N_2/Ar - Untersuchungen im Grundwasser in Sachsen-Anhalt

Ingenieurvertrag 19/S/0226/HAL vom 28.05.2019.

Auftraggeber: Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft
Sachsen-Anhalt
Sachgebiet 5.1.1
Willi-Brundert-Straße 14
06132 Halle (Saale)

Auftragnehmer: GEO-data, Dienstleistungsgesellschaft für Geologie, Hydrogeologie und Umweltanalytik mbH, Garbsen &
HYDOR Consult GmbH
Am Borsigturm 40
13507 Berlin

Bearbeitung: M. Sc. Lisa Schreiber
M. Sc. Philipp Wolke
Dipl. Geol. Dr. Stephan Hannappel

Berlin, 03.02.2020

Dr. S. Hannappel
Geschäftsführer HYDOR Consult GmbH

Inhalt

1. Veranlassung und Zielsetzung 6
2. Datengrundlage 7
2.1 Übersicht zu den flächenbezogenen Daten 7
2.1.1 Hydrogeologische Bezugseinheiten Sachsen-Anhalts 7
2.1.2 Landnutzungsdaten nach Corine Land Cover 7
2.1.3 Topographische Karten 7
2.1.4 Flächenhafte Stickstoffein- und -austräge 9
2.1.5 Ausweisung des Gefährdungspotenzials bzgl. Nitrat in Sachsen-Anhalt 11
2.1.6 Grundwasserkörper 14
2.1.7 Gewässer erster Ordnung 14
2.1.8 Grundwassergleichenplan 14
2.1.9 Grundwasserneubildung nach ArcEGMO 14
2.1.10 Bohrdaten des LAGB 16
2.2 Übersicht zu den messstellenbezogenen Daten 16
2.2.1 Stammdaten der Messstellen 16
2.2.2 Beschaffenheitsdaten der Messstellen 19
2.2.3 Ausweisung des Denitrifikationspotenzials nach HYDOR (2017a) 22
3. Ausweisung von geohydraulischen Zustromgebieten 26
3.1 Ausweisung der Zustromgebiete der GWM anhand von Strombahnen 27
3.2 Beschreibung der Zustromgebiete der GWM 28
3.3 Zustromgebiete der Quellen 28
4. N_2/Ar-Methode 30
4.1 Grundlagen der N_2/Ar-Methode 30
4.2 Methode der Membran-Einlass-Massenspektrometrie zur Bestimmung der Stickstoff- und Argon-Konzentration 31
5. Vorbereitung, Durchführung und Auswertung der Probennahme sowie Darstellung der Vor-Ort-Parameter 32
5.1 Vorbereitung der Probenahme 32
5.2 Durchführung der Probenahme 33
5.3 Auswertung 34
6. Chemische Laboranalytik und Analyseergebnisse 38
6.1 Auswahl der Parameter 38
6.2 Plausibilitätsprüfung der Grundwasseranalysen 38
6.3 Analyseergebnisse 39
6.4 Genese der Grundwässer (Piper-Diagramm) 45
6.5 Ergebnisse der Berechnung nach der N_2/Ar-Methode 46
7. Auswertung des Nitratabbaus an den Messstellen 53

7.1 Bewertung anhand Exzess-N2 53
7.2 N_2/Ar-Messungen im Vergleich mit klassifizierten hydrochemischen Daten 56
7.3 Vergleich zu den modellierten Nitrateinträgen und Risikogebieten für erhöhte Nitratkonzentrationen des FZJ 58
8. Zusammenfassung 64
9. Literatur 67

Verzeichnis des Anhangs

Anhang 1: Stammdaten der 220 untersuchten Messstellen
Anhang 2: Grundwasser-Probennahmeprotokolle Fa. GEO-data GmbH
Anhang 3: Analyseergebnisse GEO-data
Anhang 4: Tabellarische Zusammenstellung der Excess-N_2-Messungen mittels N_2/Ar-Methode
Anhang 5: Ergebnisse des N2ArCheck-Tools des LBEG Niedersachsen

Beilage: CD mit den Dokumenten des Projektes (GIS-Daten, Anhänge 1 bis 5 als PDF-Dokument, barrierefreier Bericht als docx- und PDF-Dokument, Zusammenstellung der Daten als xlsx-Dokument)

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Aggregierte Landnutzungsarten für Sachsen-Anhalt auf der Grundlage von CLC (2012) und Darstellung der Lage der Messstellen. 8
Abb. 2: Flächenhafte Übersicht zu den Stickstoffeinträgen ins Grundwasser (Daten Stickstoffeintrag ins Grundwasser: Kuhr et al. (2014)). 10
Abb. 3: Gefährdungspotenzial bzgl. Nitrat in Sachsen-Anhalt (Daten Gefährdungspotenzial bzgl. Nitrat: Kunkel & Wendland (2016)). 13
Abb. 4: Verteilung der Grundwasserneubildungsrate nach ArcEGMO (Datengrundlage: LHW (2019)) und Lage der Messstellen. 15
Abb. 5: Lage der Messstellen für die Untersuchung nach der N_2/Ar-Methode im Jahr 2019 mit mittleren Nitratkonzentrationen und Darstellung der hydrogeologischen Bezugseinheiten. 17
Abb. 6: Anzahl der GWM nach Lage der Filtermitte unter Geländeoberkante. 18
Abb. 7: Anzahl der GWM nach Flurabstand. 18
Abb. 8: Anzahl der GWM nach Filtermitte unter Grundwasseroberfläche (GWO). 18
Abb. 9: Anteile der 220 Messstellen (GWM und Quellen) an den hydrogeologischen Bezugseinheiten... 19
Abb. 10: Anzahl der Messstellen nach Sauerstoff, Redoxpotential, Nitrat- und Ammoniumkonzentration. 20
Abb. 11: Zusammenhang zwischen Filterlage unter Grundwasseroberfläche und Nitratkonzentration. ... 21
Abb. 12: Gegenüberstellung von der Sauerstoffkonzentration, des Redoxpotentials und der Nitratkonzentration sowie Einteilung des Nitratabbaus nach HYDOR (2017a) an Hand der Parameter Sauerstoffkonzentration und Redoxpotential. 21
Abb. 13: Zusammenhang zwischen der Lage in der jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheit und der Nitratkonzentration. Mittelwert je Messstelle. 22
Abb. 14: Denitrifikationspotenzial nach HYDOR (2017a) für die 220 untersuchten Messstellen. 25
Abb. 15: Nitratabbauklassen der Messstellen nach HYDOR (2017a) unterteilt nach hydrogeologischen Bezugseinheiten mit prozentualem Anteil und Anzahl der jeweiligen Messstellen. 25
Abb. 16: Ausgewiesene Zustromgebiete nach HYDOR (2017a) und HYDOR (2018a, b). Beispielhaft für zwei GWM. 26
Abb. 17: Beispielhafte Darstellung des Grundwasserzustroms zu einer GWM. 27
Abb. 18: Zustromgebiet auf Grundlage einer nach FUGRO (2018) ausgewiesenen Strombahn. 28
Abb. 19 Landnutzungsarten nach Corine (2012) und Zustromgebiet der Quelle Heilandsbrunnen. 28

Abb. 20: Landnutzungsarten nach Corine (2012) und Zustromgebiete der 218 Messstellen nach HYDOR (2017a) und aus Strombahnen. ... 29
Abb. 21: Grundlagen der N_2/Ar-Methode (Eschenbach 2012). ... 30
Abb. 22: Ausbaudaten Messstelle Buhlendorf. ... 32
Abb. 23 Berechnete Pumpvolumen nach LHW (2004) für die 218 GWM. ... 33
Abb. 24: Zwei der 220 untersuchten Messstellen. (links) Jeetze, (rechts) Störpke Güte. ... 33
Abb. 25: Probenahme für die N_2/Ar-Methode. (links) Platzierung des Schlauches am Boden der Septumflasche für die Probenahme. (mitte) Blasenfreie Befüllung der Probe. (rechts) Abgefülltes Grundwasser zur Analytik der Hauptinhaltsstoffe. ... 34
Abb. 26: Änderung der Farbe während des Abpumpvorgangs (5 min, 10 min, 15 min). ... 34
Abb. 27: Auswertung des Beschaffenheitskriteriums nach LHW (2004) für die 219 Probennahmen der 218 Messstellen. Darstellung aufgeteilt nach Temperatur, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Sauerstoff. ... 35
Abb. 28: Verteilung der Temperaturen, der pH-Werte, der elektrischen Leitfähigkeiten, der Sauerstoffkonzentrationen und des Redoxpotenzials. Für Messstelle Süplingen wurde der Mittelwert gebildet. ... 36
Abb. 29: Box-Plots der elektrischen Leitfähigkeiten je hydrogeologischer Bezugseinheit. ... 37
Abb. 30: (links) Gesamtionenkonzentrationen. (rechts) IBF der 221 Proben der 220 Messstellen. ... 39
Abb. 31: Verteilung der Nitrat-, Ammonium-, Sulfat- und Hydrogencarbonatkonzentration. ... 40
Abb. 32: Box-Plots der Nitratkonzentrationen nach Tiefe der Filteroberkante unter der Grundwasseroberfläche. Für Messstelle Süplingen wurde der Mittelwert gebildet. ... 41
Abb. 33: Box-Plots der Ammoniumkonzentration nach Tiefe der Filteroberkante unter der Grundwasseroberfläche. Werte > 2 mg/l nicht dargestellt. ... 41
Abb. 34: Box-Plots der Sulfatkonzentration nach Tiefe der Filteroberkante unter Grundwasseroberfläche. ... 42
Abb. 35 Zusammenhang Filteroberkante unter Grundwasseroberfläche und elektrische Leitfähigkeit sowie mit farblicher Markierung der Sulfatkonzentration. ... 42
Abb. 36: Box-Plots der Nitratkonzentration je hydrogeologischer Bezugseinheit. ... 43
Abb. 37: Box-Plots der Sulfatkonzentration je hydrogeologischer Bezugseinheit. Werte > 1000 mg/l nicht dargestellt. ... 44
Abb. 38: PIPER-Diagramm der aktuellen Analysen und Charakterisierung der Wassertypen. ... 46
Abb. 39: Aktuelle Nitratkonzentration und Exzess-N_2 in mg NO_3/l mit Markierung der Ergebnisse des Plausibilitätschecks mit Unterscheidung nach Auffälligkeiten. Summe von aktueller Nitratkonzentration und Exzess-N_2 ergibt die initiale Nitratkonzentration. ... 47
Abb. 40: Räumliche Verteilung der initialen Nitratkonzentration, der Exzess-N_2-Werte und der aktuellen Nitratkonzentration. ... 49
Abb. 41: Messstellen mit initialen Nitratkonzentrationen von größer gleich 50 mg/l und einer aktuellen Nitratkonzentration von kleiner gleich 50 mg/l. ... 51
Abb. 42: Initiale Nitratkonzentration in Bezug zur aktuellen Nitratkonzentrationen der Messstellen. Darstellung der Ergebnisse der 220 im Jahr 2019 beprobten Messstellen sowie der 32 im Jahr 2018 beprobten Messstellen. ... 53
Abb. 43 Nitratabbau anhand des Anteils der abgebauten zur initialen Nitratkonzentration. ... 54
Abb. 44: Nitratabbau eingeteilt nach den hydrogeologischen Bezugseinheiten. ... 55
Abb. 45: Gegenüberstellung des Sulfat/Chlorid-Verhältnisses zu der Nitratkonzentration ... 56
Abb. 46: Gegenüberstellung der Sauerstoffkonzentration und des Redoxpotenzials. ... 57
Abb. 47: Gegenüberstellung der Ergebnisse der N2/Ar-Methode und der Klassifikation nach HYDOR (2017a) ... 57
Abb. 48: Stickstoffeintrag an 250 Standorten ... 58
Abb. 49: Vergleich der gemessenen N-Konzentrationen im Grundwasser und der N-Austragskonzentrationen in Abhängigkeit von der Tiefe der Messstellen. ... 59
Abb. 50: Gegenüberstellung der im Grundwasser berechneten initialen Stickstoffkonzentrationen zu den Stickstoffaustragskonzentrationen aus dem Boden (Daten FZJ) nach Tiefe der Messstellen. ... 60

Abb. 51: Gegenüberstellung der im Grundwasser berechneten initialen Nitratkonzentration zu dem Flächenanteil der Risikogebiete für erhöhte Nitratkonzentrationen (FZJ 2016). 61
Abb. 52: Gegenüberstellung der im Grundwasser berechneten initialen Nitratkonzentration zu dem Flächenanteil von Ackerland (Flächennutzung nach Corine 2012). 62
Abb. 53: Initiale Nitratkonzentration unterteilt nach Gefährdungspotenzial bzgl. Nitrat nach FZJ (2016).. 62
Abb. 54: Lage der Messstellenzustromgebiete bezogen auf die von FZJ 2016 ausgewiesenen „Risikogebiete“ für die 252 untersuchten Messstellen mit hohem und sehr hohem Gefährdungspotential des Nitrateintrages in das Grundwasser. 63
Abb. 55: Aggregierte Landnutzungsarten für Sachsen-Anhalt auf der Grundlage von CLC (2012) und Darstellung der Lage der Messstellen..... 65

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Übersicht für die verwendeten Indikatoren und deren Wertebereiche sowie zugeordnete Punktzahlen zur Ableitung der Risikoklassen (Kunkel & Wendland 2016). 12
Tab. 2: Klassifizierung der Nitratabbauwahrscheinlichkeit anhand von Bereichen der Parameter Redoxpotential und Sauerstoff (HYDOR 2017a). 23
Tab. 3: Zusammenfassende Übersicht zur Nitratabbauwahrscheinlichkeit (HYDOR 2017a). 24
Tab. 4: Übersicht über die zu untersuchenden Parameter und das angewandte Messverfahren..... 38
Tab. 5: Aktuelle und initiale Nitratkonzentration sowie Exzess-N2 der Messstelle Süplingen in beiden Untersuchungszeiträumen. 48
Tab. 6: Minimum, Maximum, Median und Mittelwert der aktuellen und der initialen Nitratkonzentration sowie des Exzess-N2. 48
Tab. 7: Messstellen mit aktuellen Nitratkonzentrationen ≥ 50 mg/l 50
Tab. 8: Messstellen mit initialen Nitratkonzentrationen von ≥ 50 mg/l und der aktuellen Nitratkonzentration von ≤ 50 mg/l 52

Abkürzungsverzeichnis

BG	Bestimmungsgrenze
CLC	Corine Land Cover
Exzess-N_2	Exzess-Stickstoff
IBF	Ionenbilanzfehler
FZJ	Forschungszentrum Jülich
GWM	Grundwassermessstelle(n)
GWO	Grundwasseroberfläche
LAGB	Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt
LBEG	Landesamtes für Bergbau, Energie und Geologie
muGOK	Meter unter Geländeoberkante
N_2/Ar-Methode	Stickstoff/Argon-Methode
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

1. Veranlassung und Zielsetzung

Im Jahr 2018 wurde das Projekt „N_2/Ar-Untersuchungen an ausgewählten Grundwassermessstellen in Sachsen-Anhalt.“ im Auftrag des LHW durch die HYDOR Consult GmbH durchgeführt (HYDOR 2019). Für 32 Messstellen erfolgten Untersuchungen unter Anwendung der Stickstoff/Argon-Methode (N_2/Ar-Methode), um die aktuelle Denitrifikation im Grundwasser zu ermitteln. Es zeigte sich eine gute Übereinstimmung mit der qualitativen Erstabschätzung des standortbezogenen Nitratabbaupotenzials, das im Jahr 2017 für alle Messstellen in Sachsen-Anhalt durch die HYDOR Consult GmbH ermittelt wurde (HYDOR 2017a, HYDOR 2019). Unter Einbeziehung einer größeren Anzahl von weiteren Messstellen des Landesmessnetzes von Sachsen-Anhalt erfolgten nun fortsetzende Untersuchungen mit der N_2/Ar-Methode. Von Juni bis August 2019 wurden insgesamt 149 Messstellen und im November 2019 weitere 71 Messstellen sowie eine bereits im Sommer 2019 untersuchte Messstelle wiederholt beprobt (s. Abb. 1).

Die N_2/Ar-Methode dient dazu, mit Hilfe der im Grundwasser gemessenen Stickstoff- und Argon-Konzentration den durch Denitrifikation verursachten Nitratabbau zu ermitteln. Auf diese Weise kann auch auf die initialen Nitrateinträge ins Grundwasser geschlossen werden. Dies ist unabhängig davon, wie viel Nitrat im Grundwasser bereits abgebaut wurde. Hierfür wird die Konzentration von Stickstoff und Argon gemessen und aus diesen Größen auf den Überschuss an molekularen Stickstoff geschlossen, welcher aus dem Abbau von Nitrat stammt. Zusammen mit den tatsächlich gemessenen Stickstoffkonzentrationen und unter Berücksichtigung von gewissen Unsicherheiten ergibt der Stickstoff-Überschuss, auch Exzess-Stickstoff (Exzess-N_2) genannt, die initiale, also die eingetragene, Nitratkonzentration (NLWKN 2012).

Unsicherheiten dieser Methode liegen zum einen in einem Abbau von Nitrat in der ungesättigten Zone begründet, da auf diese Weise ein Anteil des Stickstoffs als Lachgas oder elementarer Stickstoff entweichen kann und damit nicht mehr im Grundwasser nachweisbar ist. Zum anderen können auch eine hohe Salinität oder Entgasungsprozesse im Grundwasser dazu führen, dass die Denitrifikation im Untergrund fehlbewertet wird. Unter Berücksichtigung dieser Einflüsse ist die N_2/Ar-Methode dennoch gut dafür geeignet, die Nitrateinträge in das Grundwasser zu bestimmen. Dies wurde unter anderem bereits von HYDOR (2019) gezeigt.

Die Ergebnisse der Untersuchungen können z. B. für ein verbessertes Stickstoffmanagement genutzt werden, um die Einträge in das Grundwasser zu reduzieren und somit auch dem Erreichen der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) dienen (NLWKN 2012). Zudem können Regionen mit aktuell noch geringen Nitratkonzentrationen in den entnommenen Grundwasserproben, aber einem dennoch hohen Stickstoffeintrag ermittelt werden. Dies ist von besonderer Bedeutung, da der Nitratabbau in Zukunft durch den irreversiblen Verbrauch von für die Denitrifikation notwendigen Reduktionsmitteln, wie organischem Kohlenstoff und Sulfiden, sich verringern bzw. zum Erliegen kommen kann (DWA 2015).

Kap. 2 bis Kap. 6 beziehen sich auf die in 2019 beprobten Messstellen, in Kap. 7 wird eine aggregierte Bewertung zusammen mit den in 2018 beprobten Messstellen vorgenommen.

2. Datengrundlage

2.1 Übersicht zu den flächenbezogenen Daten

2.1.1 Hydrogeologische Bezugseinheiten Sachsen-Anhalts

Die Grundlage für die hydrogeologischen Bezugseinheiten bildete die Hydrogeologische Übersichtskarte von Sachsen-Anhalt in einem Maßstab 1:400.000 (HÜK400). Die Bezugseinheiten wurden unter Verwendung der hydrogeochemischen Beschaffenheitsmuster räumlich und inhaltlich abgegrenzt. Auf Grundlage der Arbeiten von Fritz + Frölich (2013) wies das Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt (LAGB) 14 hydrogeologische Bezugseinheiten aus (Abb. 5). In Sachsen-Anhalt zeigt sich eine starke Heterogenität der geologischen bzw. hydrogeologischen Strukturen (LHW 2012). Dennoch wird eine Zweiteilung des Landes mit Festgesteinen im Südwesten und Lockergesteinen im Nordosten deutlich.

Die hydrogeologischen Bezugseinheiten wurden vom Auftraggeber als Polygonshape in dem Bezugssystem UTM Zone 32 N übermittelt. Sie dienten unter anderem der Einordnung der Messstellen in die verschiedenen stratigraphischen Einheiten und in Verbindung mit den Schichtenverzeichnissen sowie den Bohrdaten des LAGB der Ermittlung mehrerer Grundwasserstockwerke.

2.1.2 Landnutzungsdaten nach Corine Land Cover (CLC 2012)

Seit 1990 sind durch Corine Land Cover (CLC) europaweit Daten der Landbedeckung und -nutzung verfügbar. Hierbei ermöglicht die Satellitenfernerkundung die Ableitung von digitalen Geoinformationen und deren zeitliche Veränderungen. Auf diese Weise wurden für Deutschland 37 Landbedeckungs- und -nutzungsklassen festgelegt (UBA 2011). Für eine bessere Übersicht wurden die Ausgangsdaten der Flächennutzung (CLC 2012) bereits für die Umsetzung der WRRL in Sachsen-Anhalt zu den sieben Klassen „Siedlungs-/Verkehrsfläche“, „Grünland“, „Wald/Gehölze“, „Restflächen“, „Wasser“, „Ackerland“ und „Feuchtflächen“ zusammengefasst.

Die Daten lagen als Polygonshape im Bezugssystem UTM Zone 32 N vor. In einem nächsten Schritt erfolgte eine Aggregierung der Daten weiter zu den fünf Klassen „Ackerland“, „Grünland“, „Wald/Gehölze“, „Siedlungs-/ Verkehrsfläche“ und „Wasser“. In Abb. 1 sind diese verschiedenen Klassen zusammen mit den im Jahr 2019 untersuchten 220 Messstellen raumbezogen dargestellt (die Karte in Abb. 55 beinhaltet zusätzlich dazu auch noch die im Jahr 2018 untersuchten Messstellen).

2.1.3 Topographische Karten

Die verwendeten Kartenblätter der DTK50 und der DTK25 wurden vom Auftraggeber im tif-Format im Bezugssystem UTM Zone 32 N zur Verfügung gestellt. Sie dienten der Erstellung von Lageplänen.

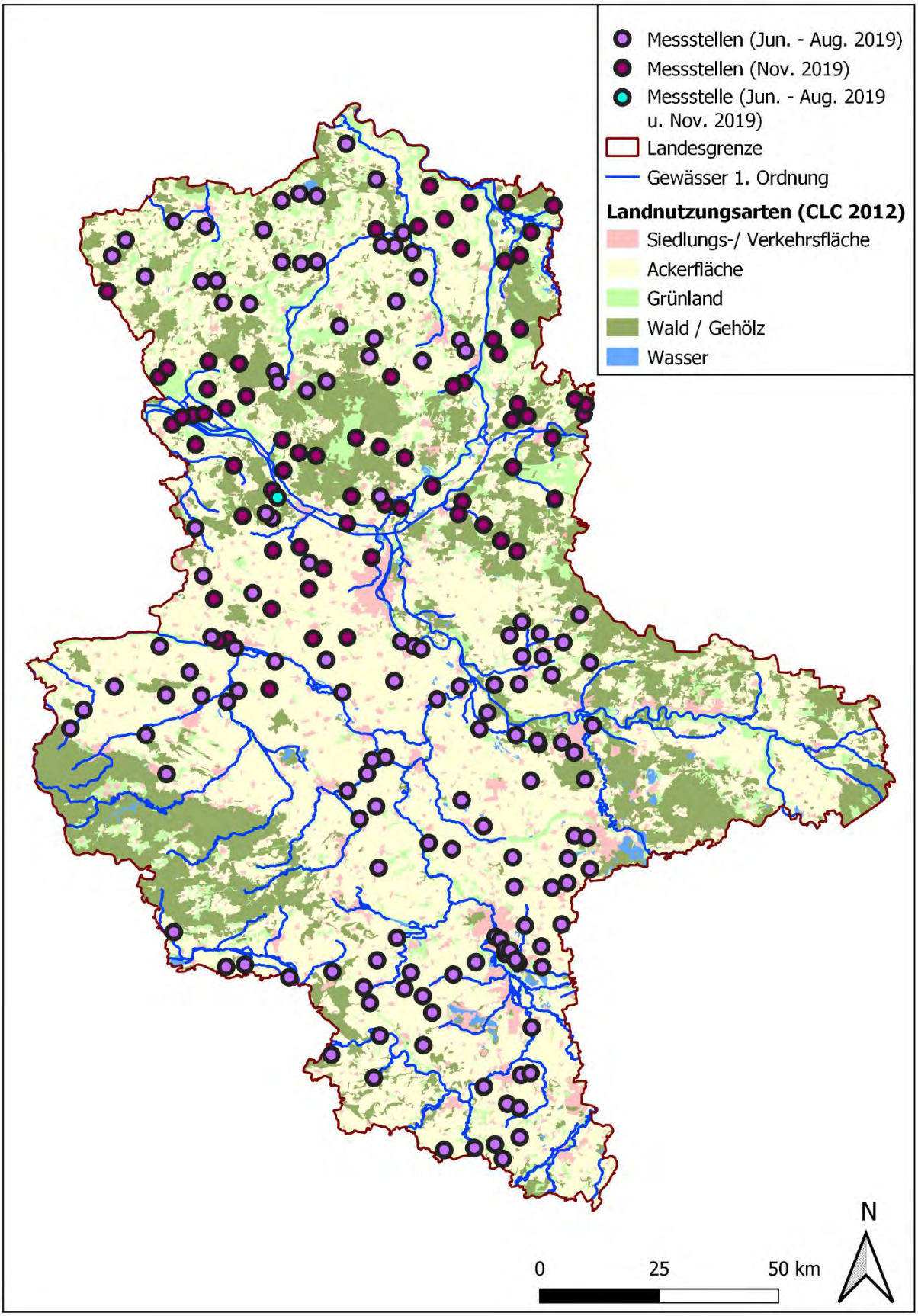

Abb. 1: Aggregierte Landnutzungsarten für Sachsen-Anhalt auf der Grundlage von CLC (2012) und Darstellung der Lage der Messstellen.

2.1.4 Flächenhafte Stickstoffein- und -austräge

Um die Ziele der WRRL zu erreichen, ist es notwendig Maßnahmen für die Reduktion der Stickstoffeinträge zu ergreifen. Hierfür ist es von Bedeutung, dass die Einträge quantifiziert und Eintragspfade ermittelt werden. Für das Land Sachsen-Anhalt wurde durch das Forschungszentrum Jülich (FZJ) eine flächendeckende Modellierung von Stickstoff- und Phosphor-Einträgen in das Grund- und Oberflächenwasser durchgeführt. Untersucht wurden unter anderem die auswaschungsgefährdete Stickstoff-Menge in der durchwurzelten Bodenzone, die Stickstoff-Überschüsse und der Eintrag in das Grundwasser. Die Modellierung erfolgte unter Verwendung der Modelle GROWA (großräumiges Wasserhaushaltsmodell), DENUZ (Modell für die Berechnung der Denitrifikation in der ungesättigten Zone) und WEKU (Modell für die Berechnung der Denitrifikation im Grundwasser) (Kuhr et al. 2014). Eine ausführliche Beschreibung ist in Kuhr et al. (2014) nachzulesen. Für die Landesfläche von Sachsen-Anhalt wurde ein Stickstoffüberschuss von ca. 36 kg N/(ha*a) ermittelt. Der an die Grundwasserneubildung gebundene Nitrateintrag ins Grundwasser betrug im Mittel ca. 8 kg N/(ha*a). Der grundwassergebürtige Eintrag in die Vorfluter, welcher durch Denitrifikation gegenüber dem Nitrateintrag ins Grundwasser vermindert ist, nahm einen Wert von ca. 3,7 kg N/(ha*a) an (Kuhr et al. 2014).

Die Daten lagen zur Bearbeitung als Rasterdaten im Bezugssystem DHDN 3 Degree Gauss-Krüger Zone 4 vor. Die ermittelten Stickstoffeinträge in das Grundwasser sind in Abb. 2 zusammen mit den 220 untersuchten Messstellen dargestellt. Es ist überwiegend ein geringer Eintrag von unter 5 kg N/(ha*a) vertreten, insbesondere in Gebieten mit einem vorwiegenden Direktabfluss oder in denen die auswaschungsgefährdete Stickstoffmenge durch eine hohe Sickerwasserverweilzeit bereits stark reduziert wurde, wie im nördlichen Harzvorland.

In den Lockergesteinsregionen mit hoher Grundwasserneubildung ergeben sich höhere Einträge in das Grundwasser zwischen 10 kg N/(ha*a) und 50 kg N/(ha*a). 147 der 220 Messstellen liegen in einer Rasterzelle, welche einen Wert kleiner gleich 5 kg N/(ha*a) einnimmt. 65 Messstellen befinden sich in einer solchen Zelle, welche Werte zwischen > 5 kg N/(ha*a) und < 50 kg N/(ha*a) enthält und bei acht Messstellen sind diese > 50 kg N/(ha*a). Eine alleinige Betrachtung der Messstellenstandorte ist für diese Bewertung unzureichend, weil die Zustromgebiete mit betrachtet werden sollten, da das in der Messstelle befindliche Grundwasser aus diesem stammt. Die Verteilung der Stickstoffeinträge ins Grundwasser innerhalb der Zustromgebiete ist für die untersuchten Messstellen im Abschnitt 7.3 dargestellt.

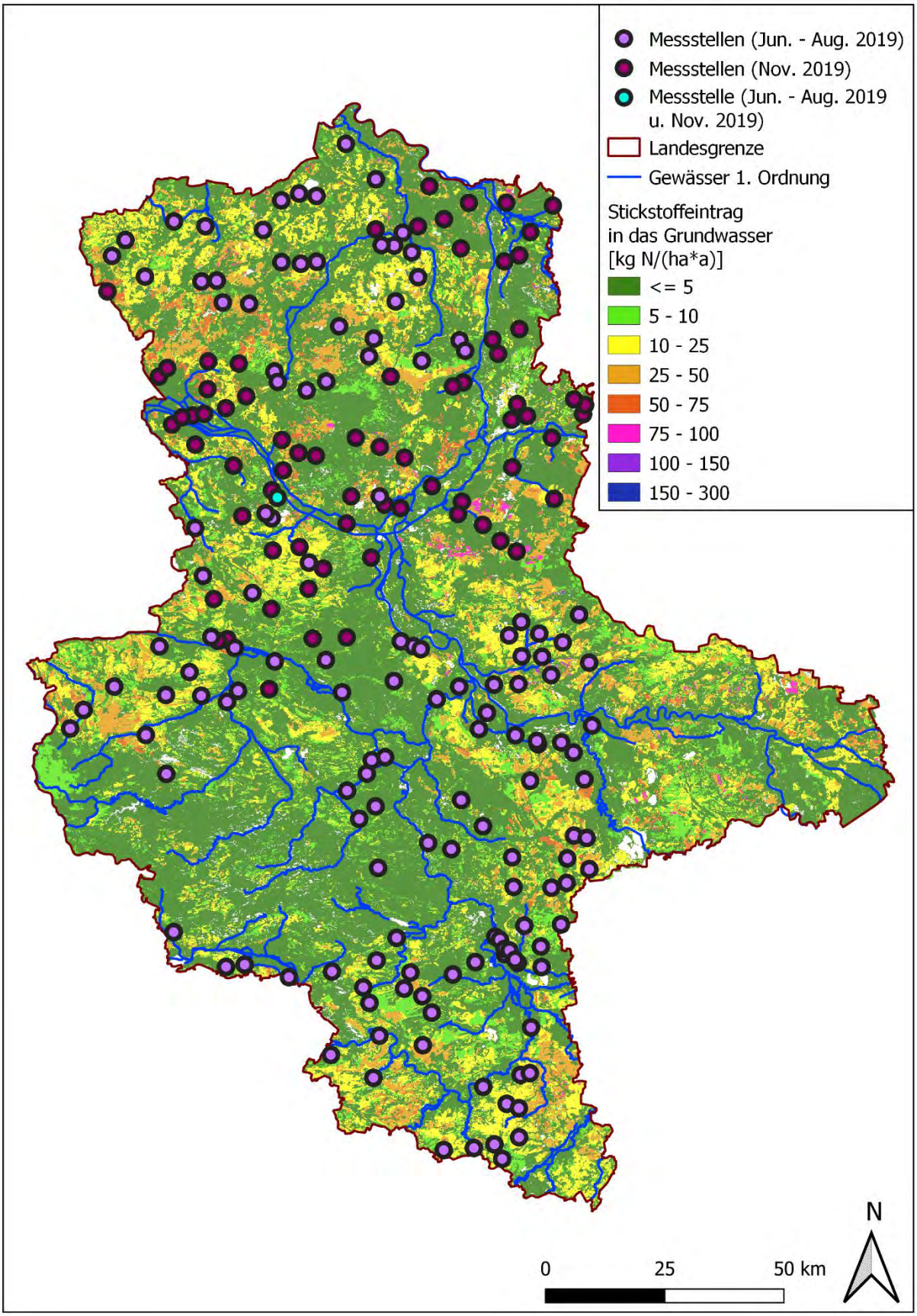

Abb. 2: Flächenhafte Übersicht zu den Stickstoffeinträgen ins Grundwasser (Daten Stickstoffeintrag ins Grundwasser: Kuhr et al. (2014)).

2.1.5 Ausweisung des Gefährdungspotenzials bzgl. Nitrat in Sachsen-Anhalt

Das Gefährdungspotenzial bzgl. Nitrat ist neben dem landwirtschaftlichen Stickstoffüberschuss auch von den Standortbedingungen abhängig. Von Bedeutung sind hierbei unter anderem die Sickerwasserhöhe, das Denitrifikationsvermögen im Boden, die Sickerwasserverweilzeit sowie die Bodenbedeckung (Kunkel & Wendland 2016). In Sachsen-Anhalt wurden für die Ausweisung des Gefährdungspotenzials bzgl. Nitrat in einem ersten Schritt die vier eben genannten Standortparameter auf Bundesebene eingeordnet, um einen Vergleich mit dem gesamten Bundesgebiet zu erhalten. Dies wird im Folgenden kurz beschrieben. Zunächst kann gesagt werden, dass für jeden der vier Standortparameter eine Gefährdungsklasse zugeordnet wurde, wobei die Gefährdungsklasse 1 die geringste Gefährdung und die Gefährdungsklasse 5 die höchste Gefährdung beschreibt.

