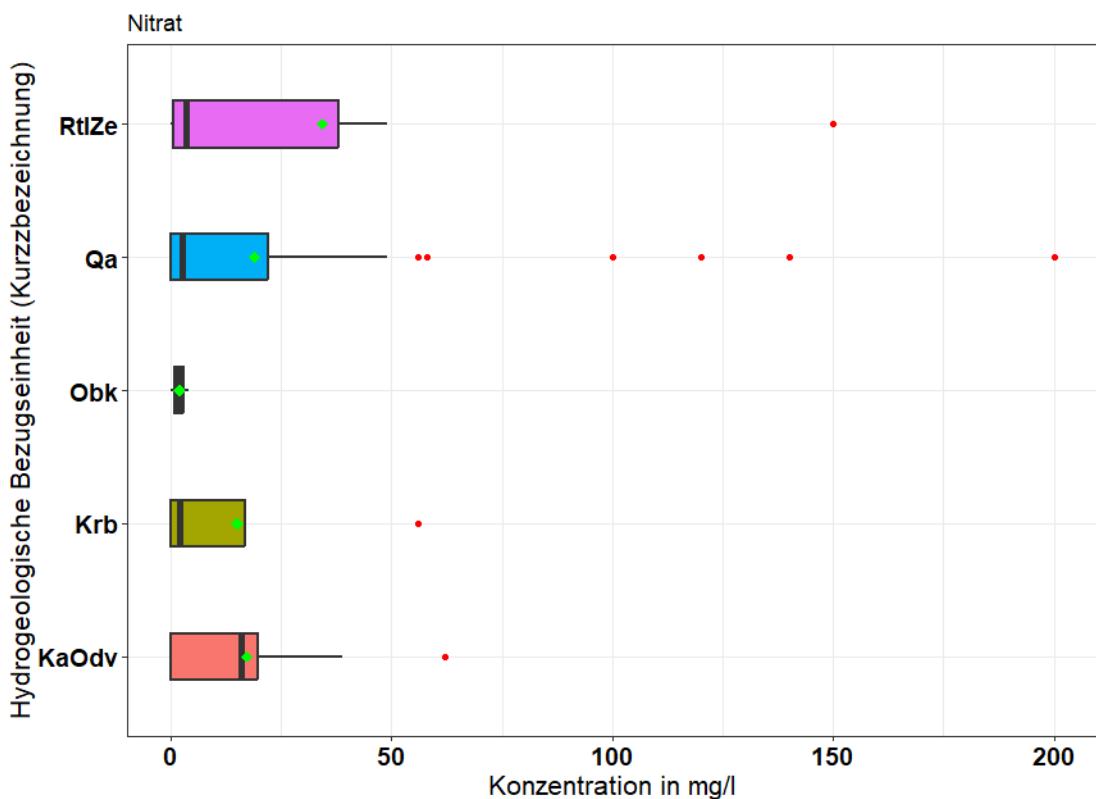


Abbildung 18: Der Größe nach sortierte Konzentrationsverteilungen der Parameter Ammonium und Nitrat aller beprobten Grundwassermessstellen. Zusätzlich ist der jeweilige Schwellenwert nach der Grundwasserverordnung als rote Linie eingezeichnet.

Durch die Betrachtung 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 19 sind die drei Parameter in den jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten dargestellt. Die erkennbaren Verteilungen des Gesamtstickstoffs und der Ammonium-Konzentration spiegeln die gemessenen Nitratkonzentrationen wider. Die Grundwassermessstellen mit Ausbau im Festgestein des Perms (Rotliegend und Zechstein) weisen dabei die größte Spannbreite in den Nitratkonzentrationen auf, dicht gefolgt von den Messstellen, die in den quartären GWL und im Aquifer der paläozischen Festgesteinsgroundwasserleiter ausgebaut sind (KaOdv).

Die hohen Nitratkonzentrationen > 100 mg/l an vier Messstellen (Blumberg, Kiessand Arzberg-Blumberg, B 5/93, MKZ: 44450002; Reichenbach, Brunnen 1, MKZ: 49446003; Girbigsdorf, MKZ: 48550002; Paschwitz, MKZ: 45420008) resultieren durch diffuse N-Einträge landwirtschaftlicher Nutzflächen und somit in einer hohen Gesamtstickstoffkonzentration. Die Nitratkonzentrationen verteilen in den jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten bis auf die Festgesteinsgrundwasserleiter der oberen Kreide ähnlich, wobei die Grundwasserleiter des Rotliegend und Zechsteins die größte Varianz und die höchsten mittleren Nitratkonzentrationen aufweisen. Dies ist in der geringen Stammdatenanzahl ($n = 6$) und dem Ausreißer der GWM Reichenbach, Brunnen 1 (MKZ: 49446003) mit einer Nitratkonzentration von 150 mg/l begründet. Zudem ist in jeder Bezugseinheit mindestens eine GWM mit erhöhten Nitratkonzentrationen > 50 mg/l zu finden. Die durchschnittliche Nitratkonzentration unabhängig der hydrogeologischen Bezugseinheit beträgt 19 mg/l.



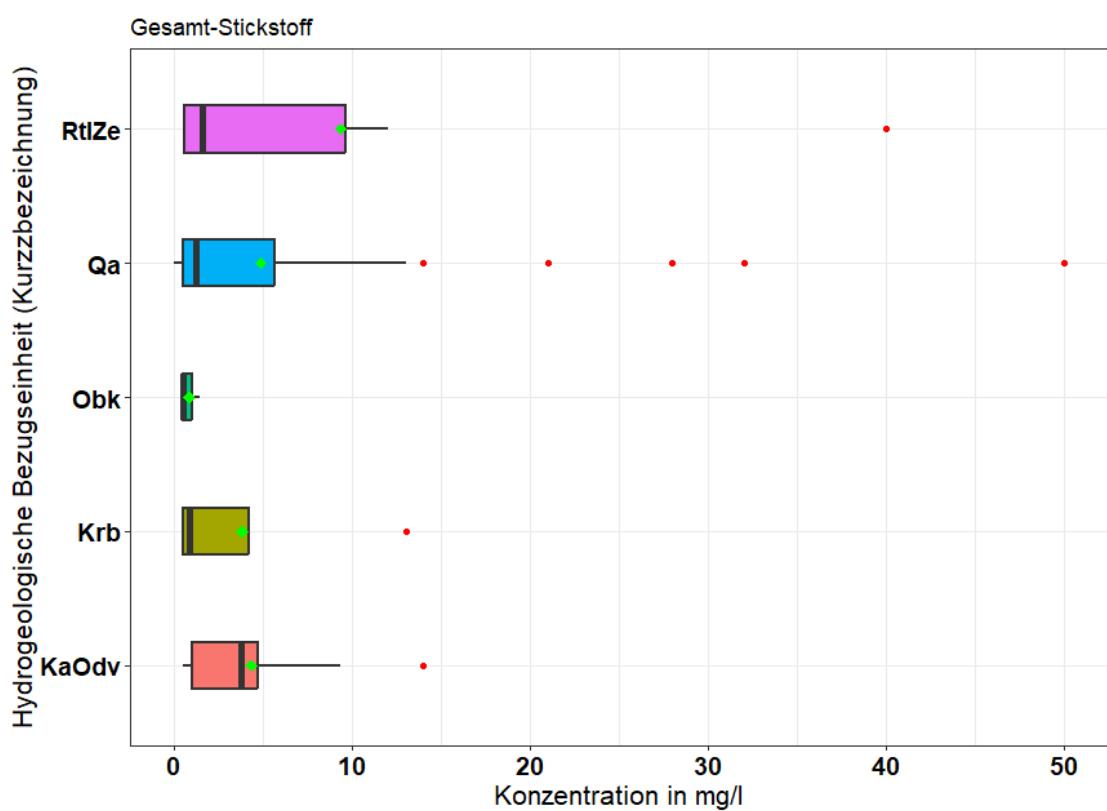
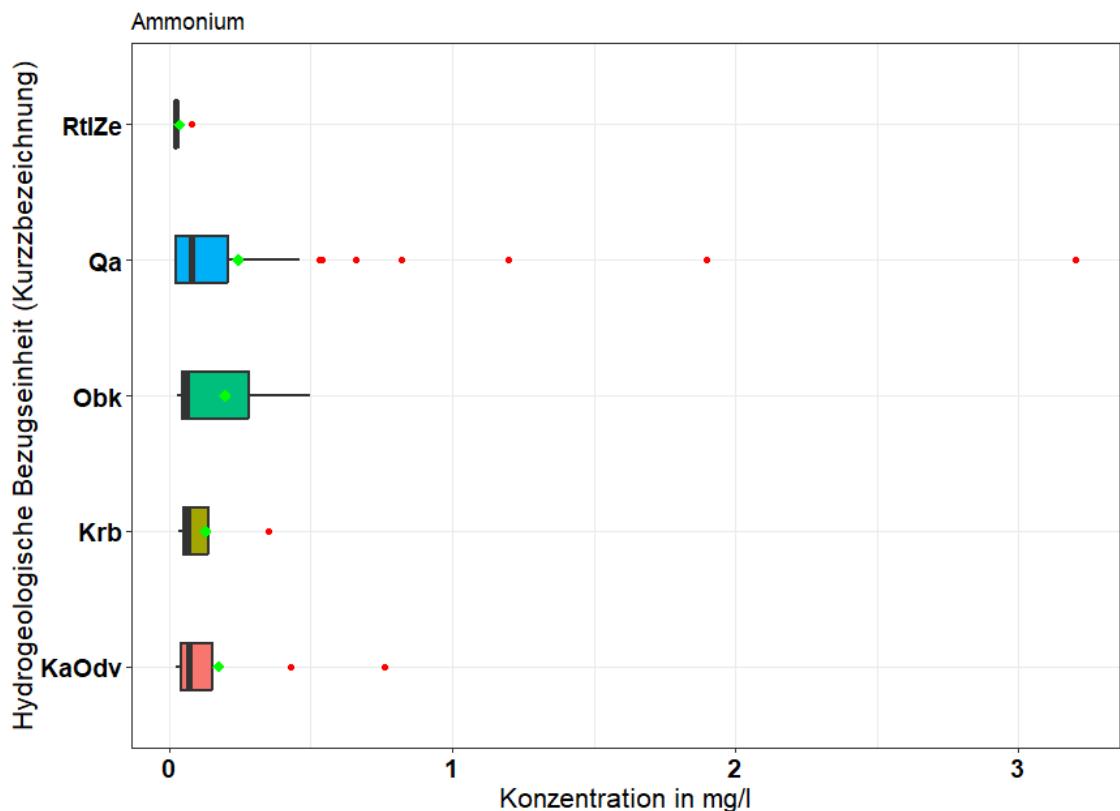


Abbildung 19: Box-Whisker-Plots der Parameter Ammonium, Nitrat und Gesamt-Stickstoff in den jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten.

Abkürzungen: Qa = quartäre Ablagerungen, Obk = Kreide, RtlZe = Perm (Rotliegend und Zechstein), Krb = Karbon, KaOdv = Kambrium und Ordovizium.

Bei den bereits vorgestellten Denitrifikationsarten nach Gleichung (8) und (9) der beiden Stickstoffumsetzungsprozesse kommt es unter dem irreversiblen Verbrauch der Reduktionsmittel zur Freisetzung der Ionen Hydrogencarbonat, Sulfat und Chlorid. Hohe Konzentrationen an Hydrogenkarbonat können als Indikator für einen Nitratabbau durch den Verbrauch an kohlenstoffhaltigen Verbindungen gelten (KUNKEL Et al., 2004). In Karstaquiferen sind hingegen geogene Hydrogenkarbonatkonzentrationen bis 500 mg/l messbar.

In den jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten verteilen sich die Hydrogenkarbonat-konzentrationen gemäß ihren natürlichen Hintergrundwerten der Grundwasserbeschaffenheit (siehe Abbildung 20). Die mittlere Konzentration an Hydrogenkarbonat für die quartären Ablagerungen beträgt nach den Messergebnissen der natürlichen ubiquitären Grundwasserbeschaffenheit von KUNKEL et al. (2004) für Sande und Kiese des Norddeutschen Flachlands 171 mg/l. Der Mittelwert der gemessenen Hydrogenkarbonat-konzentrationen in der hydrogeologischen Bezugseinheit der quartären Ablagerungen liegt bei 139 mg/l und damit unterhalb der ubiquitären Grundwasserbeschaffenheit. Die Bezugseinheit der paläozoischen Festgesteine (KaOdv) weist in der Verteilung die größte Spannbreite der Box-Whisker-Plots auf. Die mittlere Hydrogenkarbonatkonzentrationen in den Bezugseinheiten der Festgestein-grundwasserleiter liegt bei 149 mg/l, die deutlich höher als die ubiquitäre ausgewiesene Grundwasserbeschaffenheit von durchschnittlich 18 mg/l nach KUNKEL et al. (2004) ist. Die gemessenen Hydrogenkarbonatkonzentrationen können also ein Resultat aus der Freisetzung durch heterotrophen Denitrifikationsprozesse sein.

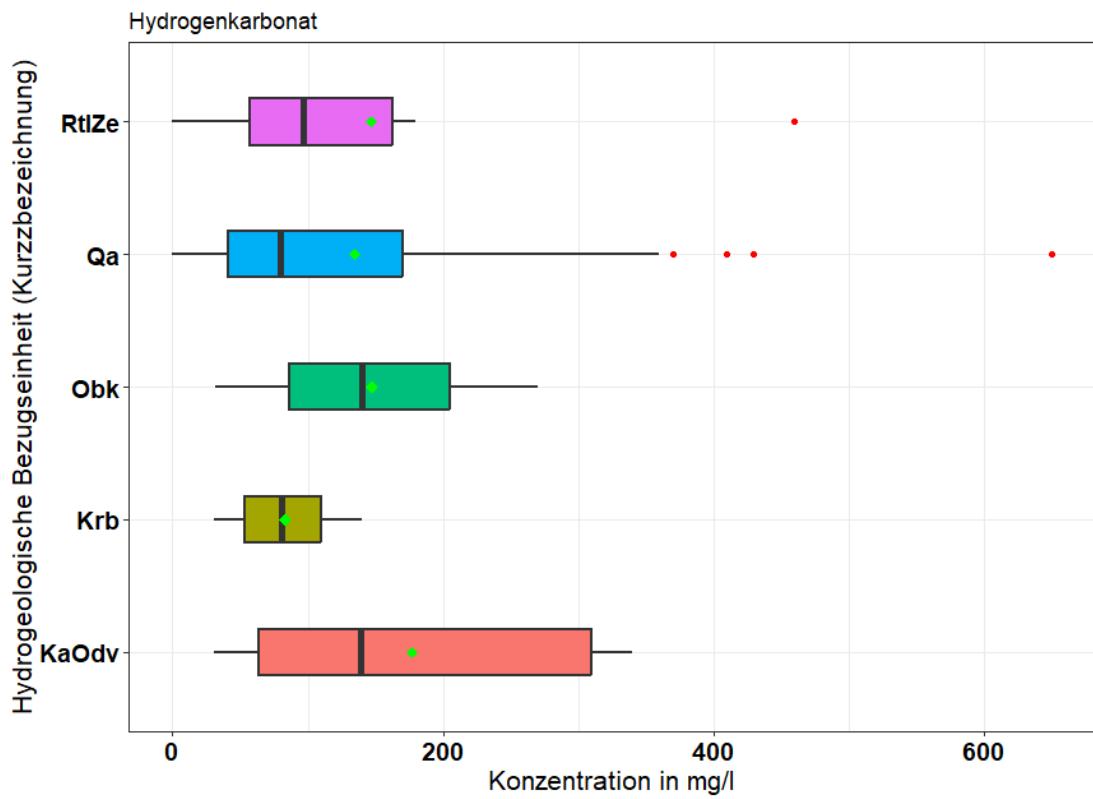


Abbildung 20: Box-Whisker-Plots des Parameters Hydrogenkarbonat in den jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten.

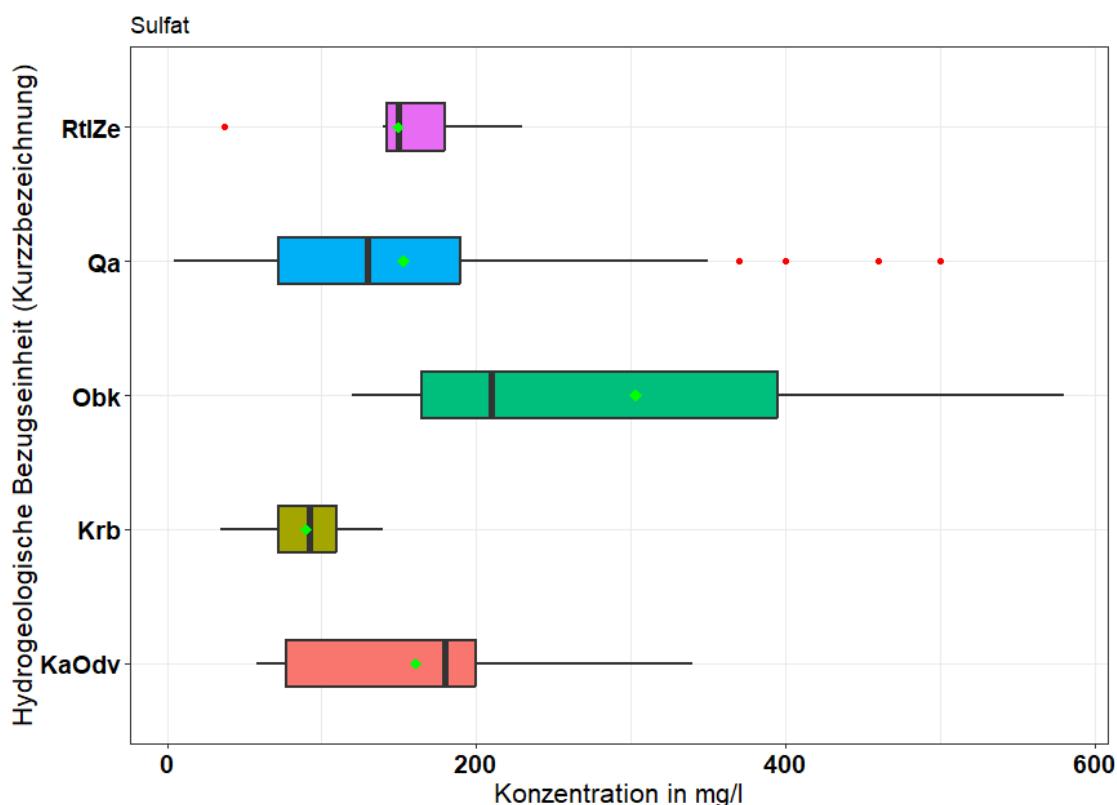
Abkürzungen: Qa = quartäre Ablagerungen, Obk = Kreide, RtlZe = Perm (Rotliegend und Zechstein), Krb = Karbon, KaOdv = Kambrium und Ordovizium.

Des Weiteren können Sulfatkonzentrationen über der natürlichen überprägten Grundwasserbeschaffenheit einerseits ein Indikator für bereits abgelaufene autotrophe Denitrifikationsprozesse sein, andererseits können erhöhte Konzentrationen auch anthropogener Herkunft sein, beispielsweise durch mit dem Sickerwasser eingetragene Wirtschaftsdünger oder durch Belüftung von Kippenbereichen während bergbaulicher Aktivitäten (KUNKEL et al., 2004), wie v.a. beim Braunkohle-, Steinkohle- und Erzabbau, bzw. durch Beeinflussung des Grundwassers mit häuslichen und gewerblichen Abwässern (Leckagen und Rohrleitungsverluste in den Abwasserkanälen), (HOTZAN, 2010). Der Parameter Chlorid ist dabei als konservativer Tracer mit in die Bewertung einzubeziehen, da dieser Parameter in Zusammenhang mit erhöhten Sulfatkonzentrationen als Nachweis für einen Düngereinfluss oder einem punktuellen Abwassereinfluss gelten kann.

In Abbildung 21 sind die Box-Whisker-Plots der Parameter Sulfat und Chlorid in den jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten abgebildet. Die durchschnittliche Sulfatkonzentration beträgt 155 mg/l. Die höchsten Sulfatkonzentrationen wurden in den quartären Grundwasserleitern mit einer Maximalkonzentration von 580 mg/l gemessen. Generell liegen die Sulfatkonzentrationen in jeder Bezugseinheit deutlich über der natürlich ubiquitären Grundwasserbeschaffenheit nach KUNKEL et al. (2004), die

eine Median-Konzentration für den Parameter Chlorid in pleistozänen Grundwasserleitern von 32 mg/l ausgewiesen haben. Dies gilt gleichzeitig für die gemessenen Chloridkonzentrationen, welche unabhängig der hydrogeologischen Bezugseinheit auch über der natürlichen Grundwasserbeschaffenheit liegen.

Die höchste Chloridkonzentration wurden an der GWM in Chemnitz, Str. d. Nationen, B 2/94 (MKZ: 51436005) mit einer Konzentration von 220 mg/l gemessen. Aufgrund der Lage der Messstelle im Stadtgebiet von Chemnitz ist davon auszugehen, dass die Chloridkonzentrationen aus Streusalzeinflüssen, welche sich über die letzten Jahrzehnte in der oxischen Grundwasserzone akkumuliert haben, resultieren. Trotzdem lassen sich auch deutlich erhöhte Sulfat- und Chloridkonzentrationen an Messstellen unter landwirtschaftlichen Einfluss und gegebenenfalls unter Siedungseinfluss (Abwasserentsorgung), insbesondere in den quartären Grundwasserleitern, erkennen. Die durchschnittlichen Konzentrationen an Sulfat und Chlorid betragen jeweils 153 mg/l sowie 46 mg/l. Die Ergebnisse sprechen sowohl für einen Düngereinfluss durch sulfathaltige Düngemittel (z. B. Ammonium-Sulfat), als auch für bereits abgeschlossene autotrophe Denitrifikationsprozesse der durch das Sickerwasser eingetragenen Stickstoffverbindungen. Die Verteilungen der Parameter Sulfat und Chlorid sind in den unterschiedlichen hydrogeologischen Bezugseinheiten alle derart heterogen, weshalb mit einer umfassenden messstellenspezifischen Ganglinienanalyse fortgefahrene werden muss, um einen Düngereinfluss von einer autotrophen Denitrifikation zu unterscheiden (siehe Kapitel 3.5).



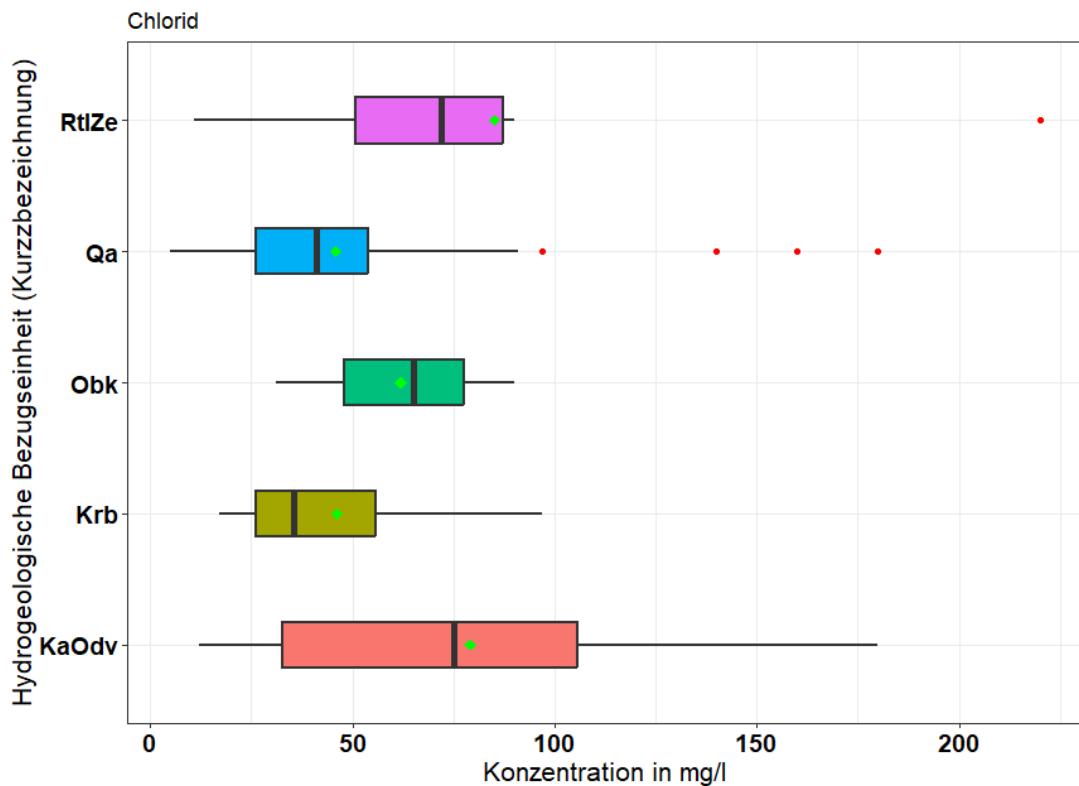


Abbildung 21: Box-Whisker-Plots der Parameter Sulfat und Chlorid in den jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten.

Abkürzungen: Qa = quartäre Ablagerungen, Obk = Kreide, RtlZe = Perm (Rotliegend und Zechstein), Krb = Karbon, KaOdv = Kambrium und Ordovizium.

KUNKEL et al. (2004) führen weiterhin an, dass auch erhöhte Eisenkonzentrationen als Indikator für Nitratabbauprozesse gelten können (siehe Gleichungen (8) und (9)). Unter oxischen Bedingungen liegen ausgefällte Eisen(III)-hydroxidoxyde 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 sauerstofffreies Grundwasser, so dass die Präsenz von Nitrat aufgrund der gegebenen Denitrifikationsbedingungen weitestgehend ausgeschlossen werden kann. Ähnlich verhält es sich mit dem Parameter Mangan, dessen geringe Verbreitung auch geogene niedrige Konzentrationen unter 1 mg/l bedingen (KUNKEL et al., 2004).

In Abbildung 22 sind die beiden Parameter Eisen(II) und Mangan als Box-Whisker-Plots in der jeweiligen Bezugseinheit dargestellt. Generell liegen die Medianwerte der Eisen(II)-Konzentrationen in jeder Bezugseinheit nahe der Bestimmungsgrenze. Vereinzelt erhöhte Eisen (II)-Gehalte konnten in jeder Bezugseinheit nachgewiesen werden. Beispielsweise weist die GWM Milkel (MKZ: 46520002) eine Eisen(II)-Konzentration von 59 mg/l auf. Der Mittelwert der Eisen(II)-Konzentrationen ist in den quartären Ablagerungen am höchsten (6 mg/l).

Daraus lässt sich schließen, dass autotrophe Nitratabbaprozesse in den jeweiligen Grundwasserleitern stattgefunden haben. Die niedrigste mittlere Konzentration an Eisen(II) wurde in den Festgesteinagrundwasserleitern des Perms gemessen (0,91 mg/l). Der visuell vermeintlich hohe Anteil an Messstellen mit hohen Eisen(II)-Konzentrationen in der hydrogeologischen Bezugseinheit der Oberkreide ist der geringen Anzahl der Untersuchungen an drei Messstellen geschuldet. Die Eisen(II)-Konzentrationen sind in den quartären Ablagerungen am heterogensten verteilt, da die im Sediment verfügbaren Reduktionmittel (schwefelhaltige Verbindungen, insbesondere Disulfid-Schwefel) in Abhängigkeit ihrer hydraulischen Zugänglichkeit und Verteilung im Porengerüst im Grundwasserleiter (siehe Kapitel 2.5) erheblich variieren können.

Die Mangan-Konzentrationen verteilen sich bis auf die GWM der Festgesteinagrundwasserleiter des Perms ähnlich mit einer durchschnittlichen Konzentration von 0,4 mg/l und sind damit deutlich erhöht gegenüber ihrer Bestimmungsgrenze von 0,2 µg/l und der geogenen Grundwasserbeschaffenheit. Generell können erhöhte Mangankonzentration für ein nitratabbauendes Grundwasser stehen (KUNKEL et al., 2020). Die erhöhten Konzentrationen in den Formationen des Zechsteins und des Rotliegend betragen im Durchschnitt 0,64 mg/l, mit einem Ausreißer an der GWM Chemnitz, Str. d. Nationen, B 2/94 (MKZ: 51436005) von 3,70 mg/l. Dies lässt auch auf überwiegend reduzierende Bedingungen in den Grundwasserleitern mit niedrigen und moderaten Nitratkonzentrationen schließen.

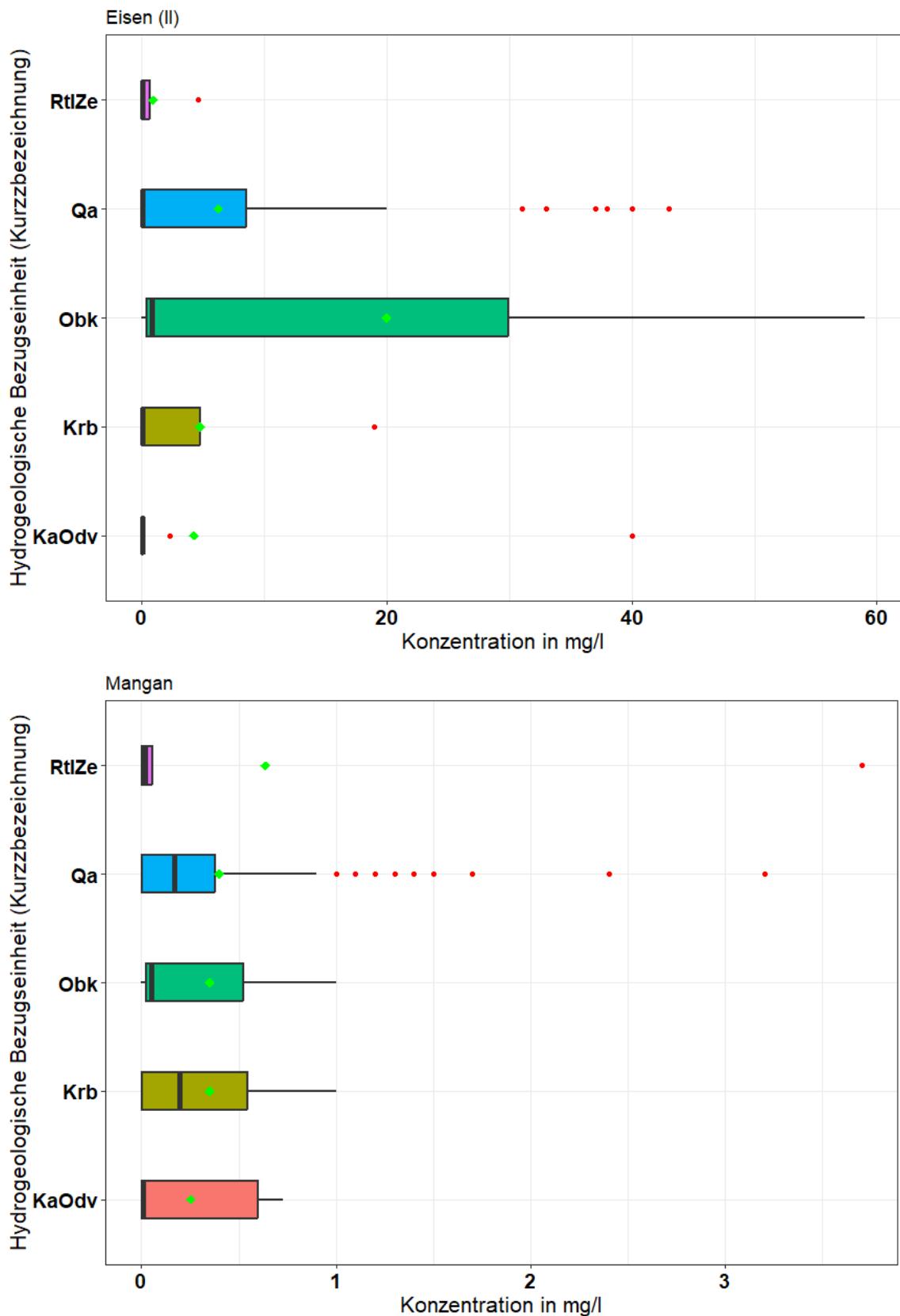


Abbildung 22: Box-Whisker-Plots der Parameter Eisen(II) und Mangan in den jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten.

Abkürzungen: Qa = quartäre Ablagerungen, Obk = Kreide, RtlZe = Perm (Rotliegend und Zechstein), Krb = Karbon, KaOdv = Kambrium und Ordovizium.

Erhöhte Konzentrationen im Grundwasser an gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) können einen Hinweis auf abgelaufene heterotrophe Denitrifikationsprozesse darstellen (Hiscock et al., 1999). KUNKEL et al. (2004) gibt die mittlere DOC-Konzentration für oxische Grundwässer in unbeeinflussten oberflächennahen Grundwässern mit 2,5 mg/l an. In reduzierenden Grundwässern ist der Konzentrationsbereich von 5 mg/l oder mehr höher. Eingetragener gelöster organischer Kohlenstoff stammt entweder aus den Mineralisierungs- bzw. Denitrifikationsprozessen der organischen Bodensubstanz aus der ungesättigten Zone oder durch mikrobiell katalysierte Prozesse aus kohlenstoffhaltigen geologischen Schichten (z. B. Kerogen) (Hiscock et al. 1999). In Abbildung 23 ist der Parameter des gelösten organischen Kohlenstoffs in der jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheit dargestellt. Die mittleren DOC-Konzentrationen unabhängig der hydrogeologischen Bezugs-einheit liegen bei 2,6 mg/l und damit im Bereich für oxische Grundwässer nach KUNKEL et al. 2004. In den quartären Grundwasserleitern finden sich vermehrt Ausreißer mit Konzentration > 5 mg/l, die aufgrund der niedrigen Nitratkonzentrationen nahe der Bestimmungsgrenze von 0,2 mg/l auf reduzierende Bedingungen hinweisen (GWM Caminau, B 23/07 (MKZ: 46519001), Oberschaar, HyOrhaFr 2011 (MKZ: 50460035), Kalkreuth, B11/Kkr 2019 (MKZ: 47476021), Heinersdorf, B 9/07 (MKZ: 48417004), Sollschwitz (MKZ: 46510001) und Großgrabe, Hy Grg-bKa 1/2010 (MKZ: 46500001)).

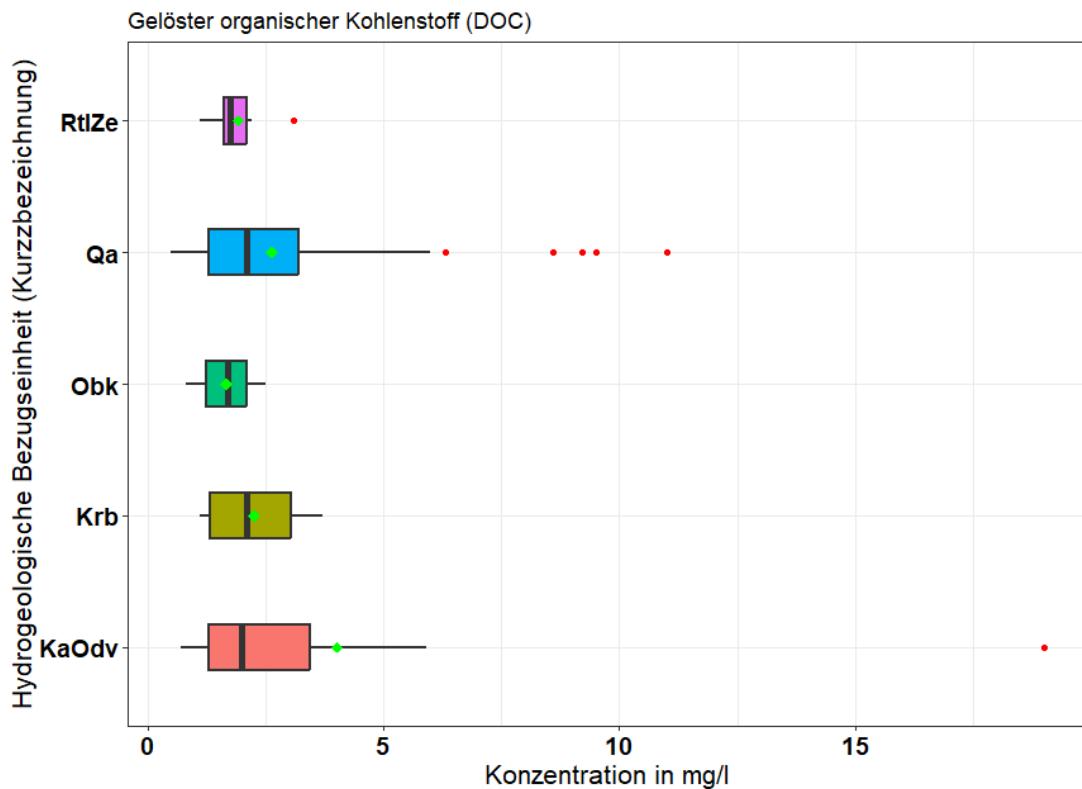


Abbildung 23: Box-Whisker-Plots des Parameters gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) in den jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten.

Abkürzungen: Qa = quartäre Ablagerungen, Obk = Kreide, RtZe = Perm (Rotliegend und Zechstein), Krb = Karbon, KaOdv = Kambrium und Ordovizium.

Die gemessenen Calcium- und Magnesiumkonzentrationen verteilen sehr unterschiedlich in den jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten. Während die gemessenen Konzentrationen in den quartären Lockergesteinsgrundwasserleitern sowie in den Festgesteingrundwasserleitern des Karbons und des Perms (Rotliegend und Zechstein) den ermittelten Hintergrundwerten nach KUNKEL et al. (2004) entsprechen, überwiegen die Calcium- und Magnesiumkonzentrationen gegenüber den Hintergrundwerten in der hydrogeologischen Bezugseinheit der paläozischen Grundwasserleiter (KaOdv) deutlich (siehe Abbildung 24). Die erhöhten Konzentrationen können aus mechanischen Verwitterungsprozessen von magnesiumhaltigem Gestein (z. B. Gneis, Amphibolschiefer und Karbonatite) resultieren. Die erhöhten Magnesiumkonzentrationen können aus der geogenen Beschaffenheit des Granodiorits abgeleitet werden, welcher einen höheren calcium-dominierten-Plagioklasanteil gegenüber Granit besitzt.

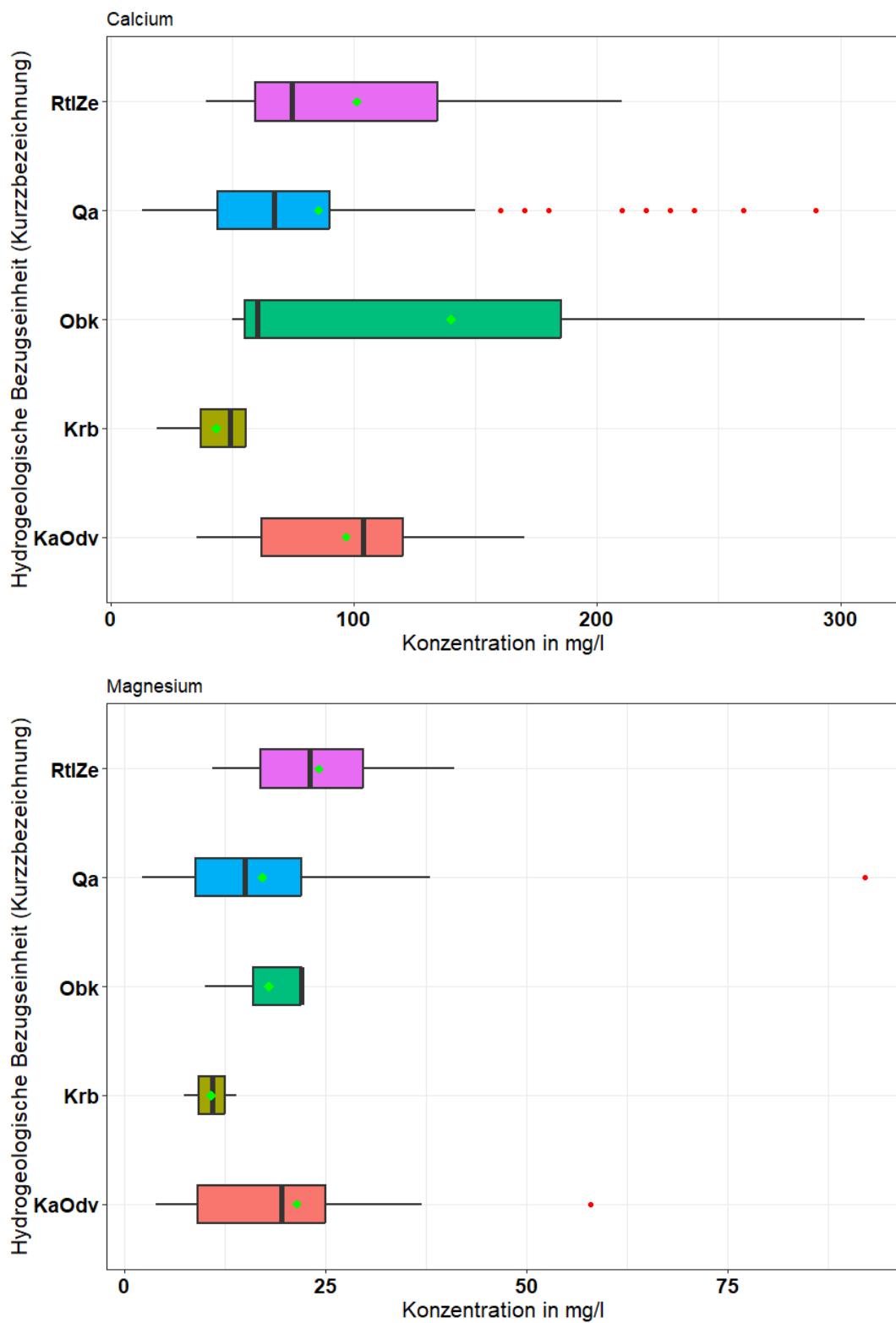
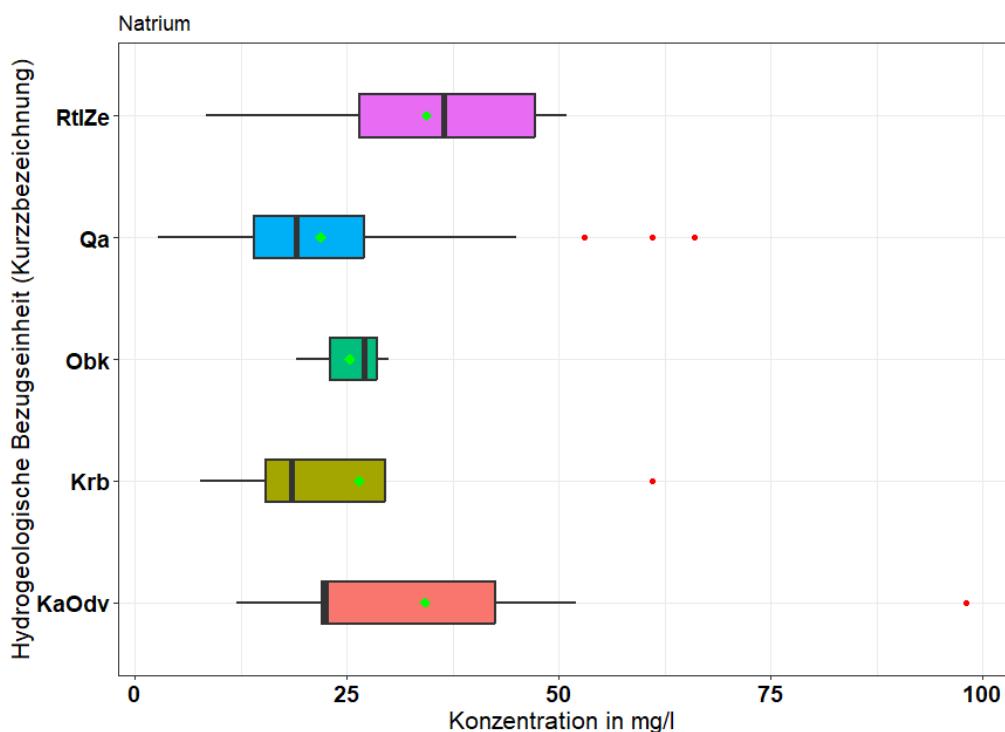


Abbildung 24: Box-Whisker-Plots der Parameter Calcium und Magnesium in den jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten.