Die Ermittlung der Sickerwasserhöhe auf Bundesebene, der Denitrifikationsbedingungen im Boden und der Sickerwasserverweilzeiten wurden von Kuhr et al. (2014) beschrieben. Für die Bestimmung des Gefährdungspotentials wurde davon ausgegangen, dass die Nitratkonzentrationen bei geringen Sickerwasserhöhen am höchsten sind. In Sachsen-Anhalt sind die Sickerwasserhöhen verglichen mit den Werten im gesamten Bundesgebiet gering, was dazu führte, dass für diesen Standortparameter zumeist die Gefährdungsklasse 5 zugewiesen wurde. Das Denitrifikationspotenzial im Boden ist in Sachsen-Anhalt vor allem in den südlicheren Bereichen gering. Lediglich die Flussauen weisen gute Denitrifikationsbedingungen auf. Dies hatte zur Folge, dass auch für diesen Standortparameter in der Regel eine hohe Gefährdungsklasse zugewiesen wurde. In Bezug auf die Sickerwasserverweilzeiten wurde davon ausgegangen, dass bei geringen Verweilzeiten im Boden auch die Denitrifikation gering ist. Aus diesem Grund ist das Gefährdungspotenzial bei geringen Verweilzeiten am höchsten. In Sachsen-Anhalt sind die Verweilzeiten fast im gesamten Gebiet >0,5 Jahre, so dass weiten Teilen des Bundeslandes die niedrigen Gefährdungsstufen 1 oder 2 zugewiesen wurden. Neben den drei eben genannten Parametern spielte auch die Landnutzung eine Rolle für die Bewertung der Risikoklasse. Für die Ableitung der Bodenbedeckung wurde der Corine-Datensatz verwendet und zu den Hauptbedeckungsarten „Ackerland“, „Grünland“, „Siedlungsflächen“, „Nadelwald“ und „Sonstige Flächen“ zusammengefasst. Hierbei wurde davon ausgegangen, dass die höchste Gefährdung von der Bedeckung „Ackerland“ und die geringste Gefährdung von der Bedeckung „Sonstige Flächen“ ausgeht. Das Gefährdungspotenzial ergab sich anschließend aus den Angaben nach Tab. 1 (Kunkel & Wendland 2016).

In einem zweiten Schritt der Ausweisung der Gefährdungspotenziale von Sachsen-Anhalt erfolgte für das Bundesland eine identische Auswertung mit detaillierter Datengrundlage. Es wurden Datensätze aus dem Projekt „Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt unter Anwendung der Modellkombination GROWA-WEKU-MEPhos“ (Kuhr et al. 2014) genutzt. Es ergaben sich durch die unterschiedliche Datengrundlage Unterschiede in der Verteilung der Risikoklassen im Vergleich

zu der bundesweiten Betrachtung. Die sich daraus ergebenden Gefährdungspotenziale bzgl. Nitrat sind in Abb. 3 dargestellt (Kunkel & Wendland 2016).

Die Daten zu den Gefährdungspotenzialen lagen zur Bearbeitung als Rasterdaten im Bezugssystem DHDN 3 Degree Gauss-Krüger Zone 4 vor. Zudem lagen die Gebiete der hohen und sehr hohen Gefährdungspotenziale bzgl. Nitrat als Polygonshape im Bezugssystem UTM Zone 32 N vor.

Tab. 1: Übersicht für die verwendeten Indikatoren und deren Wertebereiche sowie zugeordnete Punktzahlen zur Ableitung der Risikoklassen (Kunkel & Wendland 2016).

Indikator	Wertebereich	Punktzahl		Addierte Punktzahl	Risikoklasse
Sickerwasserhöhe	> 450 mm/a	1	Addition der Einzelpunktzahlen		
	350 – 450 mm/a	2			
	250 – 350 mm/a	3		4	
	200 – 250 mm/a	4		5	
	0 – 200 mm/a	5		6	
Denitrifikationsvermögen des Bodens	Sehr gut	1		7	
	Gut	2		8	Sehr gering
	Mittel	3		9	
	Schlecht	4		10	
	Sehr schlecht	5		11	
Sickerwasserverweilzeiten im Boden	> 1.2 a	1		12	
	0.6 – 1.2 a	2		13	gering
	0.4 – 0.6 a	3		14	mittel
	0.2 – 0.4 a	4		15	hoch
	<= 0.2 a	5		16	
Bodenbedeckung	Sonstige Flächen	1		17	
	Nadelwald	2		18	Sehr hoch
	Laubwald	3		19	
	Grünland	4		20	
	Ackerland	5			

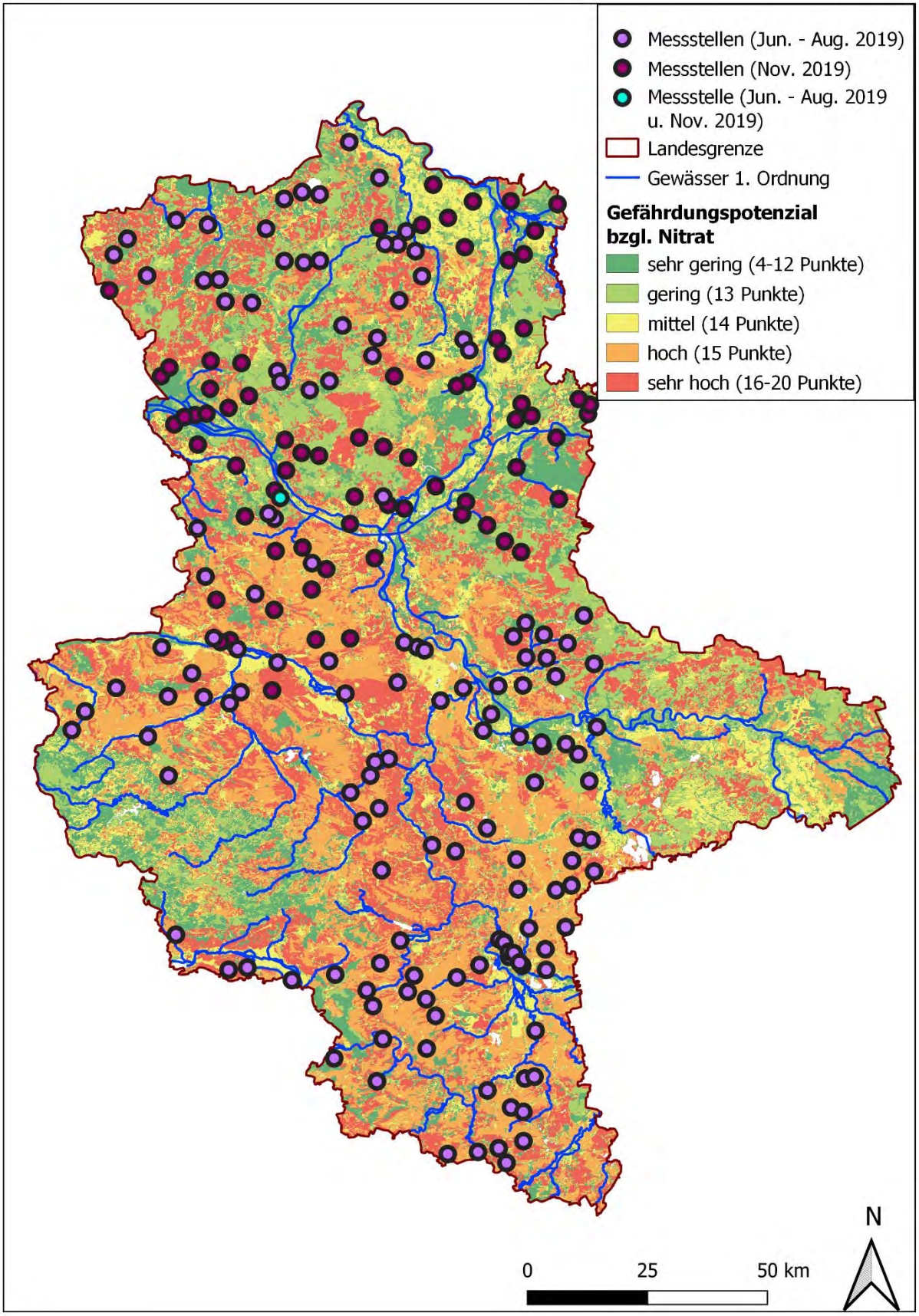

Abb. 3: Gefährdungspotenzial bzgl. Nitrat in Sachsen-Anhalt (Daten Gefährdungspotenzial bzgl. Nitrat: Kunkel & Wendland (2016)).

2.1.6 Grundwasserkörper

Im Land Sachsen-Anhalt befinden sich, teils nur anteilig, insgesamt 80 Grundwasserkörper. Sachsen-Anhalt ist für die Bewertung von 52 Grundwasserkörpern als Bundesland mit dem größten Flächenanteil zuständig. Die Übermittlung der für das Land Sachsen-Anhalt relevanten Grundwasserkörper erfolgte als Polygonshape im Bezugssystem UTM Zone 32 N. In Abb. 5 sind die Grundwasserkörper des Landes Sachsen-Anhalts sowie der chemische Zustand in Bezug auf Nitrat dargestellt.

2.1.7 Gewässer erster Ordnung

Gewässer erster Ordnung sind oberirdische Gewässer mit einer erheblichen wasserwirtschaftlichen Bedeutung, wobei die Gewässereinteilung im Sinne des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) (2009) nach der jeweiligen Landesgesetzgebung erfolgt. Die Daten wurden als Linienshape im Bezugssystem UTM Zone 32 N übergeben und dienten insbesondere der besseren Orientierung in den Kartendarstellungen.

2.1.8 Grundwassergleichenplan

Der Grundwassergleichenplan gibt die Verteilung der Grundwasserstände in einem Gebiet wieder. Aus ihm können die Anstromrichtung auf eine Messstelle und das Gefälle bestimmt werden. Auf Grund von saisonalen und witterungsbedingten Unterschieden unterliegen Grundwassergleichen einer zeitlichen Dynamik. Für die Erstellung des verwendeten Gleichenplans wurden langjährige Mittelwerte der Grundwasserstände verwendet. Die Daten lagen zum einen als Raster im Bezugssystem DHDN 3° Gauss-Krüger Zone 4 und zum anderen als Linienshape im Bezugssystem UTM Zone 32 N vor (FUGRO 2016). Sie wurden unter anderem für die Bestimmung der Zustromrichtung zu den Messstellen genutzt.

2.1.9 Grundwasserneubildung nach ArcEGMO

ArcEGMO ist ein öko-hydrologisches Modellierungssystem mit welchem alle bedeutenden Prozesse des Gebietswasserhaushaltes und des Abflussregimes räumlich sowie zeitlich simuliert werden können. In 2013 und 2017/2018 wurde die Datengrundlage (Boden, DGM, Gewässernetz, meteorologische Daten etc.) und der GIS-Datenbestand des Landes Sachsen-Anhalt für die Bestimmung der Wasserhaushaltsgrößen aktualisiert (BAH 2015, LHW 2019).

Es lagen die 2017/2018 erhobenen Daten als Polygondaten im Bezugssystem UTM Zone 32 N vor. Neben der Grundwasserneubildung, der Verdunstung und dem Niederschlag wurden alle Abflussgrößen des unter- und oberirdischen Abflusses angegeben. Die Grundwasserneubildung entspricht der Differenz aus dem gesamten unterirdischen Abfluss abzüglich des hypodermischen und des Drainabflusses. Im Modell wurde die vereinfachte Annahme getroffen, dass der hypodermische Abfluss den Vorfluter erreicht. In der Realität kann es bedingt durch lokale Grundwassergeringleiter dazu kommen, dass dieser wieder aus dem Boden austritt und zur Ausbildung von Quellen führt oder versickert und die Grundwasserneubildung lokal erhöht.

Allgemein ist das Gebiet durch geringe Niederschlagsmengen (langjährig 550 mm/a) und damit einhergehend geringen Neubildungsraten gekennzeichnet. Die in Abb. 4 rot dargestellten Gebiete zeigen Grundwasserentlastungsgebiete, die durch geringe Flurabstände und hohe Verdunstungsraten mit Entwässerung in die Vorflut gekennzeichnet sind. Auch in den orange markierten Gebieten ist die Grundwasserneubildungsrate sehr gering. Bei der Berechnung der Verweilzeit des Sickerwassers in der ungesättigten Zone hat die Neubildungsrate als Divisor großen Einfluss auf die Länge der Verweildauer. In Verbindung mit mächtigen Deckschichten ergeben sich daraus hohe Verweilzeiten des Sickerwassers in der ungesättigten Zone.

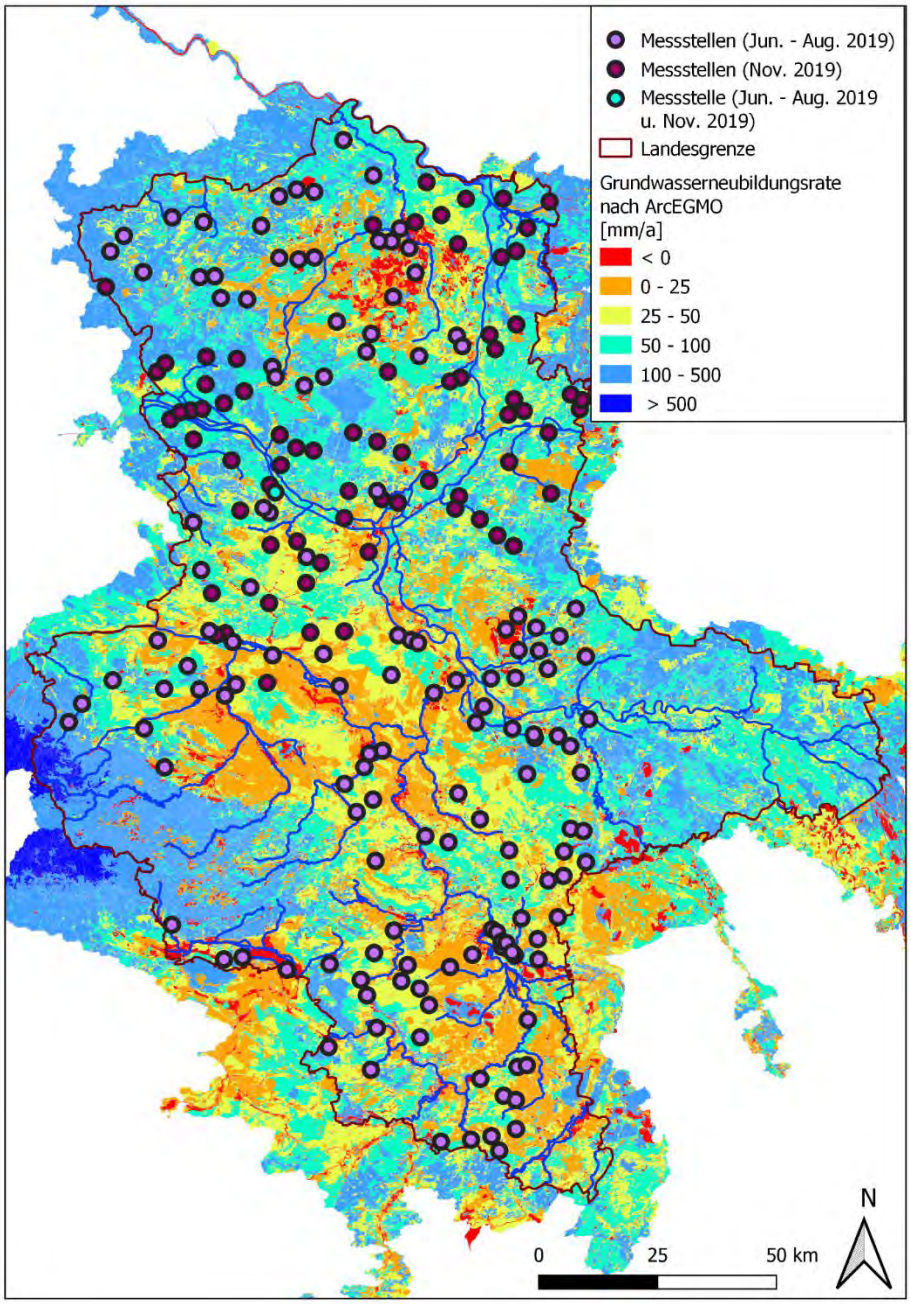

Abb. 4: Verteilung der Grundwasserneubildungsrate nach ArcEGMO (Datengrundlage: LHW (2019)) und Lage der Messstellen.

2.1.10 Bohrdaten des LAGB

Es wurden neben den Schichtenverzeichnissen der Messstellen Daten aus der Landesbohrdatenbank Sachsen-Anhalt des LAGB genutzt, um die Informationen der Schichtenverzeichnisse zu ergänzen. Zudem dienten sie der Ermittlung der flächenhaften Verbreitung von stratigraphischen Einheiten.

2.2 Übersicht zu den messstellenbezogenen Daten

Im Juni bis August 2019 wurden 147 GWM und 2 Quellen sowie im November 72 GWM beprobt, wobei die GWM Süplingen in beiden Zeiträumen untersucht wurde. Die Datengrundlage bildeten somit 220 Messstellen des Landes Sachsen-Anhalt. Zudem wurden in dem Kapitel 7 die Ergebnisse der 32 im Jahr 2018 untersuchten Messstellen mit ausgewertet. Deren Stammdaten und detaillierte Ergebnisse können im Bericht von HYDOR (2019) nachvollzogen werden.

2.2.1 Stammdaten der Messstellen

Die Messstellen sind zusammen mit den hydrogeologischen Bezugseinheiten, der Bewertung der Grundwasserkörper bzgl. Nitrats und den langjährigen Nitratmittelwerten in Abb. 5 dargestellt. Sie sind in Lockergesteins- als auch in Festgesteinsbereichen lokalisiert, wobei eine größere Anzahl innerhalb von Lockergesteinsregionen gelegen ist. Die Messstellenauswahl erfolgte auf der Grundlage verschiedener Kriterien. Sie wurden nicht immer in ihrer Gesamtheit erfüllt und im Folgenden in absteigender Priorität erläutert:

1. Systemanforderungen:

Die gemessenen Sauerstoffkonzentrationen betrugen maximal 5 mg/l, damit vor allem reduzierende Verhältnisse vorlagen, was den Abbau von Nitrat begünstigte. Die elektrischen Leitfähigkeiten sollten maximal 5.000 µS/cm hoch sein, damit die Gelöstgaskonzentration, die für die N_2/Ar-Methode von Bedeutung war, nicht beeinflusst wurde.

2. WRRL-Anforderungen:

Die Messstellen sollten im Bereich von Grundwasserkörpern, welche sich in einem schlechten chemischen Zustand (aktuelle Zustandseinschätzung) befinden (Abb. 5), liegen.

3. Modell-Anforderungen:

Die Messstellen sollten in Lockergesteinsbereichen, welche nach Kuhr et al. (2014) als „nitratgefährdete“ Bereiche ausgewiesen wurden, lokalisiert sein. Hinzukommend sollte eine Bildung von Clustern von Messstellen mit ähnlichen hydrogeologischen-bodenkundlichen Bedingungen möglich sein. Diese Bedingungen wurden von Kunkel & Wendland (2016) für die Ausweisung des Gefährdungspotenzials bzgl. Nitrats verwendet. Die ermittelten Nitrateintragskonzentrationen können somit für eine Validierung des landesweiten Nährstoffmodells genutzt werden.

In Anhang 1 sind relevante Stammdaten der Messstellen, wie die Zuordnung zur hydrogeologischen Bezugseinheit und das von HYDOR (2017a) ermittelte aggregierte Denitrifikationspotential (vgl. Abschnitt 2.2.3) aufgeführt. Zudem ist die Lage der Filtermitte und der Flurabstand angegeben. Der Flurabstand wurde unter Verwendung eines langjährigen mittleren Wasserstandes bzw. bei neu erbauten Messstellen mit den verfügbaren Messwerten bestimmt.

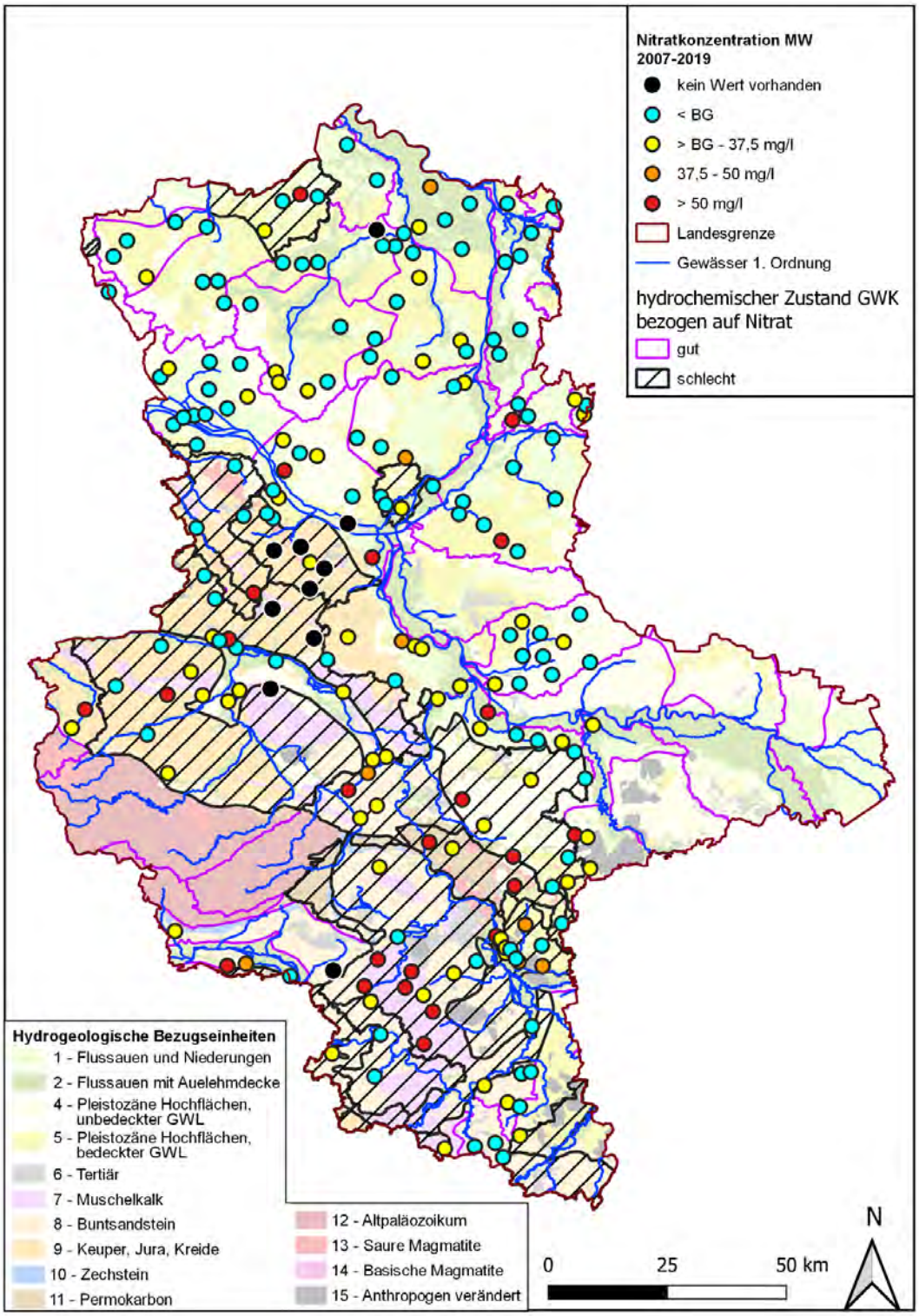

Abb. 5: Lage der Messstellen für die Untersuchung nach der N_2/Ar-Methode im Jahr 2019 mit mittleren Nitratkonzentrationen und Darstellung der hydrogeologischen Bezugseinheiten.

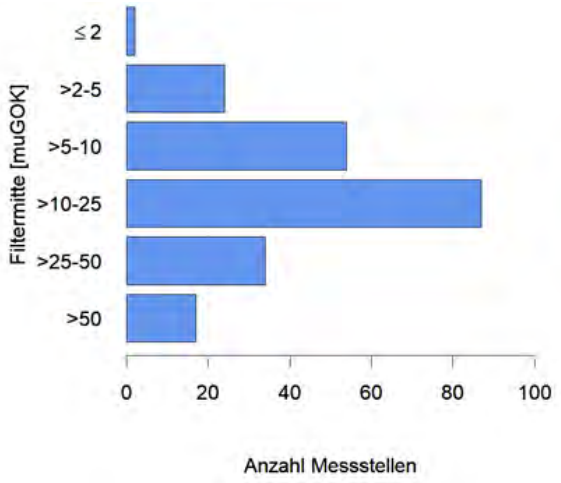

Abb. 6: Anzahl der GWM nach Lage der Filtermitte unter Geländeoberkante.

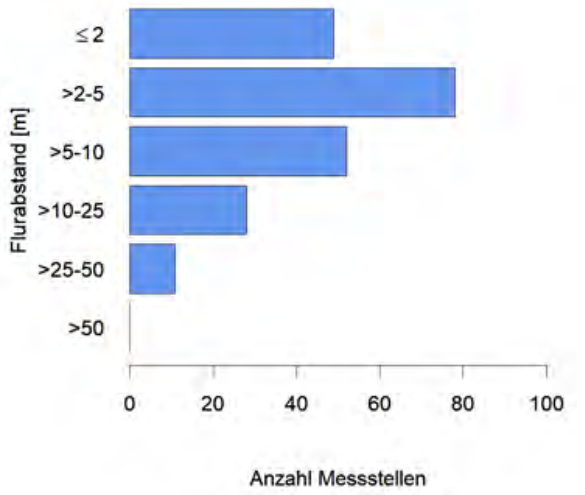

Abb. 7: Anzahl der GWM nach Flurabstand.

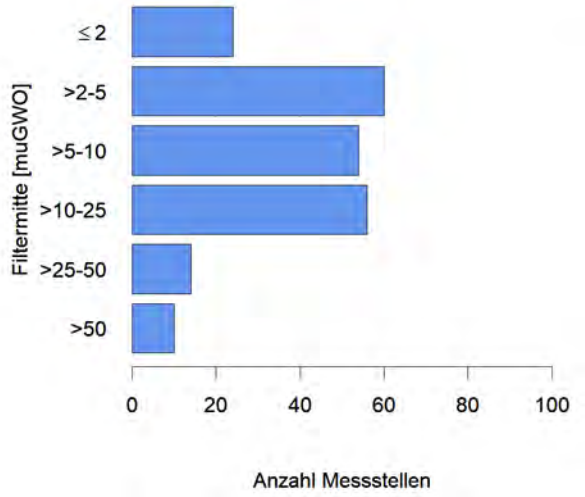

Abb. 8: Anzahl der GWM nach Filtermitte unter Grundwasseroberfläche (GWO).

Die Häufigkeit der Lage der Filtermitte unter Geländeoberkante ist in Abb. 6 für die untersuchten Messstellen dargestellt. Das Diagramm beinhaltet lediglich die GWM und nicht die Quellen, dies gilt auch für die folgenden zwei Abbildungen. Es ist zu erkennen, dass lediglich etwas über 10 % der Messstellen in einem Bereich < 5 muGOK (Meter unter Geländeoberkante) verfiltert sind. Gut 80 % der Messstellen sind zwischen 5 muGOK und 50 muGOK ausgebaut. Der restliche Anteil der Messstellen von knappen 10 % ist mit > 50 muGOK deutlich oberflächenfern verfiltert.

Die Häufigkeit des Flurabstandes ist in Abb. 7 dargestellt. Der Flurabstand variiert zwischen < 2 m und knapp 46 m. Mehr als die Hälfte aller Messstellen weist einen geringen Wert von < 5 m auf. Lediglich bei elf der untersuchten 218 GWM ist der Flurabstand > 25 m auf. Es wird insgesamt deutlich, dass die ungesättigte Zone oberhalb der Grundwasseroberfläche zumeist eher gering ist.

Die Häufigkeit des Abstandes zwischen Filtermitte und Grundwasseroberfläche wird in Abb. 8 dargestellt. Die Grundwasseroberfläche entspricht im Falle eines ungespannten Grundwasserleiters dem Wasserstand, im Falle eines gespannten Grundwasserleiters der Unterkante des Grundwassergeringleiters, welcher den Aquifer bedeckt. Die Filtermitte unter Grundwasseroberfläche variiert zwischen < 2 m und > 50 m. 63 % aller GWM weisen einen Wert von < 10 m auf, 32 % liegen zwischen 10 m und 50 m und bei ca. 5 % der GWM liegt die Filtermitte bei > 50 m unter Grundwasseroberfläche.

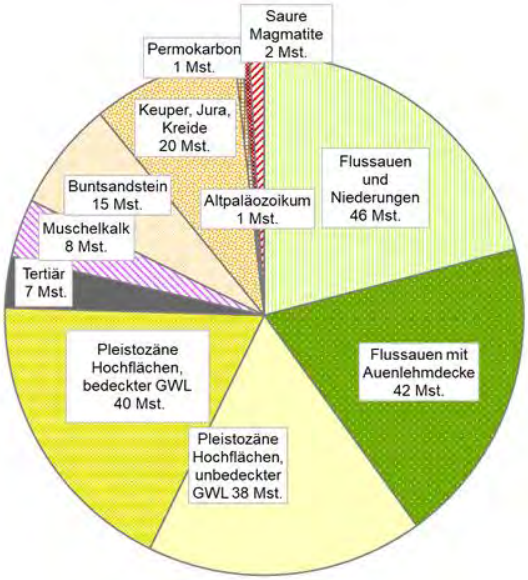

Abb. 9: Anteile der 220 Messstellen (GWM und Quellen) an den hydrogeologischen Bezugseinheiten.

Die Lage der 220 Messstellen verteilt sich auf elf hydrogeologische Bezugseinheiten (Abb. 9). Die Einheiten „Pleistozäne Hochflächen, bedeckter GWL“ und „Pleistozäne Hochflächen, unbedeckter GWL“ sowie „Flussauen mit Auenlehmdecke“ und „Flussauen und Niederungen“ machen einen entscheidenden Anteil bei Betrachtung aller Messstellen aus. Insgesamt liegen bei 62 der GWM gespannte Verhältnisse vor, das heißt der Wasserstand innerhalb des verfilterten Grundwasserleiters ist größer als die Grundwasseroberfläche, welche in diesen Fällen den Wert der Unterkante des Grundwassergeringleiters annimmt.

2.2.2 Beschaffenheitsdaten der Messstellen

Es lagen für den Zeitraum 2007 bis 2019 Wasserstanddaten der Messstellen sowie 2112 Datensätze der Vorortparameter (wie z. B. Sauerstoffgehalt, elektrische Leitfähigkeit und Redoxpotential) und 2078 Datensätze von Konzentrationen bestimmter Ionen (wie z. B. Nitrat und Ammonium) vor. Für zehn Messstellen lagen keine hydrochemischen Daten bzw. keine langjährigen Wasserstandsdaten vor, weil sie bspw. neu erbaut wurden.

Die Denitrifikation im Grundwasser läuft unter sauerstoffarmen Bedingungen ab, weshalb für den Nitratabbau besonders das Milieu des Grundwassers entscheidend ist, das durch die Sauerstoffkonzentration und das Redoxpotential charakterisiert wird (HYDOR 2017a). Aus Abb. 10 wird die Häufigkeitsverteilung der Parameter Redoxpotential, Sauerstoff, Nitrat und Ammonium deutlich. Bei ca. 90 % der Messstellen waren die Sauerstoffkonzentrationen < 2 mg/l, was auf überwiegend reduzierende Verhältnisse hindeutet. Damit herrschten Bedingungen, bei denen Nitrat abgebaut werden konnte. Bei einer Messstelle waren mit einem mittleren Sauerstoffgehalt von > 5 mg/l oxische Verhältnisse nachweisbar. Die im November 2019 beprobten Messstellen wiesen durchschnittlich geringere Sauerstoffkonzentrationen auf als die im Juni bis August 2019 beprobten Messstellen, so lag bei 98 % der Messstellen vom November der mittlere Sauerstoffgehalt bei < 2 mg/l. Bei den Messstellen, welche von Juni bis August beprobt wurden, waren es ca. 87 %. Die Unterschiede können damit begründet werden, dass der Anteil der Messstellen in Lockergesteinsbereichen im November höher war. Etwa 57 % der untersuchten Messstellen wiesen im Mittel ein Redoxpotential < 200 mV auf. Die mittleren Redoxpotentiale zeigten zwischen den Messstellen eine hohe Streuung und schwankten zwischen 15 mV und 500 mV. Die gemessenen Nitrat- sowie Ammoniumkonzentrationen waren an den untersuchten

Messstellen zumeist gering, so wiesen ca. 87 % der Proben Nitratgehalte < 50 mg/l bzw. Ammoniumgehalte < 0,5 mg/l auf. Die Beschaffenheitsdaten der Messstellen spiegeln die Kriterien für die Messstellenauswahl wider.

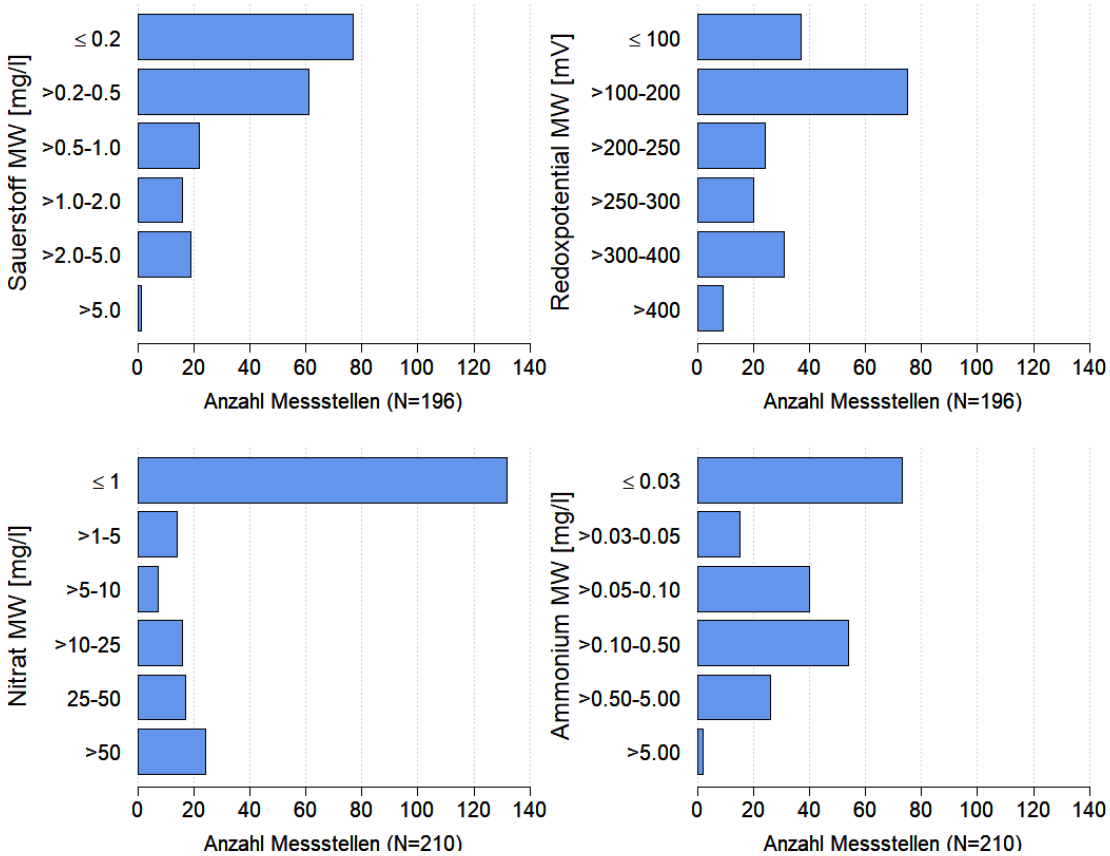

Abb. 10: Anzahl der Messstellen nach Sauerstoff, Redoxpotential, Nitrat- und Ammoniumkonzentration. Darstellung der Mittelwerte. Mittelwerte i. d. R. für Werte von 2007 bzw. 2009 bis 2019. Angabe der Grundgesamtheit der Messstellen N je Parameter.

Nach Untersuchungen von HYDOR (2017a) zeigte sich ein deutlicher Zusammenhang zwischen der Lage des Filters unter Grundwasseroberfläche und den Nitratgehalten, welcher durch die Redoxzonierung im Untergrund begründet werden kann. So nehmen die Nitratkonzentrationen in der Regel mit steigendem Abstand zwischen Filter und Grundwasseroberfläche aufgrund von Denitrifikationsprozessen ab, vorausgesetzt die für die Denitrifikation notwendigen Reduktionsmittel sind noch nicht aufgebraucht. In Abb. 11 ist die Lage der Filtermitte unter Grundwasseroberfläche zusammen mit der Nitratkonzentration abgebildet. Bei geringen Abständen zwischen Filtermitte und Grundwasseroberfläche waren die Nitratkonzentrationen zumeist erhöht, was sich damit begründen lässt, dass im Grundwasser aufgrund des geringen Abstandes kaum eine Reduktion des Nitratgehaltes durch Denitrifikation stattgefunden hat. Je größer der Abstand zwischen Filtermitte und Grundwasseroberfläche war, desto geringer wurden zumeist auch die Nitratkonzentrationen. So betrug der Anteil von Messstellen mit sehr geringen Nitratgehalten (< 1 mg/l) bei Abständen von < 2 m gute 40 %, wohingegen der Anteil sehr geringer Nitratgehalte bei Abständen von > 50 m 80 % der Messstellen ausmachte.

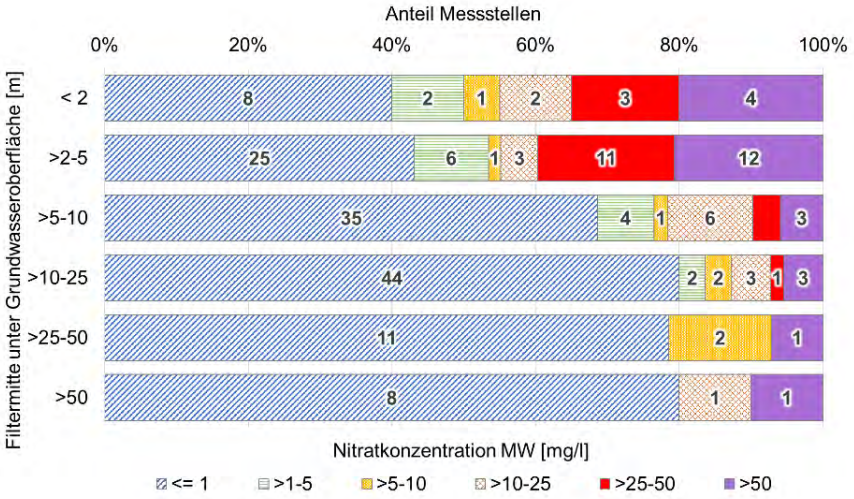

Abb. 11: Zusammenhang zwischen Filterlage unter Grundwasseroberfläche und Nitratkonzentration. Mittelwerte i. d. R. für Werte von 2007 bzw. 2009 bis 2019. Messstellenanzahl je Balkenabschnitt. Grundgesamtheit N = 208.

In Abb. 12 sind die Sauerstoffkonzentration, das Redoxpotential und die Nitratkonzentration gegenübergestellt. Diese Parameter wurden von HYDOR (2017a) neben der Ganglinienanalyse dazu genutzt, das Denitrifikationspotenzial qualitativ festzulegen. Zudem ist in Abb. 12 die Einteilung der Parameterbereiche in „starken Nitratabbau“, „Nitratabbau vorhanden“ und „kein Nitratabbau“ aufgeführt. Es zeigte sich deutlich, wie auch von HYDOR (2017a) und HYDOR (2019) beschrieben wurde, dass bei geringen Sauerstoffkonzentrationen und Redoxpotentialen auch geringe Nitratkonzentrationen vorlagen sowie dass bei höheren Werten die Nitratkonzentrationen in vielen, aber nicht allen, Fällen erhöht waren. Geringe Nitratkonzentrationen innerhalb des Bereiches „kein Nitratabbau“ können z. B. damit begründet werden, dass kein Nitrateintrag in das Grundwasser im Zustromgebiet dieser Messstellen stattgefunden hat. Dies kann mit Hilfe der N_2/Ar-Methode überprüft werden.

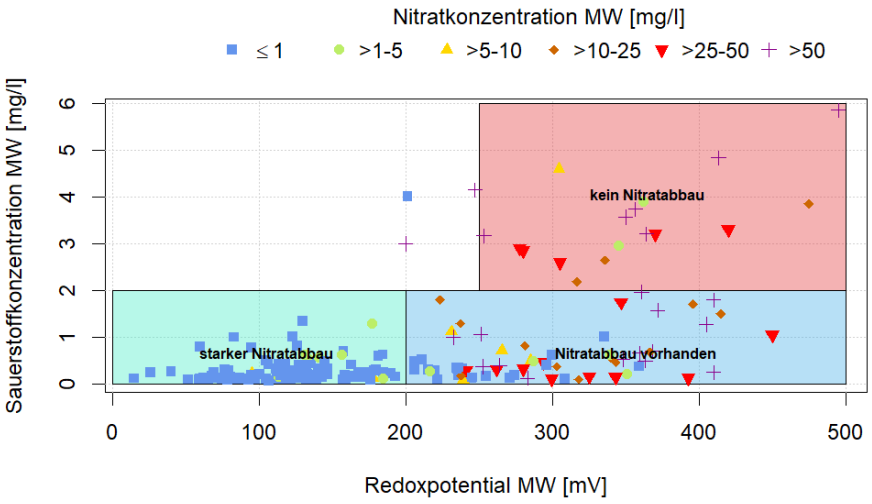

Abb. 12: Gegenüberstellung von der Sauerstoffkonzentration, des Redoxpotentials und der Nitratkonzentration sowie Einteilung des Nitratabbaus nach HYDOR (2017a) an Hand der Parameter Sauerstoffkonzentration und Redoxpotential. Grundgesamtheit N = 210. Mittelwert je Messstelle. Mittelwerte i. d. R. für Werte von 2007 bzw. 2009 bis 2019.

Die prozentuale Verteilung der Nitratkonzentration je hydrogeologischer Bezugseinheit ist in Abb. 13 ersichtlich. In den Einheiten „Zechstein“, „Basische Magmatite (ohne Flächenausweisung)“ und „Anthropogen verändert“ befand sich keine Messstelle. Es lässt sich gut erkennen, dass in den Lockergesteinsgebieten, wie „Pleistozäne Hochflächen, unbedeckter GWL“ und „Pleistozäne Hochflächen, bedeckter GWL“, die Nitratkonzentrationen geringer waren als in den Festgesteinsregionen, wie „Muschelkalk“ oder „Keuper, Jura, Kreide“. Nach Kuhr et al. (2014) weist das Grundwasser in Festgesteinen eher oxidierte Verhältnisse auf, was zu einer Einschränkung der Denitrifikation führt. In den Lockergesteinsbereichen hingegen liegen laut Kuhr et al. (2014) eher reduzierte Verhältnisse vor. Anhand der gemessenen Daten wird zudem deutlich, dass in der Bezugseinheit „Pleistozäne Hochflächen, unbedeckter GWL“ die Nitratkonzentrationen höher waren als in der Bezugseinheit “Pleistozäne Hochflächen, bedeckter Grundwasserleiter“.

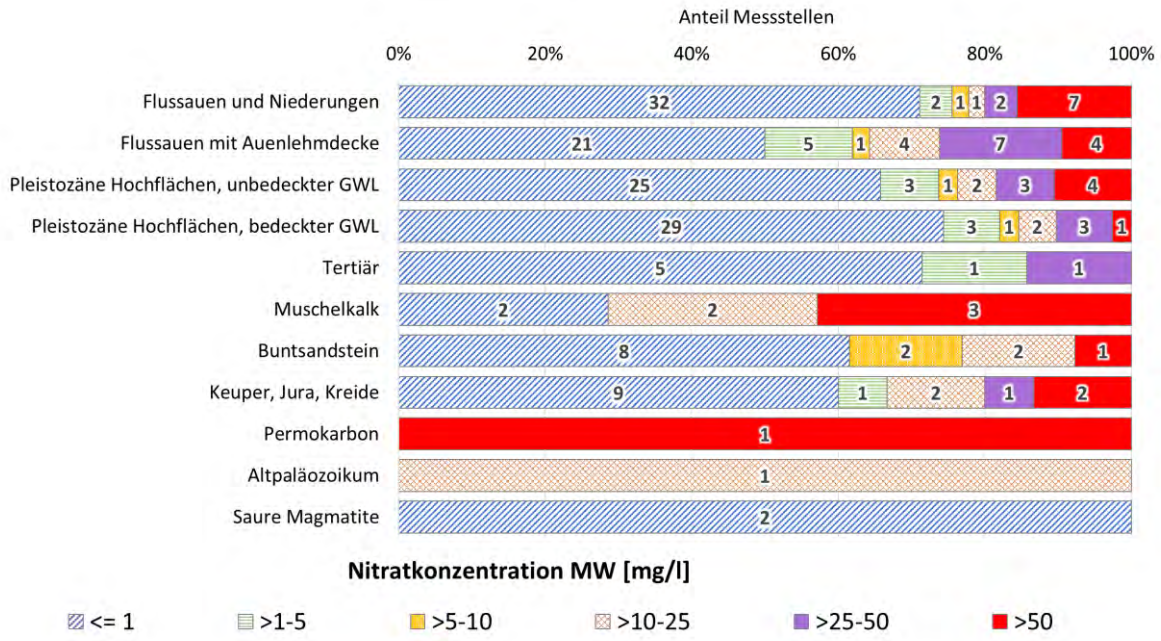

Abb. 13: Zusammenhang zwischen der Lage in der jeweiligen hydrogeologischen Bezugseinheit und der Nitratkonzentration. Mittelwert je Messstelle. Mittelwerte i. d. R. für Werte von 2007 bzw. 2009 bis 2019.

2.2.3 Ausweisung des Denitrifikationspotenzials nach HYDOR (2017a)

Die Ausweisung des Denitrifikationspotenzials erfolgte im Jahr 2017 für alle Landesmessstellen durch HYDOR. In der Bewertung wurde im ersten Schritt davon ausgegangen, dass bei Vorliegen einer niedrigen Sauerstoffkonzentration und einem niedrigen Redoxpotential Bedingungen herrschen, in der Denitrifikation stattfinden kann. Es wurde an Hand der beiden Parameter eine Klassifizierung des Denitrifikationspotenzials in die drei Bereiche „kein Nitratabbau“, „Nitratabbau“ und „starker Nitratabbau“ definiert, vgl. Tab. 2 (HYDOR 2017a).

Tab. 2: Klassifizierung der Nitratabbauwahrscheinlichkeit anhand von Bereichen der Parameter Redoxpotential und Sauerstoff (HYDOR 2017a).

Parameter Redoxpotential [mV]	Parameter Sauerstoff [mg/l]	Denitrifikationspotenzial vorhanden
> 250	> 2	kein Nitratabbau
> 200	< 2	Nitratabbau
< 200	< 2	starker Nitratabbau

In einem weiteren Schritt wurden die den Nitratabbau anzeigenden hydrochemischen Daten, wie z. B. Hydrogencarbonat, Eisen und Sulfat, in einer Zeitreihe abgebildet, da je nach Art der Denitrifikation unterschiedliche Ionen entstehen. Allgemein wird zwischen einer chemo-organotrophen (bzw. heterotrophen) und einer chemo-lithotrophen (bzw. autolithotrophen) Denitrifikation unterschieden. Bei der ersteren wird Nitrat unter Reaktion mit organischen Kohlenstoff-Verbindungen abgebaut, wobei unter anderem das Ion Hydrogencarbonat entsteht (DWA 2015). Dies ist in der nachfolgenden Reaktionsgleichung beschrieben:

$$4\ NO_3^- + 5\ CH_2O \rightarrow 2\ N_2 + 4\ HCO_3^- + CO_2 + 3\ H_2O$$

Bei der chemo-lithotrophen Denitrifikation wird Nitrat unter Reaktion mit reduzierten Schwefelverbindungen (Eisensulfid- und Disulfid-Phasen, unter anderem Pyrit) abgebaut, wobei z. B. Sulfat und Eisen entstehen, wie dies in der folgenden Reaktionsgleichung beschrieben wird (DWA 2015):

$$14\ NO_3^- + 5\ FeS_2 + 4\ H^+ \rightarrow 7\ N_2 + 10\ SO_4^{2-} + 5\ Fe^{2+} + 2\ H_2O$$

Die Betrachtung der zeitlichen und räumlichen Entwicklung der redoxsensitiven Parametern Sauerstoff, Nitrat, Kohlenstoffdioxid, Eisen sowie Sulfat kann somit dabei helfen, den jeweils vorliegenden Abbauprozess zu ermitteln. Bei der chemo-organotrophen Denitrifikation sinkt die Nitratkonzentration und die Hydrogencarbonatkonzentration steigt bei konstanten Sulfatgehalten. Bei der chemo-lithotrophen Denitrifikation hingegen steigt die Sulfatkonzentration bei abnehmenden Nitratgehalten. Der Abbau von Nitrat im Grundwasser führt durch den Verbrauch der fossilen Grundwasserinhaltsstoffe (organischer Kohlenstoff oder Pyrit) zu einer allmählichen Erschöpfung des Nitratabbaupotenziales. Eine ausführliche Beschreibung der Methode der Ganglinienanalyse ist in HYDOR (2017a) nachzulesen. Im Ergebnis der Auswertung der Ganglinien erfolgte eine Einteilung in die folgenden sechs Klassen (HYDOR 2017a):

1. kein Eintrag von Nitrat
2. fehlendes Nitratabbaupotenzial eines Grundwasserleiters,
3. Erschöpfung des ursprünglich vorhandenen Nitratabbaupotenzials eines Grundwasserleiters,
4. Nitratabbaupotenzial vorhanden,

4.1. Nachweis über den Ablauf der chemo-organotrophen Denitrifikation (Reduktion von Nitrat durch organischen Kohlenstoff) bzw.

4.2. Nachweis über den Ablauf der chemo-lithotrophen Denitrifikation (Reduktion von Nitrat durch reduzierte Schwefelverbindungen),

5. fallende Nitratwerte aufgrund ggf. zurückgehender Einträge,
6. keine eindeutige Zuordnung möglich.

Die Aggregierung der hydrochemischen Analyse und der Ganglinienanalyse ergab eine Nitratabbauwahrscheinlichkeit an den Messstellen nach dem Schema in Tab. 3. Ein gesichertes Denitrifikationsvermögen liegt bei einer Übereinstimmung beider Analysen vor, wohingegen ein unsicherer Nitratabbau bei Vorliegen eines Widerspruches zwischen den beiden Analysemethoden gegeben ist. In der Tab. 3 ist ein vorhandenes bzw. wahrscheinlich vorhandenes Denitrifikationspotential grün schattiert, wohingegen orange für ein fehlendes Abbaupotenzial steht (HYDOR 2017a).

Tab. 3: Zusammenfassende Übersicht zur Nitratabbauwahrscheinlichkeit (HYDOR 2017a).

	Starker Nitratabbau nach Redoxpotential und Sauerstoff	**Nitratabbau vorhanden** nach Redoxpotential und Sauerstoff	**Kein Nitratabbau** nach Redoxpotential und Sauerstoff
Denitrifikation	Nitratabbau	Nitratabbau	Unsicherer Nitratabbau
Kein Nitrateintrag	Potenzieller Nitratabbau	Potenzieller Nitratabbau	Kein Nitratabbau
Keine eindeutige Zuordnung	Potenzieller Nitratabbau	Unsicherer Nitratabbau	Kein Nitratabbau
Fehlendes Abbaupotenzial	Unsicherer Nitratabbau	Kein Nitratabbau	Kein Nitratabbau
Erschöpfung	Kein Nitratabbau	Kein Nitratabbau	Kein Nitratabbau

125 der 220 Messstellen konnten die aggregierten Nitratabbauwahrscheinlichkeiten nach HYDOR (2017a) zugewiesen werden. Bei 32 weiteren Messstellen konnte zum damaligen Zeitpunkt aufgrund der geringen Datengrundlage keine Aussagen mittels der Ganglinienanalyse getroffen und damit keine aggregierte Bewertung vorgenommen werden. Weitere 68 Messstellen lagen zum Zeitpunkt der Bearbeitung im Jahr 2017 nicht vor, weil sie z. B. neu erbaut wurden. In Abb. 14 ist die Häufigkeit des durch HYDOR (2017a) ausgewiesenen Denitrifikationspotentials für die 220 Messstellen dargestellt. Hierbei wurden für einen Vergleich auch diese aufgeführt, zu denen keine Angaben gemacht wurden (graue Balken). Es ist zu erkennen, dass bei knapp der Hälfte der Messstellen ein Nitratabbau bzw. potenzieller Nitratabbau vorliegt und laut HYDOR (2017a) lediglich bei 2 % kein Nitratabbau stattfindet bzw. dieser bei 5 % unsicher ist. Auch der Anteil von nicht bearbeiteten Messstellen ist mit fast 43 % relativ hoch.

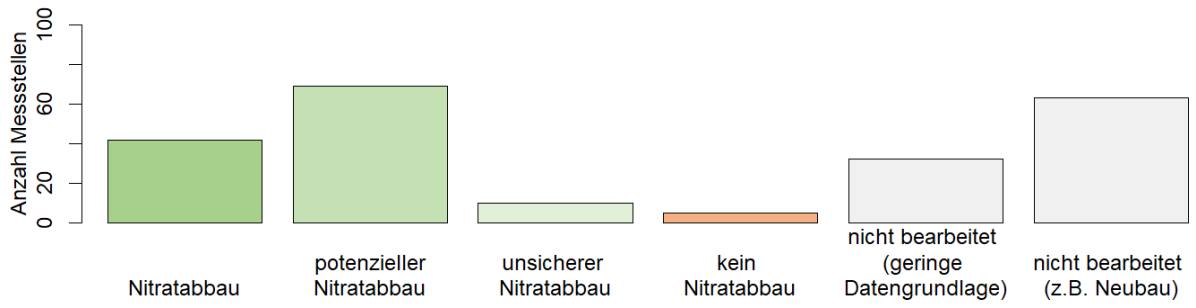

Abb. 14: Denitrifikationspotenzial nach HYDOR (2017a) für die 220 untersuchten Messstellen.

Die Klassifikation der Messstellen nach HYDOR (2017a) ist in Abb. 15 nach den hydrogeologischen Bezugseinheiten aufgeschlüsselt dargestellt. Es wird deutlich, dass in den Lockergesteinsbereichen wie „Flussauen und Niederungen“ und „Pleistozäne Hochflächen, bedeckter GWL“ häufiger die Klasse „Nitratabbau“ und „potenzieller Nitratabbau“ vorliegt, verglichen mit den Festgesteinsbereichen wie „Muschelkalk“, „Buntsandstein“ oder „Keuper, Jura, Kreide“. Dies bestätigt die Annahme, dass der Nitratabbau in den Lockergesteinsbereichen zumeist höher ist.

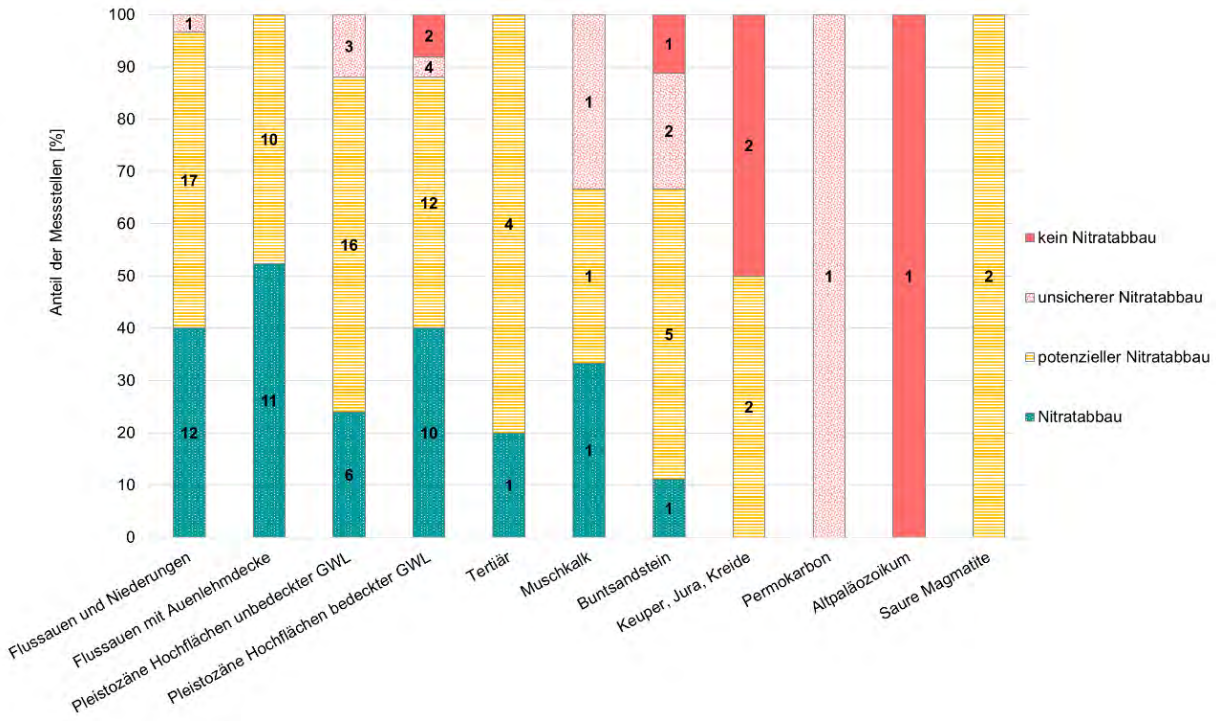

Abb. 15: Nitratabbauklassen der Messstellen nach HYDOR (2017a) unterteilt nach hydrogeologischen Bezugseinheiten mit prozentualem Anteil und Anzahl der jeweiligen Messstellen.

3. Ausweisung von geohydraulischen Zustromgebieten

Die Ausweisung von geohydraulischen Zustromgebieten ermöglicht es Aussagen über die Herkunft des in der Messstelle beprobten Grundwassers zu treffen. Auf diese Weise können z. B. erhöhte Ionenkonzentrationen unter Beachtung der Umgebung der Messstelle bewertet und interpretiert werden. Es lagen für die Messstellen des Landes Sachsen-Anhalt verschiedene Formen der Ausweisung dieser Zustromgebiete vor. Hierzu gehörten unter anderem die Gebiete nach HYDOR (2017a) in Form von hydraulischen Dreiecken sowie die Gebiete nach HYDOR (2018a, b) in einer dynamischeren Form. Die beiden Arten sind in Abb. 16 für zwei untersuchte GWM beispielhaft abgebildet. Das konkrete Vorgehen zur Ausweisung der Gebiete kann in den jeweiligen Berichten nachvollzogen werden.

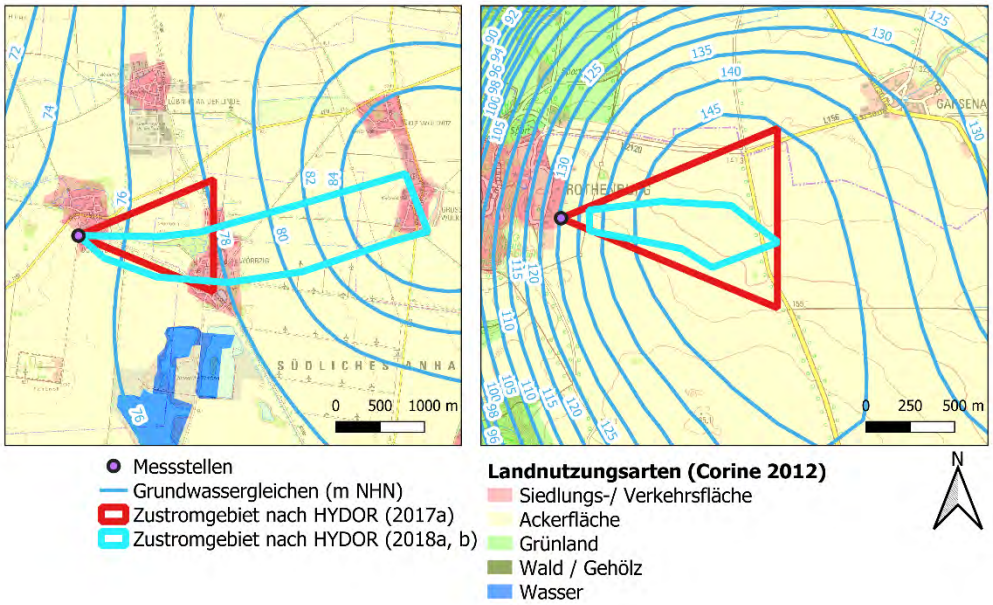

Abb. 16: Ausgewiesene Zustromgebiete nach HYDOR (2017a) und HYDOR (2018a, b). Beispielhaft für zwei GWM.

Nach HYDOR (2017a) wurde das Ende des Gebietes anhand der Grundwasserverweilzeit ermittelt. Diese war somit bei allen hydraulischen Dreiecken gleich. Bei der Festlegung nach HYDOR (2018a, b) endete das Zustromgebiet an einer Grundwasserscheide. Die Grundwasserverweilzeiten konnten sich somit deutlich zwischen den Messstellen unterscheiden. Die beiden Methoden führten für die in Abb. 16 dargestellten Messstellen zu ähnlichen Zustromgebieten, dennoch entsprechen die Flächen nicht einander.

Die Gebiete nach HYDOR (2017a) lagen für 101 der 218 GWM vor. Die Zustromgebiete nach HYDOR (2018a, b) waren allein für 16 GWM vorhanden. Aufgrund der Datengrundlage und um eine Einheitlichkeit zu gewähren, wurde entschieden, die Flächen nach HYDOR (2017a) zu verwenden. Es wurden für die Zustromgebietsausweisung der weiteren Messstellen zum einen die von FUGRO (2018) ermittelten Strombahnen der Grundwassergütemessstellen in Sachsen-Anhalt genutzt. Diese waren für 74 weitere GWM vorhanden. Zum anderen wurden in Anlehnung

an die Methodik von FUGRO (2018) 43 weitere Strombahnen ausgewiesen. Das Vorgehen für die Ermittlung der Strombahnen sowie für die Erstellung der Zustromgebiete wird in Abschnitt 3.1 beschrieben.

Bei den für die vorliegenden Untersuchungen verwendeten Zustromgebieten sollte beachtet werden, dass all diese nicht die Lage des Filters berücksichtigen. So kann vor allem bei einem tiefen Filterausbau, wie von HYDOR (2018a, b) beschrieben, eine Überströmung der Messstelle erfolgen. Dies führt dazu, dass das Grundwasser in der Messstelle durch verschiedene Landnutzungen beeinflusst werden kann. Allgemein gilt, je tiefer sich die Filteroberkante befindet, desto weiter entfernt ist auch der Ursprung des in der Messstelle anzutreffenden Wassers. Dies ist schematisch als Skizze in Abb. 17 dargestellt.

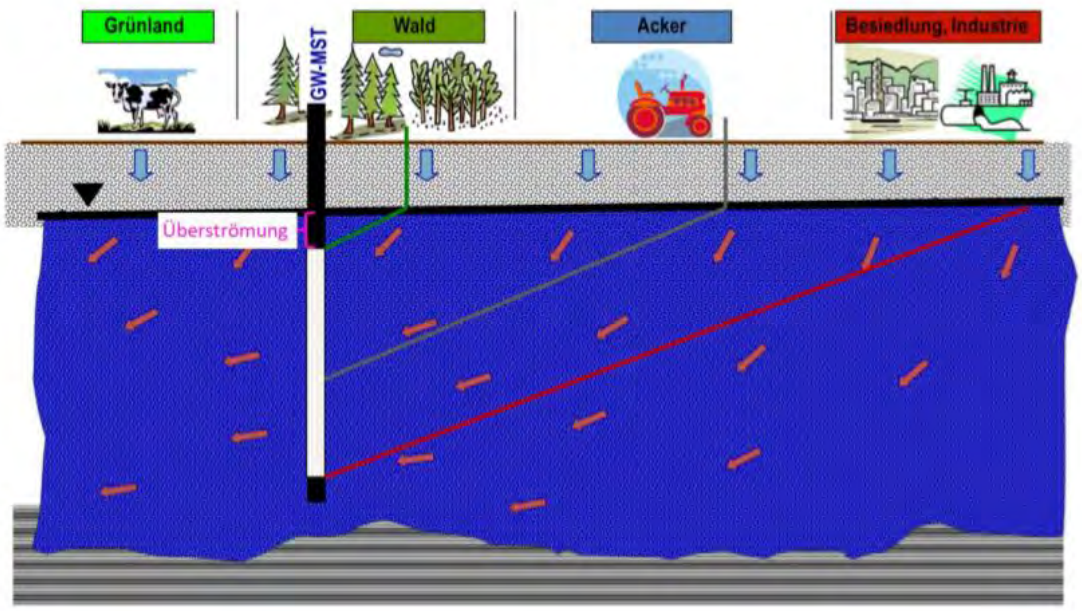

Abb. 17: Beispielhafte Darstellung des Grundwasserzustroms zu einer GWM

3.1 Ausweisung der Zustromgebiete der GWM anhand von Strombahnen

Die Festlegung der Strombahnen nach FUGRO (2018) kann im zugehörigen Bericht nachvollzogen werden. An der Methodik orientierte sich die Ermittlung der Strombahnen, für die Messstellen für welche noch keine Zustromgebiete vorlagen. Hierfür benötigt wurden die Lage von Gewässern, ein Grundwassergleichenplan sowie die Grenzen der Grundwasserkörper, der Bilanzgebiete aus dem Grundwasserkataster 2014/15 und der unterirdischen Einzugsgebiete.

Die Strombahnen stellten die Grundlage für die Ermittlung der Zustromgebiete dar. Unter Verwendung eines Puffers wurden hieraus die Flächen gebildet. Die Größe des Puffers orientiert sich an der von HYDOR (2018a, b) festgelegten Größenordnung, da sich die Formen der Zustromgebiete ähneln. Es wurde ein einheitlicher Wert von 300 m zu jeder Seite der Linie definiert (s. Abb. 18).

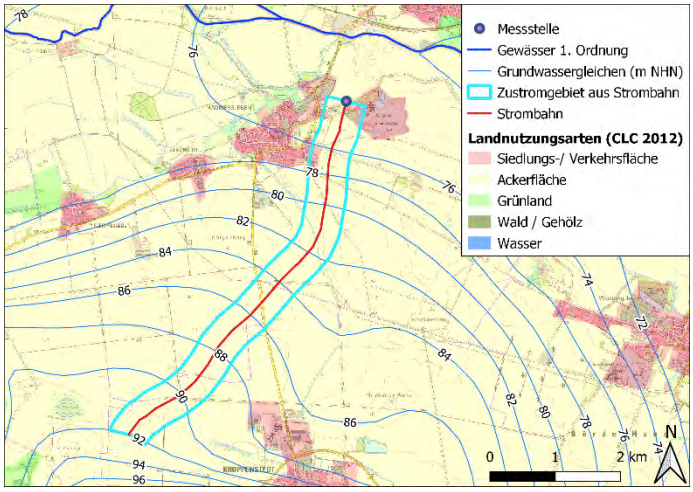

Abb. 18: Zustromgebiet auf Grundlage einer nach FUGRO (2018) ausgewiesenen Strombahn.

3.2 Beschreibung der Zustromgebiete der GWM

Die Zustromgebiete aller 218 GWM sind in der Abb. 20 zusammen mit den Landnutzungsarten nach Corine (2012) dargestellt. Es zeigen sich deutlich die in den oberen Abschnitten beschriebenen unterschiedlichen Formen der Zustromgebiete. So weisen die hydrologischen Dreiecke zumeist eine größere Fläche im Vergleich mit den weiteren Zustromgebieten auf. Zudem werden die Unterschiede der Landnutzungsarten innerhalb der Zustromgebiete deutlich, so befindet sich innerhalb einiger Flächen hauptsächlich „Wald“, wohingegen in anderen „Ackerland“ überwiegt.

3.3 Zustromgebiete der Quellen

Die Firmen FUGRO und GUT haben im Auftrag des LHW die Zustromgebiete der Quellen in Sachsen-Anhalt ausgewiesen (beide Berichte dazu unveröffentlicht). Für eine der zwei untersuchten Quellen des vorliegenden Projektes (Heilandsbrunnen) lag ein solches Zustromgebiet vor, siehe Abb. 19. Für die zweite Quelle wurde kein weiteres Zustromgebiet ausgewiesen.