Abkürzungen: Qa = quartäre Ablagerungen, Obk = Kreide, RtlZe = Perm (Rotliegend und Zechstein), Krb = Karbon, KaOdv = Kambrium und Ordovizium.

Die gemessenen Konzentrationen der einwertigen Kationen Natrium und Kalium verteilen sich hingegen entsprechend ihren geologischen Bildungsbedingungen (Abbildung 25). Höhere Natriumkonzentrationen finden sich typischerweise in den Kluft- und Karstgrundwasserleiter des Zechsteins, da es bei Trockenfallen des Zechsteinmeeres im System des Perms zu Salzbildungen kommen konnte. Zudem überlagert der in Sachsen verbreitete Plattendolomit die Formationen des Zechsteins der gegenüber Kalkstein einen höheren Magnesiumanteil aufweist, womit die geogen erhöhten Magnesiumkonzentrationen erklärt werden können.

Deutlich erhöhte Kaliumkonzentrationen finden sich vorzugsweise in den quartären Grundwasserleitern, die als Düngeeinfluss von kaliumhaltigen Düngemitteln interpretiert werden können. Niedrigere Kaliumkonzentrationen entsprechend der geogenen Grundwasserbeschaffenheit nach KUNKEL et al. (2004) und können auf die Verwitterung von Kalifeldspat oder Glimmermineralen zurückgeführt werden.



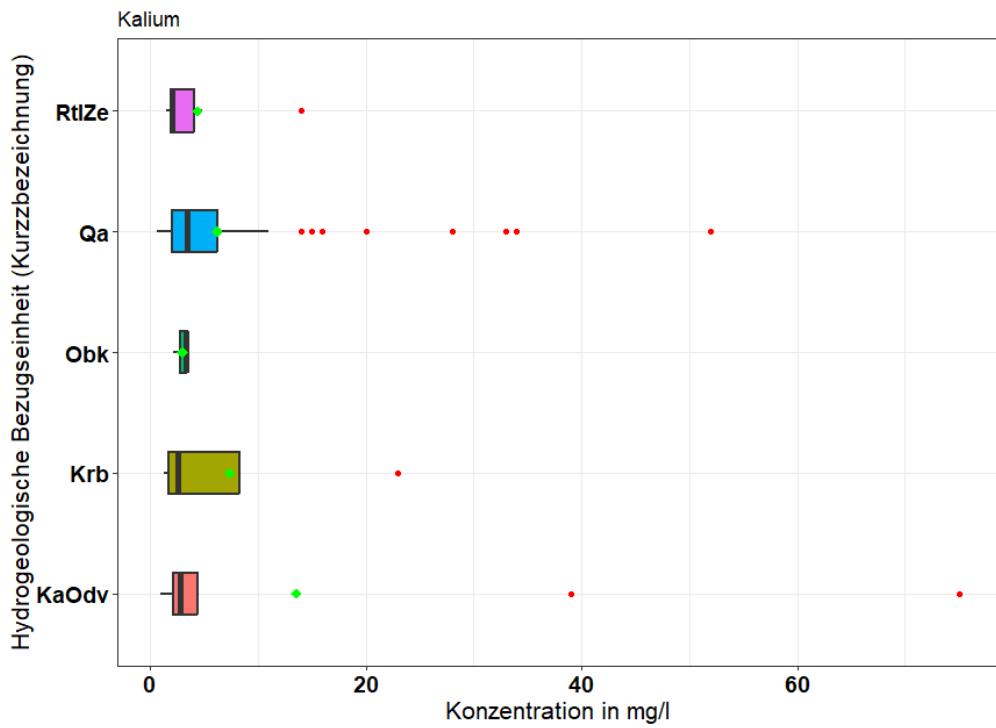


Abbildung 25: Box-Whisker-Plots der Parameter Natrium (Seite 57) und Kalium in den jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten.

Abkürzungen: Qa = quartäre Ablagerungen, Obk = Kreide, RtlZe = Perm (Rotliegend und Zechstein), Krb = Karbon, KaOdv = Kambrium und Ordovizium.

Die Box-Whisker-Plots des physikochemischen Parameters elektrische Leitfähigkeit zeigen zudem, dass bis auf die Sedimente der oberen Kreide der Lösungsinhalt in den Kluftgrundwasserleitern höher ist als in den quartären Ablagerungen (siehe Abbildung 26). Dies kann auf die heterogene Milieucharakteristik in Kluftgrundwasserleitern durch die Interaktion von hochmineralisierten Tiefenwässern mit den Gesteinen des Grundgebirges an Störzonen zurückgeführt werden (KOLITSCH, 2008). Die Sandsteine der oberen Kreide weisen aufgrund der geringen Stammdatenanzahl in dieser hydrogeologischen Bezugseinheit im Durchschnitt die höchsten elektrischen Leitfähigkeiten auf ($\bar{x} = 863,67 \mu\text{S}/\text{cm}$) auf. Die mittlere elektrische Leitfähigkeit in den quartären Lockergesteinsgrundwasserleitern entspricht der geogenen Grundwasserbeschaffenheit für Sande und Kiese Norddeutschlands (KUNKEL et al., 2004). Der Lösungsinhalt ist in der hydrogeologischen Einheit Festgestein des Karbons aufgrund des überwiegend quarzbasierten Mineralbestands durch die Granite und Pyroxengranulite am niedrigsten.

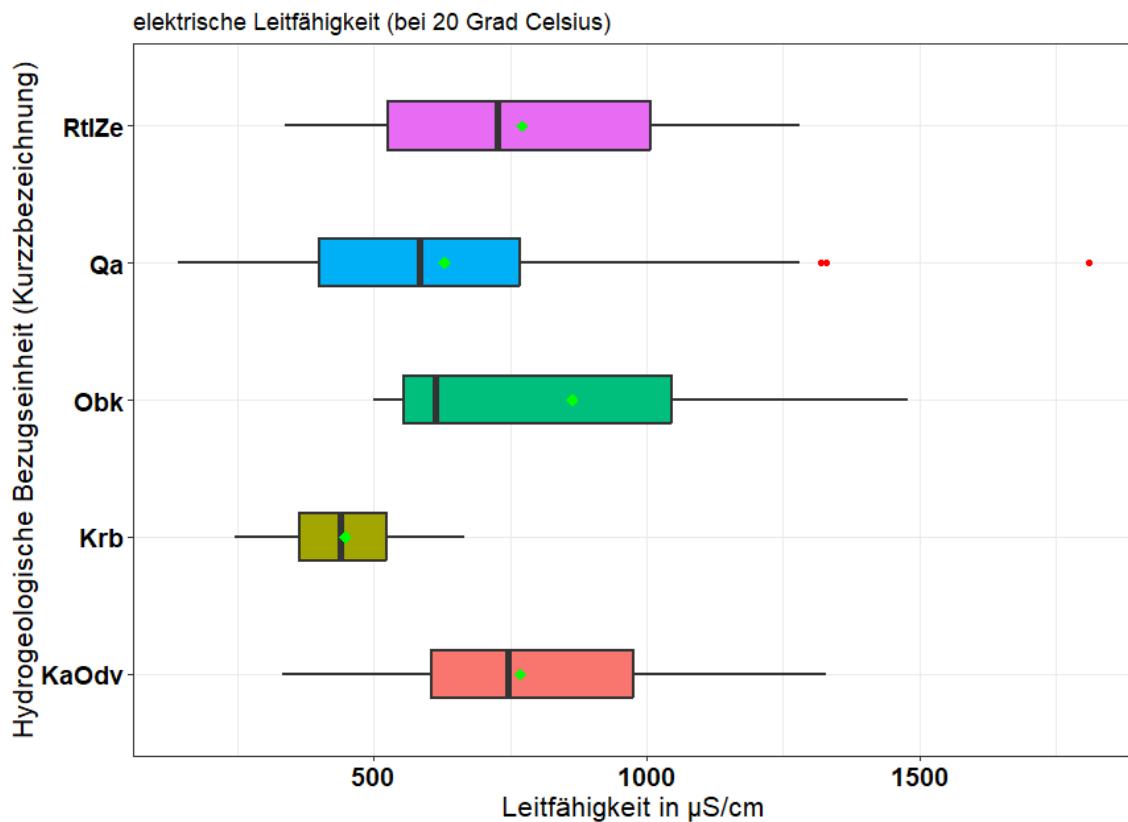


Abbildung 26: Box-Whisker-Plots des Parameters elektrische Leitfähigkeit gemessen bei 20 Grad Celsius in den jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten.

Abkürzungen: Qa = quartäre Ablagerungen, Obk = Kreide, RtZe = Perm (Rotliegend und Zechstein), Krb = Karbon, KaOdv = Kambrium und Ordovizium.

Zur Charakterisierung der vorherrschenden Lösungsinhalte in den beprobt Grundwässern wurden Grundwassermessstellen ausgewählt, deren Grundwasserbeschaffenheit plausibel mit einem Ionen-Bilanz-Fehler < 10 % sind und nach der Darstellungsmethode von PIPER (1944) charakterisiert werden können. Dabei werden die Moläquivalenzkonzentrationen relevanter Kat- und Anionen in einer ternären rhombischen Darstellung aufgetragen, um die im Grundwasser gelösten Ionen hinsichtlich ihrer hydrochemischen Wechselwirkungen zur Ausweisung eines dominanten Grundwassertyps interpretieren zu können. In den quartären Ablagerungen weisen 20 Grundwassermessstellen einen Fehler in der Ionenbilanz < 10 % auf, die für eine Charakterisierung verwendet werden können. Die dazugehörige Abbildung 27 mit den Moläquivalenzkonzentrationen der Kationen Calcium, Magnesium, und Natrium sowie der Anionen Chlorid, Sulfat und Hydrogenkarbonat zeigt ein überwiegend sulfatisch dominiertes Grundwasser, welche gemäß PIPER (1944) Calcium-Sulfat-Wässer entsprechen und als Calcium-Chlorid-Typ zugeordnet kann. Die GWM Liebenau, Hy LiebKa 1/2010 (MKZ: 47500010) liegt als einzige Messstelle im Übergangsbereich zu einem Mischwassertyp.

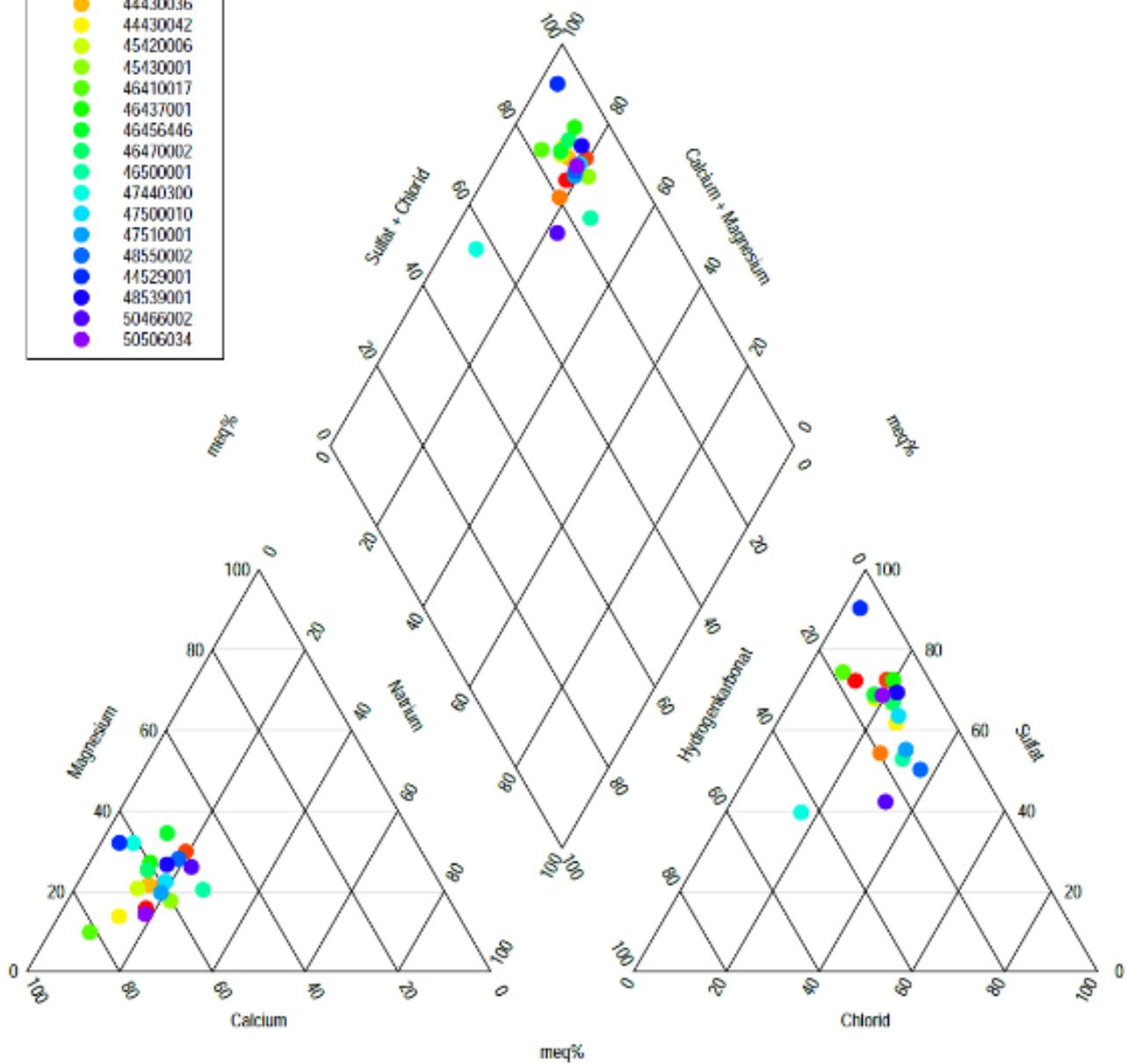
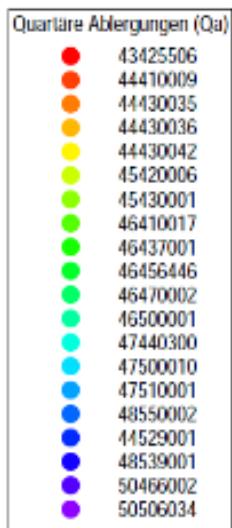
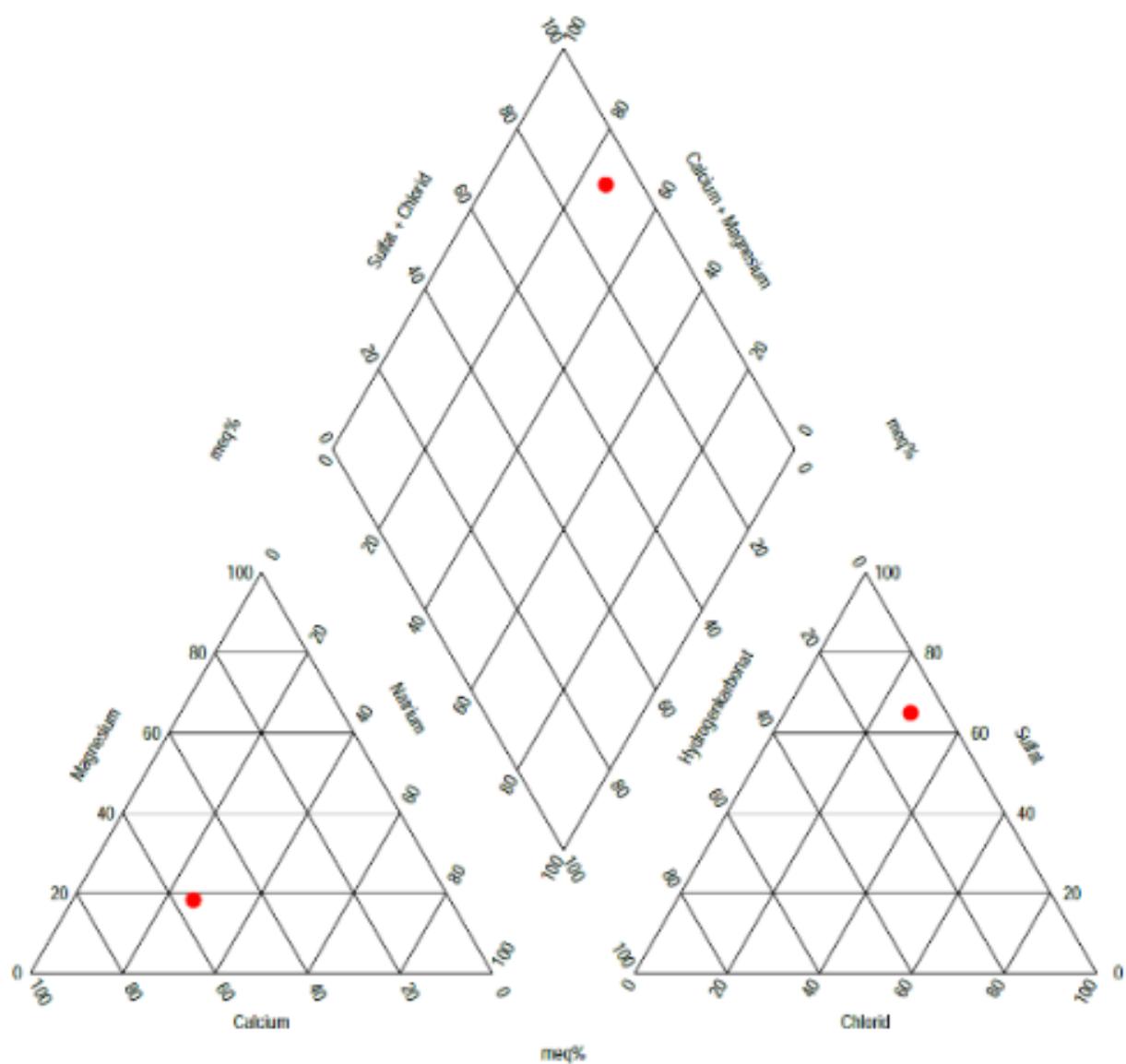


Abbildung 27: Piperdiagramm von 20 Grundwassermessstellen mit Ausbau in quartären Grundwasserleitern.

Für die anderen hydrogeologischen Bezugseinheiten konnte trotz der geringen Anzahl an Messstellen je hydrogeologischer Bezugseinheit immer mindestens eine Grundwassermessstelle ausgewählt werden, die einen vertretbaren Ionenbilanzfehler des definierten Kriteriums der Datenqualität vorweist und für eine graphische Analyse nach PIPER (1944) genutzt werden kann. Für den Festgesteinagrundwasserleiter der oberen Kreide konnte eine Grundwassermessstelle (Milkel, MKZ: 46520002), für die Festgesteine des Perms zwei (Kriepitz Op, Hy Krpz 2/2011, MKZ: 47500012; Chemnitz, Str. d. Nationen, B 2/94, MKZ: 51436005), für die Magmatite des Karbons zwei (MKZ: Kriepitz Up, Hy Krpz 1/2011, MKZ:

47500013; Böhla, Hy BlKz 1/2011, MKZ: 46480001) und für die Festgesteine des Grundgebirges (Kambrium und Ordovizium) jeweils drei Messstellen (Wülknitz, Peritz, B 6/2007, MKZ: 46460007; Bad Muskau GWM 2/2017, ehem. WTW-Gelände, MKZ: 44540001 und Lauta, MKZ: 45500001) genutzt werden. In den jeweiligen graphischen Darstellungen (siehe Abbildung 28 und Abbildung 29) weisen auch hier unabhängig der hydrogeologischen Bezugseinheit alle untersuchten Grundwassermessstellen einen sulfatisch dominierte Grundwasserbeschaffenheit auf, die sich nach PIPER (1944) als Calcium-Sulfat-Wässer zuordnen lassen und einen Calcium-Chlorid-Typen aufweisen.



- 47500012
- 51436005

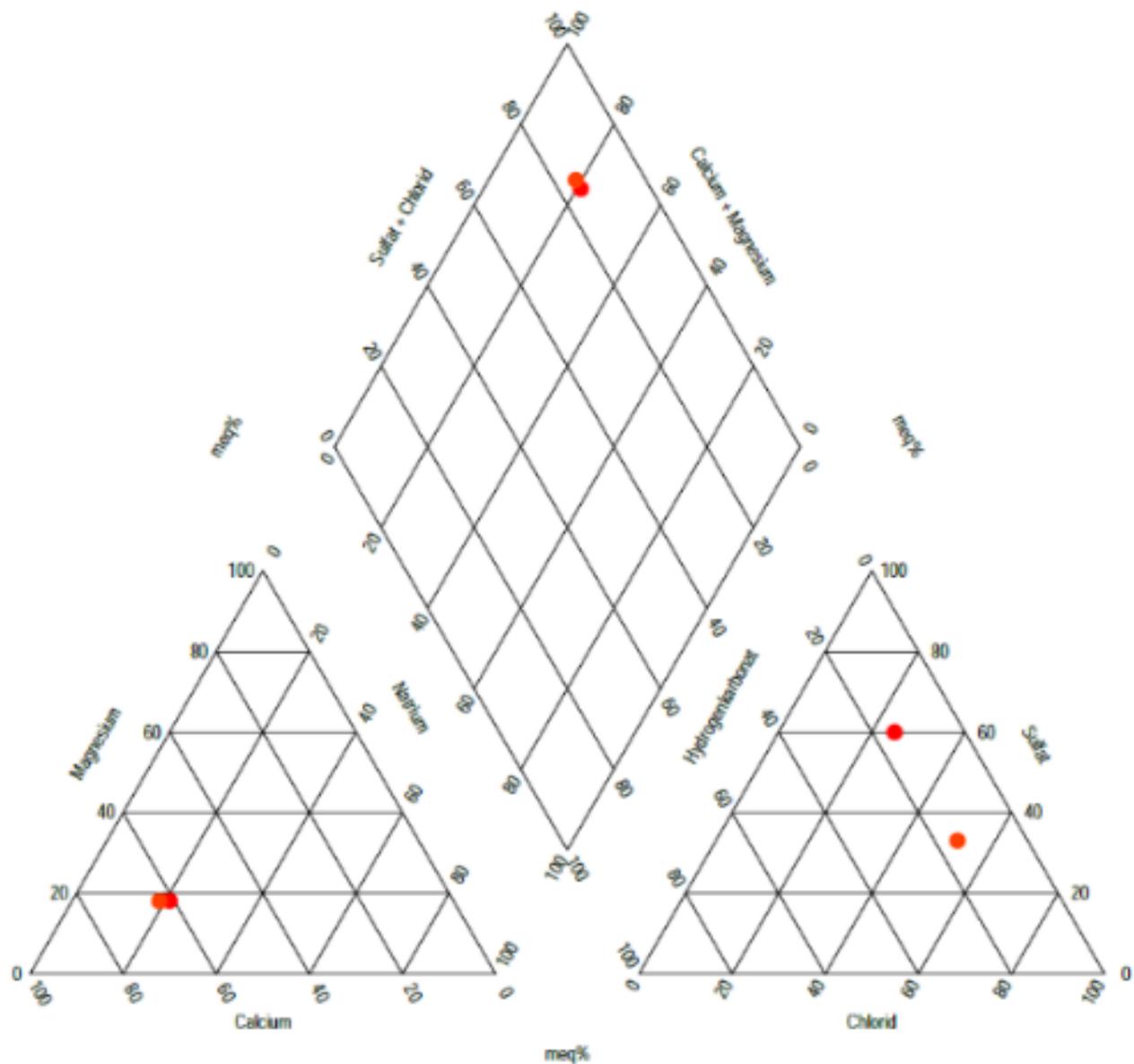
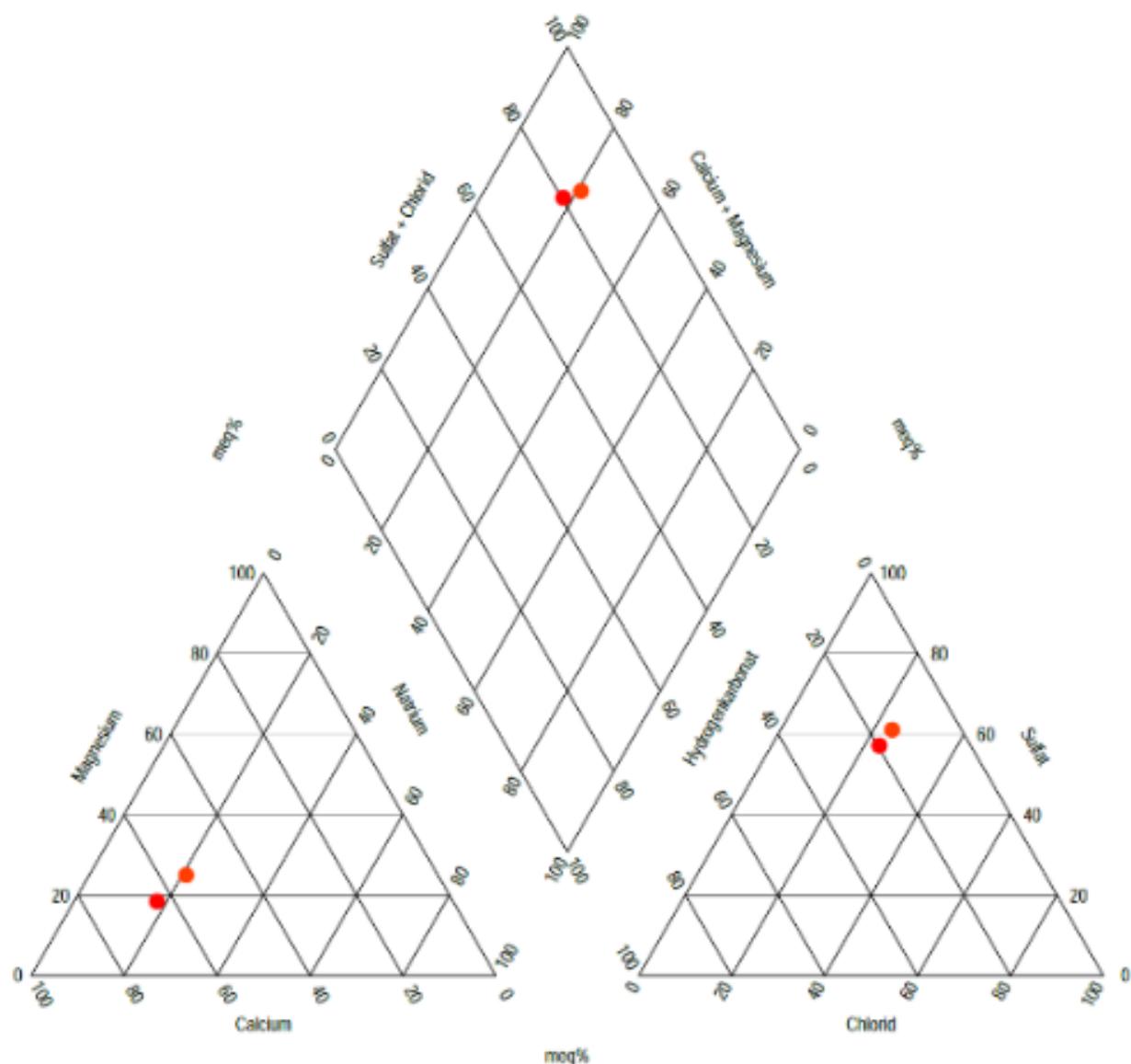


Abbildung 28: : Piper-Diagramme der jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten. oben = Festgestein-GWL der oberen Kreide; unten = Festgestein-GWL des Perms.

Paläozoische Festgesteine des Karbons (Krb)

- 47500013
- 46480001



Paläozoische Festgesteine des Karbons und Ordovizium (KaODv)

- 4640007
- 4454001
- 4550001

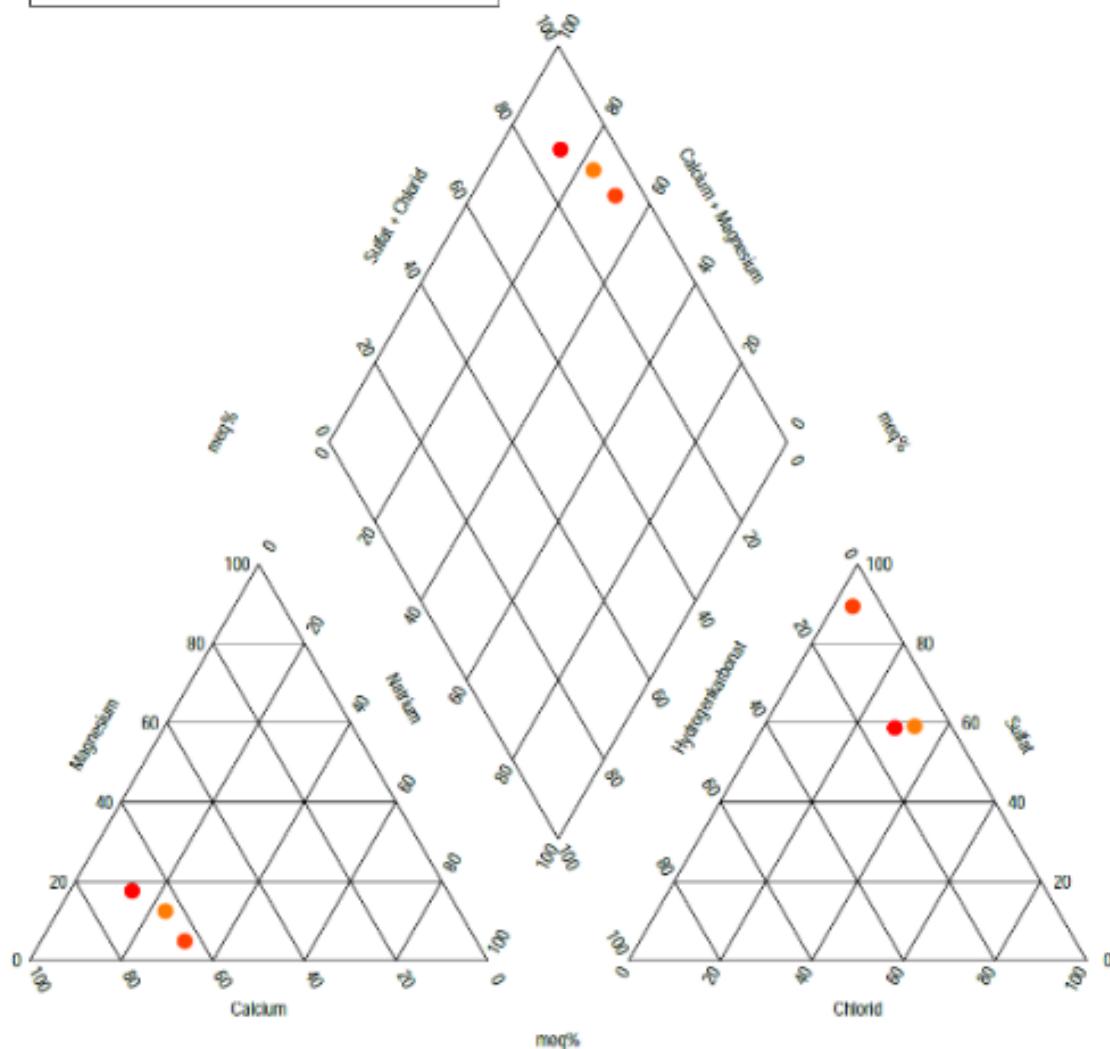


Abbildung 29: Piper-Diagramme der jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten. oben = Festgestein-GWL des Karbons; unten = Festgestein-GWL des Kambriums und Ordoviziums.

3.1.4 Grundwasserdynamik

Auf Basis der durch das LfULG veröffentlichten Hydroisohypsenpläne aus dem Jahr 2016 können anhand der Grundwasserdynamik im Umfeld der staatlichen Grundwassermessstellen die Zustromgebiete für die in den Porengrundwasserleitern ausgebauten Messstellen ausgewiesen werden, um Aussagen über die Landnutzungseinflüsse des untersuchten oberflächennahen Grundwassers treffen zu können. Dies ist insbesondere für Grundwassermessstellen wichtig, die Nitrateintragskonzentrationen > 50 mg/l aufweisen und für die weitere Erarbeitung von Maßnahmen zum Schutz des Grundwassers sowie zur Minderung der diffusen Stoffeinträge in die Grundwasserleiter von Vorteil sind. Des Weiteren setzt jede Aussage zum Nitrattransport messstellenspezifische geohydraulische und hydrogeologische Kenntnisse voraus, um das Zusammenwirken von Nitratverlagerung und advektiven Stofftransport im Grundwasserleiter besser zu verstehen (DWA, 2015).

Insgesamt konnten 26 Messstellen identifiziert werden, deren Grundwasserleiter Nitrateintragskonzentrationen > 50 mg/l aufweisen. Aufgrund der beschränkten räumlichen Datengrundlage der Hydroisohypsen, die insbesondere für die lössbedeckten Gebiete der quartären Grundwasserleiter (sicherer Hydroisohypsenverlauf) und teilweise für die Vorerzgebirgssenke (unsicherer Hydroisohypsenverlauf) erarbeitet wurden, konnten von den initialen 26 Messstellen insgesamt 18 GWM für die Ausweisung von Zustromgebieten genutzt werden. In Tabelle 6 ist der dazugehörige Datensatz aufgeführt. Dabei wurden die Hydroisohypsen des sicheren und unsicheren Verlaufes genutzt, um die Datengrundlage der ausgewählten Messstellen zu erhöhen.

Tabelle 6: Datengrundlage zur Ausweisung der Zustromgebiete auf Basis der Hydroisohypsenpläne für den oberen wasserwirtschaftlich genutzten Lockergesteins-GWL des LfULG mit Stand von 2016 (sicherer und unsicherer Verlauf).

MKZ	Messstellenname (MENA)	Nitrateintragskonzentration in mg/l
44430035	Klitzschen, Br. 1/84, Staupitzer Agrarprod. GmbH	98,98
44430036	Pflückuff, B 101/94 oP	122,21
46410017	Sehlis	89,40
46437001	Meltewitz, Knatewitz B2/07	65,27
46460007	Wülknitz, Peritz, B6/2017	57,75
46470002	Uebigau, HyPZat 1/11-2004	77,98
46520002	Milkel	74,83
47410011	Erdmannshain, B 4 /1999	60,43
47490001	Königsbrück, GWM1/03	69,14
47500010	Liebenau, Hy LiebKa 1/2010	67,78
47510001	Räckelwitz, Hy Rä 1/00	62,43
49446003	Reichenbach, Brunnen 1	163,28
49485304	Dresden, Kaditz Kläranlage BFB-1/1992	66,43
46480001	Böhla, Hy BlKz 1/2011	60,43
47476027	Reinersdorf, B 8/07	69,70
48456509	Lommatzsch,11/95	93,27
48456510	Lommatzsch,8/95	79,99
48539001	Litten, Hy Litn 2/1994	95,84

Hydroisohypsen des unsicheren Verlaufes sind auf Basis einer geringeren Messstellendichte interpoliert worden und konnten daher nur einer bedingten Plausibilitätsprüfung unterzogen werden. Zur Visualisierung wurde eine Stromlinienbahn senkrecht zu den Hydroisohypsen gezeichnet, die durch die Teileinzugsgebietsgrenzen abgegrenzt wird. Dafür ist beispielhaft eine ausgewiesene Strombahn der GWM Meltewitz, Knatewitz B2/07 (MKZ: 46437001) in Abbildung 30 dargestellt.

Bei der Erstellung der Zustrombahnen erfolgte eine Abgrenzung des unterirdischen Einzugsgebietes vom oberirdischen Einzugsgebiet auf Basis der durch das LfULG verfügbaren Teileinzugsgebiete im Abgleich der Hydrodynamik der 2016 ausgewiesenen Hydroisohypsen sowie den sich daraus ergebenden Grundwasserscheiden. Wenn keine Anhaltspunkte zu den unterirdischen Wasserscheiden gegeben waren, wurde davon ausgegangen, dass das oberirdische Einzugsgebiet gleich dem unterirdischen Einzugsgebiet entspricht. Die ermittelten Zustrombahnen sind jedoch nur begrenzt interpretierbar, da die verschiedenen Abflusskomponenten in den einzelnen Teileinzugsgebieten erheblich variieren können.

Sie dienen als grobe Abschätzung zur Identifikation der Eintragsquelle und zur Interpretation von erhöhten Ionenkonzentrationen in Abhängigkeit der Landnutzung. Anhand der ausgewiesenen Strombahn in Abbildung 30 wird deutlich, dass die gemessene Nitrateintragskonzentration > 50 mg/l an der Messstelle höchstwahrscheinlich aus der im Jahr 2022 neuausgewiesenen Nitratbelastungsflächen resultiert. Daher sollte geklärt werden, ob ein Denitrifikationspotential anhand von Zeitreihenanalysen (Ganglinienanalyse) und Stickstoff-Exzess-Daten im Grundwasserleiter vorliegt, damit ein Nitratdurchbruch ausgeschlossen werden kann.

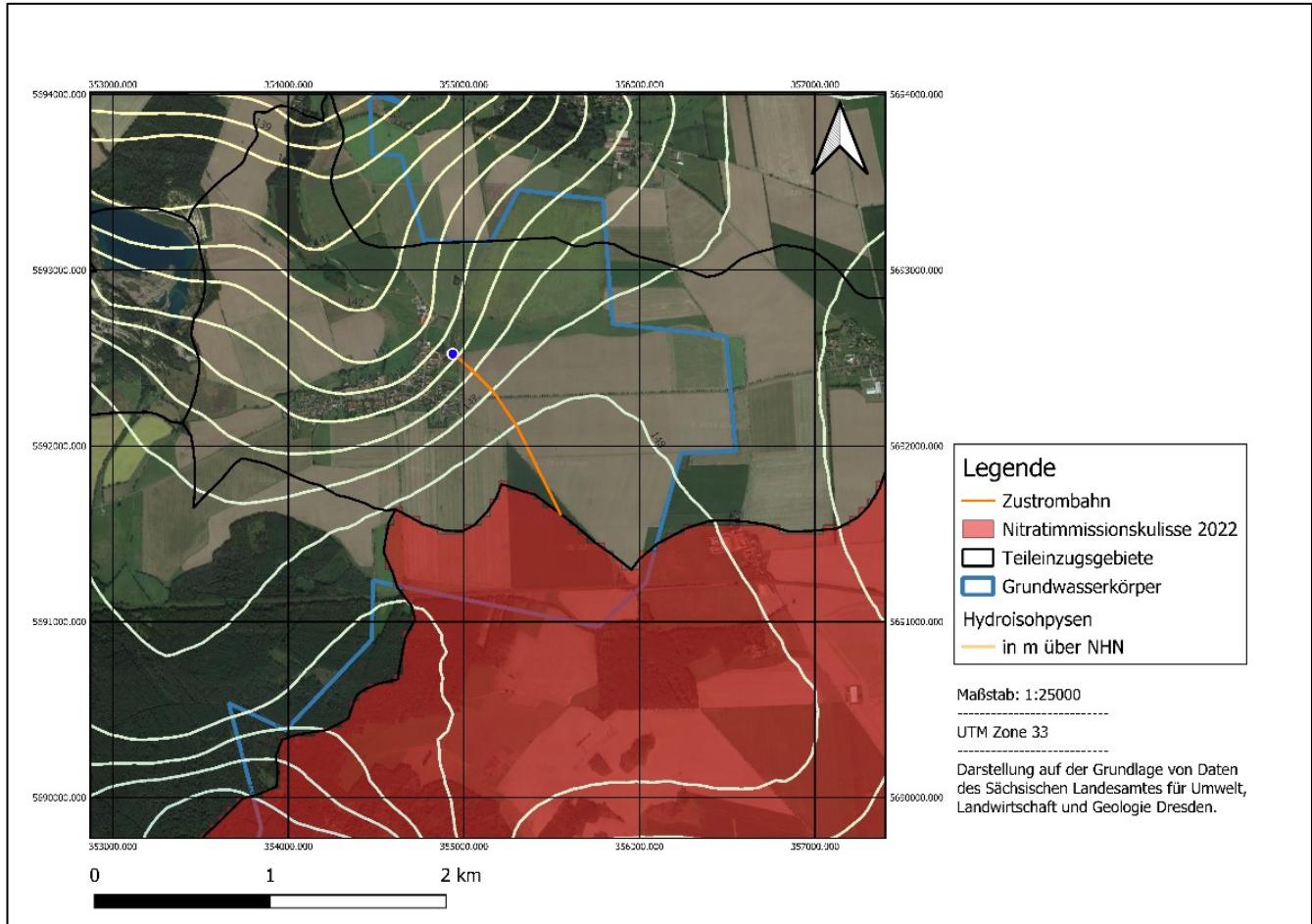


Abbildung 30: Beispielhafte Kartendarstellung einer Zustrombahn am Beispiel der GWM Meltewitz, Knatewitz B2/07 (MKZ: 46437001).

Bei einem Nitratdurchbruch wird das im Grundwasser gelöste Nitrat mit der Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers in weitere Bereiche des Grundwasserleiterkomplexes verlagert, da keine Retardation und damit kein verzögterer Stofftransport durch eine Denitrifikation erfolgt (DWA, 2015). Des Weiteren können vertikale Strömungskomponenten das mit dem Sickerwasser eingetragene Nitrat in tiefere Schichten verlagern, was zu einer Redoxzonierung im Grundwasserleiter führt. Dabei verfügt die unterlagernde reduzierte Zone über ein Nitratabbauvermögen, während die oxidierte Zone ihr Nitratabbauvermögen bereits aufgebraucht hat. Dies führt zu einer dauerhaften Präsenz von Nitrat im Grundwasser.

Anhand den ausgewiesenen Strombahnen für die aufgeführten Messstellen in Tabelle 6 ist zu erkennen, dass der Großteil der Messstellen mit einer hohen Nitrateintragskonzentration ($> 50 \text{ mg/l}$) aus einer Nitratverlagerung von den Nitratimmissionsflächen resultiert. Auf eine einheitliche flächenhafte Darstellung wurde in diesem Fall verzichtet, da die Strombahnen aufgrund der hohen Skalierung der heterogenen in Sachsen verteilten Messstellen auf der Kartendarstellung nicht mehr sichtbar wären.

3.2 Denitrifikationspotentiale

Die Korrelation zwischen Redoxpotential und Sauerstoff ist im Vergleich zu den nicht redoxsensitiven Parametern (Eisen oder Nitrat) und Sauerstoff am höchsten und bringt mit dieser hydrochemischen Bewertungsmethode die besten abgrenzbaren Ergebnisse zur Bewertung eines Denitrifikationspotentials im Grundwasserleiter. Zudem wird die reduktive Eisenlösung bei Redoxpotentialen $< 0 \text{ mV}$ mitberücksichtigt, da die Denitrifikation bei der Betrachtung der mikrobiell katalysierten Redoxreaktionen unter Beteiligung von organischem Kohlenstoff deutlich früher bei Redoxpotentialen $< 800 \text{ mV}$ beginnen kann (HYDOR, 2017). Die entsprechende Darstellung aller untersuchten GWM ist in Abbildung 31 visualisiert.