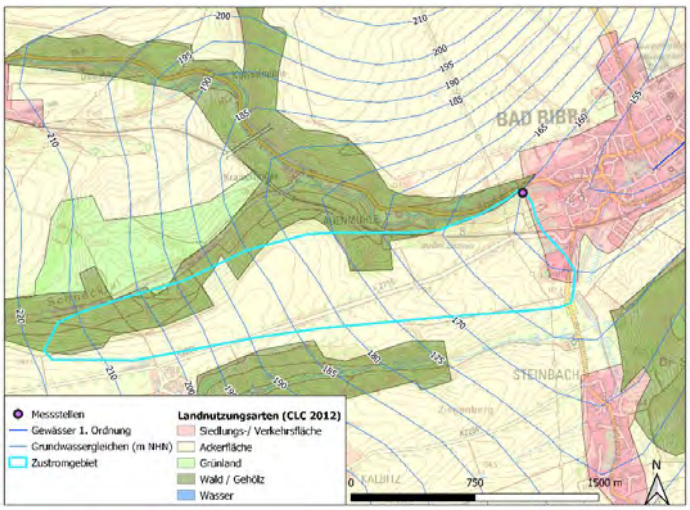

Abb. 19 Landnutzungsarten nach Corine (2012) und Zustromgebiet der Quelle Heilandsbrunnen.

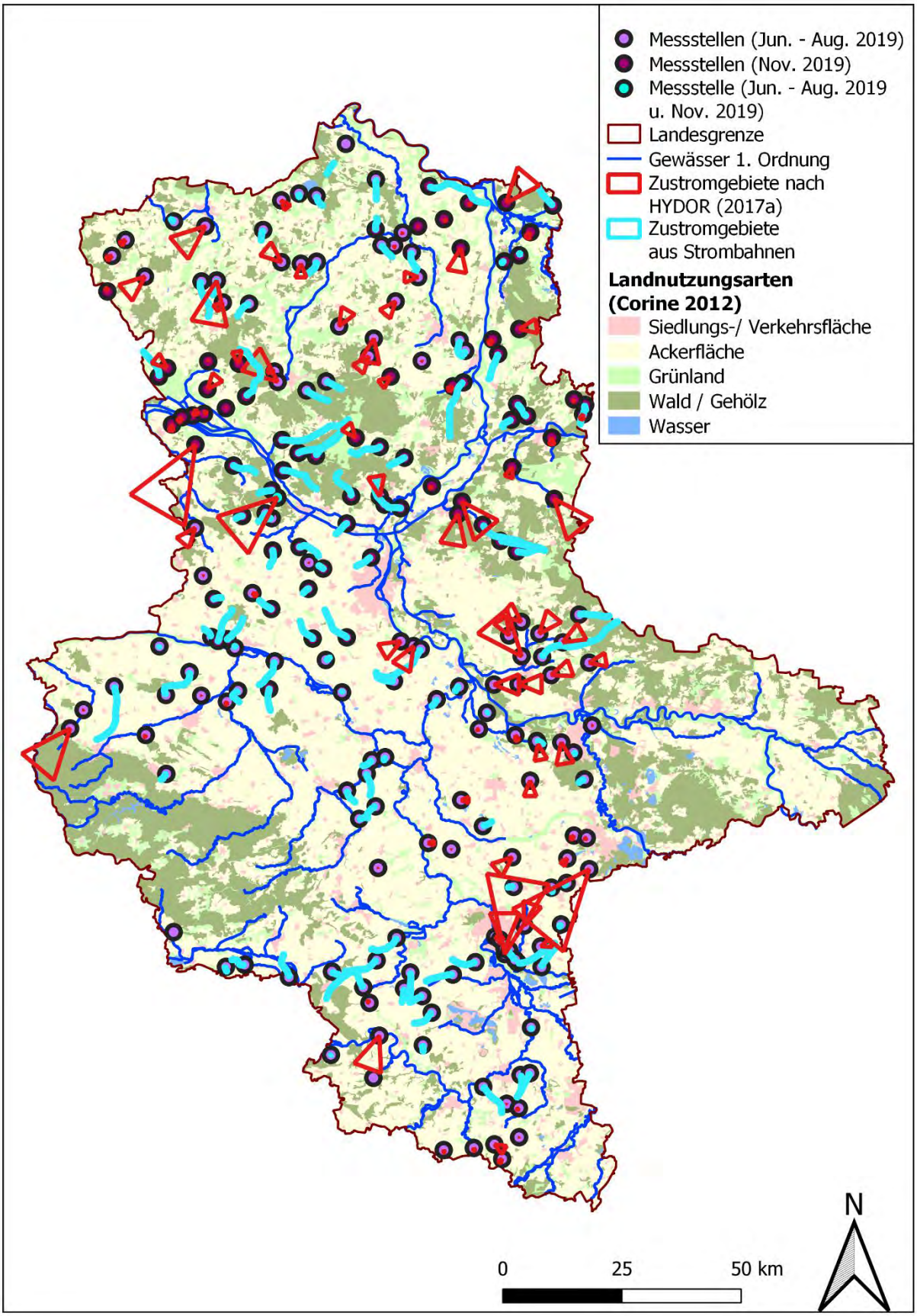

Abb. 20: Landnutzungsarten nach Corine (2012) und Zustromgebiete der 218 Messstellen nach HYDOR (2017a) und aus Strombahnen.

4. N_2/Ar-Methode

4.1 Grundlagen der N_2/Ar-Methode

Die N_2/Ar-Methode kann für die Ermittlung der initialen Nitratkonzentration herangezogen werden. Die initiale Nitratkonzentration (NO_3t0) entspricht hierbei den in das Grundwasser eingetragenen Nitratkonzentrationen. Bei der Methode wird die aktuelle Denitrifikation im Grundwasser über die Messung der Stickstoff- und Argon-Konzentration sowie dem daraus abzuleitenden Überschuss an molekularen Stickstoff, auch Exzess-Stickstoff genannt, bestimmt. Der Exzess-Stickstoff, welcher sich bei dem Abbau von Nitrat über die Zwischenstufen Nitrit, Stickstoffmonoxid und Lachgas anreichert und anschließend als gelöstes Gas transportiert wird, kann über das Verhältnis von den im Grundwasser gelösten Parametern Stickstoff (in molekularer Form) und Argon ermittelt werden. Da sich das Edelgas Argon hierbei als konservativer Tracer verhält, weil es keinen biochemischen Reaktionen unterliegt, kann der Überschuss über die Gleichgewichtskonstante der beiden Stoffe berechnet werden. In Abb. 21 ist die zugrunde liegende Theorie schematisch dargestellt. Die Gleichgewichtskonzentrationen von Argon (0,67 mg/l) und molekularem Stickstoff (17,7 mg/l) bei einer Temperatur von 10°C, welche laut HYDOR (2017b) einer typischen Grundwassertemperatur in Sachsen-Anhalt entspricht, werden durch die Reduktion von Nitrat verschoben, da hierdurch die Konzentration von molekularem Stickstoff steigt. Wird das gelöste Nitrat vollständig zu Stickstoff reduziert, ist bei der hier angesetzten Nitratkonzentration von 20 mg/l eine Exzess-Stickstoffkonzentration von 37,7 mg/l messbar. Durch die vollständige Denitrifikation kann im Grundwasser der Messstelle aktuell kein Nitrat nachgewiesen werden, so dass für das in Abb. 21 gezeigte Beispiel allein der Exzess-Stickstoff für die Ermittlung der initialen Nitratkonzentration dient. Die Entstehung von Lachgas (N_2O) als Zwischenprodukt des Nitratabbaus kann in den meisten Fällen vernachlässigt werden (NLWKN 2012).

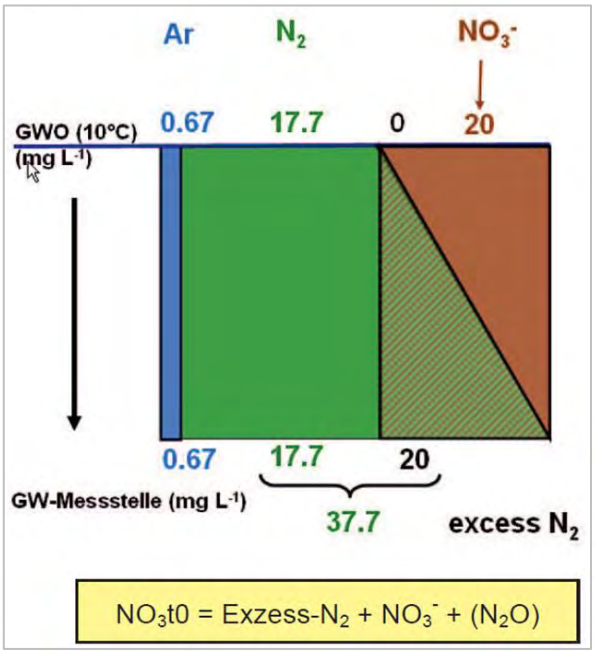

Abb. 21: Grundlagen der N_2/Ar-Methode (Eschenbach 2012). (Eschenbach, 2012 in NLWKN, 2012)

Die sich einstellende Gaskonzentration im Sicker- und Grundwasser ist abhängig von der Zusammensetzung der Bodenluft, der Temperatur, dem Luftdruck und dem Salzgehalt des Sickerwassers (NLWKN 2012). Zudem sollte beachtet werden, dass diese Methode lediglich den Abbau von Nitrat im Grundwasser berücksichtigt und mit Hilfe dieser keine Aussagen über den Nitratabbau in der ungesättigten Zone möglich sind, da der Stickstoff in diesem Fall bereits als

Lachgas oder elementarer Stickstoff entweicht und nicht in das Grundwasser gelangt. Aus diesem Grund wird mit der Methode die gesamte Denitrifikation im Untergrund zumeist unterschätzt. Auch kann über die Auswertung der Grundwasserproben nicht die räumliche Variabilität des Nitrateintrags, also welchem Gebiet (Rasterzelle) das geförderte Grundwasser entstammt, dargestellt werden (Eschenbach et al. 2018). Zudem ist es nicht möglich einen mittleren Langzeitwert zu berechnen, sondern nur den initialen Nitrateintrag zum Zeitpunkt des Übergangs vom Sicker- in das Grundwasser und zwar zeitversetzt um die Fließdauer von diesem Punkt zur Messstelle. Insgesamt aber stellt diese Methode die bisher einzige Möglichkeit dar, die initialen Nitrateinträge in das Grundwasser abzuschätzen insbesondere auch an Messstellen, die ein reduziertes Grundwassermilieu aufweisen.

Unter der Leitung des niedersächsischen Landesamtes für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) wird derzeit ein Qualitätsmanagement zur Standardisierung der Methode aufgebaut. Dazu gehört ein auf Excel basierendes Tool zur Plausibilitätsprüfung (Gröger-Trampe & Heumann 2018), welches Geo-data in der Beta-Version zur Auswertung zur Verfügung stand. Die Ergebnisse wurden mit der aktuellen Version des Tools „N_2ArCheck“ geprüft.

4.2 Methode der Membran-Einlass-Massenspektrometrie zur Bestimmung der Stickstoff- und Argon-Konzentration

Die Gelöstgaskonzentrationen von Stickstoff und Argon in den Grundwasserproben wurden mit der Membran-Einlass-Massenspektrometrie (MIMS-Methode) bestimmt. Das Membran-Inlet Massenspektrometer (MIMS) besteht aus einer Pumpe, einem Membraneinlass, einem temperierten Wasserbad, einer Kühlfalle und einem Quadrupol-Massenspektrometer. Es wird standardmäßig mit destilliertem Wasser, welches bei einer festgelegten Wassertemperatur mit der Luft äquilibiert wird, kalibriert. Anhand der Wassertemperatur und der Partialdrücke von Argon und molekularem Stickstoff in der Luft erfolgt die Berechnung der theoretischen Konzentrationen von Argon und Stickstoff im Standardwasser mit Hilfe des Henry-Gesetzes (NLWKN 2012).

Eine Stahlkapillare wird zur Probenahme am Boden der Septumflasche eingebaut, um mögliche Kontaminationen der Grundwasserprobe mit atmosphärischen Gasen zu verhindern. Die Probe wird über eine Schlauchpumpe zu der semipermeablen Membran des Inlets transportiert. Hier treten die gelösten Gase in den Quadrupol-Massenspektrometer ein. In diesem Hochvakuumbereich werden die Gase als Ionenströme gemessen. Vor dem Eintritt in das Massenspektrometer werden Wasserdampf und Kohlenstoffdioxid in der Kühlfalle ausgefroren, um eine Verdrängung von Argon und Stickstoff und somit eine Mindermessung zu verhindern.

5. Vorbereitung, Durchführung und Auswertung der Probennahme sowie Darstellung der Vor-Ort-Parameter

5.1 Vorbereitung der Probenahme

Vor der Probenahme ist es notwendig, die Messstelle abzupumpen, da die Beschaffenheit des Grundwassers in der Messstelle und dem umgebenden Ringraum durch verschiedene Prozesse, wie z. B. Adsorption und biologische Reaktionen, beeinflusst wird (LHW 2004). Für die Ermittlung des optimalen Abpumpvolumens liegen verschiedene Regelwerke vor. Im Folgenden wird kurz die Methode nach LHW (2004) sowie in Abschnitt 5.3 das in dem Regelwerk vom LHW (2004) dargelegte Beschaffenheitskriterium beschrieben, da beides für die 221 Probenahme der 220 untersuchten Messstellen im Juni bis August 2019 Kriterien verwendet wurde.

Laut dem LHW (2004) ist das optimale Abpumpvolumen erreicht, wenn sowohl das hydraulische Kriterium als auch das Beschaffenheitskriterium eingehalten werden. Das hydraulische Kriterium gilt als erreicht, wenn die entnommene Probe kein Wasser mehr enthält, welches sich vor dem Abpumpvorgang innerhalb des Filters oder des umgebenden Ringraumes befunden hat. Bezogen wird das Kriterium auf die Länge des wassererfüllten Filters sowie die Filterschüttung, wobei es mindestens das 1,5fache Volumen eines Kreiszylinders, welches aus Filterlänge und Bohrlochdurchmesser besteht, betragen sollte (DVWK 1997):

$$V = n \cdot \frac{\pi}{4} \cdot d_{BL}^2 \cdot I_F$$

mit:	V	Volumen
	n	Faktor (Empfehlung: n ≥ 1,5)
	d_{BL}	Bohrlochdurchmesser
	I_F	wassererfüllte Filterlänge

Die wassererfüllte Filterlänge reicht von der Filterrohrober- bis zur Filterrohrunterkante, wenn sich die Grundwasseroberfläche oberhalb der Filterrohroberkante befindet. Falls dies nicht der Fall sein sollte, entspricht sie dem Abstand zwischen Filterrohrunterkante und Grundwasseroberfläche. In Abb. 22 ist die wassererfüllte Filterlänge exemplarisch für die Messstelle Buhlendorf eingezeichnet.

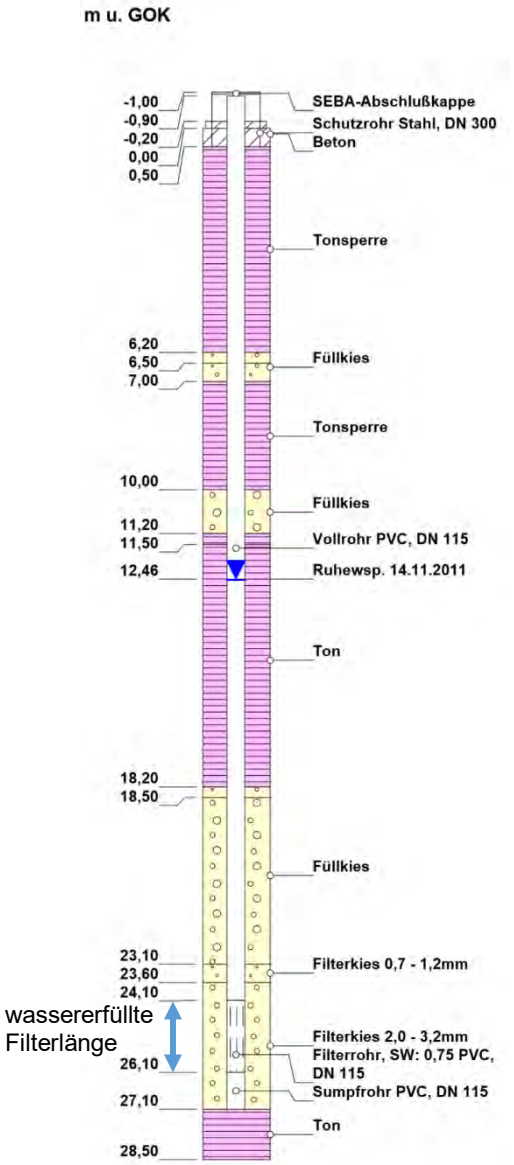

Abb. 22: Ausbaudaten Messstelle Buhlendorf.

Die nach der oben aufgeführten Formel berechneten Pumpvolumen sind in Abb. 23 als Häufigkeitsdiagramm unter Einbeziehung aller 218 GWM (ohne Quellen) dargestellt. Bei etwa 28 % der Messstellen lag das ermittelte Pumpvolumen nach LHW (2004) unter 200 l, bei ca. 39 % der Messstellen zwischen 200 und 250 l sowie bei dem Rest oberhalb von 250 l. Diese Volumina mussten mindestens erreicht werden, um das hydraulische Kriterium zu erfüllen.

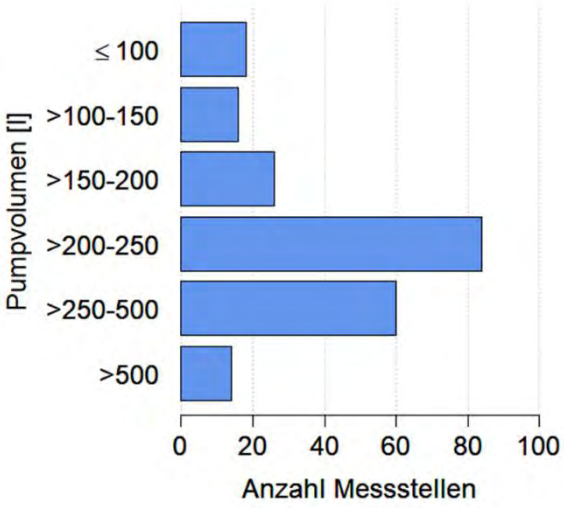

Abb. 23 Berechnete Pumpvolumen nach LHW (2004) für die 218 GWM.

5.2 Durchführung der Probenahme

Die Probenahme des Grundwassers und die laboranalytische Bearbeitung wurde von Juni bis August 2019 sowie im November 2019 durch die Firma GEO-data, Dienstleistungsgesellschaft für Geologie, Hydrogeologie und Umweltanalytik mbH durchgeführt. In Abb. 24 ist beispielhaft die am Ackerrand liegende Messstelle Jeetze sowie die am Waldrand liegende Messstelle Störpke Güte dargestellt. Beide GWM befinden sich im Norden des Landes Sachsen-Anhalt.

Abb. 24: Zwei der 220 untersuchten Messstellen. (links) Jeetze, (rechts) Störpke Güte.

Für das Abpumpen der Messstellen und die Entnahme der Grundwasserproben wurde eine Tauchpumpe verwendet. Im Falle der Probennahme für die N_2/Ar-Methode wurde nach NLWKN (2012) mittels eines Bypasses eine Teilmenge aus dem Förderstrom entnommen. Hierbei wurde der Schlauch am Boden der Septumflasche platziert (Abb. 25 (links)) und diese Flasche bis zum Überlauf sowie bis zum 2- bis 3-fachen Volumenaustausch kontinuierlich befüllt. Anschließend wurde sie blasenfrei und luftdicht verschlossen (Abb. 25 (mitte)). Dies ist besonders für die N_2/Ar-Methode aufgrund von Entgasungsprozessen, welche zu einer Verfälschung der

Ergebnisse führen können, von Bedeutung. Neben der Probenahme für die N_2/Ar-Methode wurde zusätzliche eine Probe für die Bestimmung der Hauptinhaltstoffe abgefüllt (Auflistung siehe Abschnitt 6). Wie in Abb. 25 zu sehen, unterscheiden sich die Probennahmeflaschen für die beiden Untersuchungen (N_2/Ar-Methode und Analyse der Hauptinhaltsstoffe). Im Anschluss an die Probenahme wurden die Proben bis zur Analyse kühl gelagert. Im Anhang 2 befinden sich die Protokolle zu den Probenahmen.

Abb. 25: Probenahme für die N_2/Ar-Methode. (links) Platzierung des Schlauches am Boden der Septumflasche für die Probenahme. (mitte) Blasenfreie Befüllung der Probe. (rechts) Abgefülltes Grundwasser zur Analytik der Hauptinhaltsstoffe.

In Abb. 26 ist die Änderung der Farbe im Verlaufe des Abpumpvorganges (nach 5 Minuten, nach 10 Minuten und nach 15 Minuten) deutlich zu erkennen, welche z. B. durch die Reduktion von organischen Inhaltsstoffen im Verlauf des Abpumpvorganges begründet werden kann und visuell deutlich macht, weshalb ein vorheriges Abpumpen der Messstelle notwendig ist.

Abb. 26: Änderung der Farbe während des Abpumpvorgangs (5 min, 10 min, 15 min).

5.3 Auswertung

Das hydraulische Kriterium nach LHW (2004) wurde ohne Betrachtung der Quellen für 218 von 219 Probenahmen erfüllt. Nicht erfüllt wurde es demnach lediglich für eine Probennahme, bei der die Messstelle Alberstedt trockengefallen ist. Für diese Messstelle wurde jedoch das Beschaffenheitskriterium nach LHW (2004) erfüllt, sodass an allen Messstellen mindestens eines der beiden Kriterien für die Probenahme erfüllt war und davon ausgegangen werden kann, dass die Proben repräsentativ sind. Das Beschaffenheitskriterium ist laut dem LHW (2004) erreicht, wenn die Leitkennwertänderung innerhalb eines Abpumpvolumens von 50 Litern kleiner ist als 0,5 % der elektrischen Leitfähigkeit, 0,1 K der Wassertemperatur, 0,1 Einheiten des pH-Wertes und 0,1 mg/l der Sauerstoffkonzentration. Das Kriterium wurde in den meisten Fällen erfüllt (Abb. 27). So wurde es für die Temperatur für fünf Probennahmen, für den pH-Wert für eine Probennahmen, für die elektrische Leitfähigkeit für zwei Probennahmen und für die Sauerstoffkonzentration für acht Probennahmen nicht erfüllt.

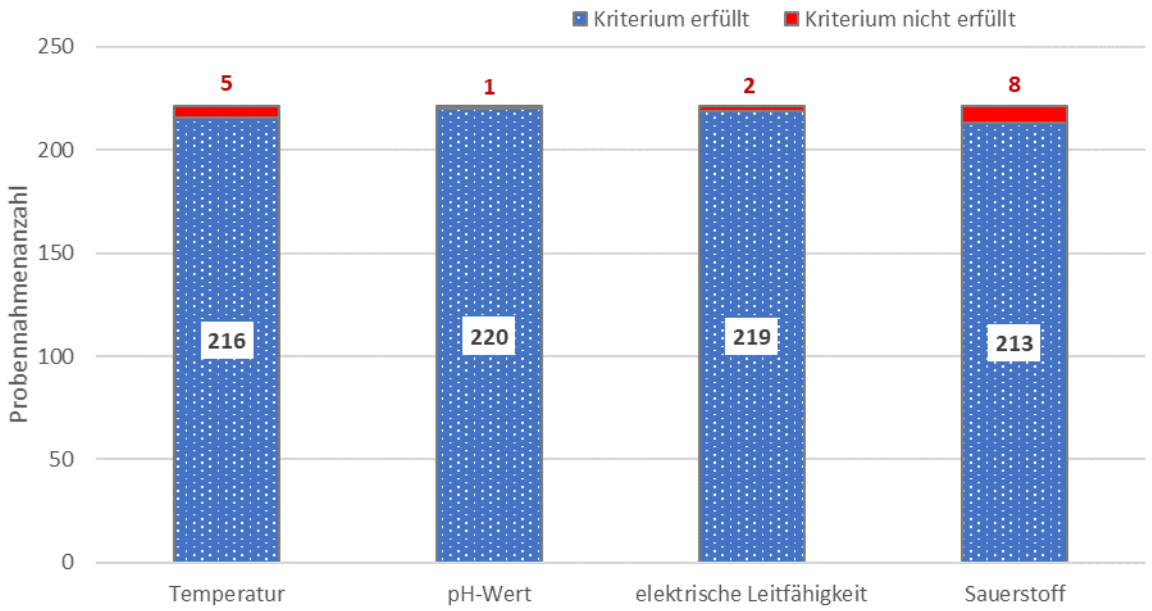

Abb. 27: Auswertung des Beschaffenheitskriteriums nach LHW (2004) für die 219 Probennahmen der 218 Messstellen. Darstellung aufgeteilt nach Temperatur, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Sauerstoff.

In Abb. 28 sind die Häufigkeitsverteilungen der Temperaturen, der pH-Werte, der elektrischen Leitfähigkeiten und der Sauerstoffkonzentrationen der aktuellen Analysen der Beprobungen der Messstellen von Juni bis August 2019 und von November 2019 dargestellt. Die Konzentrationen entsprechen den am Ende der Probenahme gemessenen Werten. Die Temperaturen der Grundwasserproben schwankten zwischen 9,8°C und 14,5°C. Der Mittelwert der Temperatur lag bei etwa 11,4°C. Etwa 64 % der Messstellen wiesen Temperaturen von > 10°C und < 11,5°C auf. Die gemessenen pH-Werte schwankten zwischen 4,6 und 8,4 mit einem Mittelwert von 7,1. Es handelt sich somit zumeist um eher neutrale Wässer. Den geringsten pH-Wert mit 4,6 wies die Messstelle Kläden auf. Die elektrischen Leitfähigkeiten schwankten zwischen 170 µS/cm und 33.400 µS/cm. Die Messstelle Schwaneberg wies mit 33.400 µS/cm den höchsten Wert auf. Wie bereits in Abschnitt 4 erwähnt, ist bei einer Überschreitung des Wertes von 10.000 µS/cm die Bestimmung des Exzess-N_2 nicht belastbar, weil sich die Gaslöslichkeit verringert. Für die Sauerstoffkonzentrationen wurde, wie in den mittleren Werten von 2007 bis 2019, auch in diesem Fall deutlich, dass sie zumeist gering waren und lediglich bei zwölf Messstellen ein Wert von 5 mg/l überschritten wurde. Bei gut einem Drittel der Messstellen waren die Sauerstoffkonzentrationen kleiner gleich 0,2 mg/l. Es zeigten sich keine deutlichen Unterschiede der Sauerstoffgehalte zwischen den Mittelwerten der Analysen von 2007 bis 2019 und den aktuell gemessenen Werten. Bei den Redoxpotentialen hingegen zeigten sich aktuell zumeist höhere Werte. Bei einem knappen Drittel der Messstellen waren die Redoxpotentiale größer 300 mV.

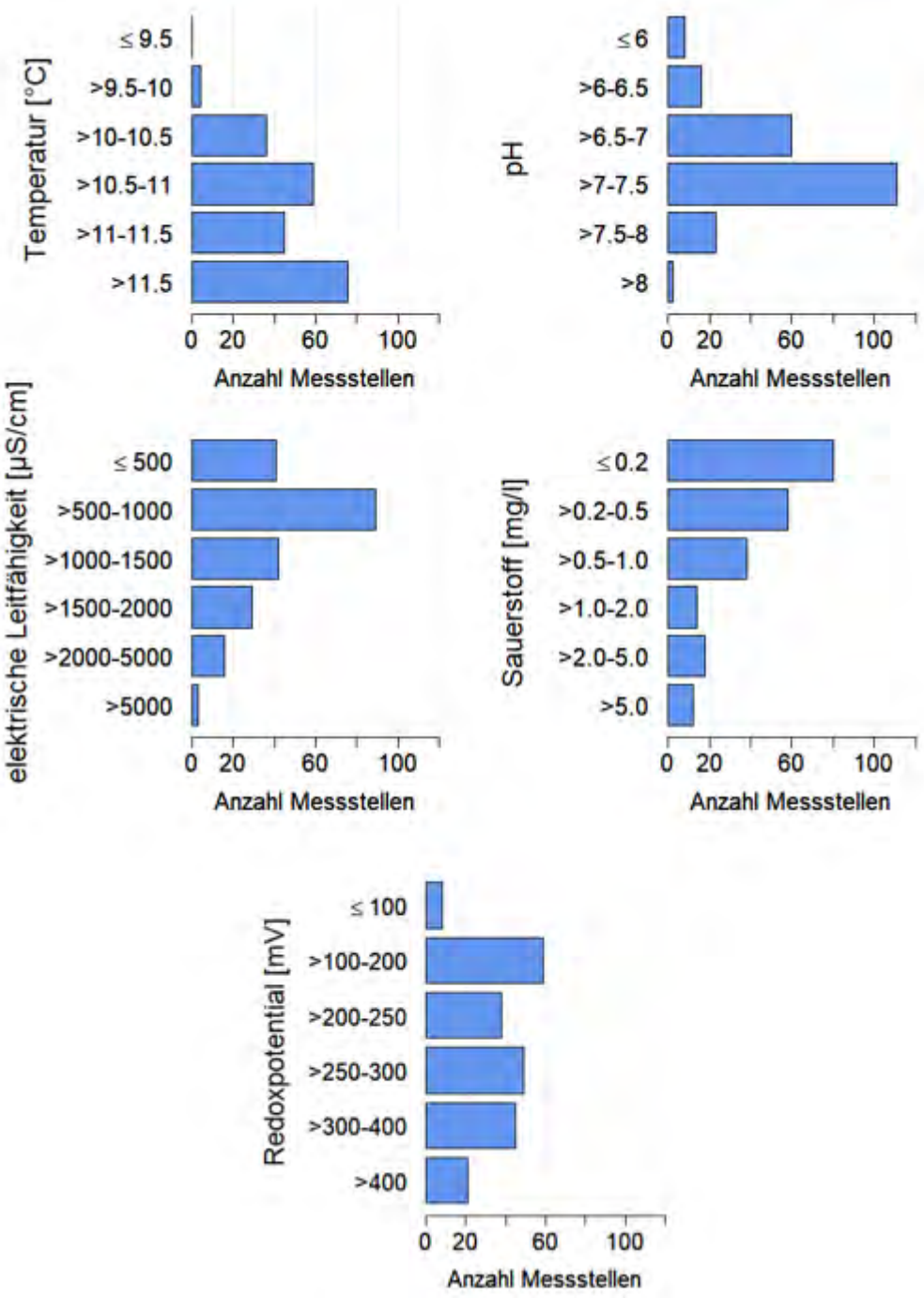

Abb. 28: Verteilung der Temperaturen, der pH-Werte, der elektrischen Leitfähigkeiten, der Sauerstoffkonzentrationen und des Redoxpotenzials. Für Messstelle Süplingen wurde der Mittelwert gebildet.

In Abb. 28 ist die Spannweite der elektrischen Leitfähigkeit nach hydrogeologischen Bezugseinheiten aufgeschlüsselt. Hierbei ist insbesondere der „Muschelkalk“ hervorzuheben, welcher einen deutlich gegenüber den anderen Einheiten erhöhten Median der elektrischen Leitfähigkeit zeigte. In den Lockergesteinsbereichen wies die Einheit „Flussauen mit Auenlehmdecke“ den höchsten Median der elektrischen Leitfähigkeit auf. Die Messstellenanzahl ist für landesweite, konkrete Aussagen vor allem in den Festgesteinsbereichen zu gering. Dies zeigt sich bspw. daran, dass laut LHW (2012) die Grundwässer in den tertiären Sedimenten salinar bzw. salinar

beeinflusst sind (elektrische Leitfähigkeiten > 5.000 µS/cm), wohingegen der Muschelkalk lediglich eine erhebliche Mineralisation (elektrische Leitfähigkeiten >750 µS/cm bis 2.500 µS/cm) aufweist.

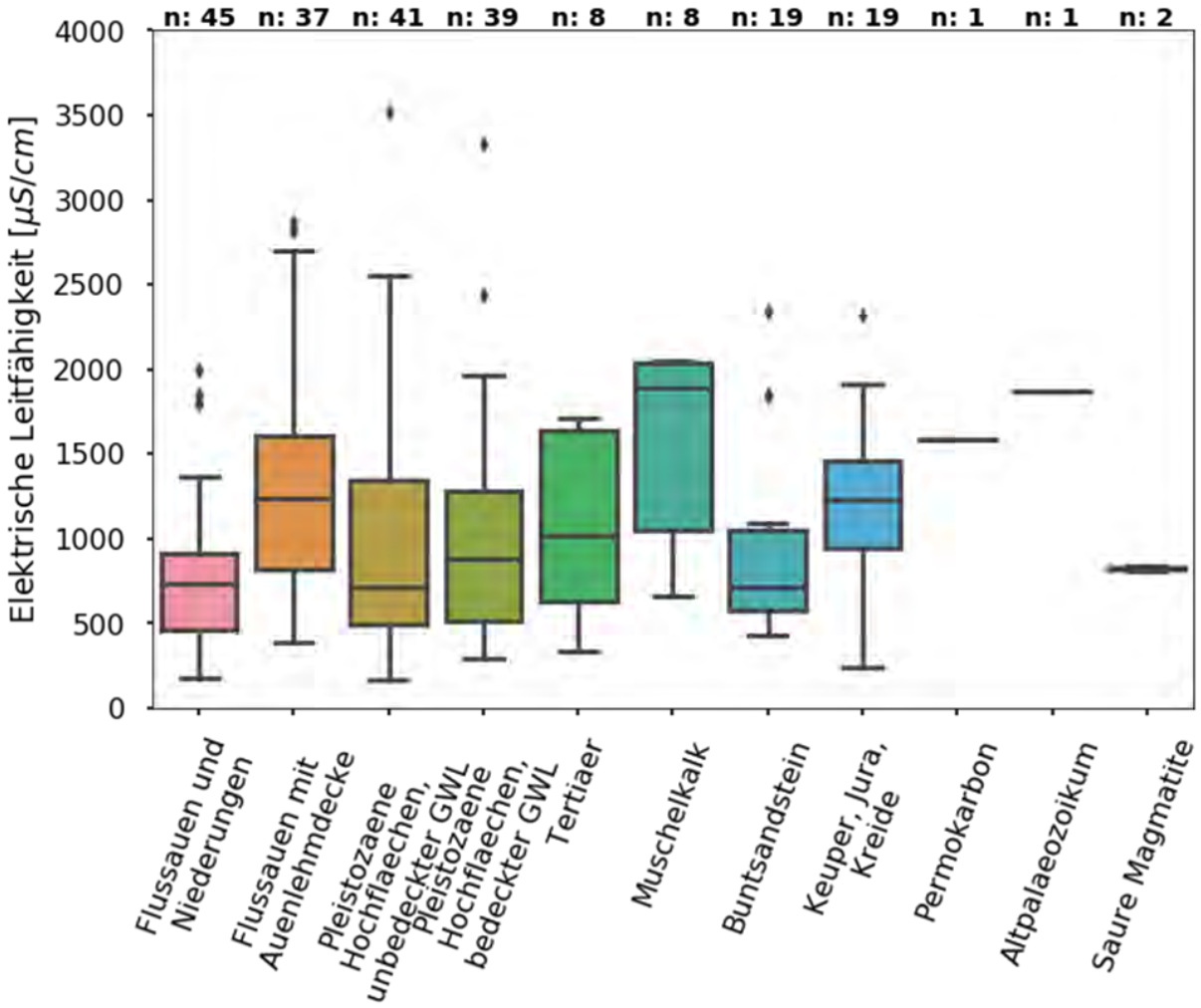

Abb. 29: Box-Plots der elektrischen Leitfähigkeiten je hydrogeologischer Bezugseinheit. Obere u. untere Boxgrenze: 25% - u. 75% - Perzentil; innere Linie: Median; unterer u. oberer „Whisker“: Minimum u. Maximum innerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstandes; Werte außerhalb der „Whiskers“: Ausreißer. Vier Ausreißer bzgl. der elektrischen Leitfähigkeit nicht dargestellt. Für Messstelle Süplingen wurde der Mittelwert gebildet.