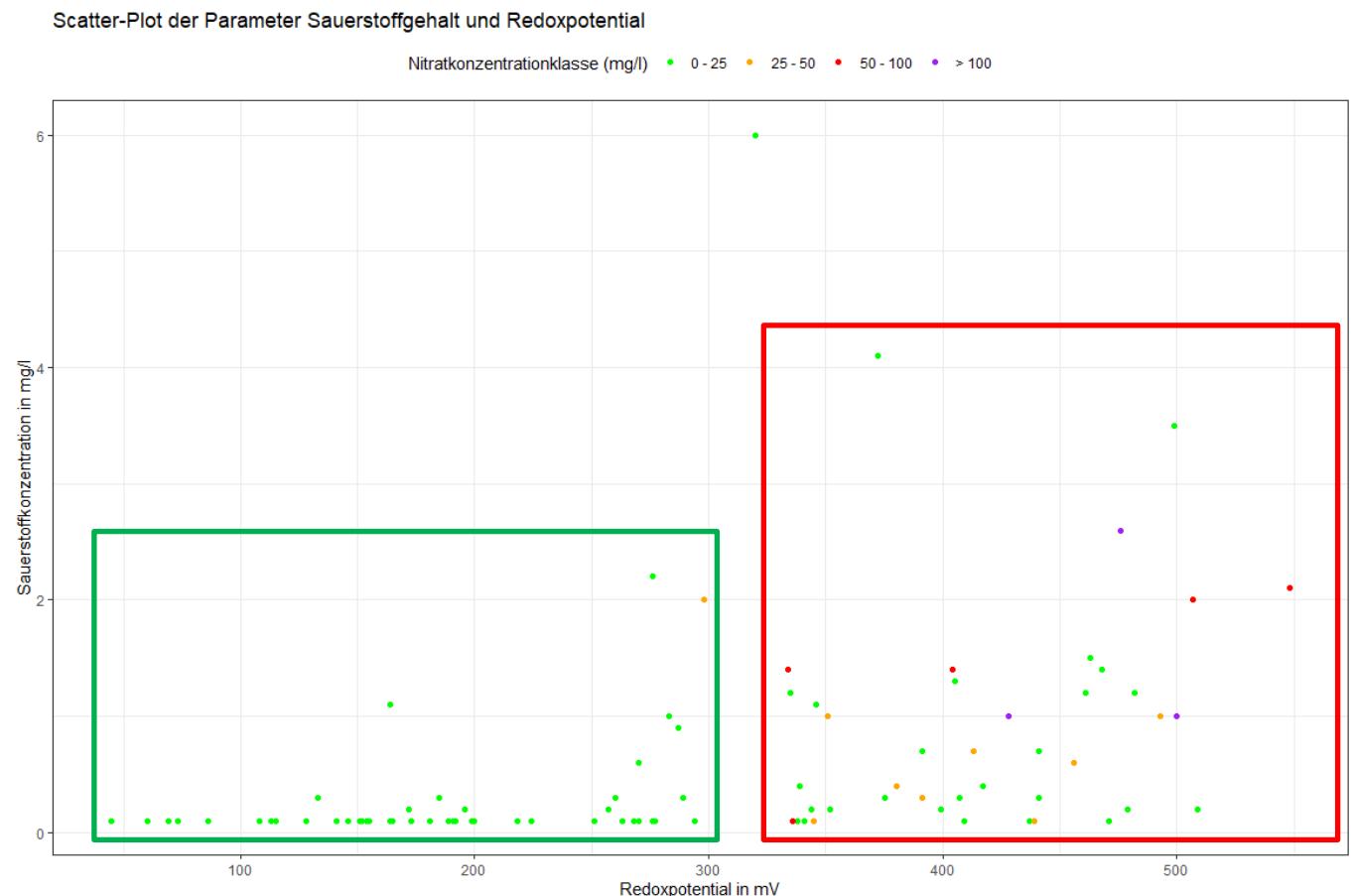


Abbildung 31: Punktfolke der Parameter Redoxpotential und Sauerstoff mit den dazugehörigen Nitratkonzentrationsklassen.

Es ist zu erkennen, dass sich Nitratbelastungen in Messstellen mit Nitratkonzentrationen > 25 mg/l erst bei Redoxpotentialen > 300 mV zu finden sind (roter Kasten). Demnach eignen sich diese milieucharakterisierenden Parameter sehr gut für die Ausweisung eines qualitativen Denitrifikationspotentials anhand dieser Indikatorparameter. Hohe Nitratkonzentrationen > 100 mg/l finden sich ebenfalls neben nitratunbelasteten Messstellen, welche oxidierende Milieubedingungen aufweisen und demnach keine Nitratabbauwahrscheinlichkeit besitzen.

Des Weiteren gibt es drei GWM (Mohorn – Grund, P1/1996, MKZ: 50466003; Schrebitz, Dep. BS1, MKZ: 47440300; GWM Sachsenburg, MKZ: 50440001) in der Nitratkonzentrationsklasse zwischen 0 – 25 mg/l, welche hohe oxische Milieubedingungen aufgrund der hohen Sauerstoffgehalte besitzen aber durch keine nennenswerte Nitrateinträge gekennzeichnet sind. Redoxpotentiale für Messstellen mit hohen Nitratkonzentrationen > 50 mg/l finden sich vorzugsweise bei Redoxpotentialen zwischen 334 mV und 548 mV sowie bei Sauerstoffkonzentrationen zwischen 1,4 mg/l und 2,6 mg/l. Diese GWM weisen Nitratkonzentrationen zwischen 50 mg/l und 100 mg/l auf, obwohl die Sauerstoffgehalte bei < 2 mg/l liegen und somit eine Nitratabbauwahrscheinlichkeit anzeigen (NLWKN, 2012). Die Redoxpotentiale betragen in solchen Messstellen > 200 mV und entsprechen damit oxischen Bedingungen. Dies unterstützt die Hypothese, dass insbesondere in den höheren Nitratkonzentrationsklassen eine hydrogeochemische Schichtung in den oberen Grundwasserleitern auftritt. Das bedeutet, dass obwohl eine Nitratabbauwahrscheinlichkeit aufgrund der niedrigen Sauerstoffbedingungen > 2 mg/l gegeben ist, die oxische nitratführende Grundwasserzone eine reduzierende Grundwasserkomponente überlagert, weshalb solche hohen Nitratkonzentrationen auftreten können.

Die beiden Indikatorverfahren stimmen grundsätzlich in ihren Bewertungen trotz der unterschiedlichen Eingangsparameter überein. Demnach wurden keine denitrifizierenden Verhältnisse nach LAWA (2024) ausgewiesen, wenn nach HYDOR (2017) kein Nitratabbau festgestellt werden konnte. Lediglich zwei Messstellen (Schrebitz, Dep. BS 1, MKZ: 47440300; Chemnitz, Str. d. Nationen, B 2/94, MKZ: 51436005) wurden nach den Indikatoren von HYDOR (2017) mit keinem Nitratabbau gekennzeichnet, währenddessen sie gemäß der Bewertungsmethode nach LAWA (2024) denitrifizierende Verhältnisse und einen vollständigen Nitratabbau bzw. Mischwasserkomponenten in der ergänzenden Einstufung aufweisen. Denitrifizierende Verhältnisse konnten in 96 der 100 beprobten Grundwassermessstellen auf Basis der Indikatorparameter Eisen, Sauerstoff und Nitrat nach der Klassifikation der LAWA (2024) nachgewiesen werden (siehe Abbildung 32).

In der GWM Girbigsdorf (MKZ: 48550002), Dresden, Kaditz Kläranlage BFB-1/1992 (MKZ: 49485304), der GWM Sachsenburg (MKZ: 50440001) sowie der GWM Mohorn - Grund, P1/1996 (MKZ: 50466003) konnten keine denitrifizierende Verhältnisse und nach der Klassifikation von HYDOR (2017) auch kein Nitratabau bestimmt werden. Die GWM Dresden, Kaditz Kläranlage BFB-1/1992 und

GWM Girbigsdorf sind zudem durch sehr hohe Nitratkonzentrationen von 62 mg/l und 140 mg/l gekennzeichnet. Wichtig zu erwähnen ist, dass die Klassifikation nach LAWA (2024) lediglich die angetroffene Grundwasserbeschaffenheit anhand ihrer Milieubedingungen in Bezug auf Denitrifikationsprozesse beurteilt, während die Klassifikation nach HYDOR (2017) von einem Nitratabbau in Abhängigkeit des Konzentrationsbereiches ausgeht. Dennoch erlaubt die Klassifikation nach LAWA (2024) die Unterteilung der angetroffenen Grundwässer in „vollständiger Nitratabbau“, „Mischwasser“ sowie „Übergangswasser“.

Demnach konnten in 46 der 100 Grundwassermessstellen mit denitrifizierenden Verhältnissen ein vollständiger Nitratabbau festgestellt werden, da die Sauerstoffkonzentration < 0,5 mg/l und die Nitratkonzentrationen < 1 mg/l betragen. 41 der 100 untersuchten Grundwässer wurden als Übergangswässer eingestuft, in denen der Nitratabbau noch nicht vollständig abgeschlossen ist und vor allem aus der oxidierenden nitratführenden Zone des Grundwasserleiters stammt. Zudem soll in diesen Grundwässern typischerweise ein heterotropher Nitratabbau stattfinden (LAWA, 2024). Dies wird in Kapitel 3.5 bei der Identifikation der Stickstoffumsatzprozesse evaluiert. Neun Grundwassermessstellen (Zwethau, B/198, MKZ: 44440009; Sehlis, MKZ: 46410017; Milkel, MKZ: 46520002; Pirna, Copitz, B2/93, MKZ: 50496161; Bad Muskau, GWM 2/2012, ehem. WTW-Gelände, MKZ: 44540001; Reinersdorf, MKZ: 47476027; Mohorn, B12/07, MKZ: 50466002; Struppen, Siedlung, MKZ: 50506045 und Chemnitz, Str. der Nationen, B 2/94, MKZ: 51436005) wurden als Mischwässer klassifiziert, deren Grundwassermilieubedingungen aus verschiedenen Redoxzonen (oxidierend und nitratführend, sowie reduzierend und nitratfrei) stammen und sich aufgrund von Transportprozessen vermischt haben.

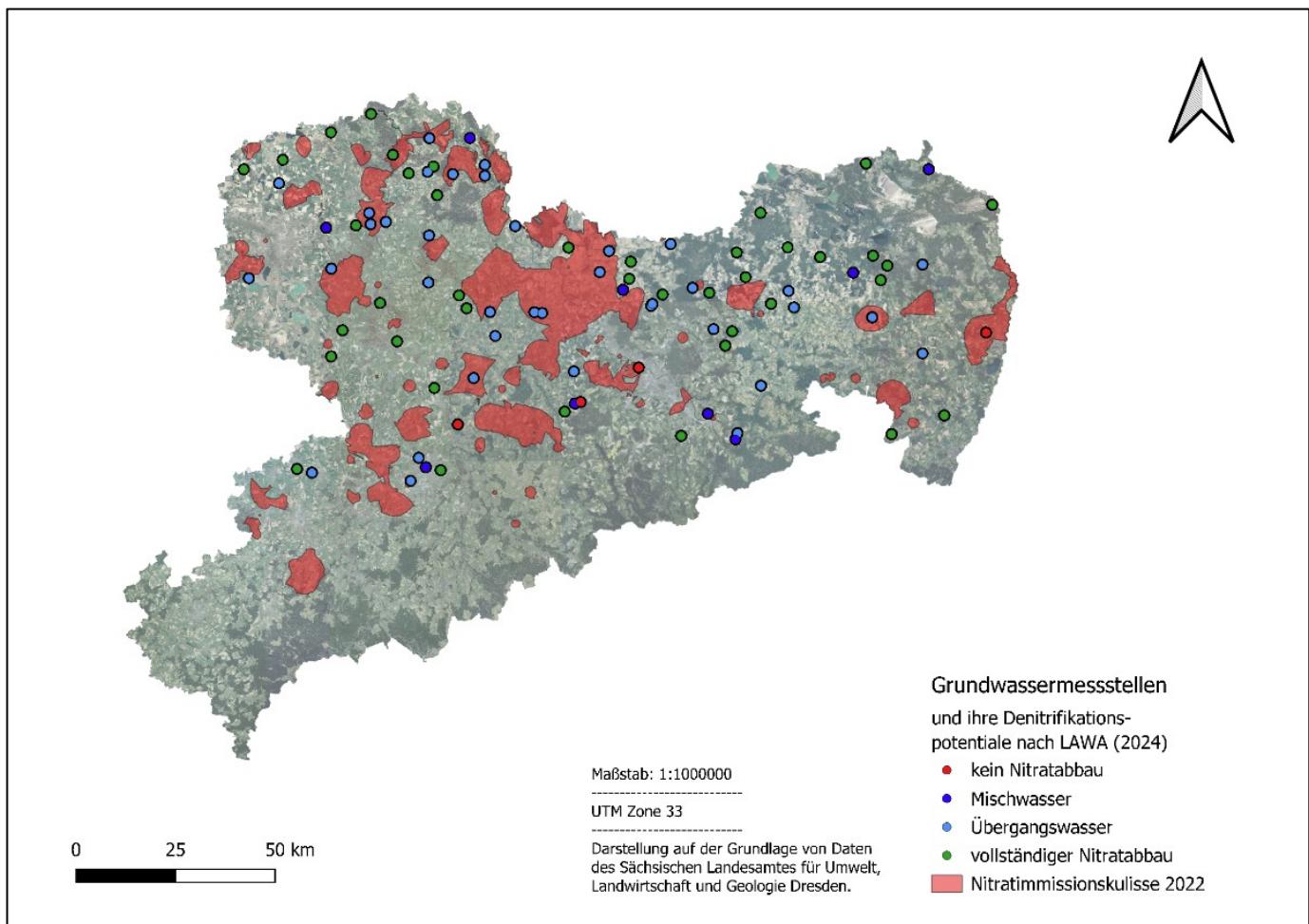


Abbildung 32: Räumliche Darstellung der ermittelten Denitrifikationspotentiale auf Basis der Klassifikation der LAWA (2024) anhand der Parameter Nitrat, Sauerstoff und Eisen.

Durch die ergänzende Einstufung der LAWA der Nitratgehalte mittels Redoxpotential und Sauerstoff besteht weiterhin die Vermutung, dass Messstellen in Nitratkonzentrationsklassen > 50 mg/l einer fortgeschrittene Redoxzonierung unterliegen, da die betroffenen Messstellen (Erdmannshain, B 4 /1999, MKZ: 47410011; Böhla, Hy B1Kz 1/2011, MKZ: 46480001; Litten, HyLitn 2/1994, MKZ: 48539001; Räckelwitz, Hy Rä 1/00, MKZ: 47510001; Dresden Kaditz Kläranlage, BFB-1/1992, MKZ: 49485304; Pflückuff, B 101/94 oP, MKZ: 44430036; Girbigsdorf, MKZ: 48550002 und Reichenbach, Brunnen 1, MKZ: 49446003) entweder denitrifizierende Verhältnisse und Übergangswässer aufweisen oder gar keinen Nitratabbau anzeigen. Diese Messstellen sollten zustromspezifisch auf die Herkunft des Nitrateintrages geprüft und die Endlichkeit des Nitratabbauvermögens in den dazugehörigen Grundwasserleiter-komplexen überprüft werden, um Grundwasserschutzmaßnahmen anhand der Landnutzung ableiten zu können.

Auf Basis der Indikatorparameter Redoxpotential und Sauerstoff nach der Klassifikation von HYDOR (2017) konnten 33 Messstellen einen starken Nitratabbau, 61 Messstellen einen aktiven Nitratabbau und sechs GWM keinen Nitratabbau zugeordnet werden (siehe Abbildung 33).

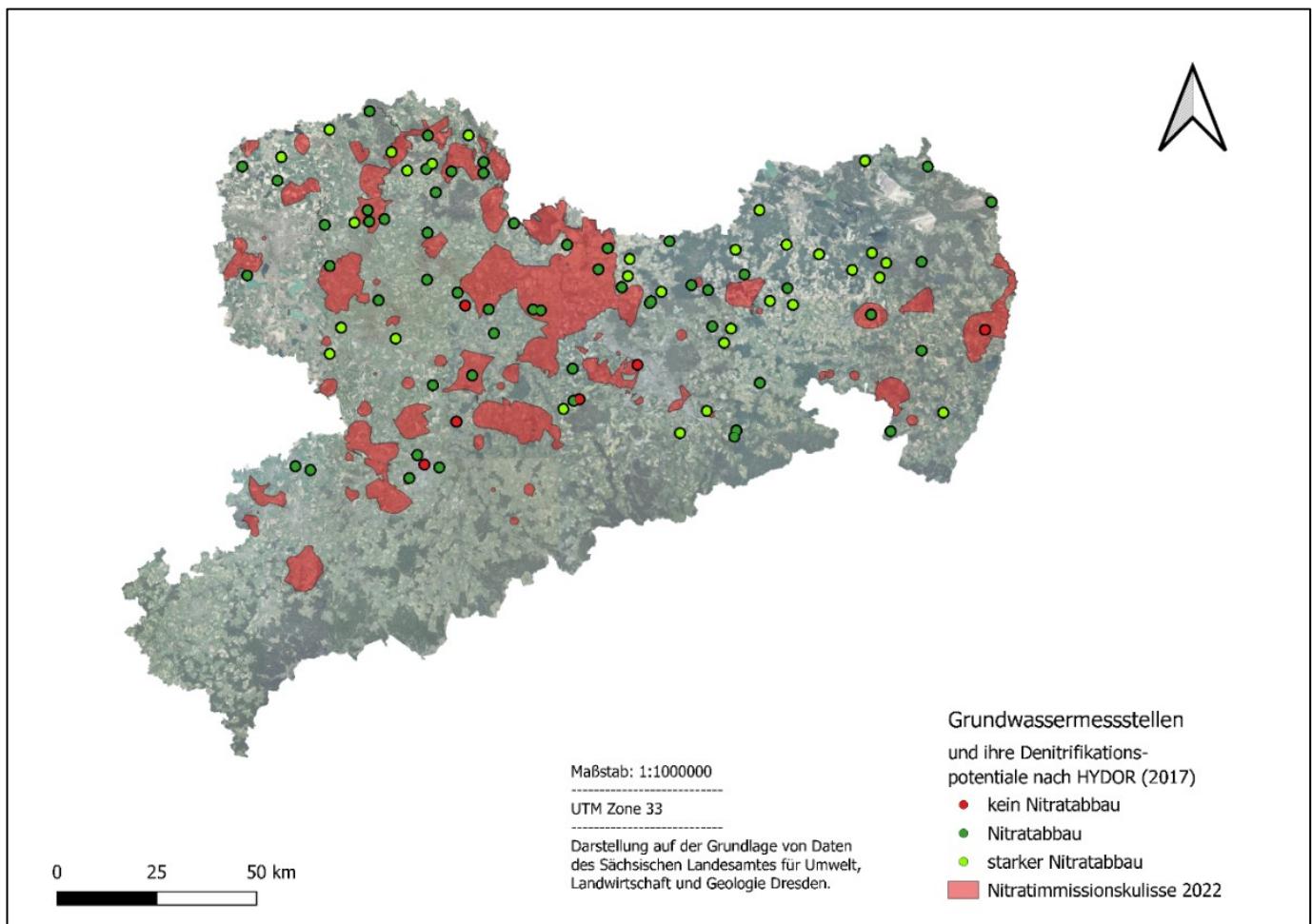


Abbildung 33: Räumliche Darstellung der ermittelten Denitrifikationspotentiale auf Basis der Klassifikation von HYDOR (2017) anhand der Parameter Redoxpotential und Sauerstoff.

Damit werden weniger Messstellen gegenüber der Klassifikation der LAWA (2024) mit einem vollständigen Nitratabbau zugeordnet, da dies mit einem starken Nitratabbau aufgrund der definierten Konzentrationsbereiche des Redoxpotentials < 200 mV und einer Sauerstoffkonzentration < 2 mg/l gleichzusetzen ist. Im Allgemeinen liegt der Trend der Klassifikation nach HYDOR (2017) bei Messstellen, die grundsätzlich Nitratabbaprozessen unterliegen. Dies deckt sich in der einfachen Aufsummierung der Messstellen mit starkem Nitratabbau, wonach an 85 GWM ein Nitratabbau detektiert wurde, was in der Klassifikation nach LAWA (2024) in 87 denitrifizierenden Messstellen der Fall ist. Somit können beide qualitativen Bewertungsmethoden eines Denitrifikationspotentials als verlässlich angesehen werden. Die GWM Schrebitz, Dep. BS1 (MKZ: 47440300) und Chemnitz, Str. d. Nationen, B 2/94 (MKZ: 51436005), welche widersprüchliche Klassifikationen anhand beider Bewertungsmethoden aufweisen, können in Hinblick auf die Belastungssituation vernachlässigt werden, da beide Nitratkonzentrationen < 25 mg/l aufweisen und in Zukunft anhand der Landnutzung (Siedlungsflächen mit städtischer Prägung, Obstbau) keine nennenswerten Nitrateinträge zu erwarten sind. Die widersprüchliche Einteilung bei dieser GWM und bei der Messstelle Chemnitz, Str. d. Nationen, B 2/94 (MKZ: 51436005) resultiert höchstwahrscheinlich aus den heterogenen Milieubedingungen des Festgesteingrundwasserleiters des Unterrotliegend.

3.3 Stickstoff-Exzess

Die Ergebniswerte des Stickstoffexzesses an den 100 beprobten Messstellen schwanken zwischen 2 - 16 mg N/l. Insgesamt konnte in 65 % der Grundwassermessstellen ein aktiver Nitratabbau gemessen werden ($> 2 \text{ mg N/l}$). 31 Messstellen weisen hingegen sehr niedrige Exzess-Werte auf, die sich nahe der Bestimmungsgrenze $< 2 \text{ mg N/l}$ befinden. Der durchschnittliche Exzess-N beträgt 5,5 mg N/l. Alle Proben bis auf die GWM Seidewinkel, Hy Seiw 1z/97 (MKZ: 45512209) konnten durch die Prüfung mit dem N₂-Ar-Checktool als belastbar eingestuft werden und weisen keine Entgasungsprozesse auf. Bei der Gegenüberstellung der Stickstoffexzess-Werte mit den gemessenen Nitratkonzentrationen in Abbildung 34 wird deutlich, dass nur ein unvollständiger Nitratabbau des eingetragenen Nitrates in den Grundwasserleitern stattgefunden hat. In den GWM Reichenbach, Brunnen 1 (MKZ: 49446003), Girbigsdorf (MKZ: 48550002) und Pflückkuff, B 101/94 oP (MKZ: 44430036) wurden sehr hohe Nitratkonzentrationen weit über 50 mg/l gemessen. Diese Messstellen weisen zudem geringe Stickstoffexzess-Werte auf (2 - 5 mg N/l), weshalb von einem erschöpften Abbaupotential in den oberen Grundwasserleitern auszugehen ist. Zudem ist in diesen Messstellen von einem Nitratdurchbruch auszugehen (insbesondere die GWM Reichenbach, Brunnen 1 (MKZ: 49446003)). Des Weiteren ist in Abbildung 34 zu erkennen, dass bei niedrigen Stickstoffexzess-Werten $< 2 \text{ mg N/l}$ hohe Nitratkonzentrationen ($> 50 \text{ mg/l}$) vorhanden sein können, was auch auf ein verringertes Abbaupotential in den dazugehörigen Grundwasserleiterkomplexen schließen lässt (MKZ: 47410011, 47440019, 47440300, 47470005, 47510001, 49417009, 49485304, 46480001). Logischerweise konnten im Umkehrschluss hohe Stickstoffexzess-Werte $> 10 \text{ mg N/l}$ in Messstellen mit niedrigen Nitratkonzentrationen ($< 50 \text{ mg/l}$) festgestellt werden, bei denen der Grundwasserleiter über ein rezentes Nitratabbauvermögen verfügen muss (MKZ: 46456446, 49436001, 44440009, 44401567, 50540001, 47500010, 46520002).

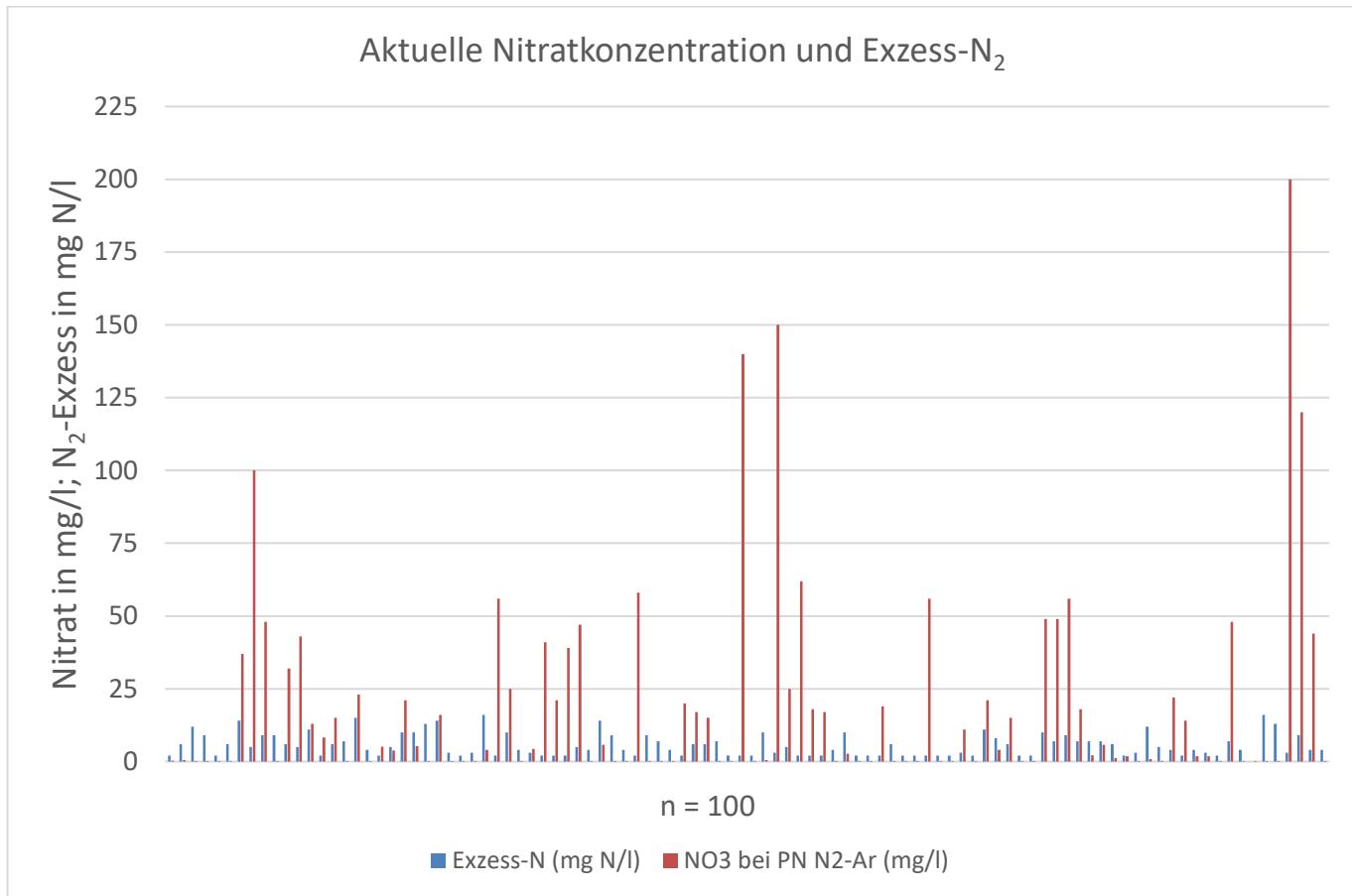


Abbildung 34: Darstellung der Stickstoffexzess-Werte in Abhängigkeit der jeweils gemessenen Nitratkonzentration am Messstellenstandort.

In der Arbeit von SCHWANEKAMP (2017) findet sich eine Einteilung der Stickstoffexzess-Werte in verschiedene Konzentrationsbereiche zur qualitativen Beurteilung der Denitrifikation, deren Einteilung auf der Genauigkeit der Methode und den damit verbundenen Erfahrungen der dort durchgeföhrten Messkampagne von 74 Messstellen beruht. Die Einteilung der Exzess-Werte ist in Tabelle 7 dargestellt:

Tabelle 7: Einteilung der N₂-Exzess-Werte in verschiedene Konzentrationsbereiche zur qualitativen Bewertung der Denitrifikation nach SCHWANEKAMP (2017).

Exzess-N ₂ mg N/l	Anmerkung
< 5	kein eindeutiges Anzeichen, dass der gemessene Stickstoff aus der Denitrifikation stammt
5 – 10	leichte Anzeichen von Denitrifikation
10 – 20	eindeutig von Denitrifikation beeinflusst
> 20	sehr gutes Denitrifikationsvermögen des Bodens / Grundwasserleiters

Die nachfolgende Abbildung 1 zeigt die Ergebnisverteilung beruhend auf dieser Klassifikation. Auch hier wird deutlich, dass in über 50 % der beprobten Grundwassermessstellen geringe Stickstoffexzesswerte

< 5 mg N/l gemessen wurden, was kein eindeutiges Anzeichen für eine Denitrifikation nach SCHWANEKAMP (2017) ist. Lediglich 10 Messstellen (Zwethau, B 1/98, MKZ: 44440009; Reinersdorf, B 8/07, MKZ: 47476027; Beerendorf, oP, MKZ: 44401567; Großhennersdorf, Hy Grhn 2/02, MKZ: 50540001; Wülknitz, Peritz B 6/2017, MKZ: 46460007; Klitzschen, Br. 1/84, Staupitzer Agrarprod. GmbH, MKZ: 44430035; Uebigau, HyPZat 1/11-2004, MKZ: 46470002; Liebenau, Hy LiebKa 1/2010, MKZ: 47500010; Sehlis, MKZ: 46410017 und Milkel, MKZ: 46520002) weisen Stickstoffexzess-Werte zwischen 10 mg N/l und 20 mg N/l auf, die auf eine eindeutige Beeinflussung durch Denitrifikation verweisen. Die restlichen 35 GWM besitzen leichte Anzeichen einer Denitrifikation.

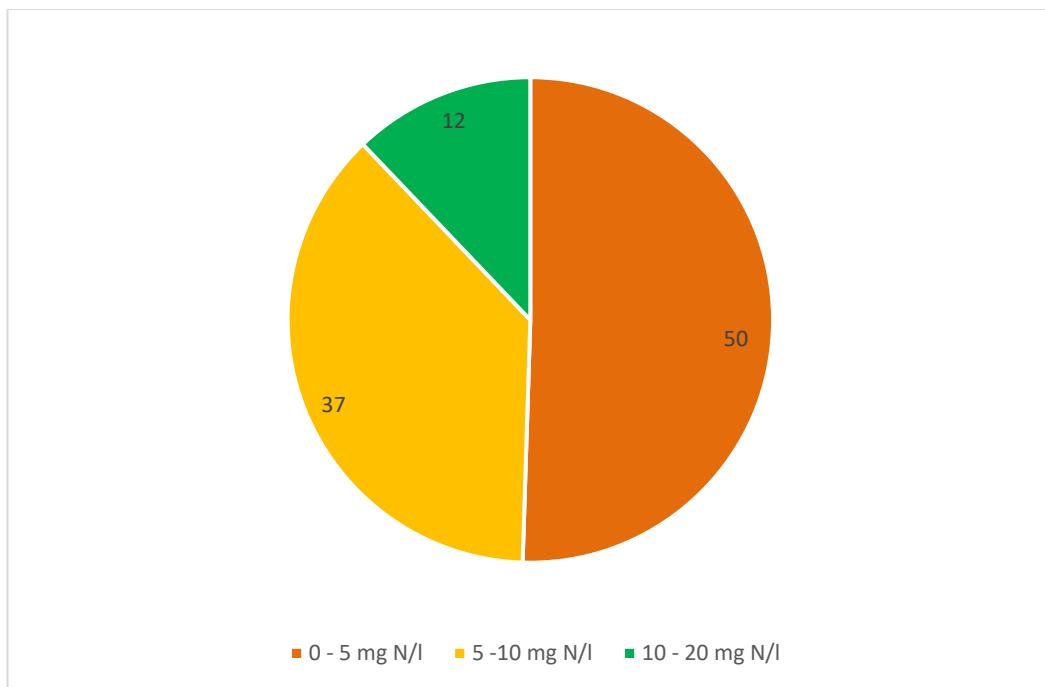


Abbildung 35: Verteilung von 99 Grundwassermessstellen in Bezug auf die Konzentrationsbereiche zur qualitativen Beurteilung der Denitrifikation aus SCHWANEKAMP (2017).

Die GWM Seidewinkel, Hy Seiw 1z/97 (MKZ: 45512209) bleibt aufgrund fehlender Stickstoffexzess-Daten unberücksichtigt.

Durch die Summenbildung des gemessenen Stickstoff-Exzesses mit der am Messstellenstandort gemessenen Nitratkonzentration in NO₃-N sowie dem meist vernachlässigbaren lachgasbürtigem Anteil lässt sich die Nitrateintragskonzentrationen NO_{3t0} bei der Grundwasserneubildung berechnen (siehe Kapitel 2.1). Die berechnete Nitrateintragskonzentration NO_{3t0} schwankt zwischen 9 – 163 mg/l und liegt im arithmetischen Mittel bei 40,9 mg/l. Die Verteilung der initialen Nitratkonzentrationen im Untersuchungsgebiet ist in Abbildung 38 visualisiert. Nennenswert ist wieder die GWM Reichenbach, Brunnen 1 (MKZ 49446003), welche aufgrund der hohen gemessenen Nitratkonzentration von 150 mg/l und einer Nitrateintragskonzentration von 163,4 mg/l aufweist. 32 % der untersuchten Messstellen überschreiten die Schwellenwertkonzentration gemäß GrwV des Parameters Nitrat von > 50 mg/l, so dass

ein Drittel der untersuchten Messstellen auch in Zukunft erhöhten Nitratbelastungen ausgesetzt sind. Das arithmetische Mittel des Stickstoff-Exzesses in dieser Gruppe beträgt 8 mg N/l, der Median der Verteilung bei 9 mg N/l. Darüber hinaus variieren die gemessenen Exzess-N-Werte in den Grundwassermessstellen mit einer hohen initialen Nitratkonzentration erheblich und schwanken zwischen 2 – 16 mg N/l.

Zudem ist in Abbildung 36 zu erkennen, dass sich die GWM mit einer hohen initialen Nitratkonzentration (37,5 – 100 mg/l) meist auf oder an den Grenzen der ausgewiesenen Immissionsflächen befinden. Grundwassermessstellen im Raum der Vorerzgebirgssenke besitzen bis auf eine Grundwassermessstelle (Glauchau, HyGI 3/2004, MKZ: 51410022) generell moderate Nitrateintragskonzentrationen < 37,5 mg/l./

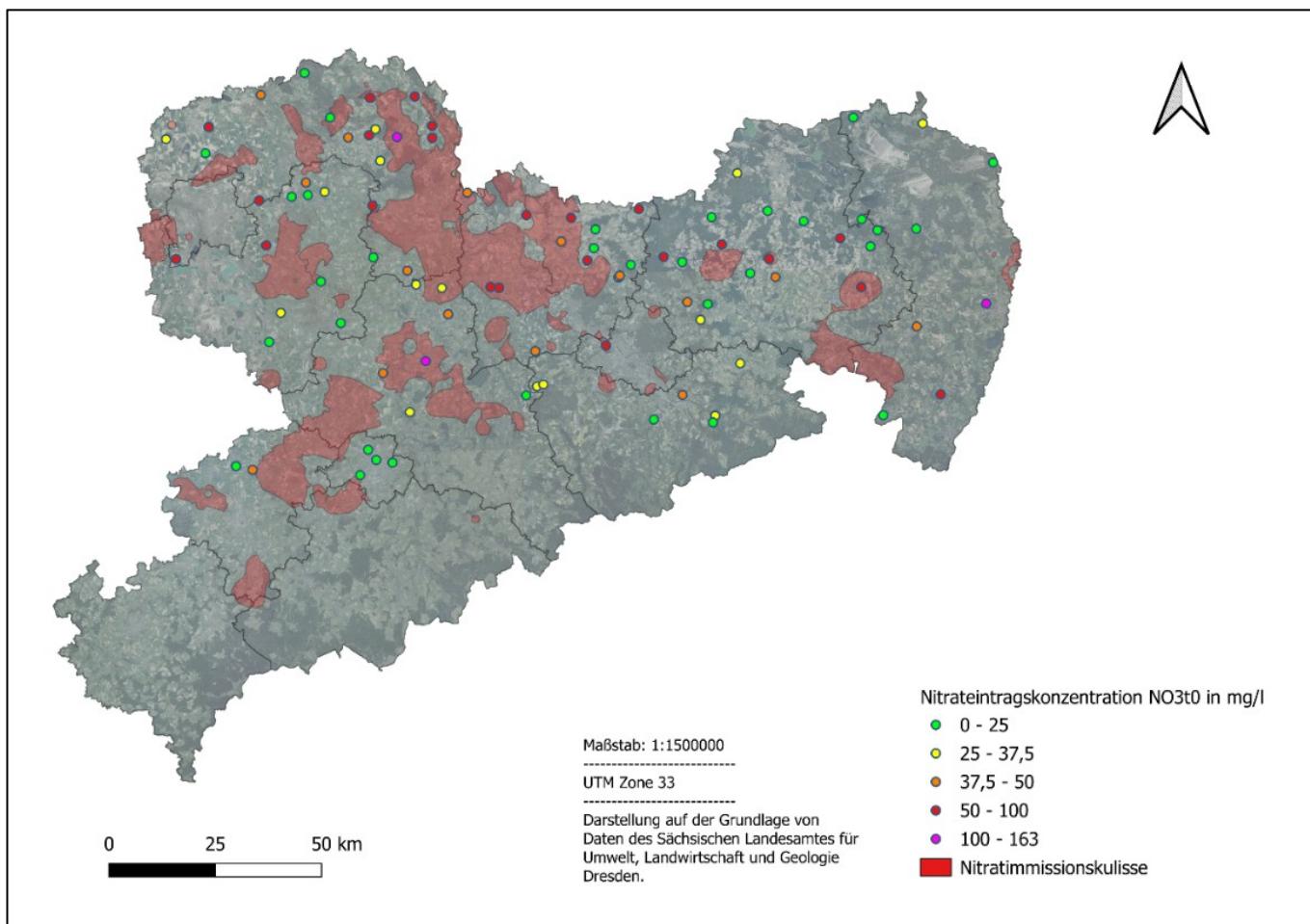


Abbildung 36: Verteilung der Nitrateintragskonzentrationen im Untersuchungsgebiet vor dem Hintergrund der Nitratimmissionskulisse 2022.

Über den Denitrifikationsanteil kann eine Aussage über den Anteil bereits abgebauten Nitrats (Exzess-N) zur Initialkonzentration getroffen werden. Dieser kann in verschiedene Nitratabbauklassen (stark (> 80 %), moderat (< 50 %), gering (< 25 %), kein Nitratabbau) nach der Klassifikation von HYDOR (2017) bzw. in drei Stufen (günstig (75-100 %), mittel (25-50 %), ungünstig (0-25 %)) nach der Klassifikation der

LAWA (2024) unterteilt werden. Er berechnet sich aus dem Verhältnis zwischen der gemessenen Nitratkonzentration und der initialen Nitrateintragskonzentration:

$$(11) \quad \text{Denitrifikationsanteil (\%)} = 1 - \frac{\text{Nitratkonzentration}}{\text{Nitrateintragskonzentration}}$$

In 35 der 100 untersuchten Messstellen konnte ein starker Nitratabbau auf Basis der Klassifikation des Denitrifikationsanteils nach HYDOR (2017) ermittelt werden. Die Klassifikation nach LAWA (2024) ermittelt in 55 Messstellen günstige Standortbedingungen in Hinblick auf ihren Denitrifikationsanteil zwischen 75 und 100 %. Der Großteil der Messstellen (ca. 60 %) verfügt damit über ein rezentes Nitratabbaupotential. Lediglich neun Grundwassermessstellen weisen auf Basis der Klassifikation von LAWA (2024) bzw. der von HYDOR (2017) einen geringen Nitratabbau bzw. ungünstige Denitrifikations-Standortbedingungen auf (Girbigsdorf, MKZ: 48550002; Reichenbach, Brunnen 1, MKZ: 49446003; Dresden Kaditz, MKZ: 49485304; Räckelwitz, Hy Rä, MKZ: 47510001; Erdmannshain, B4/1999, MKZ: 47410011; Böhla, Hy B1Kz 1/2011, MKZ: 46480001; Mügeln, Stadtbad Brunnen 1/2016, MKZ: 47440019; Pflückuff, B 101/94 oP, MKZ: 44430036 und Großenhain, Brg. ALTNGn 8/2008, MKZ: 47470005). Diese Messstellen besitzen zudem sehr hohe Nitrateintragskonzentrationen, die sich zwischen 47 – 163 mg/l befinden. Die dortigen Grundwasserleiter besitzen höchstwahrscheinlich ein erschöpftes Abbaupotential.

In Abbildung 37 und Abbildung 38 sind die aktuellen Nitratkonzentrationen sowie der Stickstoffexzess anhand ihrer räumlichen Verteilung in Sachsen dargestellt. Es wird deutlich, dass trotz der überwiegend geringen Nitratkonzentrationen < 25 mg/l in Grundwassermessstellen außerhalb der Nitratimmisionsflächen die Exzess-N Werte sehr heterogen verteilt sind.

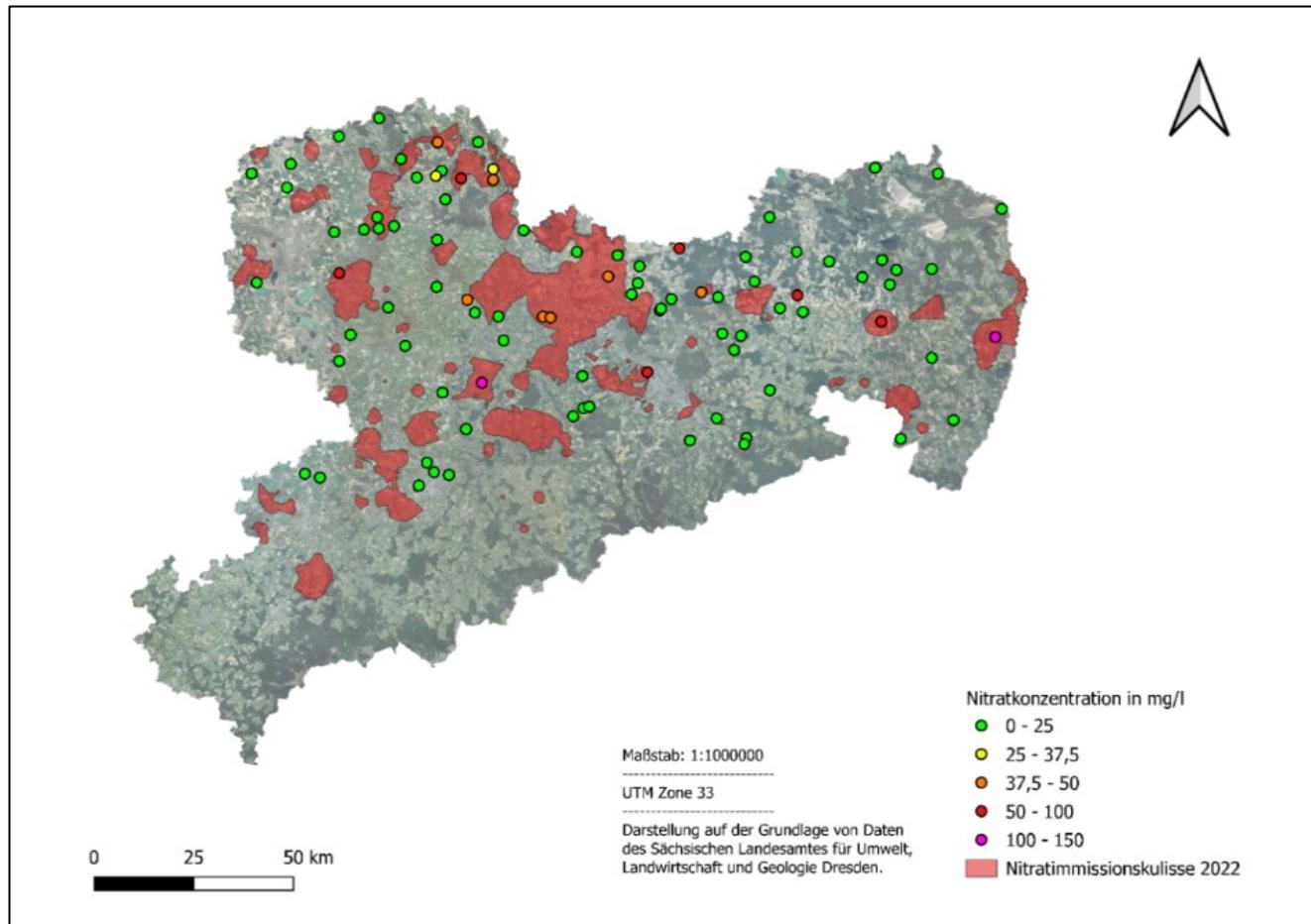


Abbildung 37: Räumliche Darstellung des Parameters Nitrat.

Dies liegt einerseits an dem unvollständigen Nitratabbau, welcher im Zusammenhang mit einem unzureichenden Nitratabbauvermögen des Grundwasserleiters stehen könnte, und andererseits an den diffusen Nitrateinträgen, welche durch die verschiedenen Landnutzungsformen auftreten.

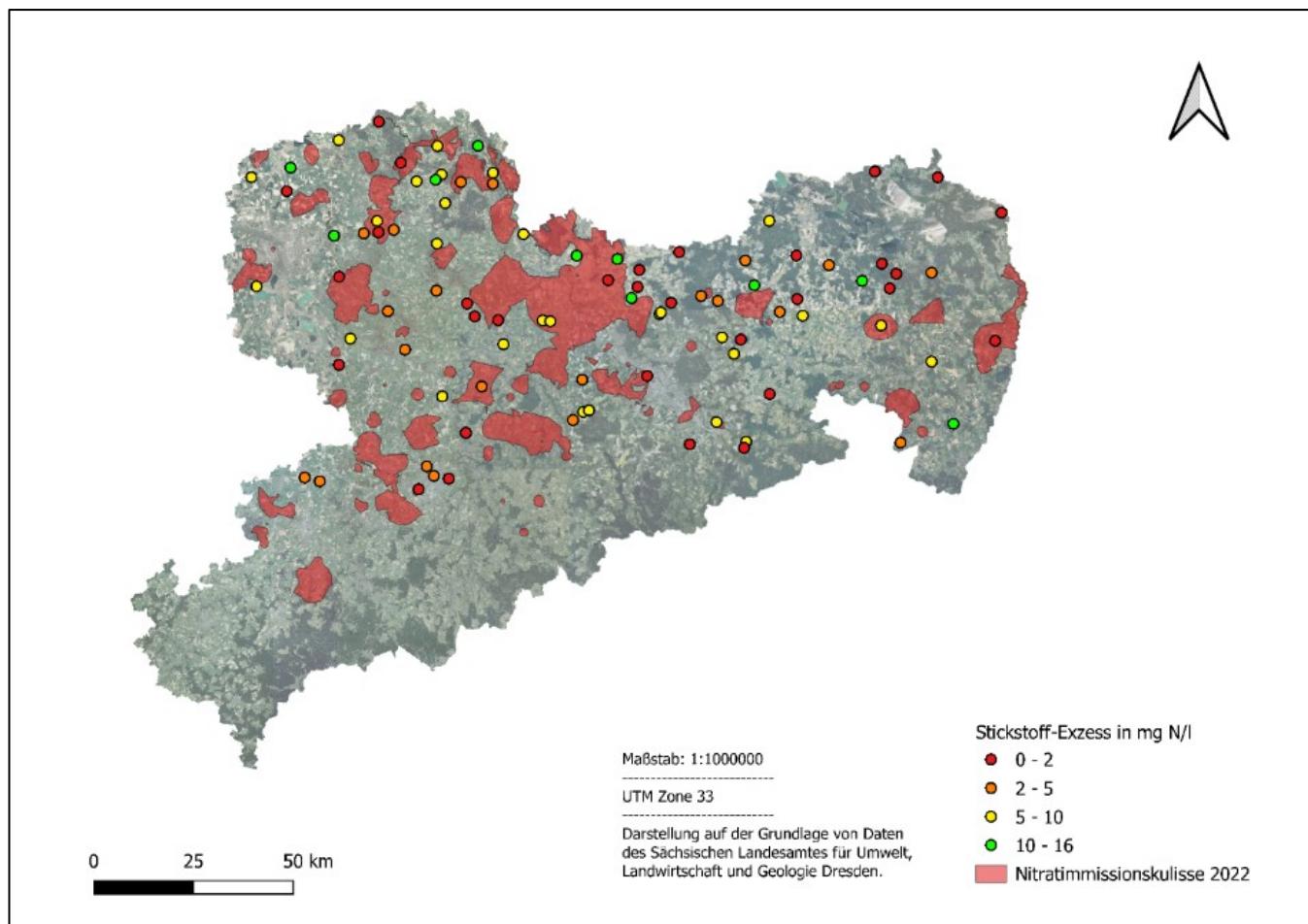


Abbildung 38: Räumliche Darstellung des gemessenen Stickstoff-Exzess durch die N_2 -Ar-Methode.

Zum einen konnten niedrige Stickstoffexzess-Werte ($< 2 \text{ mg N/l}$) in Kombination mit geringen Nitratkonzentrationen ($< 25 \text{ mg/l}$) und hohe Stickstoffexzess-Werte ($> 5 \text{ mg N/l}$) mit niedrigen Nitratkonzentrationen gemessen werden. Zum anderen wurden niedrige Exzess-N Werte ($< 2 \text{ mg N/l}$) mit hohen Nitratkonzentrationen bestimmt. Auffällig ist, dass Messstellen mit Nitratkonzentrationen $> 75 \text{ mg/l}$ nur Stickstoff-Exzess-Werte $< 5 \text{ mg/l}$ aufweisen, was nach der Klassifikation nur leichte Anzeichen für eine Denitrifikation im Grundwasserleiter sein können (SCHWANEKAMP, 2017). Dies bestätigt zudem die Vermutung eines erschöpften Abbaupotentials in den GWM Girbigsdorf (MKZ: 48550002), Reichenbach, Brunnen 1 (MKZ: 49446003) sowie Pflückkuff, B 101/94 oP (MKZ: 44430036).

Die Verteilung der Nitratabbauklassen von HYDOR (2017) in den jeweiligen hydrogeologischen Bezugs-einheiten ist in Abbildung 39 abgebildet. In allen hydrogeologischen Bezugseinheiten konnte ein dominanter starker Nitratabbau festgestellt werden und keine einzige Messstelle weist keinen Nitratabbau

auf. In den paläozoischen Festgesteinsgrundwasserleitern als auch in den quartären Ablagerungen findet zudem ein nicht vernachlässigbarer Anteil eines moderaten Nitratabbaus statt. Der dominante starke Nitratabbau weist jedoch auch darauf hin, dass die episodisch eingetragenen Nitratmengen insbesondere in den quartären Grundwasserleitern zu einem starken Nitratabbau und somit zu einem irreversiblen Verbrauch des Abbauvermögens dieser Grundwasserleiter führen.

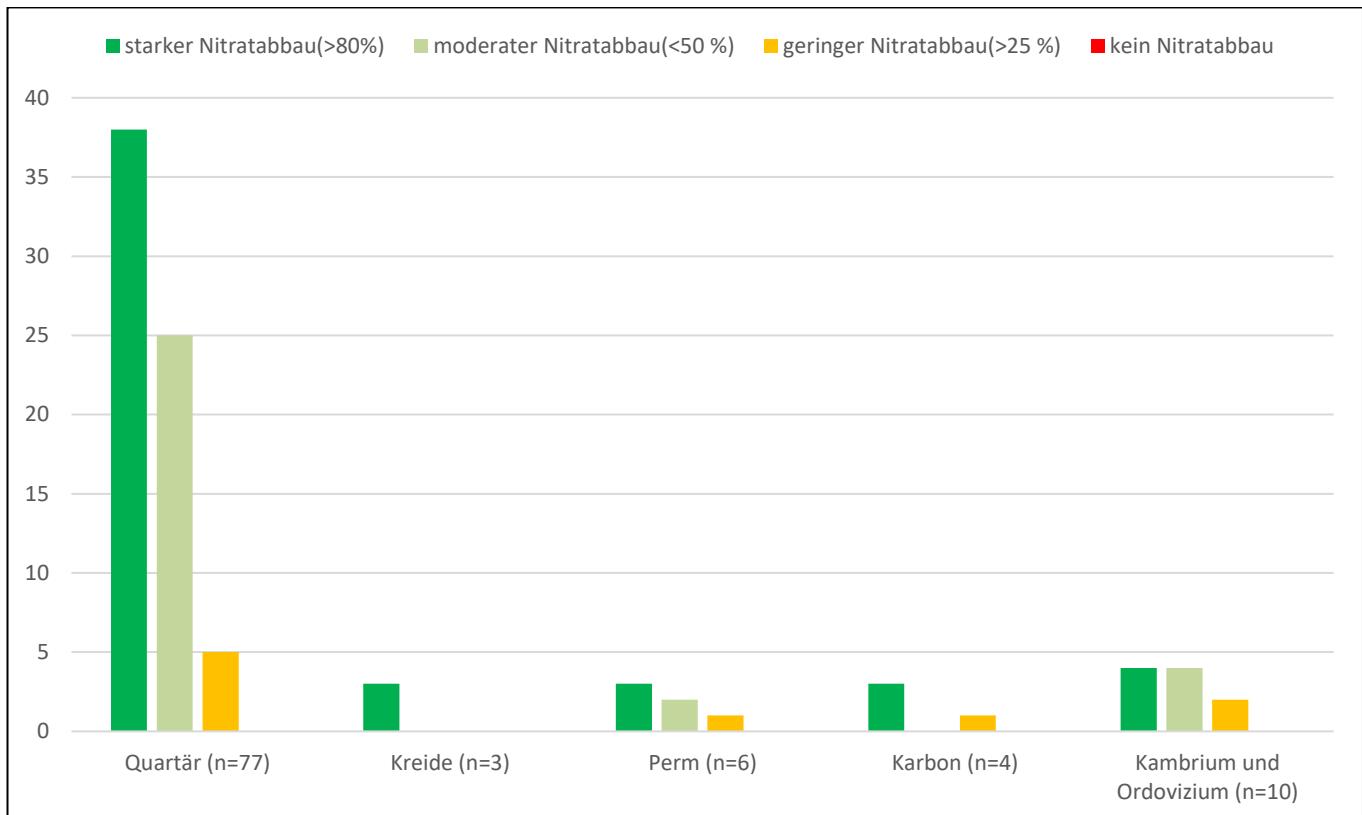


Abbildung 39: Darstellung der verschiedenen Nitratbauklassen berechnet aus dem Verhältnis aus gemessener Nitratkonzentration und Nitrateintragskonzentration klassifiziert in verschiedene Nitratbauklassen nach HYDOR (2017) in den jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten.

3.3.1 Landnutzung

Für die Gewährleistung einer sauberen Grund- und Trinkwasserqualität nach GrwV und TrinkwV ist der Schutz der Grundwasserüberdeckung in den Wasserfassungen und Einzugsgebieten von Brunnen von hoher Bedeutung. Generell kontrollieren verschiedene Faktoren, wie die Landnutzung, Adsorptions- und Desorptionsprozesse in der vadose 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., 2007; GARDNER & VOGEL, 2005).

Im Folgenden wird die statistische Auswertung der Stickstoff-Exzess-Daten sowie der chemischen Parameter gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) und Sulfat zur Bewertung der Abbauprodukte durch Denitrifikationsprozesse im Zusammenhang der Landnutzung durchgeführt. Die in Kapitel 3.1.2 erläuterte Verteilung der Landnutzungsformen wurde für die weitere Evaluierung in die Gruppen Ackerland ($n = 30$), Weideland ($n = 20$), Wald ($n = 18$) und Urban ($n = 23$) eingeteilt. Für jede Landnutzungsklasse wurde Median, die Standardabweichung sowie die Varianz für jeden Untersuchungsparameter berechnet. Die Klasse „Obstbau“ wurde der Kategorie Weideland, die Landnutzungsklasse „Industrie und Gewerbe“ wurde der Klasse Urban zugeordnet. In Tabelle 8 sind die deskriptiven Statistikparameter Median (m), Standardabweichung (s) und die Varianz (v) aufgelistet. Der Stickstoffexzess-Daten verteilt sich auf die verschiedenen Landnutzungsformen bei der Betrachtung des Medians ähnlich, wobei leicht höhere Stickstoff-Exzess-Werte in den Landnutzungsklassen Ackerland und Weideland gemessen wurden. Der Median der Nitratkonzentration ist in jeder Landnutzungsklasse sehr niedrig (< 4 mg/l). Die Ausreißer der Nitratkonzentrationen von Messstellen > 50 mg/l wurden in den vorangegangenen Kapiteln bereits ausgeführt und spiegelt sich auch in der hohen Varianz jeder Landnutzungsform wider. Die Sulfatkonzentrationen sind unabhängig ihrer Bewirtschaftungsform > 100 mg/l, der sich höchstwahrscheinlich durch die Ausbringung und den Eintrag des Sickerwassers durch sulfathaltige Düngemittel ergibt. Die Varianz der Sulfatkonzentration als Indikator für die chemolithotrophe Denitrifikation ist in der Landnutzungsklasse Ackerland am höchsten. Dies deutet auf eine sehr heterogene räumliche Abundanz des Abbauvermögens in den Grundwasserleitern sowie den damit verbundenen Gehalten an Disulfidmineralen hin.

Tabelle 8: Median, Standardabweichung und Varianz der Stickstoff-Exzess-Daten sowie der Parameter Nitrat, Sulfat und gelöster organischer Kohlenstoff im oberflächennahen Grundwasser gruppiert nach Landnutzungsklasse.

Landnutzungsform	Statistischer Parameter	N2-Exzess (mg N/l)	NO3 (mg/l)	Sulfat (mg/l)	DOC (mg/l)
Ackerland	m	5,00	4,00	140,00	2,05
Ackerland	s	3,83	28,21	115,86	2,63
Ackerland	v	14,81	805,20	13584,49	7,00
Weideland	m	5,00	4,30	130,00	1,80
Weideland	s	3,79	28,53	104,33	2,68
Weideland	v	14,56	824,11	11020,20	7,29
Wald	m	4,00	3,80	130,00	1,90
Wald	s	3,75	27,37	113,39	2,55
Wald	v	14,23	757,24	13000,86	6,58
Städtische Prägung	m	4,00	4,00	125,00	1,75
Städtische Prägung	s	3,74	26,96	104,08	2,73
Städtische Prägung	v	14,14	736,05	10973,73	7,53

Legende: m = Median, s = Standardabweichung, v = Varianz.

Obwohl Hiscock et al. 1991 die Verfügbarkeit eines Oxidationsmittels in Form von gelösten organischen Kohlenstoffen (DOC) als Voraussetzung für einen heterotrophen Nitratabbau insbesondere bei flachen und ungespannten Grundwasserverhältnissen angeben, konnten bereits in mehreren Untersuchungen nachgewiesen werden, dass die Nitratelimination durch heterotrophe Bakterien in den meisten Wassereinzugsgebieten vernachlässigt werden kann (KUNKEL et al., 2020; DVGW, 2013). Dies liegt unter anderem daran, dass die meisten Grundwasserleiter keine flache Grundwasserüberdeckung besitzen, was die Nachlieferung an organischen kohlenstoffhaltigen Reduktionsmitteln aus der ungesättigten Zone aufgrund verschiedener Einflussfaktoren (Infiltrationsrate, Grundwasserflurabstand) für heterotrophe Denitrifizierer stark einschränkt. Des Weiteren sind die gemessenen DOC-Konzentrationen aufgrund der geringen Reaktivität der feststoffgebundenen Corg-Verbindungen im Porengerüst des Grundwasserleiters (z. B. Kohlepartikel) von verminderter Bedeutung als OC-Lieferant und können daher nur zur Identifikation von reduzierenden Grundwassermilieubedingungen genutzt werden. Zudem können bei der heterotrophen Denitrifikation lediglich 4 mol Nitrat von 5 mol organischer Substanz umgesetzt werden, während bei der lithotrophen Denitrifikation 14 mol Nitrat durch 5 mol Pyrit umgesetzt werden

(DWA, 2015). Im nachfolgenden Kapitel erfolgt eine differenzierte Betrachtung der am Messstellenstandort vorkommenden Bodengesellschaft zur Ermittlung der Denitrifikationsbedingungen in der ungesättigten Zone.

Alle statistischen Parameter weisen ähnliche Werte auf, was die Vermutung zulässt, dass die vorkommenden Nitratbelastungen unabhängig der Landnutzungsform im Datensatz der 100 Grundwassermessstellen interpretiert werden können. Demnach gibt es vereinzelt Nitrat-Hotspots, welche zustromspezifisch unter Betrachtung der Grundwasserdynamiken evaluiert werden müssen, um zukünftige erhöhte Nitratkonzentrationen im Zustrombereich der Messstellen verstehen zu können. Die diffuse Belastung durch Nitrat scheint jedoch durch die Umsetzung verschiedenen Bewirtschaftungspläne der Grundwasserkörper in den letzten Jahren abzunehmen.

3.3.2 Bodengesellschaften

Denitrifikation in der Wurzelzone von Böden kann nur unter bestimmten Voraussetzungen im für den Nutzpflanzenanbau relevanten Oberboden stattfinden. Maßgeblich ist dabei der Anteil des mikrobiell verfügbaren Sauerstoffs im Bodensickerwasser (gelöst) und nicht der der Bodenluft (gasförmig), der für die Denitrifikanten zur Verfügung steht (HOTOPP, 2014). In Abbildung 40 ist der Zusammenhang zwischen der in der Bodenluft vorkommenden Sauerstofffraktion (%) und dem Anteil des Kohlenstoffdioxids (%) durch Denitrifikationsprozesse dargestellt. Bei geringeren Sauerstoffkonzentrationen in der Bodenluft ist die Nachlieferung an Sauerstoff durch Diffusion in das Bodensickerwasser eingeschränkt, so dass alternative Elektronenrezeptoren (Nitrat, Nitrit, Distickstoffmonoxid) als Voraussetzung für Nitifikation oder Denitrifikation gegeben sind. Der Gehalt an CO₂ nimmt folglich aufgrund verschiedener Umsetzungsprozesse, wie beispielsweise der heterotrophen Denitrifikation zu, weshalb die Kurven der Sauerstoff- und CO₂-Gehalte zumindest im Oberboden bei 30 cm Tiefe korrelieren. Der Zusammenhang der beiden Gehalte sinkt jedoch mit zunehmender Tiefe, da die Sauerstoffgehalte in den tieferen Bereichen des oberen Bodenhorizontes heterogener verteilt sind und sehr geringe Gehalte aufweisen kann (siehe Abbildung 40, rechts (90 cm Tiefe)).

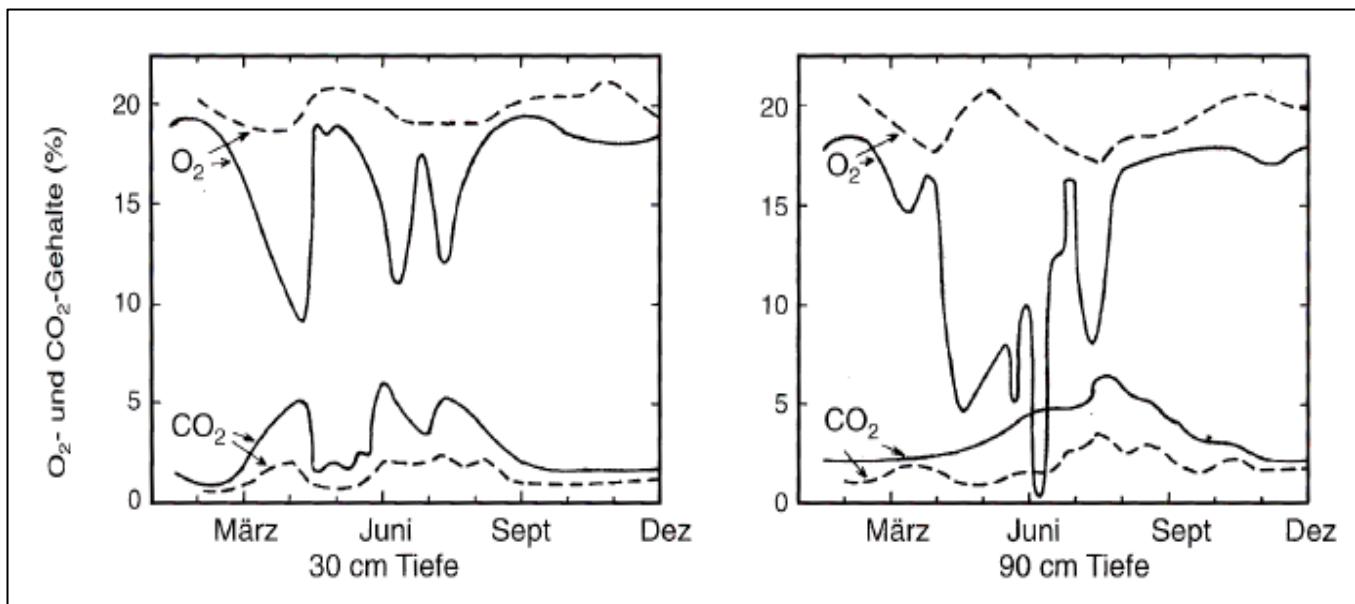


Abbildung 40: Darstellung der Sauerstoff- und Kohlendioxidgehalte in der Bodenluft in 30 und 90 cm Bodentiefe in einem sandigen Lehm und einem schluffigen Ton unter Apfelbäumen nach HOTOOPP (2014).

Unter natürlichen Bedingungen bilden sich keine konstanten Sauerstoffbedingungen im Boden aus, weshalb sie aufgrund der Landnutzung sowie klimatischer Faktoren schon bei der Betrachtung eines kleinen Bodenhizontausschnittes erheblich variieren können (STOYAN, 2000). Einerseits können insbesondere landwirtschaftliche Tätigkeiten den Bodenlufthaushalt als Folge von Verdichtung durch den Einsatz von schweren landwirtschaftlichen Geräten stark einschränken und die Wahrscheinlichkeit für die Entstehung von anaeroben Bedingungen durch die verringerte Infiltrationskapazität erhöhen. Andererseits prägen sich durch die Abhängigkeit der Bodenfeuchte heterogene Sauerstoffbedingungen aus. Verdunstet die Bodenfeuchte in den Sommermonaten beim Ausbleiben von Niederschlagsereignissen, erhöht dies wiederum den Sauerstoffgehalt infolge der besseren Durchlüftung des Bodens in Abhängigkeit der Bodenart. Trocknet der Boden jedoch zu stark aus, entsteht aufgrund des geringen Bodenwassergehaltes eine Sauerstofflimitierung für die Bakterien. Dies macht deutlich, dass eine strikte Trennung von aeroben und anaeroben Bedingungen in den jeweiligen Bodenhorizonten nicht möglich ist und die Denitrifikation in Abhängigkeit des Sauerstoffgehaltes im Bodenwasser deutlich variieren kann (HOTOOPP, 2014).

In Abbildung 41 ist die räumliche Verteilung der 100 beprobten Grundwassermessstellen hinsichtlich ihrer am Messstellenstandort vorkommenden Bodengesellschaft nach den Klassen der bodenkundlichen Kartieranleitung KA5 und dem jeweiligen gemessenen Stickstoffexzess abgebildet.

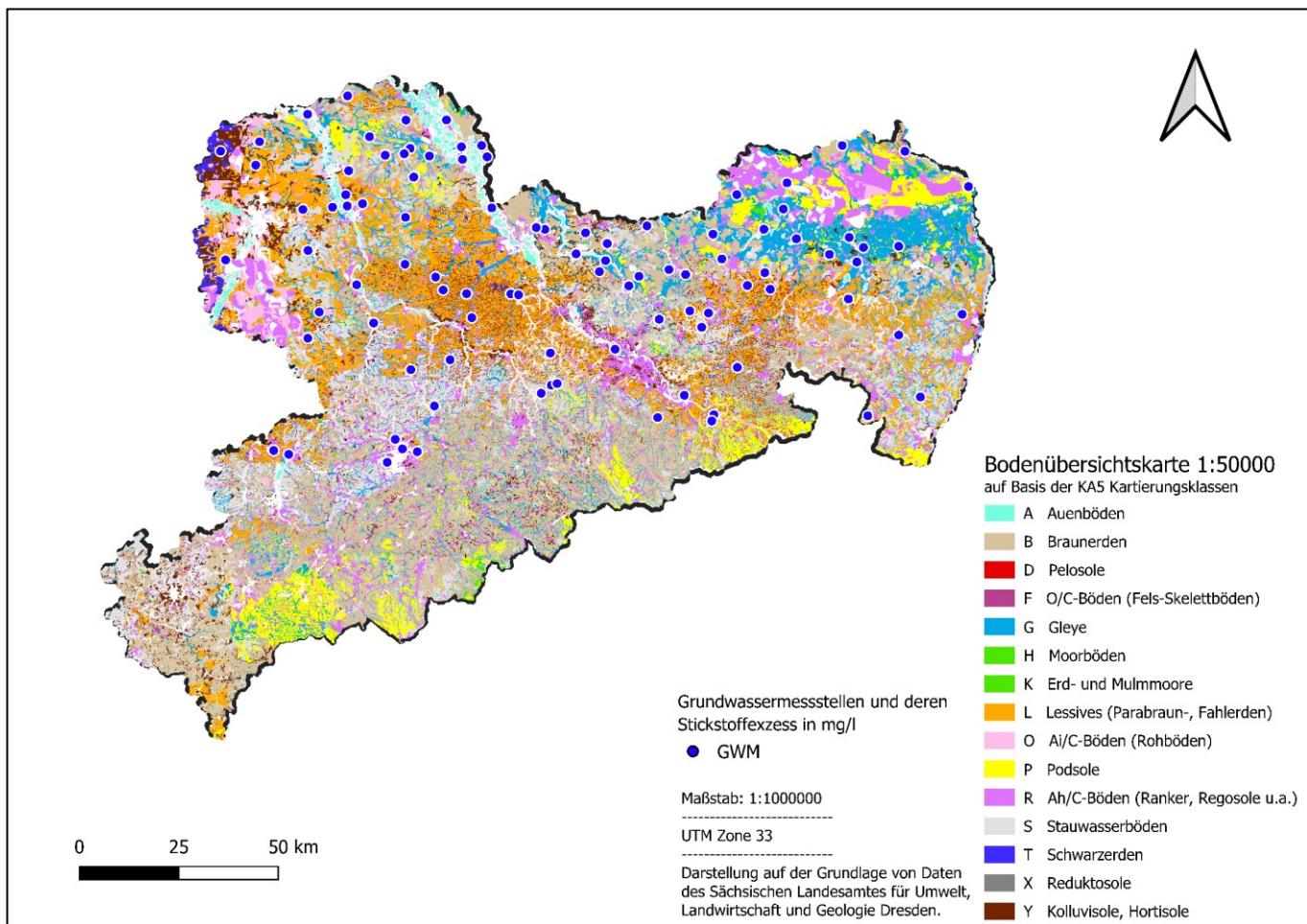


Abbildung 41: Räumliche Verteilung der beprobten Grundwassermessstellen vor dem Hintergrund der Bodenübersichtskarte 1:50000 und deren Kartierungsklassen nach der bodenkundlichen Kartieranleitung KA5.

Bei der Verteilung der beprobten Grundwassermessstellen sind hauptsächlich die Bodengesellschaften der Braunerden, Ah/c Böden, Stauwasserböden, Gleye und Rohböden vertreten. Untergeordnet wurden die Bodengesellschaften der Aueböden, Lessivés, anthropogene Böden sowie Podsole angetroffen. Die entsprechende Datenverteilung ist in Tabelle 9 aufgelistet. Keine Daten lagen für die Messstellen mit den Messstellenkennziffern 47470005 (Großenhain, Brg. ALTGn 3/2008), 51430278 (Chemnitz, HyCh 9/2003), 51436005 (Chemnitz, Str. d. Nationen, B 2/94 - Lage im unmittelbaren Stadtzentrum), 51410022 (Glauchau, HyGl 3/2004), 44440010 (Köllitsch, LVG, HYPKol 1/07), 51400001 (Seiferitz, B 20/07), 47486063 (Radeburg, Br 1/84, Bärwalde) und 44440009 (Zwethau, B 1/98) vor.

Tabelle 9: Verteilung der am Messstellenstandort vorkommenden Bodengesellschaften.

Bodengesellschaft	Klassifikation nach KA5	Anzahl	Mittlerer Exzess-N in mg N/l
Braunerde	Braunerde	14	7,94
Braunerde-Regosol		1	
Braunerde-Gley		1	
Braunerde-Parabraunerde		1	
Regosol	Ah/c Boden	14	5,64
Pseudogley	Stauwasserboden	8	6,00
Pseudogley-Fahlerde		1	
Pseudogley-Parabraunerde		5	
Stagnogley		1	
Gley	Gley	6	4,73
Gley-Vega		2	
Auengley		1	
Gley-Pseudogley		2	
Gley-Kolluvisol		2	
Lockersyrosem	Rohboden	3	5,67
Lockersyrosem-Regosol		7	
Vega	Aueboden	6	5,50
Parabraunerde	Lessivés	5	4,33
Fahlerde		1	
Fahlerde-Pseudogley		1	
Kolluvisol	Anthropogener Boden	4	5,25
Podsol	Podsol	2	2,25
Podsol-Gley		2	
Eisenpodsol		1	

In Abbildung 41 der räumlichen Verteilung ist zudem zu erkennen, dass Braunerden im südlichen Teil Sachsens des variszischen Grundgebirges, bestehend aus Intrusivgesteinen (v.a. Granite) und Stauwasserböden aus holozänen Bildungen in den oberen periglazial geprägten Gebieten, die am häufigsten verbreiteten Bodengesellschaften neben den Lessiven- und Gleyböden darstellen. Aueböden sind vorzugsweise im Einzugsgebiet der Elbe vertreten.

Im Folgenden erfolgt eine differenzierte Betrachtung jeder in Tabelle 10 aufgelisteten Bodentypen hinsichtlich ihrer Häufigkeit, Bildung und den sich daraus ergebenden Denitrifikationspotentialen in der

Wurzelzone. In den Arbeiten von WIENHAUS et al. (2008) sowie KUNKEL et al. (2020) findet sich eine Unterteilung in fünf Denitrifikationsstufen, die in Abhängigkeit zum Grund- bzw. Stauwasserfluss und Gehalten an organischer Bodensubstanz stehen (siehe Tabelle 10).

Tabelle 10: Denitrifikationsstufen modifiziert von KUNKEL et al. (2020) nach WIENHAUS et al. (2008).

Denitrifikationsstufe	Maximaler jährlicher Nitratabbau (kg N//ha*a)	Grund-/Stauwassereinfluss	Geologische Ausgangssubstrate	Bodentypen
1: sehr gering < 10		[trocken] ganzjährig keine Wassersättigung	[gering humos] flachgründig verwitterte Festgesteine, tiefgründig verwitterte sandige Festgesteine, sandige Lockergesteine	Felshumusboden, Syrosem, Ranker, Regosol, Rendzina, Braunerde, Podsol
2: gering	10 – 20	[trocken] ganzjährig keine Wassersättigung	[humos] Alluvium, Kolluvium; schluffige und tonige Lockergesteine, erhöhte Humusgehalte, auch im Unterboden	Pararendzina, Parabraunerde, Pelosol, Tschernosem, Auenboden, Kolluvisol, Plaggenesch
		[Zeitweise nass] Grund- oder Stauwassereinfluss	[gering humos] sandige Lockergesteine, geringe Humusgehalte	Podsol-Gley (Sand-Gley); Pseudogley
3: mittel	30 – 50	[Zeitweise nass] Grund- oder Stauwassereinfluss	[gering humos] sandige Lockergesteine, geringe Humusgehalte	Gley-Pseudogley, Pseudogley-Gley, Haftnässsepseudogley
4: hoch	50 – 150	[Zeitweise nass] Grund- oder Stauwassereinfluss	[humos] nicht sandige, fluviale, limnogene und marine Lockergesteine	Gley, Stagnogley, Gley-Auenboden
		Grundwasser nur zeitweise im Torfkörper	[Torfe]	Niedermoor, Hochmoor

Denitrifikationsstufe	Maximaler jährlicher Nitratabbau (kg N//ha*a)	Grund-/Stauwasserinfluss	Geologische Ausgangssubstrate	Bodentypen
5: sehr hoch 5: sehr hoch	> 150	[nass] ganzjähriger Grundwassereinfluss (MHGW ≤ 6 dm)	[humos] nicht sandige, fluviale, limnogene und marine Lockergesteine	Gley-Tschernosem, Marschböden
			[Torfe] Torfe, torfhaltige Substrate, organische Mudden	Niedermoor, Hochmoor, Moorgley, Organomarsch

Braunerdeböden

Braunerden sind Böden aus der Klasse der terrestrischen Böden, die aus silikatischen Ausgangsgesteinen (z. B.: Granit) hervorgegangen sind. Zudem sind sie die am weitesten verbreitete Bodengesellschaft in Mitteleuropa. Verbraunung und Verlehmung aus der Verwitterung von Tonmineralen sowie aus der Bildung von Eisenoxiden sind die dominanten bodenbildenden Prozesse, die der Braunerde ihren typischen Namen geben. Sie werden oft als Ackerstandorte aufgrund ihres humosen Oberbodens und der hohen Feldkapazität genutzt. Dennoch ist das Denitrifikationspotential dieser Böden als gering < 10 kg N/ha*a einzustufen, da eine ganzjährige Wassersättigung höchstens bei einer Beregnung der Ackerflächen gegeben ist. Des Weiteren ist der mittlere Stickstoff-Exzess in dieser Bodengesellschaft mit 7,94 mg N/l am höchsten gegenüber allen anderen Klassen, was die Vermutung zulässt, dass aufgrund der geringen jährlichen Denitrifikationsraten in der Wurzelzone mit den gleichzeitig hohen Stickstoff-depositionen durch die Landwirtschaft der Stickstoffumsatz in der gesättigten Zone größer als in der ungesättigten Zone ist. Zur Ableitung von Grundwasserschutzmaßnahmen im Zustromgebiet sollten insbesondere die landwirtschaftliche Praxis zur Verbesserung der Denitrifikationsbedingungen im Boden und zur Vermeidung von schlechten Stickstoffeffizienzen bei Nutzpflanzen verbessert werden. Hierfür kann die Publikation von WIENHAUS et al. (2008) nützlich sein. Die dominante Bodengesellschaft an den Messstellenstandorten ist die Braunerde. Untergeordnet finden sich auch Braunerde-Parabraunerde-Böden (Lichtenberg, MKZ: 48490002), Braunerde-Regosol (Uebigau, HyPZat 1/11-2004, MKZ: 46470002) und ein Braunerde-Gley (Milkel, MKZ: 46520002).

Ah/c Böden

Diese Bodenklasse entsteht aus silikatischen Lockergesteinen und bildet die Vorstufe der Braunerde, bei der die bodenbildenden Prozesse der Verbraunung und Verlehmung noch nicht abgeschlossen sind.

Zudem besitzt sie eine leichte organische Auflage (Ah-Horizont). Die beprobten Grundwassermessstellen dieser Messkampagne finden sich ausschließlich auf Regosolen wieder. Das Denitrifikationspotential entspricht dem der Braunerde und ist damit sehr gering (< 10 kg N/ha*a). Dies ist für die GWM Reichenbach, Brunnen 1 (MKZ: 49446003) und die GWM Lommatzsch, 11/95 (MKZ: 48456509) sehr problematisch, da diese Messstellen durch hohe Nitratkonzentration > 50 mg/l gekennzeichnet sind. Daher sollten für diese Zustromgebiete Grundwasserschutzmaßnahmen für die ungesättigte Zone abgeleitet werden. Die anderen GWM weisen nur sehr geringe Nitratkonzentrationen zwischen 0,2 und 18 mg/l auf.

Stauwasserböden

Pseudogleye sind Böden, die sich aus holozänen Bodenentwicklung periglazial geprägter Landschaften vergesellschaftet haben und stehen unter dem Einfluss von Stauwasser. Die Bodenhorizonte unterteilen sich in einen Staukörper Sd (unterster Horizont), der eine geringe Wasserleitfähigkeit (hoher Tonmineralgehalt) besitzt und einer Stauzone S(e)w, in der laterale Stoffverlagerungsprozesse aufgrund hoher Leitfähigkeiten stattfinden und periodisch Stauwasser (durch Kapillarhub) anzutreffen ist. Durch Tonverlagerung (Lessivierung) aufgrund von natürlichen oder anthropogenen Versauerungen kann eine Braunerde zu einer Parabraunerde umgebildet werden. Auf Grund des Entfernens von Vegetation durch Entwaldung und dem Einfluss von Niederschlag kann dann eine Pseudovergleyung stattfinden. In Hinblick auf ihren Stauwassereinfluss wurde diese Bodenklasse als gering bis mittel hinsichtlich ihres Denitrifikationspotentials eingestuft. Demnach sind jährliche Nitratabbauraten zwischen 10 und 50 kg N/ha erwartbar (WIENHAUS et al., 2008). Der dominante Bodentyp der untersuchten Messstellen sind Pseudogleye. Untergeordnet sind Pseudogley-Parabraunerden sowie Pseudogley-Fahlerden vergesellschaftet. Aufgrund des hohen Denitrifikationspotentials ist der mittlere gemessene Stickstoff-Exzess geringer (6 mg N/l) als der der Braunerde, was die Ver-mutung zulässt, dass der dominante Stickstoffumsatz in diesen Messstellen in der ungesättigten Zone stattfindet. Lediglich die GWM Girbigsdorf (MKZ: 48550002) mit einer Nitratkonzentration von 140 mg/l sollte in den Fokus bei einer zustromspezifischen Ausweisung von Grundwasserschutzmaßnahmen gerückt werden.

Gleye

Gleye sind Böden, welche durch das Grundwasser beeinflusst sind. Der durch das Grundwasser beeinflusste Bodenhorizont Gr ist bereits zwischen 4 bis 8 dm unter der Geländeroberkante durch Kapillaraufstieg anzutreffen. Aufgrund des Grundwassereinflusses nehmen die Sauerstoffgehalte schon bei einer geringen Tiefe im Bodenprofil stark ab, weshalb dieser Bodentyp nach der Klassifikation von WIENHAUS et al. (2008) eine hohe Denitrifikationsstufe mit jährlichen Nitratabbauraten zwischen 50 und 150 kg N/ha aufweist. Auch dies lässt den Schluss zu, dass das abgebaute Nitrat aufgrund des geringen mittleren Stickstoffexzesses durch Nitratabbaprozesse überwiegend in der ungesättigten Zone in den Grundwasserleitern der untersuchten Messstellen resultiert. Dies spiegelt sich auch in den gemessenen

Nitratkonzentrationen wider, die in dieser Bodenklasse durchschnittlich bei 10,65 mg/l liegen. Untergeordnet sind zudem die Bodengesellschaften der Gely-Vega, Gley-Kullovisole, Gley-Pseudogley sowie Auengley am Messstellenbestand der untersuchten Grundwasseraufschlüsse vertreten.

Rohböden

Rohböden, wie zum Beispiel der Lockersyrosem, sind Böden, die sich im ersten Entwicklungsstadium silikatischer Ausgangsgesteine befinden. Sie besitzen noch keine organische Auflage und einen hohen Skelettanteil. Die dominante Bodengesellschaft am untersuchten Messstellenbestand ist ein Lockersyrosem-Regosol, welcher in Hinblick auf die Denitrifikationspotentiale nach WIENHAUS et al. (2008) nur geringe jährliche Nitratabbauraten < 10 kg N/ha aufweist. Da sich dieser Bodentyp nur bedingt für den Ackerbau eignet, ist mit keinen hohen Stickstoffdepositionen durch den Ackerbau zu rechnen. Die durchschnittliche Nitratkonzentration beträgt 17,20 mg/l. Dies ist aber durch die beiden Ausreißer der Nitratkonzentrationen der GWM Böhla, Hy BlKz 1/2011 (MKZ: 46480001) und Dresden, Kaditz Kläranlage BFB-1/1992 (MKZ: 49485304) bedingt, welche Nitratkonzentrationen von jeweils 56 mg/l und 62 mg/l aufweisen. Diese Messstellen sollten daher verstärkt in den Fokus von Grundwasserschutzmaßnahmen gerückt werden, da ein nennenswerter Nitratabbau nur über das natürliche Abbauvermögen der im Sediment des Grundwasserleiters verfügbaren Reduktionsmittel stattfinden kann. Des Weiteren kann festgehalten werden, dass der gemessene mittlere Stickstoff-Exzess sich nur geringfügig von dem der Ah/c Böden unterscheidet.

Aueböden

Generell bilden sich Bodengesellschaften der Bodentypen Vega oder Paternia aus holozänen fluviatilen Sedimenten. Des Weiteren weist diese Bodenklasse eine hohe Mächtigkeit der humosen Horizonte > 4 m auf und unterliegt aufgrund ihrer Lage in Flusseinzugsgebieten einem periodischen bzw. episodischen Grundwassereinfluss. Daher weist sie gleichermaßen wie die Bodenklasse der Gleye ein hohes Denitrifikationspotential mit jährlichen Nitratabbauraten zwischen 50 und 150 kg N/ha auf (WIENHAUS et al., 2008). Der dominante Bodentyp am untersuchten Messstellenbestand ist der Vega. Der gemessene mittlere Stickstoff-Exzess ist ähnlich dem der anthropogenen Böden (Kollovisole), die ebenfalls eine hohe Mächtigkeit des humosen Oberbodenhorizonts aufweisen. Der dominante Stickstoffumsatz findet damit höchstwahrscheinlich in der ungesättigten Zone statt.

Lessivés

Lessive Böden (Parabraunerde, Fahlerde) besitzen ihre Namensgebung durch den Prozess der Tonverlagerung (Lessivierung), der vor allem bei niedrigen pH-Wert (5 – 6,5) und geringen Salzkonzentrationen

auftreten kann. Obwohl Parabraunerden sich als gute Ackerstandorte (nährstoffreich, hohe Feldkapazität, gute Belüftung des Unterbodens) auszeichnen, sind ihre Denitrifikationspotentiale aufgrund ihrer niedrigen jährlichen Nitratabbauraten zwischen 10 – 20 kg N/ha als gering einzustufen (WIENHAUS et al., 2008). Der dominante Nitratabbau wird demnach in der ungesättigten Zone stattfinden. Die vorrangig anzutreffende Bodengesellschaft am untersuchten Messstellenbestand ist die Parabraunerde, untergeordnet eine Fahlerde bzw. ein Fahlerde-Pseudogley. Lediglich die GWM Räckelwitz, Hy Rä 1/00 (47510001) sollte verstärkt in den Fokus von Grundwasserschutzmaßnahmen gerückt werden, da diese erhöhte Nitratkonzentrationen > 50 mg/l aufweist.

Anthropogene Böden

Anthropogene Böden bilden sich durch den Einfluss des Menschen, in dem durch Hangbearbeitungen und dem Freilegen von Erosionsflächen das äolisch transportierte Material akkumuliert (z. B.: Kolluvisol aus „geköpfter“ Parabraunerde) wird. Kolluvsole bestehen aus einem Ah- und einem bis zu > 40 cm mächtigen M-Horizont, der aus dem verlagerten humosen Oberbodenmaterial resultiert. Aufgrund der geringen ganzjährigen Wassersättigung als treibender Faktor für die Denitrifikation in der ungesättigten Zone wird dieser Bodentyp entsprechend seines Denitrifikationspotentials nach WIENHAUS et al. (2008) nur als gering eingestuft (10 – 20 kg N/ha*a). Drei der vier beprobten Messstellen (siehe Tabelle 11) unterliegen einem ackerbaulichen Einfluss, weshalb noch keine Grundwasserschutzmaßnahmen aufgrund der geringen Nitratkonzentrationen zwischen 0,53 und 20 mg/l ergriffen werden müssen. Findet aber ein nennenswerter Nitrateintrag > 50 mg/l statt, so geht dies zu Lasten des natürlichen Nitratabbau-vermögens der dortigen Grundwasserleiter.

Podsole

Podsole entstehen aus Verlagerungsprozessen anorganischer und organischer Stoffe von Braunerden, die zu einer visuellen Ausprägung zwei verschiedener Horizonte (Eluvial, Illuvial) führt. Es findet eine Verarmung an Nährstoffen des Eluvialhorizontes statt, der aus einer Versauerung durch acidophile Vegetation (z. B.: Nadelwald) und Niederschlagsereignisse resultiert. Sie besitzen ganzjährig keine Wassersättigung und haben damit ein geringes Denitrifikationspotential (< 10 kg N/ha*a) (WIENHAUS et al., 2008). Dies spiegelt sich auch in den gemessenen Stickstoffexzess-Werten wider, da der mittlere Exzess-N in dieser Bodenklasse mit 2,25 mg N/l am niedrigsten war. Aufgrund der sehr geringen Nitratkonzentration von durchschnittlich 2,9 mg/l ist in Zukunft mit ausschließlich atmosphärischen Stickstoffdepositionen zu rechnen, da alle beprobten GWM den Typ Nadelwald als Landnutzung zugewiesen bekommen.

3.3.3 Korrelationen

Durch die Analyse von Korrelationskoeffizienten lassen sich Zusammenhänge zwischen numerischen Variablen herstellen, was insbesondere für die Interpretation von physikochemischen Parametern der im Grundwasser gelösten Ionen nützlich sein kann. Im Folgenden werden verschiedene Zusammenhänge, die sich aus den vorherigen Ergebnissen der Analyse der Grundwasserbeschaffenheit ergeben haben, geprüft. Dies ist zum einen die Korrelation der beiden redoxsensitiven Parameter Redoxpotential und Sauerstoff und zum anderen die Korrelation zwischen Nitratkonzentration und der Konzentration an gelösten organischen Kohlenstoff als Indikator für mögliche heterotrophe Denitrifikationsprozesse. Zum anderen wurden nicht-redoxsensitive Parameter wie der Parameter Nitrat und Sauerstoff, als auch die Parameter Nitrat und Eisen miteinander korreliert, um die abgeleiteten Aussagen zum geochemischen Milieu für einen Nitratabbau zu untersuchen.