6. Chemische Laboranalytik und Analyseergebnisse

6.1 Auswahl der Parameter

Um die Beschaffenheit des Grundwassers genauer zu beschreiben und zu interpretieren, ist es notwendig, neben den Vorortparametern auch die Konzentrationen von Haupt- und Nebeninhaltsstoffen zu ermitteln. An Hand dieser Parameter kann z. B. auf eine anthropogene Beeinflussung des Grundwassers geschlossen werden. Für die Anwendung der N_2/Ar-Methode mussten die Stickstoff- und Argon-Konzentrationen bestimmt und hieraus die initialen Nitratkonzentrationen berechnet werden. Die Analytik hierzu wurde im Abschnitt 4.2 beschrieben. In Tab. 4 sind die Parameter und die angewendeten Messverfahren aufgeführt. Die Analysen wurden durch die Firma GEO-data durchgeführt. Das Labor verfügt über die notwendige Akkreditierung nach DIN ISO / EC 17025 zur fachgerechten Durchführung der Grundwasseranalytik. Die Ergebnisse der Analysen in Form eines Prüfberichtes befinden sich in Anhang 3.

Tab. 4: Übersicht über die zu untersuchenden Parameter und das angewandte Messverfahren.

Parameter	Messverfahren
Hydrogencarbonat	DIN/DEV D8
Ammonium	DIN 38406 E5-1
Chlorid	DIN EN ISO 10304-1
Nitrat	DIN EN ISO 10304-1
Nitrit	DIN EN 26777
Phosphat-ortho	DIN EN ISO 6878
Sulfat	DIN EN ISO 10304-1
Kalium	DIN EN ISO 11885
Natrium	DIN EN ISO 11885
Calcium	DIN EN ISO 11885
Magnesium	DIN EN ISO 11885
Eisen-gesamt	DIN EN ISO 11885
Mangan	DIN EN ISO 11885
TOC	DIN EN 1484
DOC	DIN EN 1484
Stickstoff	MIMS-Methode
Argon	MIMS-Methode
Exzess-Stickstoff	N2/Ar-Methode
Initiale Nitratkonzentration (Nitrateintragskonz. (NO3t0))	berechnet

6.2 Plausibilitätsprüfung der Grundwasseranalysen

Die Plausibilität der Grundwasserproben wird unter Verwendung der Ionenbilanz geprüft. Hiermit können Fehler bei der Analytik erkannt werden, da die Summe der Äquivalentkonzentrationen der Kationen gleich der Summe der Äquivalentkonzentrationen der Anionen sein muss. Die Berechnung der Ionenbilanz sollte unter Berücksichtigung aller Ionen erfolgen, die mindestens 0,5 % der Äquivalentkonzentrationssumme betragen. Aus der Differenz der Kationen- und Anionenäquivalentkonzentration geteilt durch die Hälfte der Summe der Äquivalentionenkonzentrationen ergibt sich der sogenannte Ionenbilanzfehler (IBF) (DIN 38402-62):

$$\text{IBF} = \frac{\sum Kat - \sum An}{(\sum Kat + \sum An) * 0{,}5} * 100$$

mit: IBF Ionenbilanzfehler (%)
Kat Äquivalentkonzentration der Kationen
An Äquivalentkonzentration der Anionen

Auf Grund dessen, dass nie alle Ionen im Wasser untersucht werden, können je nach Gesamtionenkonzentration im Grundwasser verschiedene Beträge des IBF toleriert werden. Laut der DIN 38402-62 werden für Wasser mit einer Gesamtionenkonzentration von > 4 mmol/l IBF ≤ 5 %, für Wässer mit einer Gesamtionenkonzentration zwischen 2 mmol/l und 4 mmol/l IBF bis zu 10 % und für Wässer mit einer niedrigeren Gesamtionenkonzentration als 2 mmol/l sogar IBF > 10 % toleriert (DIN 38402-62).

Die Gesamtionenkonzentration der 221 Proben wurde in Abb. 30 dargestellt. Sie war lediglich für wenige Proben < 4 mmol/l. Aus diesem Grund wurden nach DIN 38402-62 für einen Großteil lediglich IBF bis 5 % toleriert. Alle analysierten Proben für die vorliegenden Untersuchungen wiesen IBF unterhalb dieser Grenze auf (Abb. 30), waren also nach DIN 38402-62 plausibel. Etwas mehr als ein Drittel der Proben wies IBF zwischen 4 % und 5 % auf. Bei 58 Proben lag der IBF zwischen 3 % und 4 %.

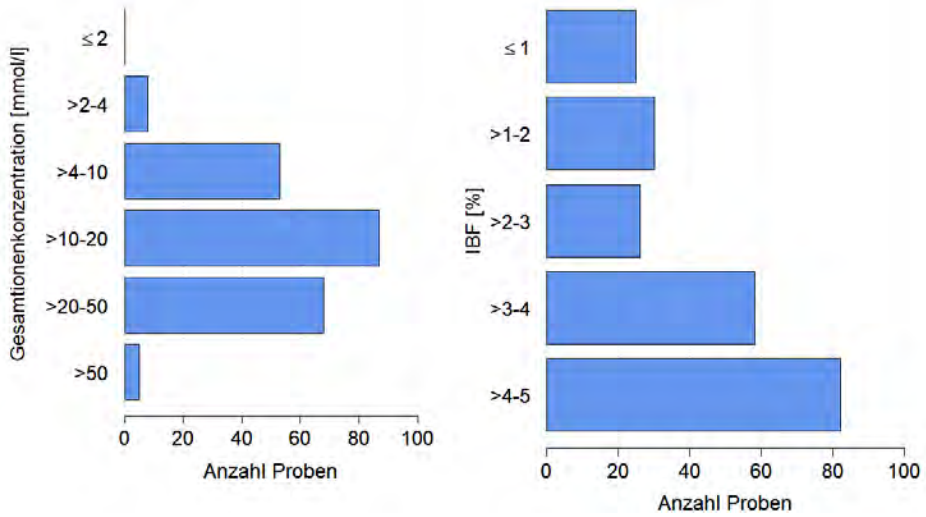

Abb. 30: (links) Gesamtionenkonzentrationen. (rechts) IBF der 221 Proben der 220 Messstellen.

6.3 Analyseergebnisse

Die Analyseergebnisse für alle Messstellen und Parameter sind aus Anhang 3 ersichtlich. In Abb. 31 sind die Häufigkeitsverteilungen der Parameter Nitrat, Ammonium, Sulfat und Hydrogencarbonat dargestellt. Für die in beiden Zeiträumen beprobte GWM Süplingen wurde der Mittelwert gebildet. Die Analyseergebnisse wichen nicht stark voneinander ab.

Die Nitratkonzentrationen der 220 Messstellen waren zumeist gering, so befanden sie sich bei über der Hälfte (63 %) unterhalb eines Wertes von 1 mg/l. Dies stimmt gut mit den in Abschnitt 5.3 dargestellten geringen Sauerstoffkonzentrationen überein und spiegelt deutlich die Kriterien zur Auswahl der Messstellen wider. Unter Ausnahme der gemessenen Redoxpotentiale sprechen die Werte (geringe Sauerstoffkonzentrationen und geringe Nitratkonzentrationen) dafür,

dass bei einem großen Anteil der Proben Denitrifikation stattgefunden hat. Die Ammoniumkonzentrationen waren mit Werten von < 0,03 mg/l bei 37 % der Messstellen und einer mittleren Konzentration von 0,2 mg/l zumeist gering. Bei 25 Messstellen wurde der Schwellenwert von 0,5 mg/l überschritten. Die Sulfatkonzentrationen zeigten eine Schwankungsbreite von 5 mg/l bis 1.700 mg/l, mit mittleren Konzentrationen von 276 mg/l. Erhöhte Sulfatkonzentrationen können laut HYDOR (2017b) sowohl anthropogen als auch geogen verursacht werden. Vor allem in Bergbauregionen liegt eine starke anthropogene Beeinflussung auf Grund von durch Grundwasserabsenkung induzierte Pyritverwitterung vor, aber auch in der Landwirtschaft wird Sulfat durch das Aufbringen von Dünger und Pflanzenschutzmittel in das Grundwasser eingetragen (DVWK 1996). Die Trennung von geogenen und anthropogenen Ursachen würde eine Einzelfallbetrachtung notwendig machen und war in dem Rahmen des vorliegenden Projektes nicht möglich. Sulfat entsteht zudem auch beim Abbau von Nitrat unter Oxidation von reduzierten Schwefelverbindungen. Ohne eine Analyse der Ganglinien konnte zu dieser Ursache jedoch keine Aussage getroffen werden. Ähnliches gilt für Hydrogencarbonat. Bei diesem Ion schwankte die Konzentration zwischen 0 mg/l und 740 mg/l, wobei sie im Mittel einen Wert von ca. 268 mg/l einnahm.

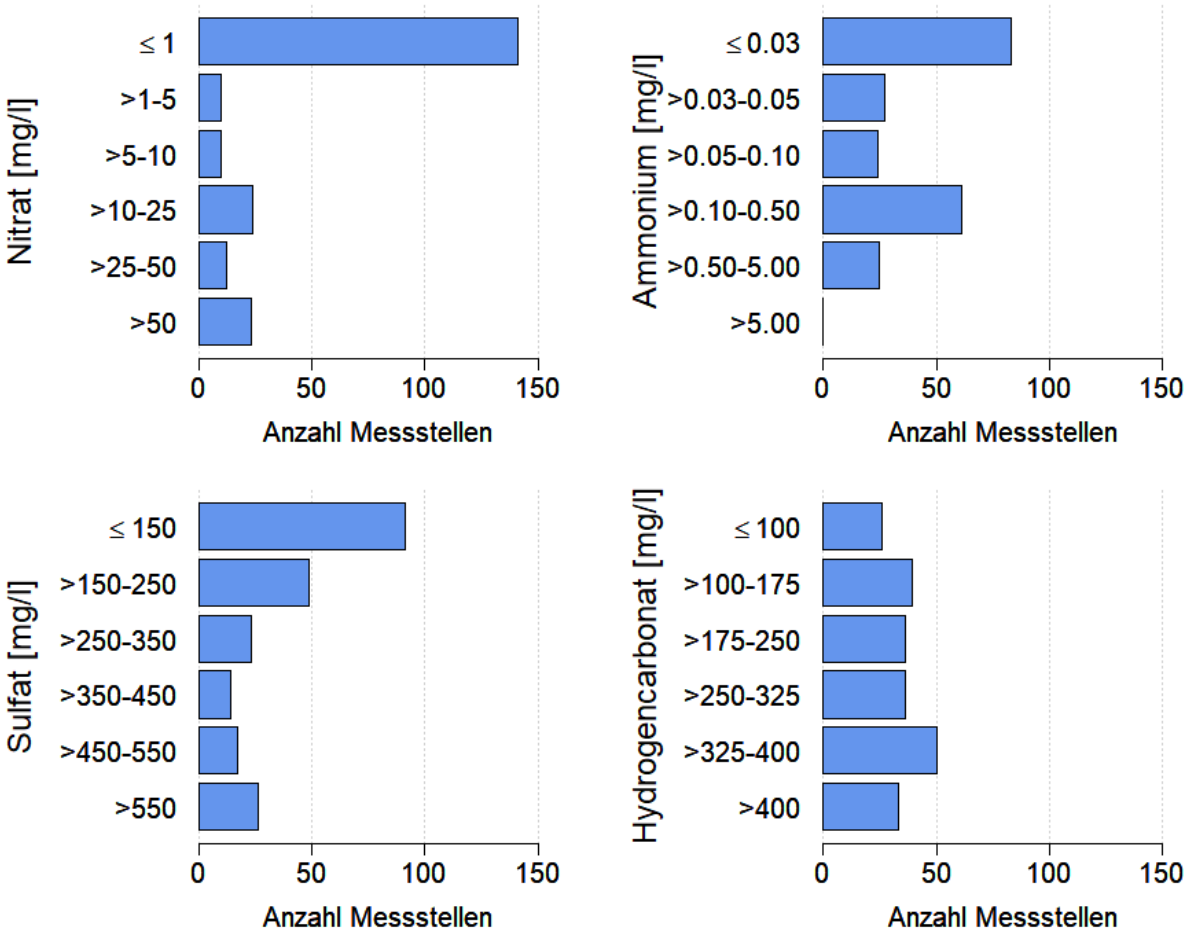

Abb. 31: Verteilung der Nitrat-, Ammonium-, Sulfat- und Hydrogencarbonatkonzentration. Für Messstelle Süplingen wurde der Mittelwert gebildet.

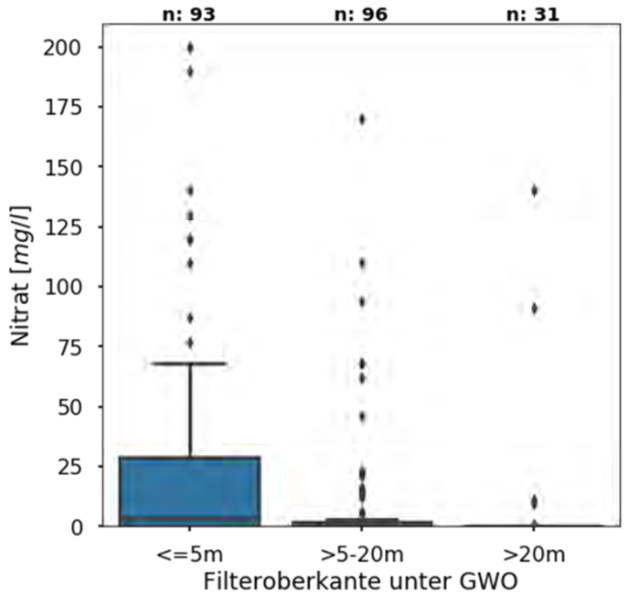

Abb. 32: Box-Plots der Nitratkonzentrationen nach Tiefe der Filteroberkante unter der Grundwasseroberfläche. Obere u. untere Boxgrenze: 25% - u. 75% - Perzentil; innere Linie: Median (wenn nicht dargestellt, dann Median = untere Boxgrenze); unterer u. oberer „Whisker“: Minimum u. Maximum innerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstandes; Werte außerhalb der „Whiskers“: Ausreißer. Für Messstelle Süplingen wurde der Mittelwert gebildet.

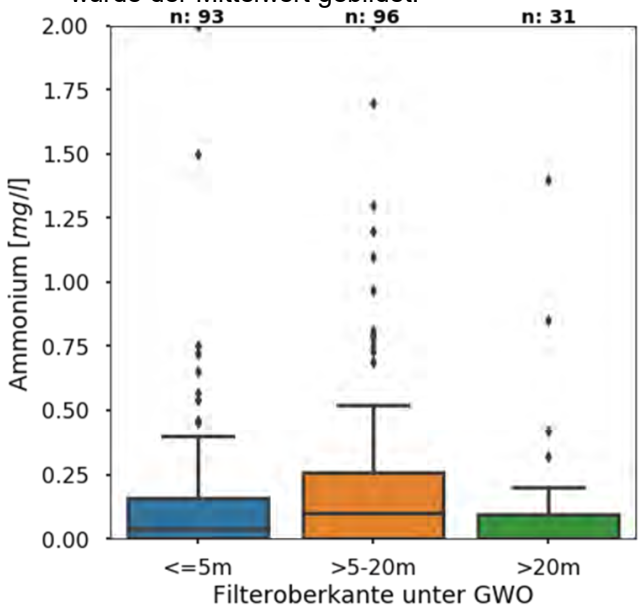

Abb. 33: Box-Plots der Ammoniumkonzentration nach Tiefe der Filteroberkante unter der Grundwasseroberfläche. Werte > 2 mg/l nicht dargestellt. Obere u. untere Boxgrenze: 25% - u. 75% - Perzentil; innere Linie: Median (wenn nicht dargestellt, dann Median = untere Boxgrenze); unterer u. oberer „Whisker“: Minimum u. Maximum innerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstandes; Werte außerhalb der „Whiskers“: Ausreißer. Für Messstelle Süplingen wurde der Mittelwert gebildet.

Um ein differenzierteres Bild der Konzentrationsverteilungen zu erlangen, wurden diese in drei Tiefenstufen unterteilt. Die Spannweite der Nitratkonzentrationen, dargestellt in Abb. 32, zeigte eine klare Tiefenabhängigkeit auf. Messtellen mit einem Filter tiefer als 20 m unter der Grundwasseroberflächen wiesen die geringsten und die flachen Messstellen die höchsten Nitratkonzentrationen auf. Bei diesem Verteilungsmuster ist zum einen davon auszugehen, dass vorhandenes Nitrat in reduzierendem Milieu tieferer Wässer als Oxidationsmittel von denitrifizierenden Bakterien verbraucht wurde. Zum anderen können tiefe, teils bedeckte, Grundwasserleiter insgesamt unbeeinflusst von Nitrateinträgen sein.

Die Spannweite der Ammoniumkonzentration ist in Abb. 33 dargestellt. Auffällig war das veränderte Konzentrationsmaximum gegenüber Nitrat (Abb. 32). Dieses befand sich in der mittleren Tiefenstufe mit Filteroberkanten zwischen 5 m und 20 m unter der Grundwasseroberfläche. Dieses Ergebnis lässt sich unter der Annahme interpretieren, dass diese Tiefenstufe Wässer mit reduzierenden Eigenschaften aufweist und somit ermöglicht, dass Ammonium stabil vorliegt. Die geringeren Ammoniumgehalte in der größten Tiefenstufe sind durch verringerten Eintrag, zum Beispiel durch weiträumige, schützende Grundwasserleiterüberdeckungen, zu erklären.

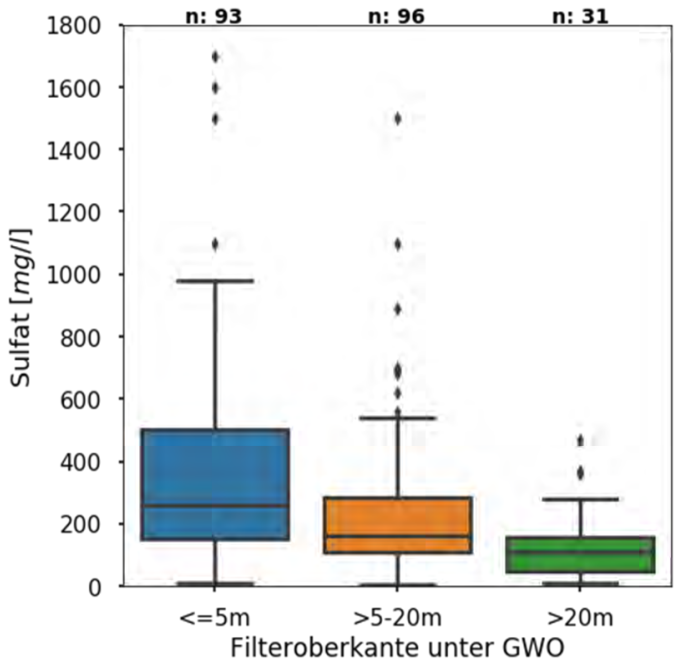

Abb. 34: Box-Plots der Sulfatkonzentration nach Tiefe der Filteroberkante unter Grundwasseroberfläche. Obere u. untere Boxgrenze: 25% - u. 75% - Perzentil; innere Linie: Median (wenn nicht dargestellt, dann Median = untere Boxgrenze); unterer u. oberer „Whisker“: Minimum u. Maximum innerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstandes; Werte außerhalb der „Whiskers“: Ausreißer. Für Messstelle Süplingen wurde der Mittelwert gebildet.

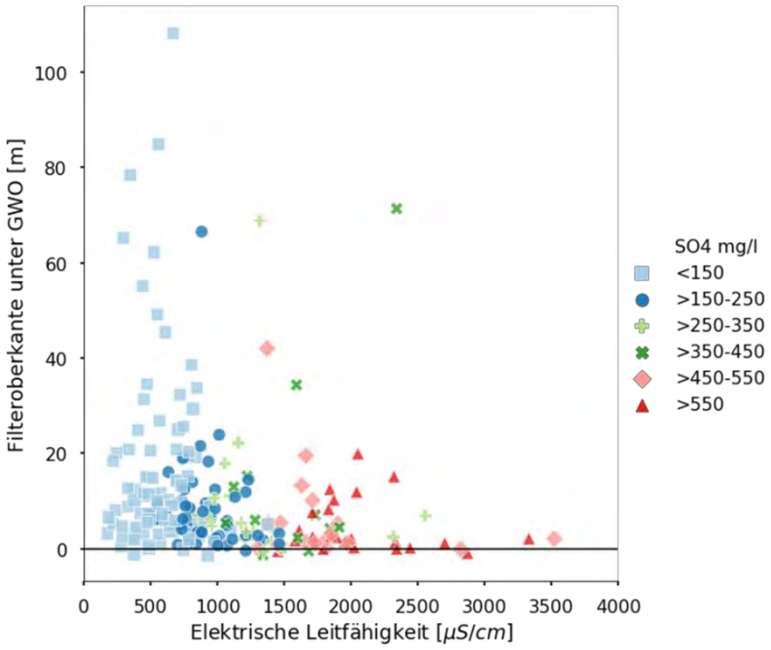

Abb. 35 Zusammenhang Filteroberkante unter Grundwasseroberfläche und elektrische Leitfähigkeit sowie mit farblicher Markierung der Sulfatkonzentration. Für Messstelle Süplingen wurde der Mittelwert gebildet.

Die in Abb. 34 dargestellten Spannweiten der Sulfatkonzentrationen der jeweiligen Tiefenstufen zeigen eine klare Abnahme mit zunehmender Tiefe der Filteroberkante unter Grundwasseroberfläche. Dabei nahm der Median von ca. 260 mg/l, bei Filteroberkanten bis 5 m unter der Grundwasseroberfläche, auf rund 100 mg/l bei Filteroberkanten tiefer als 20 m unter der Grundwasseroberfläche ab. Dieses Verteilungsmuster lässt zwei Vermutungen zu. Zum einen, dass Sulfateinträge von oberflächennahen Quellen ausgingen und zum anderen, dass Sulfatreduktion in tieferen anoxischen Bereichen stattfand.

Es zeigt sich weiterhin, dass bei erhöhten Sulfatkonzentrationen zumeist auch die elektrischen Leitfähigkeiten erhöht sind (Abb. 35). Räumlich betrachtet kommen höhere Sulfatkonzentrationen nicht im nördlichen Teil Sachsen-Anhalts vor, sondern z. B. in Regionen der Braunkohlereviere, was mit der Verwitterung von Pyrit erklärt werden kann. Eine gesicherte Aussage, ob die erhöhten Sulfatgehalte geogenen oder anthropogenen Ursprung haben, würde jedoch eine Einzelfallbetrachtung der Messstellen erfordern.

Die in Abb. 36 dargestellten Spannweiten der Nitratkonzentrationen zeigten auf, dass, mit Ausnahme der Bezugseinheiten des Festgesteins „Muschelkalk“, „Keuper, Jura, Kreide“, „Permokarbon“ und „Altpaläozoikum“ die Medianwerte der Konzentrationen der einzelnen Bezugseinheiten in einem sehr niedrigen Konzentrationsbereich liegen. Jedoch ist darauf zu verweisen, dass die Datendichte in den Klassen der Festgesteinsbereiche zumeist eher gering ist. Bei den hydrogeologischen Einheiten des Lockergesteins, welche eine höhere Datendichte aufweisen, besitzen die „Flussauen mit Auenlehmdecke“ das höchste 75er Perzentil. Außerordentlich niedrige Nitratgehalte finden sich insbesondere in den „Pleistozänen Hochflächen, unbedeckter GWL“ und im „Tertiär“. Die Unterschiede zwischen den Locker- und Festgesteinsbereichen können damit begründet werden, dass laut Kuhr et al. (2014) das Grundwasser in Festgesteinen eher oxidierte Verhältnisse und damit keine begünstigenden Bedingungen für die Denitrifikation aufweist. Im Gegensatz dazu liegen in den Lockergesteinsbereichen eher reduzierte Verhältnisse vor.

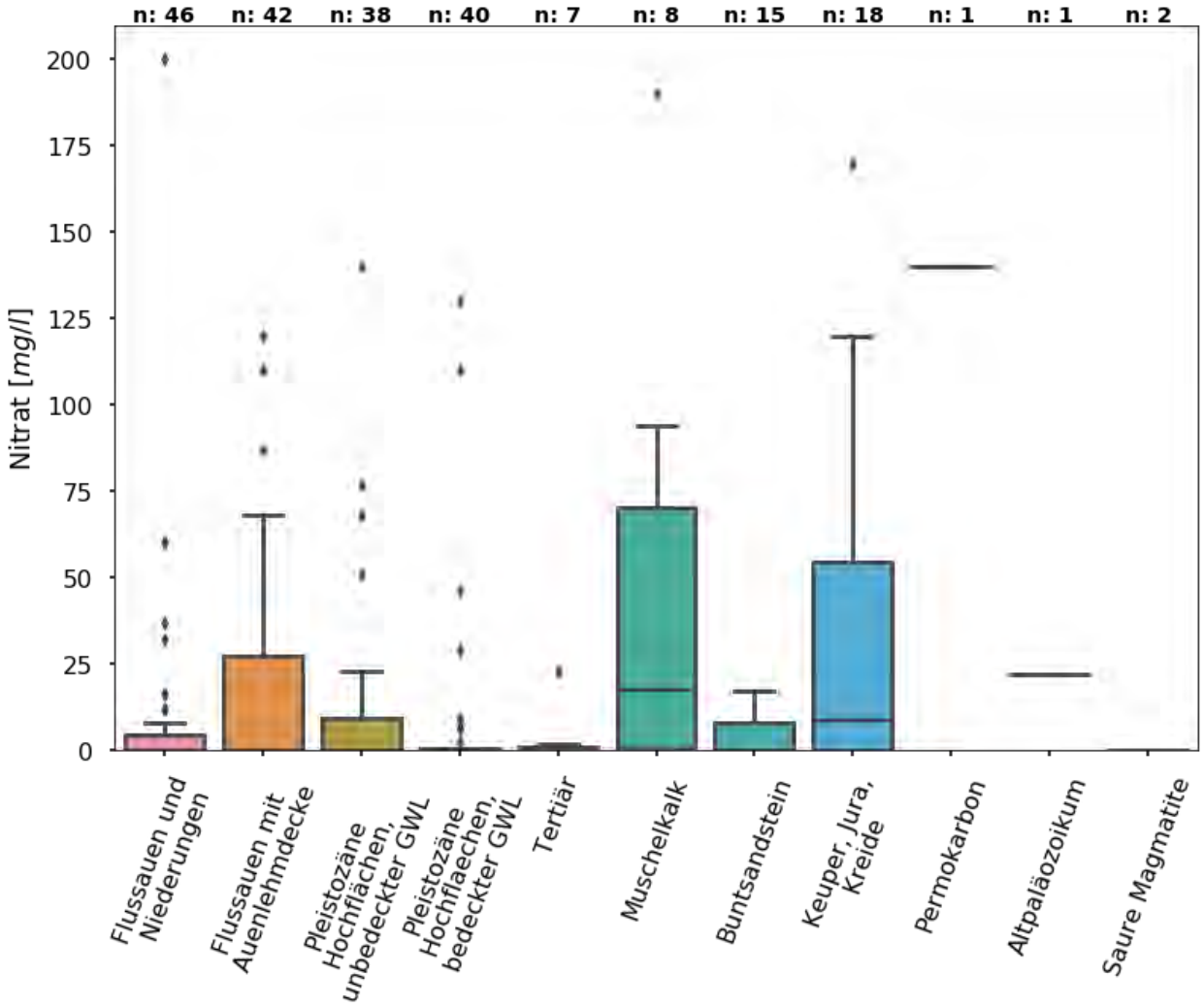

Abb. 36: Box-Plots der Nitratkonzentration je hydrogeologischer Bezugseinheit. Obere u. untere Boxgrenze: 25% - u. 75% - Perzentil; innere Linie: Median (wenn nicht dargestellt, dann Median = untere Boxgrenze); unterer u. oberer „Whisker“: Minimum u. Maximum innerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstandes; Werte außerhalb der „Whiskers“: Ausreißer. Für Messstelle Süplingen wurde der Mittelwert gebildet.

Die in den jeweiligen Einheiten vorgefundenen Sulfatkonzentrationsspannweiten sind in Abb. 37 dargestellt. Hervorzuheben ist hierbei die Bezugseinheit des Muschelkalks, welche durch deutlich erhöhte Sulfatgehalte (Median: ca. 650 mg/l) gekennzeichnet war. Ebenfalls wiesen die entnommenen Wässer aus den Einheiten „Flussauen mit Auenlehmdecke“ und „Keuper, Jura, Kreide“ mit Mediankonzentrationen von > 200 mg/l, gegenüber den anderen hydrogeologischen Bezugseinheiten (Median: < 200 mg/l) eine erhöhte Sulfatkonzentration auf. Auch in den Bereichen der hydrogeologischen Bezugseinheiten „Permokarbon“ und „Altpaläozoikum“ wurden erhöhte Sulfatkonzentrationen gemessen, jedoch ist hier die Datengrundlage auf Grund der Messstellenanzahl sehr gering.

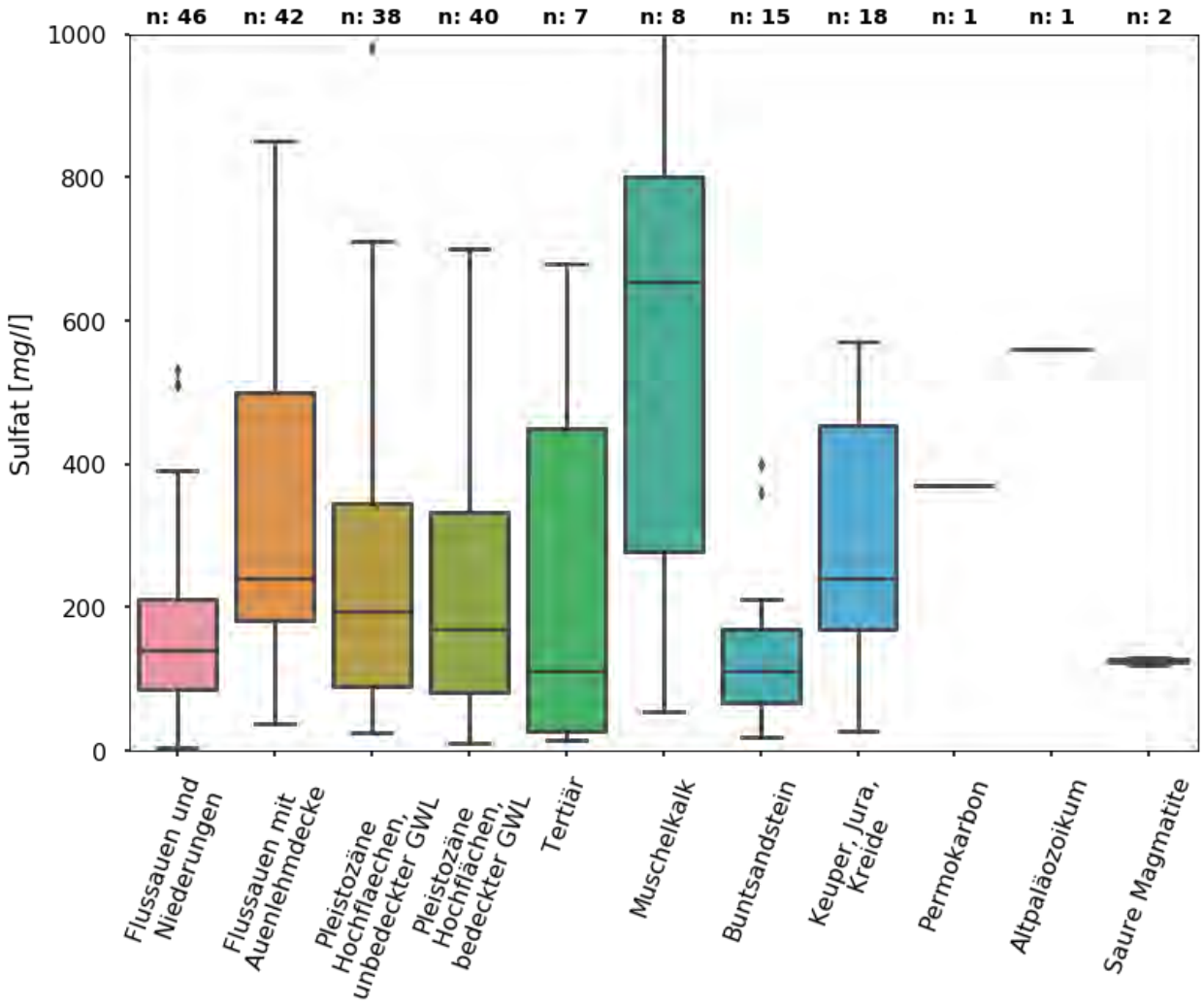

Abb. 37: Box-Plots der Sulfatkonzentration je hydrogeologischer Bezugseinheit. Werte > 1000 mg/l nicht dargestellt. Obere u. untere Boxgrenze: 25% - u. 75% - Perzentil; innere Linie: Median (wenn nicht dargestellt, dann Median = untere Boxgrenze); unterer u. oberer „Whisker“: Minimum u. Maximum innerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstandes; Werte außerhalb der „Whiskers“: Ausreißer. Für Messstelle Süplingen wurde der Mittelwert gebildet.