Der Test auf Normalverteilung wurde durch den Kolmogorov-Smirnov-Test für große Stichproben und durch die Erstellung von QQ-Plots durchgeführt (siehe Abbildung 42). Die jeweiligen Stichproben der einzelnen Parameter sind nicht normalverteilt, weshalb eine Linearität im Sinne des Korrelationskoeffizienten nach Bravais-Pearson zwischen den zu prüfenden Variablen nicht angekommen werden kann. Daher wurde auf einen nicht parametrischen Test zurückgegriffen (Kruskal-Wallis-Test).

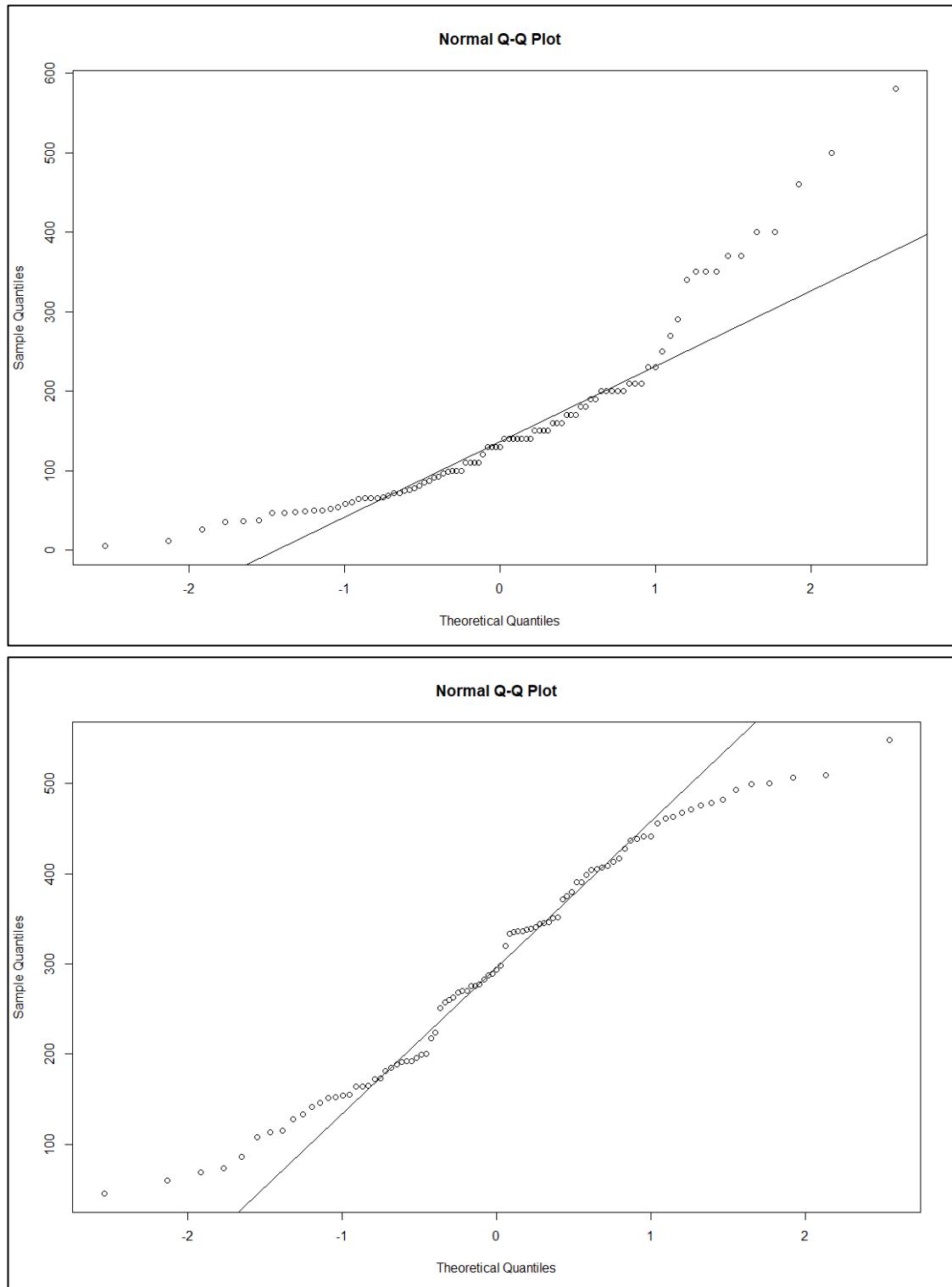


Abbildung 42: Darstellung der QQPlots der Parameter Nitrat (oben) und Redoxpotential (unten) zur Prüfung auf Normalverteilung.

In Tabelle 11 sind die Ergebnisse des berechneten Korrelationskoeffizienten nach dem Kruskal-Wallis-Test und den dazugehörigen Parametern zusammengefasst. Die Korrelation von Redoxpotential und Nitrat ist dabei am größten ($\tau = -0,57$, $p = 0,01$). Die Korrelation zwischen Sauerstoff und Nitrat fiel etwas schwächer aus, dennoch konnte ein signifikanter Zusammenhang festgestellt werden ($\tau = 0,45$, $p =$

0,01), was die Hypothese von HYDOR (2017) stützt, dass die redoxsensitiven Parameter die besten abgrenzbaren Ergebnisse liefern. Die nicht redoxsensitiven Parameter (Nitrat, Eisen (II)) korrelieren auf einem ähnlichen Niveau wie die redoxsensitiven Parameter (Sauerstoff, Redoxpotential) was den Schluss zulässt, dass die Klassifikation nach HYDOR (2017) zur Ausweisung von Denitrifikationspotentielen und die Klassifikation nach LAWA (2024) zur Ermittlung von denitrifizierenden Verhältnissen auf Grundlage der nicht redoxsensitiven Parameter Nitrat, Eisen und Sauerstoff die gleichen Ergebnisse erbringen.

Tabelle 11: Teststatistik der Korrelationen nach Kruskal-Wallis auf einem zweifachen () Signifikanzniveau ($p = 0.01$).**

Parameter	Sauerstoff	Redoxpotential	Nitrat	Eisen(II)
Sauerstoff	1	0,45**	0,48**	-0,36**
Redoxpotential	0,45**	1	0,57**	-0,53**
Nitrat	0,48**	0,57**	1	-0,56**
Eisen(II)	-0,36**	-0,53**	-0,56**	1

Die Korrelation zwischen der Konzentration an gelösten organischen Kohlenstoffen (DOC) und dem Stickstoff-Exzess sowie der Nitratkonzentration und DOC sind nicht signifikant mit $\tau = -0,07$ und $\tau = -0,13$. Demnach besteht kein direkter Zusammenhang zwischen der im Grundwasser gemessenen DOC-Konzentration und dem Nachweis einer heterotrophen Denitrifikation durch Stickstoff-Exzess-Werte. Auch erhöhte Konzentrationen an gelösten organischen Kohlenstoff sind kein Indikator für eine heterotrophe Denitrifikation. Der Zusammenhang zwischen Nitratkonzentrationen und DOC-Konzentrationen ist etwas stärker, da niedrige Nitratkonzentrationen im Grundwasser in Verbindung erhöhten DOC-Konzentrationen ein Hinweis auf reduzierende Grundwassermilieubedingungen sein können (KUNKEL et al., 2004).

3.4 Tritium-Helium-Altersdatierung

Insgesamt wurden acht Grundwassermessstellen im Hinblick auf die Tritium-Helium-Altersdatierung beprobt. Die berechneten Grundwasseralter (siehe Kapitel 17) beziehen sich auf die Verweilzeit des Grundwassers in der gesättigten Zone (Grundwasserzone) für den Anteil des Wassers, der Tritium enthält. Die Ergebnisse der T-He-Messungen sind in Tabelle 12 aufgeführt:

Tabelle 12: Ergebnisse der Tritium-Helium-Messungen durchgeführt von Dr. J. Sültenfuß (Institut für Umweltphysik der Uni Bremen).

ID	MKZ	Messstellen-name	Tri-tium (TU)	⁴ He (Nml/kg)	Ne/He	δNe (%)	δ- ³ He (%)	⁴ He _{radiogen} (Nml/kg)	³ He _{tritio} gen (TU)	T-He-Alter (a)
6	44430049	Melpitz	0,81	7,68E-05	2,61	0,8	-9,6	3,05E-05	13,1	50
13	44440009	Zwethau, B 1/98	4,53	2,90E-05	4,31	-37,2	52,5	3,00E-07	14,0	25
28	46520002	Milkel	4,32	2,37E-05	4,31	-48,7	221,8	4,00E-07	55,1	47
42	47510002	Siebitz	5,7	5,21E-05	4,09	7	157,1	2,30E-06	47,3	39
47	48490002	Lichtenberg	3,53	1,27E-04	1,62	3,3	-43,1	7,90E-05	13,5	28
50	48550002	Girbigsdorf	3,41	5,89E-05	4,28	26,6	18,4	0	6,5	19
56	49500004	Langenwolmsdorf	4,31	5,80E-05	3,7	7,7	-2	7,60E-06	4,0	12
57	50440001	Sachsenburg	5,53	6,11E-05	4,53	38,8	-1,9	0	0,0	0

Alle Proben wurden zweifach auf ihren Tritiumgehalt analysiert. Der mittlere Fehler der Analysen beträgt 0,15 TU. Die durchgeführte Abtrennung der Komponenten an ³He (siehe Kapitel 2.2) wurde unter Annahme durchgeführt, dass die Temperatur bei der Infiltration von 10 Grad nicht um mehr als 1 Grad abweicht. Zudem wurde die Annahme eines rein advektivem Transportverhaltens des Grundwassers im Grundwasserleiter angenommen.

In einer GWM konnte kein aus dem Tritium-Zerfall resultierendes ³He_{tri} festgestellt werden und weist deshalb ein sehr junges Alter von 0 Jahren auf (GWM Sachsenburg, MKZ: 50440001). Das in der entnommenen Wasserprobe enthaltene Grundwasser ist somit erst neugebildet. Deutliche Gasverluste zeigen die Messstellen Zwethau, B1/98 (MKZ: 44440009) und Milkel (MKZ: 46520002) an, welche durch die Gasbildung von CH₄ oder CO₂ mit eingeschlossenen Gasblasen durch einen Grundwasseranstieg resultieren können. Deutlich wird dies durch die Abweichung der Neon-Konzentrationen (δNe-Werte) vom Lösungsgleichgewicht. Dies erhöht die Unsicherheit der berechneten Verweilzeit um den Fehler von 20 %. Die GWM Melpitz (MKZ: 44430049) enthält zudem eine Zumischung von altem, tritiumfreien Wasser, welches vor 1955 infiltriert ist.

Generell ist die Altersverteilung in allen Messstellen sehr heterogen und schwankt zwischen 0 und 50 Jahren. Die durchschnittliche Verweilzeit beträgt 27,5 Jahre. Die Wirksamkeit von Grundwasserschutzmaßnahmen zur Reduzierung diffuser Belastungen durch Nitrat beziehungsweise Sulfat beträgt zwischen 12 und 50 Jahre, bis eine Verbesserung des chemischen Zustandes in den jeweiligen Grundwasserkörpern gemessen werden kann. Bei der Erstellung von Maßnahmen- und Bewirtschaftungsplänen sollten daher vor allem die Messstellen „Sachsenburg“ (MKZ: 50440001) und „Girbigsdorf“ (MKZ: 48550002) verstärkt in den Fokus von Grundwasserschutzmaßnahmen gerückt werden, da sie ein relativ junges Grundwasseralter aufweisen und keine denitrifizierenden Verhältnisse im Grundwasserleiter

vorherrschen. Das heißt aufgrund der hydrogeologischen Verhältnisse und der Altersstruktur des Grundwassers können Grundwasserschutzmaßnahmen schnell umgesetzt werden.

Dies ist für die GWM „Sachsenburg“ weniger problematisch, da diese nutzungsabhängig auf einer Siedlungsfläche mit einer nicht durchgängig städtischen Prägung positioniert ist und die Nitratkonzentration lediglich 17 mg/l beträgt. Die gemessenen Nitratkonzentrationen liegen damit im Wertebereich zwischen denen der für landwirtschaftliche Nutzflächen und denen für forstliche Nutzung gemessenen Nitratkonzentrationen. Da Düngemaßnahmen in Privatgärten, welche oft nicht bedarfsgerecht ermittelt werden, zu Punkt- und oder Linieneinträgen von reaktiven Stickstoffverbindungen führen können, kann die gemessene Nitratbelastung auch dadurch resultieren (DWA, 2015). Zudem ist die ermittelte Verweilzeit des Grundwassers an der GWM Sachsenburg (MKZ: 50440001) als sehr gering einzustufen, was die Anfälligkeit gegenüber anthropogenen Stickstoffeinträgen deutlich erhöht.

Die Analyseergebnisse der GWM „Girbigsdorf“ zeigen hingegen eine landwirtschaftliche Beeinflussung mit einer gemessenen Nitratkonzentration von 140 mg/l bei der Grundwasserprobennahme an. Der dazugehörige Grundwasserkörper (DESN_SP-2-2) ist in einem chemisch schlechten Zustand und ist gekennzeichnet durch den Eintrag diffuser Quellen, insbesondere durch Nitrat. Maßnahmen zur Reduzierung der diffusen Belastung werden hier im Abstrom der Messstelle sehr lange brauchen, da die ermittelte Verweilzeit des Grundwassers bei 20 Jahren liegt und durch die vorhandenen Stickstoffdepots in der ungesättigten Zone auch weiterhin große Eintragsfrachten erwartet werden müssen. Diese Annahme wurde auf Basis der Nitrateintragskonzentration getroffen, welche zum Zeitpunkt der Probenahme bei 148,49 mg/l liegt. Zudem wurde ein Stickstoffexzess unterhalb der Bestimmungsgrenze von 2 mg N/l gemessen, welcher das Fehlen eines Nitratabbau potentiels anzeigen.

Die GWM Zwethau (MKZ: 44440009) und Milkel (MKZ: 46520002) weisen ebenfalls lange-re Verweilzeiten in Kombination mit Nitrateintragskonzentrationen > 50 mg/l auf, was für einen Eintrag von Nitratfrachten von vor 25 Jahren für die GWM „Zwethau“ und vor 47 Jahren für die GWM Milkel spricht. Die GWM Milkel besitzt damit das höchste Grundwasseralter in dieser Altersverteilung. Zudem ist sie durch ackerbauliche Landnutzung geprägt. Es ist also gut möglich, dass die aktuell gemessenen Nitratkonzentrationen aus N-Einträgen vor 50 Jahren resultieren, welche zu der damaligen Zeit vermutlich um ein Vielfaches höher lagen als heute.

Die restlichen Grundwassermessstellen (MKZ: 47510002, 48490002, 49500004) sind durch keine signifikanten Nitratbelastungen gekennzeichnet. Zudem herrschen denitrifizierende Verhältnisse vor und ein aktiver Nitratabbau konnte gemessen werden. Die Nitratkonzentrationen schwanken zwischen 0,2 – 18 mg/l. Trotz der teilweisen längeren Verweilzeiten zwischen 12 und 39 Jahren wird aufgrund der geringen Nitratkonzentrationen kein signifikanter Eintrag in den nächsten Jahren erwartet.

Mit Verknüpfung der in 3.3 ausgewerteten Stickstoffexzess-Daten lassen sich sogenannte Mindestraten des Stickstoffumsatzes (mg N/a) darstellen, womit die gemessene Verweilzeit in das Verhältnis zum Stickstoffexzess gesetzt wird (Abbildung 43). Je höher die Mindestrate, umso länger ist auch die Verweilzeit für den Stickstoffumsatz unter der Voraussetzung denitrifizierender Verhältnisse. Da lediglich für sechs Messstellen (Melpitz, MKZ: 44430049; Zwethau, B 1/98, MKZ: 44440009; Milkel, MKZ: 46520002; Siebitz, MKZ: 47510002; Girbigsdorf, MKZ: 48550002 und GWM Sachsenburg, MKZ: 50440001) übereinstimmende Daten zum Stickstoff-Exzess und der Verweilzeit des Grundwassers in der gesättigten Zone vorlagen, deckt die Darstellung nur kleine Teilbereiche der Stickstoffumsätze an den genannten Grundwassermessstellen im Freistaat Sachsen ab.

Die Stickstoffmindestraten der untersuchten Messstellen finden sich vorzugsweise zwischen 0 mg N/a und 9,5 mg N/a. Die durchschnittliche Rate beträgt 4,7 mg N/a. Dies macht die dort vorherrschenden Grundwasserleiter zwar weniger anfällig für eingetragene Stickstoffmengen in Bezug auf die längere Verweilzeit zum Ablauen der Denitrifikation in Abhängigkeit des Abbauvermögens. Bei der Gegenüberstellung der eingetragenen Nitratkonzentration (insbesondere MKZ: 48550002) reichen die Denitrifikationsmindestraten für eine vollständige Denitrifikation bis zum nächsten periodischen Nitrateintrag aber nicht aus, als dass es genug „Zeit gäbe“, die eingebrachten Frachten vollständig zu denitrifizieren. Die GWM „Girbigsdorf“ (MKZ: 48550002) steht exemplarisch mit der höchsten Stickstoffmindestumsatzrate von 9,5 mg N/a für dieses Problem.

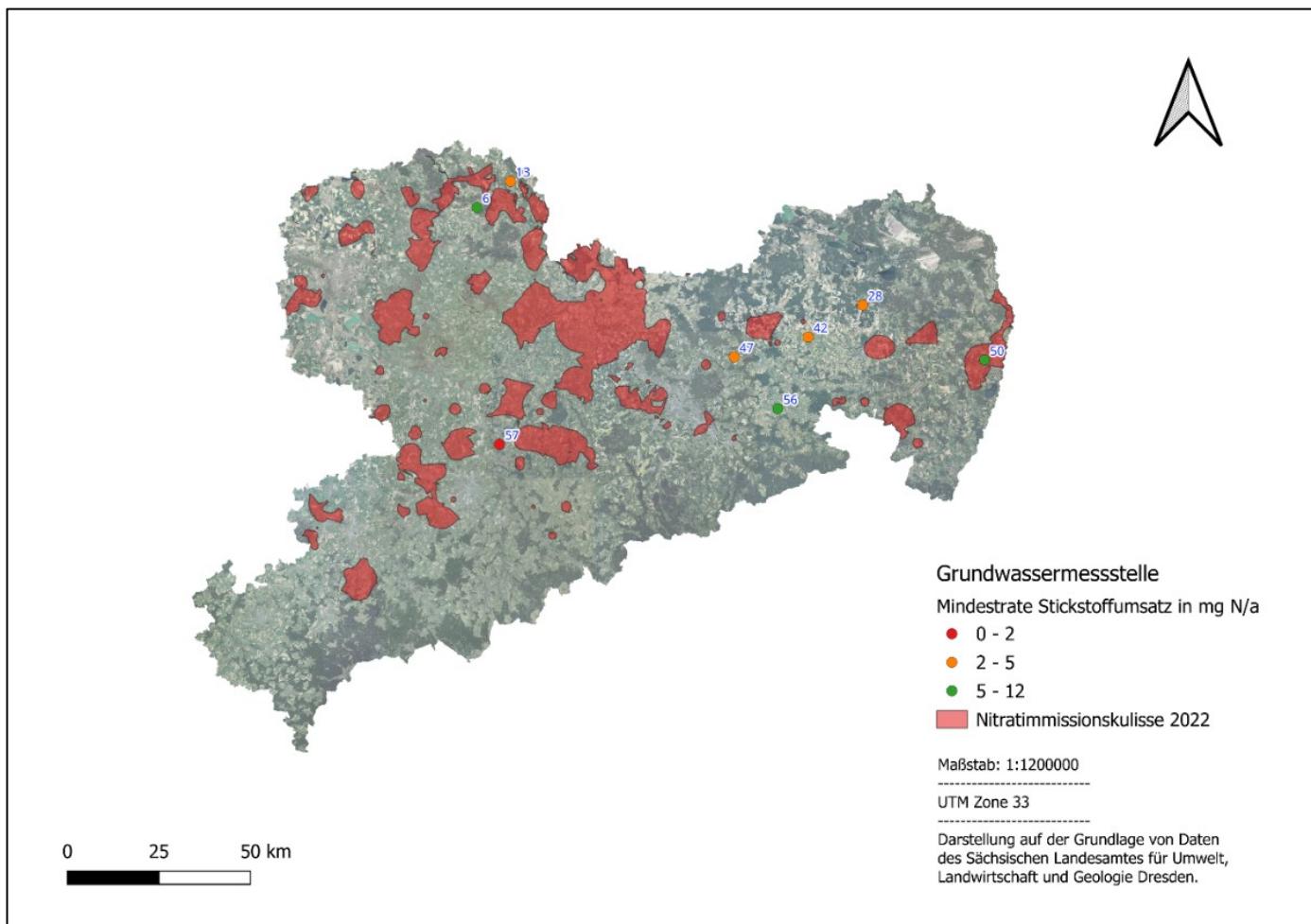


Abbildung 43: Darstellung der Mindestraten des N-Umsatzes, welche sich aus dem Verhältnis des Grundwasseralters zum gemessenen Stickstoffexzess ergeben.

Diese Messstelle ist einerseits durch eine sehr hohe gemessene Nitratkonzentrationen (140 mg/l) und eine hohe ermittelte Nitrateintragskonzentration (148,95 mg/l) gekennzeichnet. Andererseits reicht das Abbauvermögen des Grundwasserleiters höchstwahrscheinlich nicht aus, um die eingetragenen Nitratmengen vollständig zu denitrifizieren, weshalb trotz ablaufender Stickstoffumsatzprozesse die gemessene Nitratkonzentrationen über dem Schwellenwert der GrWV liegt. Dieser Zustand führt langfristig zu in einer Erschöpfung des natürlichen Nitratabbaupotentials und spiegelt sich bei dessen Verlust in dem Fehlen von denitrifizierenden Verhältnissen wider (DWA, 2015). Weitere Eintragsfrachten aus jüngeren Jahren können aufgrund der langen Verweilzeit mit der Fließgeschwindigkeit des Grundwassers in tiefere beziehungsweise abstromige Grundwasserleiterkomplexe verlagert werden.

Die abgeschätzten Jungwasseranteile zur Ausweisung der Grundwassergeschütztheitsklassen nach JORDAN et al. (1990) aus der Tritium-Inputfunktion liegen im arithmetischen Mittel bei 66 % und schwanken zwischen 15 % und 100 %. Die ausgewiesenen Grundwassergeschütztheitsklassen nach der Klassifikation ergeben aufgrund der hohen Jungwasseranteile für die sechs GWM (MKZ: 47510002, 44440009, 48490002, 48550002, 49500004, 50440001) ungeschützte Geschütztheitsklassen. An der

Grundwassermessstelle Milkel (MKZ 46520002) wurde eine mäßige Geschütztheitsklasse zugeordnet. Die Verweilzeit des Grundwassers in der beprobten Messstelle Melpitz (MKZ 44430049) beträgt mehrere Jahrzehnte (50 Jahre) und weist einen niedrigen Jungwasseranteil zwischen 5 und 15 % auf, weshalb der dazugehörige Grundwasserleiter als gut geschützt gegenüber anthropogenen Einträgen klassifiziert werden kann.

Zusätzlich sollte auf Wunsch des LfULG ein Grundwasseraltersatlas aus den bisherigen Tritium-Helium-Altersdatierungen aus den Jahren 2009 bis 2021 erstellt werden. Dies betraf insgesamt 98 Grundwassermessstellen, deren Datierungen in den Jahren 2009 ($n = 48$), 2019 ($n = 15$), 2020 ($n = 18$) und 2021 ($n = 17$) durchgeführt wurden. Die exakte Datengrundlage ist der Anlage 1.5 zu entnehmen. Die ermittelten Verweilzeiten des Grundwassers an den untersuchten Grundwassermessstellen werden punktuell in Abbildung 44 dargestellt.

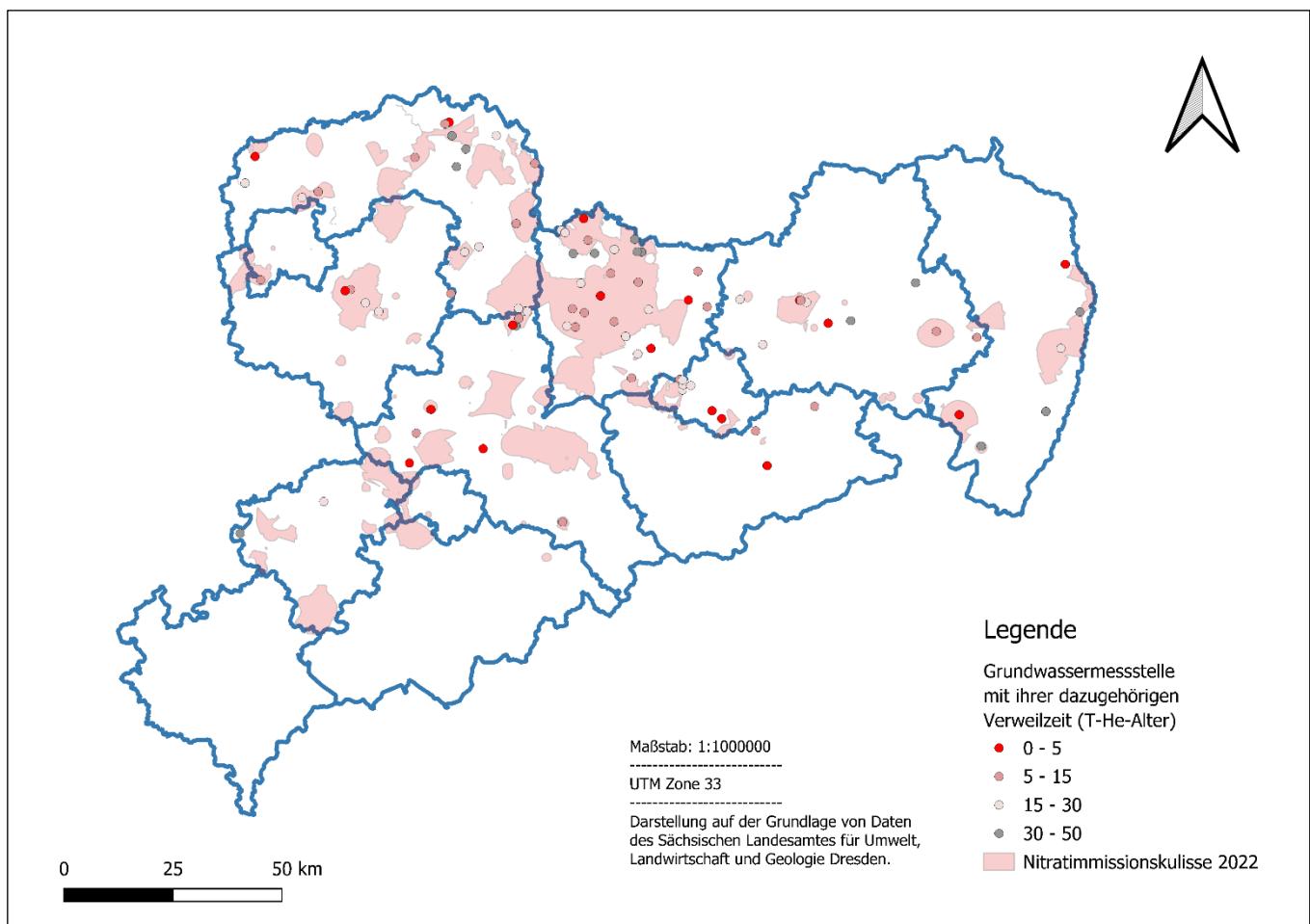


Abbildung 44: Grundwasseraltersatlas auf Basis aller bisherigen auf Tritium-Helium-Beprobenen Grundwassermessstellen ($n = 103$), deren Verweilzeit des Grundwassers punktuell vor dem Hintergrund der Nitratimmissionskulisse.

Auf eine Darstellung auf Basis der durch das Wasserhaushaltsmodell ArcEGMO ermittelten Teileinzugsgebiete aus dem Projekt Klimawandel und Wasserhaushalt in Sachsen (KliWES 2.0) wurde verzichtet, da kein allgemeiner Zusammenhang für die Grundwasserhydraulik im Strömungsfeld der Messstellen ermittelt wurde. Die zugrundeliegende Altersverteilung wurde farblich abgestuft visualisiert, so dass geringe Verweilzeiten eine Anfälligkeit für anthropogene Stoffeinträge in der Farbe Rot darstellen. Die für diese Arbeit ausgewählten Grundwassermessstellen weisen im Mittel eine geringe Verweilzeit (< 15 Jahre) auf, was das Potential für Nitrateinträge, insbesondere in Einzugsgebieten mit hohen Nitratimmissionen, deutlich erhöht.

3.5 Stickstoffumsatzprozesse

Anhand der Abbauprodukte einer Denitrifikation, welche nach Gleichung (9) und (10) die hydrochemischen Parameter Hydrogenkarbonat beziehungsweise Sulfat freisetzt, können Stickstoffumsatzprozesse durch eine Zeitreihenbetrachtung identifiziert werden. Jeder Beleg eines Umsatzprozesses bedeutet gleichzeitig einen Verbrauch des natürlichen Nitratabbauvermögens im Grundwasserleiter.

Als Voraussetzung gilt eine zeitliche Auflösung der zurückliegenden Beschaffenheitsanalysen von mindestens fünf Jahren. Dieses Kriterium konnten acht Grundwassermessstellen nicht einhalten, weshalb diese für die folgenden Analysen exkludiert wurden (Beerendorf oP, MKZ: 44401567; Milkel, MKZ: 46520002; Siebitz, MKZ: 47510002; Ostrau, GWM 2/2020, MKZ: 48440005; Lichtenberg, MKZ: 48490002; Girbigsdorf, MKZ: 48550002; Langenwolmsdorf, MKZ: 49500004 und GWM Sachsenburg, MKZ: 50440001). Die Kriterien zur Identifikation von Stickstoffumsatzprozessen sind dem Kapitel 2.3.4 zu entnehmen. Bei den Analysen wurden zuerst die geochemischen Milieubedingungen anhand der Konzentrationsverläufe des Redoxpotentials und der Sauerstoffkonzentration betrachtet, um anschließend die Konzentrationsveränderungen der Indikatorparameter Hydrogenkarbonat, Sulfat und Chlorid im Einklang mit dem Nitratkonzentrationsverlauf in Hinblick auf einen Stickstoffumsatz zu bewerten. Für eine bessere Übersicht sind auf den kommenden Abbildungen lediglich die Indikatorparameter Hydrogenkarbonat, Sulfat, Chlorid und Nitrat abgebildet.

Findet ein Anstieg der Hydrogenkarbonat-Ganglinie mit einem gleichzeitigen Absinken der Nitrat-Ganglinie statt, so kann von einer heterotrophen Denitrifikation ausgegangen werden (HYDOR, 2017). Dies gilt auch für einen Konzentrationsanstieg der Sulfat-Ganglinie aus der bei einem gleichzeitigen absinken der Nitrat-Ganglinie auf einen autotrophen Denitrifikationsprozess geschlossen werden kann. In Grundwasserleitern mit fehlenden Abbaupotentialen steigen neben den Nitratkonzentrationen auch die Sulfat- und Chloridkonzentrationen durch eingetragene sulfathaltige Wirtschaftsdünger an (HYDOR, 2017). Dies kann über eine nahezu lineare Korrelation zwischen den Nitratkonzentrationen und

den Sulfat- bzw. Chloridkonzentrationen nachgewiesen werden (DWA, 2015). Die Erschöpfung eines vorhandenen Abbaupotentials geht mit einem Nitratkonzentrationsanstieg bei gleichbleibenden Chloridgehalten einher. 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. Im Folgenden sind die im Datensatz auftretenden Stickstoffumsatzprozesse exemplarisch an verschiedenen Grundwassermessstellen dargestellt. In Abbildung 45 ist die GWM Kossa, HyKos24/03OP (MKZ: 43425506) als Beispiel für eine Grundwassermessstelle ohne Nitrateintrag abgebildet.

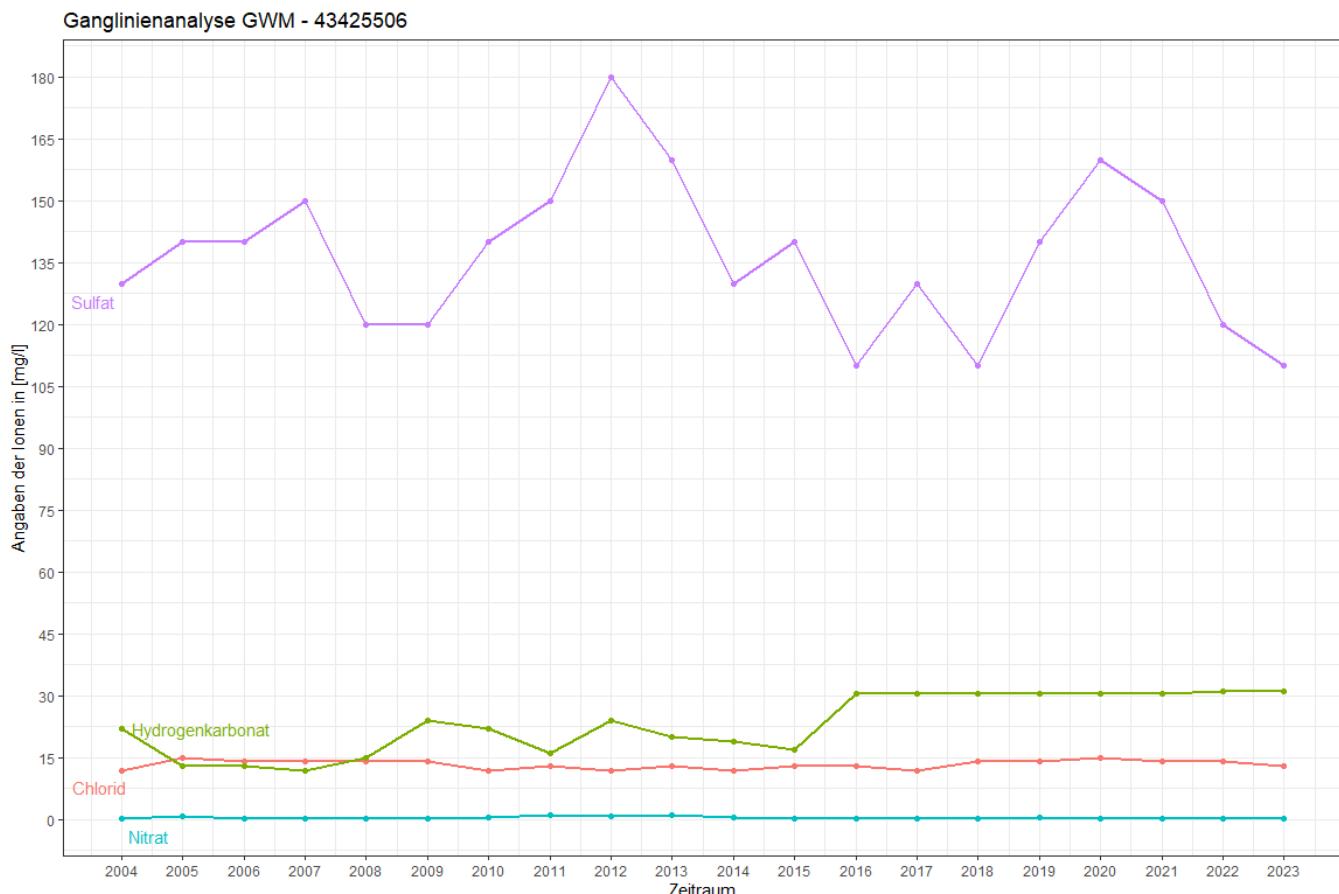


Abbildung 45: Ganglinienanalyse der GWM 43425506 (MENA: Kossa, HyKos24/03OP) zur Identifikation von Stickstoffumsatzprozessen. Dieses Beispiel zeigt eine Grundwassermessstelle unter Waldeinfluss ohne anthropogene Nitrateinträge.

Aufgrund der Landnutzung „Mischwald“ ist mit keinen nennenswerten Nitrateinträgen zu rechnen, weshalb die gemessene Nitratkonzentration nahe der Bestimmungsgrenze von 0,20 mg/l liegt. Des Weiteren liegen im Grundwasser denitrifizierende Verhältnisse vor, so dass in Zukunft aufgrund steigender diffuser Nitrateinträge durch Nitratverlagerung des dazugehörigen Grundwasserkörpers DESN_VM-1-3, welcher sich in einem chemisch schlechten Zustand hinsichtlich des chemischen Parameters Nitrat befindet, von einem Denitrifikationspotential ausgegangen werden kann.

In Abbildung 46 ist eine Grundwassermessstelle (MKZ: 47532203) mit ihren Indikatorparametern dargestellt, welche sich auf einem Nadelwaldstandort befindet. Generell sind die gemessenen Nitratkonzentrationen auch hier nahe der Bestimmungsgrenze von 0,20 mg/l, jedoch finden sich 2010 und 2018 zwei Maximen in den Konzentrationsverläufen des Parameters Nitrat, bei der die Nitratkonzentration auf bis zu 22 mg/l im Jahr 2018 anstieg.

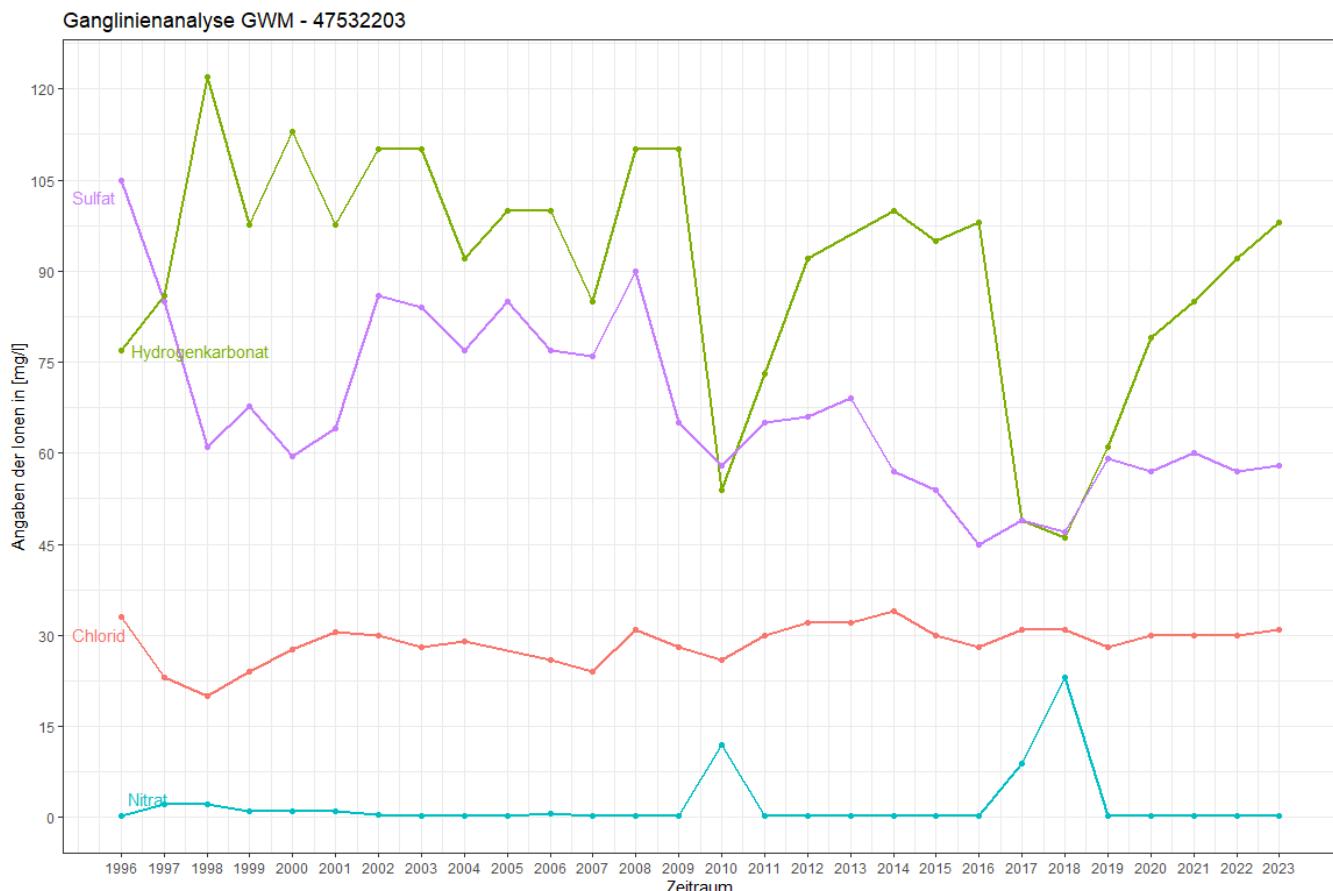


Abbildung 46: Ganglinienanalyse der GWM 47532203 (MENA: Spreewiese, Roter Lug, HySdi 22/86) zur Identifikation von Stickstoffumsatzprozessen.

Dieses Beispiel zeigt eine Grundwassermessstelle auf einem Nadelwaldstandort mit periodischen Stickstoff-Depositionen und einem dominanten heterotrophen Nitratabbau.

Die N-Zufuhr insbesondere auf Nadelwaldstandorten erfolgt über eine trockene Deposition aus der Atmosphäre durch den Auskämmeffekt der Baumkrone, welche aufgrund der Nadeln eine höhere Blattoberfläche als die der Laubbäume aufweist (DWA, 2015). Zudem kann anhand der Konzentrationsverläufe der Parameter Hydrogenkarbonat und Sulfat sowohl auf einen dominanten heterotrophen Stickstoffumsatz, als auch auf einen verminderten heterotrophen Stickstoffumsatz geschlossen werden.

Abbildung 47 hingegen steht beispielhaft für eine Grundwassermessstelle (Pflückuff, B 101/94 oP, MKZ: 44430036) mit einem erschöpften Nitratabbaupotential unter ackerbaulicher Nutzung. Es ist gut zu erkennen, wie der Verlauf der Nitrat-Gangline ab 2011 aufgrund der fehlenden Stickstoffumsatzprozesse

linear zunimmt und bereits ab 2013 über dem Schwellenwert der Grundwasserverordnung von 50 mg/l liegt. Vor 2013 lässt sich zudem erkennen, dass die moderaten Nitratgehalte teilweise durch eine autotrophe Denitrifikation eliminiert wurden, da die Sulfat-Ganglinie ansteigt, während die Nitratganglinie sinkt. Ein Düngeeinfluss kann anhand der Korrelation zwischen den gemessenen Nitratkonzentrationen und den Sulfat- beziehungsweise Chloridwerten ausgeschlossen werden, da es keinen positiven linearen Zusammenhang gibt. Bei einem Düngeeinfluss korrelieren die Nitratkonzentrationen positiv mit dem Parametern Sulfat und Chlorid aufgrund der Ausbringung sulfathaltiger Düngemittel. An dieser GWM wurde jedoch negativer linearer Zusammenhang festgestellt, sodass hohe Nitratkonzentrationen mit niedrigen Sulfat- und Chloridkonzentrationen einhergehen. Dies resultiert höchstwahrscheinlich aus der geogenen Grundwasserbeschaffenheit, zumal die Sulfat- und Chlorid-Ganglinien einen negativen abwärts Trend zeigen, obwohl der Trend aufgrund der Ausbringung von Düngemitteln andersherum sein müsste.

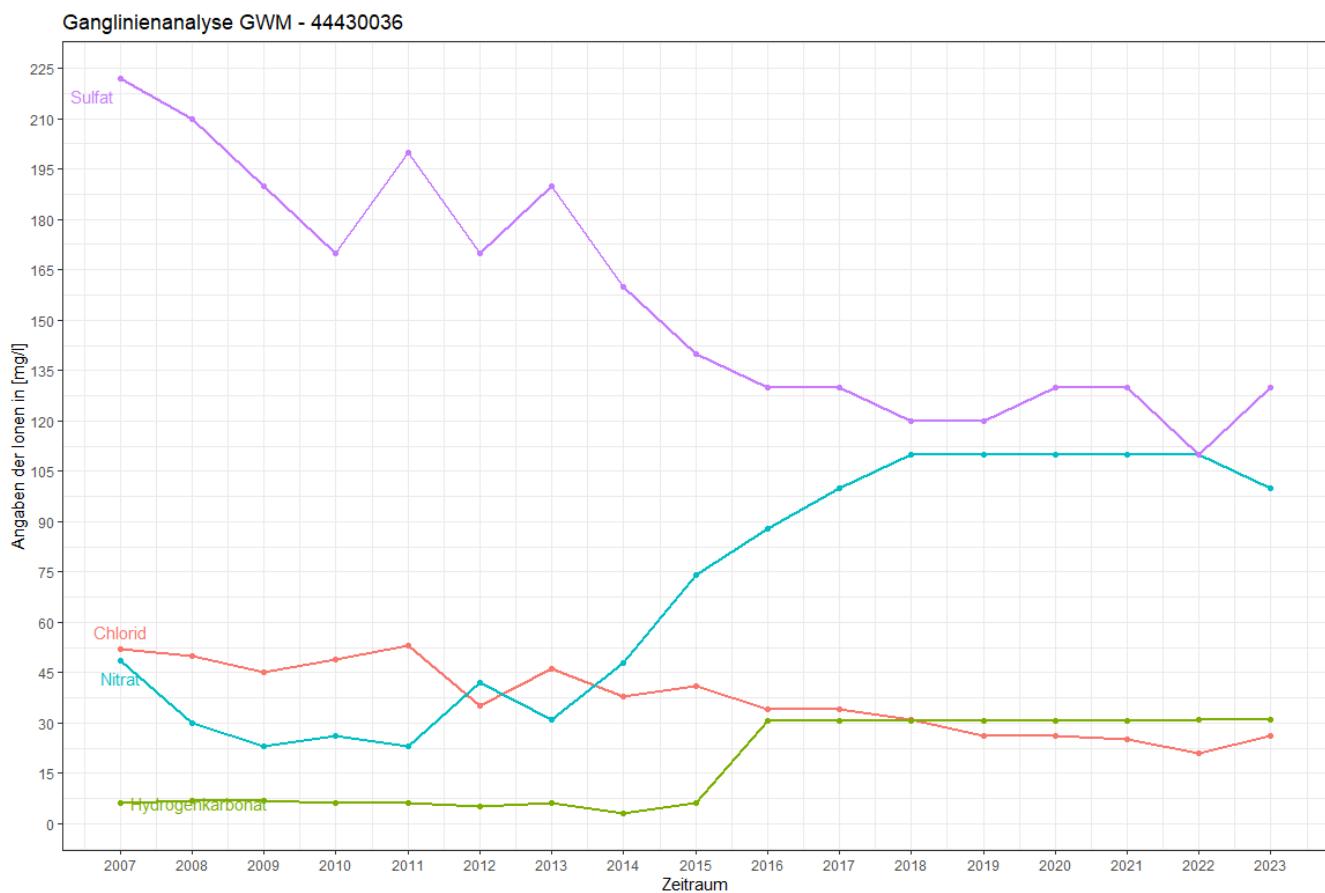


Abbildung 47: Ganglinienanalyse der GWM 44430036 (MENA: Pflückuff, B 191/94, oP) zur Identifikation von Stickstoffumsatzprozessen.

Dieses Beispiel zeigt eine Grundwassermessstelle mit einem erschöpften Nitratabbaupotential.

Die nächste Grundwassermessstelle (Litten, Hy Litn 2/1994, MKZ: 48539001) zeigt exemplarisch die Auswirkungen von hohen Nitratkonzentrationen auf das Nitratabbauvermögen autotroph denitrifizierender Grundwasserleiter (siehe Abbildung 48). Die anfänglich hohen Nitrat-Werte von 120 mg/l sinken

durch die ablaufenden Denitrifikationsprozesse bei gleichzeitigem Anstieg der Sulfat-Ganglinie ab, so dass auf eine autotrophe Denitrifikation als dominanter Stickstoffumsatzprozess geschlossen werden kann, da auch die Verlaufskurve des Hydrogenkarbonats in einem niedrigen Konzentrationsbereich stagniert. Ab 2017 erhöhen sich die Nitratkonzentrationen aufgrund von anthropogenen Stickstoff-Depositionen erneut, ohne, dass ein nennenswerter Stickstoffumsatz durch Disulfide stattfindet. Im Jahr 2020 sinken die Nitrat-Werte signifikant bei einem gleichzeitigen Anstieg der Sulfat-Ganglinie, was wiederum auf einen ablaufenden autotrophen Stickstoffumsatz schließen lässt. Die hohen umgesetzten Nitratkonzentrationen bedingen zudem eine signifikante Erschöpfung des Nitratabbauvermögens durch die Disulfid-Minerale (siehe Kapitel 2.3.5).

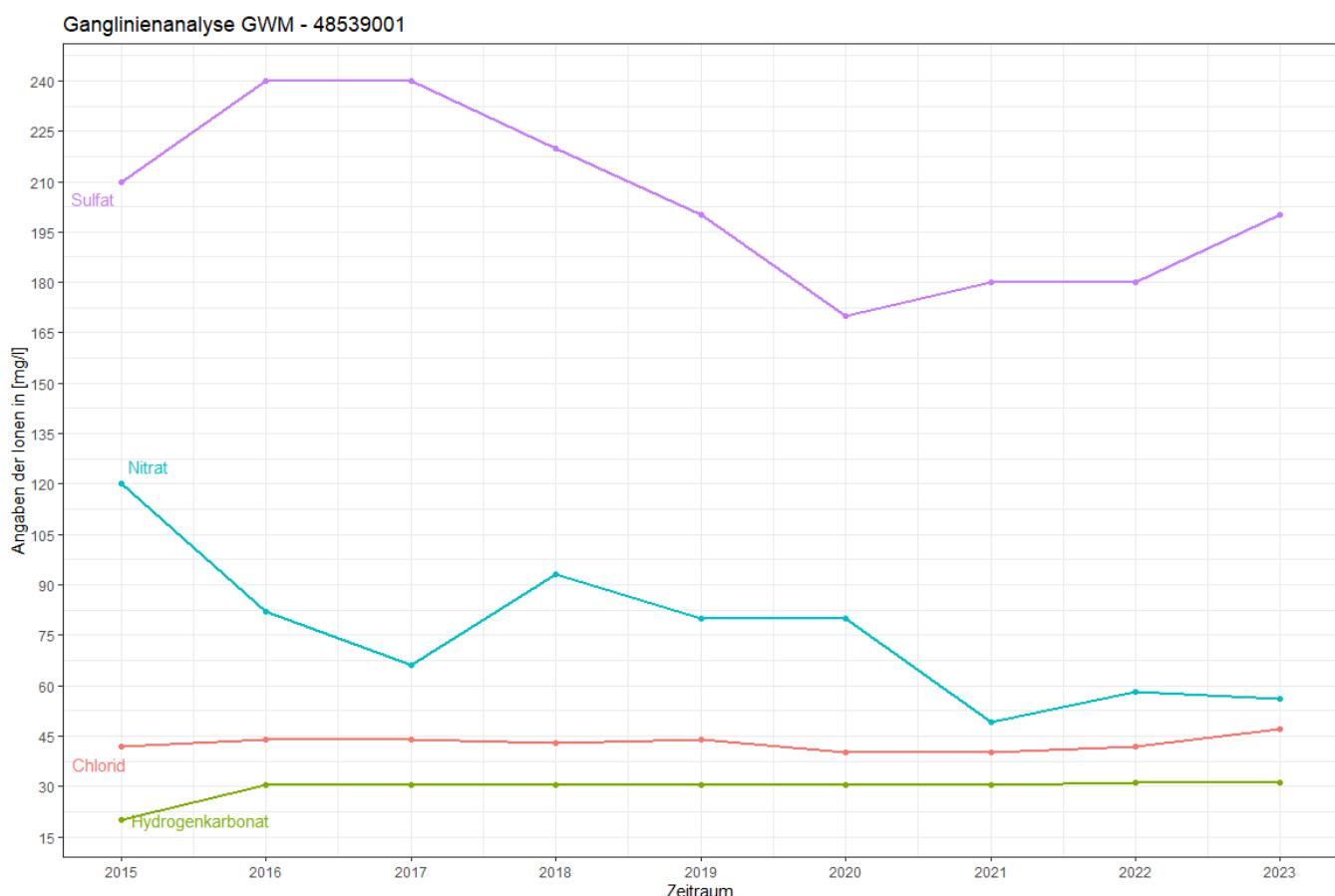


Abbildung 48: Ganglinienanalyse der GWM 48539001 (MENA: Litten, Hy Litn 2/1994) zur Identifikation von Stickstoffumsatzprozessen.

Dieses Beispiel zeigt eine Grundwassermessstelle mit einem autotrophen Nitratabbau.

In den meisten Grundwassermessstellen (52 %) konnten aufgrund der dauerhaft niedrigen Nitratkonzentrationen keine Nitrateinträge festgestellt werden. In Messstellen mit identifizierten Stickstoffumsatzprozessen dominiert leicht die autotrophe Denitrifikation (15 %) gegenüber der heterotrophen Denitrifikation (12 %). In sechs Messstellen sind beide Denitrifikationsprozesse vorherrschend. Ein er-

schöpftes Abbaupotential konnte insgesamt an fünf Grundwassermessstellen festgestellt werden (Erdmannshain, MKZ: 47410011; Simselwitz, WF, Br. 3, MKZ: 48440302; Reichenbach, Brunnen 1, MKZ: 49446003; Dresden, Kaditz Kläranlage BFB-1/1992, MKZ: 49485304 und Böhla, Hy BlKz 1/2011, MKZ: 46480001). Ein fehlendes Nitratabbaupotential konnte an der Grundwassermessstelle Pflückuff, B 101/94 oP (MKZ: 44430036) identifiziert werden.

3.6 Potentielles Nitratabbauvermögen autotroph denitrifizierender Grundwas-serleiter

Auf Basis der ermittelten Stickstoffumsatzprozesse konnten elf Grundwassermessstellen ausgewählt werden, die einen dominanten autotrophen Stickstoffumsatz aufweisen und in Porengrundwasserleitern ausgebaut sind. Die verschiedenen Datengrundlagen der einzelnen messstellenbezogenen Kennwerte sind in Tabelle 13 aufgelistet. Die Daten zur Grundwasserneubildung auf der Grundlage von langjährigen Mittelwerten (1988 - 2015) KliWES 2.0 sind nach den messstellenzugehörigen Zustromgebieten ausgewählt. Die Nitratkonzentration des Sickerwassers wie sie in der Publikation des DWA (2015) verwendet wird, wird mit der Nitrateintragskonzentration bei der Grundwasserneubildung aus den gemessenen Stickstoffexzess-Werten gleichgesetzt.

Tabelle 13: Differenzierte Datengrundlage zur Berechnung der Lebensdauer des Nitratabbaus an 11 Grundwassermessstellen, die durch einen autotrophen Stickstoffumsatz geprägt sind.

MKZ	GWM	Grundwasserneubildung (mm/a)	Nitrateintragskonzentration (mg/l)
44430042	Dreiheide, Süptitz, Hy-Nei1/95MP	48,70	87,84
44440008	Arzberg, WGT-Objekt Kathewitz, BIII/94	61,01	58,56
44440010	Köllitsch, LVG, HYPKol 1/07	55,89	65,14
45420006	Lossa, IIc/92	54,10	41,56
46456446	Paußnitz, B 11/07	87,25	49,57
47510001	Räckelwitz, Hy Rä 1/00	135,85	62,43
44540001	Bad Muskau, GWM 2/2017	89,56	23,43
46540002	Mücka, B 2/2006	9,92	24,28
48456509	Lommatzsch, 11/95	55,15	93,27
48456510	Lommatzsch, 8/95	39,14	79,99
48539001	Litten, Hy Litn 2/1994	47,33	95,84

Zudem werden folgende idealisierten Annahmen getroffen:

- ein homogener Grundwasserleiter mit einem Gesamtporenanteil von $n_{\text{gesamt}} = 0,25$,
- eine vollständige hydraulische Zugänglichkeit,
- ein vollständiger Umsatz der im Porengerüst verfügbaren schwefelhaltigen Reduktionsmittel.

Der Kennwert des Disulfid-Schwefel-Gehaltes basiert auf der in Kapitel 2.3.5 erläuterten Grundwassermessstelle. Die Gehalte an Pyrit wurden über eine Gesamtteufe von 36,20 m unterucht. Alle 10 m wurden die Bohrkernproben auf ihren Disulfid-Schwefel-Gehalt beprobt. Diese erhöhen sich mit zunehmender Teufe und können als Mittelwert über die Gesamtteufe mit KDisulfid-S = 0,5 g/kg (0,05 Gew.-%) angenommen werden. Des Weiteren wird für die Berechnung der Stoffmenge an Pyrit eine Feststoffdichte von $\rho = 2650 \text{ kg/m}^3$ für das Gesteinsvolumen angesetzt.

Die nachfolgende stöchiometrische Berechnung der Lebensdauer des Nitratabbaus (Nitratabbauvermögen) wird für ein Kontrollvolumen von 1 m^3 berechnet und ist ausführlich in der Publikation im Themenband des DWA (2015) beschrieben. Unter der Annahme eines vollständigen Stickstoffumsatzes durch Pyrit und einem konstanten Nitrateintrag berechnet sich die Zeit t der autotrophen Denitrifikation nach DWA (2015) für das genannte Einheitsvolumen mit:

$$(12) \quad t_{autotroph} = \frac{C_{Pyrit}}{C_{Nitrat}} * 2,8$$

Die nachfolgenden Ergebnisse in Tabelle 14 zeigen eine hohe Variabilität der idealisierten (stöchiometrischen) Lebensdauer des Nitratabbaus, welche zwischen 295 Jahren bei einem sickerwassergebundenen Nitrateintrag von 66,90 mg/l und 11.161 Jahre bei einer jährlichen Nitratzufuhr von 24,30 mg/l, aber einer deutlichen niedrigeren Grundwasserneubildung von lediglich 9,92 mm/a, variieren. Diese idealisierte Obergrenze der Lebensdauer bei einem vollständigen Umsatz der eisenhaltigen Disulfide lässt sich durch Ergebnisse aus Stand- und Säulenversuchen zur Bestimmung des reaktiven Stoffanteils ergänzen, um die reale Lebensdauer grob abzuschätzen. In den Arbeiten von KONRAD (2007) und PÄTSCH (2007) konnte in Standversuchen ein prozentualer Verbrauch der im Sediment gebundenen Disulfid-Schwefel-Minerale zwischen 34 % und 82 % bestimmt werden. Entsprechend wurden die idealisierten Obergrenzen in Tabelle 14 mit den angegebenen prozentualen Werten ergänzt.

Tabelle 14: Lebensdauer des Nitratabbaus für 11 Grundwassermessstellen unter idealen Bedingungen (stöchiometrische Dauer = vollständige Umsetzung der Eisen-Disulfide) sowie die reale Lebensdauer auf Basis von Standversuchen zur Untersuchung des wirksamen reaktiven Stoffdepots.

MKZ	MENA	Stöchiometrische Dauer (a)	Lebensdauer für den Anteil von 82 % der Eisen-Disulfide (a)	Lebensdauer für den Anteil von 34 % der Eisen-Disulfide (a)
44430042	Dreiheide, Süptitz, HyNei1/95MP	628	214	515
44440008	Arzberg, WGT-Objekt Kathewitz, BIII/94	752	256	617
44440010	Köllitsch, LVG, HYP-Kol 1/07	738	251	605
45420006	Lossa, IIc/92	1195	406	980
46456446	Paußnitz, B 11/07	622	211	510
47510001	Räckelwitz, Hy Rä 1/00	296	101	243
44540001	Bad Muskau, GWM 2/2017, ehemaliges WTW-Gelände	1078	366	884
46540002	Mücka, B 2/2006	11162	3795	9152
48456509	Lommatzsch, 11/95	523	178	429
48456510	Lommatzsch, 8/95	859	292	704
48539001	Litten, Hy Litn 2/1994	593	202	486

Die hohe Varianz der Ergebnisverteilung wird vor allem durch die variierende Grundwasserneubildung in den verschiedenen Zustromgebieten zwischen 9,92 mm/a und 135,85 mm/a bedingt. Erhöht sich die

Grundwasserneubildung, so erhöht sich logischerweise die jährliche Nitratzufuhr, was die reale Lebensdauer in Abhängigkeit des wirksamen Stoffdepots (hydraulische und biochemische Zugänglichkeit) teilweise stark vermindern kann. Ein Säulenversuch zur Untersuchung des reaktiven Stoffdepots konnte einen prozentualen Verbrauch von lediglich < 10 % ausweisen (LESON & WISOTZKY, 2012). Dies würde beispielsweise für die GWM Räckelwitz, Hy Rä 1/00 (MKZ 47510001) mit einer stöchiometrischen Lebensdauer von 296 Jahren bedeuten, dass unter der Annahme eines unvollständigen Umsatzes von 10 % die Lebensdauer des Nitratabbaus auf 30 Jahre sinken würde und das Nitratabbauvermögen des Grundwasserleiters erschöpft wäre. Bei einer Lebensdauer des Nitratabbaus unter der Annahme eines Umsatzes von 34 % des reaktiven Stoffdepots reicht das Nitratabbauvermögen in den jeweiligen Grundwasserleitern der untersuchten Grundwassermessstellen mindestens 100 Jahre aus, um die hohen Nitrateintragskonzentrationen, die im Durchschnitt bei 62,84 mg/l liegen, zu denitrifizieren. Somit kann von günstigen Standortbedingungen in Hinblick auf das Denitrifikationspotential der untersuchten Messstellen ausgegangen werden.

4 Diskussion

Zielsetzung der vorliegenden Arbeit war die Identifizierung von Denitrifikationsprozessen im Grundwasserleiter durch die Analyse von konventionell-chemischen- und Isotopenkonzentrationen (N_2 -Ar-Methode, Tritium-Helium-Methode) ausgewählter Messstellen im Freistaat Sachsen. Denitrifikationsprozesse finden zeitlich und räumlich unter den verschiedensten Voraussetzungen statt, weshalb eine Auswahl von qualitativen und quantitativen Methoden notwendig war, um die Milieubedingungen im Grundwasser als Voraussetzung für den Stickstoffumsatz zu untersuchen.

Zunächst erfolgte die Auswertung der untersuchten Grundwasserbeschaffenheitsparameter. Die Milieubedingungen im Grundwasser als Grundlage für die Bewertung des autotrophen oder heterotrophen Nitratabbaus konnten anhand der redoxsensitiven Parameter Redoxpotential und Sauerstoff als überwiegend reduzierend charakterisiert werden. Durch die festgestellten niedrigen Sauerstoffkonzentrationen < 2 mg/l als Indikator für eine Nitratabbauwahrscheinlichkeit in Kombination mit hohen Nitratwerten (> 25 mg/l) an manchen Messstellen liegt jedoch die Vermutung nahe, dass eine hydrogeochemische Schichtung (Redoxzonierung) in den einzelnen Grundwasserleitern bzw. Grundwasserleiter-Komplexen stattgefunden hat. Dabei wird eine oxische nitratführende Schicht, bei der das Konzentrationsverhältnis an oxidierten Stoffen zu reduzierten Stoffen überwiegt, von einer reduzierenden nitratfreien tieferliegenden Schicht unterlagert (LAWA, 2024). Das Nitratabbauvermögen in der oxidierenden Grundwasserzone ist bereits erschöpft, während es in der reduzierenden Zone noch vorhanden ist. Zudem konnten in den quartären Ablagerungen durchschnittlich niedrigere Sauerstoffkonzentrationen (< 2 mg/l) als in den Festgesteingrundwasserleitern gemessen werden. Dies bestätigen die von TETZLAFF et al. (2017) ermittelten Ergebnisse zur räumlich differenzierten Quantifizierung von Nährstoffeinträgen, dass Festgesteine ein oxidierendes Grundwassermilieu aufweisen, da aufgrund der Wegsamkeit des Grundwassers durch die verschiedenen Strömungsrohren der geogen geprägten Kluft- und Störungszonen eine heterogene Milieuarakteristik entsteht.

Auch die qualitative Bewertung eines Denitrifikationspotentials durch das Indikatorverfahren der LAWA (2024) sowie die ergänzende Einstufung der angetroffenen Klassifikationstypen der Denitrifikation im Grundwasserleiter (siehe Tabelle 4) bestätigt in den allermeisten Grundwassermessstellen das Antreffen von denitrifizierenden Verhältnissen und die Vermutung einer Redoxzonierung im Aquifer. Die Anwendung der Indikatorbewertung nach HYDOR (2017) liefert vergleichbare Ergebnisse der ermittelten Denitrifikationspotentiale deklariert als Nitratabbauklassen anhand der physiko-chemischen Parameter Redoxpotential und Sauerstoff. Im Allgemeinen weiß untersuchte Grundwasser einen vollständigen Nitratabbau nach dem Indikatorverfahren der LAWA (2024) auf. Ein Großteil des angetroffenen

Grundwassers wurde auch als Übergangswasser eingestuft, das als Produkt eines unvollständigen heterotrophen Nitratabbaus gilt. Nur ein geringer Teil der beprobten Grundwässer konnte als Mischwasser klassifiziert werden, das aufgrund höherer Eisengehalte ($> 0,1 \text{ mg/l}$) auf einen autotrophen Stickstoffumsatz schließen lässt.

Bei der Gegenüberstellung der gemessenen Nitratkonzentrationen und den gemessenen Stickstoff-Exzess-Werten wird zudem deutlich, dass ein unvollständiger Nitratabbau in einigen Grundwasserleitern stattfindet. Es wurde vermutet, dass ein erschöpftes Abbaupotential in den Grundwasserleitern von Grundwassermessstellen mit unvollständigen Nitratabbau vorliegt. Dies wird durch die Berechnung des Denitrifikationsanteils belegt, da 60 % der beprobten Grundwassermessstellen über ein rezentes Abbaupotential (Denitrifikationsanteil zwischen 75 und 100 %) und 40 % über ein erschöpftes Nitratabbauvermögen (weniger als 75 %) verfügen. In Grundwasserleitern mit einem erschöpften Abbaupotential kommt es neben dem Anstieg der Nitratkonzentration an der Grundwassermessstelle zu einer Verbreiterung der oxidierenden nitratführenden Redoxfront in der Grundwasserzone.

Obwohl der Großteil des untersuchten Grundwassers als Übergangswässer einen unvollständigen heterotrophen Nitratabbau aufweist, überwiegt der autotrophe Stickstoffumsatz in Grundwasserleitern mit einem vorhandenen Abbaupotential leicht. Dies bestätigen auch mehrere Studien, die die autotrophe Denitrifikation durch den Verbrauch an Pyrit als Hauptmechanismus in den meisten Trinkwassergewinnungsgebieten beziehungsweise Untersuchungsgebieten identifizierte (HYDOR, 2017; DVGW, 2013). Das daraus errechnete Nitratabbauvermögen entspricht nicht der realen Lebensdauer des Nitratabbaus, sondern gibt eine idealisierte Obergrenze wieder, da die Bestimmung der Gehalte an Pyrit und organischen Kohlenstoffen analytischen Einschränkungen unterliegen. Des Weiteren ist die hydraulische Zugänglichkeit zu den Reduktionsmitteln abhängig von der stratigraphischen Faziesverteilung der jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheiten und der Stabilität der Mineralspezies für mikrobiell katalysierte Redoxreaktionen (DWA, 2015). Darüber hinaus wurde die Berechnung der Lebensdauer für ein Kontrollvolumen von 1 m^3 durchgeführt, obwohl die meisten Grundwasserleiter weitaus größere Mächtigkeiten aufweisen.

Die Interpretation der weiteren Hauptanionen und Kationen sowie Spurenparameter ist durch den hohen Ionenbilanzfehler von durchschnittlich 20 % eingeschränkt, so dass Schlussfolgerungen zur Grundwasserchemie in Hinblick auf denitrifizierende Prozesse schwierig sind. Zudem unterscheidet sich der berechnete Ionenbilanzfehler durch die Hydrochemistrysoftware aqion von dem Ionenbilanzfehler der DIN 38402-62 erheblich, da der durch die DIN 38402-62 errechnete Ionenbilanzfehler sich auf den Mittelwert der Kat- und Anionensumme bezieht, während aqion die exakte Speziesverteilung unter der

Berücksichtigung aller geladenen aquatischen Spezies mitberücksichtigt. Dies führt dazu, dass die berechneten Ladungsbilanzfehler der DIN 38402-62 fast doppelt so groß sind wie die berechneten Ionenbilanzfehler durch die Hydrochemistrysoftware aqion und demnach bei durchschnittlich über 40 % liegen würden. Die Ursache des hohen Ionenbilanzfehlers ist damit eher in der unvollständigen Untersuchung von An- und Kationen an den entnommenen Grundwasserproben als in Mess- und Analysefehlern oder der Berechnungsmethode begründet.

Die Grundwasserproben, die das Kriterium der Datenqualität (Ionenbilanzfehler < 10 %) vorweisen konnten, wurden bei der Genese der Grundwässer nach PIPER (1944) zudem unabhängig der hydrogeologischen Bezugseinheit als sulfatischer Calcium-Chlorid-Grundwassertyp eingestuft. Solches Grundwasser kommt eigentlich in Sedimentbeckenohlen vor, deren Herkunft auf CaCl-reiche paläozoische Meerwässer zurückzuführen ist (LOWENSTEIN et al., 2003). Die Herkunft chloridreicher und teilweise hochmineralisierter Wässer wurde ausführlich in der Arbeit von KOLITSCH (2008) für den Freistaat Sachsen diskutiert und kann durch die Migration salinarer Wässer aus dem thüringischen Raum anhand von sedimentären Senkenstrukturen in den Bereich der Vorerzgebirgssenke für die Festgesteine der untersuchten Stammdaten interpretiert werden (KOLITSCH, 2008). Die Herkunft des Calcium-Chlorid-Typs im Grundwasser der oberflächennahen quartären Grundwasserleiter kann jedoch nicht durch eine Migration von hochmineralisierten Tiefenwässern erklärt werden, da die hydraulischen Durchlässigkeiten des Rotliegenden so gering sind, dass sowohl ein Aufsteigen, als auch eine horizontale Migration dieser Wässer nicht zu erwarten ist (KOLITSCH, 2008). Die hohe Varianz der Sulfat- und Chloridkonzentrationen legt nahe, dass die Herkunft von Grundwasser eines CaCl-Typs in tieferen Grundwässern durch den Aufstieg von hochmineralisierten Tiefenwässern in Festgesteingrundwasserleitern mit Teufen > 25 m bedingt sein kann, jedoch in oberflächennahen Grundwasserleitern mit hohen Nitratkonzentrationen auf eine anthropogene Verunreinigung (landwirtschaftliche Bewirtschaftung) zurückzuführen ist.

5 Schlussfolgerungen und Ausblick

Der Trend der diffusen Nitratbelastung im Freistaat Sachsen ist leicht rückläufig. Die qualitativ ermittelten Denitrifikationspotentiale nach LAWA (2024) und HYDOR (2017) auf Basis von redoxsensitiven und nicht redoxsensitiven Parametern zeigen in den meisten Grundwasserleitern der 100 untersuchten Grundwassermessstellen denitrifizierende Verhältnisse beziehungsweise einen Nitratabbau an. Jedoch erfolgt der Nitratabbau in Grundwassermessstellen mit einem erschöpften Nitratabbauvermögen nicht vollständig, was zu einer Ausprägung einer hydrogeochemischen Schichtung unterschiedlicher Redoxfronten in Grundwasserleitern mit moderaten (< 25 mg/l) und hohen (> 50 mg/l) Nitratkonzentrationen führt. Teilweise wurden anhand der Stickstoff-Argon-Messungen Nitrateintragskonzentrationen > 100 mg/l gemessen, so dass an diesen Messstellen (Plückuff, B 101/94 oP, MKZ: 44430036; Girbigsdorf,

MKZ: 48550002; Reichenbach, Brunnen 1, MKZ: 49446003; Blumberg, Kiessand Arzberg-Blumberg, B 5/93, MKZ: 44450002 und Pachwitz, MKZ: 45420008) mit einer zustromgebietsspezifischen Auswertung fortgefahrene werden sollte. Zudem zeigt sich aufgrund der heterogenen Messstellenverteilung eine Gruppierung in oxische und reduzierende Grundwässer.

Die Nitratkonzentrationen verteilen sich heterogen in den verschiedenen hydrogeologischen Bezugs-einheiten, entsprechen aber den jeweiligen typischen Landnutzungsklassen in Hinblick auf das arithmetische Mittel. Flächen, auf denen landwirtschaftliche Bewirtschaftung stattfindet (Obstbau, Weide-land, Ackerland) sowie Siedlungsflächen mit diskontinuierlich städtischer Prägung, welche auch unter landwirtschaftlichen Einfluss im Zustromgebiet stehen können, besitzen die höchsten Nitratkonzentrationen. Die durchschnittliche Nitratkonzentration auf Waldflächen ist hingegen sehr niedrig.

Trotz teilweiser erhöhter DOC-Konzentrationen konnte kein Zusammenhang zwischen den Bodenge-sellschaften und dem gelösten organischen Kohlenstoff als Einfluss von Denitrifikation in der Wurzel-zone von Böden bestätigt werden. Die durchschnittlichen Stickstoff-Exzess-Ergebniswerte sind in Braunerde-Böden aufgrund der landwirtschaftlichen Nutzung am höchsten. Grundwasser beeinflusste Böden weisen die zweithöchsten Stickstoff-Exzess-Werte auf, so dass von günstigen Denitrifikations-Standortbedingungen auf Gley-Böden auszugehen ist.

Bei der Identifikation der Stickstoffumsatzprozesse erwies sich der autotrophe Nitratabbau als leicht dominierend gegenüber dem heterotrophen Nitratabbau. Die Mehrheit der untersuchten Messstellen weist aufgrund fehlender Nitrateinträge auch keinen Nitratabbau auf. Die errechnete Lebensdauer des Nitratabbaus für autotrophe denitrifizierende Grundwasserleiter liegt unter der Annahme eines unvoll-ständigen Umsatzes von Pyrit bei mehreren Jahrhunderten in Abhängigkeit der Grundwasserneubil-dung. Die verschiedenen Szenarien des Umsatzes an Pyrit zeigen, dass ein rezentes Nitratabbauvermö-gen in den quartären Grundwasserleitern gegeben ist.

Die mittlere Verweilzeit des Grundwassers in der gesättigten Zone beträgt teilweise mehrere Jahr-zehnte, weshalb hohe Nitratkonzentrationen auf Nitrateinträge aus diesem Infiltrationszeitraum zu-rückzuführen sind und generell auf Basis der Jungwasseranteile von einem ungeschützten Grundwas-ser für die auf Tritium-Helium beprobten Messstellen ausgegangen werden muss.

Der Fokus bei der Erfassung der Nitratbelastungssituation im Freistaat Sachsen sollte daher auf weite-rem Untersuchungen an den genannten Hot-Spot-Messstellen liegen, welche Nitrateintragskonzentra-tionen im Zustrombereich $> 50 \text{ mg/l}$ aufweisen. Neben weiteren Stickstoff-Argon-Messungen sollen anhand von hydrochemischen Zeitreihen die dominanten Stickstoffumsatzprozesse identifiziert wer-den, um dann die Berechnung der Lebensdauer des Nitratabbauvermögens durchzuführen. Da diese

meist eine idealisierte Obergrenze wiedergibt, sollte bei der Errichtung einer neuen Grundwassermessstelle eine tiefenbezogene Festphasenanalytik zur Erfassung der Disulfid-Schwefelgehalte bzw. des organischen Kohlenstoffbudgets erfolgen. Darauf aufbauend kann dann die reale Lebensdauer punktuell für einen Grundwasserleiter berechnet, über N₂-Ar-Messungen validiert und die Ergebnisse für die Regionalisierung einer substratspezifischen Lebensdauer des Stickstoffumsatzes (quantitatives Denitrifikationspotential) genutzt werden. Die Nitrateintragskonzentration der N₂-Ar-Messungen dient dabei insbesondere für die Berechnung des jährlichen Nitrateintrags auf der Ebene des jeweiligen Einzugsgebietes, so dass sich Maßnahmen zur Minderung von Nitrateinträgen unter der Berücksichtigung von quantitativen Nitratabbaupotenzialen umsetzen lassen. Zusätzlich sollte das Nitratelexportregime in den stark nitratbelasteten Gebieten bei Grundwasserstandsänderungen evaluiert werden, um den Einfluss von unterirdischen N-Depots zu identifizieren.

Literaturverzeichnis

- ALLGEMEINE VERWALTUNGSVORSCHRIFT ZUR AUSWEISUNG VON MIT NITRAT BELASTETEN UND EUTROPHIERTEN GEBIETEN (AVV GEBIETSAUSWEISUNG – AVV GEA) – 03.06.2022
- ADDISCOTT, T. M. (2005): nitrate, agriculture and the environment. CABI International, Wallingford, Oxon (CABI), 279 pp., ISBN: 0-85199-913-1
- AESCHBACH-HERTIG, W; BEYERLE, U.; HOLOCHER, J.; PEETERS, F.; KIPFER, R. (2002): Excess air in groundwater as a potential indicator of past environmental changes, Vienna, 2002, pp. 174-183. C&S papers series, International Atomic Energy Agency. 13,P. ISBN 92-0-116402-5
- AQION – Hydrochemiesoftware (<https://www.aqion.de/>, letzter Zugriff: 18.04.2024).
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (BMEL) (2020): Nitratbericht.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (BMEL) (2021): Statistischer Monatsbericht Kapitel A -Nährstoffbilanzen und Düngemittel, Nährstoffbilanz insgesamt von 1990 – 2019 (MTB-0111260-0000).
- 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, NILS; AUS: DVGW EWP NR. 7-8/(2015): Nitrat im Grundwasser – Eintrag, Verhalten und Entwicklungstrends.
- DEUTSCHER VEREIN DES GAS- UND WASSERFACHES DVGW (2013): Abschlussbericht - Konsequenzen nachlassenden Nitratabbauvermögens in Grundwasserleiter. DVGW, Förderkennzeichen W 1/06/08. DVGW. Bonn. August 2013.
- DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL (DWA) (2015): Stickstoffumsatz im Grundwasser. DWA-Themen T2/2015.
- GALLOWAY, JAMES N.; TOWNSEND, ALAN R.; ERISMAN, JAN WILLEM; BEKUNDA, MATEETE; CAI, ZUCONG; FRENEY, JOHN R.; MARTINELLI, LUIZ A.; SEITZINGER, SYBIL P.; SUTTON, MARK A. (2008): transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. science vol. 320, issue 5878.
- GARDNER, K.; VOGEL, R. M. (2005): Predicting Ground Water Nitrate Concentration from Land Use, in groundwater, Vol. 43, S. 343-352.
- GEOLOGISCHES JAHRBUCH (1997): Hydrogeologische Kartieranleitung. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und die Staatlichen Geologischen Dienste in der BRD (Hrsg.), Geologisches Jahrbuch, Reihe G, Heft 2, Hannover 1997.
- GONZALEZ-DUGO, VICTORIA; DURAND, JEAN-LOUIS; GASTAL, FRANÇOIS (2010): water deficit and nitrogen nutrition of crops. a review. in: agron. sustain. dev. 30 (3), s. 529–544. doi: 10.1051/agro/2009059.
- GRIEBLER, C.; LUEDERS, T. (2009): Microbial biodiversity in groundwater ecosystems. In: Freshwater Biology 54 (4), S. 649–677.

- GROSSE, A.V.; JOHNSTON, W.M.; LIBBY, W.F. (1951): Tritium in Nature. Science Vol. 113. (2923):1-2. doi: 10.1126/science.113.2923.1. PMID: 17818860.
- HISCOCK, K. M.; LLYOD, J. W.; LERNER, D.N. (1991): Review of natural and artificial denitrification of groundwater. Wat. Res. Vol. 25, No. 9, pp. 1099-1111.
- HOTOPP, I. S. (2014): Nitrifikation und Denitrifikation im Boden in Abhängigkeit von Sauerstoff und mikrobieller Aktivität - Entwicklung, Analyse, Parametrisierung und Anwendung eines gekoppelten Simulationsmodells. Institut für Umweltsystemforschung Fachbereich Mathematik/Informatik Universität Osnabrück.
- HOTZAN, G.: (2010): Die Formierung und Entwicklung des Chemismus natürlicher Grundwässer, ihre Widerspiegelung in hydrogeochemischen Genesemodellen sowie ihre Klassifizierung auf hydrogeochemisch-genetischer Grundlage. Brandenburgische geowissenschaftliche Beiträge. Cottbus, 18 (2011), 1/2, S. 77 – 91.
- HYDOR (2017): Charakterisierung der Milieubedingungen im Grundwasser als Voraussetzung für die Quantifizierung des Nitratabbauvermögens in Sachsen-Anhalt.
- IHLING, H., PETZOLD, R. (2020): Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Reduzierung der Nitratbelastung im Einzugsgebiet der Quellfassung Schleinitz. In: Grundwasser - Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie 25 (4), S. 285–299.
- JORDAN, H., HERBERT, D., GELLERMANN, R., SZYMCZAK, P. (1990): Erarbeitung einer Methodik quantitativer Geschütztheitsbewertung von Grundwasserressourcen auf der Grundlage isotopenhydrogeologischer Verfahren. – Forschungsbericht A 4, Freiberg (Bergakademie Freiberg).
- KANA, TODD M.; DARKANGELO, CHRISTINA; HUNT, M. DUANE; OLDHAM, JAMES B.; BENNETT, GEORGE E.; CORNWELL JEFFREY C. (1994): Membrane Inlet Mass Spectrometer for Rapid High-Precision Determination of N₂, O₂, and Ar in Environmental Water Samples. Analyt. Chem. Vol. 66, pp. 4166-4170
- KNOX, R.W.O.B., BOSCH, J.H.A., RASMUSSEN, E.S., HEILMANN-CLAUSEN, C., HISS, M., DE LUGT, I.R., KASIŃSKI, J., KING, C., KOTHE, A., SŁODKOWSKA, B., STANDKE, G., VANDENBERGHE, N. (2010): Cenozoic. In: Doornenbal, J.C. and Stevenson, A.G. (editors): Petroleum Geological Atlas of the Southern Permian Basin Area. EAGE Publications, 211-223.
- KONRAD, C. (2007): Methoden zur Bestimmung des Umsatzes von Stickstoff, dargestellt für drei pleistozäne Grundwasserleiter Norddeutschlands. Dissertation TU Dresden, 20.06.2007
- 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.
- KOLITSCH, S. (2008): Hydrogeologische Analyse und großräumige Modellierung des weiteren Vorerzgebirgssenkenraumes. Fakultät für Geowissenschaften, Geotechnik, und Bergbau der Technischen Universität Bergakademie Freiberg. Dissertation, 14.02.2018

- KUHR, P. KUNKEL, R., TETZLAFF, B. & F. WENDLAND (2014): Räumlich differenzier-te 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.; BERGMANN, S.; EISELE, M.; WENDLAND, F. (2020): Denitrifikation Boden und im Grundwasser Nordrhein-Westfalens. Teilbericht IV, Forschungszentrum Jülich.
- KUNKEL, R.; VOIGT, H.-J.; WENDLAND, F.; HANNAPPEL, s. (2004): Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland.
- LANDESAMT FÜR UMWELT, GEOLOGIE UND LANDWIRTSCHAFT (2023): Hinweise zur Ausweisung der neuen Nitratgebiete und Recherchemöglichkeiten Online Fachinformationsveranstaltung FBZ Wurzen/ISS Rötha am 11.01.2023.
- LANDESAMT FÜR UMWELT, GEOLOGIE UND LANDWIRTSCHAFT (2015): Geologischer Atlas - Tertiär Nordwestsachsen 1 : 250 000.
- LESON, M. (2010): freundliche mündliche Mitteilung zur tiefenspezifischen Verteilung der Schwefel- und Kohlenstoffgehalte einer Bohrung in den Haithemer Sanden im Münsterland.
- LORENZ, L.D.; DIEKHOF, A.L.: (2017): smwrGraphs—An R Package for Graphing Hydrologic Data, Version 1.1.2. Supersedes USGS Open-File Report 2015–1202.
- LOWENSTEIN, T. K.; LAWRENCE, A. H.; TIMOFEEFF, M. N.; DEMICCO, R. V. (2003): Secular variation in seawater chemistry and the origin of calcium chloride basinal brines. *Geology* 2003; 31 (10): 857–860. doi: <https://doi.org/10.1130/G19728R.1>.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) (2024): Kurzanleitung für die messstellenbezogene Ermittlung von Denitrifikations-Standortbedingungen. Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie.
- MAHVI, A. H.; BABAEI, A. A.; NABIZADEH, R. (2005): Agricultural activities impact on groundwater nitrate pollution.
- MATTHESS, G.; FRJMEL, F. H.; HRRSCH, F.; SCHULZ, H. D.; USDOWSKR, E. (1992): Progress in hydrogeochemistry. Springer-Verlag, S. 54.
- MICHEL, R.L. IN P.K. AGGARWAL, J.R. GAT AND K.F.O. FROEHЛИCH (2005): Isotopes in the Water Cycle: Present and Future of a Developing Science.
- 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) (2012): Messung des Exzess-N₂ im Grundwasser mit der N₂/Ar-Methode als neue Möglichkeit zur Prioritätensetzung und Erfolgskontrolle im Grundwasserschutz. Grundwasser Band 15.
- PARKHURST, D. L.; APPELO, C.A.J. (1999): user's guide to phreeqc (version 2) a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations.

- PIPER, A.M. (1944): A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 25(6), pp.914–928.
- PÄLCHEN, W., WALTER, H. (2011): *Geologie von Sachsen I - Geologischer Bau und Entwicklungsgeschichte*. Schweizerbart Stuttgart, 2. Auflage. ISBN: 978-3-510-65270-9.
- PÄTSCH, M. (2007): Analyse des Depots des Nitratumsatzes und dessen Heterogenität im quartären Grundwasserleiter der Wasserwerkes Thülsfeld/Emsland, Berücksichtigung bei der Modellierung des Transportes. Dissertation, Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften, Technische Universität Dresden.
- R CORE TEAM (2020): R: A language and environment for statistical computing version 4.0.2, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, <https://www.R-project.org/>, letzter Zugriff: 18.04.2024.
- RENGER, M. (2002): Sicker- und Fließzeiten von Nitrat aus dem Wurzelraum ins Grundwasser in Abhängigkeit von den Standortbedingungen, insbesondere Boden und Gestein. Stuttgart: Akad. für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg.
- ROBERTS, T.L. (2009): The Role of Fertilizer in Growing the Worlds Food. *Better Crops/Vol. 93 No.2*.
- SCHNEIDER, J. W.; RÖSSLER; R.; WALTER, H. (2005): Vorerzgebirgssenke und Erzgebirge. *Cour. Forsch. -Inst. Senckenberg* 254, S. 447-460.
- SCHWANEKAMP, C. (2017): Bestimmung des Exzess Stickstoffes in Grundwasser mit der Stickstoff / Argon-Methode an ausgewählten Pilotmessstellen in Nordrhein-Westfalen.
- SPALDING, R. F.; EXNER, M. E. (1993): Occurrence of Nitrate in Groundwater – A Review. Published in *J. Environ. Qual.* 22:392-402.
- SÜLTENFUSS, J.; MASSMANN, G. (2004): Datierung mit der ^3He -Tritium-Methode am Beispiel der Uferfiltration im Oderbruch. In: *Grundwasser* 9 (4), S. 221–234. DOI: 10.1007/s00767-004-0055-6.
- STEVENS, CJ; DISE, NB; MOUNTFORD, JO; GOWING, DJ. (2004): Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science*. 2004 Mar 19;303(5665):1876-9. doi: 10.1126/science.1094678. PMID: 15031507.
- STOYAN, H.; DE-POLLI, H.; BÖHM, S.; ROBERTSON, G. P.; PAUL, E. A. (2000): Spatial heterogeneity of soil respiration and related properties at the plant scale. *Plant Soil* Vol. 222, p. 203-214.
- TETZLAFF, B.; KELLER, L.; KUHR, L.; KREINS, P.; KUNKEL, R.; WENDLAND, F. (2017): Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge ins Grundwasser und in die Oberflächengewässer Schleswig-Holsteins unter Anwendung der Modellkombination RAUMIS-GROWA-WEKU-MEPhos.
- TRÖGER, K.-A. (2008b): Kreide. In: Pälchen, W., Walter, H. (Hrsg.). *Geologie von Sachsen - Geologischer Bau und Entwicklungsgeschichte*. Schweizerbart Stuttgart, 311-358.
- UMWELTBUNDESAMT (UBA) (2022): Die Wasserrahmenrichtlinie – Gewässer in Deutschland 2021 – Fortschritte und Herausforderungen.
- UMWELTBUNDESAMT (UBA) (2024): Indikator: Stickstoffüberschuss in der Landwirtschaft.