6.4 Genese der Grundwässer (Piper-Diagramm)

Die hydrochemische Genese der untersuchten Grundwässer kann unter Verwendung der Haupt- und Nebeninhaltsstoffe ermittelt werden. Hierfür wird mit dem sogenannten PIPER-Diagramm (Piper 1944) die chemische Zusammensetzung grafisch dargestellt. Die Grundlage stellen die molaren Äquivalentkonzentrationen der Hauptinhaltsstoffe dar. Hierzu gehören die Kationen Calcium, Magnesium, Natrium und Kalium sowie die Anionen Sulfat plus Nitrat, Chlorid und Hydrogencarbonat sowie Carbonat. In zwei ternären Diagrammen werden die Anionen und Kationen getrennt abgebildet und anschließend auf eine Raute projiziert.

Die Positionierung der Proben innerhalb der einzelnen Bereiche lässt Rückschlüsse auf die Lagerungsposition und mögliche geogene oder anthropogene Beeinflussungen zu. Nach Löffler (1972 in Guntau et al. (2011)) kann für Messstellen in Lockergesteinsgebieten an Hand der Lage der Analysen in dem PIPER-Diagramm eine Altersentwicklung zugewiesen werden. So gilt laut Löffler für Lockergesteine, dass Wässer in der oberen Hälfte der Raute jung und in der unteren Hälfte der Raute alt sind. Dies liegt darin begründet, dass Sulfat und Nitrat unter anoxischen Bedingungen reduziert werden, weshalb sich das Grundwasser, bei welchem diese Stoffe vorkommen, im Austausch mit sauerstoffhaltigem Sickerwasser befindet und als jung bezeichnet wird. Bei älteren Wässern hingegen ist der Gasaustausch unterbunden, sie zeigen eine konstante Gesamtkonzentration der Kohlendioxidspezies (Wisotzky 2011). Höhere Hydrogencarbonatanteile liegen in der Einstellung des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichts begründet, da sich dieses nach längerer Aufenthaltsdauer im Untergrund einstellt.

Abb. 38 stellt die Lage der Grundwasseranalysen für die aktuellen Analysen der 220 Messstellen in einem solchen PIPER-Diagramm dar. Die Punkte wurden nach Art der hydrogeologischen Bezugseinheit verschieden dargestellt. Zudem wurde die Raute in vier verschiedene Bereiche („Erdalkalisch-sulfatisch“, „Alkalisch-chloridisch“, “Alkalisch-(hydrogen-)carbonatisch“, „Erdalkalisch-hydrogencarbonatisch“) eingeteilt, um die Wässer zu charakterisieren. Deutlich wird, dass die meisten Wässer erdalkalisch-sulfatisch bzw. erdalkalisch-hydrogen-carbonatisch geprägt sind. Lediglich bei wenigen Messstellen ist die Konzentration von Calcium gering und diese von Natrium und Kalium erhöht. Dies gilt unter Betrachtung aller Proben vor allem für die Messstelle Weddendorf Kanal (BZE: Flussauen und Niederungen), Nellschütz BZE: Flussauen und Niederungen), die Messstelle Güsten (BZE: Keuper, Jura, Kreide), die Messstelle Großgräfendorf (BZE: Buntsandstein) und die Messstellen Langenweddingen sowie Warmsdorf (beide BZE: Flussauen mit Auenlehmdecke). Nach der Einteilung von Löffler (1972 in Guntau et al. (2011)) sind die meisten Wässer jung. Lediglich bei einigen Proben liegen „alte“ Wässer vor, hierzu gehören bspw. die Messstellen Kleben-Borau und Großgräfendorf.

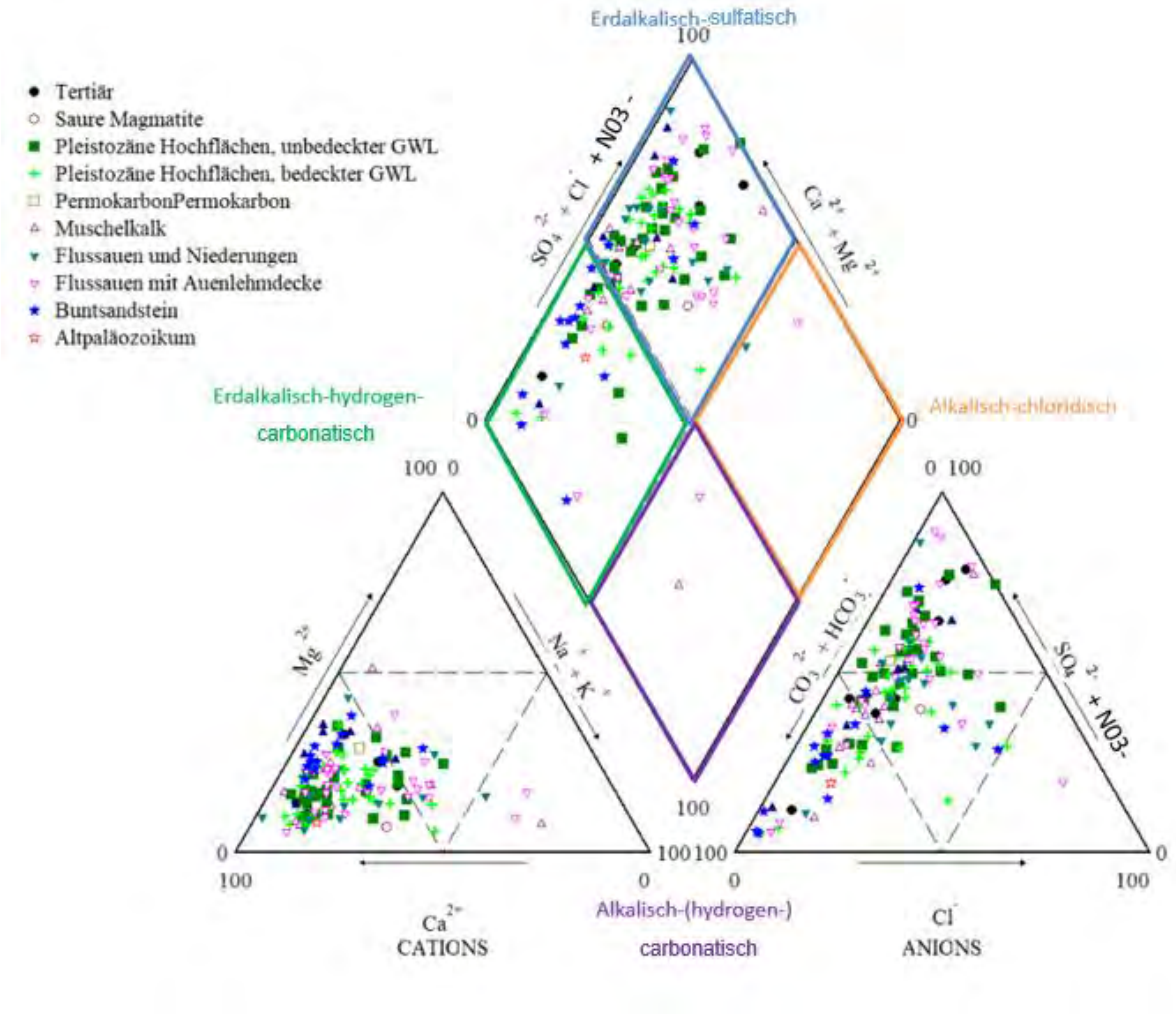

Abb. 38: PIPER-Diagramm der aktuellen Analysen und Charakterisierung der Wassertypen. Für Messstelle Süplingen wurde der Mittelwert gebildet.

6.5 Ergebnisse der Berechnung nach der N_2/Ar-Methode

Die Ergebnisse der N_2/Ar-Methode sind für die 220 Messstellen im Anhang 4 tabellarisch aufgeführt. Hier sind die aktuelle und initiale Nitratkonzentration sowie der berechnete Exzess-N_2 angegeben. Die Analyseergebnisse wurden zunächst unter Verwendung des N_2ArCheck-Tools nach Auffälligkeiten untersucht. Diese werden bspw. durch erhöhte elektrische Leitfähigkeiten verursacht. Die auffälligen Proben wurden zudem noch in die zwei Kategorien belastbar und nicht belastbar eingeteilt. Belastbar waren Proben trotz Auffälligkeiten, wenn diese gering waren oder durch das Vorliegen von Mischwässern erklärt werden konnten. Für 45 der 221 untersuchten Proben ergaben sich Unstimmigkeiten. Dies entspricht rund einem Fünftel aller untersuchten Messstellen. In 35 der 45 Fälle war die Probe entgast, was bedeutet, dass der Exzess-N_2-Wert unterschätzt wurde. Sie sind dennoch belastbar. In neun Fällen waren die Sauerstoffkonzentrationen zu hoch für die ermittelten Exzess-N_2-Werte. Hierbei handelt es sich um folgende Messstellen: MD-Barleber Chaussee, Ostrau, Ilberstedt, Gleina 1/98, Heilandsbrunnen, Halle-

Südstadt-Vogelweide, Blankenburg, Charlottenhof und Kläden NB 2016. Bei den sieben erstgenannten Messstellen waren die gemessenen Werte laut dem N_2ArCheck-Tool dennoch belastbar. Für die zwei weiteren der neun Messstellen (Charlottenhof und Kläden NB 2016) zeigte sich laut dem N_2ArCheck-Tool eine zu hohe Abweichung. Sie sind laut dem Tool nicht belastbar. Bei einer weiteren Messstelle (Schwaneberg) war die elektrische Leitfähigkeit so hoch, dass sie die Gaslöslichkeit veränderte und somit auch für die Ermittlung des Exzess-N_2 zu Ungenauigkeiten führte. In diesem Fall wurde Exzess-N_2 bei der Messung unterschätzt und ist nicht belastbar.

Zusammenfassend heißt das: 35 Messstellen waren entgast und dennoch belastbar; bei neun Messstellen war die Sauerstoffkonzentration zu hoch für die ermittelten Exzess-N_2-Wert, wobei zwei von diesen neun Messstellen als nicht belastbar eingestuft wurden; bei einer Messstelle war die elektrische Leitfähigkeit zu hoch und aus diesem Grund nicht belastbar. Die Ergebnistabelle des N_2ArCheck-Tools des LBEG Niedersachsen ist im Anhang 5 dargestellt. Im Folgenden werden die ermittelten Werte für alle Proben dargestellt.

In der Abb. 39 sind die aktuell gemessenen Nitratkonzentrationen sowie die Exzess-N_2-Werte abgebildet. Außerdem sind die drei Bereiche „Kein Eintrag“, „Nitrat vollständig abgebaut“ und „Nitrat teilweise oder nicht abgebaut“ ersichtlich. Bei 29 Messstellen zeigte sich weder eine aktuelle Nitratkonzentration noch war Exzess-N_2 nachweisbar, was bedeutet, dass kein Nitrat eingetragen wurde. Bei 105 Messstellen wurde das Nitrat vollständig abgebaut, so dass aktuell kein Nitrat nachgewiesen werden konnte. Bei 62 Messstellen wurde sowohl aktuelles als auch abgebautes Nitrat nachgewiesen, was bedeutet, dass das Nitrat teilweise abgebaut wurde. Bei den restlichen 24 Messstellen wurde kein abgebautes Nitrat, aber aktuelles Nitrat ermittelt. Dies zeigt, dass an diesen Messstellen kein Nitrat abgebaut wurde.

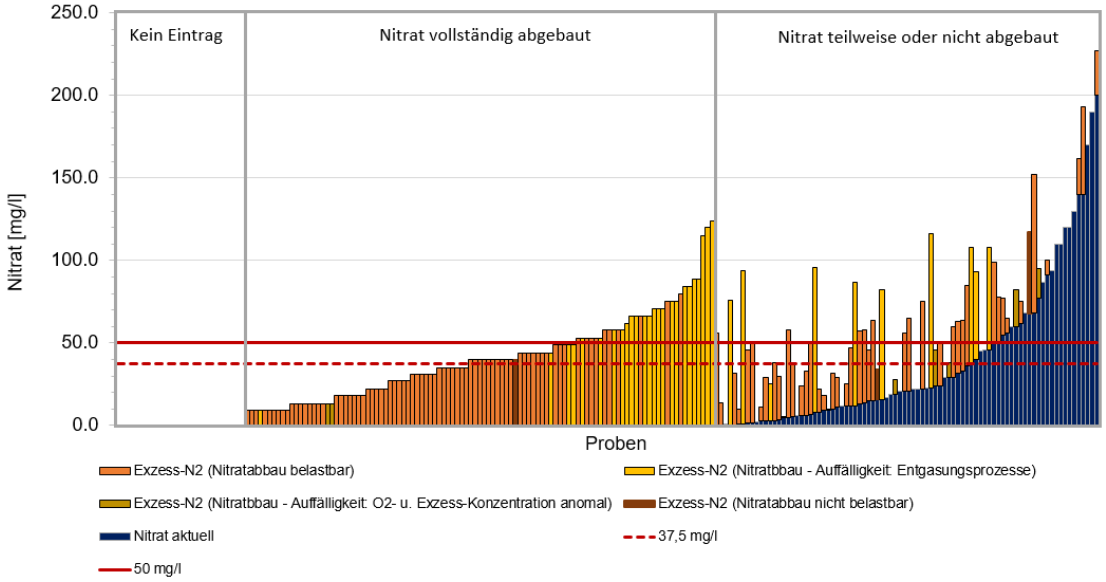

Abb. 39: Aktuelle Nitratkonzentration und Exzess-N_2 in mg NO_3/l mit Markierung der Ergebnisse des Plausibilitätschecks mit Unterscheidung nach Auffälligkeiten. Summe von aktueller Nitratkonzentration und Exzess-N_2 ergibt die initiale Nitratkonzentration.

Die Messstelle Süplingen wurde im ersten (Jun.-Aug. 2019) und zweiten Zeitraum (Nov. 2019) untersucht. Die Ergebnisse wichen nicht stark voneinander ab. In Zukunft könnte durch den Rückgang der für die Denitrifikation benötigten Reduktionsmittel, und vorausgesetzt die initiale Nitratkonzentration verringert sich nicht, die aktuelle Nitratkonzentration steigen. Vor allem für Messstellen, welche derzeit aktuelle Nitratkonzentrationen unterhalb des Schwellenwertes sowie initiale Nitratkonzentrationen oberhalb des Schwellenwertes aufweisen (wie die Messstelle Süplingen), sind regelmäßige N_2/Ar-Untersuchungen sinnvoll, um erhöhten aktuellen Nitratkonzentrationen im Grundwasser durch geeignete Maßnahmen rechtzeitig entgegen zu wirken.

Tab. 5: Aktuelle und initiale Nitratkonzentration sowie Exzess-N2 der Messstelle Süplingen in beiden Untersuchungszeiträumen. (*eingeschränkt nutzbare Angabe von Exzess-N_2, ermittelte initiale Konzentration ist ggf. verfälscht.

Zeitraum	aktuelle Nitratkonz. [mg/l]	initiale Nitratkonz. [mg/l]	Exzess-N_2 [mg NO_3/l]
Jun. – Aug. 2019	0,4	53,6	54
Nov. 2019	< BG	58	58*

In Tab. 6 sind statistische Kennzahlen der aktuellen und initialen Nitratkonzentration sowie von Exzess-N_2 aufgeführt. Es spiegeln sich niedrige aktuelle Nitratkonzentrationen (mit Ausnahmen) wider. Der Mittelwert und Median der initialen Nitratkonzentrationen sind hingegen deutlich höher als bei den aktuellen Nitratgehalten. Dies wird auch in den Kennzahlen der Exzess-N_2-Werte deutlich, hier liegt das Maximum bei 124 mg NO_3/l und der Mittelwert bei 21,8 mg NO_3/l.

Tab. 6: Minimum, Maximum, Median und Mittelwert der aktuellen und der initialen Nitratkonzentration sowie des Exzess-N2.

	aktuelle Nitratkonz. [mg/l]	initiale Nitratkonz. [mg/l]	Exzess-N_2 [mg NO_3/l]
Minimum	< BG	< BG	< BG
Maximum	200,0	227,0	124,0
Median	< BG	38,0	18,0
Mittelwert	15,1	44,6	21,8

In Abb. 40 ist die räumliche Verteilung des ermittelten initialen Nitrats und des Exzess-N2 sowie des aktuellen Nitrats an den untersuchten Messstellen zusammen mit den hydrogeologischen Bezugseinheiten dargestellt. Im Norden von Sachsen-Anhalt, also in den Lockergesteinsbereichen, erkennt man deutlich, dass die initialen Nitratkonzentrationen zwischen Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) und Werten über 50 mg/l schwankten. In diesen Gebieten wurde an den betrachteten Messstellen laut den Untersuchungen der vorliegenden Arbeit jedoch oft die Nitratkonzentration durch Denitrifikation deutlich reduziert, weshalb die aktuell gemessenen Nitratkonzentrationen zumeist nicht erhöht waren. In den Festgesteinsbereichen hingegen war der Exzess-N2-Wert in vielen Fällen gering, weshalb die initiale nicht stark von der aktuellen Nitratkonzentration abwich.

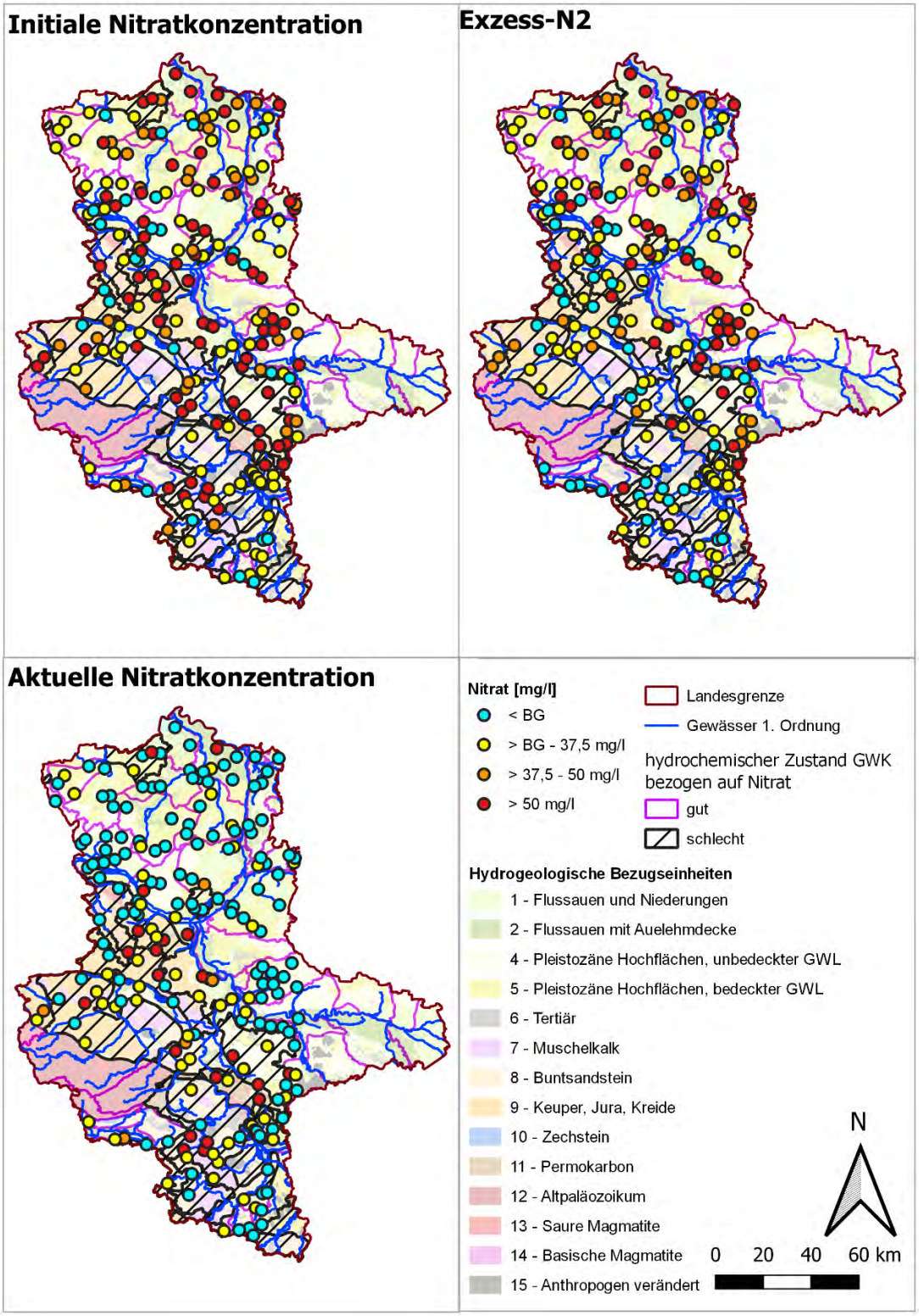

Abb. 40: Räumliche Verteilung der initialen Nitratkonzentration, der Exzess-N_2-Werte und der aktuellen Nitratkonzentration.

Es wurde der Anteil des Exzess-N_2 in mg NO_3/l am initialen Nitrat wie folgt berechnet:

$$Anteil\ vom\ Exzess - N_2\ am\ initialen\ Nitrat\ (\%) = 100\% * \frac{Exzess - N_2}{initiale\ Nitratkonzentration}$$

Für die 24 Messstellen mit aktuellen Nitratkonzentrationen ≥ 50 mg/l war der Anteil vom Exzess-N_2 an der initialen Nitratkonzentration in allen Fällen < 50 % (Tab. 7). Der Stickstoffeintrag sollte, wenn nicht bereits geschehen, im Zustromgebiet dieser Messstellen reduziert werden, da der natürliche Abbau von Nitrat kaum bzw. nicht gegeben ist. Beachtet werden muss jedoch, dass sich eine Reduktion des Stickstoffeintrags durch die Grundwasserfließzeit zeitlich verzögert zeigt. So könnte der Stickstoffeintrag aktuell bereits reduziert worden sein, aufgrund der zeitlichen Verzögerung wird dies aber erst deutlich, wenn das in den Zustromgebieten neugebildete Grundwasser die Messstelle erreicht.

Tab. 7: Messstellen mit aktuellen Nitratkonzentrationen ≥ 50 mg/l (initiale Nitratkonzentration, Exzess-N_2 und aktuelle Nitratkonzentration sowie Anteil vom Exzess-N_2 am initialen Nitrat. Sortiert nach aktueller Nitratkonzentration aufsteigend (*eingeschränkt nutzbare Angabe von Exzess-N_2, ermittelte initiale Konzentration ist ggf. verfälscht.

Messstellen-Nr.	Messstellenname	initiale Nitratkonzentration [mg/l]	Exzess-N_2 [mg NO_3/l]	aktuelle Nitratkonzentration [mg/l]	Anteil vom Exzess-N_2 am initialen Nitrat [%]
445242	Veckenstedt	99,0	49,0	50,0	49,5
445234	Schönebeck-Ermittlung	78,0	27,0	51,0	34,6
445032	Neukirchen	77,0	22,0	55,0	28,6
445258	Irxleben 2019	65,0	9,0	56,0	13,8
341880	Lodersleben-Ost	60,0	< BG	60,0	0,0
341585	MD-Barleber Chaussee	82,0	22,0*	60,0	26,8
341845	Altweidenbach	75,0	13,0	62,0	17,3
445236	Sargstedt	68,0	< BG	68,0	0,0
445247	Kläden NB 2016	117,0	49,0*	68,0	41,9
445257	Wellen 2019	152,0	84,0	68,0	55,3
340825	Ostrau	95,0	18,0*	77,0	18,9
445278	Hornhausen BR 2019	87,0	< BG	87,0	0,0
440042	Siegersleben - Güte	100,0	9,0	91,0	9,0
341850	Asendorf	94,0	< BG	94,0	0,0
340885	Oppin	110,0	< BG	110,0	0,0
2409005	Halle, Pestalozzipark	110,0	< BG	110,0	0,0
2464024	Dohndorf	120,0	< BG	120,0	0,0
445262	Nordgermersleben 2019	120,0	< BG	120,0	0,0
342045	Groß Schierstedt	130,0	< BG	130,0	0,0
2424017	Thalheim- Autobahn	162,0	22,0	140,0	13,6
340815	Rothenburg	193,0	53,0	140,0	27,5
445260	Wanzleben 2019	170,0	< BG	170,0	0,0
341865	Alberstedt	190,0	< BG	190,0	0,0
445270	Uthmöden 2019	227,0	27,0	200,0	11,9

Neben den Messstellen mit erhöhten aktuellen Nitratkonzentrationen sollte auch auf die Messstellen geachtet, welche hohe initiale Nitrat- (≥ 50 mg/l) jedoch geringe aktuelle Nitratwerte (≤ 50 mg/l) aufweisen. In diesen Fällen werden die für die Denitrifikation notwendigen Reduktionsmittel im Untergrund, wie organischer Kohlenstoff bzw. Sulfide, irreversibel verbraucht, wes-

halb es in Zukunft vermutlich zu einem Erliegen des Nitratabbaus kommt (DWA 2015). Der Zeitpunkt des Erliegens ist vom Stoffdepot an organischem Kohlenstoff bzw. Sulfiden und dem Stickstoffeintrag abhängig. Das Depot an Reduktionsmitteln kann mit Hilfe einer Feststoffanalyse quantifiziert werden. Die Lage dieser Messstellen ist in der Abb. 41 hervorgehoben.

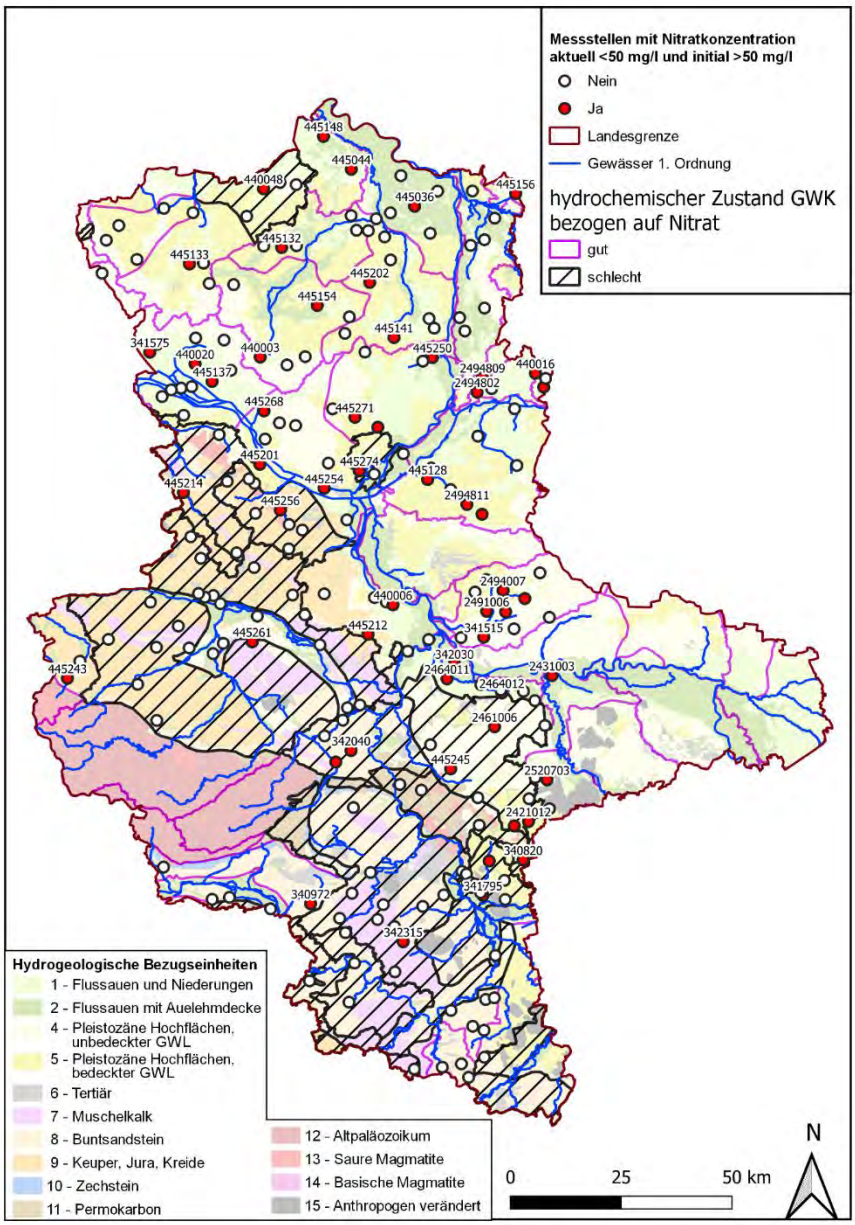

Abb. 41: Messstellen mit initialen Nitratkonzentrationen von größer gleich 50 mg/l und einer aktuellen Nitratkonzentration von kleiner gleich 50 mg/l.

In der Tab. 8 sind sie sortiert nach der initialen Nitratkonzentration aufgeführt. Es zeigt sich, dass die Messstellen (initial Nitrat: ≥ 50 mg/l; aktuell Nitrat: ≤ 50 mg/l) auch in Grundwasserkörpern liegen, die sich in einem hydrochemisch guten Zustand bezogen auf Nitrat befinden, welcher durch den irreversiblen Verbrauch der Reduktionsmittel jedoch gefährdet ist. Zudem wird deutlich, dass sich diese Messstellen besonders in den Lockergesteinsbereichen befinden.

Tab. 8: Messstellen mit initialen Nitratkonzentrationen von ≥ 50 mg/l und der aktuellen Nitratkonzentration von ≤ 50 mg/l (Angabe der initialen Nitratkonzentration, des Exzess-N_2 und der aktuellen Nitratkonzentration sowie Anteil vom Exzess-N2 am initialen Nitrat. Sortiert nach aktueller initialer Nitratkonzentration aufsteigend (*eingeschränkt nutzbare Angabe von Exzess-N_2, ermittelte initiale Konzentration ist ggf. verfälscht)

Messstellen-Nr.	Messstellenname	initiale Nitratkonzent-ration [mg/l]	Exzess-N_2 [mg/l]	aktuelle Nitratkonzent-ration [mg/l]	Anteil vom Ex-zess-N2 am initialen Nit-rat [%]
2520703	Sandersdorf WVV 130 (Deponie)	50,0	48,3	1,7	96,6
445256	Rottmersleben 2019	51,0	27,0	24,0	52,9
2494807	Demsin	51,0	44,6	6,4	87,5
445036	Rengerslage	53,0	53,0*	0,0	100,0
2494813	Hohenziatz NB2016	53,0	53,0	0,0	100,0
340820	Bageritz	53,0	53,0	0,0	100,0
445133	Hohentramm	53,0	53,0	0,0	100,0
445148	Deutsch (Groß Garz/Seehausen)	53,0	53,0	0,0	100,0
2494007	Kerchau	53,0	53,0*	0,0	100,0
342040	Schackstedt	56,0	35,0	21,0	62,5
445201	Süplingen	56,0	55,8*	0,2	99,6
445243	Ilsenburg neu	57,0	44,0	13,0	77,2
445261	Kroppenstedt 2019	58,0	44,0	14,0	75,9
440003	Gardelegen - Güte	58,0	53,1	4,9	91,6
341575	Bs 2/96 Bösdorf/Jahrstedt	58,0	58,0*	0,0	100,0
445156	Kümmernitz/Waldfrieden (Havelberg)	58,0	58,0	0,0	100,0
2494809	Redekin NB 2016	58,0	58,0	0,0	100,0
445044	Seehausen Tannenkrug	58,0	58,0	0,0	100,0
2494009	Straguth - Gollbogen	58,0	58,0*	0,0	100,0
340630	Reideburg/Kapellenplatz	60,0	31,0	29,0	51,7
445154	Holzhausen (Bismark/Altmark)	62,0	62,0*	0,0	100,0
342315	Oechlitz NB2016	63,0	31,0	32,0	49,2
445245	Piethen	64,0	31,0	33,0	48,4
2421012	Carlsfeld	64,0	49,0	15,0	76,6
342215	Freckleben NB2016	65,0	44,0	21,0	67,7
440016	Schlagenthin - Güte	66,0	66,0*	0,0	100,0
445137	Mieste	66,0	66,0*	0,0	100,0
340972	Winkel	66,0	66,0	0,0	100,0
2431003	Dessau-Waldersee	66,0	66,0*	0,0	100,0
2494018	Zerbst neu	66,0	66,0*	0,0	100,0
445271	Cröchern 2019	71,0	71,0*	0,0	100,0
340870	Spickendorf	71,0	71,0*	0,0	100,0
445132	Jeetze	71,0	71,0*	0,0	100,0
445250	Bölsdorf NB2016	75,0	53,0	22,0	70,7
445141	Gohre	75,0	75,0*	0,0	100,0
2464011	Diebzig	75,0	75,0*	0,0	100,0
2491006	Zerbst - Güte	75,0	75,0	0,0	100,0
445212	Eickendorf_2012	76,0	75,5*	0,5	99,3
445274	Zielitz 2019	80,0	80,0	0,0	100,0
445268	Zobbenitz 2019	82,0	66,0*	16,0	80,5
341515	Leps	84,0	84,0*	0,0	100,0
445214	Schwanefeld neu	84,0	84,0*	0,0	100,0
341795	Döllnitz	85,0	49,0	36,0	57,6
2494802	Nielebock	87,0	75,0*	12,0	86,2
445128	Gütter	89,0	89,0*	0,0	100,0
2464012	Chörau	89,0	89,0*	0,0	100,0
440006	Schönebeck-Güte	93,0	53,0*	40,0	57,0
445254	Samswegen	94,0	93,2	0,8	99,1
2494811	Raeckendorf NB2017	96,0	88,3*	7,7	92,0
445259	Angern 2019	108,0	62,0	46,0	57,4
342030	Lödderitz	108,0	71,0*	37,0	65,7
440020	Dannefeld - Güte	115,0	115,0	0,0	100,0
2461006	Lausigk	116,0	93,0*	23,0	80,2
440048	Binde - Güte	120,0	120,0*	0,0	100,0
445202	Schinne neu	124,0	124,0*	0,0	100,0

7. Auswertung des Nitratabbaus an den Messstellen

7.1 Bewertung anhand Exzess-N2

In den in diesem Kapitel dokumentierten Auswertungen wurden neben den 220 im Jahr 2019 beprobten Messstellen auch die Ergebnisse der 32 im Jahr 2018 beprobten Messstellen (HYDOR 2019) miteinbezogen.