VERORDNUNG ZUM SCHUTZ DES GRUNDWASSERS (Grundwasserverordnung – GrwV): vom 03.11.2010 (BGBl. I S. 1513), zuletzt geändert durch Art. 1 der zweiten Verordnung vom 12. Oktober 2022 (BGBl. I S. 1802).
VERORDNUNG ÜBER DIE QUALITÄT VON WASSER FÜR DEN MENSCHLICHEN GEBRAUCH (Trinkwasserverordnung – TrinkwV) vom 20.06.2023 (BGBl. 2023 I Nr. 159,2).

WEISS, R. F. (1970): Solubility of nitrogen, oxygen and argon in water and seawater. Deep-Sea Research, 17, 721.

WENDLAND, F.; KUNKEL, R. (1999): Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbe-einzugsgebietes, in Schriften des Forschungszentrum Jülich, Band 13.

WEYMANN, D., WELL, R., FLESSA, H., VON DER HEIDE, C., DEURER, M., MEYER, K., KONRAD, C. & WALTHER, W. (2008): Groundwater N₂O emission factors of nitrate-contaminated aquifers as derived from denitrification progress and N₂O accumulation, Bio-geosciences, 5, 1215-1226.

WICKHAM, H. (2016): ggplot2 - Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York, Springer, 260 pp., ISBN 978-3-319-24275-0.

WIENHAUS, S.; HÖPER, H.; EISELE, M.; MEESENBURG, H.; SCHÄFER, W. (2008): Nutzung bodenkundlich-hydrogeologischer Informationen zur Ausweisung von Zielgebieten für den Grundwasserschutz: Ergebnisse eines Modellprojektes (NOLIMP) zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, GeoBerichte 1. Auflage, DOI: https://dx.doi.org/10.48476/geober_9_2008

ZWEIG, M.; BUFE, J.; ANDRAE, H. (2006): Diffuse Belastung von Grundwasserkörpern in Sachsen. In: Wasserwirtschaft 96 (6), S. 20–25. DOI: 10.1007/BF03241330.

A 1 Anhang

A 1.1 Stammdaten

Tabelle 1.1: Stammdaten aller untersuchten Grundwassermessstellen (n = 100) mit ihrer dominanten Landnutzung, der vorkommenden Bodengesellschaft und die hydrogeologische Bezugseinheit (Grundwasserleiter). MKZ = Messstellenkennzahl

ID	MKZ	Messstellename	Hydrogeolog. Bezugseinheit	Landnutzung	Bodengesellschaft
1	43425506	Kossa, HyKos24/03OP	Quartär	Mischwald	Parabraunerde
2	44390001	Peterwitz, GWM 1/2012	Quartär	Ackerland	Lockersyrosem
3	44401567	Beerendorf, oP	Quartär	Ackerland	Pseudogley-Parabraunerde
4	44410009	Schnaditz, B 1/2016	Quartär	Ackerland	Lockersyrosem
5	44420005	Wildenhain, Hy WdhiEi 63/1969	Quartär	Nadelwald	Pseudogley
6	44430049	Melpitz	Quartär	Weideland	Braunerde
7	44430035	Klitzschen, Br. 1/84	Quartär	Weideland	Braunerde
8	44430036	Pflückkuff, B 101/94 oP	Quartär	Ackerland	Braunerde
9	44430042	Dreiheide, Süptitz, HyNei1/95MP	Quartär	Mischwald	Pseudogley
10	44430056	Audenhain, GWM 1/2012	Quartär	Ackerland	Pseudogley
11	44440008	Arzberg, WGT-Objekt Kathewitz, BIII/94	Quartär	Ackerland	Vega
12	44440010	Köllitzsch, LVG, HYPKol 1/07	Quartär	Weideland	k.D.
13	4444E0009	Zwethau	Quartär	Industrie/Gewerbe	k.D.
14	45400016	Zschartau, BP1/93	Quartär	nicht durchgängig städtische Prägung	Lockersyrosem
15	45420006	Lossa, IIc/92	Quartär	Ackerland	Parabraunerde
16	45430001	Schildau, HyShu2/92	Quartär	Ackerland	Braunerde
17	46410017	Sehlis	Quartär	Ackerland	Pseudogley
18	46410525	Machern, B 107(Nähe Lübschütz), B 525/94	Quartär	Laubwald	Fahlerde

ID	MKZ	Messstellename	Hydrogeolog. Bezugseinheit	Landnutzung	Bodengesellschaft
19	46420003	Canitz-Thallwitz,P 303/92	Quartär	Ackerland	Vega
20	46420004	Lüptitz, B 441/ 1997, unten	Quartär	Weideland	Pseudogley
21	46437001	Meltewitz, Knatewitz B2/07	Quartär	Weideland	Regosol
22	46456446	Paußnitz, B 11/07	Quartär	Ackerland	Vega
23	46460007	Wülknitz, Peritz, B6/2017	Quartär	nicht durchgängig städtische Prägung	Braunerde
24	46470002	Uebigau, HyPZat 1/11-2004	Quartär	Ackerland	Braunerde-Regosol
25	46500001	Großgrabe, Hy GrgbKa 1/2010	Quartär	Ackerland	Braunerde
26	46510001	Sollschwitz	Quartär	Weideland	Gley-Vega
27	46519001	Caminau, B 23/07	Quartär	Ackerland	Gley
28	46520002	Mikel	Quartär	Ackerland	Barunerde-Gley
29	47410011	Erdmannshain, B 4 /1999	Quartär	Ackerland	Pseudogley-Fahlerde
30	47390050	Knautnaundorf, HyKnt 7/96	Quartär	nicht durchgängig städtische Prägung	Parabraunerde
31	47422901	Höfgen HyGi 30/84	Quartär	Weideland	Vega
32	47430006	Mutzschen, OT Göttwitz, GWMS 2, o P	Quartär	Weideland	Kolluvisol
33	47440019	Mügeln, Stadtbad Brunnen 1/2016	Quartär	nicht durchgängig städtische Prägung	Auengley
34	47440300	Schrebitz, Dep. BS1	Perm	Obstbau	Regosol
35	47470005	Großenhain, Brg. ALTGn 8/2008	Quartär	durchgängig städtische Prägung	k.D.
36	47490001	Königsbrück, GWM1/03	Quartär	Ackerland	Braunerde
37	47490002	Gräfenhain, Gemeinde Königsbrück	Kambrium	nicht durchgängig städtische Prägung	Lockersyrosem-Regosol
38	47500010	Liebenau, Hy LiebKa 1/2010	Quartär	Ackerland	Braunerde
39	47500012	Kriepitz Op, Hy Krpz 2/2011	Quartär	Ackerland	Regosol
40	47500013	Kriepitz Up, Hy Krpz 1/2011	Quartär	Ackerland	Regosol
41	47510001	Räckelwitz,Hy Rä 1/00	Quartär	Ackerland	Parabraunerde
42	47510002	Siebitz	Quartär	Ackerland	Regosol
43	48417004	Heinersdorf, B 9/07	Quartär	Weideland	Gley
44	48420300	Dep.Colditz GWM6	Perm	nicht durchgängig städtische Prägung	Regosol

ID	MKZ	Messstellename	Hydrogeolog. Bezugseinheit	Landnutzung	Bodengesellschaft
45	48440005	Ostrau, GWM 2/2020	Quartär	Ackerland	Kolluvisol
46	48440302	Simselwitz, WF, Br. 3	Quartär	Ackerland	Kolluvisol
47	48490002	Lichtenberg	Proterozoikum	Weideland	Braunerde-Parabraunerde
48	48499002	Großröhrsdorf, HyGrrfBW 1/2007	Quartär	Mischwald	Stagnogley
49	48500003	Großröhrsdorf, Vollung	Quartär	Nadelwald	Pseudogley-Parabraunerde
50	48550002	Girbigsdorf	Quartär	Ackerland	Pseudogley-Parabraunerde
51	49417009	Frohburg, OT Nenkersdorf, HyNkd2/94 (Br. 13)	Perm	Laubwald	Pseudogley
52	49436001	Obercrossen,Cro 1/99	Karbon	Ackerland	Kolluvisol
53	49446003	Reichenbach, Brunnen 1	Karbon	nicht durchgängig städtische Prägung	Regosol
54	49460004	Schmiedewalde	Quartär	Weideland	Gley-Kolluvisol
55	49485304	Dresden, Kaditz Kläranlage BFB-1/1992	Quartär	Industrie/Gewerbe	Lockersyrosem-Regosol
56	49500004	Langenwolmsdorf	Proterozoikum	nicht durchgängig städtische Prägung	Lockersyrosem-Regosol
57	50440001	BK 1/21 GWM Sachsenburg	Proterozoikum	nicht durchgängig städtische Prägung	Lockersyrosem-Regosol
58	50460035	Oberschaar, Hy OrhaFr 1/2011	Kambrium	Weideland	Gley-Pseudogley
59	50496161	Pirna, Copitz, B2/93	Kreide	nicht durchgängig städtische Prägung	Regosol
60	50496165	Winterleite 3	Ordovizium	Laubwald	Braunerde
61	44529001	Schleife, B 3/07	Quartär	Nadelwald	Braunerde
62	44540001	Bad Muskau, GWM 2/2017	Quartär	nicht durchgängig städtische Prägung	Regosol
63	45500001	Lauta	Quartär	Nadelwald	Gley
64	45559001	Klein Priebus, B 13/07	Quartär	Nadelwald	Podsol
65	46470001	Brockwitz - Dornzigwiesen	Quartär	Weideland	Pseudogley
66	46480001	Böhla, Hy BlKz 1/2011	Quartär	nicht durchgängig städtische Prägung	Lockersyrosem-Regosol
67	46539001	Mönau, B 22/07	Quartär	Nadelwald	Podsol-Gley
68	46539002	Neudorf/ Spree, B 25/07	Quartär	Nadelwald	Podsol-Gley
69	46540002	Mücka, B 2/2006	Quartär	Nadelwald	Eisenpodsol
70	47476021	Kalkreuth, B 11/Kkr 2019	Quartär	Ackerland	Gley-Vega

ID	MKZ	Messstellename	Hydrogeolog. Bezugseinheit	Landnutzung	Bodengesellschaft
71	47476027	Reinersdorf, B 8/07	Proterozoikum	nicht durchgängig städtische Prägung	Braunerde
72	47486051	Radeburg, Br 1/83 WW Radeburg	Quartär	Weideland	Lockersyrosem-Regosol
73	47486063	Radeburg, Br 1/84 Bärwalde	Quartär	Weideland	k.D.
74	47488089	Kleinnaudorf, B 32/70, o.P.	Quartär	Nadelwald	Braunerde
75	47532203	Spreewiese, Roter Lug, HySdi 22/86	Quartär	Nadelwald	Gley
76	48456509	Lommatsch, 11/95	Quartär	nicht durchgängig städtische Prägung	Regosol
77	48456510	Lommatsch, 8/95	Quartär	Ackerland	Gley-Kolluvisol
78	48539001	Litten, Hy Litn 2/1994	Quartär	Ackerland	Pseudogley-Parabraunerde
79	48549003	Georgewitz, B 19/07	Kambrium	Weideland	Regosol
80	50466002	Mohorn, B 12/07	Kambrium	Weideland	Braunerde
81	50466003	Mohorn - Grund, P1/1996	Quartär	nicht durchgängig städtische Prägung	Lockersyrosem-Regosol
82	50506034	Thürmsdorf (HG 121E), k-6121E	Kreide	Weideland	Pseudogley-Parabraunerde
83	50506045	Struppen, Siedlung k-66011	Kreide	Laubwald	Fahlerde-Pseudogley
84	50530001	Seifhennersdorf	Kambrium	nicht durchgängig städtische Prägung	Regosol
85	50540001	Großhennersdorf, Hy Grhn 2/02	Quartär	Ackerland	Gley-Pseudogley
86	51400001	Seiferitz, B 20/07	Perm	Weideland	k.D.
87	51410022	Glauchau, HyGl 3/2004	Quartär	nicht durchgängig städtische Prägung	k.D.
88	51430278	Chemnitz, HyCh 9/2003	Perm	Industrie/Gewerbe	k.D.
89	51430281	Chemnitz, GWM 3/08 (P0872)	Karbon	Industrie/Gewerbe	Regosol
90	51436005	Chemnitz, Str. d. Nationen, B 2/94	Perm	durchgängig städtische Prägung	k.D.
91	51436006	Chemnitz, Zeisigwald GWM8/2, B 8/94	Karbon	Mischwald	Regosol
92	48490001	Grünberg	Quartär	Ackerland	Humusgley
93	45510012	Spohla	Quartär	Weideland	Gley
94	45512209	Seidewinkel, Hy Seiw 1z/97	Quartär	Nadelwald	Podsol
95	46460002	Wülknitz, HYWükRi10u/1998	Quartär	Ackerland	Braunerde
96	44430027	Audenhain, B 2/95	Quartär	Ackerland	Parabraunerde-Pseudogley

ID	MKZ	Messstellename	Hydrogeolog. Bezugseinheit	Landnutzung	Bodengesellschaft
97	44450002	Blumberg, B 5/93	Quartär	Ackerland	Pseudogley-Braunerde
98	45420008	Paschwitz, GWM 1/2011	Quartär	Ackerland	Pseudogley-Kolluvisol
99	44450001	Blumberg, B 5/05	Quartär	Ackerland	Vega
100	44445022	Köllitsch	Quartär	Ackerland	Vega

A 1.2 Stickstoff-Argon-Daten und T-He-Alter

Tabelle 1.2: Ergebnisse der Stickstoff-Argon-Untersuchungen (N-Exzess) an 100 Grundwassermessstellen sowie die berechnete Nitrateintragskonzentration NO3t0. Dazu sind die Tritium-Helium-Alter hinterlegt, die durch das LfULG spezifisch ausgewählt wurden. MKZ = Messstellenkennzahl

ID	MKZ	Messstellenname	Datum der Probenahme	N	Ar	Präfix	Exzess-N	NO3	NO3t0	T-He Alter (a)
				mg/l	mg/l		mg N/l	mg/l	mg/l	a
1	43425506	Kossa,HyKos24/03OP	22.05.2023	27,20	0,91	<	2,00	0,30	4,73	
2	44390001	Peterwitz, GWM 1/2012	09.03.2023	25,60	0,72		6,00	0,49	27,05	
3	44401567	Beerendorf, oP	05.04.2023	27,20	0,63		12,00	< 0,20	53,22	
4	44410009	Schnaditz, B 1/2016	07.03.2023	26,60	0,67		9,00	< 0,20	39,94	
5	44420005	Wildenhain, Hy WdhiEi 63/1969	13.04.2023	21,60	0,77	<	2,00	0,20	4,63	
6	44430049	Melpitz	09.05.2023	24,80	0,71		6,00	< 0,20	26,66	
7	44430035	Klitzschen, Br. 1/84	09.05.2023	26,80	0,57		14,00	37,00	98,98	
8	44430036	Pflückuff, B 101/94 oP	10.05.2023	23,00	0,68		5,00	100,00	122,21	
9	44430042	Dreiheide, Süptitz, HyNei1/95MP	13.03.2023	25,60	0,66		9,00	48,00	87,84	
10	44430056	Audenhain, GWM 1/2012	13.03.2023	25,50	0,64		9,00	< 0,20	39,94	50
11	44440008	Arzberg, WGT-Objekt Kathewitz, BIII/94	14.03.2023	23,60	0,67		6,00	32,00	58,56	
12	44440010	Köllitsch, LVG, HYPKol 1/07	14.03.2023	23,30	0,69		5,00	43,00	65,14	
13	4444E0009	Zwethau	13.03.2023	23,30	0,56		11,00	13,00	61,70	25
14	45400016	Zschortau,BP1/93	27.03.2023	22,10	0,74	<	2,00	8,30	12,73	
15	45420006	Lossa, IIc/92	04.05.2023	24,70	0,69		6,00	15,00	41,56	
16	45430001	Schildau,HyShu2/92	10.05.2023	25,20	0,70		7,00	< 0,20	31,09	
17	46410017	Sehlis	28.03.2023	26,60	0,54		15,00	23,00	89,40	
18	46410525	Machern,B 107, B 525/94	28.03.2023	23,00	0,71		4,00	< 0,20	17,81	

ID	MKZ	Messstellenname	Datum der Probenahme	N	Ar	Präfix	Exzess-N	NO3	NO3t0	T-He Alter (a)
19	46420003	Canitz-Thallwitz,P 303/92	08.05.2023	21,90	0,73	<	2,00	5,10	9,53	
20	46420004	Lüptitz, B 441/ 1997, unten	08.05.2023	21,50	0,65		5,00	3,80	25,94	
21	46437001	Meltewitz, Knatewitz B2/07	27.04.2023	26,00	0,64		10,00	21,00	65,27	
22	46456446	Paußnitz, B 11/07	21.03.2023	27,10	0,66		10,00	5,30	49,57	
23	46460007	Wülknitz, Peritz, B6/2017	20.04.2023	29,80	0,66		13,00	< 0,20	57,65	
24	46470002	Uebigau, HyPZat 1/11-2004	23.03.2023	26,60	0,56		14,00	16,00	77,98	
25	46500001	Großgrabe, Hy GrgbKa 1/2010	09.05.2023	25,00	0,78		3,00	< 0,20	13,38	
26	46510001	Sollschwitz	09.05.2023	22,10	0,76	<	2,00	< 0,20	4,53	
27	46519001	Caminau, B 23/07	09.05.2023	23,40	0,75		3,00	< 0,20	13,38	
28	46520002	Milkel	09.05.2023	26,50	0,52		16,00	4,00	74,83	
29	47410011	Erdmannshain, B 4 /1999	15.05.2023	24,20	0,78	<	2,00	56,00	60,43	
30	47390050	Knautnaundorf, HyKnt 7/96	20.03.2023	27,50	0,67		10,00	25,00	69,27	
31	47422901	Höfgen HyGi 30/84	03.04.2023	22,00	0,69		4,00	< 0,20	17,81	
32	47430006	Mutzschen, OT Göttwitz, GWMS 2, o P	06.03.2023	24,60	0,76		3,00	4,30	17,58	
33	47440019	Mügeln, Stadtbad Brunnen 1/2016	02.05.2023	24,20	0,80	<	2,00	41,00	45,43	
34	47440300	Schrebitz, Dep. BS1	19.04.2023	20,30	0,72	<	2,00	21,00	25,43	
35	47470005	Großenhain, Brg. ALTGn 8/2008	26.04.2023	23,30	0,76	<	2,00	39,00	43,43	
36	47490001	Königsbrück, GWM1/03	08.03.2023	22,50	0,67		5,00	47,00	69,14	
37	47490002	Gräfenhain, Gemeinde Königsbrück	08.03.2023	22,00	0,68		4,00	< 0,20	17,81	
38	47500010	Liebenau, Hy LiebKa 1/2010	01.03.2023	31,20	0,67		14,00	5,80	67,78	
39	47500012	Kriepitz Op, Hy Krpz 2/2011	02.05.2023	27,20	0,68		9,00	< 0,20	39,94	
40	47500013	Kriepitz Up, Hy Krpz 1/2011	02.05.2023	28,70	0,84		4,00	< 0,20	17,81	
41	47510001	Räckelwitz,Hy Rä 1/00	02.05.2023	21,30	0,74	<	2,00	58,00	62,43	
42	47510002	Siebitz	02.05.2023	28,70	0,72		9,00	< 0,20	39,94	47

ID	MKZ	Messstellenname	Datum der Probenahme	N	Ar	Präfix	Exzess-N	NO3	NO3t0	T-He Alter (a)
43	48417004	Heinersdorf, B 9/07	26.04.2023	24,10	0,67		7,00	< 0,20	31,09	
44	48420300	Dep.Colditz GWM6	26.04.2023	26,40	0,79		4,00	< 0,20	17,81	
45	48440005	Ostrau, GWM 2/2020	17.04.2023	20,40	0,69	<	2,00	20,00	24,43	
46	48440302	Simselwitz, WF, Br. 3	17.04.2023	25,30	0,71		6,00	17,00	43,56	
47	48490002	Lichtenberg	15.03.2023	25,10	0,70		6,00	15,00	41,56	
48	48499002	Großröhrsdorf, HyGrrfBW 1/2007	15.03.2023	25,80	0,70		7,00	< 0,20	31,09	
49	48500003	Großröhrsdorf, Vollung	15.03.2023	21,30	0,72	<	2,00	< 0,20	4,53	
50	48550002	Girbigsdorf	04.04.2023	23,20	0,75	<	2,00	140,00	144,43	
51	49417009	Frohburg, HyNkd2/94 (Br. 13)	11.04.2023	22,70	0,82	<	2,00	< 0,20	4,53	
52	49436001	Obercrossen,Cro 1/99	29.03.2023	28,20	0,70		10,00	0,53	44,80	
53	49446003	Reichenbach, Brunnen 1	23.03.2023	21,60	0,71		3,00	150,00	163,28	
54	49460004	Schmiedewalde	18.04.2023	23,00	0,69		5,00	25,00	47,14	
55	49485304	Dresden, Kaditz Kläranlage BFB-1/1992	20.02.2023	19,90	0,68	<	2,00	62,00	66,43	
56	49500004	Langenwolmsdorf	25.04.2023	23,20	0,83	<	2,00	18,00	22,43	
57	50440001	BK 1/21 GWM Sachsenburg	23.05.2023	20,00	0,71	<	2,00	17,00	21,43	
58	50460035	Oberschaar, Hy OrhaFr 1/2011	11.05.2023	20,00	0,63		4,00	< 0,20	17,81	
59	50496161	Pirna, Copitz, B2/93	16.05.2023	24,40	0,60		10,00	2,70	46,97	
60	50496165	Winterleite 3	03.05.2023	22,80	0,74	<	2,00	< 0,20	4,53	
61	44529001	Schleife, B 3/07	06.06.2023	19,40	0,70	<	2,00	< 0,20	4,53	
62	44540001	Bad Muskau, GWM 2/2017	06.06.2023	17,70	0,64	<	2,00	19,00	23,43	
63	45500001	Lauta	06.06.2023	21,70	0,63		6,00	< 0,20	26,66	
64	45559001	Klein Priebus, B 13/07	12.09.2023	24,10	0,79	<	2,00	< 0,20	4,53	39
65	46470001	Brockwitz - Dornzigwiesen	08.06.2023	20,70	0,75	<	2,00	< 0,20	4,53	
66	46480001	Böhla, Hy BlKz 1/2011	08.06.2023	21,10	0,75	<	2,00	56,00	60,43	

ID	MKZ	Messstellenname	Datum der Probenahme	N	Ar	Präfix	Exzess-N	NO3	NO3t0	T-He Alter (a)
67	46539001	Mönau, B 22/07	20.06.2023	19,00	0,70	<	2,00	< 0,20	4,53	
68	46539002	Neudorf/ Spree, B 25/07	20.06.2023	21,60	0,78	<	2,00	< 0,20	4,53	
69	46540002	Mücka, B 2/2006	20.06.2023	23,20	0,73		3,00	11,00	24,28	
70	47476021	Kalkreuth, B 11/Kkr 2019	22.06.2023	22,00	0,73	<	2,00	< 0,20	4,53	
71	47476027	Reinersdorf, B 8/07	22.06.2023	26,40	0,63		11,00	21,00	69,70	
72	47486051	Radeburg, Br 1/83 WW Radeburg	23.08.2023	28,10	0,74		8,00	4,00	39,42	
73	47486063	Radeburg, Br 1/84 Bärwalde	23.08.2023	29,30	0,82		6,00	15,00	41,56	28
74	47488089	Kleinnaundorf, B 32/70, o.P.	08.06.2023	19,90	0,69	<	2,00	< 0,20	4,53	
75	47532203	Spreewiese, Roter Lug,HySdi 22/86	12.06.2023	21,30	0,74	<	2,00	< 0,20	4,53	
76	48456509	Lommatzsch,11/95	27.06.2023	28,90	0,71		10,00	49,00	93,27	
77	48456510	Lommatzsch,8/95	27.06.2023	24,20	0,66		7,00	49,00	79,99	
78	48539001	Litten, Hy Litn 2/1994	12.06.2023	25,30	0,64		9,00	56,00	95,84	19
79	48549003	Georgewitz, B 19/07	23.05.2023	24,50	0,68		7,00	18,00	48,99	
80	50466002	Mohorn, B 12/07	07.09.2023	30,90	0,83		7,00	2,20	33,19	
81	50466003	Mohorn - Grund, P1/1996	07.09.2023	18,00	0,65		7,00	5,80	36,79	
82	50506034	Thürmsdorf (HG 121E), k-6121E	11.07.2023	23,00	0,66		6,00	1,20	27,76	
83	50506045	Struppen, Siedlung k-66011	12.07.2023	23,60	0,82	<	2,00	1,80	6,23	
84	50530001	Seifhennersdorf	26.09.2023	28,00	0,84		3,00	< 0,20	13,38	12
85	50540001	Großhennersdorf,Hy Grhn 2/02	20.09.2023	32,70	0,76		12,00	0,80	53,92	0
86	51400001	Seiferitz, B 20/07	07.08.2023	23,70	0,71		5,00	< 0,20	22,23	
87	51410022	Glauchau, HyGl 3/2004	07.08.2023	19,40	0,63		4,00	22,00	39,71	
88	51430278	Chemnitz, HyCh 9/2003	15.08.2023	22,50	0,74	<	2,00	14,00	18,43	
89	51430281	Chemnitz, GWM 3/08 (P0872)	16.08.2023	22,30	0,70		4,00	1,80	19,51	
90	51436005	Chemnitz, Str. d. Nationen, B 2/94	15.08.2023	20,40	0,68		3,00	1,80	15,08	

ID	MKZ	Messstellenname	Datum der Proben-nahme	N	Ar	Präfix	Exzess-N	NO3	NO3t0	T-He Alter (a)
91	51436006	Chemnitz, Zeisigwald GWM8/2, B 8/94	15.08.2023	23,60	0,79	<	2,00	< 0,20	4,53	
92	48490001	Grünberg	18.10.2023	27,50	0,74		7,00	48,00	78,99	
93	45510012	Spohla	24.10.2023	25,10	0,76		4,00	< 0,20	17,81	
94	45512209	Seidewinkel,Hy Seiw 1z/97	24.10.2023	48,20	1,54		k.D.	< 0,20	k.D.	
95	46460002	Wülknitz, HYWükRi10u/1998	08.11.2023	29,40	0,58		16,00	< 0,20	70,93	
96	44430027	Audenhain, B 2/95	07.11.2023	28,60	0,64		13,00	< 0,20	57,65	
97	44450002	Blumberg, B 5/93	01.11.2023	25,40	0,80		3,00	200,00	213,28	
98	45420008	Paschwitz, GWM 1/2011	07.11.2023	29,80	0,75		9,00	120,00	159,84	
99	44450001	Blumberg, B 5/05	07.11.2023	23,80	0,73		4,00	44,00	61,71	
100	44445022	Köllitsch	07.11.2023	25,00	0,75		4,00	< 0,20	17,81	

A 1.3 Beschaffenheitsdaten des Grundwassers

Tabelle 1.3.1: Vor-Ort-Parameter der Beschaffenheitsdaten von 100 Grundwassermessstellen. Eh = Redoxpotential, T = Temperatur, el. LF = elektrische Leitfähigkeit, MKZ = Messstellenkennzahl

ID	MKZ	Messstellenname	Datum der Probenahme	O ₂	Eh	pH	T	el. LF
				mg/l	mV	[-]	°C	µS/cm
1	43425506	Kossa,HyKos24/03OP	22.05.2023	0,10	341,00	5,30	9,90	298,00
2	44390001	Peterwitz, GWM 1/2012	09.03.2023	0,10	276,00	7,00	12,30	1320,00
3	44401567	Beerendorf, oP	05.04.2023	0,10	200,00	6,80	11,70	1480,00
4	44410009	Schnaditz, B 1/2016	07.03.2023	0,10	199,00	6,10	12,00	888,00
5	44420005	Wildenhain, Hy WdhiEi 63/1969	13.04.2023	0,10	141,00	6,40	10,50	404,00
6	44430027	Melpitz	09.05.2023	0,10	151,00	6,80	11,00	302,00
7	44430035	Klitzschen, Br. 1/84, Staupitzer Agrarprod. GmbH	09.05.2023	0,10	345,00	6,30	13,00	659,00
8	44430036	Pflückuff, B 101/94 oP	10.05.2023	1,00	428,00	5,10	11,70	507,00
9	44430042	Dreiheide, Süptitz, HyNei1/95MP	13.03.2023	2,00	298,00	6,30	10,30	585,00
10	44430049	Audenhain, GWM 1/2012	13.03.2023	0,10	128,00	7,00	11,80	1200,00
11	44430056	Arzberg, WGT-Objekt Kathewitz, BIII/94	14.03.2023	0,30	391,00	6,30	11,20	720,00
12	44440008	Köllitsch, LVG, HYPKol 1/07	14.03.2023	0,40	380,00	6,70	13,60	681,00
13	4444E0009	Zwethau	13.03.2023	0,10	192,00	6,60	13,90	530,00
14	44440010	Zschortau,BP1/93	27.03.2023	0,40	417,00	7,10	12,10	1260,00
15	44445022	Lossa, IIc/92	04.05.2023	1,20	335,00	6,10	11,40	625,00
16	44450001	Schildau,HyShu2/92	10.05.2023	0,10	294,00	5,40	11,50	420,00
17	44450002	Sehlis	28.03.2023	0,10	218,00	6,70	11,00	1150,00
18	44529001	Machern,B 107(Nähe Lübschütz), B 525/94	28.03.2023	0,10	181,00	6,70	11,80	580,00
19	44540001	Canitz-Thallwitz,P 303/92	08.05.2023	0,70	391,00	6,60	8,60	611,00

ID	MKZ	Messstellenname	Datum der Probenahme	O ₂	Eh	pH	T	el. LF
20	45400016	Lüptitz, B 441/ 1997, unten	08.05.2023	1,20	461,00	7,10	11,20	945,00
21	45420006	Meltewitz, Knatewitz B2/07	27.04.2023	0,20	509,00	5,60	10,60	635,00
22	45420008	Paußnitz, B 11/07	21.03.2023	0,10	471,00	6,20	12,10	767,00
23	45430001	Wülknitz, Peritz, B6/2017	20.04.2023	0,30	260,00	6,30	11,70	674,00
24	45500001	Uebigau, HyPZat 1/11-2004	23.03.2023	0,60	270,00	6,30	12,10	525,00
25	45510012	Großgrabe, Hy GrgbKa 1/2010	09.05.2023	0,10	173,00	5,70	9,40	357,00
26	45512209	Sollschwitz	09.05.2023	1,10	164,00	6,80	10,90	310,00
27	45559001	Caminau, B 23/07	09.05.2023	0,30	133,00	6,50	10,40	659,00
28	46410017	Milkel	09.05.2023	0,10	191,00	5,80	10,50	612,00
29	46410525	Erdmannshain, B 4 /1999	15.05.2023	1,40	334,00	6,40	9,50	876,00
30	46420003	Knautnaundorf, HyKnt 7/96	20.03.2023	0,10	437,00	7,00	11,50	1330,00
31	46420004	Höfgen HyGi 30/84	03.04.2023	0,10	224,00	6,90	11,70	457,00
32	46437001	Mutzschen, OT Göttwitz, GWMS 2, o P	06.03.2023	0,20	344,00	6,90	11,40	1170,00
33	46456446	Mügeln, Stadtbad Brunnen 1/2016	02.05.2023	1,00	493,00	7,00	11,50	1020,00
34	46460002	Schrebitz, Dep. BS1	19.04.2023	4,10	372,00	6,60	10,10	1810,00
35	46460007	Großenhain, Brg. ALTGn 8/2008	26.04.2023	0,10	439,00	6,80	12,10	1330,00
36	46470001	Königsbrück, GWM1/03	08.03.2023	0,60	456,00	6,10	10,30	438,00
37	46470002	Gräfenhain, Gemeinde Königsbrück	08.03.2023	0,10	268,00	6,50	11,30	453,00
38	46480001	Liebenau, Hy LiebKa 1/2010	01.03.2023	0,40	339,00	6,00	10,80	442,00
39	46500001	Kriepitz Op, Hy Krpz 2/2011	02.05.2023	0,10	270,00	6,00	11,70	496,00
40	46510001	Kriepitz Up, Hy Krpz 1/2011	02.05.2023	0,10	192,00	6,20	11,10	474,00
41	46519001	Räckelwitz,Hy Rä 1/00	02.05.2023	1,40	404,00	6,00	11,10	552,00
42	46520002	Siebitz	02.05.2023	0,10	164,00	6,70	11,90	1020,00
43	46539001	Heinersdorf, B 9/07	26.04.2023	0,10	146,00	6,30	10,60	1020,00

ID	MKZ	Messstellenname	Datum der Probenahme	O ₂	Eh	pH	T	el. LF
44	46539002	Dep.Colditz GWM6	26.04.2023	0,10	189,00	6,40	12,00	283,00
45	46540002	Ostrau, GWM 2/2020	17.04.2023	1,30	405,00	7,20	11,10	755,00
46	47010011	Simselwitz, WF, Br. 3	17.04.2023	0,30	375,00	7,20	10,30	849,00
47	47390050	Lichtenberg	15.03.2023	0,70	441,00	6,30	12,50	406,00
48	47422901	Großröhrsdorf, HyGrrfBW 1/2007	15.03.2023	0,20	172,00	6,70	9,50	324,00
49	47430006	Großröhrsdorf, Vollung	15.03.2023	0,20	196,00	6,50	9,30	235,00
50	47440019	Girbigsdorf	04.04.2023	2,60	476,00	5,90	10,70	722,00
51	47440300	Frohburg, OT Nenkendorf, HyNkd2/94 (Br. 13)	11.04.2023	0,10	152,00	7,60	11,10	590,00
52	47470005	Obercrossen,Cro 1/99	29.03.2023	0,30	289,00	6,80	10,40	583,00
53	47476021	Reichenbach, Brunnen 1	23.03.2023	1,00	500,00	6,40	9,00	844,00
54	47476027	Schmiedewalde	18.04.2023	1,20	482,00	6,60	10,60	588,00
55	47486051	Dresden, Kaditz Kläranlage BFB-1/1992	20.02.2023	2,10	548,00	6,30	12,50	920,00
56	47486063	Langenwolmsdorf	25.04.2023	1,50	463,00	6,70	11,30	332,00
57	47488089	BK 1/21 GWM Sachsenburg	23.05.2023	3,50	499,00	6,70	11,80	373,00
58	47490001	Oberschaar, Hy OrhaFr 1/2011	11.05.2023	0,10	154,00	6,60	10,20	532,00
59	47490002	Pirna, Copitz, B2/93	16.05.2023	0,30	185,00	7,30	13,10	882,00
60	47500010	Winterleite 3	03.05.2023	0,10	73,00	7,20	11,20	500,00
61	47500012	Schleife, B 3/07	06.06.2023	0,10	165,00	4,70	11,20	694,00
62	47500013	Bad Muskau, GWM 2/2017, ehemaliges WTW-Gelände	06.06.2023	1,40	468,00	4,70	13,20	737,00
63	47510001	Lauta	06.06.2023	0,10	115,00	5,30	10,70	583,00
64	47510002	Klein Priebus, B 13/07	12.09.2023	0,10	251,00	5,10	11,60	375,00
65	47532203	Brockwitz - Dornzigwiesen	08.06.2023	0,10	45,00	6,50	10,70	318,00
66	48417004	Böhla, Hy BlKz 1/2011	08.06.2023	2,00	507,00	5,60	11,50	404,00
67	48420300	Mönau, B 22/07	20.06.2023	0,10	108,00	6,50	11,10	244,00

ID	MKZ	Messstellenname	Datum der Probenahme	O ₂	Eh	pH	T	el. LF
68	48440005	Neudorf/ Spree, B 25/07	20.06.2023	0,10	113,00	6,20	10,60	224,00
69	48440302	Mücka, B 2/2006	20.06.2023	0,10	263,00	6,00	11,30	232,00
70	48456509	Kalkreuth, B 11/Kkr 2019	22.06.2023	0,10	155,00	6,50	11,50	281,00
71	48456510	Reinersdorf, B 8/07	22.06.2023	1,00	283,00	6,90	14,40	469,00
72	48490001	Radeburg, Br 1/83 WW Radeburg	23.08.2023	0,10	336,00	6,70	12,00	666,00
73	48490002	Radeburg, Br 1/84 Bärwalde	23.08.2023	0,10	277,00	6,20	10,90	306,00
74	48499002	Kleinnaudorf, B 32/70, o.P.	08.06.2023	0,10	69,00	6,50	10,70	254,00
75	48500003	Spreewiese, Roter Lug, HySdi 22/86	12.06.2023	0,10	60,00	6,40	12,00	338,00
76	48539001	Lommatzsch, 11/95	27.06.2023	0,70	413,00	7,00	11,40	1280,00
77	48549003	Lommatzsch, 8/95	27.06.2023	1,00	351,00	7,00	11,10	1280,00
78	48550002	Litten, Hy Litn 2/1994	12.06.2023	0,10	336,00	5,40	11,30	607,00
79	49417009	Georgewitz, B 19/07	23.05.2023	0,30	407,00	6,40	11,80	694,00
80	49436001	Mohorn, B 12/07	07.09.2023	0,20	352,00	6,10	11,30	325,00
81	49446003	Mohorn - Grund, P1/1996	07.09.2023	6,00	320,00	6,70	16,30	546,00
82	49460004	Thürmsdorf (HG 121E), k-6121E	11.07.2023	0,20	479,00	4,70	11,90	375,00
83	49485304	Struppen, Siedlung k-66011	12.07.2023	0,30	441,00	6,20	13,40	142,00
84	49500004	Seifhennersdorf	26.09.2023	0,20	257,00	6,60	11,40	489,00
85	50440001	Großhennersdorf, Hy Grhn 2/02	20.09.2023	0,10	86,00	6,40	10,60	445,00
86	50460035	Seiferitz, B 20/07	07.08.2023	0,90	287,00	6,90	12,70	616,00
87	50466002	Glauchau, HyGl 3/2004	07.08.2023	0,20	399,00	6,90	15,60	833,00
88	50466003	Chemnitz, HyCh 9/2003	15.08.2023	1,10	346,00	7,30	13,20	995,00
89	50496161	Chemnitz, GWM 3/08 (P0872)	16.08.2023	0,10	409,00	6,70	11,60	499,00
90	50496165	Chemnitz, Str. d. Nationen, B 2/94	15.08.2023	2,20	276,00	6,00	12,80	1060,00
91	50506034	Chemnitz, Zeisigwald GWM8/2, B 8/94	15.08.2023	0,10	338,00	6,70	10,30	337,00

ID	MKZ	Messstellenname	Datum der Proben-nahme	O ₂	Eh	pH	T	el. LF
92	50506045	Grünberg	18.10.2023	0,30	491,00	5,80	10,40	350,00
93	50530001	Spohma	24.10.2023	0,10	202,00	6,00	11,20	399,00
94	50540001	Seidewinkel, Hy Seiw 1z/97	24.10.2023	0,10	148,00	5,70	11,10	713,00
95	51400001	Wülknitz, HYWükRi10u/1998	08.11.2023	0,20	114,00	6,80	12,10	675,00
96	51410022	Audenhain, B 2/95	07.11.2023	0,10	139,00	7,30	14,00	947,00
97	51430278	Blumberg, Kiessand Arzberg-Blumberg, B 5/93	01.11.2023	0,30	363,00	5,90	11,80	746,00
98	51430281	Paschwitz, GWM 1/2011	07.11.2023	0,30	520,00	6,40	11,40	901,00
99	51436005	Blumberg, Kiessandlagerstätte Koßdorf-West, B 5/05	07.11.2023	1,80	322,00	6,30	13,00	838,00
100	51436006	Köllitsch	07.11.2023	0,10	216,00	6,00	13,00	626,00

Tabelle 1.3.2: Hauptelemente der untersuchten Grundwässer an 100 Grundwassermessstellen. Ca = Calcium, Mg = Magnesium, Na = Natrium, K = Kalium, Cl = Chlorid, SO4 = Sulfat, HCO3 = Hydrogencarbonat, DOC = gelöster organischer Kohlenstoff, NO3 = Nitrat, MKZ = Messstellen-kennzahl

ID	MKZ	Messstellenname	Datum der Probenahme	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO4	HCO3	DOC	NO3
				mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
1	43425506	Kossa,HyKos24/03OP	22.05.2023	39,00	5,60	12,00	2,60	13,00	110,00	31,00	1,60	0,30
2	44390001	Peterwitz, GWM 1/2012	09.03.2023	210,00	33,00	42,00	52,00	78,00	350,00	410,00	2,20	0,49
3	44401567	Beerendorf, oP	05.04.2023	310,00	22,00	30,00	3,30	90,00	580,00	270,00	2,50	0,20
4	44410009	Schnaditz, B 1/2016	07.03.2023	87,00	31,00	38,00	16,00	65,00	350,00	56,00	2,10	0,20
5	44420005	Wildenhain, Hy WdhiEi 63/1969	13.04.2023	57,00	6,90	9,00	2,10	13,00	160,00	42,00	3,30	0,20
6	44430027	Melpitz	09.05.2023	43,00	4,60	9,30	1,30	26,00	75,00	55,00	1,70	0,20
7	44430035	Klitzschen, Br. 1/84	09.05.2023	67,00	15,00	24,00	34,00	60,00	170,00	78,00	2,20	37,00
8	44430036	Pflückuff, B 101/94 oP	10.05.2023	53,00	11,00	15,00	28,00	26,00	130,00	31,00	1,40	100,00
9	44430042	Dreiheide, Süptitz, HyNei1/95MP	13.03.2023	88,00	10,00	18,00	2,40	49,00	160,00	41,00	1,10	48,00
10	44430049	Audenhain, GWM 1/2012	13.03.2023	240,00	17,00	37,00	1,50	77,00	350,00	330,00	4,60	0,20
11	44430056	Arzberg, WGT-Objekt Kathewitz, BIII/94	14.03.2023	67,00	23,00	53,00	5,30	82,00	160,00	75,00	2,00	32,00
12	44440008	Köllitsch, LVG, HYPKol 1/07	14.03.2023	90,00	21,00	27,00	4,30	50,00	140,00	150,00	2,20	43,00
13	4444E0009	Zwethau	13.03.2023	53,00	21,00	25,00	7,50	33,00	100,00	160,00	2,10	13,00
14	44440010	Zschartau,BP1/93	27.03.2023	260,00	28,00	21,00	7,40	73,00	400,00	310,00	2,10	8,30
15	44445022	Lossa, lIc/92	04.05.2023	89,00	17,00	21,00	4,30	41,00	210,00	55,00	1,30	15,00
16	44450001	Schildau,HyShu2/92	10.05.2023	45,00	8,00	19,00	3,20	37,00	150,00	31,00	4,00	0,20
17	44450002	Sehlis	28.03.2023	220,00	16,00	27,00	2,70	39,00	500,00	150,00	1,50	23,00
18	44529001	Machern,B 107, B 525/94	28.03.2023	88,00	12,00	14,00	2,10	22,00	150,00	170,00	2,80	0,20
19	44540001	Canitz-Thallwitz,P 303/92	08.05.2023	59,00	16,00	50,00	4,80	79,00	150,00	84,00	3,10	5,10
20	45400016	Lüptitz, B 441/ 1997, unten	08.05.2023	180,00	11,00	23,00	8,70	68,00	270,00	0,00	1,20	3,80

ID	MKZ	Messstellenname	Datum der Probenahme	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO4	HCO3	DOC	NO3
21	45420006	Meltewitz, Knatewitz B2/07	27.04.2023	80,00	22,00	20,00	4,00	46,00	230,00	31,00	1,80	21,00
22	45420008	Paußnitz, B 11/07	21.03.2023	88,00	35,00	25,00	2,60	54,00	290,00	73,00	1,40	5,30
23	45430001	Wülknitz, Peritz, B6/2017	20.04.2023	97,00	15,00	22,00	2,60	76,00	210,00	57,00	1,60	0,20
24	45500001	Uebigau, HyPZat 1/11-2004	23.03.2023	64,00	16,00	16,00	2,70	42,00	170,00	34,00	0,90	16,00
25	45510012	Großgrabe, Hy GrgbKa 1/2010	09.05.2023	26,00	6,20	16,00	14,00	40,00	91,00	34,00	11,00	0,20
26	45512209	Sollschwitz	09.05.2023	44,00	5,40	10,00	1,40	14,00	5,00	190,00	9,20	0,20
27	45559001	Caminau, B 23/07	09.05.2023	74,00	21,00	14,00	1,30	36,00	140,00	230,00	6,00	0,20
28	46410017	Milkel	09.05.2023	50,00	10,00	27,00	3,60	65,00	210,00	32,00	1,70	4,00
29	46410525	Erdmannshain, B 4 /1999	15.05.2023	150,00	18,00	14,00	3,80	54,00	250,00	140,00	2,40	56,00
30	46420003	Knautnaundorf, HyKnt 7/96	20.03.2023	240,00	32,00	38,00	15,00	86,00	400,00	330,00	4,00	25,00
31	46420004	Höfgen HyGi 30/84	03.04.2023	47,00	11,00	34,00	4,90	51,00	66,00	130,00	2,40	0,20
32	46437001	Mutzschen, OT Göttwitz, GWMS 2, o P	06.03.2023	170,00	29,00	45,00	6,20	160,00	99,00	430,00	3,90	4,30
33	46456446	Mügeln, Stadtbad Brunnen 1/2016	02.05.2023	180,00	34,00	15,00	2,50	54,00	200,00	410,00	1,40	41,00
34	46460002	Schrebitz, Dep. BS1	19.04.2023	290,00	92,00	38,00	2,40	140,00	460,00	650,00	4,00	21,00
35	46460007	Großenhain, Brg. ALTGn 8/2008	26.04.2023	110,00	37,00	98,00	75,00	160,00	200,00	330,00	3,50	39,00
36	46470001	Königsbrück, GWM1/03	08.03.2023	42,00	15,00	17,00	16,00	34,00	78,00	73,00	2,30	47,00
37	46470002	Gräfenhain, Gemeinde Königsbrück	08.03.2023	49,00	14,00	21,00	4,60	48,00	47,00	160,00	3,60	0,20
38	46480001	Liebenau, Hy LiebKa 1/2010	01.03.2023	52,00	12,00	19,00	3,30	41,00	140,00	31,00	1,10	5,80
39	46500001	Kriepitz Op, Hy Krpz 2/2011	02.05.2023	61,00	11,00	24,00	1,90	46,00	150,00	48,00	1,10	0,20
40	46510001	Kriepitz Up, Hy Krpz 1/2011	02.05.2023	56,00	9,80	18,00	1,80	42,00	140,00	61,00	1,10	0,20
41	46519001	Räckelwitz,Hy Rä 1/00	02.05.2023	67,00	13,00	24,00	4,00	54,00	130,00	41,00	1,60	58,00
42	46520002	Siebitz	02.05.2023	170,00	25,00	29,00	1,70	110,00	200,00	310,00	1,90	0,20
43	46539001	Heinersdorf, B 9/07	26.04.2023	88,00	23,00	61,00	5,50	180,00	140,00	150,00	8,60	0,20
44	46539002	Dep.Colditz GWM6	26.04.2023	38,00	5,90	8,60	3,50	19,00	50,00	79,00	0,70	0,20

ID	MKZ	Messstellenname	Datum der Probenahme	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO4	HCO3	DOC	NO3
45	46540002	Ostrau, GWM 2/2020	17.04.2023	140,00	25,00	12,00	2,20	38,00	110,00	340,00	0,90	20,00
46	47010011	Simselwitz, WF, Br. 3	17.04.2023	150,00	22,00	15,00	1,60	52,00	170,00	290,00	1,00	17,00
47	47390050	Lichtenberg	15.03.2023	45,00	11,00	19,00	4,20	33,00	76,00	92,00	1,60	15,00
48	47422901	Großröhrsdorf, HyGrrfBW 1/2007	15.03.2023	42,00	5,40	11,00	1,60	20,00	67,00	95,00	1,30	0,20
49	47430006	Großröhrsdorf, Vollung	15.03.2023	25,00	3,80	8,10	1,20	7,80	72,00	42,00	0,80	0,20
50	47440019	Girbigsdorf	04.04.2023	72,00	23,00	29,00	1,90	70,00	130,00	43,00	1,10	140,00
51	47440300	Frohburg, HyNkd2/94 (Br. 13)	11.04.2023	45,00	17,00	66,00	7,80	30,00	12,00	360,00	1,20	0,20
52	47470005	Obercrossen,Cro 1/99	29.03.2023	59,00	29,00	17,00	2,50	97,00	97,00	0,00	0,80	0,53
53	47476021	Reichenbach, Brunnen 1	23.03.2023	88,00	31,00	39,00	14,00	65,00	140,00	0,00	1,80	150,00
54	47476027	Schmiedewalde	18.04.2023	70,00	21,00	21,00	1,80	67,00	100,00	120,00	0,80	25,00
55	47486051	Dresden, Kaditz BFB-1/1992	20.02.2023	120,00	24,00	52,00	4,50	93,00	180,00	180,00	2,10	62,00
56	47486063	Langenwolmsdorf	25.04.2023	36,00	12,00	15,00	1,00	18,00	66,00	85,00	0,70	18,00
57	47488089	BK 1/21 GWM Sachsenburg	23.05.2023	37,00	15,00	18,00	10,00	18,00	72,00	0,00	1,50	17,00
58	47490001	Oberschaar, Hy OrhaFr 1/2011	11.05.2023	47,00	12,00	32,00	1,80	35,00	49,00	260,00	6,00	0,20
59	47490002	Pirna, Copitz, B2/93	16.05.2023	160,00	9,80	29,00	3,90	50,00	190,00	290,00	2,60	2,70
60	47500010	Winterleite 3	03.05.2023	50,00	17,00	34,00	1,30	15,00	81,00	220,00	0,50	0,20
61	47500012	Schleife, B 3/07	06.06.2023	89,00	27,00	6,30	3,40	11,00	370,00	31,00	1,10	0,20
62	47500013	Bad Muskau, GWM 2/2017	06.06.2023	83,00	3,90	47,00	39,00	12,00	340,00	31,00	5,90	19,00
63	47510001	Lauta	06.06.2023	55,00	6,50	23,00	2,10	74,00	180,00	31,00	19,00	0,20
64	47510002	Klein Priebus, B 13/07	12.09.2023	23,00	7,50	27,00	8,40	41,00	36,00	31,00	2,60	0,20
65	47532203	Brockwitz - Dornzigwiesen	08.06.2023	44,00	5,00	13,00	2,30	11,00	92,00	76,00	2,60	0,20
66	48417004	Böhla, Hy BlKz 1/2011	08.06.2023	43,00	12,00	19,00	3,40	29,00	100,00	31,00	1,40	56,00
67	48420300	Mönau, B 22/07	20.06.2023	19,00	7,40	7,70	1,30	17,00	35,00	100,00	2,80	0,20
68	48440005	Neudorf/ Spree, B 25/07	20.06.2023	20,00	6,00	7,80	1,70	5,50	87,00	34,00	4,80	0,20

ID	MKZ	Messstellenname	Datum der Probenahme	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO4	HCO3	DOC	NO3
69	48440302	Mücka, B 2/2006	20.06.2023	23,00	4,50	11,00	7,90	21,00	48,00	32,00	2,40	11,00
70	48456509	Kalkreuth, B 11/Kkr 2019	22.06.2023	36,00	8,90	9,20	1,50	8,30	52,00	120,00	6,30	0,20
71	48456510	Reinersdorf, B 8/07	22.06.2023	51,00	21,00	21,00	1,60	24,00	130,00	88,00	0,90	21,00
72	48490001	Radeburg, Br 1/83 WW Radeburg	23.08.2023	55,00	14,00	61,00	23,00	97,00	85,00	140,00	3,70	4,00
73	48490002	Radeburg, Br 1/84 Bärwalde	23.08.2023	30,00	6,40	16,00	5,90	25,00	65,00	47,00	5,20	15,00
74	48499002	Kleinnaundorf, B 32/70, o.P.	08.06.2023	13,00	4,10	10,00	2,30	14,00	54,00	80,00	3,60	0,20
75	48500003	Spreewiese, Roter Lug,HySdi 22/86	12.06.2023	35,00	8,10	22,00	4,20	31,00	58,00	98,00	3,30	0,20
76	48539001	Lommatzsch,11/95	27.06.2023	210,00	41,00	34,00	1,90	90,00	230,00	460,00	1,60	49,00
77	48549003	Lommatzsch,8/95	27.06.2023	230,00	38,00	17,00	0,70	76,00	370,00	310,00	1,60	49,00
78	48550002	Litten, Hy Litn 2/1994	12.06.2023	70,00	20,00	24,00	9,80	47,00	200,00	31,00	2,80	56,00
79	49417009	Georgewitz, B 19/07	23.05.2023	93,00	28,00	28,00	2,20	47,00	200,00	140,00	2,60	18,00
80	49436001	Mohorn, B 12/07	07.09.2023	32,00	9,80	16,00	3,10	40,00	69,00	51,00	0,70	2,20
81	49446003	Mohorn - Grund, P1/1996	07.09.2023	59,00	11,00	42,00	7,70	91,00	50,00	120,00	1,70	5,80
82	49460004	Thürmsdorf (HG 121E), k-6121E	11.07.2023	48,00	6,20	15,00	1,90	29,00	140,00	31,00	0,60	1,20
83	49485304	Struppen, Siedlung k-66011	12.07.2023	24,00	2,30	2,80	1,40	5,10	26,00	52,00	0,50	1,80
84	49500004	Seifhennersdorf	26.09.2023	68,00	15,00	13,00	2,30	38,00	60,00	200,00	1,30	0,20
85	50440001	Großhennersdorf,Hy Grhn 2/02	20.09.2023	60,00	8,90	18,00	3,00	25,00	110,00	100,00	2,40	0,80
86	50460035	Seiferitz, B 20/07	07.08.2023	95,00	29,00	8,80	2,50	47,00	47,00	310,00	1,00	0,20
87	50466002	Glauchau, HyGl 3/2004	07.08.2023	120,00	22,00	42,00	20,00	44,00	110,00	370,00	3,00	22,00
88	50466003	Chemnitz, HyCh 9/2003	15.08.2023	120,00	58,00	22,00	3,00	180,00	64,00	310,00	1,20	14,00
89	50496161	Chemnitz, GWM 3/08 (P0872)	16.08.2023	60,00	22,00	19,00	2,20	31,00	120,00	140,00	0,80	1,80
90	50496165	Chemnitz, Str. d. Nationen, B 2/94	15.08.2023	150,00	26,00	51,00	2,20	190,00	190,00	110,00	1,70	1,80
91	50506034	Chemnitz, Zeisigwald GWM8/2, B 8/94	15.08.2023	39,00	20,00	8,40	1,50	11,00	37,00	180,00	2,20	0,20
92	50506045	Grünberg	18.10.2023	31,00	10,00	13,00	3,40	28,00	61,00	31,00	1,30	48,00

ID	MKZ	Messstellenname	Datum der Probenahme	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO4	HCO3	DOC	NO3
93	50530001	Spohla	24.10.2023	120,00	6,50	13,00	2,30	33,00	110,00	43,00	3,30	0,20
94	50540001	Seidewinkel, Hy Seiw 1z/97	24.10.2023	71,00	22,00	15,00	3,70	33,00	280,00	48,00	3,20	0,20
95	51400001	Wülknitz, HYWükRi10u/1998	08.11.2023	64,00	18,00	23,00	4,20	47,00	170,00	120,00	1,80	0,20
96	51410022	Audenhain, B 2/95	07.11.2023	170,00	9,80	24,00	1,10	27,00	220,00	330,00	3,20	0,20
97	51430278	Blumberg, B 5/93	01.11.2023	68,00	18,00	17,00	33,00	35,00	85,00	35,00	3,80	200,00
98	51430281	Paschwitz, GWM 1/2011	07.11.2023	120,00	26,00	23,00	4,10	42,00	180,00	120,00	1,90	120,00
99	51436005	Blumberg, B 5/05	07.11.2023	86,00	37,00	16,00	4,00	65,00	190,00	120,00	2,40	44,00
100	51436006	Köllitsch	07.11.2023	42,00	11,00	30,00	11,00	73,00	130,00	74,00	9,50	0,20

Tabelle 1.3.3: Nebenelemente der untersuchten Grundwässer an 100 Grundwassermessstellen. Al = Aluminium, Mn = Mangan, NH4 = Ammonium, PO4 = Phosphat, Fe(II) = Eisen(II), TNb = gesamt gebundener Stickstoff, MKZ = Messstellenkennzahl

ID	MKZ	Messstellenname	Datum der Probenahme	Al	Mn	NH4	PO4	Fe(II)	TNb
				mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
1	43425506	Kossa, HyKos24/03OP	22.05.2023	0,00	0,00	0,12	0,03	0,05	0,50
2	44390001	Peterwitz, GWM 1/2012	09.03.2023	0,00	0,00	0,53	0,04	0,18	1,10
3	44401567	Beerendorf, oP	05.04.2023	0,01	0,05	0,06	0,03	0,85	0,50
4	44410009	Schnaditz, B 1/2016	07.03.2023	0,00	1,50	0,24	0,26	18,00	0,50
5	44420005	Wildenhain, Hy WdhiEi 63/1969	13.04.2023	0,01	0,33	0,20	0,03	18,00	0,50
6	44430027	Melpitz	09.05.2023	0,00	0,25	0,12	0,03	6,20	0,50
7	44430035	Klitzschen, Br. 1/84, Staupitzer Agrarprod. GmbH	09.05.2023	0,00	0,29	3,20	0,03	0,00	10,00
8	44430036	Pflückuff, B 101/94 oP	10.05.2023	0,03	0,06	0,03	0,03	0,00	21,00
9	44430042	Dreiheide, Süptitz, HyNei1/95MP	13.03.2023	0,00	0,00	0,03	0,03	0,00	13,00
10	44430049	Audenhain, GWM 1/2012	13.03.2023	0,00	0,00	0,09	0,03	2,90	0,50
11	44430056	Arzberg, WGT-Objekt Kathewitz, BIII/94	14.03.2023	0,00	0,00	0,03	0,05	0,00	8,00
12	44440008	Köllitsch, LVG, HYPKol 1/07	14.03.2023	0,00	0,00	0,38	0,06	0,00	12,00
13	4444E0009	Zwethau	13.03.2023	0,02	0,22	0,32	0,03	3,10	3,70
14	44440010	Zschartau, BP1/93	27.03.2023	0,00	0,00	0,03	0,08	0,03	2,00
15	44445022	Lossa, IIC/92	04.05.2023	0,00	0,00	0,03	0,09	0,00	3,50
16	44450001	Schildau, HyShu2/92	10.05.2023	0,01	0,25	0,32	0,03	14,00	0,50
17	44450002	Sehlis	28.03.2023	0,00	0,09	0,03	0,03	0,72	5,70
18	44529001	Machern, B 107(Nähe Lübschütz), B 525/94	28.03.2023	0,00	2,40	0,46	0,03	18,00	0,50
19	44540001	Canitz-Thallwitz, P 303/92	08.05.2023	0,03	0,06	0,03	0,28	0,00	2,50
20	45400016	Lüptitz, B 441/ 1997, unten	08.05.2023	0,00	0,00	0,05	0,03	0,00	0,80
21	45420006	Meltewitz, Knatewitz B2/07	27.04.2023	0,01	0,17	0,03	0,05	0,00	5,00

ID	MKZ	Messstellenname	Datum der Probenahme	Al	Mn	NH4	PO4	Fe(II)	TNb
22	45420008	Paußnitz, B 11/07	21.03.2023	0,00	0,02	0,03	0,03	0,00	1,20
23	45430001	Wülknitz, Peritz, B6/2017	20.04.2023	0,00	0,00	0,08	0,04	0,00	0,50
24	45500001	Uebigau, HyPZat 1/11-2004	23.03.2023	0,00	0,00	0,17	0,05	0,00	3,80
25	45510012	Großgrabe, Hy GrgbKa 1/2010	09.05.2023	0,05	0,33	0,34	0,24	19,00	0,90
26	45512209	Sollschwitz	09.05.2023	0,00	0,21	0,38	0,07	9,30	0,60
27	45559001	Caminau, B 23/07	09.05.2023	0,01	1,40	1,90	0,06	37,00	2,00
28	46410017	Mikel	09.05.2023	0,01	1,00	0,50	0,05	59,00	1,40
29	46410525	Erdmannshain, B 4 /1999	15.05.2023	0,01	0,04	0,03	0,03	0,00	14,00
30	46420003	Knautnaundorf, HyKnt 7/96	20.03.2023	0,01	1,30	0,03	0,03	0,00	6,40
31	46420004	Höfgen HyGi 30/84	03.04.2023	0,01	0,24	0,30	0,12	0,32	0,50
32	46437001	Mutzschen, OT Göttwitz, GWMS 2, o P	06.03.2023	0,00	0,38	0,10	0,07	0,00	1,10
33	46456446	Mügeln, Stadtbad Brunnen 1/2016	02.05.2023	0,00	0,00	0,03	0,09	0,03	8,20
34	46460002	Schrebitz, Dep. BS1	19.04.2023	0,00	0,00	0,03	0,11	0,00	5,20
35	46460007	Großenhain, Brg. ALTGn 8/2008	26.04.2023	0,00	0,63	0,43	4,50	0,03	9,30
36	46470001	Königsbrück, GWM1/03	08.03.2023	0,00	0,00	0,03	0,03	0,00	11,00
37	46470002	Gräfenhain, Gemeinde Königsbrück	08.03.2023	0,00	1,70	0,14	0,06	1,70	0,50
38	46480001	Liebenau, Hy LiebKa 1/2010	01.03.2023	0,00	0,00	0,03	0,12	0,00	1,40
39	46500001	Kriepitz Op, Hy Krpz 2/2011	02.05.2023	0,00	0,00	0,03	0,03	0,00	0,50
40	46510001	Kriepitz Up, Hy Krpz 1/2011	02.05.2023	0,00	0,00	0,07	0,05	0,00	0,50
41	46519001	Räckelwitz,Hy Rä 1/00	02.05.2023	0,00	0,00	0,03	0,05	0,00	13,00
42	46520002	Siebitz	02.05.2023	0,00	0,53	0,17	0,06	0,00	0,50
43	46539001	Heinersdorf, B 9/07	26.04.2023	0,02	3,20	1,90	0,03	43,00	1,70
44	46539002	Dep.Colditz GWM6	26.04.2023	0,03	0,12	0,08	0,03	6,70	0,50
45	46540002	Ostrau, GWM 2/2020	17.04.2023	0,00	0,00	0,06	0,04	0,03	4,80

ID	MKZ	Messstellenname	Datum der Probenahme	Al	Mn	NH4	PO4	Fe(II)	TNb
46	47010011	Simselwitz, WF, Br. 3	17.04.2023	0,01	0,37	0,05	0,03	0,00	4,20
47	47390050	Lichtenberg	15.03.2023	0,00	0,29	0,03	0,03	0,03	3,60
48	47422901	Großröhrsdorf, HyGrrfBW 1/2007	15.03.2023	0,00	0,32	0,05	0,29	5,30	0,50
49	47430006	Großröhrsdorf, Vollung	15.03.2023	0,00	0,36	0,03	0,05	7,40	0,50
50	47440019	Girbigsdorf	04.04.2023	0,00	0,02	0,18	0,09	0,00	32,00
51	47440300	Frohburg, OT Nenkendorf, HyNkd2/94 (Br. 13)	11.04.2023	0,02	0,03	0,20	0,03	0,52	0,50
52	47470005	Obercrossen,Cro 1/99	29.03.2023	0,00	1,20	0,03	0,05	2,40	0,50
53	47476021	Reichenbach, Brunnen 1	23.03.2023	0,00	0,01	0,03	0,03	0,00	40,00
54	47476027	Schmiedewalde	18.04.2023	0,00	0,00	0,03	0,09	0,00	5,70
55	47486051	Dresden, Kaditz Kläranlage BFB-1/1992	20.02.2023	0,00	0,00	0,04	0,05	0,00	14,00
56	47486063	Langenwolmsdorf	25.04.2023	0,00	0,00	0,03	0,03	0,00	4,30
57	47488089	BK 1/21 GWM Sachsenburg	23.05.2023	0,00	0,00	0,03	0,07	0,03	4,40
58	47490001	Oberschaar, Hy OrhaFr 1/2011	11.05.2023	0,00	3,20	0,54	0,16	40,00	0,80
59	47490002	Pirna, Copitz, B2/93	16.05.2023	0,01	0,03	0,10	0,03	1,10	0,70
60	47500010	Winterleite 3	03.05.2023	0,00	1,20	0,13	0,03	9,40	0,50
61	47500012	Schleife, B 3/07	06.06.2023	0,58	0,35	0,06	0,05	18,00	0,80
62	47500013	Bad Muskau, GWM 2/2017, ehemaliges WTW-Gelände	06.06.2023	1,70	0,02	0,10	0,03	0,15	4,30
63	47510001	Lauta	06.06.2023	0,20	0,73	0,06	0,12	40,00	1,60
64	47510002	Klein Priebus, B 13/07	12.09.2023	0,11	0,23	0,14	0,04	13,00	0,50
65	47532203	Brockwitz - Dornzigwiesen	08.06.2023	0,01	0,22	0,21	0,19	6,20	0,50
66	48417004	Böhla, Hy BlKz 1/2011	08.06.2023	0,01	0,00	0,03	0,06	0,00	13,00
67	48420300	Mönau, B 22/07	20.06.2023	0,02	0,39	0,35	0,05	19,00	0,50
68	48440005	Neudorf/ Spree, B 25/07	20.06.2023	0,01	0,43	0,33	0,17	15,00	0,50
69	48440302	Mücka, B 2/2006	20.06.2023	0,00	0,45	0,11	0,05	0,00	2,70

ID	MKZ	Messstellenname	Datum der Probenahme	Al	Mn	NH4	PO4	Fe(II)	TNb
70	48456509	Kalkreuth, B 11/Kkr 2019	22.06.2023	0,00	0,00	0,39	0,42	0,00	0,70
71	48456510	Reinersdorf, B 8/07	22.06.2023	0,01	0,90	0,03	0,03	0,12	5,20
72	48490001	Radeburg, Br 1/83 WW Radeburg	23.08.2023	0,01	1,00	0,06	0,13	0,05	1,20
73	48490002	Radeburg, Br 1/84 Bärwalde	23.08.2023	0,00	0,00	0,14	0,05	0,00	4,10
74	48499002	Kleinnaudorf, B 32/70, o.P.	08.06.2023	0,01	0,81	0,82	0,03	33,00	0,70
75	48500003	Spreewiese, Roter Lug,HySdi 22/86	12.06.2023	0,00	0,62	0,76	0,03	2,30	0,80
76	48539001	Lommatzsch,11/95	27.06.2023	0,00	0,04	0,03	0,07	0,00	12,00
77	48549003	Lommatzsch,8/95	27.06.2023	0,01	0,00	0,04	0,04	0,00	12,00
78	48550002	Litten, Hy Litn 2/1994	12.06.2023	0,01	0,05	0,03	0,03	0,00	13,00
79	49417009	Georgewitz, B 19/07	23.05.2023	0,00	0,18	0,03	0,03	0,00	4,40
80	49436001	Mohorn, B 12/07	07.09.2023	0,01	1,00	0,03	0,03	0,29	0,70
81	49446003	Mohorn - Grund, P1/1996	07.09.2023	0,01	0,15	0,04	0,04	0,03	1,50
82	49460004	Thürmsdorf (HG 121E), k-6121E	11.07.2023	0,05	0,00	0,05	0,03	0,08	0,50
83	49485304	Struppen, Siedlung k-66011	12.07.2023	0,01	0,02	0,08	0,03	0,30	0,50
84	49500004	Seifhennersdorf	26.09.2023	0,02	1,10	0,13	0,03	18,00	0,50
85	50440001	Großhennersdorf,Hy Grhn 2/02	20.09.2023	0,01	0,72	0,10	0,37	8,50	0,50
86	50460035	Seiferitz, B 20/07	07.08.2023	0,00	0,66	0,04	0,03	2,00	0,50
87	50466002	Glauchau, HyGl 3/2004	07.08.2023	0,00	0,16	0,16	0,05	0,00	5,60
88	50466003	Chemnitz, HyCh 9/2003	15.08.2023	0,01	0,00	0,03	0,03	0,00	3,20
89	50496161	Chemnitz, GWM 3/08 (P0872)	16.08.2023	0,00	0,00	0,03	0,13	0,00	0,50
90	50496165	Chemnitz, Str. d. Nationen, B 2/94	15.08.2023	0,01	3,70	0,08	0,03	4,60	0,60
91	50506034	Chemnitz, Zeisigwald GWM8/2, B 8/94	15.08.2023	0,00	0,00	0,03	0,03	0,85	0,50
92	50506045	Grünberg	18.10.2023	0,00	0,00	0,03	0,04	0,00	11,00
93	50530001	Spotha	24.10.2023	0,10	0,29	0,39	0,08	13,00	0,60

ID	MKZ	Messstellenname	Datum der Probenahme	Al	Mn	NH4	PO4	Fe(II)	TNb
94	50540001	Seidewinkel,Hy Seiw 1z/97	24.10.2023	0,10	0,72	1,20	0,08	31,00	1,20
95	51400001	Wülknitz, HYWükRi10u/1998	08.11.2023	0,00	0,32	0,21	0,03	20,00	0,50
96	51410022	Audenhain, B 2/95	07.11.2023	0,10	0,00	0,08	0,03	0,00	0,00
97	51430278	Blumberg, Kiessand Arzberg-Blumberg, B 5/93	01.11.2023	0,01	0,03	0,03	0,06	0,01	50,00
98	51430281	Paschwitz, GWM 1/2011	07.11.2023	0,01	0,10	0,03	0,00	0,01	28,00
99	51436005	Blumberg, Kiessandlagerstätte Koßdorf-West, B 5/05	07.11.2023	0,01	0,05	0,03	0,06	0,07	11,00
100	51436006	Köllitsch	07.11.2023	0,02	0,38	0,66	0,17	38,00	0,70

A 1.4 Denitrifikationspotentiale und N-Mindestraten

Tabelle 1.4: Übersicht über die ermittelten qualitativen Denitrifikationspotentiale auf Basis der zwei Indikatorverfahren nach HYDOR (2017) und LAWA (2024). Zusätzlich sind die Ergebnisse der Ganglinienanalyse und der ermittelte dominante Stickstoffumsatzprozess im Anstrom der untersuchten Grundwassermessstellen. MKZ = Messstellenkennzahl, Denitr. Verhältnisse = denitrifizierende Verhältnisse

ID	MKZ	Messstellenname	D.-Potential (HY-DOR)	D.-Potential (LAWA)	Ergänzende Einstufung (LAWA)	Stickstoffumsatzprozess
1	43425506	Kossa, HyKos24/03OP	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
2	44390001	Peterwitz, GWM 1/2012	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
3	44401567	Beerendorf, oP	starker Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	k.D.
4	44410009	Schnaditz, B 1/2016	starker Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
5	44420005	Wildenhain, Hy WdhiEi 63/1969	starker Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
6	44430049	Melpitz	starker Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
7	44430035	Klitzschen, Br. 1/84,	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	heterotrophe Denitrifikation
8	44430036	Pflückuff, B 101/94 oP	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	fehlendes Abbaupotential
9	44430042	Dreiheide, Süptitz, HyNei1/95MP	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	autotrophe Denitrifikation
10	44430056	Audenhain, GWM 1/2012	starker Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
11	44440008	Arzberg, WGT-Objekt Kathewitz, BIII/94	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	autotrophe Denitrifikation
12	44440010	Köllitsch, LVG, HYPKol 1/07	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	autotrophe Denitrifikation
13	4444E0009	Zwethau	starker Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Mischwasser	heterotrophe Denitrifikation
14	45400016	Zschortau, BP1/93	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	autotrophe Denitrifikation
15	45420006	Lossa, IIc/92	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	autotrophe Denitrifikation
16	45430001	Schildau, HyShu2/92	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
17	46410017	Sehlis	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Mischwasser	kein Nitrateintrag
18	46410525	Machern, B 107, B 525/94	starker Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
19	46420003	Canitz-Thallwitz, P 303/92	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	fallende Nitrateinträge
20	46420004	Lüptitz, B 441/ 1997, unten	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	kein Nitrateintrag

ID	MKZ	Messstellenname	D.-Potential (HY-DOR)	D.-Potential (LAWA)	Ergänzende Einstufung (LAWA)	Stickstoffumsatzprozess
21	46437001	Meltewitz, Knatewitz B2/07	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	fallende Nitrateinträge
22	46456446	Paußnitz, B 11/07	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	autotrophe Denitrifikation
23	46460007	Wülknitz, Peritz, B6/2017	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
24	46470002	Uebigau, HyPZat 1/11-2004	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	fallende Nitrateinträge
25	46500001	Großgrabe, Hy GrzbKa 1/2010	starker Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
26	46510001	Sollschwitz	starker Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
27	46519001	Caminau, B 23/07	starker Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
28	46520002	Milkel	starker Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Mischwasser	k.D.
29	47410011	Erdmannshain, B 4 /1999	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	erschöpftes Abbaupotential
30	47390050	Knautnaundorf, HyKnt 7/96	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	beide D.-Arten
31	47422901	Höfgen HyGi 30/84	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	beide D.-Arten
32	47430006	Mutzschen, OT Göttwitz, GWMS 2, o P	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	heterotrophe Denitrifikation
33	47440019	Mügeln, Stadtbad Brunnen 1/2016	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
34	47440300	Schrebitz, Dep. BS1	kein Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	heterotrophe Denitrifikation
35	47470005	Großenhain, Brg. ALTGn 8/2008	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	heterotrophe Denitrifikation
36	47490001	Königsbrück, GWM1/03	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	heterotrophe Denitrifikation
37	47490002	Gräfenhain, Gemeinde Königsbrück	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
38	47500010	Liebenau, Hy LiebKa 1/2010	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	fallende Nitrateinträge
39	47500012	Kriepitz Op, Hy Krpz 2/2011	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
40	47500013	Kriepitz Up, Hy Krpz 1/2011	starker Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
41	47510001	Räckelwitz,Hy Rä 1/00	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	autotrophe Denitrifikation
42	47510002	Siebitz	starker Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	k.D.
43	48417004	Heinersdorf, B 9/07	starker Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
44	48420300	Dep.Colditz GWM6	starker Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
45	48440005	Ostrau, GWM 2/2020	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	k.D.
46	48440302	Simselwitz, WF, Br. 3	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	erschöpftes Abbaupotential

ID	MKZ	Messstellenname	D.-Potential (HY-DOR)	D.-Potential (LAWA)	Ergänzende Einstufung (LAWA)	Stickstoffumsatzprozess
47	48490002	Lichtenberg	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	k.D.
48	48499002	Großröhrsdorf, HyGrrfBW 1/2007	starker Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
49	48500003	Großröhrsdorf, Vollung	starker Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
50	48550002	Girbigsdorf	kein Nitratabbau	keine Denitr. Verhältnisse	kein Nitratabbau	k.D.
51	49417009	Frohburg, HyNkd2/94 (Br. 13)	starker Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
52	49436001	Obercrossen,Cro 1/99	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	heterotrophe Denitrifikation
53	49446003	Reichenbach, Brunnen 1	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	erschöpftes Abbaupotential
54	49460004	Schmiedewalde	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	heterotrophe Denitrifikation
55	49485304	Dresden, Kaditz Kläranlage BFB-1/1992	kein Nitratabbau	keine Denitr. Verh.	kein Nitratabbau	erschöpftes Abbaupotential
56	49500004	Langenwolmsdorf	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	k.D.
57	50440001	BK 1/21 GWM Sachsenburg	kein Nitratabbau	keine Denitr. Verhältnisse	kein Nitratabbau	k.D.
58	50460035	Oberschaar, Hy OrhaFr 1/2011	starker Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
59	50496161	Pirna, Copitz, B2/93	starker Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Mischwasser	kein Nitrateintrag
60	50496165	Winterleite 3	starker Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
61	44529001	Schleife, B 3/07	starker Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
62	44540001	Bad Muskau, GWM 2/2017	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Mischwasser	autotrophe Denitrifikation
63	45500001	Lauta	starker Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
64	45559001	Klein Priebus, B 13/07	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
65	46470001	Brockwitz - Dornzigwiesen	starker Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
66	46480001	Böhla, Hy BlKz 1/2011	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	erschöpftes Abbaupotential
67	46539001	Mönau, B 22/07	starker Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
68	46539002	Neudorf/ Spree, B 25/07	starker Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
69	46540002	Mücka, B 2/2006	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	autotrophe Denitrifikation
70	47476021	Kalkreuth, B 11/Kkr 2019	starker Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollständiger Nitratabbau	kein Nitrateintrag
71	47476027	Reinersdorf, B 8/07	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Mischwasser	autotrophe Denitrifikation
72	47486051	Radeburg, Br 1/83 WW Radeburg	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	beide D.-Arten

ID	MKZ	Messstellenname	D.-Potential (HY-DOR)	D.-Potential (LAWA)	Ergänzende Einstufung (LAWA)	Stickstoffumsatzprozess
73	47486063	Radeburg, Br 1/84 Bärwalde	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	heterotrophe Denitrifikation
74	47488089	Kleinnaundorf, B 32/70, o.P.	starker Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
75	47532203	Spreewiese, Roter Lug,HySdi 22/86	starker Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	beide D.-Arten
76	48456509	Lommatzsch,11/95	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	autotrophe Denitrifikation
77	48456510	Lommatzsch,8/95	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	autotrophe Denitrifikation
78	48539001	Litten, Hy Litn 2/1994	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	autotrophe Denitrifikation
79	48549003	Georgewitz, B 19/07	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	beide D.-Arten
80	50466002	Mohorn, B 12/07	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Mischwasser	beide D.-Arten
81	50466003	Mohorn - Grund, P1/1996	kein Nitratabbau	keine Denitr. Verh.	kein Nitratabbau	kein Nitrateintrag
82	50506034	Thürmsdorf (HG 121E), k-6121E	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	kein Nitrateintrag
83	50506045	Struppen, Siedlung k-66011	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Mischwasser	fallende Nitrateinträge
84	50530001	Seifhennersdorf	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
85	50540001	Großhennersdorf,Hy Grhn 2/02	starker Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
86	51400001	Seiferitz, B 20/07	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
87	51410022	Glauchau, HyGl 3/2004	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	heterotrophe Denitrifikation
88	51430278	Chemnitz, HyCh 9/2003	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	kein Nitrateintrag
89	51430281	Chemnitz, GWM 3/08 (P0872)	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	kein Nitrateintrag
90	51436005	Chemnitz, Str. d. Nationen, B 2/94	kein Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Mischwasser	kein Nitrateintrag
91	51436006	Chemnitz, Zeisigwald GWM8/2, B 8/94	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
92	48490001	Grünberg	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	erschöpftes Abbaupotential
93	45510012	Spohla	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
94	45512209	Seidewinkel,Hy Seiw 1z/97	starker Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
95	46460002	Wülknitz, HYWükRi10u/1998	starker Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	heterotrophe Denitrifikation
96	44430027	Audenhain, B 2/95	starker Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag
97	44450002	Blumberg, B 5/93	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	erschöpftes Abbaupotential
98	45420008	Paschwitz, GWM 1/2011	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	heterotrophe Denitrifikation

ID	MKZ	Messstellenname	D.-Potential (HY-DOR)	D.-Potential (LAWA)	Ergänzende Einstufung (LAWA)	Stickstoffumsatzprozess
99	44450001	Blumberg, B 5/05	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	Übergangswasser	autotrophe Denitrifikation
100	44445022	Köllitsch	Nitratabbau	Denitr. Verhältnisse	vollst. Nitratabbau	kein Nitrateintrag

A 1.5 Tritium-Helium-Altersdatierungen

Tabelle 1.5.1: Datengrundlage der untersuchten Grundwassermessstellen auf ihr Tritium-Helium-Wasseralter (Verweilzeit) im Grundwasser des Freistaates Sachsen im Zeitraum von 2009 bis 2021 unter der Annahme von zwei verschiedenen Modellen (PM = Piston-Flow-Modell, EM = Exponential-Modell).

ID	MKZ	MENA	^3He -H-Alter (a)	Datierungsjahr	Modell
1	46520002	Milkel	47	2021	PM
2	47390049	Knauthain	15	2021	PM
3	47510002	Siebitz	39	2021	PM
4	48440004	Ostrau	33	2021	PM
5	48490002	Lichtenberg	28	2021	PM
6	48530001	Niederkotitz	13	2021	PM
7	48550002	Girbigsdorf	19	2021	PM
8	49430002	Zetteritz	2	2021	PM
9	49500004	Langenwolmsdorf	12	2021	PM
10	50420007	Burgstädt	0	2021	PM
11	50420008	Wiederau	6	2021	PM
12	50440001	Sachsenburg	0	2021	PM
13	50540003	Oberoderwitz	32	2021	PM
14	52450007	Großhartmannsdorf	9	2021	PM
15	44430049	Melpitz	50	2021	PM
16	52390001	Trünzig	47	2021	PM
17	44440009	Zwethau	25	2021	PM
18	47410405	Lindhardt, Forst	11	2020	PM
19	47440016	Gastewitz, B5/2015	24	2020	PM
20	45394676	Koelsa, B46/76	27	2020	PM
21	44393876	Kyhna, B38/76	6	2020	PM

ID	MKZ	MENA	^3He -H-Alter (a)	Datierungsjahr	Modell
22	4750W0018	WSG Lückersdorf, GWM 2/2015	0	2020	PM
23	4750W0017	WSG Kindswiesen, GWM 1/2015	19	2020	PM
24	46460002	Wülknitz, HYwükRi10u/1998	32	2020	PM
25	49530002	Ebersbach, UP, Neubau 2017	7	2020	PM
26	49530001	Ebersbach, OP, 2017	1	2020	PM
27	47490001	Königsbrück, GWM 1/03	26	2020	PM
28	49486614_1	Dresden, Kaditz, HyD1/03oP	7	2020	PM
29	45466003	Nieska, Hy Fibg 1/94	3	2020	PM
30	47470005	Großenhain, Brg. ALTGn 8/2008	14	2020	PM
31	46476447	Zabeltitz, HySöfGn 3/83	37	2020	PM
32	4947E6129	Röhrsdorf, Neubau 2017	8	2020	PM
33	4750W0019	Lückersdorf, Hy 1/2017	8	2020	PM
34	50496168	Graupa P2/90	6	2020	PM
35	51410022	Glauchau Hy Gl 3/2004	23	2020	PM
36	47488089	Kleinnaundorf, B 32/70, o.P.	8	2019	PM
37	47486060	Rödern, P4-99	1	2019	PM
38	48456510	Lommartzsch, 8/95	11	2019	PM
39	48539001	Litten, 2/1994	11	2019	PM
40	4655T0002	Rothenburg-Dunkelh.	11	2019	PM
41	4655T0001	Rothenburg-Dunkelh.	2	2019	PM
42	50490003	Rottwerndorf, B5/1995	3	2019	PM
43	49487036_1	Dresden, Seidnitz	4	2019	PM
44	4955E9002	Kiesdorf, 2014	48	2019	PM
45	47440003	Jahna 1/2009	24	2019	PM
46	4745T0005	Jahna 1/2011	29	2019	PM
47	47430006	Göttwitz, GWM 1	12	2019	PM

ID	MKZ	MENA	${}^3\text{He}$ -H-Alter (a)	Datierungsjahr	Modell
48	47430007	Göttwitz GWM 2	13	2019	PM
49	47440016	Gastewitz, B 1/2016	22	2019	PM
50	47440005	Schmorren, HySmrn, 1/2009, WSG, Jahnaue2	15	2019	PM
51	4645T6436	Fichtenberg - Süd, temp.	18	2009	EPM
52	46466049	Görzig, B 6/07	18	2009	EPM
53	47466023	Riesa, HyRi 1/99	25	2009	EPM
54	47550001	Zodel, HYZod1/04	34	2009	EPM
55	44420007	Pressel, HyPre 12/1993	7	2009	EPM
56	44450002	Blumberg, Kiessand Arzberg-Blumberg, B 5/93	9	2009	EPM
57	43430038	Elsnig, HyEln21/950P	1	2009	EPM
58	44430012_a	Zinna, Mockritz-Elsnig, HySpiz5/970PoF	24	2009	EPM
59	45400013_2	Krostitz,P1/90 uP	23	2009	EPM
60	47410B13	Pomßen - Grethen Straße, B 13/94	16	2009	EPM
61	45400020	Hohenossig, HyKtz 1/97	24	2009	EPM
62	47456216	Lommatzsch, B 101/92	6	2009	EPM
63	45400013_1	Krostitz,P1/90 oP	10	2009	EPM
64	48466901_2	Meißen (Nord),Hy CgMn 123/89/ Pegel 2	28	2009	EPM
65	47466022	Diera,Dier 1/00	12	2009	EPM
66	46466001	Wildenhain,Hy 9/72	6	2009	EPM
67	46476447	Zabeltitz , HySöfGn 3/83	33	2009	EPM
68	46456436	Riesa-Fichtenberg, Jacobsthal, Jcl 5/91	21	2009	EPM
69	46466041	Lichtensee,Hy Fibg 4/94	12	2009	EPM
70	48440165	Niederlützschora B1/94	2	2009	EPM
71	45394676	Koelsa, B 46/76	23	2009	EPM
72	46476446	Zabeltitz , HyFrha 17/87	30	2009	EPM
73	47476026	Altleis, B 7/07	20	2009	EPM
74	47460002	Merschwitz, ALTMczR 2/2001	0	2009	EPM

ID	MKZ	MENA	^3He -H-Alter (a)	Datierungsjahr	Modell
75	48476314_2	Neusörnewitz, GWMS 14 u	25	2009	EPM
76	47410P10	Naunhof,WWII Richtung Köhra, B 10/94	5	2009	EPM
77	46456443_2	Gohlis,Hy Fibg 5/94 uP	36	2009	EPM
78	46430117	Luppa,GWM BW 2/93	18	2009	EPM
79	44430012_b	Zinna, Mockritz-Elsnig, HySpiz5/97OPuF	35	2009	EPM
80	48456509	Lommatzsch,11/95	20	2009	EPM
81	4750W0008	Br. WF Elstra, OT Gödlau	5	2009	EPM
82	45440300_2	Dep.Treptitz/Cavertitz TPZ2, B 1/95	10	2009	EPM
83	46440003_1	Dahlen, HyDaOs 2/1999	24	2009	EPM
84	48476276	Weinböhla, Hy Cg Mn 117/89/2	5	2009	EPM
85	50496168	Graupa, P2/90	7	2009	EPM
86	49487045_3	Dobritz, Flst.114/4, Neuendorfer Str., L 7/94,uP	0	2009	EPM
87	47466024	Wölkisch, B 103/92	6	2009	EPM
88	43430083	Elsnig, HyEln4/00 oP	14	2009	EPM
89	44430041	Dreiheide, Süptitz, HyNei1/95OP	33	2009	EPM
90	46456443_1	Gohlis,Hy Fibg 5/94 oP	33	2009	EPM
91	44393876	Kyhna, B 38/76	4	2009	EPM
92	49486601_2	Dresden,Siemens-Technopark,Washingtonstr.,P4 u	19	2009	EPM
93	49486075_2	Dresden, Grimmstr. 79, FGZ,SÖ Riegelpl., MP	27	2009	EPM
94	49487004_2	Dresden, Mickten, Dreyßigpl., a.d. Wiese, R14-2/94	23	2009	EPM
95	46476445	Frauenhain, WW, B 10/88 (Forst)	32	2009	EPM
96	49486610_3	Radebeul, Dresdner Straße 75,GWM3 u	26	2009	EPM
97	46486404	Liega, HySöfGr 20/83 (östl. Lamperswalde)	10	2009	EPM
98	47420004	Großbardau, HyGrbu 1/08	21	2009	EPM

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@lfulg.sachsen.de
www.lfulg.sachsen.de

Autor

Jakob Rößger
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)
Theodor-Lieser-Straße 4, 06110 Halle
Telefon: 0341 60254194
E-Mail: jakob.roessger@ufz.de

Redaktion

Heiko Ihling
Abt. 4, Referat 43
Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden
Telefon: +49 351 8928-4310
Telefax: +49 8928-4099
E-Mail: Heiko.Ihling@lfulg.sachsen.de

Bildnachweis:

Deckblattfoto: Grundwasserprobennahme zur N2-Ar-Untersuchung am Messstellenbündel Leipzig Heiterblick, NA 6/2/94 (MKZ: 46401517_2), Urheber: Heiko Ihling (LfULG Dresden)

Redaktionsschluss

29.08.2025

ISSN

1867-2868

Bestellservices

Die Broschüre steht nicht als Printmedium zur Verfügung, kann aber als PDF-Datei heruntergeladen werden aus der Publikationsdatenbank des Freistaates Sachsen (<https://publikationen.sachsen.de>).

Hinweis

Diese Publikation wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit vom LfULG (Geschäftsbereich des SMUL) kostenlos herausgegeben. Sie ist nicht zum Verkauf bestimmt und darf nicht zur Wahlwerbung politischer Parteien oder Gruppen eingesetzt werden.

Diese Maßnahme wird mitfinanziert durch Steuermittel auf der Grundlage des vom Sächsischen Landtag beschlossenen Haushaltes.

Täglich für ein gutes Leben.

www.lfulg.sachsen.de