Es zeigte sich, wie bereits in Abschnitt 6.5 beschrieben, dass es deutlich Unterschiede zwischen den untersuchten Messstellen bzgl. des mit der N_2/Ar-Methode ermittelten Nitratabbaus gab. In Abb. 42 sind die aktuellen Nitratkonzentrationen den initialen Nitratkonzentrationen gegenübergestellt und die Bereiche für keinen Abbau, vollständigen Abbau und keinen Eintrag gekennzeichnet. Zudem ist dargestellt, ob die Bestimmung des Exzess-N_2 nach dem N2/ArCheck-Tool belastbar oder nicht belastbar war oder ob Auffälligkeiten (wie Entgasungsprozesse) vorlagen. An einer Vielzahl der untersuchten Messstellen wurde das eingetragene Nitrat vollständig sowie bei einigen Messstellen gar kein Nitrat abgebaut. Des Weiteren wurde deutlich, dass sich Auffälligkeiten nach dem N2/ArCheck-Tool vor allem bei Messstellen zeigten, bei denen bereits ein relativ großer Anteil nach der N_2/Ar-Methode abgebaut wurde.

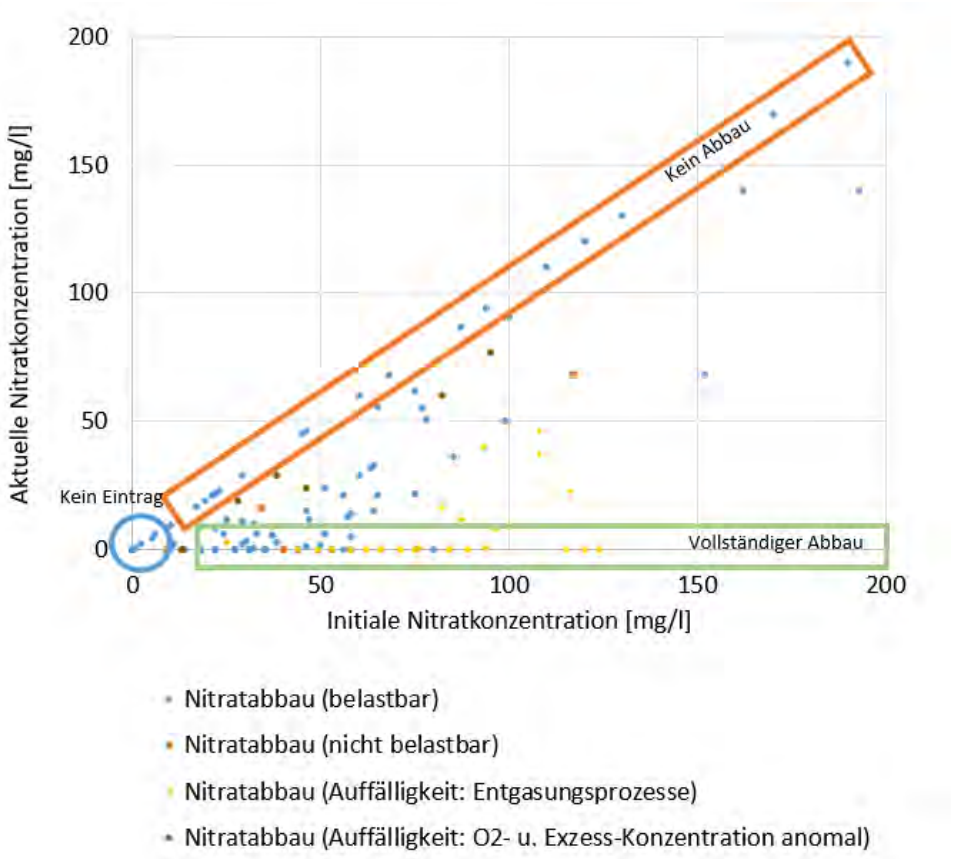

Abb. 42: Initiale Nitratkonzentration in Bezug zur aktuellen Nitratkonzentrationen der Messstellen. Darstellung der Ergebnisse der 220 im Jahr 2019 beprobten Messstellen sowie der 32 im Jahr 2018 beprobten Messstellen. (Bereiche in denen kein Eintrag, kein Abbau, sowie vollständiger Abbau stattfindet sind farblich hervorgehoben).

In Abb. 43 ist der Anteil von Exzess-N_2 am initialen Nitrat in Kategorien unterteilt dargestellt. Es zeigt sich, dass der Anteil der Proben mit starkem Nitratabbau von über 90 % überwog (133 Messstellen). Weitere 13 % der Messstellen wiesen einen moderaten Nitratabbau zwischen 50 % und 90 % auf. Lediglich bei 28 Messstellen fand ein geringer Nitratabbau statt und bei 34 Messstellen wurde kein Nitrat abgebaut. Die Messstellen, welche nach dem N_2ArCheck-Tool Auffälligkeiten zeigten, lagen zumeist in den Bereichen vom starken bzw. moderaten Nitratabbau, lediglich bei wenigen Messstellen wiesen diese einen geringen Nitratabbau auf. Aus dem Grund kann davon ausgegangen werden, dass der prozentuale Anteil vom Exzess-N_2 am initialen Nitrat nicht grundsätzlich unterschätzt wurde. Dies ist insbesondere für die Proben mit möglicher Entgasung entscheidend.

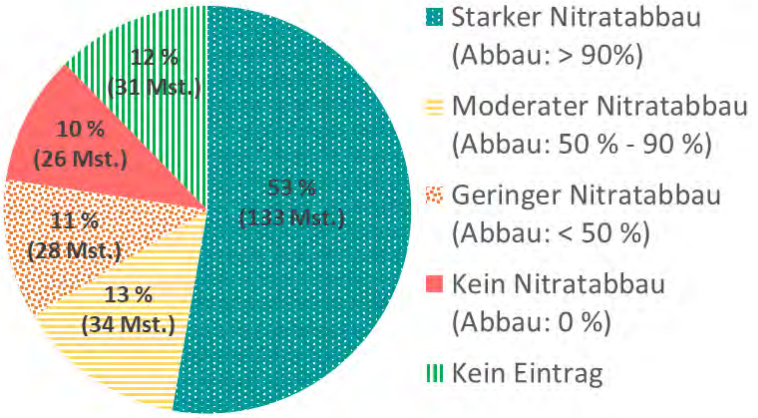

Abb. 43 Nitratabbau anhand des Anteils der abgebauten zur initialen Nitratkonzentration. Darstellung der Ergebnisse der 220 im Jahr 2019 beprobten Messstellen sowie der 32 im Jahr 2018 beprobten Messstellen.

In Abb. 44 sind die Anteile der Messstellen am Nitratabbau nach den hydrogeologischen Bezugseinheiten dargestellt, um die Bildung von Messstellen-Clustern mit ähnlichen hydrogeologischen und bodenkundlichen Bedingungen zu erkennen. Es zeigt sich, dass in den Lockergesteinen, wie „Flussauen und Niederungen“ und „Pleistozäne Hochflächen, unbedeckter Grundwasserleiter“, der Anteil an Messstellen mit starken Nitratabbau höher war als z. B. in den Festgesteinseinheiten „Muschelkalk“ und „Keuper, Jura, Kreide“.

Der Grund ist das dort vorhandenen Kluftsystems, in welchem sich Sauersoff befindet, der den Nitratabbau behindert. Im Buntsandstein dagegen ist der Nitratabbau im Festgestein wiederum höher, da das dortige Kluft-Porensystem zumeist weniger Sauerstoff enthält. Auch lässt sich ein geringer Unterschied zwischen den bedeckten sowie den unbedeckten Grundwasserleitern erkennen, so war der Nitratabbau in den bedeckten Aquiferen höher. Dies kann unter anderem durch die dort geringeren Sauerstoffkonzentrationen im Grundwasser erklärt werden.

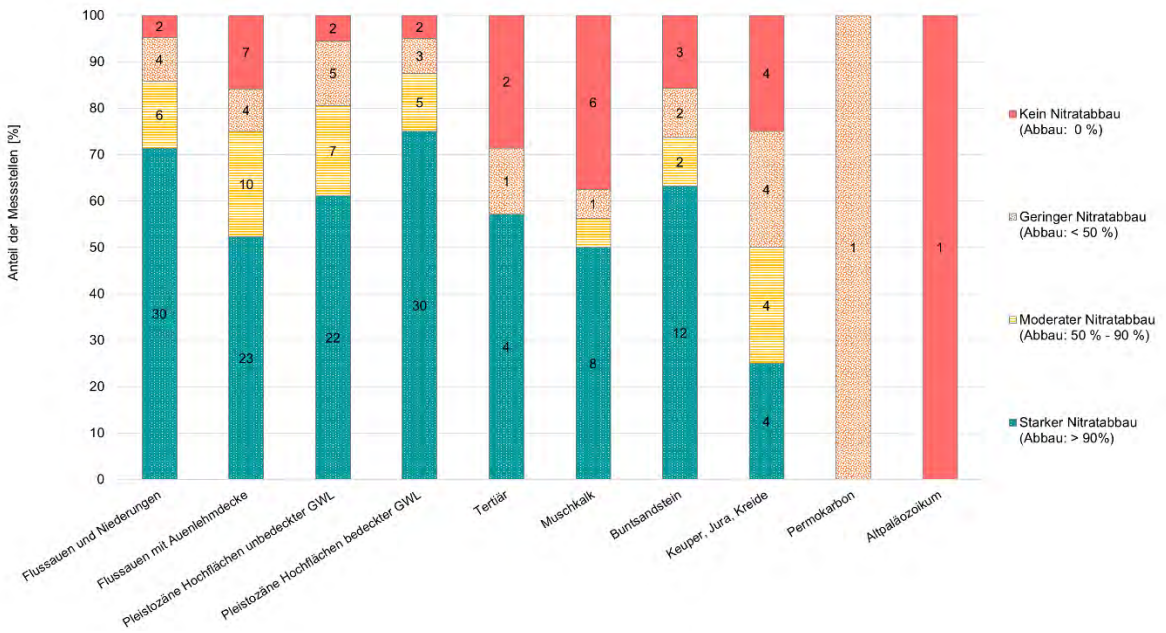

Abb. 44: Nitratabbau eingeteilt nach den hydrogeologischen Bezugseinheiten. Mit Angabe der Anzahl der Messstellen. Darstellung der Ergebnisse der 220 im Jahr 2019 beprobten Messstellen sowie der 32 im Jahr 2018 beprobten Messstellen.

Bei der Denitrifikation werden je nach Art des Abbaus verschiedene Endprodukte gebildet. Im Falle der chemo-lithothrophen Denitrifikation entsteht unter anderem Sulfat durch den Abbau von reduzierten Schwefelverbindungen. Auf landwirtschaftlichen Nutzflächen erfolgt der Eintrag von Sulfat, Chlorid und Nitrat ins Grundwasser oft bei konstanten Konzentrationsverhältnissen (Cremer 2015). Das molare Verhältnis zwischen Sulfat- zu Chloridionen im oberflächennahen Grundwasser beträgt laut Cremer (2015) in der Niederrheinischen Bucht 0,75 und laut HYDOR (2017a) ca. 1,5 für Sachsen-Anhalt. Das Verhältnis ist in Sachsen-Anhalt auf Grund geogener Hintergrundwerte höher als in der Niederrheinischen Bucht (HYDOR 2017b). Da sich Chlorid als konservativer Tracer verhält und im Falle der chemo-lithotrophen Denitrifikation die Sulfatkonzentrationen steigen, kann an Hand des veränderten Ionenverhältnisses ein Nitratabbau identifiziert werden. In Abb. 45 ist das molare Verhältnis von Sulfat zu Chlorid den Nitratkonzentrationen gegenübergestellt. Zudem wurde farblich markiert, wie stark der Nitratabbau an der Messstelle war. Es zeigt sich, dass das Verhältnis für einige Messstellen mit starkem bzw. moderatem oder geringem Nitratabbau bzw. keinem Abbau oberhalb eines Wertes von 1,5 liegt. Laut Cremer (2015) deuten starke Anstiege des Verhältnisses auf eine ablaufende Reaktion, wohingegen geringe Anstiege durch den Zustrom von oberflächennahem Grundwasser begründet werden können. Zudem unterscheidet sich laut HYDOR (2017a) das Verhältnis zwischen verschiedenen Messstellen und ist vor allem von regionalen Aspekten, wie geogen-bedingten Sulfatwerten, abhängig. Der Wert von 1,5, welcher von HYDOR (2017a) ermittelt wurde, ist unter Verwendung eines Datensatzes mit 9136 hydrochemischen Analysen aus dem Gebiet des Landes Sachsen-Anhalts bestimmt und ist unter Verwendung der Ganglinienanalyse in vielen Fällen bestätigt worden. Einzelne Über- oder Unterschreitungen können dennoch auftreten.

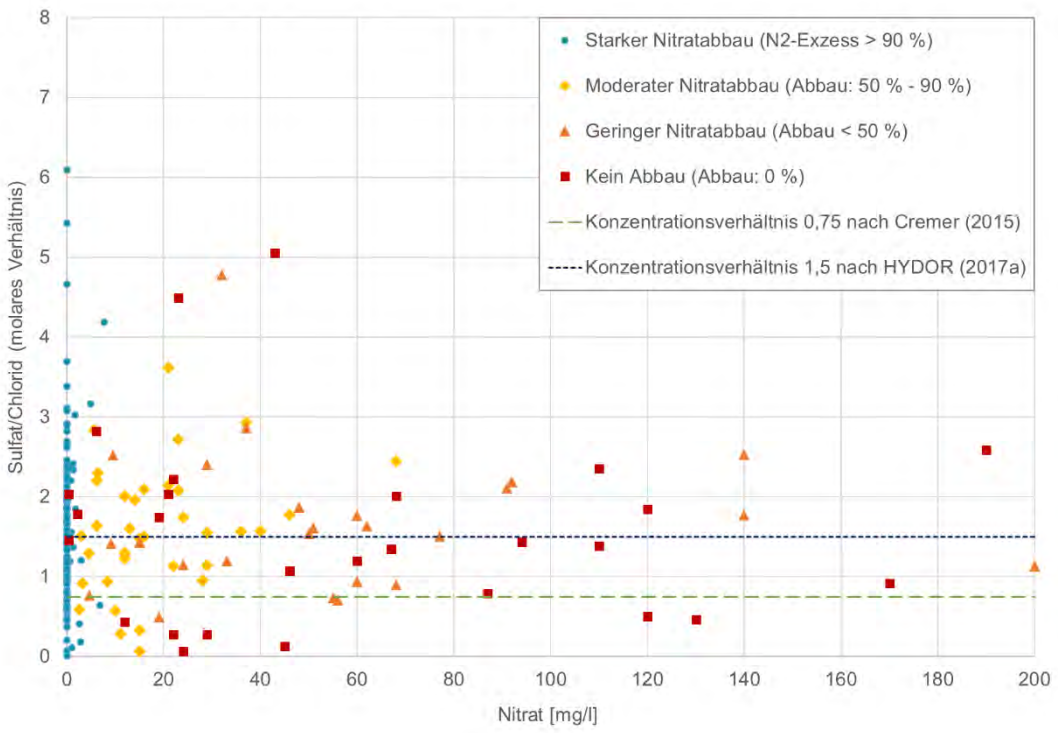

Abb. 45: Gegenüberstellung des Sulfat/Chlorid-Verhältnisses zu der Nitratkonzentration mit farblicher Markierung der Klassifizierung des Nitratabbaus. Darstellung des Konzentrationsverhältnisses nach Cremer (2015) für Nordrhein-Westfalen und nach HYDOR (2017a) für Sachsen-Anhalt. Vier Ausreißer bezügliche des Verhältnisses von Sulfat zu Chlorid wurden nicht dargestellt.

7.2 N_2/Ar-Messungen im Vergleich mit klassifizierten hydrochemischen Daten

Laut HYDOR (2017a) sind für den Nitratabbau unter anderem die Sauerstoffkonzentration sowie das Redoxpotential von Bedeutung, vgl. Abschnitt 2.2.3. Dies zeigt sich auch an Hand der aktuellen Analysen. So liegt bei geringen Sauerstoffkonzentrationen und einem geringen Redoxpotential laut der N2/Ar-Methode vor allem starker Nitratabbau vor. Ein geringer bzw. kein Nitratabbau würde in diesem Wertebereich daraufhin deuten, dass die natürlich vorkommenden Reduktionsmittel verbraucht sind. Die N2/Ar-Methode kann auf diese Weise bei zeitlich regelmäßiger Anwendung dabei helfen Veränderungen bzgl. des Nitratabbauvermögens festzustellen. Auch in dem Bereich des Nitratabbaus, vgl. Abb. 46, zeigte sich laut der N2/Ar-Methode vorwiegend starker, moderater und geringer Nitratabbau. Es lagen aber auch Analysen mit keinem Nitratabbau laut N2/Ar-Methode vor. Der Anteil dieser Proben war jedoch deutlich geringer als im Bereich kein Nitratabbau. Hier waren vor allem Proben vertreten, welche keinen oder lediglich einen geringen Nitratabbau aufwiesen. Eine deutliche Ausnahme stellte hierbei die Probe der Quelle Heilandsbrunnen dar, welche einen Sauerstoffgehalt von 7,4 mg/l sowie ein Redoxpotential von 250 mV aufwies und dennoch einen starken Nitratabbau anzeigt. Die Abweichungen können durch Mischwässer verursacht sein. Insgesamt zeigt sich, dass die Annahmen nach HYDOR (2017a) bezüglich der Parameterbereiche zumeist bestätigt wurden.

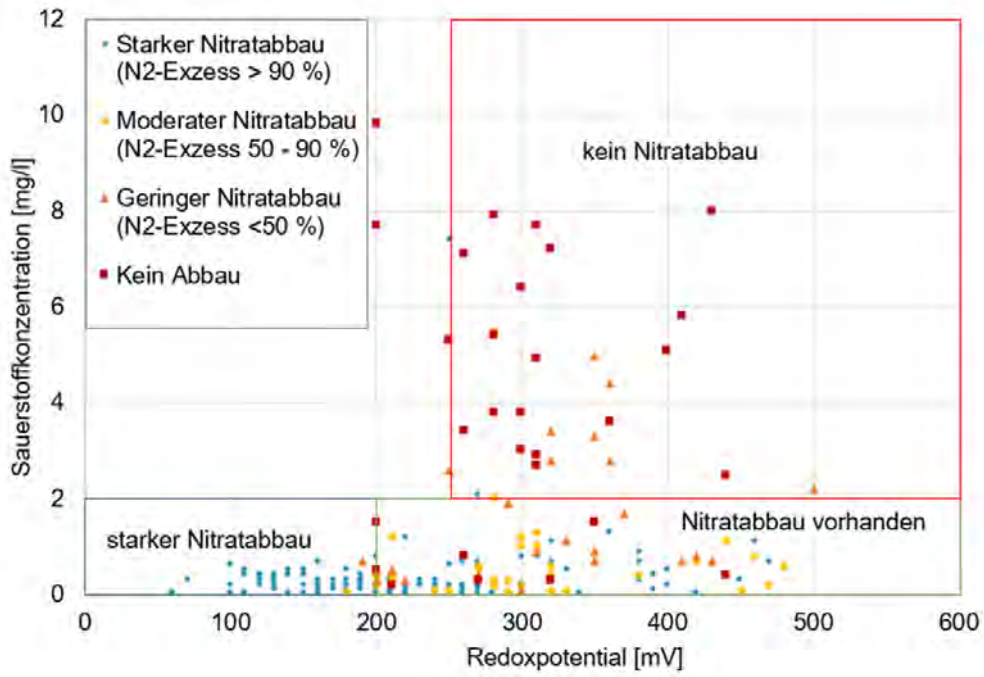

Abb. 46: Gegenüberstellung der Sauerstoffkonzentration und des Redoxpotenzials mit farblicher Markierung der Klassifizierung des Nitratabbaus. Einteilung in die Bereiche starker Nitratabbau, Nitratabbau vorhanden und kein Nitratabbau.

Wie bereits erwähnt können die Ergebnisse der N_2/Ar-Methode dabei helfen, die Klassifikation nach HYDOR (2017a) zu validieren. Dies wurde auch von HYDOR (2019) für die 32 dort untersuchten Messstellen getan und ergab eine gute Übereinstimmung. Von HYDOR (2019) erfolgte hierfür der Vergleich unter Fortschreibung des aggregierten Denitrifikationspotentials nach HYDOR (2017a), wofür z. B. die Ganglinienanalyse weitergeführt wurde. Für die im Jahr 2019 untersuchten 220 Messstellen fand keine Fortschreibung des Denitrifikationspotentials statt, sonders es wurden direkt die von HYDOR (2017a) ermittelten Ergebnisse für einen Vergleich genutzt. In Abb. 47 wurden die Ergebnisse der Untersuchungen aus den Jahren 2018 und 2019 vergleichend dem Nitratabbau nach der N_2/Ar-Methode gegenübergestellt.

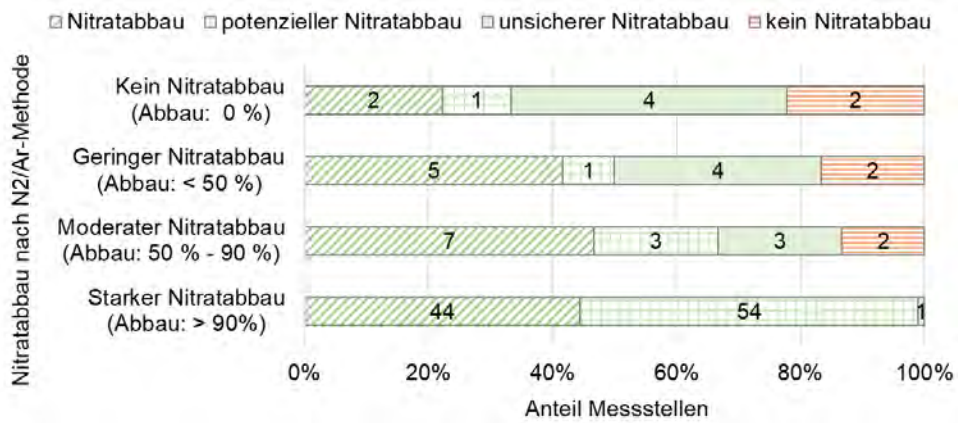

Abb. 47: Gegenüberstellung der Ergebnisse der N2/Ar-Methode und der Klassifikation nach HYDOR (2017a) ohne Aktualisierung der Angaben nach HYDOR (2017a) für die im Jahr 2019 beprobten Messstellen.

Insgesamt lagen für 157 der 252 Messstellen die aggregierten Nitratabbauwahrscheinlichkeiten nach HYDOR (2017a) vor. Es zeigt sich eine relativ gute Übereinstimmung zwischen den beiden Methoden, so ist bei einem Nitratabbau von über 90 % nach der N_2/Ar-Methode auch von HYDOR (2017a) ein Nitratabbau bzw. potenzieller Nitratabbau ermittelt worden. Bei einem Nitratabbau zwischen 50 % und 90 % nach der N_2/Ar-Methode sinkt auch der Anteil an Messstellen mit Nitratabbau bzw. potenziellem Nitratabbau. nach HYDOR (2017a).

7.3 Vergleich zu den modellierten Nitrateinträgen und Risikogebieten für erhöhte Nitratkonzentrationen des FZJ

Vom FZJ wurden die flächenhaften Stickstoffeinträge in das Grundwasser für Sachsen-Anhalt ermittelt. In Abb. 48 ist der flächengewichtete mittlere Stickstoffeintrag an 250 der 252 untersuchten Standorte dargestellt (s. Übersichtskarte in Abb. 54).

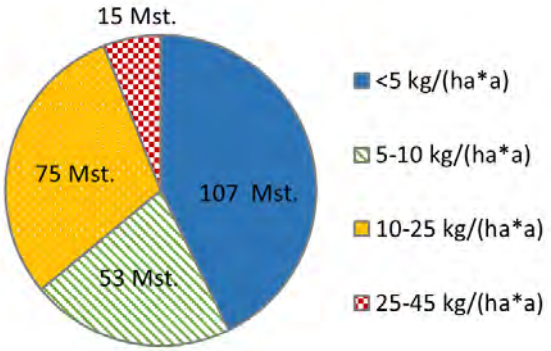

Abb. 48: Stickstoffeintrag an 250 Standorten (ohne Messstelle Karstquelle am Uftrunger See, Messstelle Förderstedt OP und UP gemeinsam betrachtet).

Für die Messstelle Karstquelle am Uftrunger See lag kein Zustromgebiet vor, weshalb sie im Folgenden nicht betrachtet wurde. Die Messstellen Förderstedt OP und UP wurden gemeinsam betrachtet. Der mittlere Stickstoffeintrag an den 250 Standorten betrug ca. 8,9 kg/(ha*a) und der Median des Stickstoffeintrags etwa 6,6 kg/(ha*a). Knapp 43 Prozent der Standorte wiesen Stickstoffeinträge unterhalb von 5 kg/(ha*a) auf und bei 21 % der Standorte wurden Einträge von 5 kg/(ha*a) bis 10 kg/(ha*a) berechnet. Bei knapp einem Drittel der Zustromgebiete ergab die Modellierung einen Stickstoffeintrag von 10 kg/(ha*a) bis 25 kg/(ha*a). Für 15 Messstellen wurde ein Stickstoffeintrag zwischen 25 kg/(ha*a) und 45 kg/(ha*a) ermittelt. Im Allgemeinen kann gesagt werden, dass die modellierten Nitrateinträge wie auch die Ergebnisse der N_2/Ar-Methode aufzeigen, dass die Zustromgebiete der untersuchten Messstellen trotz geringer aktueller Nitratkonzentrationen im Grundwasser in mehr als der Hälfte der Fälle einen Stickstoffeintrag aufwiesen.

Für einen Vergleich der gemessenen Konzentrationen mussten die Eintragsfrachten unter Verwendung der Grundwasserneubildung ebenfalls in Konzentrationen umgerechnet werden. Hierfür wurde die Fracht, welche in der Einheit kg/(ha*a) vorlag, mit 100 multipliziert, woraus sich ein Wert mit der Einheit mg/(m²*a) ergab. Die Grundwasserneubildung wies die Einheit mm/a bzw. l/(m²*a) auf, weshalb sich bei einer Division der Parameter ein Wert in mg/l, also eine Stoffkonzentration, ergab:

$$\frac{Fracht * 100}{Grundwasserneubildung} = Konzentration$$

In 4 Fällen konnten für die Messstellen (Katharinenrieth, Unseburg 3, Tornitz (Werkleitzer Damm), Güsten) keine Konzentrationen auf Grund von negativen Grundwasserneubildungen berechnet werden, diese wurden im Folgenden nicht weiter betrachtet. Des Weiteren musste bedacht werden, dass die vom FZJ modellierten Frachten nicht alleine die Nitrateinträge beinhalten, sondern als sogenannter Summenparameter die gesamten Stickstoffeinträge. Aus diesem Grund musste für einen Vergleich der anorganische Gesamtstickstoff berechnet werden. Hierfür erfolgte eine Summierung der Stickstoffgehalte von Nitrat, Nitrit und Ammonium.

In Abb. 49 sind die gemessenen mittleren Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser den vom FZJ modellierten Stickstoffaustragskonzentrationen aus dem Boden gegenübergestellt.

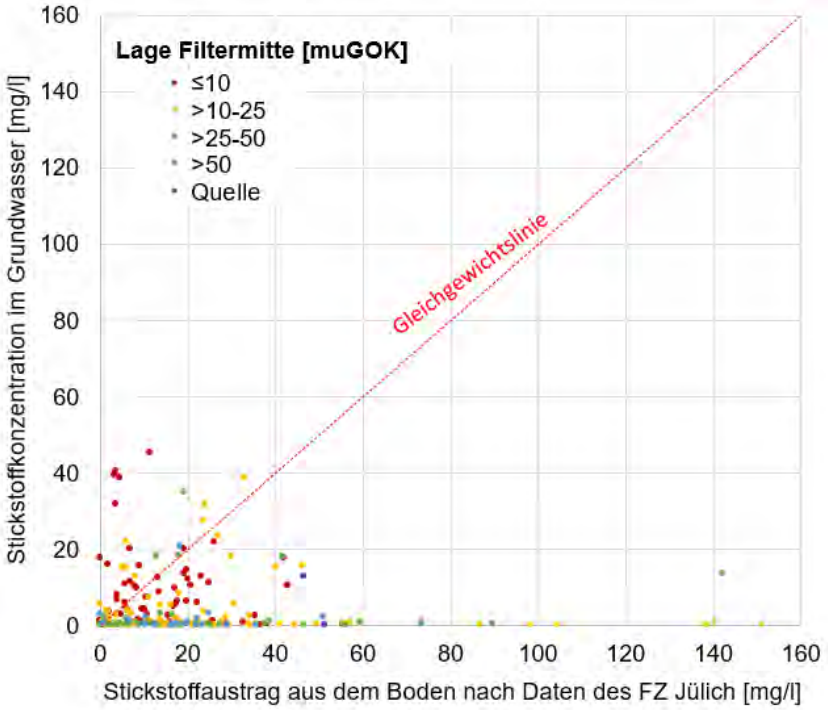

Abb. 49: Vergleich der gemessenen N-Konzentrationen im Grundwasser (Mittelwert der Daten i. d. R. von 2007 bzw. 2009 bis 2019) und der N-Austragskonzentrationen in Abhängigkeit von der Tiefe der Messstellen.

Unterschieden wurde zudem nach der Tiefe der Messstellen. Die mittleren gemessenen Stickstoffkonzentrationen entsprechen dem Mittelwert aus den bereitgestellten langjährigen Daten von 2007 bzw. 2009 bis 2019 sowie den aktuell von Geo-data gemessenen Werten. Bei den modellierten Stickstoffausträgen aus dem Boden sollte beachtet werden, dass die Denitrifikation in der ungesättigten Schichten vernachlässigt wurde (Kuhr et al. 2014). Dies führt dazu, dass der Stickstoffaustrag aus dem Boden nach den Ergebnissen des FZJ höher sein sollte als die Stickstoffkonzentration im Grundwasser. Auf der in Abb. 49 dargestellten Gleichgewichtslinie

liegen die Punkte, bei denen der modellierte Stickstoffaustrag aus dem Boden der Stickstoffkonzentration im Grundwasser entspricht. Es lässt sich deutlich erkennen, dass die analysierten und modellierten Ergebnisse unter dieser Voraussetzung in einer Mehrzahl der Fälle zueinander passen, da die modellierten Stickstoffausträge aus dem Boden zumeist höher sind als die Konzentrationen im Grundwasser. Nur für 46 der 247 Messstellen lagen die Punkte oberhalb der Gleichgewichtslinie, sodass bei 81 % der Messstellen die oben genannte Annahme in Bezug auf die Gleichgewichtslinie zutraf. Die von dieser Annahme abweichenden 46 Messstellen können durch verschiedene Fehlerquellen bzw. Ungenauigkeiten verursacht worden sein. Zum einen lagen Unsicherheiten bzgl. der Zustromgebiete vor, so wurde z. B. die Überströmung, welche vor allem bei tiefen Messstellen bedeutend ist, nicht berücksichtigt. Zum anderen können die Ungenauigkeiten auch durch die modellierten des FZJ hervorgerufen worden sein. Beispielhaft sei hier genannt, dass die im Modell verwendeten potenziellen Denitrifikationsraten der Bodentypen nicht durch Messungen validiert wurden Eschenbach et al. (2018).

Neben den gemessenen Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser können auch die initialen Nitratkonzentrationen (als Nitrat-N-Konzentration) dem modellierten Stickstoffaustrag gegenübergestellt werden. Hierbei sollte darauf geachtet werden, dass die Stickstoffausträge aus dem Boden neben den Nitratkonzentrationen auch Ammonium und Nitrit berücksichtigen. Zudem sind wiederum die Stickstoffausträge aus dem Boden auf Grund der vernachlässigten Denitrifikation in der tieferen ungesättigten Zone größer. In Abb. 50 wurden die modellierten Stickstoffausträge gegen die berechneten initialen Nitrat-N-Konzentrationen aufgetragen.

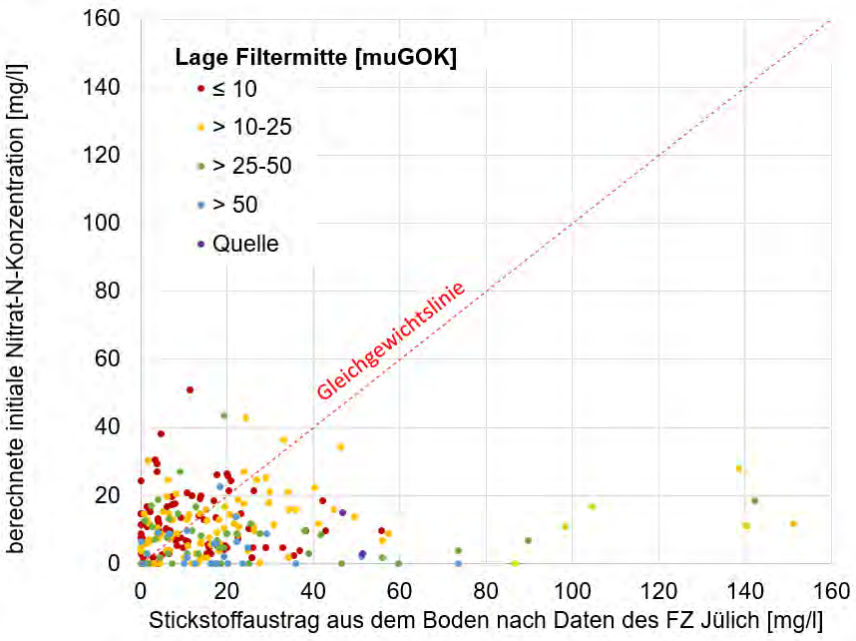

Abb. 50: Gegenüberstellung der im Grundwasser berechneten initialen Stickstoffkonzentrationen zu den Stickstoffaustragskonzentrationen aus dem Boden (Daten FZJ) nach Tiefe der Messstellen.

Unterschieden wurde zudem nach der Tiefe der Messstellen. Die Punkte sollten sich unterhalb der Gleichgewichtslinie befinden, weil die Daten des FZJ die Denitrifikation in der tieferen ungesättigten Zone nicht berücksichtigen. Für 95 von 247 Messstellen lagen die Punkte oberhalb

dieser Linie, was auf eine relativ gute Übereinstimmung zwischen dem Modell und der N_2/Ar-Methode hindeutet, gleichzeitig aber auch aufzeigt, dass Unsicherheiten bzgl. der Zustromgebiete oder der modellierten Frachten bestehen. Zudem sollte der Einfluss des Nitratabbaus in den tieferen ungesättigten Zonen untersucht werden.

Neben den Stickstofffrachten hat das FZJ Flächen mit einem hohen Gefährdungspotential bzgl. Nitrat ausgewiesen. Um diese Flächen mit den Ergebnissen der N2/Ar-Methode vergleichen zu können, wurde der Flächenanteil dieser Areale innerhalb der Zustromgebiete der 251 Messstellen (ohne Messstelle Karstquelle am Uftrunger See) bestimmt. Die mit Hilfe der N_2/Ar-Methode berechneten initialen Nitratkonzentrationen wurden dem Flächenanteil der sog. „*Risikogebiete für erhöhte Nitratkonzentrationen*“ (Risikoklassen „hoch“ und „sehr hoch“ nach Kunkel & Wendland 2016) gegenübergestellt (Abb. 51). Es zeigte sich, dass die initialen Nitratkonzentrationen nicht immer mit steigendem Flächenanteil der Risikogebiete zunehmen. So sind auch bei einem hohen Flächenanteil Messstellen mit geringen initialen Nitratkonzentrationen vertreten. Dennoch ist erkennbar, dass bei einem höheren Flächenanteil der Risikogebiete verstärkt höhere initiale Nitratkonzentrationen ermittelt wurden.

Die Ungenauigkeiten lagen wiederum zum einen in der Ausweisung der Zustromgebiete begründet. Zum anderen wurde auch bei der Ermittlung der Risikoflächen vom FZJ die Denitrifikation in der tieferen ungesättigten Zone nicht berücksichtigt. Zudem wurde bereits von Kunkel & Wendland (2016) daraufhin gewiesen, dass für die Ausweisung der Risikogebiete eine Datengrundlage auf Landesmaßstab benutzt wurde, welche nicht dafür geeignet ist, die kleinräumigen Verhältnisse im Bereich einer Messstelle abzubilden. Um diese Unsicherheiten zu reduzieren wurde von Kunkel & Wendland (2016) empfohlen, die Eingangsgrößen für die Bestimmung der Risikogebiete mit den Standortbedingungen abzugleichen.

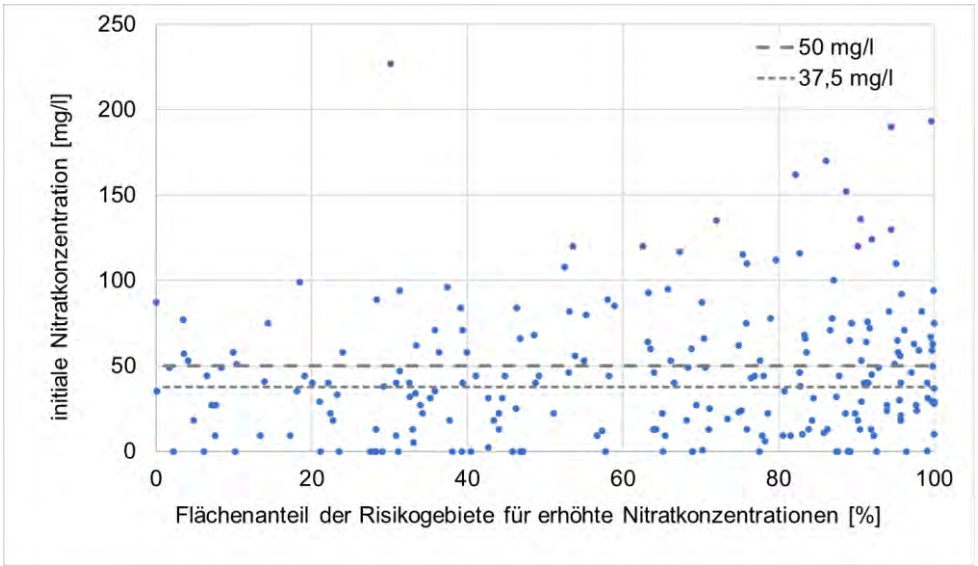

Abb. 51: Gegenüberstellung der im Grundwasser berechneten initialen Nitratkonzentration zu dem Flächenanteil der Risikogebiete für erhöhte Nitratkonzentrationen (FZJ 2016).

Ein Indikator für die Ableitung der Risikogebiete war die Bodenbedeckung, vgl. Abschnitt 2.1.5. Hierbei wird bei der Bodenbedeckung Ackerland von dem größten Risiko ausgegangen. In der Abb. 52 wurde die initiale Nitratkonzentration dem Flächenanteil an Ackerland innerhalb des Zustromgebietes gegenübergestellt. Der Flächenanteil an Ackerland wurde unter Verwendung des Corine-Datensatzes ermittelt. Es zeigte sich ein ähnliches Bild wie in Abb. 52. So steigt mit zunehmendem Flächenanteil an Ackerland nicht immer die initiale Nitratkonzentration. Jedoch treten bei einem höheren Flächenanteil an Ackerland verstärkt höhere initiale Nitrateinträge auf.

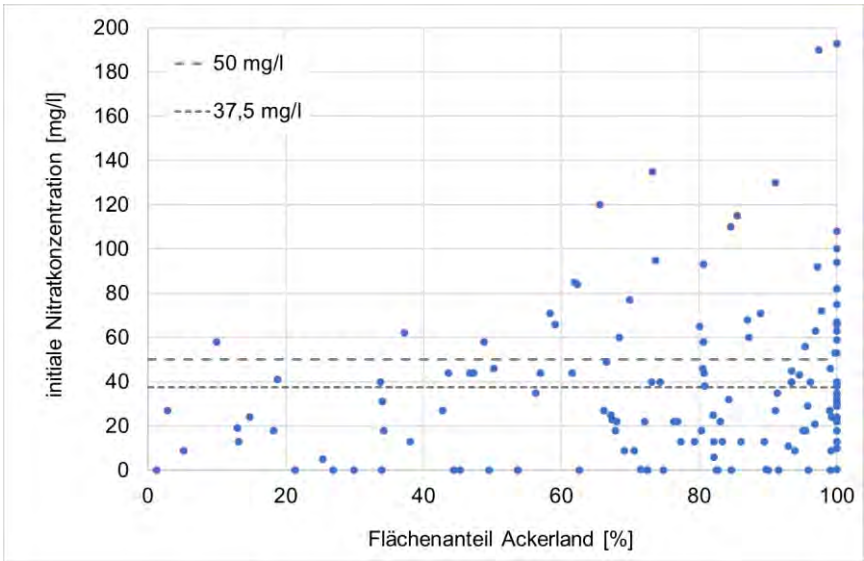

Abb. 52: Gegenüberstellung der im Grundwasser berechneten initialen Nitratkonzentration zu dem Flächenanteil von Ackerland (Flächennutzung nach Corine 2012).

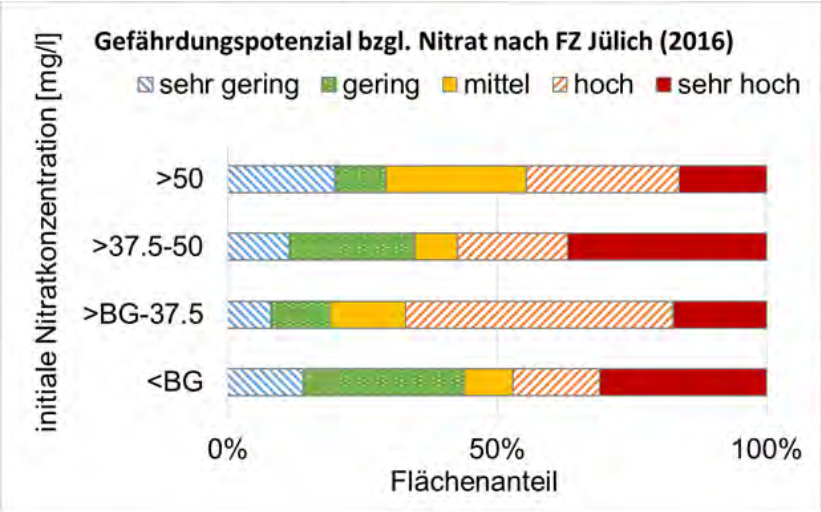

Abb. 53: Initiale Nitratkonzentration unterteilt nach Gefährdungspotenzial bzgl. Nitrat nach FZJ (2016).

In Abb. 53 ist die Verteilung der initialen Nitratkonzentration unterteilt nach den Flächenanteilen der fünf Stufen des Gefährdungspotenzials bzgl. Nitrat nach FZJ (2016) dargestellt. Es zeigte sich wie in den vorherigen Abschnitten kein deutlicher Zusammenhang zwischen einer höheren initialen Nitratkonzentration und dem Flächenanteil stärker gefährdeter Gebiete in den Zustromgebieten (s. Abb. 54.). Der Vergleich zwischen den modellierten Stickstoff-Austragsfrachten und den gemessenen Einträgen über die N_2/Ar-Messung zeigte also keinen direkten Zusammenhang und ist daher ungeeignet, hieraus pauschale Schlussfolgerungen hinsichtlich der lokalen, standortbezogenen Gefährdung des Grundwassers abzuleiten.

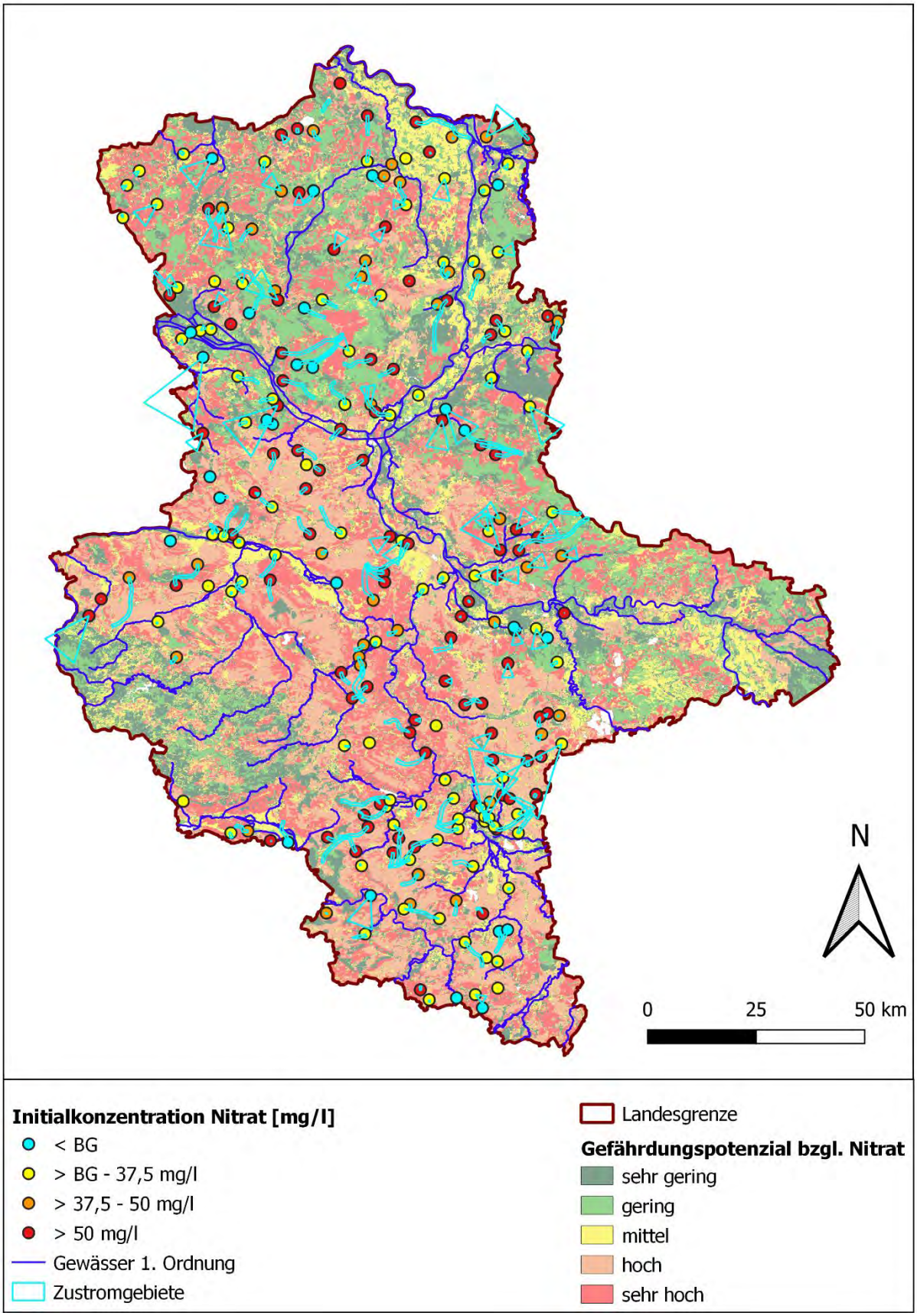

Abb. 54: Lage der Messstellenzustromgebiete bezogen auf die von FZJ 2016 ausgewiesenen „Risikogebiete“ für die 252 untersuchten Messstellen mit hohem und sehr hohem Gefährdungspotential des Nitrateintrages in das Grundwasser.

8. Zusammenfassung

Die N_2/Ar-Methode ist laut Eschenbach (2012) und Eschenbach et.al. (2018) gut dafür geeignet, den Nitratabbau im Grundwasser zu ermitteln. Dies konnte durch die Ergebnisse des Projektes in Fortführung der initialen Messungen an 32 Messstellen des Landesmessnetzes in 2018 (HYDOR 2019) bestätigt werden. Es zeigt sich eine gute Übereinstimmung mit der qualitativen Ersteinschätzung des Nitratabbaus nach HYDOR (2017a, Hannappel et al. 2018), bei der an Hand der Parameter Sauerstoff sowie Redoxpotential und der Anwendung einer hydrochemischen Ganglinienanalyse langjährig gemessenerer Konzentrationen von Milieuparametern des natürlichen Nitratabbaus die Denitrifikationsleistung im Grundwasser eingestuft wurde.

An Messstellen mit einem starken Nitratabbau wurde - mit Ausnahme von nur einer Messstelle - ein Nitratabbau bzw. ein potenzieller Nitratabbau genauso zugeordnet wie bei der Ersteinschätzung in HYDOR (2017a). In den Klassen der aktuellen Studie „moderater“ (Abbau 50% - 90%)“, „geringer (Abbau < 50%)“ und „kein Nitratabbau“ (Abbau 0%)“ wurde hingegen auch von HYDOR (2017a) vermehrt „unsicherer Nitratabbau“ bzw. „kein Nitratabbau“ zugewiesen. Bestätigt werden konnte mit Kuhr et al. (2014), dass in Lockergesteinsbereichen im Vergleich zu Festgesteinsregionen mehr Nitrat abgebaut wird.

Bei der Interpretation der N_2/Ar-Methode muss beachtet werden, dass der Abbau in der ungesättigten Zone nicht erfasst werden kann. Die in den Untergrund eingetragenen Nitratkonzentrationen können somit höher als die an der Grundwasseroberfläche gemessenen Werte sein, da bereits im Boden und der ungesättigten Zone Nitrat abgebaut werden kann. Unsicherheiten der N_2/Ar-Methode können zum einen durch erhöhte Salzgehalte und damit verbunden verringerte Gaslöslichkeiten und zum anderen durch Entgasungsprozesse verursacht werden. Das N_2Ar-Check-Tool vom LBEG dient der Plausibilitätsprüfung der Ergebnisse, so können Auffälligkeiten, wie Entgasungsvorgänge, identifiziert und bei der Interpretation der Ergebnisse beachtet werden. Sowohl Entgasung als auch verringerte Gaslöslichkeiten führen zu einer Unterschätzung der initialen Nitratkonzentration. Mit Hilfe des Tools wurden von den 221 Proben (s. Abb. 55) drei als nicht belastbar und 42 weitere als hydrochemisch auffällig bewertet, 35 davon aufgrund von Entgasungsprozessen und sechs aufgrund anomaler Sauerstoffwerte.

Bei der Interpretation der Ergebnisse der N_2/Ar-Methode muss neben diesen Auffälligkeiten auch darauf geachtet werden, dass es sich sowohl räumlich als auch zeitlich um punktuelle Messungen handelt. In Bezug auf den zeitlichen Aspekt könnte ein Langzeitmonitoring dafür genutzt werden, die zeitliche Entwicklung der initialen Nitratkonzentration sowie des Exzess-N_2 zu überwachen, um beispielsweise einen Rückgang der Denitrifikation durch den Verbrauch von endlichen Reduktionsmitteln (DWA 2015) wie Schwefelsulfiden, zu erfassen. Zudem könnte in Verbindung mit einer Altersdatierung des Grundwassers ermittelt werden, aus welchem Zeitraum die Nitrateinträge stammen. So könnten auch Maßnahmen zur Reduktion des Nitrateintrags kontrolliert und nach ihrem Erfolg bewertet werden. Eine Methode zur Altersbestimmung ist z. B. die Tritium-Helium-Datierungsmethode nach Sültenfuß et al. (2009), welche bereits von

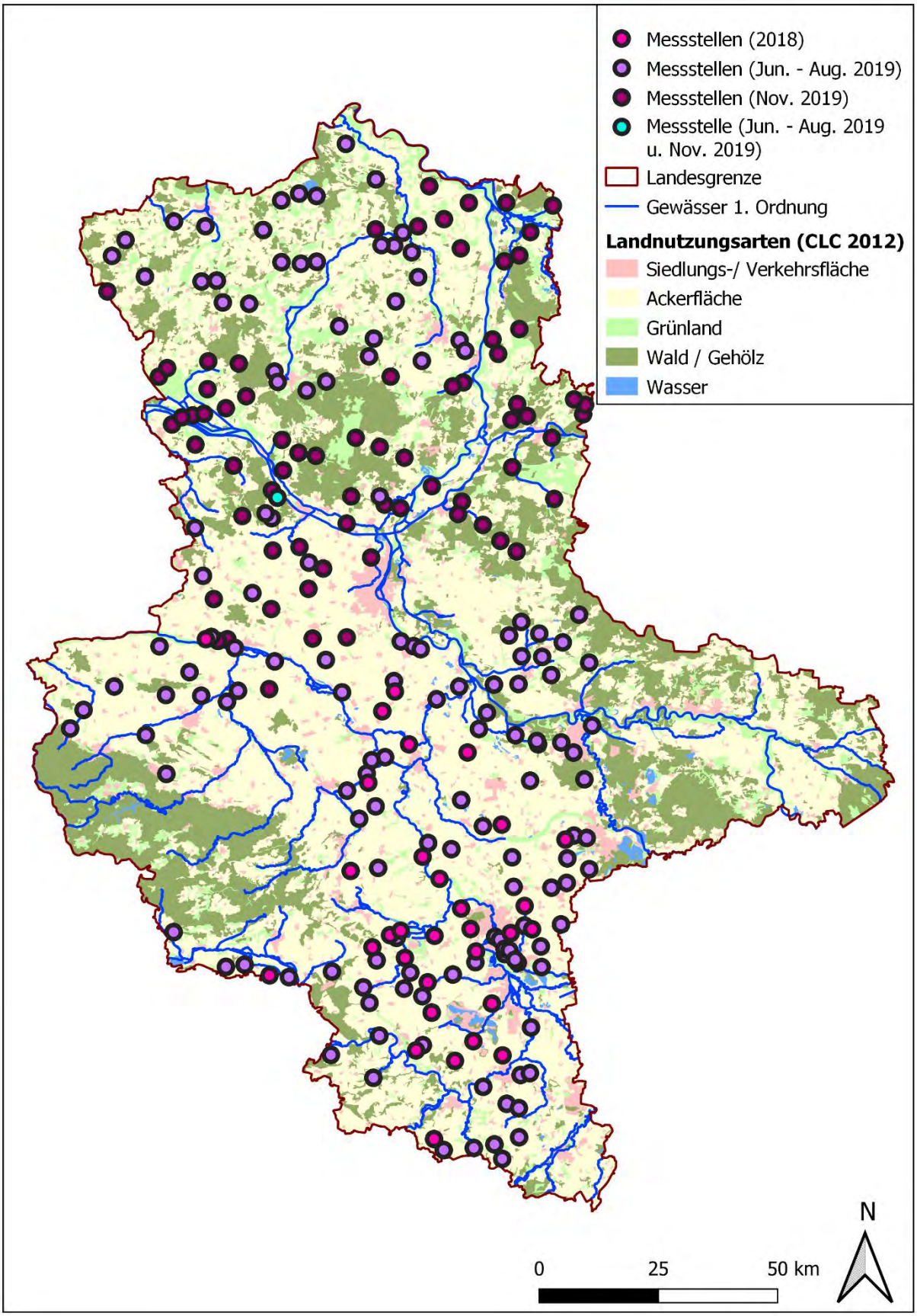

Abb. 55: Aggregierte Landnutzungsarten für Sachsen-Anhalt auf der Grundlage von CLC (2012) und Darstellung der Lage der Messstellen.

Eschenbach et al. (2018) in Verbindung mit der N_2/Ar-Methode für eine kleine Stichprobe in Niedersachsen angewandt wurde (Eschenbach et al. 2018).

Durch den irreversiblen Verbrauch der für den Nitratabbau notwendigen Reduktionsmittel könnte es in Zukunft zu einem Nitratdurchbruch ins Grundwasser kommen. Von den in 2019 untersuchten 220 Messstellen waren bei 56 Messstellen die initialen Nitratkonzentrationen größer gleich 50 mg/l sowie die aktuellen Nitratkonzentrationen kleiner gleich 50 mg/l.

Der Vergleich zwischen den modellierten Stickstoffausträgen aus dem Boden (FZJ) und den Ergebnissen der N_2/Ar-Methode zeigte, dass die modellierten Werte in den meisten Fällen deutlich höher waren. Dies kann damit begründet werden, dass die Denitrifikation in der ungesättigten Zone unterhalb des Bodens im Modell des FZJ vernachlässigt wird und weitere Unsicherheiten bzgl. des Modells sowie der definierten Zustromgebiete bestehen.

Für eine Minimierung der Unsicherheiten wäre es zum einen sinnvoll, die Zustromgebiete für alle betrachteten Messstellen des Landesmessnetzes unter Beachtung der Überströmung zu erstellen, wie dies von HYDOR (2018a, b) bereits für einige Messstellen in Sachsen-Anhalt geschehen ist. Dies ist besonders bei tiefen Messstellen von entscheidender Bedeutung. Zum anderen sollten die Denitrifikationsraten der verschiedenen Bodentypen mit Messungen im Feld validiert werden. Eine weitere Fehlerquelle des Vergleiches der Werte liegt darin begründet, dass das Modell für die Ermittlung der Stickstoffausträge aus dem Boden auf Grundlage des Stickstoff-Überschussniveaus von 2007 bis 2009 ermittelt wurde (Kuhr et. al 2014). Zwischenzeitliche strukturelle landnutzungsbezogene Änderungen des Stickstoffeintrages stellen eine weitere Ursache von Abweichungen dar. Eine Altersdatierung der - anhand von PIPER-Diagrammen als zumeist junger Genese identifizierten - Grundwässer könnte ggf. den Vergleich verbessern. Eschenbach et al. (2018) zeigten, dass sich durch den Ausschluss von älteren Wässern eine bessere Übereinstimmung zwischen den Ergebnissen des Modells zur Ermittlung der Stickstoffausträge und den Ergebnissen der N_2/Ar-Methode ergab. Ein Vergleich zwischen denen vom FZJ ermittelten Risikogebieten und den Ergebnissen zeigte, dass nicht immer mit steigendem Flächenanteil der Risikogebiete in den geohydraulisch ausgewiesenen Zustromgebieten die initialen Nitratkonzentrationen steigen, dass aber bei einem steigenden Anteil der Risikogebiete auch bei mehr Messstellen höhere initiale Nitratkonzentrationen gemessen wurden.

Die Reduktion von Nährstoffeinträgen in Gewässer dient dem Erreichen der Ziele der WRRL. Für das Grundwasser wird hierbei der gute chemische Zustand angestrebt. Die Bewertung des Zustandes beruht neben den Konzentrationen von Pflanzenschutzmitteln auch auf der Konzentration von Nitrat. Die N_2/Ar-Methode kann hierbei bei zeitlich regelmäßiger Durchführung dazu dienen, Maßnahmen zur Reduktion des Stickstoffeintrags im Zustromgebiet von untersuchten Messstellen zu bewerten. Zudem können unter Verwendung der Methode auch Regionen identifiziert werden, in denen sich derzeit in den aktuell gemessenen Nitratkonzentrationen noch keine Auffälligkeiten zeigen, weil die Reduktionsmittel im Untergrund zu einem Abbau von Nitrat führen und dennoch die initialen Nitratkonzentrationen erhöht sind.

9. Literatur

BAH - Büro für Angewandte Hydrologie (2015/2018): Ermittlung hydrologischer Bemessungs-/Bewirtschaftungsgrundlagen für das Land Sachsen-Anhalt auf der Basis des Wasserhaushaltsmodells ArcEGMO. Hrsg: Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft, 2015 / 2018.

Cremer, N. (2015): Nitrat im Grundwasser – Eintrag, Verhalten und Entwicklungstrends.- Energie / Wasser- Praxis, 5 / 2015, S. 32 – 39, Hrsg: DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V.

DIN 19732 (1997): Bestimmung des standörtlichen Verlagerungspotenzials von nichtsorbierbaren Stoffen.- Normenausschuss Wasserwesen im Dt. Institut für Normung, Beuth Verlag, Berlin.

DIN 38402-62 (2014): Plausibilitätskontrolle von Analysedaten durch Ionenbilanzierung (A 62). Normenausschuss Wasserwesen im Dt. Institut für Normung, Beuth Verlag, Berlin.

DVGW (2010): Grundsätze der Grundwasserprobennahme aus Grundwassermessstellen; Arbeitsblatt W 112 (A), wvgw Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn.

DVWK-Schriften (1996): Hydrogeochemische Stoffsysteme Teil I. Heft 110.

DVWK-Merkblätter zu Wasserwirtschaft (1997): Tiefenorientierte Probenahme aus Grundwassermessstellen. -H. 245.

DWA (2015): Stickstoffumsatz im Grundwasser. Hrsg.: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., DWA-Themenband T2-2015, Hennef.

DWA-A 920-1 (2016): DWA-Regelwerk, Arbeitsblatt 920-1, Bodenfunktionsansprache Teil 1: Ableitung von Kennwerten des Bodenwasserhaushalts. Hrsg.: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef.

Eschenbach, W. (2012): Bestimmung der Denitrifikation mit der N2/Ar-Methode und der 15N-push-pull Technik. Denitrifikation in Niedersachsen. Vortrag Tagung Denitrifikation in Niedersachsen, 18.4.2012.http://www.lbeg.niedersachsen.de/portal/live.php?navi

Eschenbach, W., Budziak, D., Elbracht, J., Höper, H., Krienen, L., Kunkel, R., Meyer, K., Well, R. & F. Wendland (2018): Möglichkeiten und Grenzen der Validierung flächenhaft modellierter Nitrateinträge ins Grundwasser mit der N_2/Ar-Methode.- Grundwasser – Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie, 23:125-139, Springer-Verlag.

FUGRO (2016): Aktualisierung des landesweiten Grundwasserkatasters.- Bericht der FUGRO Consult GmbH an den LHW Sachsen-Anhalt, Berlin (unveröff.).

Fritz+Fröhlich (2013): Erweiterung und Aktualisierung der Datenbasis KONTA LSA durch Auswertung und Übernahme der Ergebnisse von neu beprobten Quellen und GÜSA-Messstellen einschließlich Bewertung der regionalen Grundwasserbeschaffenheit zum Stand 2012 (unveröff.).

Gabriel, B., Ziegler, G., Schultze, M., Kunzmann, R., Bufe, J., Fischer, H., Pohl, A., Schwarze, R. & N. Büh-nemann (1989): Das Grundwasser – Einfluss der Landwirtschaftlichen Produktion.-Hrsg.: Wasserwirt-schaftsdirektion Saale-Werra, Forschungsbereich Erfurt.

Gröger-Trampe, J. & S. Heumann (2018): N_2ArCheck – Ein Tool zur Auswertung und Qualitätssicherung von Ergebnissen der N_2/Ar-Methode.- Tagungsband FH-DGGV-Tagung Ruhr-Universität Bochum.

Guntau M., Pälchen W., Störr M. & O. Hartmann (Hrsg.) (2011): Ausgewählte Forschungs- und Erkundungsergebnisse auf dem Gebiet der Hydrogeologie in der DDR – in - Zur Geschichte der Geowissenschaften in der DDR - Teil 2.- Schriftenreihe für Geow. Heft 18/2010, S. 369 – 398, Bad Kissingen.

G.U.T (2014): Ermittlung von Einzugsgebieten für zum Monitoring genutzte Quellen. G.U.T. (Gesellschaft für Umweltsanierungstechnologien mbH) an den LHW Sachsen-Anhalt, Merseburg (unveröff.).

Hannappel, S., Köpp, C. & T. Bach (2018): Charakterisierung des Nitratabbauvermögens der Grundwasserleiter in Sachsen-Anhalt.- Zeitschrift Grundwasser, Hrsg.: Fachsektion Hydrogeologie in der Deutschen Gesellschaft für Geowissenschaften e.V. (https://doi.org/10.1007/s00767-018-0402-7).

Hölting, B. & W. G. Coldewey (2009): Hydrogeologie.- 7. Auflage, Spektrum Akad. Verlag, Heidelberg.

HYDOR (2013): Fundstellenaufklärung an ausgewählten Messstellen des Landesmessnetzes hinsichtlich Nitrat, Ammonium und Planzenschutzmittelwirkstoffen.- Unveröffentlichtes Gutachten der HYDOR Consult GmbH an das Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie MV, Berlin.

HYDOR (2017a): Charakterisierung der Milieubedingungen im Grundwasser als Voraussetzung für die Quantifizierung des Nitratabbauvermögens in Sachsen-Anhalt.- Bericht der HYDOR Consult GmbH an den Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, Berlin.

HYDOR (2017b): Geogene Hintergrundwerte für das Grundwasser in Sachsen-Anhalt und Ableitung von Schwellenwerten.- Bericht der HYDOR Consult GmbH an den Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, Berlin (unveröff.)

HYDOR (2018a): Bestimmung der Zustromgebiete relevanter Grundwassermessstellen als Grundlage der Abgrenzung der §13-Gebiete nach Düngeverordnung im Land Sachsen-Anhalt - Bericht der HYDOR Consult GmbH an den LHW Sachsen-Anhalt, Berlin.

HYDOR (2018b): Pilothafte Ausgrenzung der §13-Gebiete nach Düngeverordnung im Grundwasserkörper „SAL GW 014“. - Bericht der HYDOR Consult GmbH an den Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, Berlin.

HYDOR (2018c): Erarbeitung eines Regionalisierungsverfahrens zur Bewertung des chemischen Zustands von Grundwasserkörpern nach EG-WRRL und zur Ermittlung der flächenhaften Ausdehnung von Grundwasserbelastungen (17/N/0949/MD).- Bericht der HYDOR Consult GmbH an den LHW Sachsen-Anhalt, Berlin.

HYDOR (2019): N_2/Ar - Untersuchungen an ausgewählten Grundwassermessstellen in Sachsen-Anhalt 2018. Bericht der HYDOR Consult GmbH an den LHW Sachsen-Anhalt, 05.03.2019, Berlin.

Kuhr, P. Kunkel, R., Tetzlaff, B. & F. Wendland (2014): Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt unter Anwendung der Modellkombination GROWA-WEKU-MEPhos.- FZ Jülich, Endbericht vom 25.04.2014, Jülich.

Kunkel, R. & F. Wendland (1999): Das Weg-/Zeitverhalten des grundwasserbürtigen Abflusses im Elbe-ein-zugsgebiet.- Hrsg.: Forschungszentrum Jülich, Reihe Umwelt, Band 19, ISBN 3-89336-249-5.

Kunkel R. & Wendland F. (2016): Fortführung und Weiterentwicklung der Nähstoffmodellierung Sachsen-Anhalt. FZ Jülich, Bericht 2015 zum Projekt.

Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW) (2004): Merkblatt Grundwasserprobenahme. Fachbereich Chemie; Oberirdische Gewässer/Grundwasser.

LHW (2012): Bericht zur Beschaffenheit des Grundwassers in Sachsen-Anhalt 2001-2010.- Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt; S. 1–161, Magdeburg.

LHW (2019): Wasserhaushalt ArcEGMO 2017/2018.

LAWA (1995): Probennahme von Grundwasser. AQS-Merkblatt zu den Rahmenempfehlungen der LAWA für die Qualitätssicherung bei Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchungen (P-8/2).

NLWKN (2012): Messung des Exzess-N_2 im Grundwasser mit der N_2/Ar-Methode als neue Möglichkeit zur Prioritätensetzung und Erfolgskontrolle im Grundwasserschutz.- Herausgeber: Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Band 15, Hannover.

Piper, A. M. (1944): A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analysis.- Trans. Am. Geophys. Union, 25, pp. 914-928, Washington D. C.

Reutter, E. (2011): Hydrostratigrafische Gliederung Niedersachsens.- Herausgeber: Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), Geofakten 21, Hannover.

Sültenfuß, J., Roether, W., Rhein, M. (2009): The Bremen mass spectrometric facility for the measurement of helium isotopes, neon, and tritium in water. Isotopes Env. Health Stud. 45(2), 83–95 (2009)

UBA (2011): CORINE Land Cover - Aktualisierung 2006 für Deutschland.- Umweltforschungsplan des des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Förderkennzeichen 3707 12 200 und 3708 12 200, Hrsg.: UBA-FB 001413, Texte 13/2011, Dessau.

Voigt (1987): Nutzerrichtlinie Hydrogeologisches Kartenwerk der DDR 1 : 50 000.- Hrsg.: Zentrales Geologisches Institut, Berlin (unveröff.).

WHG (2009): Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 18. Juli 2017 (BGBl. I S. 2771) geändert wurde.

Wisotzky, F. (2011): Angewandte Grundwasserchemie, Hydrogeologie und hydrogeochemische Modellierung.- Springer, Berlin.